

NILU: OR 58/2008
REFERANSE: O-107163
DATO: SEPTEMBER 2008
ISBN: 978-82-425-2017-3 (trykt)
978-82-425-2018-0 (elektronisk)

Konsekvenser av utslipp til luft fra Goliat-feltet

Underlag for konsekvensutredning

**Tore Flatlandsmo Berglen, Tore Høgåsen, Svein
Knudsen, Magne Osmundsen, Arild Sundfjord, Bente
M. Wathne, Per Arild Aarrestad**

NILU: OR 58/2008
REFERANSE: O-107163
DATO: SEPTEMBER 2008
ISBN: 978-82-425-2017-3 (trykt)
978-82-425-2018-0 (elektronisk)

Konsekvenser av utslipp til luft fra Goliat-feltet

Underlag for konsekvensutredning

**Tore Flatlandsmo Berglen¹⁾, Tore Høgåsen²⁾,
Svein Knudsen¹⁾, Magne Osmundsen¹⁾, Arild
Sundfjord²⁾, Bente M. Wathne²⁾, Per Arild
Aarrestad³⁾**



1)
Norsk institutt for luftforskning
Postboks 100, 2027 Kjeller



2)
Norsk institutt for vannforskning
Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo



3)
Norsk institutt for naturforskning
N - 7485 Trondheim

Innhold

	Side
Sammendrag	3
1 Innledning	5
2 Utslipp, luftkvalitetskriterier og tålegrenser	6
2.1 Generelt om komponentene som slippes ut.....	6
2.2 Administrative normer	8
2.3 Luftkvalitetskriterier.....	8
2.4 Tålegrenser for forsurening, eutrofiering og bakkenært ozon	10
2.4.1 Forsuring	11
2.4.2 Eutrofiering	12
2.4.3 Bakkenært ozon.....	15
3 Dagens situasjon	16
3.1 Avsetninger og bakgrunnsnivåer.....	16
3.2 Forsuring av overflatevann.....	20
3.3 Vegetasjon og gjødslingseffekter av nitrogen.....	23
4 Utslipp fra aktiviteter på Goliat-feltet.....	24
5 Meteorologiske forhold	26
5.1 Vindretning.....	27
5.2 Vindstyrke	27
5.3 Spredningsforhold i måleperioden	28
5.4 Nedbør.....	29
6 Estimering av timemiddelkonsentrasjoner	30
6.1 Enhetsutslipp vs. skalerte utslipp	30
6.2 Skalerte utslipp.....	30
6.2.1 S2B	31
6.2.2 FPSO	31
6.2.3 Skip.....	31
7 Estimering av årsmiddelkonsentrasjoner	34
7.1 Årsmiddel i installasjonenes nærområde.....	34
7.1.1 S2B Offshore Oppstart 2013	35
7.1.2 S2B Drift 2016	36
7.1.3 FPSO Oppstart 2013.....	37
7.1.4 FPSO Drift 2016.....	38
7.1.5 Oppsummering ang. årsmiddel i installasjonenes nærområde	38
8 Årsmidlede avsetninger	39
8.1 Avsetninger fra INPUFF for drift i 2016	39
8.2 Avsetninger fra EIF-Air	42
9 Påvirkning på vann og forsureningssituasjonen pga. utslipp fra Goliat	43
9.1 Ferskvann	43
9.2 Marint miljø.....	45
10 Påvirkningen på vegetasjon pga. utslipp fra Goliat.....	47

10.1	Metodikk	47
10.2	Effekter på vegetasjon.....	47
11	Dannelse av bakkenært ozon pga. utslipp fra Goliat.....	47
12	”Environmental Impact Factor” - EIF	49
13	Referanser	51
	Vedlegg A Beregning av tålegrenser og overskridelse av tålegrenser for tilførsler av syre til overflatevann.....	55
	Vedlegg B Utslippstall for Goliatfeltet	61

Sammendrag

NILU (Norsk Institutt for Luftforskning) har på oppdrag fra Eni Norge vurdert konsekvensene av utslipp til luft fra aktiviteter på Goliat oljefelt i Finnmark vest i Barentshavet. Prosjektet er et samarbeid mellom NILU, NIVA (Norsk Institutt for Vannforskning) og NINA (Norsk Institutt for naturforskning) hvor NILU er koordinator. Denne rapporten vil være en del av underlagsmaterialet for konsekvensutredning.

To forskjellige utbyggingsscenarier er vurdert, S2B ("Shore to Beach" hvor oljen føres i land til et prosesseringsanlegg på Slettnes) og FPSO ("Floating Production, Storage and Offloading" hvor boring og prosessering skjer offshore). Begge scenarier vil medføre en oppstartsperiode på 2-3 år med høye utslipp, etterfulgt av en driftsperiode på 15-20 år med mindre utslipp.

Det er utført modellberegninger av timemiddelkonsentrasjoner og årsmiddelkonsentrasjoner av komponentene som slippes ut. Resultatene er sammenlignet med gjeldende luftkvalitetskriterier og grenseverdier samt arbeidstilsynets administrative normer. Utslippene fra Goliat vil ikke føre til overskridelser av noen terskelverdier. Utslippene av NO_x i oppstartsperioden ved FPSO-konseptet gir høye verdier av NO_x, men etter vurdering forventes det ingen overskridelse av arbeidstilsynets administrative normer for NO₂.

Utslipp til luft fra Goliat vil gi økt avsetning av svovel og nitrogen på regional skala. Det er gjort modellberegninger av avsetning med to forskjellige modellkonsepter på to forskjellige skalaer. Resultatene viser at utslipp fra Goliat vil utgjøre mellom 1 % og 5 % av bakgrunnsavsetningen (for hhv. FPSO og S2B).

Konsekvensene av økt avsetning og dets virkning på vann og forsuringssituasjonen er vurdert. Utslippene fra de to utbyggingsscenariene vil ikke gi noen merkbar økning i forsuringbelastningen i området. For marint miljø vil økt avsetning av nitrogen ikke gi noen merkbar effekt for algeproduksjonen i influensområdet.

Likeledes er virkningen av økt nitrogenavsetning og dets betydning for flora (vegetasjon) vurdert med tanke på eutrofiering (overgjødning). Utslippene fra Goliat vil ikke føre til overskridelse av eksisterende tålegrenser for vegetasjon. Det antas derfor at utslippene ikke vil ha noen gjødslingseffekt på vegetasjonen i influensområdet. Konsekvensene for fauna (dyreliv) er ikke vurdert.

Betydningen av NO_x-utslippene for bakkenært ozon er vurdert. Bakgrunnsnivåene over hele landet er allerede slik at SFTs grense på 60 µg/m³ som 8-timersmiddel er overskredet. Bidraget fra Goliat vil sannsynligvis være marginalt med tanke på overskridelser. Når det gjelder AOT-40 er Finnmark i dag langt under UN-ECES terskelverdier. Samlet konklusjon er derfor at Goliat-utslippene ikke vil ha målbar effekt med tanke på ozon.

Det er også gjort beregninger i EIF-Air (Environmental Impact Factor for emissions to Air) for de to scenariene. Disse viser at FPSO-konseptet klart har mindre konsekvenser for natur og miljø enn S2B. Dette skyldes hovedsakelig at utslippene da skjer til havs og lenger unna sårbare landområder.

I denne rapporten vises det at konsekvensene av utslipp til luft er små, både i forhold til eksisterende nivåer og i forhold til tålegrenser. Utbygging av Goliatfeltet vil alt i alt ha liten negativ betydning for natur og miljø med tanke på utslipp til luft. Samtidig er utbygging i Nord-Norge og i særdeleshet Finmark et ”mange bekker små”-problem. Mange prosjekter har hver for seg små konsekvenser, men samlet sett kan de ha betydning for naturmiljøet i regionen. Grunnet lavere solinnstråling er det lavere biologisk aktivitet langt nord og miljøet er ikke så ”robust” som lenger sør. I tillegg er eksisterende tålegrenser for arktisk-alpine naturtyper noe usikre. Dette er en betraktning som ikke kommer til anvendelse i denne omgang, men som kan være relevant i fremtiden med økt aktivitet og eventuelt økt utbyggingstakt i nord.

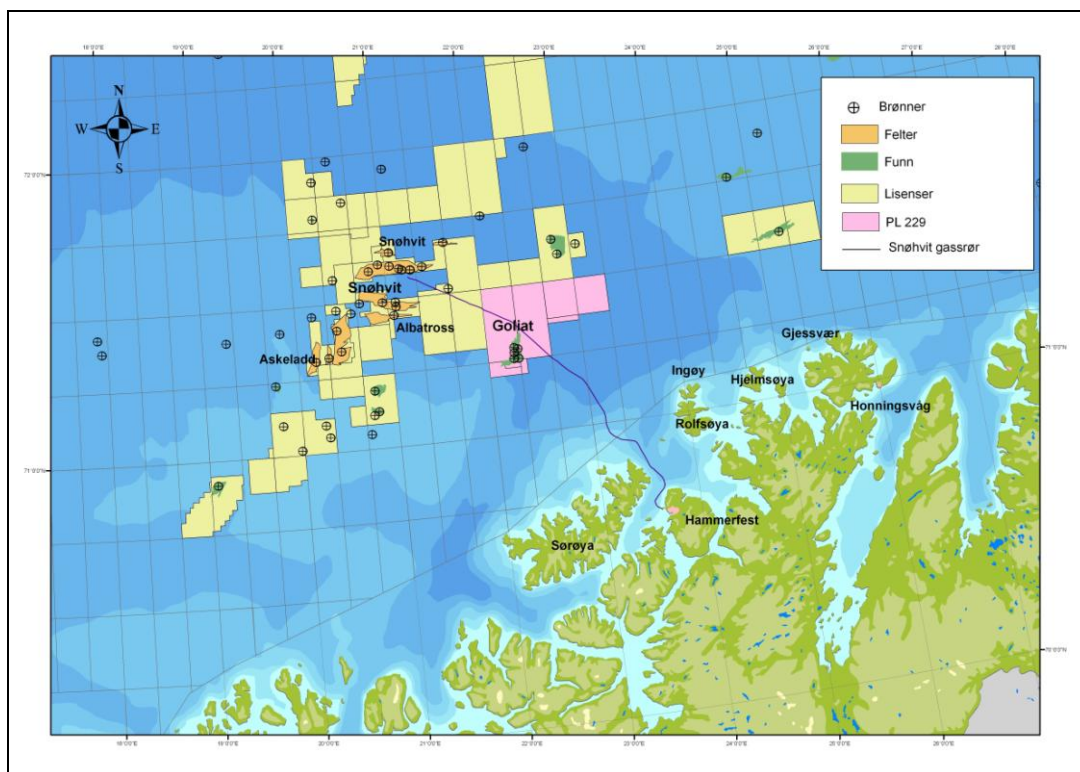
Konsekvenser av utslipp til luft fra Goliat-feltet

Underlag for konsekvensutredning

1 Innledning

Eni Norge har bedt Norsk Institutt for Luftforskning (NILU) om å utrede virkningene av utslipp til luft fra aktivitetene rundt alternative utbyggingsløsninger for Goliat-feltet i Finnmark vest i Barentshavet. Denne rapporten vil være underlagsmateriale for konsekvensutredningen.

Goliat ligger omlag 85 km ut i havet nordvest for Hammerfest og 50 km sørøst for Snøhvitfeltet (se Figur 1). De første funnene ble gjort i 2000 og feltet består hovedsakelig av olje, men også noe gass. De utvinnbare reservene er anslått til 250 millioner fat oljeekvivalenter.



Figur 1: Goliatfeltets beliggenhet i Barentshavet (Kartkilde: Eni Norge).

Utslipp til luft for to alternative utbyggingsløsninger er vurdert:

- S2B ("subsea to beach"): boring offshore og prosessanlegg på land ved Slettnes. Dette alternativet medfører utslipp fra anlegget ved Slettnes, samt noe utslipp fra skip i trafikk mellom Slettnes og Hammerfest.
- FPSO ("floating production, storage and offloading"): produksjon til havs. Dette alternativet medfører utslipp offshore, samt noe utslipp fra støttefartøyer i trafikk mellom Goliatfeltet og Hammerfest.

Begge alternativene medfører en utbyggingsperiode på ca. 3 år med utslipp offshore, etterfulgt av en driftsperiode på 15 år med mindre utslipp.

Utslipp fra stasjonære kilder og fra skipstrafikk er vurdert. Det er gjort beregninger for å fastslå maksimale timemiddelkonsentrasjoner av NO_x , NH_3 og SO_x , middelkonsentrasjoner for et år av NO_x og SO_x , avsetning av nitrogen og svovel ved opptak i planter og overflater og avsetning ved nedbør. Påvirkningen av bakkenært ozon er diskutert. Resultatene er vurdert opp mot SFTs luftkvalitetskriterier og tålegrenser for vegetasjon og overflatevann. Påvirkningen på vann og forsuringssituasjonen pga. utslipp fra Goliat er vurdert, likeledes påvirkningen på vegetasjon som følge av utslippene.

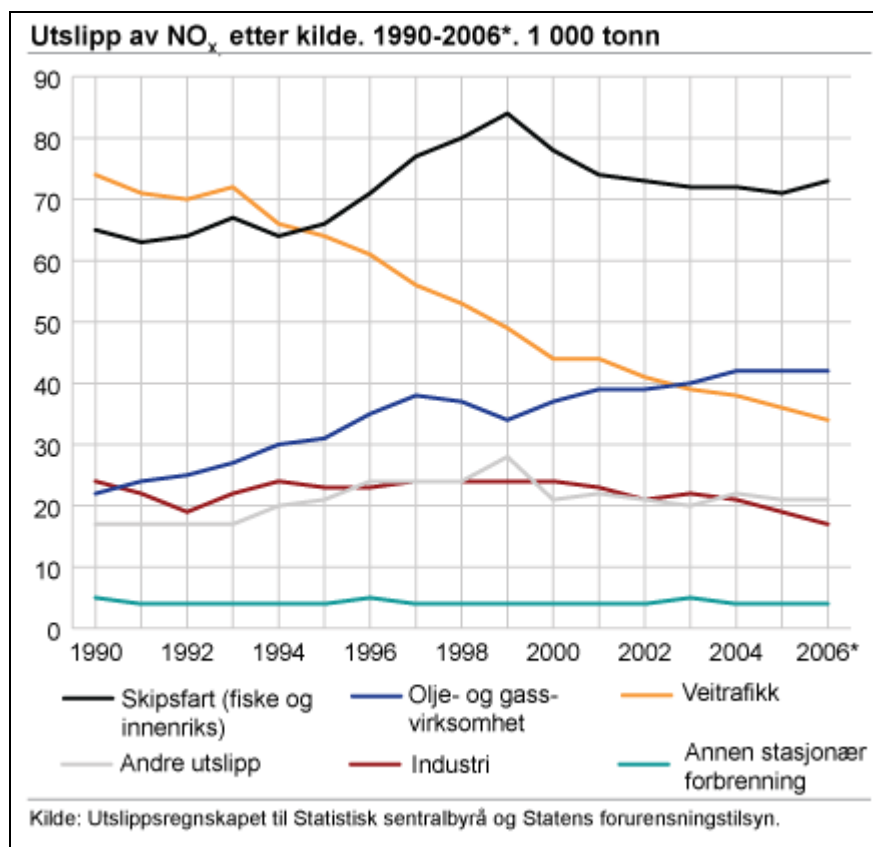
2 Utslipp, luftkvalitetskriterier og tålegrenser

I denne studien er transport, spredning og avsetning av NO_x , NH_3 og SO_x vurdert. Først gis en kort generell innføring om komponentene som slippes ut. Deretter hvilke standarder og grenseverdier de beregnede konsentrasjonene vurderes opp mot. Konsentrasjonene vil bli vurdert opp mot arbeidstilsynets administrative normer som gjelder innenfor Eni sitt industriområde (offshore/onshore). Disse normene går på arbeidsmiljø med tanke på arbeidernes helse og er høyere enn generelle grenseverdier. Deretter vil konsentrasjonene bli vurdert opp mot nasjonale og internasjonale luftkvalitetskriterier. Disse kriteriene er gitt av bl.a. Statens Forurensningstilsyn (SFT) og EU og kommer til anvendelse når det gjelder eksponering på befolkningen. Konsentrasjonene og avsetningstallene for utslippene fra Goliat vil også bli vurdert opp mot tålegrenser i naturen. Dette med tanke på mulige miljøeffekter som forsuring, eutrofiering (overgjødning av N) og bakkenært ozon.

2.1 Generelt om komponentene som slippes ut

Nitrogenoksider: NO_x ($\text{NO} + \text{NO}_2$) dannes ved forbrenning ved høy temperatur. Mesteparten av NO_x slippes ut i form av NO (~90-95% som NO avhengig av kildetype), mens resterende slippes ut som NO_2 . De viktigste antropogene (menneskeskapte) kildene til NO_x er vist i Figur 2. Utslipp fra skip og båter (kysttrafikk og fiske) er den dominerende kilden til NO_x . Olje- og gassrelatert virksomhet er tredje største kildetype. De viktigste naturlige kildene av NO_x er lyn og utslipp fra jord. NO_2 er en giftig gass og det er derfor etablert strenge luftkvalitetskrav og grenseverdier.

Tall for 2006 viser at olje- og gassvirksomheten sto for 27 prosent av de norske NO_x -utslippene. I likhet med skipsfart (fiske og innenriks) er dette en viktig utslippskilde, ikke bare fordi den har store utslipp, men også fordi utslippene fra olje- og gassvirksomheten har vokst med 72 prosent siden 1990. Det betyr at den relative betydningen av utslippene fra olje- og gassutvinning har økt. (Figur 2).



Figur 2: NO_x-utslipp fra norske kildetyper i perioden 1990 – 2006 (*foreløpig tall for 2006) i forhold til utslipp i 1990. (Kilde: Statistisk sentralbyrå).

Mesteparten av NO_x tapes ved at det går over til HNO₃/NO₃⁻. HNO₃ er svært vannløselig og tapes ved våtavsetning i nedbør. Løst i vann bidrar HNO₃ til forsurening av nedbør og vassdrag. Nitrogen fungerer som gjødsel, planter og alger trenger nitrogen for å vokse, men for mye nitrogen kan virke skadelig og bl.a. forskyve artssammensetningen mot nitrogensterke arter. Til sist er NO_x viktig med tanke på ozon (O₃). Reaksjoner mellom NO_x og hydrokarboner med sollys tilstede gir dannelse av ozon. Ozon er svært reaktivt (fritt radikal) og er skadelig for planter og dyr.

Levetiden for NO_x i atmosfæren er typisk en dag. Levetiden for HNO₃ avhenger av nedbøren, men er i størrelsesorden noen dager.

NH₃: Ammoniakk er en viktig komponent i jordas nitrogenkretsløp. Hovedkilden til atmosfærisk NH₃ er nitrogenfikserende bakterier i jord som binder N₂ og omdanner det til NH₃, såkalt biologisk nitrogenfiksering. NH₃ er vannløselig og i atmosfæren tapes NH₃ ved våtavsetning (egentlig da som NH₄⁺). I jord bidrar NH₃ til forsurening.

Svoveldioksider: SO_x (her ment som mesteparten SO₂ pluss noe sulfat [SO₄²⁻]) dannes og slippes ut fordi dieselen som brukes som drivstoff inneholder noe svovel. Industri (bl.a. smelteverk) har vært blant de største antropogene (menneskeskapte) kildene av SO₂, skipsfart er en annen stor kilde. De

antropogene utslippene av svovel er sterkt redusert i Europa de senere år pga. rens tiltak. Angående naturlige utslipp er vulkaner en viktig svovelkilde, samt DMS (dimetylsulfid, CH_3SCH_3) fra alger i hav. På global skala har sulfatpartikler betydning for jordas strålingsbalanse og klima, men for denne studien er svovel viktig med tanke på sur nedbør (H_2SO_4 løst i vann) som bidrar til forsuring av jord og vann. Sur nedbør er mindre kritisk i Norge i dag enn det var for få år tilbake. Grunnen til dette er at utslippene har gått ned. Dog kan SO_2 og sur nedbør være kritisk for det østlige Finnmark på grunn av store utslipp av SO_2 fra de russiske smelteverkene i Nikel og Zapolarnij.

Levetiden for SO_2 i atmosfæren er typisk en dag. Levetiden for H_2SO_4 avhenger av nedbøren, men er i størrelsesorden noen dager.

NMVOC (non-methane volatile organic compounds): Dette er en stor gruppe gasser som også blir kalt hydrokarboner. Som navnet sier består de av hydrogen (H) og karbon (C), i tillegg kan de inneholde for eksempel oksygen (O). Enkleste hydrokarbonet i atmosfæren er metan (CH_4 , ikke inkludert i NMVOC). Det finnes et stort antall mer eller mindre kompliserte hydrokarboner. Det er store naturlige utslipp av hydrokarboner, bl.a. fra vegetasjon, slik at det er et naturlig bakgrunnsnivå. Mesteparten av hydrokarbonene vil oksideres/brytes ned og ende opp som CO_2 . I denne oksidasjonen kan det dannes ozon hvis det er tilstrekkelig NO_x tilstede. Levetiden for hydrokarboner i atmosfæren varierer, fra ~10 år for metan og nedover. Jo mer komplisert molekylstruktur, jo kortere levetid.

2.2 Administrative normer

Arbeidstilsynet har definert maksimale konsentrasjoner som ikke må overskrides i arbeidsmiljøet, se "Veiledning om administrative normer for forurensning i arbeidsatmosfære", tilgjengelig fra for eksempel:

<http://www.arbeidstilsynet.no/c28864/artikkel/vis.html?tid=28880>.

Det er disse grenseverdiene som gjelder innenfor et industriområde og som verdiene vurderes mot (se Tabell 1).

Tabell 1: Administrative normer for de forskjellige komponentene omtalt i denne rapporten. Verdiene er gitt i mg/m^3 .

Komponent	Administrativ norm
Nitrogendioksid (NO_2)	1,1 mg/m^3
Ammoniakk (NH_3)	18 mg/m^3
SO_2	2 mg/m^3
NMVOC	ingen generell grenseverdi, gitt for enkelte spesifikke hydrokarboner

2.3 Luftkvalitetskriterier

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

I 1997 utarbeidet Miljøverndepartementet forskrift til Forurensningsloven basert på Stortingets vedtak. I forskriften ble det fastsatt kartleggings- og tiltaksgrenser. 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, 1995). 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.

Miljøverndepartementet vedtok høsten 1998 Nasjonale mål for luftkvalitet for byer og tettsteder som skulle 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 2 gir et sammendrag av de ulike grenseverdiene og kriteriene.

Tabell 2: 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⁾
SO ₂	SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier			90	40	
	Nasjonalt mål			90		
	Forurensningslovens tiltaksgrense			200 ²⁾		
	Forurensningslovens kartleggingsgrense			90		
	EUs grenseverdier (og antall tillatte overskridelser)	350 ²⁾ (24 pr. år)			125 ²⁾ (3 pr. år)	
Ozon	SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier	100	80			

1) skal overholdes innen 1.1.2010

2) gjeldende fra 1.1.2005

2.4 Tålegrenser for forsurening, eutrofiering og bakkenært ozon

I denne rapporten vil man også gå inn på effekter av utslipp fra Goliat med tanke på forsurening, eutrofiering og bakkenært ozon og sammenstille dette mot naturens tålegrenser (se Kap. 9, 10 og 11). Når man snakker om konsekvenser av utslipp og tålegrenser så må man ha i minne at konsekvensene for miljøet avhenger ikke bare av mengde utslipp, men også av utslippssted, utslippsbetingelser, meteorologi og topografi i området, naturens sårbarhet, etc. Derfor er konsekvensen av utslippene fra de forskjellige kildetyperne ikke direkte proporsjonalt med utslippenes størrelse. For eksempel vil utslipp av nitrogen og svovel langt til havs ha mindre negative konsekvenser for miljøet enn utslipp på land. Dette fordi utslipp til havs hovedsakelig vil avsettes på havet, hvor konsekvensene av avsetningene vil være mindre enn på land.

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.”

Tålegrensedefinisjonen gir oss en ramme for å lage tallmessig anslag for de belastninger som kan gi uønskede skader.

2.4.1 Forsuring

Dagens atmosfæriske konsentrasjon av CO₂ gir en "naturlig" pH på 5,6 (naturlig i anførselstegn da en stor andel av CO₂-konsentrasjonen er menneskeskapt). CO₂ bidrar derved til at den "rene, naturlige" atmosfæren i utgangspunktet er sur (dvs. lav pH/høy konsentrasjon av H⁺ ioner). Forurenset luft og nedbør inneholder nitrogen og svovel i form av nitrat (NO₃⁻) og ammonium (NH₄⁺) og sulfat (SO₄²⁻). Disse komponentene bidrar til forsuring av jord og vann i Norge. Særlig vannforsuring er et betydelig problem i

Norge. Problemet er spesielt stort på Sør- og Sørvestlandet, men registreres også på Østlandet og i Øst-Finnmark. Langtransporterte svovel- og nitrogenforbindelser fra kilder ellers i Europa er viktigste årsak til forsuringsproblemer i Norge.

Svovelutslippene i Norge har gått betydelig ned de siste årene, og de petroleumsrelaterte utslippene er små. Utslippene fra sokkelen bidrar bare til oksidert nitrogen (NO_x, NO₃, osv.) og ikke til redusert nitrogen (ammoniakk og ammonium) som hovedsakelig stammer fra landbruket. 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 tilførselene av nitrogen med nedbøren i dag 20-30% (av vekt) høyere enn tilførselene 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 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. Hydrogenioner gjør vannet surt og aluminiumioner kan gi biologiske skader.

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. Det er derfor 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 vege-

tasjonen kan bruke, vil "overskuddet" renne gjennom jordsmonn og løsmasser og ende i vassdragene som nitrat. Nitrasyon vil da virke forsurende på samme måte som sulfat gjør.

Det er gjort empiriske undersøkelser som viser at for skogkledde økosystemer må den årlige N-belastningen ligge på minst 900 mg N/m²/år for at tilført N 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 N-deposisjon og N-konsentrasjon i overflatevann. De høyeste N-konsentrasjonene i vann finnes derfor i områder av landet med den høyeste N-deposisjonen (Skjelkvåle et al., 1996).

Tålegrenser for forsuring av overflatevann er knyttet til en grenseverdi for ANC (ANC = Acid Neutralising Capacity, norsk: syrenøytraliserende kapasitet). ANC beregnes fra konsentrasjonen av ioner i vann og angir hvor mange syreekvivalenter som kan nøytraliseres av de andre ionene tilstede i vannet. Grenseverdien for ANC er basert på informasjon om vannkjemi og fiskestatus, basert på resultater fra "1000-sjøers undersøkelsen" i 1986 (Henriksen et al., 1988). Resultatene fra dette arbeidet viste at for verdier av ANC < 20 µekv/l er det stor sannsynlighet for skader på fiskepopulasjoner.

Det har vist seg at grenseverdien på ANC < 20 µekv/l ikke alltid er holdbar. Det finnes områder i Norge hvor livet i vann (akvatisk biota) er tilpasset lavere ANC-verdier enn 20 µekv/l og det finnes områder som er tilpasset høyere verdier. Vi har antatt at grenseverdien for ANC har en sammenheng med tålegrensen. Fisk og andre akvatiske organismer i områder som har lave tålegrenser vil sannsynligvis være tilpasset en lavere ANC-verdi enn områder med høye tålegrenser. For ikke å beregne for store arealer med overskridelsene av tålegrensen ved å bruke en for høy fast grenseverdi for ANC, har vi innført en variabel ANC som er en funksjon av tålegrensen. I områder med lave tålegrenser er grenseverdien for ANC satt = 0 µekv/l, og stiger til ANC = 50 µekv/l i områder med høy tålegrense (Henriksen og Buan, 2000).

2.4.2 Eutrofiering

Nitrogen virker som gjødsel for vegetasjon, for mye tilført nitrogen kan ha uønskede effekter. Naturlig tilført nitrogen til vegetasjon og jord kommer fra atmosfæren i form av våt- og tørravsetninger. I tillegg kan plantene selv ta opp og binde nitrogen fra luften ved såkalt biologisk nitrogenfiksering. I Norge vil nitrogenforbindelser i stor grad bli tatt opp av vegetasjonen, fordi vegetasjonstypene for en stor del har en underoptimal tilgang på nitrogen (jfr. Stuanes og Abrahamsen, 1996). Ulike vegetasjonstyper har ulik evne til å nyttiggjøre seg økt nitrogen tilgang. Således kan økt nitrogen føre til at nitrogenelskende planter fortrenger arter med lite krav til nitrogen, og artssammensetningen forandres mot mer nitrogenkrevende vegetasjon, særlig med dominans av urter og gras. (Tamm, 1991).

Grensen for hvor mye nitrogen naturen kan nyttiggjøre seg før den endrer karakter (tålegrensen), avhenger sterkt av jordsmonn og hva slags vegetasjon som finnes i området. Tålegrensen for ulike vegetasjonstyper/naturtyper varierer mellom 500

og 4000 mg N/m² per år (Tabell 3). Tålegrensene for naturtyper er empiriske, dvs. at de er fastsatt på bakgrunn av observerte endringer i økosystemet ved hjelp av eksperimentelle data, feltobservasjoner og dynamiske økosystemmodeller (Grennfelt og Thörnölöf, 1992; Achermann og Bobbink, 2003).

Endringer i plantevekst, artssammensetning og kjemiske substanser i planter 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, usikkerhet i avsetningsverdier, variasjoner i økosystemenes nærings- og klimaforhold og ulik kulturpåvirkning. Ut fra kunnskapsnivået blir tålegrensene angitt som enten pålitelige, ganske pålitelige eller mer usikre ekspertvurderinger (Tabell 3).

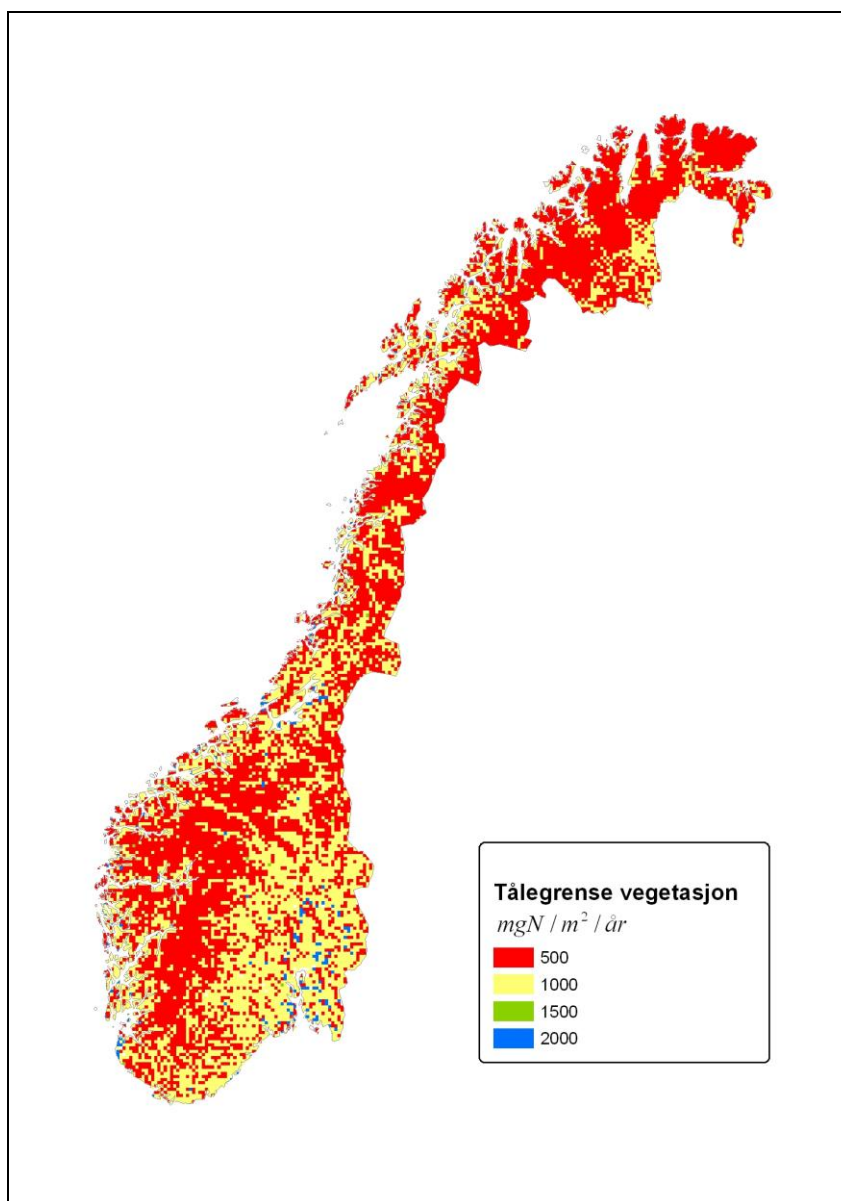
Tabell 3: N-tålegrensener for norske naturtyper/vegetasjonstyper (EUNIS-klasse i parentes) innen influensområdet, og mulige effekter ved tålegrenseoverskridelser. ## pålitelig, # ganske pålitelig, (#) ekspertvurderinger (etter Achermann og Bobbink, 2003).

Naturtype	Vegetasjonstype	mg N/m ² per år	Effekter
Skog* (G)	Løvkog (G1 Broad leaved deciduous woodland)	1000-2000 #	Endringer i jordprosesser, bakkenær vegetasjon og mykorrhiza, økt risiko for næringsubalanse og parasittisme
	Barskog (G3 Coniferous woodland)		
	Blandingsskog (G4 Mixed deciduous and coniferous woodlands)		
Myr (D)	Nedbørmir (D1 Raised and blanket bogs)	500-1000 ##	Økt innslag av karplanter, endret moseflora, nitrogenmetning i torvmoser, N-akkumulasjon i torv og torvvann
	Fattig jordvannmyr (D2.2 Poor fens)	1000-2000 #	Økt innslag av halvgras og karplanter, negativ effekt på torvmoser
	Rikmyr (D4.1 Rich fens)	1500-3500 (#)	Økt innslag av høyt gras, nedgang i diversitet
Kulturlandskap	Kulturavhengig eng (E Grassland and tall forb habitats)	1000-3000 (#)	Økt grasvekst, nedgang i diversitet, tilbakegang av typiske arter
	Kystlynghei (F4.11 Northern wet heaths, F2 Dry heaths)	1000-2000 ##	Nedgang i røsslyngdominans, moser og lav, økt graminidevekst
Fjell og arktisk vegetasjon (F, E)	Heivegetasjon (F2 Arctic, alpine and subalpine scrub habitats, E4.2 Moss and lichen dominated mountain summits)	500-1500 (#)	Nedgang i lav, moser og lyngvekster, økt grasvekst
	Engvegetasjon i fjell (E4.3, E4.4 Alpine and subalpine grasslands)	1000-1500 (#)	Økning av nitrofile graminider og endringer i diversitet
Ferskvatn (C)	Næringsfattige vatn (C1.1 Permanent oligotrophic waters)	500-1000 ##	Kortskuddsplanter negativt påvirket, Økning i grønnalgevekst
Havstrand (A, B)	Sanddyner (B1 Coastal dune and sand habitats)	1000-2000 (#)	Økning av gras, nedgang i krypende urter, økt nitrogenlekkasje
	Strandeng og strandsump (A2.6 Coastal salt marshes and saline reedbeds)	3000-4000 (#)	Økning av sene suksesjonsarter, økt produksjon

* Ny forskning fra Sverige har vist at næringsfattige, nordlige (boreale) skoger trolig har en enda lavere tålegrense, ned mot 500 mg N/m² per år (Strengbom et al., 2003; Nordin et al., 2005). 500 mg N/m² per år er også anbefalt som nedre tålegrense for skog i Skandinavia av en arbeidsgruppe under ECE (Economic commission for Europe).

I denne rapporten benyttes oppdaterte tålegrenser for økosystemer (Achermann og Bobbink, 2003), der tålegrensene er relatert til naturtyper beskrevet i EUNIS habitatklassifiseringssystem for Europa (<http://eunis.eea.eu.int/habitats.jsp>). Disse habitatene er igjen relatert til norske natur- og vegetasjonstyper, så langt råd er. Her er det benyttet informasjon fra “Vegetasjonstyper i Norden” (Påhlsson, 1998) og “Vegetasjonstyper i Norge” (Fremstad, 1997).

Figur 3 viser et tålegrensekart for vegetasjon basert på forekomst av vegetasjonstypen med den laveste tålegrense innen et rutenett over Norge. Kartet viser hvor mye området kan motta av nitrogen før tålegrensen for området overskrides. For Troms og Finnmark er den laveste tålegrensen 500 mg N/m² per år. Dette skyldes forekomster av nedbørmyrer, næringsfattige vann og fattig fjellvegetasjon og arktisk/alpine heier.



Figur 3: Kart over N-tålegrense for vegetasjon i Norge basert på nedre tålegrenser til forekomster av naturtyper (Tabell 3).

2.4.3 Bakkenært ozon

Ozon (O_3) dannes ved fotokjemiske reaksjoner mellom NO_x og hydrokarboner (VOC) med sollys til stede. Det er ingen direkte utslipp av ozon, kildene for ozon er derfor de samme som kildene for NO_x og VOC. I sterkt forurensede bysentra og nær store kilder vil NO titrere ozon og gi NO_2 . Maksimum O_3 produksjon/konsentrasjon sees nedstrøms av store kildeområder når NO_2 fotolyseres og gir NO og O_3 tilbake igjen. NO_x /VOC-kjemien er sterkt ikke-lineær mht. ozondannelse. Med ikke-linearitet menes at det ikke er et 1:1 forhold mellom NO_x /økning i NO_x på den ene side og økning i O_3 på den annen. Avhengig av nivået av hydrokarboner så kan økning av NO_x i noen tilfeller gi økt O_3 og i andre tilfeller faktisk gi redusert O_3 .

Ozon er en giftig gass for dyr og planter og kan gi skade alt ved svært lave konsentrasjoner. I vegetasjon tas gassen opp gjennom plantenes spalteåpninger og kan føre til skader på cellene. Redusert fotosyntese som følge av ozon er påvist ved så lave konsentrasjoner som $40\text{-}120\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ (tilsvarende $20\text{-}60$ ppb ved bakkenivå). Resultatet kan bli akutte skader og redusert vekst. I naturlige plantesamfunn kan artssammensetningen påvirkes som følge av artenes ulike toleranse for ozon.

På mennesker og dyr kan høye ozonverdier føre til betennelsesreaksjoner i luftveiene, lavere oksygenopptak, nedsatt lungefunksjon, og økt mottakelighet for infeksjoner. Man har funnet betennelsesreaksjoner hos mennesker ved konsentrasjoner av ozon på ned mot $160\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ over 6 timer. Laveste observerte effektnivå for korttidseksposering synes å ligge rundt $200\text{-}300\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($100\text{-}150$ ppb).

I Norge varierer månedsmiddelkonsentrasjonen av ozon fra 40 til $80\ \mu\text{g}/\text{m}^3$. I sommerhalvåret forekommer det episodevis konsentrasjoner på ca. $150\ \mu\text{g}/\text{m}^3$, men episoder på $200\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ har også vært registrert.

Tålegrenser for ozon på vegetasjon baseres også på akkumulerte eksponeringsdoser, beregnet som summen av differansene mellom timemiddelkonsentrasjonen og 40 ppb (tilsvarende $\sim 80\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ ved bakkenivå og normal temperatur) for de timene der ozonkonsentrasjonen overskrider 40 ppb. 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 $10\ 000$ ppb-timer ($20\ 000\ \mu\text{g}/\text{m}^3\text{t}$). 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 $5\ 000$ ppb-timer ($10\ 000\ \mu\text{g}/\text{m}^3\text{t}$) akkumulert over en tremåneders-periode.

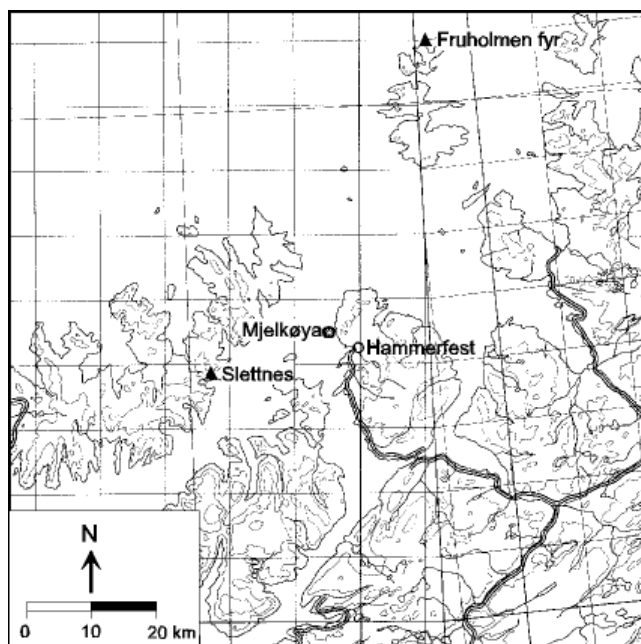
For å ta hensyn til at vekstforholdene i Skandinavia er forskjellig fra de på kontinentet, anbefales det å bruke såkalt nordisk tilpasning til AOT40-definisjonen. Dette innebærer at vekstsesongen som AOT40-beregningene baseres på blir relatert til breddegraden, og dermed starter senere lenger nord. Dette har stor betydning for den akkumulerte AOT-dosen, siden ozonkonsentrasjonen har en betydelig sesongvariasjon med høyest konsentrasjon i april-mai.

3 Dagens situasjon

3.1 Avsetninger og bakgrunnsnivåer

Utslippene av NO_x , NH_3 , SO_x og NMVOC fra aktivitetene på Goliat vil gi bidrag til konsentrasjoner av bakkenært ozon, forsurening og overgjødning. I dette kapitlet er dagens situasjon og bakgrunnsnivåer beskrevet. Før bidraget fra aktivitetene på Goliat blir diskutert er det påkrevet å beskrive det som allerede finnes.

Den eksisterende luftforurensningssituasjonen i området rundt Hammerfest og Slettnes er stort sett influert av langtransportert luftforurensning. Det er noe bidrag fra LNG-anlegget på Melkøya og noe utslipp fra skipstrafikk samt lokal luftforurensning fra Hammerfest. Det ble gjennomført luftkvalitetsmålinger på Slettnes i 1992. Slettnes ligger på Sørøya, ca. 20 km vest for Hammerfest (Figur 4).



Figur 4: Lokalisering av målesteder for luftkvalitet og meteorologi.

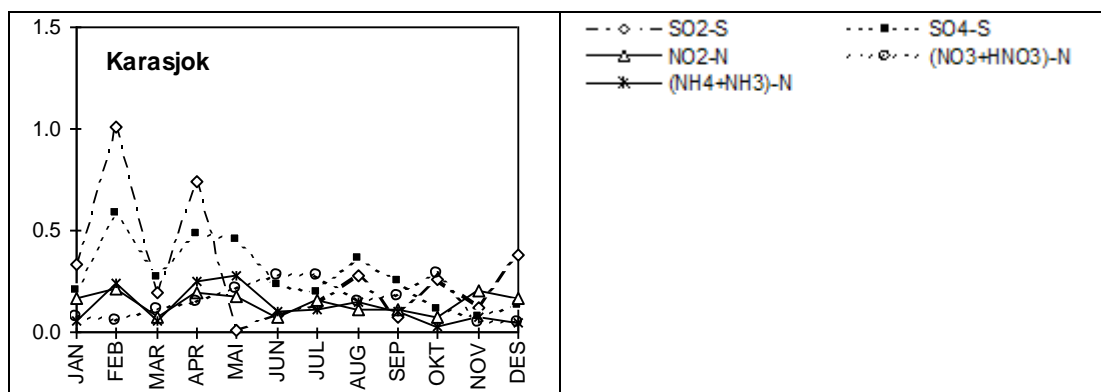
Målinger av innholdet av nitrøse gasser i luft utført i 1991-92 viser at det midlere nivået ved Slettnes er meget lavt. Årsmiddelkonsentrasjonen av nitrogendioksid målt på Slettnes var $0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Den høyeste målte døgnmiddelkonsentrasjonen av NO_2 var $2,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Døgnprøvene for SO_2 lå stort sett under deteksjonsgrensen for målemetoden. Der konsentrasjonen er under deteksjonsgrensen, er verdien ved beregning av middelveier satt til halve deteksjonsgrensen. Årsmiddelkonsentrasjonen av SO_2 var under $0,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, og den høyeste målte døgnmiddelkonsentrasjonen av SO_2 var $4,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Målingene viser at det innenfor det generelt svært lave forurensningsnivået forekommer "episoder" med litt høyere konsentrasjoner. For svovelkomponentene (SO_2 og sulfat) forekom disse sent på høsten og kan ha sammenheng med

oljefyring, mens for nitrogenkomponentene (nitrat og ammonium) forekom de høyeste verdiene i mai og kan være knyttet til gjødsling.

Avsetning og effekter av langtransporterte luftforurensninger slik som ozon, svovel og nitrogen følges gjennom Statens forurensningstilsyns (SFT) "Statlig program for forurensningsovervåking". I dette programmet er NILU ansvarlig for overvåking av atmosfæriske tilførsler. Gjennom dette programmet har NILU lange og omfattende måleserier for alle deler av landet. Resultatene fra overvåkingen rapporteres årlig i en rapportserie fra SFT (Aas et al., 2008). Figur 5 viser konsentrasjoner for Karasjok i Finnmark for 2006. Denne stasjonen er representativ for bakgrunnsnivået. Generelt viser stasjonene i Nord-Norge lavere konsentrasjoner enn stasjoner lenger sør.



Figur 5: Månedlige middelkonsentrasjoner av svoveldioksid, partikulært sulfat, nitrogendioksid, (ammonium+ammoniakk) og (nitrat+salpetersyre) i luft i Karasjok i 2006. Enhet: $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Kilde: Aas et al., 2008.

Tabell 4 og Tabell 5 viser en statistikk over målingene av O_3 ved Karasjok i 2006 (Aas et al., 2008). Karasjok er den nærmeste målestasjonen for ozon. Stasjonen ligger ca. 150 km sør for Hammerfest og gjenspeiler et innlandsklima, mens Hammerfest ligger ved kysten. Forskjellen på O_3 -konsentrasjoner mellom kyst og innland er at om natten vil konsentrasjonene være lavere i innlandet enn ved kysten. Maksimal døgnkonsentrasjon vil imidlertid, på grunn av avsetningen til bakken, være sammenlignbar.

Målingene i Karasjok viste at det var 463 overskridelser av SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier for timemiddelverdi av O_3 på $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (helse), og en overskridelse av SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier for timemiddelverdi av O_3 på $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (vegetasjon). Dette var også den høyeste timemiddelverdien i perioden ($160 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 13. juni). SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier for middelverdi over 8 timer, $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for helse er overskredet for 133 døgn i måleperioden. Grensen for vegetasjon ($60 \mu\text{g}/\text{m}^3$) er overskredet 110 døgn i vekstsesongen. Kriteriet basert på akkumulert eksponering over terskelverdien 40 ppb ($80 \mu\text{g}/\text{m}^3$) (AOT40) over 3 mnd. for beskyttelse av landbruksvekster som har en grenseverdi på 3000 ppb/timer, ble beregnet til 1599 ppb/t. Det forventes at gjennomsnittlig O_3 -konsentrasjon og AOT40 målt på Karasjok vil være noe lavere enn rundt Hammerfest/Slettnes, mens den høyeste timemiddelverdien vil sannsynligvis være sammenlignbar.

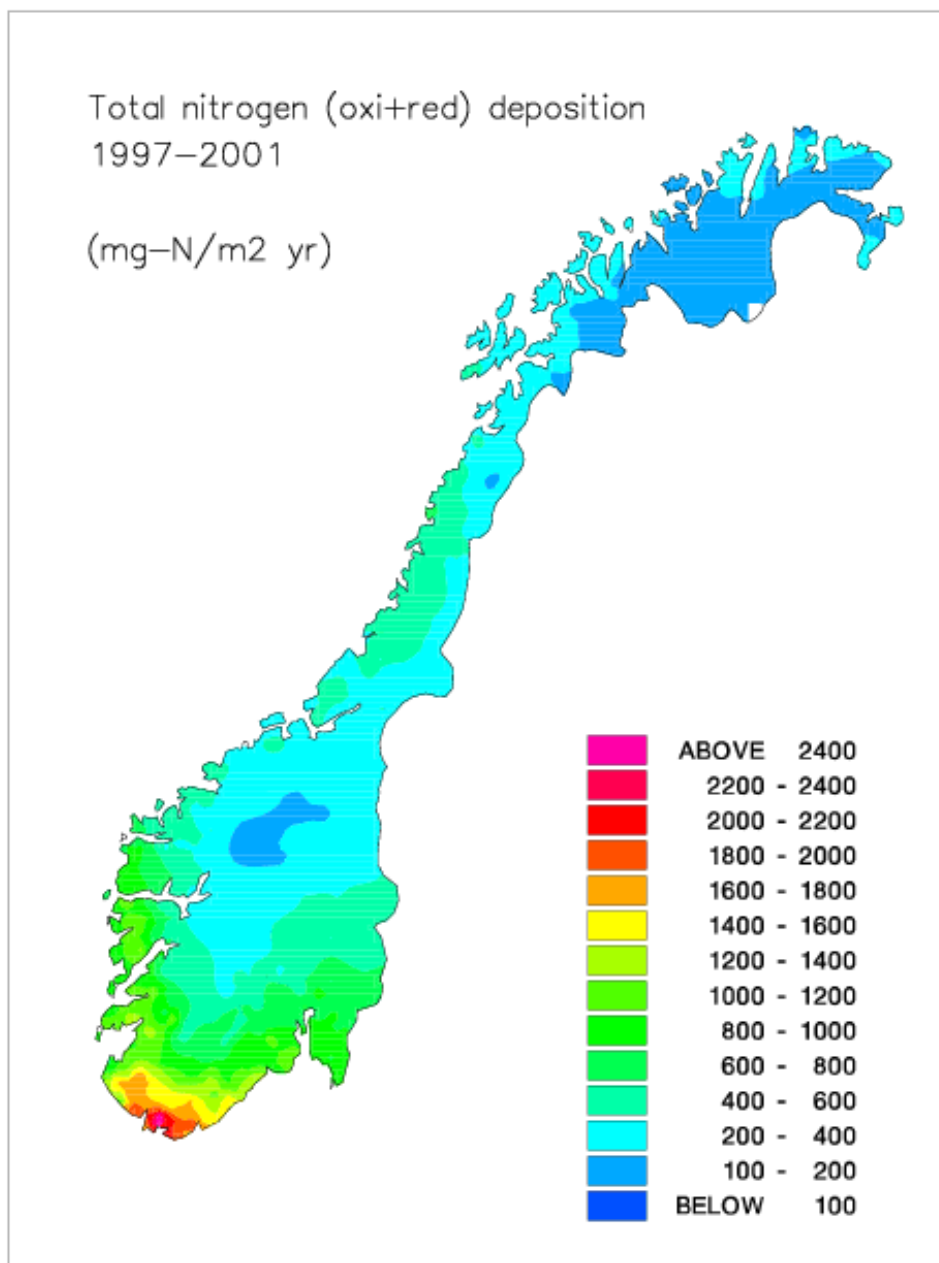
Tabell 4: Statistikk over måleresultater av O₃ ved Karasjok i perioden januar 2006 - desember 2006 (Aas et al., 2008).

Statistikk for ozon	Karasjok
2006	O₃
Middelerdi (µg/m ³)	67
Antall døgn med en eller flere 8h-middelerdier >80 µg/m ³	133
Høyeste timemiddelerdi (µg/m ³) 13.06.2006	160
Antall timemiddelerdier >100 µg/m ³	463
Antall døgn med en eller flere timemiddelerdier >100 µg/m ³	37
Antall timemiddelerobservasjoner	8 725
Antall døgn med minst 12 godkjente timemiddelerobservasjoner	365
15. mai - 15 august 2006	O₃
Beregnete eksponeringsdoser: AOT40 (enhet ppb/t) for landbruksvekster	1599
April 2006–september 2006 (vekstsesong)	O₃
Antall døgn med en eller flere 8h-middelerdier >60 µg/m ³	110

Tabell 5: Månedsmiddelerdier for ozon i Karasjok, 2006 (Aas et al., 2008).
Enhet: µg/m³.

Målested	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Des	Års- middel
Karasjok	68	75	84	99	84	68	52	44	53	56	56	64	67

N-avsetningen i Norge er høyest i sørvestlige deler av landet (opptil 2 500 mg N/m²/år) og avtar gradvis nordover (Figur 6). Nord for Bodø er N-avsetningen generelt svært lav (<200 mg/(m² år)). Tabell 6 viser årlig våtavsetning for N og S på noen norske bakgrunnsstasjoner i 2006. Av figuren og tabellen kan man se at Finnmark er et av de områdene i Norge med lavest N- og S-avsetning. Et lite forbehold må tas ang. Øst-Finnmark der det er forholdsvis større avsetning av svovelforbindelser på grunn av utslipp av SO₂ fra Nikel og Zapoljarnij på russisk side.



Figur 6: Årlig gjennomsnittlig våt- og tørravsetning av nitrogen (nitrogenoksider + ammonium) på norske bakgrunnsstasjoner i perioden 1997-2001.

Tabell 6: Beregnet tørravsetning og målt våtavsetning av svovel- og nitrogenforbindelser på norske bakgrunnsstasjoner 2006 (Aas et al., 2008).

Stasjon	Svovel (mg S/m ²)						Nitrogen (mg N/m ²)					
	Tørravsetning1)		Våtavsetning		% tørravsetning		Tørravsetning		Våtavsetning		% tørravsetning	
	vinter	sommer	vinter	sommer	% V	% S	vinter	sommer	vinter	sommer	% V	% S
Birkenes	16	80	379	201	4	29	48	221	906	488	5	31
Søgne	23	132	485	224	5	37	-	-	1011	585	-	-
Hurdal	13	61	133	114	9	35	34	239	403	313	8	43
Kårvatn	7	35	37	59	16	37	31	168	127	140	20	54
Tustervatn	9	29	48	51	15	36	32	187	142	133	18	58
Karasjok	16	41	14	62	53	40	13	61	44	92	23	40
Zeppelinfjellet	7	15	49	28	13	35	-	-	54	36	-	-

Tørravsetning = målt midlere luftkonsentrasjon · antatt tørravsetningshastighet.

Tørravsetningshastigheter: SO₂: 0.1 cm/s (vinter) - 0.7 cm/s (sommer). SO₄: 0.2-0.6 cm/s, NO₂: 0.1-0.5 cm/s, HNO₃: 1.5-2.5 cm/s, NO₃: 0.2-0.6 cm/s, NH₄: 0.2-0.6 cm/s, NH₃: 0.1-0.7 cm/s. Sum nitrat = 25% HNO₃ + 75% NO₃.

Sum ammonium = 8% NH₃ + 92% NH₄.

%-verdiene angir tørravsetningens bidrag til den totale avsetning for vinter (V) og sommer (S).

Sommer = mai - oktober, vinter = januar - april og november - desember.

Den målte våtavsetningen av N på Slettnes i perioden februar-desember 92 var 75 mg N /m² (Tønnesen, 1993).

3.2 Forsuring av overflatevann

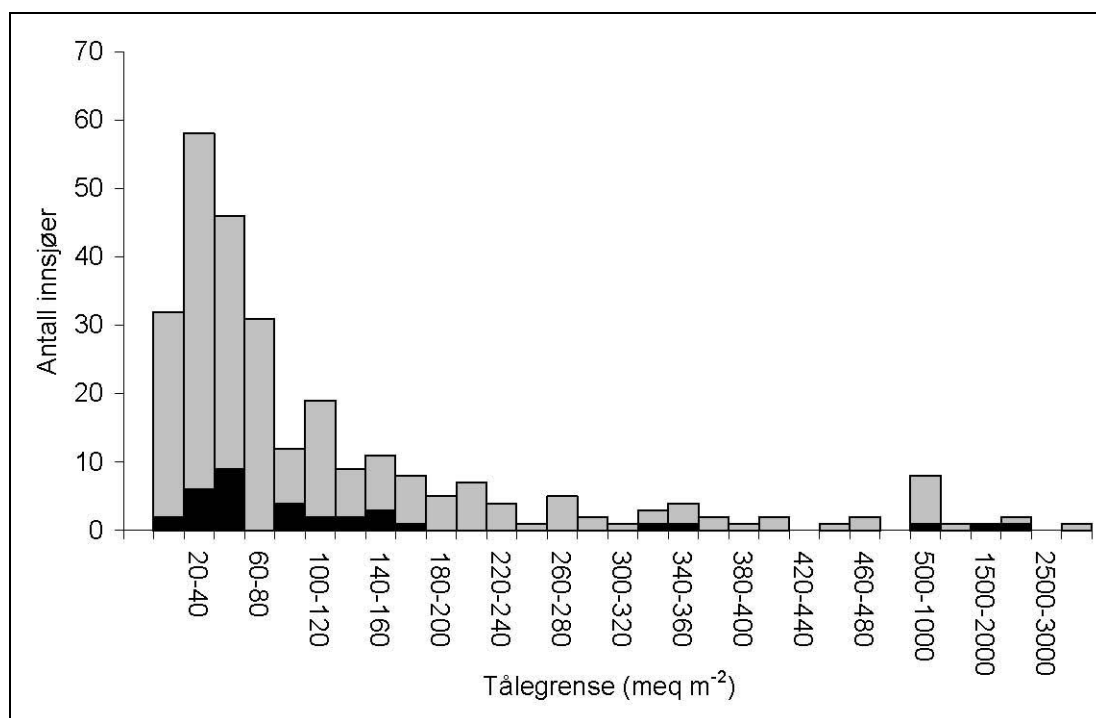
Forsuring er frem til nå ikke ansett å være noe problem i Nord-Norge, med unntak av Øst-Finmark. Øst-Finmark er betydelig påvirket av utslippene rundt Nikel, men bortsett fra dette mottar Nord-Norge generelt lite langtransportert luftforurensning. Influensområdet for aktivitetene i Barentshavet mottar således små mengder langtransportert luftforurensning. Området som er vurdert i denne konsekvensutredningen dekker Nord-Norge nord for 65°N, med særlig fokus på de kystnære områder på strekningen Lofoten til Nordkapp.

Siden forsuring ikke har vært ansett som noe problem i den aktuelle delen av Norge er området lite studert med hensyn på forsuring. Datagrunnlaget og kunnskapsnivået om forsuringfølsomhet for det aktuelle influensområdet er derfor betydelig dårligere enn i Sør-Norge. NIVA har benyttet vannkjemiske data samlet inn under en stor nasjonal undersøkelse i 1995. Dataene er samlet inn med formål å få et statistisk representativt utvalg. De mest forsuringfølsomme vann i området er derfor ikke nødvendigvis inkludert i datamaterialet. Innenfor området som er vurdert, det vil si Nord-Norge nord for 65°N, er 281 vann inkludert.

Tålegrenser er beregnet for enkeltvannene inkludert i undersøkelsen fra 1995 nord for 65°N. Framgangsmåten for beregning av tålegrensene er beskrevet i Vedlegg A. Tålegrensene for disse vannene spenner fra 2 til 3300 mEkv/m² med median på 62 mEkv/m² (gjennomsnitt 142 mEkv/m²). Lav tålegrense har lav verdi i mEkv/m². Fordelingen av tålegrenseverdier for de 281 vann viser at mange av vannene har relativt lave tålegrenseverdier (Figur 7). Vannene med lave tålegrenser er spredt over hele området, men mange av vannene er lokalisert på

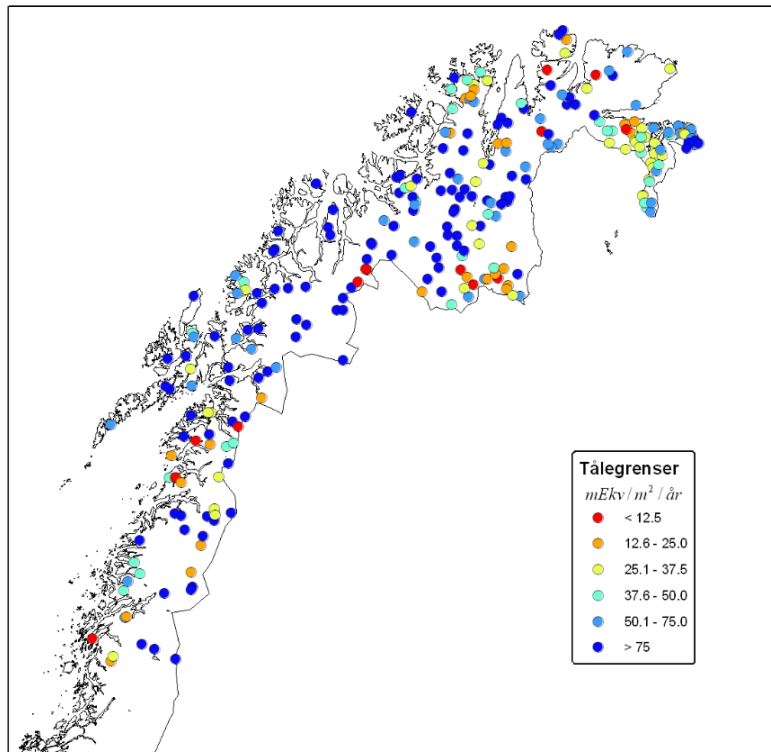
Finmarksvidda og i Øst-Finmark (Figur 8), altså i områder som er lite influert av eventuelle aktiviteter i Barentshavet.

Av de 281 prøvetatte innsjøene nord for 65°N er det 32 innsjøer som har overskridelse av tålegrensene med dagens avsetning. Overskridelsene er generelt små og spenner i området 0-40 mEkv/m² (Figur 9). Innsjøer med overskridelser er relativt jevnt fordelt over hele Nord-Norge. Overskridelsen av tålegrensene er vist i Figur 9 for dagens avsetning.

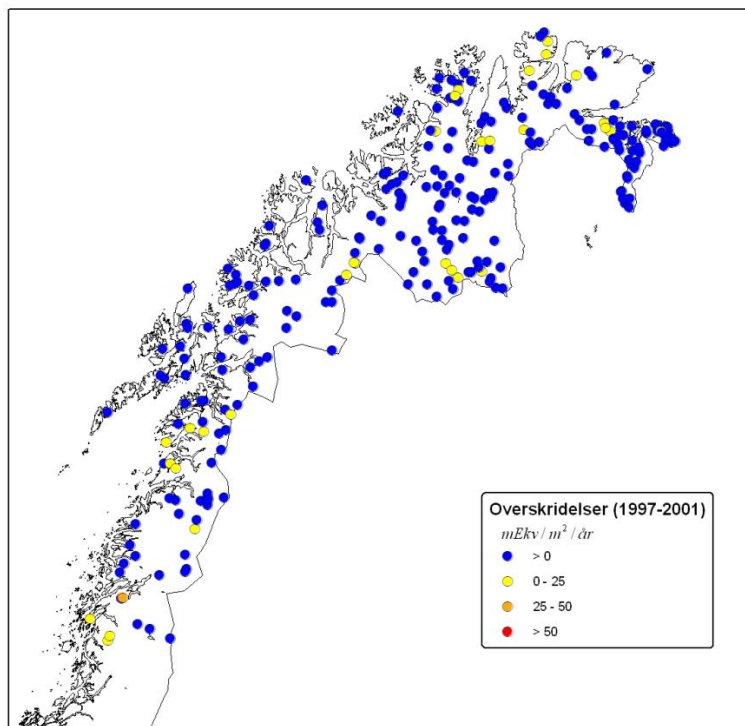


Figur 7: Fordelingen av tålegrenseverdier for de 281 vannene. De 34 vannene med størst økning i nitrogenavsetning er markert med svart, de øvrige vannene er grå.

Figur 7 viser fordelingen av tålegrenseverdier for de 281 vannene som er prøvetatt nord for 65°N og som er inkludert i de presenterte kartene over tålegrensene.



Figur 8: Tålegrenser for forsurening av overflatevann.



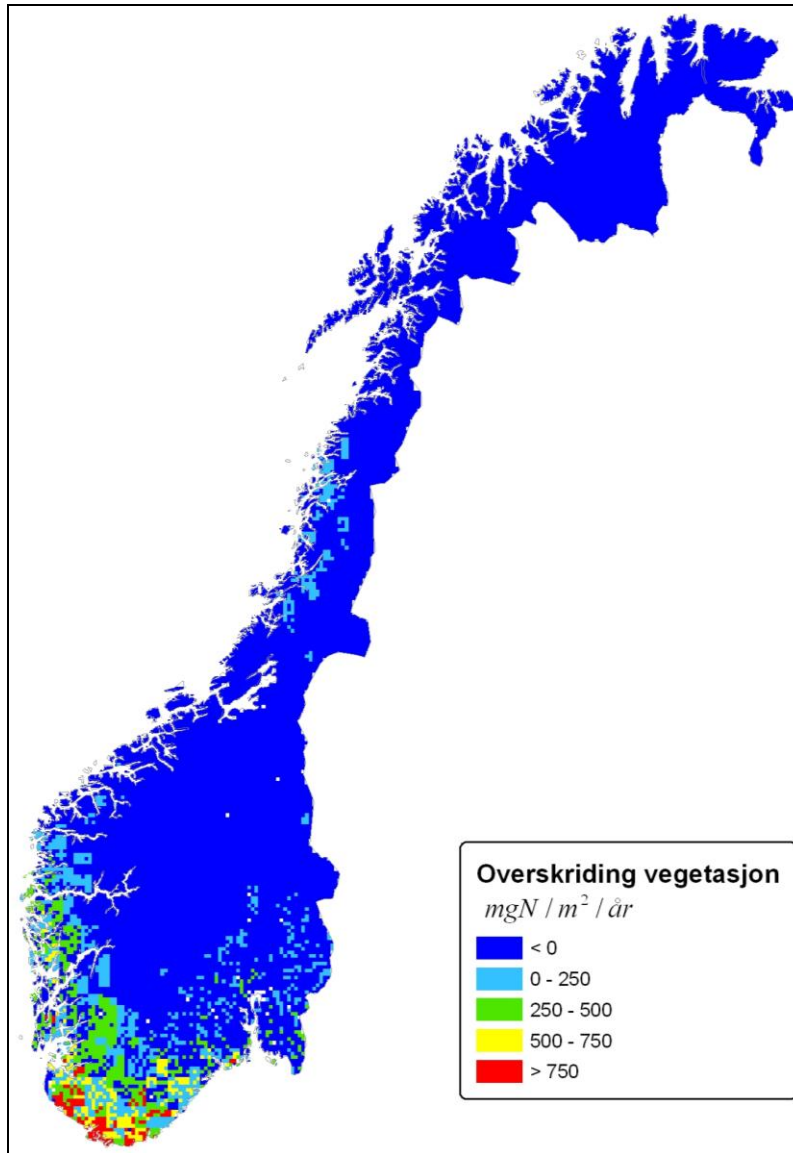
Figur 9: Overskridelse av tålegrensen for forsurening av vann, beregnet med SSWC modellen og dagens avrenning av nitrogen, gitt avsetning av nitrogen og svovel som gjennomsnitt for 1997-2001.

3.3 Vegetasjon og gjødslingseffekter av nitrogen

Vegetasjonen i influensområdet tilhører hovedsakelig nordboreal- og alpin sone (Moen, 1998) og er svært variert pga. store høydeforskjeller i landskapet og stor variasjon i berggrunn og løsmasser. Grovt sett består vegetasjonen av ulike utforminger av havstrandsvegetasjon, engvegetasjon, arktisk/alpine heier, myrer og skog med størst innslag av åpen heivegetasjon med alpint preg. Arktisk vegetasjon finnes bare lengst nord i Finnmark. De fleste naturtypene er mer eller mindre kulturpåvirkede, særlig påvirket av reinsdyrbeite. Bjørkeskog finnes i lavereliggende områder langs kysten og i indre deler av Finnmark og danner skoggrense mot fjellvegetasjon. Myr dekker store areal i indre og østre deler av Finnmark. Variasjonen i myrtyper er stor, bl.a. finnes palsmyrer som er en sjelden og truet vegetasjonstype (Fremstad og Moen, 2001).

Næringsfattige arktisk/alpine heier, nedbørmyrer, næringsfattige vann og nordboreale skoger er mest utsatt for endringer ved nitrogengjødsling da de har lave tålegrenser (Tabell 3). Disse vegetasjonstypene finnes først og fremst der bergrunnen er fattig på mineralnæring. Influensområdet har også forekomster av sjeldne og truede arter, såkalte rødlistearter (Kålås et al., 2006), men det finnes lite kunnskap om enkeltarters tålegrenser for nitrogen.

Den totale nitrogenavsetningen i influensområdet er imidlertid svært lav. Dagens bakgrunnsnivå i nærområdet til Hammerfest ligger mellom 150-300 mg N/m² per år (Hole og Tørseth, 2002, Figur 6) og er betydelig lavere enn de nedre tålegrensene for vegetasjonstypene i området. Det er således ingen overskridelse av N-tålegrenser for noen av vegetasjonstypene i influensområdet, og naturen skulle således ikke være synlig påvirket av N-gjødsling fra lufttransportert nitrogen (Figur 10). Overskridelsene av nitrogentålegrenser for vegetasjon er størst i Sør Norge og avtar nordover kysten.



Figur 10: Overskridelseskart for N-tålegrenser for vegetasjon, basert på N-bakgrunnsnivå (Hole og Tørseth, 2002) og nedre tålegrense for forekommende naturtyper.

4 Utslipp fra aktiviteter på Goliat-feltet

I denne studien er konsekvensene av utslipp til luft fra to alternative utbyggingsløsninger vurdert:

- Alternativ 1: ilandføring og landanlegg på Slettnes med tilleggende aktiviteter (kalt S2B, "subsea to beach")
- Alternativ 2: Offshoreløsning der landanlegg ikke er nødvendig (kalt FPSO, "floating production, storage and offloading").

Begge konseptene medfører en byggeperiode på omlag tre år med relativt høye utslipp, og så en produksjonsperiode på 14-15 år med lavere utslipp. Det er planlagt å slippe ut NO_x , NH_3 , SO_x og NMVOC, både fra produksjons-

installasjonene og fra støttefartøyer. Støttefartøyene har installert SCR (Selective Catalytic Reduction) som reduserer NO_x-utslippene med 85%. Forholdstallet mellom NO_x og NH₃ i utslippet er 1:1. Utslippstallene for de årene der det er gjort beregninger er gitt i Tabell 7 og Tabell 8 for hhv. S2B og FPSO. For fullstendige utslippstall for hele driftsperioden henvises det til Vedlegg B. Det er ikke tatt med utslipp fra oljetankere i transit og under lasting.

Tabell 7: Utslippsdata for Alternativ 1, Ilandføring (S2B) slik de er brukt i beregningene. Prosessanlegg er på land, boreoperasjoner og støttefartøy med utslipp offshore. Utslippstall slik de er oppgitt fra Eni Norge.

År	Offshore utslipp			Onshore utslipp, Slettnes			
	Sum NO _x	Sum SO _x	Sum nmVOC	Sum NO _x	SUM NH ₃	Sum SO _x	Sum nmVOC
Oppstart							
2013	1 226 tonn/år	35 tonn/år	88 tonn/år	0	0	0	0
	39,32 g/s	1,12 g/s					
Drift							
2016	0	0	0	101 tonn/år	101 tonn/år	10 tonn/år	2767 tonn/år
				3,24 g/s	3,24 g/s	0,32 g/s	

År	Mobile utslipp, mellom offshore lokasjon (50 %), Hammerfest (25 %) og i transit mellom de to lokasjonene (25 %)				Mobile utslipp, mellom Slettnes (50 %), Hammerfest (25 %) og i transit mellom de to lokasjonene (25 %).			
	Sum NO _x	Sum NH ₃	Sum SO _x	Sum nmVOC	Sum NO _x	Sum NH ₃	Sum SO _x	Sum nmVOC
Oppstart								
2013	184 tonn/år	184 tonn/år	35 tonn/år	88 tonn/år	0	0	0	0
Drift								
2016	0	0	0	0	46 tonn/år	46 tonn/år	9 tonn/år	22 tonn/år

Utslippsdata	Offshore	Onshore	Støttefartøy
Totale avgassutslipp	19,5 kg/s	39,4 kg/s	19,5 kg/s
dette tilsvarer i volum	31,7 m ³ /s	52,8 m ³ /s	32,5 m ³ /s
Temperatur	300° C	200° C	315° C
Utgangshastighet [¶]	2,8 m/s	18,6 m/s	20,7 m/s
Pipediameter*	3,8 m	1,9 m	1,4 m
Pipehøyde	38,3 m	22 m	10 m

Basert på utslippsvolum og pipediameter.

* I de tilfellene der det er flere piper er disse i spredningsberegningene slått sammen til én pipe med samme areal som summen av alle pipene.

Tabell 8: *Utslippsdata for Alternativ 2, Offshoreløsning (FPSO) slik de er brukt i beregningene. All aktivitet foregår offshore, noe mobile kilder. Utslippstall slik de er oppgitt fra Eni Norge.*

År	Stasjonære kilder offshore			Mobile kilder, utslipp fordelt mellom offshore (50 %) Hammerfest (25 %) og mellom disse to lokasjonene (25 %).			
	Sum NO _x	Sum SO _x	Sum nmVOC	Sum NO _x	Sum NH ₃	Sum SO _x	Sum nmVOC
Oppstart							
2010	1 226 tonn/år	35,0 tonn/år	88 tonn/år	184 tonn/år	184 tonn/år	35,0 tonn/år	88 tonn/år
	39,32 g/s	1,12 g/s					
Drift							
2016	184 tonn/år	3,1 tonn/år	1457 tonn/år	46 tonn/år	46 tonn/år	8,8 tonn/år	22 tonn/år
	5,83 g/s	0,1 g/s					

Utslippsdata	Oppstart	Drift	Støttefartøy
Totale avgassutslipp	39,4 kg/s	39,4 kg/s	19,5 kg/s
dette tilsvarer i volum	64 m ³ /s	52,8 m ³ /s	32,5 m ³ /s
Temperatur	300° C	200° C	315° C
Utgangshastighet ¹	11,3 m/s	9,3 m/s	20,7 m/s
Pipediameter*	2,7 m	2,7 m	1,4 m
Pipehøyde	38,3 m	38,3 m	10 m
Dimensjoner på tilliggende bygninger	35 m høy, 80 m bred brannvegg	35 m høy, 80 m bred brannvegg	

Basert på utslippsvolum og pipediameter

* I de tilfellene der det er flere piper er disse i spredningsberegningene slått sammen til én pipe i beregningene med samme areal som summen av alle pipene.

5 Meteorologiske forhold

Meteorologiske målinger ble utført av NILU på Slettnes i 1992. Disse dataene ble brukt i Guerreiro et al. (2003) ang. utslipp til luft fra oljevirkosomhet i Barentshavet. Data fra Fruholmen fyr ble brukt for å undersøke representativiteten til Slettnes-dataene.

Slettnes ligger på sørsiden av Sørøya. NILU utførte målinger her av meteorologi og spredningsforhold i perioden januar til og med desember 1992. Måleprogrammet for meteorologi omfattet målinger av vindstyrke med vindkast og vindretning, temperatur og vertikal temperaturdifferanse, samt luftfuktighet. Datatilgjengeligheten var over 90% for de fleste måneder og de fleste parametre. Relativ fuktighet hadde noe lavere dekning.

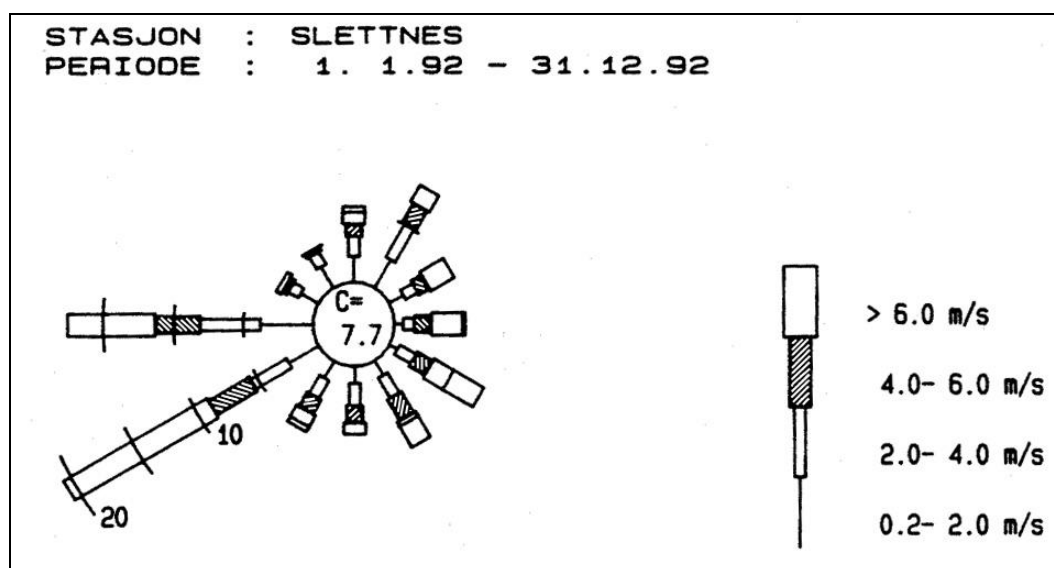
Både Fruholmen fyr som ble brukt som sammenligningsgrunnlag og Slettnes er sannsynligvis påvirket av lokale effekter.

5.1 Vindretning

Vindretningsfordelingen på Slettnes viser at sørvest (240°) og vest (270°) var de mest forekommende vindretningene i måleperioden (Figur 11). I området utenfor Hammerfest er det to dominerende vindretninger som skyldes generelle topografiske føringer og det generelle vindklimaet i området. Dette viser seg i en økt hyppighet av vind fra sør og sørvest på Slettnes.

Vindforholdene på Slettnes er trolig påvirket av lokal topografi. Den estimerte retningsfordelingen av utslippene vil være forskjellig avhengig av hvilke data man benytter. Slettnes er den eneste målestasjonen i området som har samlet inn alle meteorologiske parametrene som benyttes i modellene. Data innsamlet på Slettnes i 1992 er derfor brukt i denne utredningen. Konsentrasjonene øst og nordøst for kildene vil kunne være noe overestimert ved bruk av Slettnes-data. Nordvest kan konsentrasjonene derimot være noe underestimert.

Hvis man sammenligner Slettnes og Fruholmen ser man at vind fra vestlig retning forekommer oftere på Slettnes enn på Fruholmen (Guerreiro et al., 2003). Fruholmen fyr ligger relativt fritt i terrenget. Topografien har sannsynligvis mindre innvirkning på de meteorologiske målingene på denne stasjonen i forhold til Slettnes. Data fra Fruholmen fyr ville sannsynligvis gitt det beste estimatet av transportretning av utslippene regionalt.



Figur 11: Vindrose for Slettnes for hele måleperioden. Vindrosen viser hyppigheten av hvor vinden kommer fra.

5.2 Vindstyrke

Midlere vindstyrke for hver årstid på Slettnes og på Fruholmen fyr er vist i Tabell 9. Vindstyrken på Slettnes er gjennomgående lavere enn på Fruholmen.

Tabell 9: *Midlere vindstyrke (m/s) for hver årstid for Slettnes og Fruholmen fyr i perioden januar 1992-desember 1992.*

Sted	Sommer	Høst	Vinter	Vår	År
Slettnes	4,3	4,9	5,2	5,7	5,1
Fruholmen fyr	7,1	9,0	10,3	8,5	8,7

5.3 Spredningsforhold i måleperioden

Atmosfærisk spredningsevne kan uttrykkes ved luftas stabilitet. Denne kan inndeles i fire klasser; ustabil, nøytral, lett stabil og stabil sjiktning.

Vurdering av stabilitetsforholdene er basert på timevise målinger av temperatur-differansen (dT) mellom 10 og 2 meter over bakken. Fire stabilitetsklasser er definert på følgende måte:

Ustabil sjiktning (U) :		$dT < - 0,5$	$^{\circ}\text{C}$
Nøytral sjiktning (N) :	$-0,5^{\circ}\text{C}$	$<dT < 0,0$	$^{\circ}\text{C}$
Lett stabil sjiktning (LS) :	$0,0^{\circ}\text{C}$	$<dT < 0,5$	$^{\circ}\text{C}$
Stabil sjiktning (S) :	$0,5^{\circ}\text{C}$	$<dT$	$^{\circ}\text{C}$

Ustabile forhold forekommer oftest om sommeren og om dagen når bakken blir varmere enn luftlaget over. Stabile forhold forekommer oftest om vinteren og om natta når bakken blir kaldere enn luftlaget over. Nøytrale forhold forekommer ved overskyet vær og middels til sterk vind. Ustabile og nøytrale forhold gir god spredning av utslipp, mens stabile forhold gir dårlig spredning av utslipp.

Stabilitetsmålingene basert på vertikal temperaturdifferansen i masta på Slettnes gjenspeiler lokal strålingsbalanse som funksjon av tid på døgnet for sommerperioden. For vinterperioden gjenspeiler stabilitetsmålingene liten variasjon i innstråling/utstråling og mindre variasjon i stabiliteten. Dette skyldes delvis nærhet til åpent vann (sjø) og delvis at det er mørketid på vinteren med null innstråling.

Statistisk bearbeidelse av vind og stabilitet for måleperioden er vist i Tabell 10. Tabellen viser forekomst av ustabil, nøytral og stabil (lett stabil og stabil) sjiktning fordelt på vindretning i 12 sektorer og fire vindstyrkeklasser. Det er disse dataene som ligger til grunn for vindrosen i Figur 11.

Tabell 10: Forekomst i % av vindretning, vindstyrke og stabilitet for 12 30°-sektorer under måleperioden 1992 på Slettnes.

Delta T : SLETTNES
 Vind : SLETTNES
 Periode : 01.01.92 - 31.12.92
 Enhet : Prosent

FREKVENSFORDELING SOM FUNKSJON AV VINDRETNING, VINDSTYRKE OG STABILITET

Klasse I: Ustabil DT < -.5 Grader C
 Klasse II: Nøytral -.5 < DT < .0 Grader C
 Klasse III: Lett stabil .0 < DT < .5 Grader C
 Klasse IV: Stabil .5 < DT Grader C

Vindstille: U mindre eller lik .2 m/s

Vind- retning	.0- 2.0 m/s				2.0- 4.0 m/s				4.0- 6.0 m/s				over 6.0 m/s				Rose
	I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV	
30	.0	1.1	1.3	.1	.1	2.1	.7	.1	.0	1.3	.4	.0	.1	1.3	.1	.0	8.7
60	.0	.8	.3	.1	.2	.8	.1	.0	.2	.7	.0	.0	.0	2.1	.0	.0	5.4
90	.0	.4	.2	.0	.0	.7	.2	.0	.0	1.3	.1	.0	.0	2.6	.1	.0	5.6
120	.0	.4	.2	.0	.0	1.3	.2	.0	.0	1.3	.1	.0	.0	4.3	.2	.1	8.2
150	.1	.7	.4	.0	.1	1.5	.2	.0	.0	1.4	.4	.1	.0	1.7	.5	.1	7.3
180	.1	.6	.4	.1	.2	.7	.8	.0	.0	.9	.4	.0	.0	.6	.2	.0	5.2
210	.0	.5	.9	.1	.1	1.0	.5	.0	.0	1.0	.2	.0	.0	1.1	.4	.0	5.9
240	.0	.8	1.8	.2	.0	1.5	1.7	.0	.0	2.6	1.0	.0	.0	9.6	3.1	.1	22.3
270	.0	1.3	2.6	.2	.0	1.8	2.9	.0	.0	2.2	1.3	.0	.1	4.7	1.9	.0	19.0
300	.0	.5	1.0	.0	.0	.4	.5	.0	.0	.3	.2	.0	.0	.3	.1	.0	3.3
330	.0	.6	1.2	.0	.0	.4	.7	.0	.0	.2	.2	.0	.0	.1	.0	.0	3.4
360	.0	.5	1.4	.1	.0	.7	.8	.1	.0	.7	.2	.0	.0	1.0	.3	.0	5.8
Stille	.0	.0	.0	.0													.0
Total	.3	8.2	11.8	.9	.8	12.7	9.3	.3	.4	13.8	4.6	.2	.2	29.3	6.9	.3	100.0

Forekomst	21.2 %	23.1 %	18.9 %	36.8 %	100.0 %
Vindstyrke	1.2 m/s	3.0 m/s	5.0 m/s	9.8 m/s	5.5 m

Fordeling på stabilitetsklasser

	Klasse I	Klasse II	Klasse III	Klasse IV	
Forekomst	1.6 %	64.1 %	32.6 %	1.7 %	100.0 %

5.4 Nedbør

I måleprogrammet ble det registret nedbørintensitet hver time og nedbørmengde i mm pr uke. Månedsvise nedbørmengde er sammenlignet med normalen for Fruholmen for 1957-90.

Sammenlignet med Fruholmen var det mindre nedbør enn normalt om vinteren, og mer nedbør enn normalt i juni, juli og oktober.

I Tabell 11 er nedbørsummen for vindretningssektoren vist sammen med gjennomsnittlig nedbørmengde pr. time, med vind i sektoren. Dette kan ses på som et mål for nedbørhyppighet for vindretningssektoren.

Tabell 11: Årsnedbør på vindretningssektorer for Slettnes. Prosentvis forekomst av vind i sektor i 1992, sum nedbør for vindsektor i 1992, beregnet middelnedbør 1957-90, og en nedbørhyppighet for sektor 1992.

Sektor	Forekomst av vind i sektor (%)	mm nedbør i sektor 1992	Nedbørfordeling for 1957-90 Fruholmen	mm nedbør i sektor pr. time vind
0	5,8	44,3	62,8	0,084
30	8,7	118,7	56,6	0,156
60	5,4	9,3	37,7	0,020
90	5,6	9,4	51,5	0,019
120	8,2	27,3	40,2	0,038
150	7,3	7,7	29,1	0,012
180	5,2	58,5	39,5	0,128
210	5,9	31,9	105,2	0,062
240	22,3	213,5	184,9	0,109
270	19,3	150,1	114,6	0,090
300	3,3	16,1	49,5	0,056
330	3,4	17,3	43,7	0,058
Sum	100,0	704,0	818,6	0,080*

* Totalt for året

6 Estimering av timemiddelkonsentrasjoner

I dette kapitlet er det beregnet maksimale timemiddelkonsentrasjoner nær utslippspunktene. Til dette er CONCX-modellen benyttet (Bøhler, 1987). CONCX er en enkel og robust gaussisk spredningsmodell som beregner konsentrasjoner nedstrøms av et utslippspunkt ved ulike vindstyrker og ved ulike stabilitetsforhold i atmosfæren. Som input til modellen brukes pipehøyde, høyde på bygninger rundt (pga. bygningsturbulens), utslippshastighet og temperatur på avgassen (for å beregne termisk løft). Dette er oppgitt i Tabell 7 og Tabell 8. Modellen beregner så bakkekonsentrasjoner som funksjon av avstand fra kilden.

Resultatene er sammenlignet med arbeidstilsynets administrative normer. Utslippene vil slå ned innenfor Eni sitt industriområde, og her gjelder arbeidstilsynets normer, mens andre luftkvalitetskriterier gjelder utenfor.

6.1 Enhetsutslipp vs. skalerte utslipp

Beregningene ble først utført med et utslipp på 1 g/s, såkalt enhetsutslipp. Hvis utslippskomponenten ikke inngår i kjemiske reaksjoner og utslippsparemetre er de samme vil disse resultatene kunne skaleres lineært for å få resultater for andre utslippsmengder. Dette må ses på som en første tilnærming til å estimere konsentrasjonen. For hver kilde vises de to vindhastigheter og stabilitetsforhold som gir de høyeste konsentrasjonene.

6.2 Skalerte utslipp

Gitt at det ikke er noen kjemisk omdanning av komponentene kan CONCX-resultatene for et enhetsutslipp skaleres iht. utslippstallene for å finne maksimal timemiddelkonsentrasjon. I Tabell 7 og Tabell 8 vises de årene med maksimale utslipp for de forskjellige konseptene (for fullstendige utslippstall se Vedlegg B). Årlig utslipp er regnet om til g/s (gitt at det er $3,1536 \times 10^7$ s/år). Resultatene for et enhetsutslipp kan så skaleres opp med tallene fra tabellen. For eksempel, for å finne maksimal konsentrasjon av NO_x for S2B Offshore (oppstartsfasen med max.

utslipp år 2012) kan man skalere enhetsutslippet opp med en faktor 39,32. Resultater for et enhetsutslipp og maksimal NO_x , NH_3 og SO_x er vist i Figur 12. I de fleste tilfellene er det nøytral sjiktning og høy vindhastighet som gir de høyeste bakkekonsentrasjonene. Eneste unntaket er S2B hvor ustabil sjiktning og 4 m/s vind gir maksimal konsentrasjon.

6.2.1 S2B

Beregningene for både offshore (oppstart) og onshore (drift) viser lav konsentrasjon nær utslippspunktet og maksimum konsentrasjon ca. 1000 m unna. Dette indikerer at pipene er riktig dimensjonert. Maksimale timemiddelkonsentrasjoner for NO_x er hhv. $106 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (offshore/onshore), og $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for NH_3 onshore. For SO_x er tallene hhv. $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Alle beregnede konsentrasjoner er godt under arbeidstilsynets normer for arbeidsmiljø (jfr. Tabell 1).

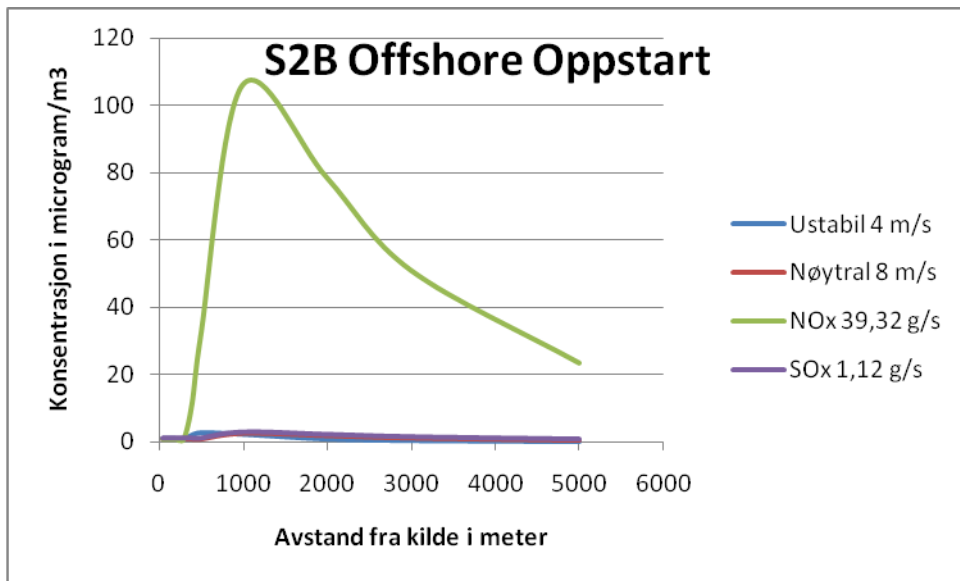
6.2.2 FPSO

Beregningene både for oppstart og drift viser høy konsentrasjon nær utslippspunktet og eksponentiell avtagning ettersom plumen fjerner seg. Årsaken til denne konsentrasjonsprofilen er brannveggen som er like nord for utslippspunktet (35 m høy, 80 m bred) som skaper turbulens rundt brannveggen og ”drar” utslippet ned. Uten denne brannveggen ville maksimumskonsentrasjonen vært mye lavere og 3-4 km fra utslippspunktet.

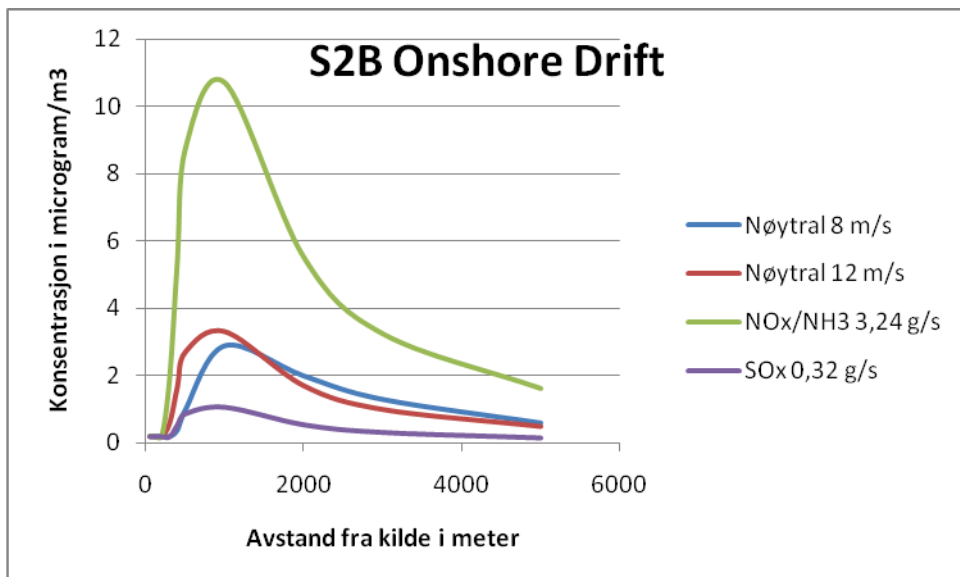
Maksimale timemiddelkonsentrasjoner for NO_x er hhv. $1700 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (tilsvarer $1,7 \text{ mg}/\text{m}^3$) og $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for hhv. oppstart og drift. For SO_x er tallene $48 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for oppstartsfasen og $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for driftsfasen. Arbeidstilsynets administrativ norm for maksimal timemiddelkonsentrasjon er $1,1 \text{ mg}/\text{m}^3$ for NO_2 , mens her har vi beregnet en maksimal timemiddelkonsentrasjon av NO_x (= $\text{NO} + \text{NO}_2$) på $1,7 \text{ mg}/\text{m}^3$ nær skorsteinen. 300 m unna utslippspunktet er total NO_x under $1,1 \text{ mg}/\text{m}^3$. Mesteparten av NO_x slippes ut i form av NO , og levetiden for NO mht. reaksjon med O_3 er typisk minutter ($\text{NO} + \text{O}_3 \rightarrow \text{NO}_2 + \text{O}_2$) forutsatt at det er nok O_3 tilstede. Med vindstyrke 8 m/s vil det ta 37,5 sekunder for utslippet å transporteres 300 m. Noe NO vil kunne konverteres til NO_2 i løpet av denne tiden, men mye NO_x vil fortsatt være i form av NO . I tillegg er modellberegningene noe konservative, dvs. at verdier for modellparametre er valgt slik at modellen heller vil gi for høye resultater enn for lave. Vurderingen er derfor at administrativ norm for NO_2 ikke vil overskrides ved disse utslippsmengdene og -forholdene. SFTs grenseverdier overskrides kraftig (Tabell 2), men siden overskridelsene er i industriområde og offshore skal resultatene derfor sammenlignes med administrativ norm.

6.2.3 Skip

Det er beregnet enhetsutslipp for mobile kilder også. De viser max. konsentrasjon et stykke unna kildepunktet. Altså er pipene godt dimensjonert for formålet. Imidlertid foreligger det ingen opplysninger om utslipp fra de enkelte skip, kun for mobile kilder samlet. Det er derfor ikke mulig å beregne max. konsentrasjon av NO_x , NH_3 og SO_x .

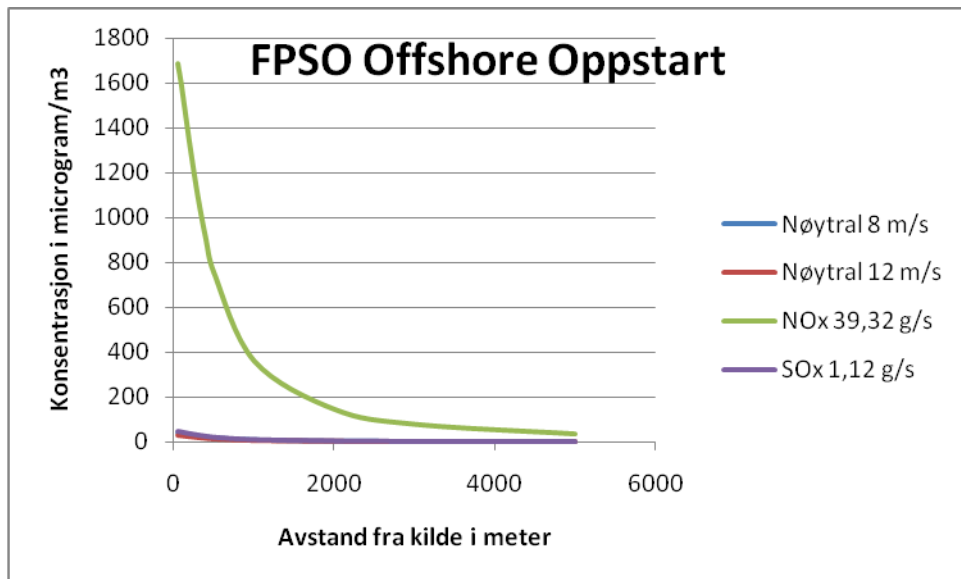


a)

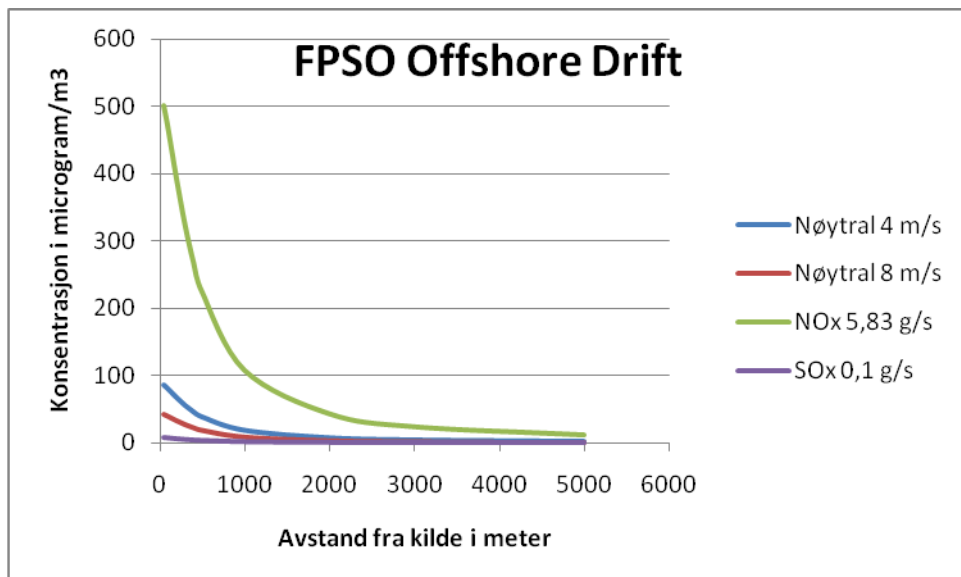


b)

Figur 12: Maksimale beregnede timemiddelkonsentrasjoner for et enhetsutslipp (1 g/s) for de to vind- og stabilitetsforhold som ga høyest verdi (blå og rød), samt maksimum beregnet NO_x (skalert, grønn) og maksimum beregnet SO_x (skalert, lilla). Enhet: µg/m³.

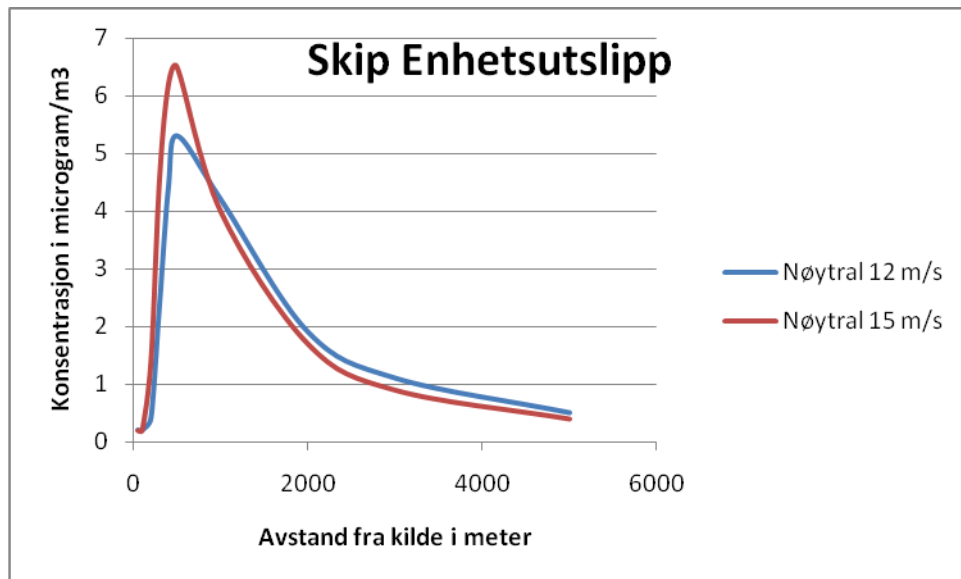


c)



d)

Figur 12: *forts.*



e)

Figur 12: forts.

7 Estimering av årsmiddelkonsentrasjoner

I denne studien er det også beregnet årsmiddelkonsentrasjon ved hjelp av CONDEP-modellen (Bøhler, 1987). CONDEP er en enkel og fleksibel modell som basert på enkle meteorologiske data (dvs. vindrose) og utslipp beregner konsentrasjon rundt et eller flere utslippspunkt. De meteorologiske forholdene som er brukt er nærmere beskrevet i kap. 5. Her er CONDEP kjørt med horisontal gridruteoppløsning $250 \times 250 \text{ m}^2$ gridruter, i alt $9,5 \times 9,5 \text{ km}^2$ modellområde med kildene plassert i midten, beregnet for Goliat (offshore) og Slettnes.

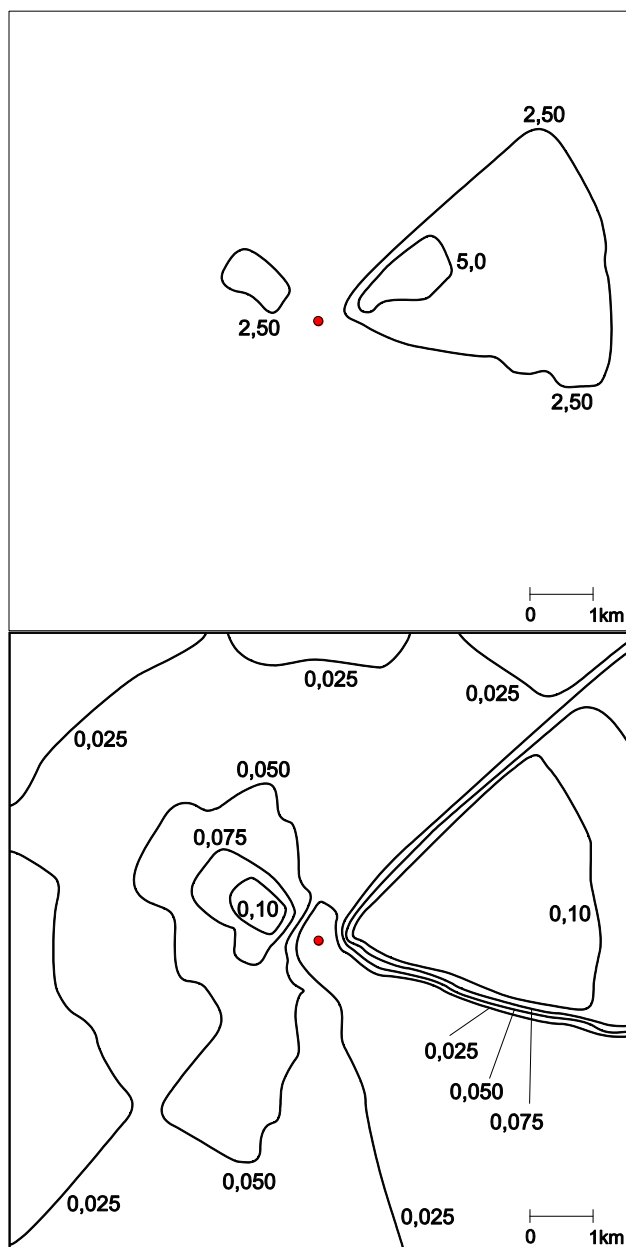
7.1 Årsmiddel i installasjonenes nærområde

Her er det gjort beregninger for oppstartsfasen (år 2013) og driftsfasen (år 2016) for de to konseptene S2B og FPSO. Når det gjelder utslipp er det brukt utslippstall fra selve produksjonsenheten samt utslipp fra støttefartøyer som ligger i havn/ved installasjonene. Det er gjort beregninger for NO_x og SO_x , samt NH_3 for S2B.

Felles for alle resultater er at man tydelig ser dominerende vindretning fra S-V mot N-Ø. Det er også en sekundær dominerende vindretning mot V-NV.

Vindrosen som er brukt i beregningene er vist i kap. 5 om meteorologi. Det kan diskuteres om denne vindrosen fra Slettnes er representativ for Goliat og Hammerfest. Slettnes er preget av lokal topografi og vinden kanaliseres langs kysten. Derved får man én veldig dominerende vindretning. Denne dominerende vindretningen fører til mye spredning mot nordøst med dertil høye konsentrasjoner nedstrøms. Mindre vind i én retning vil gi lavere beregnede konsentrasjoner. Verdiene som er beregnet her med dominerende vind vil derfor kunne ansees som en øvre grense.

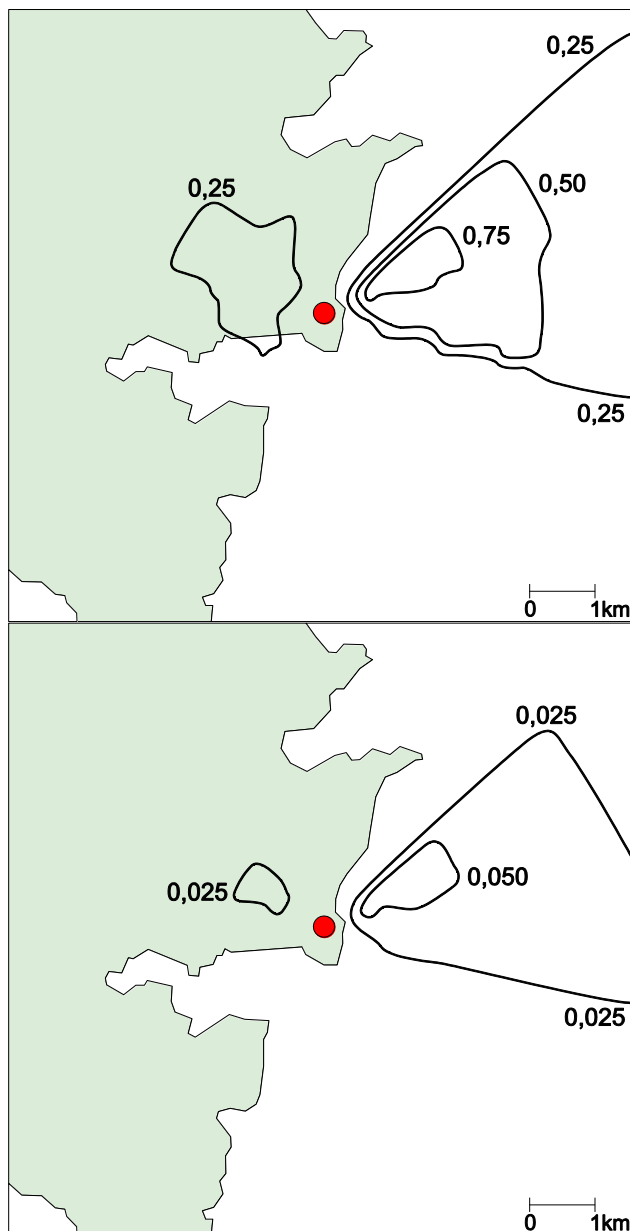
7.1.1 S2B Offshore Oppstart 2013



Figur 13: NOx (øvre panel) og SOx (nedre panel) for S2B oppstart (dvs. aktivitet offshore). Rød prikk markerer utslippspunktet (installasjonen). Enhet: $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Beregningene for S2B med utslippstall for oppstartsfasen i 2013 er vist i Figur 13. Dominerende vindretning mot N-V og mot V-NV sees klart. Maksimumskonsentrasjonene er $6,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og $0,26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for hhv. NOx og SOx.

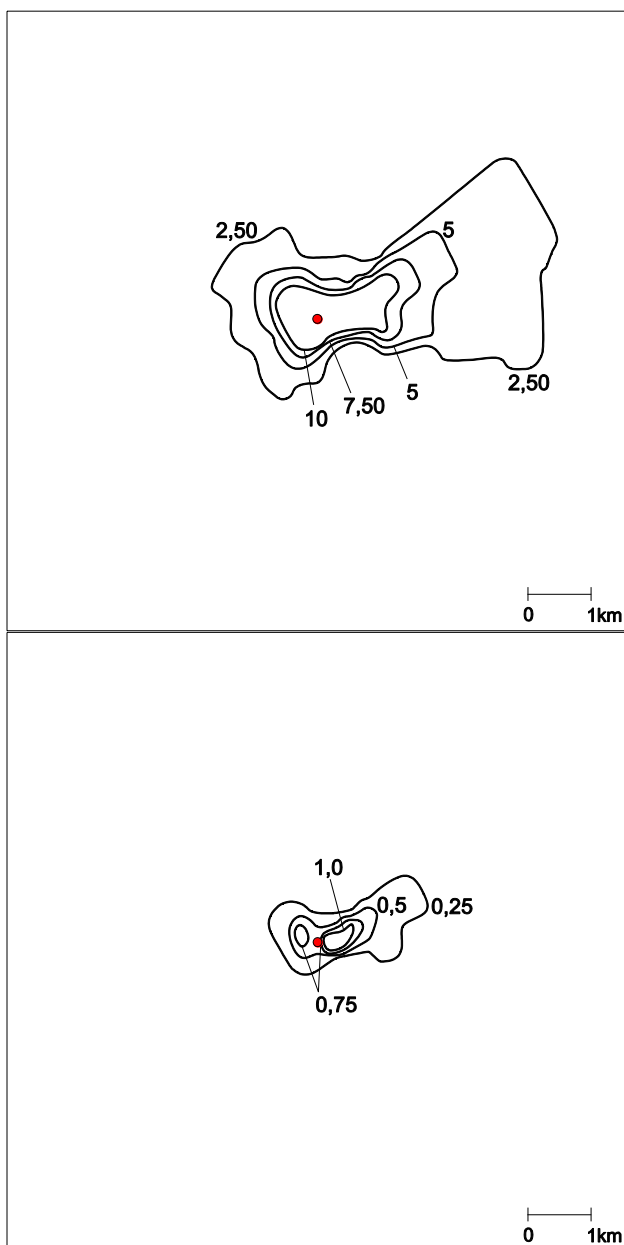
7.1.2 S2B Drift 2016



Figur 14: NO_x/NH_3 (øvre panel) og SO_x (nedre panel) for S2B drift (dvs. aktivitet onshore på Slettnes). Rød prikk markerer utslippspunktet (installasjonen). Enhet: $\mu g/m^3$.

Beregningene for S2B med utslippstall for driftsfase (2016) er vist i Figur 14. Dette er resultater for prosessanlegg onshore på Slettnes og vindrosen er derved representativ. Dominerende vindretning mot N-V og mot V-NV sees klart. Maksimumskonsentrasjonene er $1,0 \mu g/m^3$ og $0,06 \mu g/m^3$ for hhv. NO_x og SO_x . Forholdet $NO_x:NH_3$ i utslippet er beregnet til å være 1:1, dermed vil resultatene være like for disse to komponentene.

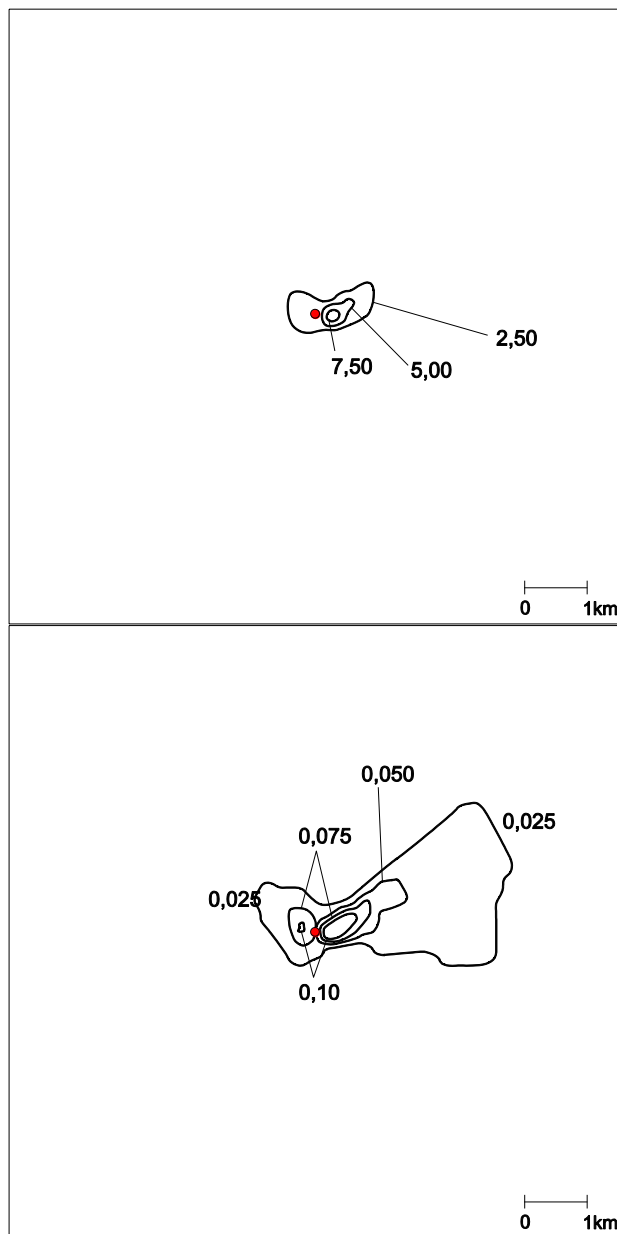
7.1.3 FPSO Oppstart 2013



Figur 15: NO_x (øvre panel) og SO_x (nedre panel) for FPSO oppstart. Rød prikk markerer utslippspunktet (installasjonen). Enhet: $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Beregningene for FPSO med utslippstall for oppstartsfasen i 2013 er vist i Figur 15. Dominerende vindretning mot N-V og mot V-NV sees klart, men konsentrasjonene er høye nær utslippspunktet og avtar raskt. Dette er pga. brannveggen som skaper bygningsturbulens (jfr. kap. 6). Maksimumskonsentrasjonene er $78 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og $2,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for hhv. NO_x og SO_x . Dette er det scenariet som klart gir høyeste beregnede verdier.

7.1.4 FPSO Drift 2016



Figur 16: NO_x (øvre panel) og SO_x (nedre panel) for FPSO drift. Rød prikk markerer utslippspunktet (installasjonen.) Enhet: µg/m³.

Beregningene for FPSO med utslippstall for driftsfase (2016) er vist i Figur 16. Dominerende vindretning mot N-V og mot V-NV sees klart. Maksimumskonsentrasjonene er 11,6 µg/m³ og 0,2 µg/m³ for hhv. NO_x og SO_x.

7.1.5 Oppsummering ang. årsmiddel i installasjonenes nærområde

Som tidligere nevnt er oppstartsfasen for FPSO-konseptet det scenariet som gir høyeste beregnede konsentrasjoner (78 µg/m³ for NO_x og 2,2 µg/m³ for SO_x) nær inntil installasjonene. SO_x ligger klart innenfor grenseverdiene (Tabell 2). For NO₂ er SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier 30 µg/m³ på årsbasis, EUs nye grenseverdi er 40 µg/m³ gjeldende fra 2010 (jfr. Tabell 2). Disse grenseverdiene er satt for å beskytte menneskers helse og vil derfor ikke gjelde offshore. Området med NO_x-konsentrasjon høyere enn 40 µg/m³ er beregnet til å være innenfor

500 m fra kilden i dominerende vindretning mot nordvest. Konklusjonen er at disse utslippene ikke vil overskride grenseverdiene. Bakgrunnsverdiene er lave, under $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (se Kap. 3), og konsentrasjonene grunnet utslippet er derfor mye høyere enn bakgrunnskonsentrasjonene.

8 Årsmidlede avsetninger

For å beregne avsetninger av utslippene fra Goliat har vi brukt INPUFF (Knudsen og Hellevik, 1992). INPUFF er en gaussisk puff-trajektoriemodell, dvs. at den beregner kjemi, transport og avsetning ved å transportere luftpakker rundt i modellområdet basert på innleste meteorologiske data (vind, nedbør og stabilitet). Når luftpakkene transporteres ut av modelldomenet forsvinner denne massen ut av beregningene. Kjemiskjemaet som er brukt i disse beregningene innbefatter syv forskjellige komponenter (NO , NO_2 , HNO_3 , O_3 , SO_2 , sulfat og H_2O_2) og enkle kjemiske reaksjoner mellom disse. De vannløselige komponentene avsettes ved våtavsetning, dvs. vaskes ut når det regner. Når det ikke er nedbør og når det ikke er konsentrasjoner i bakkenivå blir ingenting avsatt. Ved nedbør skaleres avsetningen proporsjonalt med nedbøren opp til 1 mm nedbør pr time. Ved mer enn 1 mm nedbør pr time regner man med at alt avsettes. INPUFF beregner både våtavsetning og konsentrasjon. Tidsskrittet i modellberegningene er en time.

Bidraget til tørravsetningen av nitrogenforbindelser fra høye skorsteinsutslipp er lave, fordi konsentrasjonene i bakkenivå er lave, og røykfanen passerer over uten nevneverdig avsetning. Tørravsetningen dekker et lite område nær kilde og dens bidrag til total avsetning vil være usynlig på regional skala. Den vil også være sterkt avhengig av vegetasjonstype og vegetasjonstetthet i området. Derfor har vi valgt å se bort i fra tørravsetning i denne studien.

8.1 Avsetninger fra INPUFF for drift i 2016

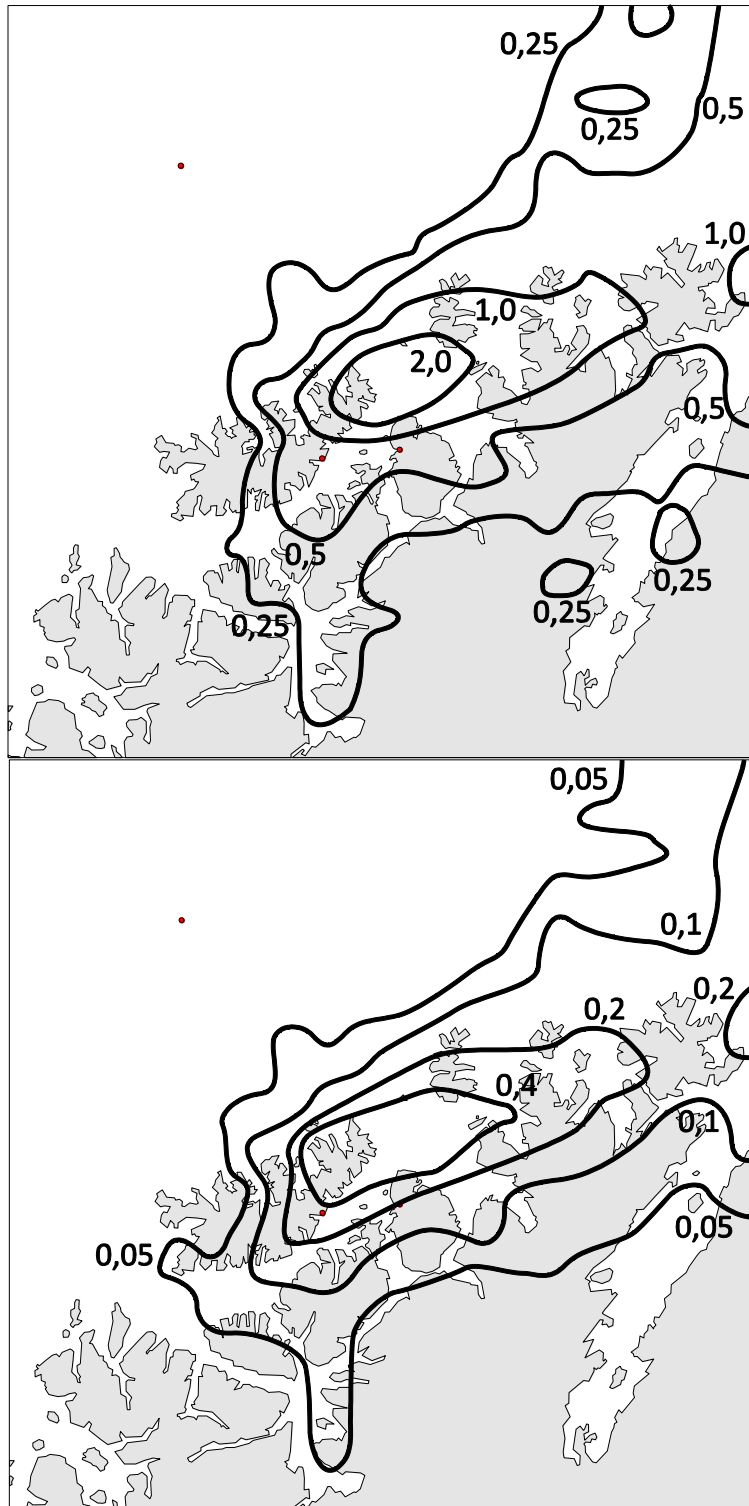
I denne rapporten er det gjort beregninger med INPUFF med totalt modellområde $200 \times 200 \text{ km}^2$ og en gridoppløsning på $10 \times 10 \text{ km}^2$ (20×20 bokser). Det er beregnet konsentrasjoner for de syv komponentene nevnt i innledningen, samt avsetning av HNO_3 og sulfat. Alle utslipp er inkludert, både fra Goliat-feltet (for FPSO), anlegg på land (for S2B), samt mobile kilder. De mobile kildene ble modellert ved at noen stasjonære kilder ble plassert langs seileruten.

De beregnede timemiddelkonsentrasjoner og årsmiddelkonsentrasjoner (kap. 6 og kap. 7) er alle under gjeldene grenseverdier, dette gjelder også resultater fra INPUFF. Konsentrasjoner i luft som følge av utslipp fra Goliat anses som tilstrekkelig diskutert i tidligere kapitler og derfor er resultater fra INPUFF-beregningene ikke vist her.

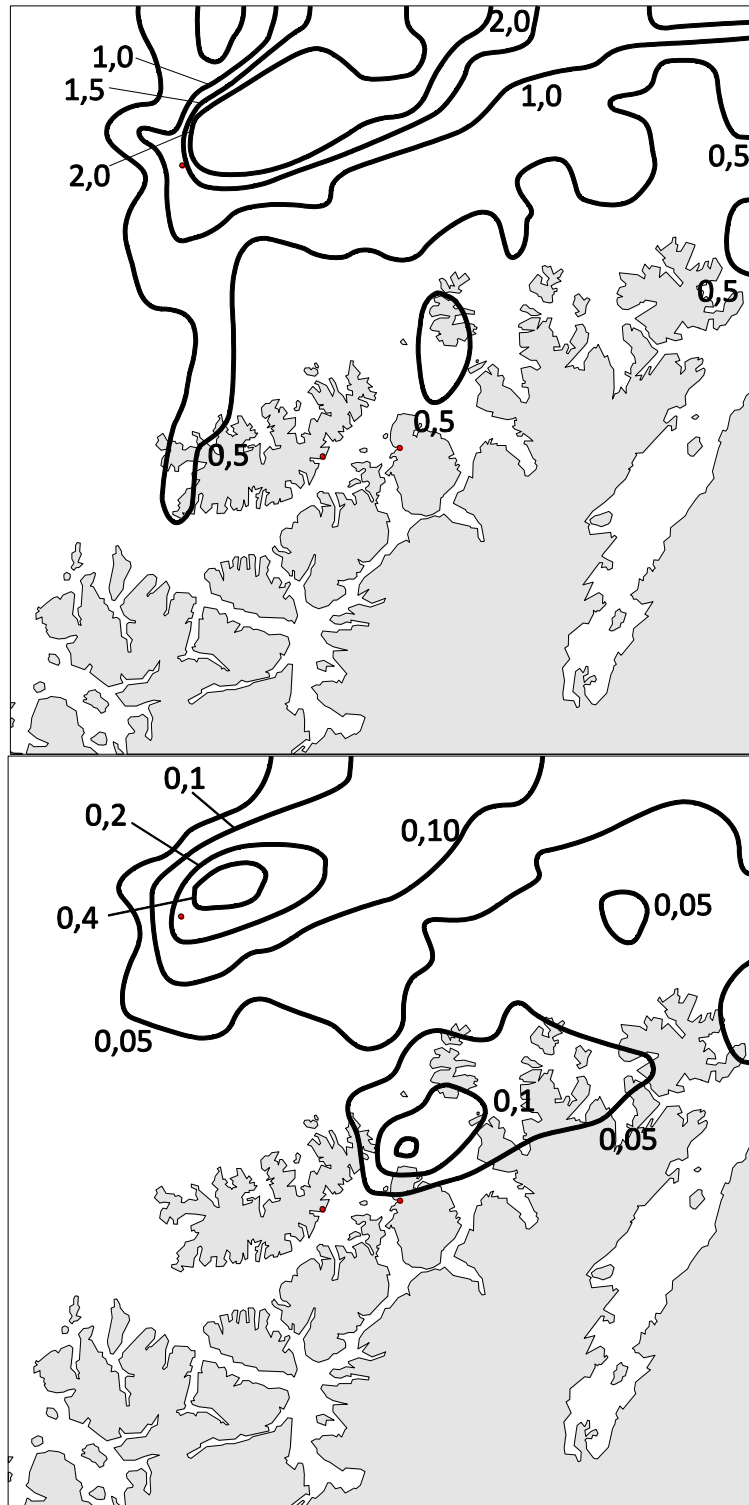
Når det gjelder påvirkning på vann og vegetasjon er det avsetningen av nitrogen og svovel som er det viktigste. I Figur 17 og Figur 18 er det vist avsetning av N og S for de to konseptene med utslipp for driftsår 2016.

NO_x og SO_x har relativt kort levetid i atmosfæren (~ typisk 1 dag) og tapes endelig ved avsetning. Naturlig nok er det da størst avsetning nær kildene, dvs. ved Slettnes for S2B og ute på feltet for FPSO. Avsetningen av nitrogen er størst

siden det slippes ut mer NO_x enn SO_x . Det er også tydelig hva som er dominerende vindretning hvor isolinjene er strukket mot nordøst. Det er i samsvar med resultatene for årsmiddelkonsentrasjonene i kap. 7. Maksimum avsetning for S2B er hhv. $4,2 \text{ mg N}/(\text{m}^2 \text{ år})$ og $1,3 \text{ mg S}/(\text{m}^2 \text{ år})$ (i nærheten til Slettnes). For FPSO er maksimum hhv. $5,9 \text{ mg N}/(\text{m}^2 \text{ år})$ og $0,8 \text{ mg S}/(\text{m}^2 \text{ år})$ (ute til havs).



Figur 17: Avsetning av NO_x (øvre panel) og SO_x (nedre panel) for S2B drift år 2016. De tre røde prikkene markerer hhv. Goliat-feltet, Slettnes og Hammerfest. Enhet: mg/m^2 som N og S.



Figur 18: Avsetning av NO_x (øvre panel) og SO_x (nedre panel) for FPSO drift år 2016. De tre røde prikkene markerer hhv. Goliat-feltet, Slettnes og Hammerfest. Enhet: mg/m² som N og S.

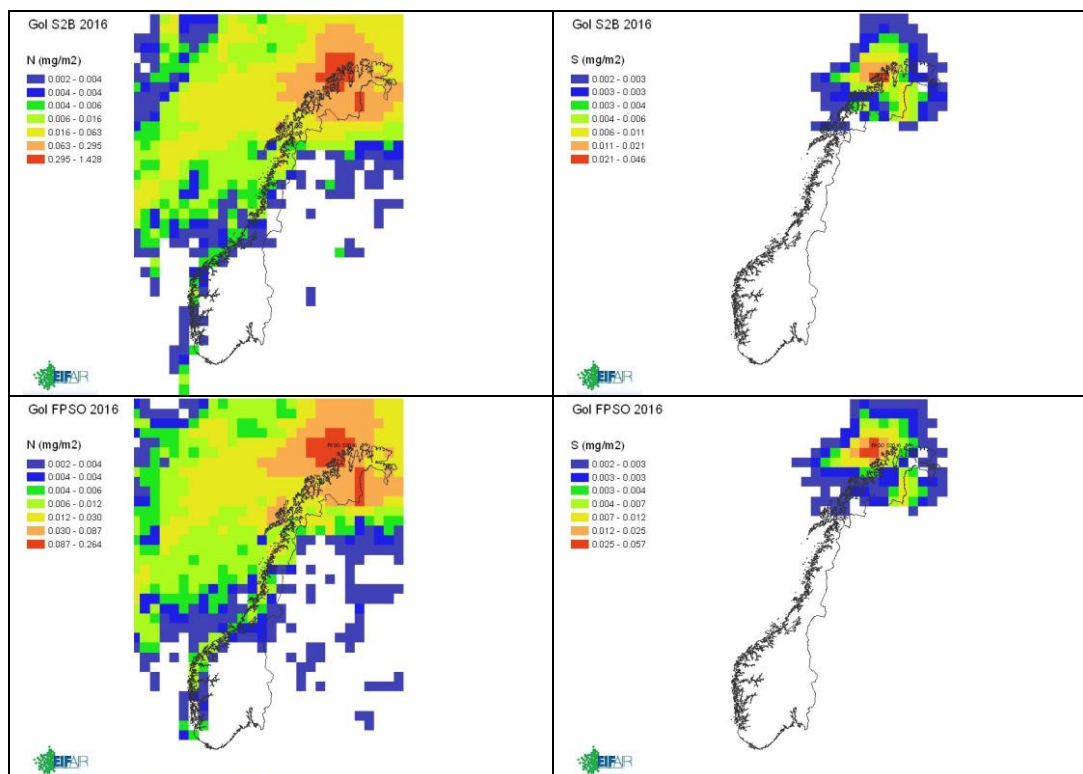
8.2 Avsetninger fra EIF-Air

I denne studien er det også gjort beregninger i EIF-Air (Environmental Impact Factor for assessment of emissions to air) (Larssen et al. 2005, Knudsen et al., 2005, Knudsen et al., 2006). EIF-Air er et konsept utviklet av NILU, NIVA og NINA i samarbeid med daværende Statoil. Det er INPUFF-modellen som ligger til grunn i modellberegningene, men med annen meteorologi (TAPM). Modellgrid'et har en grovere oppløsning med gridceller på 50×50 km², men modellområdet er til gjengjeld større og dekker store deler av Norge, Sverige og Finland.

EIF-Air gir en konsekvensindeks for regionale virkninger av utslipp til luft. Ved beregning av faktoren tas det hensyn til de tre viktigste miljøkonsekvenser av nitrogenutslipp på regionalskala i Norge: forsuring av overflatevann, overgjødningseffekter på vegetasjon og ozonskader på avlinger og naturlig vegetasjon. For å kvantifisere konsekvenser som følge av nitrogenavsetning og ozonkonsentrasjoner benyttes en framgangsmåte hvor naturens tålegrenser inngår som en viktig del. For å beregne avsetning og konsentrasjoner over land fra utslipp brukes atmosfæriske spredningsmodeller. Metoden tar også hensyn til bakgrunnsavsetningen og bakgrunnskonsentrasjoner, noe som er viktig for å få det totale bildet av forurensningssituasjonen.

EIF-Air beregner total avsetning av N og S. I kap. 9 og 10 er påvirkningene på vann og vegetasjon vurdert. I disse vurderingene er det brukt avsetningsdata fra EIF-Air. Grunnen til at EIF-Air er brukt, og ikke INPUFF fra kap. 8.1 er at EIF-Air dekker et større område. Som tidligere nevnt kan situasjonen i Øst-Finnmark være kritisk pga. utslipp fra smelteverk i Russland, og det er derfor viktig å bruke et modellområde som dekker denne regionen.

Avsetningen av nitrogen og svovel fra EIF-Air er vist i Figur 19. Hvis man sammenligner resultatene for INPUFF (Figur 17 og Figur 18) med EIF-Air er maksimalverdiene høyere med INPUFF. Dette har sammenheng med at INPUFF har finere oppløsning. I EIF-Air med grovere oppløsning er verdiene midlet over et større område og de høye verdiene nær kildene blir "smurt" utover. Resultatene fra INPUFF er også preget av dominerende vindretning. I EIF-Air er meteorologien annerledes med noe mindre transport mot øst og nordøst.



Figur 19: Avsetning av NO_x (venstre kolonne) og SO_x (høyre kolonne) for S2B (øvre panel) og FPSO (nedre panel), begge for drift år 2016. Enhet: mg/m^2 (N og S). Merk at skalaen er forskjellig i de forskjellige figurene.

9 Påvirkning på vann og forsyningssituasjonen pga. utslipp fra Goliat

9.1 Ferskvann

NIVA gjennomførte en nasjonal vannkjemisk undersøkelse i 1995. Disse data er benyttet i vurderingen av tålegrensene i denne rapporten. Det er gjort et utvalg av de tilgjengelige data for det området som vil bli mest påvirket av aktiviteter i Goliat-feltet i Barentshavet. Dette gjelder spesielt området fra Lofoten og nordover til Nordkapp. Totalt 34 vann var prøvetatt i dette området. 2 av disse vannene har tålegrenser under 25 mEkv/m^2 og 11 har tålegrenser mellom 25 og 50 mEkv/m^2 . Siden det er få vannprøver tilgjengelig i dette området og at de er samlet inn for å få et statistisk utvalg gir de begrenset informasjon om hvor følsomt området er. Nye undersøkelser må derfor gjennomføres før man kan konkludere i hvilken grad økt svovel- og nitrogenavsetning kan ha forsyningseffekter.

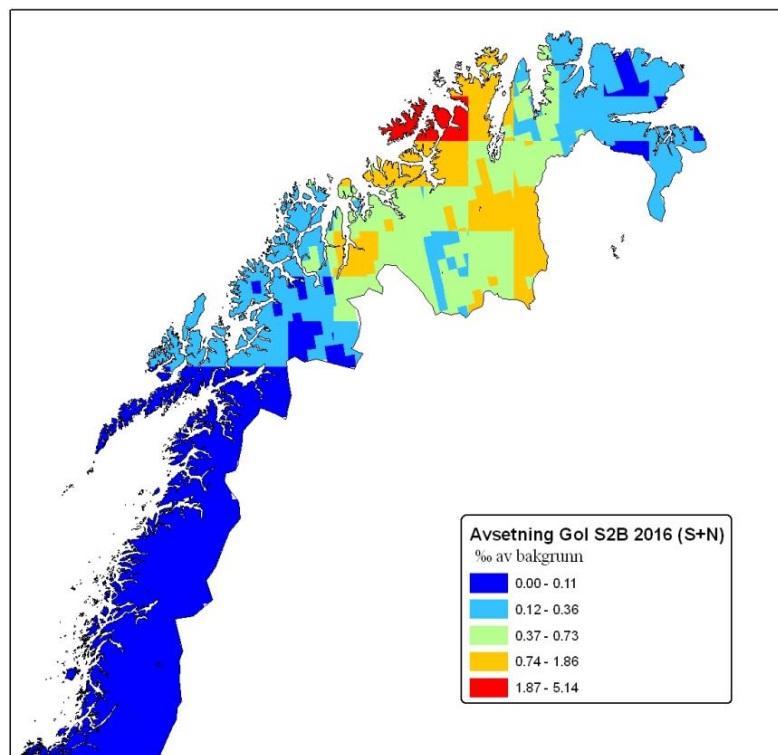
For å vurdere konsekvensene for forsyningssituasjonen ved bidrag av svovel- og nitrogen-avsetning fra planlagt virksomhet i Goliat-feltet, har NIVA vurdert bidraget av svovel(S) og nitrogen(N) i lys av beregning av overskridelser av tålegrensen. Beregninger av overskridelsen av tålegrensene for dagens avsetning pluss bidraget fra planlagt virksomhet ved Goliat ved de to alternative

utbyggingsløsningene viste ingen forskjell i forhold til dagens avsetning (Figur 9). Det betyr at økningen i S- og N-avsetning ikke gjør at overskridelsene forandrer kategori for de prøvetatte vannene.

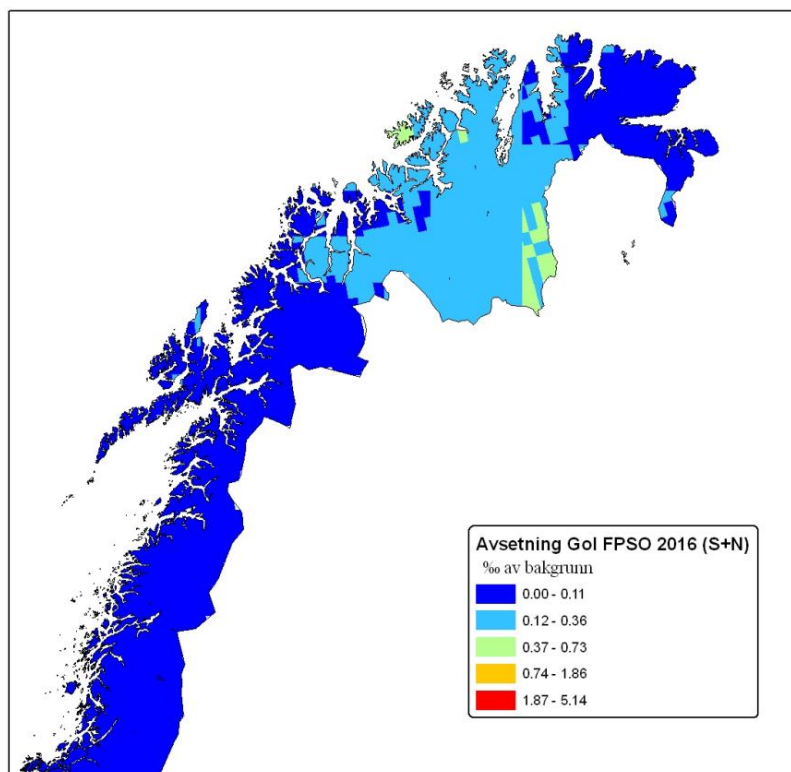
Forsuringsbelastningen (avsetningen av S+N i mEkv/m²/år) i influensområdet på grunn av utslipp til luft ved de to alternative utbyggingsløsningene er vist i Figur 20 og Figur 21, som ‰ (promille) av bakgrunnsavsetningen i området. Som det fremgår av figurene vil bidraget fra Goliat-feltet være maksimalt ca. 5 ‰ (promille) ved alternativ S2B og maksimalt i underkant av 1 ‰ (promille) ved alternativ FPSO. Dette vil ikke gi noen merkbar økning i forsuringsbelastningen i området.

Av de 34 innsjøene vi har data fra i området som vil få den høyeste avsetningen som følge av aktiviteter i Goliat-feltet har 2 overskredne tålegrenser ved dagens avsetning. Disse ligger i den nordligste delen av området. Overskridelsene er små, og det er ubetydelig endring i overskridelsene fra dagens nivå med tilleggsavsetning fra aktiviteter i Goliat-feltet.

Basert på de eksisterende data er den foreløpige konklusjonen at bidraget til forsuring fra aktiviteter i Goliat-feltet er ubetydelig, men generelt kan man si at for områder som i dag har overskridelser av tålegrensen for forsuring, eller ligger på grensen til overskridelse, vil et hvert bidrag til økning av svovel- og nitrogenavsetningen potensielt endre vannkvaliteten.



Figur 20: Avsetning av forsuringsekvivalenter (S og N i mEkv/m²/år) i influensområdet for aktivitetene ved Goliat-feltet i Barentshavet ved utbyggingsløsning S2B. Avsetningen er angitt som promille(‰) av bakgrunnsavsetningen.



Figur 21: Avsetning av forsureningsekvivalenter (S og N i mEkv/m²/år) i influensområdet for aktivitetene ved Goliat-feltet i Barentshavet ved utbygningsløsning FPSO. Avsetningen er angitt som promille (o/oo) av bakgrunnsavsetningen.

9.2 Marint miljø

NILUs beregninger (EIF-air) viser maksimale verdier for nitrogenavsetning til havs på henholdsvis 1,43 og 0,264 mg N/m²/år for de to driftsscenarioene (GOL S2B og FPSO). Til sammenligning er dagens nitrogentilførsel i området Tromsøflaket-sørlige Barentshavet anslått til å ligge mellom 50 og 100 mg N/m²/år (beregninger med EMEP-modellen (EMEP, 1998), se også <http://emep.int/publ/ospar/2007/index.html>), altså vesentlig høyere enn maksimalverdien for de to scenarioene som vurderes her.

I de følgende beregningene tar vi utgangspunkt i en rute på 1 km² og respektiv avsetning på maksimalt 1,43 og 0,264 mg N/m²/år for de to alternativene. Et overflateareal på 1 km² vil dermed få tilført maksimalt 1,43 og 0,264 kg N/år.

Vi vil videre bruke to ulike måter å sammenligne økningen i avsetning med det som er tilgjengelig for produksjon i overflatelaget i vannmassen:

- 1) med utgangspunkt i forbruk av nitrogen i overflatelaget i løpet av våroppblomstringen
- 2) tilførsler til området i løpet av den produktive delen av året (ca. 5 måneder i sommerhalvåret)

Typisk vinterkonsentrasjon av nitrogen i atlantisk vann i Barentshavet er på > 10 µM (Reigstad et al., 2002), som tilsvarer ca 140 µg N/liter eller 0,14 g/m². Med et

eufotisk dyp på 20 m tilsvarer dette 2,8 g N/m² eller 2,8 tonn N/km². Hvis vi videre antar at 80 % av dette biotilgjengelige nitrattet brukes opp i løpet av våroppblomstringen vil det totale forbruket tilsvare 2,3 tonn/km².

De samlede årlige tilførslene av nitrogen i form av avsetning for de to utslippsalternativene utgjør da henholdsvis 0,06 og 0,01 % av forbruket i løpet av våroppblomstringen. Hvis vi legger til grunn at denne "ekstraproduksjonen" fordeles slik at 7/12 (den delen som avsettes mellom september og april) er tilgjengelig under oppblomstringen vil de korresponderende verdiene bli 0,036 og 0,007 %.

Sommerstid vil innholdet av nitrogen være mye lavere og variere mye mer enn om vinteren, først og fremst på grunn av varierende forbruk avhengig av forekomst av marine organismer men også på grunn av blant annet ulike tilførsler fra land, begrensninger i tilgjengelighet av andre næringssalter, og strøm og værforhold som bringer opp og frakter inn ny nitrogen i det aktuelle området. Målte verdier for N sommertid kan variere mellom 30 µg N/liter nær kysten og helt opp mot vinterverdiene på 140 µg N/liter i åpent hav. Ser vi på et stasjonært system (ser bort fra ny tilførsel av næringssalt til overflatelaget) vil det da være tilgjengelig mellom 600 og 2800 kg N/km² om sommeren, igjen basert på en eufotisk sone med dyp 20 m. Bidraget fra den økte avsetningen utgjør da for en sommerperiode på fem måneder 5/12-deler av den årlige tilførselen, dvs. hhv. 0,60 og 0,11 kg N/km². Dette utgjør respektive 0,10 og 0,02 % av den laveste konsentrasjonsverdien for kystvann. En mer realistisk antagelse vil være å vurdere en "vannpakke" på 1 km² som transporteres gjennom det aktuelle området. Lengden av området med avsetning av betydning er på < 1000 km. Antar vi en gjennomsnittlig strømhastighet på oppunder 20 cm/s, som er vanlig langs denne delen av kysten, gir dette en typisk gjennomstrømningstid på nærmere 60 døgn. Bidraget fra økt avsetning reduseres da til hhv. 0,040 og 0,007 % i forhold til den laveste verdien for sommerkonsentrasjon. Det er heller ikke nå tatt hensyn til at nytt næringssalt bringes inn i den samme "vannpakken", f.eks. nedenfra, i løpet av de 60 dagene det tar å passere området.

For begge sammenligningene over er det tatt utgangspunkt i de maksimale verdiene for nitrogenavsetning innenfor det aktuelle området, henholdsvis 1,43 og 0,264 mg N/m²/år (for GOL S2B og FPSO). Deres respektive bidrag til økning i biotilgjengelig næringssalt illustrerer i så måte maksimalverdier. Dersom gjennomsnittsverdiene for avsetning for det berørte området – som de "vannpakkene" vi ser på beveger seg gjennom - ligger på for eksempel 50 % av maksimalverdiene, vil de prosentvise bidragene reduseres tilsvarende, både i forhold til våroppblomstring og sommerproduksjon.

Det er noen usikkerhetsmomenter i beregningene over. Strømhastighetene er variable og kan være både større og mindre enn det vi har brukt. Videre vet vi at næringsrikt vann vil blandes opp i det eufotiske overflatelaget som følge av prosesser som strøm og virvler i vannet og episoder med sterk vind, slik at de tallene vi har brukt for tilgjengelig næringssalt i overflatevannet er konservative. Med disse usikkerhetene i mente, sammen med variasjoner i avsetning innenfor det aktuelle området, kan vi derfor anta at bidraget fra økt avsetning av nitrogen neppe vil overstige 0,02 % for scenariet GOL S2B og 0,005 % for GOL FPSO.

Ingen av alternativene vil dermed medføre nitrogenavsetning som gir merkbar effekt på algeproduksjonen i området.

10 Påvirkningen på vegetasjon pga. utslipp fra Goliat

10.1 Metodikk

Miljøeffekter av utslippene fra Goliat på vegetasjon vil bli relatert til tålegrenseoverskridelser (Achermann og Bobbink, 2003) ved å sammenligne bidragene med dagens bakgrunnsnivå (Hole og Tørseth, 2002, se Figur 6). Tålegrensene for vegetasjon er satt opp med relativt store variasjoner med en nedre og en øvre grense, og det er ikke gitt noen kvantitative mål på endringer i vegetasjon ut fra overskridelsesverdier. Nedre tålegrensenivå benyttes i tråd med anbefalinger i Achermann og Bobbink (2003) for områder med kjølig klima og kort vekstsesong.

Variasjonen i tålegrensene innen hver vegetasjonstype og mangel på kvantitative mål på endringer i økosystemene gjør det vanskelig å vurdere hvor store konsekvenser et enkeltbidrag kan gi. I tillegg er avsetningsverdiene fra Goliat særdeles små i forhold til tålegrensens variasjoner innen en og samme vegetasjonstype. Bakgrunnsverdiene varierer også betydelig både gjennom året, og fra år til år. Vurderingen av hvilke konsekvenser utslipp fra Goliat vil få på vegetasjon vil således bli noe usikker.

10.2 Effekter på vegetasjon

Beregningene fra EIF-air modellen viser en maksimal total nitrogenavsetning over land i år 2016 på 1,43 mg N/m² per år ved alternativ S2B (med boring offshore og prosessanlegg på land), mens avsetningen ved alternativ FPSO (produksjon til havs) viser en maksimal avsetning på 0,23 mg N/m² per år og mye av avsetningen vil komme over sjø. Den laveste tålegrensen for vegetasjon i influensområdet er 500 mg N/m² per år (Figur 3). Med en årlig bakgrunnsavsetning på mellom 150-300 mg N/m² per år (Figur 6) vil utslippene ved begge alternativer således ikke bidra til overskridelse av gjeldende tålegrenser. Det antas derfor at utslippene fra Goliat ikke vil ha noen gjødslingseffekt på vegetasjonen i influensområdet.

Tålegrensene for arktisk/alpine vegetasjonstyper som er tilpasset lave N-verdier er imidlertid dårlig kartlagt, og flere kan ha en lavere tålegrense enn tidligere oppgitt (Achermann og Bobbink, 2003). Man skal derfor være noe varsom i konklusjoner relatert til økte N-bidrag i nordlige, nitrogenmarginale områder, selv om bidragene er små. Eventuelle effekter kan være økning i planters nitrogeninnhold, økt grasvekst, tilbakegang av lav og endringer i mosedekkets artssammensetning (Baddeley et al., 1994, Gordon et al., 2001, Pearce og Van der Wal, 2002).

11 Dannelse av bakkenært ozon pga. utslipp fra Goliat

Bidraget til dannelse av bakkenært ozon fra petroleumsrelaterte utslipp til havs har blitt vurdert i flere tidligere konsekvensutredninger, bl.a. for Nordsjøen (Solberg et al., 1999), for Norskehavet (Solberg et al., 2002, 2008) og for Lofoten-Barentshavet (Guerreiro et al., 2003). Lufttemperatur og UV-stråling er

kritiske parametere for å danne ozon ved bakken. Med de generelt lavere temperaturene og den mindre intensive solstrålingen som er i nordområdene vil dannelsen av ozon skje langsommere enn lenger sør. Dynamisk blanding i atmosfæren (adveksjon og turbulent diffusjon) vil dermed få større betydning relativt til den fotokjemiske dannelsen, og "lokale" effekter av NO_x- og VOC-utslipp vil bli mindre enn lenger sør. På den bakgrunn er resultatene fra rapportene om Norskehavet og Lofoten-Barentshavet mest relevant for vurderingen av forholdene rundt Goliat.

Ozonbelastningen i Norskehavet-utredningen ble beregnet med omfattende numeriske og fotokjemiske spredningsmodeller. På bakgrunn av modellresultatene ble det konkludert med at bidraget til AOT40 fra de petroleumsrelaterte utslippene i Norskehavet vil være beskjedent over landområder, og at maksimalbidraget vil komme over hav. Det estimerte bidraget fra utslippene i Norskehavet til ekstra antall timer over 100 µg/m³ ble også svært lavt i modellberegningene.

Beregningene for Norskehavet ble basert på utslippsprognoser for 2012 som var det året med maksimale utslippstall av NO_x på ca. 22.000 tonn NO_x (som NO₂). Til sammenligning vil utslippene fra Goliat være rundt 1200 tonn NO_x i oppstartsfasen og 100-200 tonn NO_x i driftsfasen (fra 2016 og utover), jfr. Tabell 7, Tabell 8 og Vedlegg B. For et bakgrunnsområde som Norskehavet vil ozondannelsen være mest avhengig av NO_x-utslippet og i mindre grad av utslippet av VOC, selv om VOC også er nødvendig for ozondannelsen. Dette er et såkalt NO_x-begrenset regime hvor tilgangen på NO_x regulerer O₃-dannelsen (se for eksempel Jacob, 1999).

Utslippstallene vist i Tabell 7, Tabell 8 og Vedlegg B viser at utslippstallene fra Goliat er lave i forhold til utslippsprognosene for Norskehavet for 2012 på 22.000 tonn NO_x. Selv om man tar med utslipp fra støttefartøyer og skytteltankere vil de totale utslippene være små. Det er også utslipp av NMVOC fra Goliat, men dette vil sannsynligvis bestå av lette alkaner som etan og butan (Solberg et. al., 1999) som er mindre "potente" som ozondannere. Tatt i betraktning den lave fotokjemiske aktiviteten i Barentshavet sammenlignet med Norskehavet, er det all grunn til å vente at bidraget til dannelse av bakkenært ozon vil være enda lavere i området rundt Goliat enn for Norskehavet.

Konklusjon

Basert på resultatene fra Regional Konsekvensutredning (RKU) for Norskehavet, Lofoten-Barentshavet og fra Nordsjøen, samt at AOT40-verdiene i området som dekkes av denne rapporten i dag er godt under UN-ECEs terskelverdier på 3000 og 10.000 ppb-timer for henholdsvis planter og skog (1599 ppb/h for Karasjok i 2006, se Tabell 4), er det ikke sannsynlig at utslippene av NO_x og NMVOC fra Goliat vil føre til overskridelser av disse grensene.

I forhold til SFTs grenseverdier på 8-timers middelvei av ozon på 60 µg/m³ eller midlere 7-timers konsentrasjon av ozon (kl. 09-16, april-september) på 50 µg/m³, så er disse allerede overskredet over hele landet, og reflekterer at bakgrunnskonsentrasjonen av ozon på den nordlige halvkule i seg selv er tilstrekkelig høy til å overskride grensene. Utslippene fra Goliat vil kunne føre til

økte ozonkonsentrasjoner og dermed økt overskridelse av SFT-grensene, men basert på de tidligere utredningene og beregningene vil endringene etter all sannsynlighet bli marginale.

I forhold til terskelverdier for helse/fauna vil utslippene fra Goliat også kunne gi en økning i antall dager med overskridelse av $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$, men i tråd med Norskehavet-rapporten er konklusjonen at det er lite trolig at bidraget vil gi noen målbare effekter på dyr på land.

Disse konklusjonene er basert på utslippsprognosene for det aktuelle området, tidligere modellberegninger og utredninger og på mange år med ozonmålinger på norske stasjoner. Konklusjonene gis med forbehold om at det ikke er foretatt egne modellstudier i denne rapporten og ikke foretatt separate vurderinger av flora/fauna basert på de spesifikke naturtypene for influensområdet som inngår i denne studien. Det er imidlertid lite trolig at en mer omfattende vurdering med detaljerte beregninger og biotopvurderinger ville ha endret konklusjonene i særlig grad. Slik sett ansees konklusjonene å være robuste.

Et forhold som ikke er diskutert er storskala endringer i atmosfærens bakgrunnskonsentrasjon av ozon i årene framover. Europeiske målinger gjennom de siste tiårene viser en gradvis reduksjon av maksimalverdiene av ozon på det europeiske kontinentet (Beilke og Wallasch, 2000), men samtidig en økning i troposfærens bakgrunnskonsentrasjon. Jonson et al. (2006) rapporterer at middelkonsentrasjonen av O_3 sommerstid går ned, middelkonsentrasjonene vinterstid går opp, men at maksimumskonsentrasjonene på vinteren går ned, alt som følge av at konsentrasjonene av forløpere til O_3 er minkende. Målinger fra Mace Head på vestkysten av Irland (Simmonds et al., 2001) indikerer en midlere økning i ozonkonsentrasjonen på $0.5 \text{ ppb}/\text{år}$ i atlantisk bakgrunnsluft gjennom 90-tallet.

Det er usikkert hvordan endringene i storskala ozonkonsentrasjon vil ha betydning for effekten av evt. utslipp over Barentshavet. Helseeffekter som skyldes kortvarige ekstremverdier forekommer i praksis aldri i disse områdene, og en nedgang i ekstremverdier vil derfor ha liten betydning for å vurdere utslippene over Barentshavet. En svak økning i atmosfærens midlere bakgrunnsnivå av ozon kan derimot i prinsippet ha store negative konsekvenser for Norge som helhet, siden bakgrunnsnivået allerede er nær terskelverdiene for vegetasjon. En slik ozonøkning i bakgrunnsatmosfæren kan dermed føre til at evt. vegetasjonsskader fra utslipp i Barentshavet blir større enn anslått i denne rapporten, men p.g.a. den store usikkerheten ved dette er virkningen ikke kvantifisert nærmere.

12 ”Environmental Impact Factor” - EIF

Som tidligere nevnt er det brukt EIF-Air for å beregne avsetning av nitrogen og svovel. EIF-Air er også et godt redskap når det gjelder å vurdere den samlede påvirkningen på miljø av utslipp til luft.

EIF-Air er en konsekvensindeks for regionale virkninger av utslipp til luft. Målet med utviklingen av EIF-Air var tredelt, med noe ulike anvendelsesområder:

- Utvikle en konsekvensindeks for utslipp til luft.
- Vurdere miljøgevinsten ved forandringer i utslipp til luft av tiltak på forskjellige geografiske lokaliteter. Dette kan brukes til å vurdere på hvilke installasjoner utslippsreduksjonstiltak skal prioriteres.
- Sammenligne konsekvensen av utslipp til luft og utslipp til vann. Dette kan brukes til å vurdere betydningen av å rense utslipp til vann sammenlignet med utslipp til luft. Det er tenkt ved å vurdere EIF-Air og EIF vann samlet. Konseptene bak EIF vann er allerede etablert.

EIF-Air kan utvikles for mange utslippstyper. For oljeindustrien kan dette være:

- Utslipp til luft fra plattformer offshore
- Utslipp fra faste installasjoner på land
- Utslipp fra transport til sjøs

Problemstillingene ved de forskjellige utslippene er de samme, men har forskjellig romlig skala. For faste installasjoner offshore er det spredning på regional skala som er relevant, for landanlegg er det i tillegg lokale forurensningsproblemer, og for transport er det i tillegg til både lokale og regionale miljøkonsekvenser en tilleggsbetraktning at utslippene flytter seg geografisk.

Tre miljøkonsekvenser er inkludert i faktoren:

- Forsuring av overflatevann
- Overgjødslingseffekter på terrestrisk vegetasjon
- Skader på vegetasjon fra bakkenær ozon

I denne rapporten er det gjort beregninger i EIF-Air for hele aktivitetsperioden, dvs. oppstart og drift. Resultatene for år 2016 er vist i Figur 22. EIF-Air er spesielt egnet til å vurdere forskjellige konsepter opp mot hverandre med tanke på påvirkning på det ytre miljø. Av Figur 22 ser man at FPSO-konseptet med produksjon offshore gir mindre miljømessige konsekvenser. Dette gjelder både påvirkning på vegetasjon, på vann og totalt. Konsekvensindeksen for FPSO er 1/3 av indeksen for S2B-løsningen.

Disse beregningene viser klart at løsningen med utbygging til havs (FPSO) vil ha mindre konsekvenser på det ytre miljø enn utbygging med prosessanlegg på land (S2B).



Figur 22: Resultater for EIF-Air, konsekvensindeks for år 2016, FPSO og S2B.

13 Referanser

- Aas, W., Solberg, S., Manø, S. og Yttri, K.E. (2008) Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel, 2007. Kjeller (NILU OR 29/2008).
- Achermann, B. og Bobbink, R. (red.) (2003) Empirical Critical Loads for Nitrogen. Expert Workshop, Berne, 11-13 November 2002. Proceedings. Bern, Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape, SAEFL (*Environmental documentation 164*).
- Baddeley, J.A., Woodin, S.J. and Alexander, I.J. (1994) Effects of Increased Nitrogen and Phosphorus Availability on the Photosynthesis and Nutrient Relations of 3 Arctic Dwarf Shrubs from Svalbard. *Funct. Ecol.*, 8, 676-685.
- Beilke, S. and Wallasch, M. (2000). Die Ozonbelastung in Deutschland seit 1990 und Prognose der zukünftigen Entwicklung. *Immissionsschutz*, 5, 149-155.
- Bøhler, T. (1987) Users guide for the Gaussian type dispersion models CONCX and CONDEP. Lillestrøm (NILU TR 8/87).
- Dise, N. og Wright, R.F. (1995) Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. *For. Ecol. Manage.*, 71, 153-161.

- EMEP (1998) Transboundary acidifying air pollution in Europe. Oslo, Norwegian Meteorological Institute (EMEP/MSC-W report 1/98).
- Fremstad, E. (1997) Vegetasjonstyper i Norge. Trondheim (NINA Temahefte 12).
- Fremstad, E. og Moen, A. (red.) (2001) Truete vegetasjonstyper i Norge. Trondheim (NTNU Vitensk.mus. Rapp. bot. Ser. 2001-4).
- Gordon, C., Wynn, J.M. and Woodin, S.J. (2001) Impacts of increased nitrogen supply on high Arctic heath: the importance of bryophytes and phosphorus availability. *New Phytol.*, 149, 461-471.
- Grennfelt, P. og Thörnelöf, E. (eds.) (1992) Critical loads for nitrogen. Copenhagen, Nordic Council of Ministers. (Nord 1992:41).
- Henriksen, A., Lien, L., Traaen, T., Sevalrud, I. og Brakke, D.F. (1988) Lake acidification in Norway - present and predicted chemical status. *Ambio*, 17, 259-266.
- Henriksen, A. og Buan, A.K. (2000). Tålegrenser og overskridelse av tålegrenser for overflatevann, skogsjord og vegetasjon i Norge. Oslo (NIVA rapport LNR 4179-2000). (Naturens Tålegrenser. Fagrapport 106).
- Henriksen, A. and Posch, M. (2001). Steady-state models for calculating critical loads of acidity for surface waters. *Water, Air Soil Pollut.: Focus*, 1, 375-398.
- Hole, L.R. and Tørseth, K. (2002) Deposition of major inorganic compounds in Norway 1978-1982 and 1997-2001: status and trends. Kjeller (NILU OR 61/2002). (Naturens tålegrenser. Fagrapport 115).
- Jacob, D.J. (1999) Introduction to atmospheric chemistry. Princeton, N.J., Princeton University Press.
- Jonson, J.E., Simpson, D., Fagerli, H. and Solberg, S. (2006) Can we explain the trends in European ozone levels? *Atmos. Chem. Phys.*, 6, 51-66.
- Knudsen, S. and Hellevik, O. (1992) INPUFF 2.0. A multiple source Gaussian puff dispersion algorithm with NO_x/SO₂ chemical reactions and wet deposition. User's guide. Lillestrøm (NILU IR 3/92).
- Knudsen, S., Solberg, S., Larssen, T. and Bruteig, I. (2005) EIF-Air Phase II Report. Kjeller (NILU OR 21/2005).
- Knudsen, S., Mc Innes, H., Larssen, T. and Høgåsen, T. (2006) EIF-Air Drilling, production and transport Norge. Kjeller (NILU OR 14/2006).
- Knudsen, S., Solberg, S., Wathne, B. M., Høgåsen, T., Magnusson, J., Tollefsen, K. E., Aarrestad, P.A., Reitan, O., Stebel, K. og Walker, S.-E (2006) Oppdatering av regional konsekvensutredning for petroleumsvirksomheten i

- Nordsjøen. Regulære utslipp til luft – konsekvenser. Kjeller (NILU OR 80/2006).
- Kålås, J. A., Viken, A. og Bakken, T. (2006) Norsk Rødliste 2006. Trondheim, Artsdatabanken.
- Larssen, T. og Høgåsen, T. (2003) Tålegrenser og overskridelser av tålegrenser i Norge. Oslo (NIVA Rapport LNR 4722-2003).
- Larssen, T., Knudsen, S., Bruteig, I. Aarrestad, P.A., Engen, S, Kinn, S.J., and Johnsen, S. (2005) EIF-Air. Environmental impact factor for assessment of emissions to air. Summary report. Oslo (NIVA Report 5098-2005).
- Moen, A. (1998) Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. Hønefoss, Norges geografiske oppmåling.
- Nilsson, V.J. and Grennfelt, P. (1988) Critical loads for sulphur and nitrogen. Report from a workshop held at Skokloster, Sweden 19-24 March, 1998. København, Nordisk Ministerråd (Miljørapport 1988:15) (NORD 1988:97).
- Nordin, A., Strengbom, J., Witzell, J., Nasholm, T. and Ericson, L. (2005) Nitrogen deposition and the biodiversity of boreal forests: Implications for the nitrogen critical load. *Ambio*, 34, 20-24.
- Pearce, I.S.K. and Van der Wal, R. (2002) Effects of nitrogen deposition on growth and survival of montane *Racomitrium lanuginosum* heath. *Basic Appl. Ecol.*, 3, 255-266.
- Påhlsson, L. (1998) Vegetationstyper i Norden. 3. utg. Nordisk ministerråd, København (TemaNord 1998:510).
- Reigstad, M., Wassmann, P., Riser, C.W., Øygarden, S. and Rey, F. (2002) Variations in hydrography, nutrients and chlorophyll a in the marginal ice-zone and the central Barents Sea. *J. Mar. Syst.*, 38, 9-29.
- SFT (2006) Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport – Effekter 2005. Oslo, NIVA (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 970/06).
- Simmonds, P.G., O'Doherty, S., and Spain, T.G. (2001). Advanced global atmospheric gases experiment. Final Report to DETR, INSCON Mace Head, Ireland.
- Skjelkvåle, B.L., Wright, R. F., Tjomsland, T. (1997). Vannkjemi, forurensningsstatus og tålegrenser i nasjonalparker; Femundsmarka og Rondane. Oslo (NIVA rapport LNR 3646-97).
- Solberg, S., Skjelkvåle, B.L., Aarrestad, P.A., Reitan, O., Severinsen, G. og Walker, S.E. (1999) Regional konsekvensutredning for oljevirkomheten i Nordsjøen. Temarapport 5: Regulære utslipp til luft – konsekvenser. Kjeller (NILU OR 6/99).

- Solberg, S., Walker, S. E., Skjelkvåle, B.L., Høgåsen, T., Molvær, J., Larssen, T., Aarrestad, P.A. og Reitan, O. (2002) Regional konsekvensutredning for oljevirkosomheten i Norskehavet. Utslipp til luft – miljømessige konsekvenser. Kjeller (NILU OR 40/2002).
- Solberg, S., Knudsen, S., Wathne, B.M., Høgåsen, T. Aarrestad, P.A. og Reitan, O. (2008). Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet. Konsekvenser av utslipp til luft. Kjeller (NILU OR 14/2008).
- Strengbom, J., Walheim, M., Nasholm, T. and Ericson, L. (2003) Regional differences in occurrence of understorey forest species reflects differences in N deposition. *Ambio*, 32, 91-97.
- Stuanes, A.O. og Abrahamsen, G. (1996) Tålegrenser for nitrogen i skog. En vurdering av kunnskapsgrunnlaget. Ås, Norsk institutt for skogforskning (Aktuelt fra Skogforsk 7-96).
- Tamm, C.O. (1991) Nitrogen in terrestrial ecosystems. Questions of productivity, vegetational changes and ecosystem stability. Berlin, Springer Verlag. (Ecological Studies 81).
- WHO (1995) Update and revision of the air quality guidelines for Europe. Meeting of the working group "classical" air pollutants, Bilthoven, The Netherlands 11-14 October. Copenhagen (EUR/HFA target, 21).

Vedlegg A

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

Definisjoner

Naturens Tålegrense (eng: *Critical Load/Levels*): Et 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 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).

Biologiske 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. De nasjonale tålegrensekartene er laget basert på slike modeller. Denne framgangsmåten er også benyttet i denne konsekvensutredningen.

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 middelveid, eller

som i tilfellet med data fra innsjøundersøkelsen, på basis av en høstprøve, som vi antar representerer en slik veid middelværdi. 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 langtidsendringer i atmosfæriske tilførsler av sure ikke-marine anioner (sulfat og nitrat) (ΔAN^*) ved en F-faktor:

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

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:

$$[BC^*]_0 = [BC^*]_t - F \cdot (\Delta[SO_4^*] + \Delta[NO_3]) = [BC^*]_t - F \cdot ([SO_4^*]_t + [NO_3]_t - [SO_4^*]_0 - [NO_3]_0) \quad (3)$$

hvor t referer til dagens konsentrasjon og 0 til før-forsuringskonsentrasjoner.

Verdien av F er en funksjon av basekationkonsentrasjonen og ligger normalt mellom 0 og 1. 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:

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

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 $\mu\text{eq/l}$.

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

$$[\text{SO}_4^*]_0 = 8 + 0.17 [\text{BC}^*]_t \text{ (når konsentrasjonene er i } \mu\text{eq/l)} \quad (5)$$

Denne ligningen indikerer at det er et atmosfærisk bakgrunnsbidrag av $[\text{SO}_4^*]$ på gjennomsnittlig 8 $\mu\text{eq/l}$ og et geologisk bidrag som er proporsjonalt med konsentrasjonen av basekationer.

Beregning av tålegrenser for syre

Tålegrensen for tilførsler av syre til innsjøer kan nå beregnes:

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

hvor:

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

$[\text{BC}^*]_0$ = opprinnelig ikke-marin basekationkonsentrasjon

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

Q = avrenning

For å kunne beregne tålegrenser for overflatevann, må man definere en kritisk grenseverdi for ANC som indikerer når vannkvaliteten ikke er god nok for en bærekraftig, reproducerende fiskebestand. Denne grenseverdien ($\text{ANC}_{\text{limit}}$) varierer fra 0 til 50 $\mu\text{eq/l}$ avhengig av nedbørfeltets egenskaper.

Dagens overskridelser av tålegrensen for tilførsel av syre kan uttrykkes:

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

$$\text{hvor } N_{\text{leach}} = N_{\text{dep}} - N_s \quad (8)$$

der N_s representerer alle nitrogenopptak i nedbørfeltet. N_{leach} er beregnet fra målte konsentrasjoner av nitrat og ammonium i avrenningen. Data for nitrogenavsetningen er derfor ikke nødvendig for beregning av dagens overskridelse. For å estimere overskridelser forårsaket av fremtidige aktivitetsscenarier brukes modellerte avsetningsverdier.

Framgangsmåten for beregning av tålegrenser for overflatevann er nærmere beskrevet i: Henriksen A. og Posch, M., 2001. Water Air and Soil Pollution Focus no. 1 s. 375-398.

Vedlegg B
Utslippstall for Goliatfeltet

S2B, prosessanlegg på land. Boreoperasjoner og støttestartøy med utslipp offshore. Utslippstall slik de er oppgitt fra Eni Norge.

År	Offshore utslipp			Onshore utslipp, Slettnes			
	Sum NOX	Sum SOX	Sum nmVOC	Sum NOX	SUM NH3	Sum SOX	Sum nmVOC
	Tonn	Tonn	Tonn	Tonn	Tonn	Tonn	Tonn
2013	1 226	35	88	0	0	0	0
2014	1 226	35	88	0	0	0	0
2015	605	17	43	66	66	1	1282
2016	0	0	0	101	101	10	2767
2017	0	0	0	89	89	10	2269
2018	0	0	0	83	83	10	1821
2019	0	0	0	82	82	10	1457
2020	0	0	0	80	80	10	1141
2021	0	0	0	80	80	10	969
2022	0	0	0	76	76	10	855
2023	0	0	0	76	76	10	803
2024	0	0	0	76	76	10	689
2025	0	0	0	76	76	10	559
2026	0	0	0	74	74	10	481
2027	0	0	0	72	72	10	419
2028	0	0	0	72	72	10	359
2029	0	0	0	72	72	10	174
Total	3 058	87	219	1 175	1 175	141	16045

S2B, prosessanlegg på land forts.

År	Mobile utslipp, mellom offshore lokasjon (50 %), Hammerfest (25 %) og i transit mellom de to lokasjonene (25 %)				Mobile utslipp, mellom Slettnes (50 %), Hammerfest (25 %) og i transit mellom de to lokasjonene (25 %).			
	Sum NOX	Sum NH3	Sum SOX	Sum nmVOC	Sum NOX	Sum NH3	Sum SOX	Sum nmVOC
	Tonn	Tonn	Tonn	Tonn	Tonn	Tonn	Tonn	Tonn
2013	184	184	35	88	0	0	0	0
2014	184	184	35	88	0	0	0	0
2015	137	137	26	65	0	0	0	0
2016	0	0	0	0	46	46	9	22
2017	0	0	0	0	46	46	9	22
2018	0	0	0	0	46	46	9	22
2019	0	0	0	0	46	46	9	22
2020	0	0	0	0	46	46	9	22
2021	0	0	0	0	46	46	9	22
2022	0	0	0	0	46	46	9	22
2023	0	0	0	0	46	46	9	22
2024	0	0	0	0	46	46	9	22
2025	0	0	0	0	46	46	9	22
2026	0	0	0	0	46	46	9	22
2027	0	0	0	0	46	46	9	22
2028	0	0	0	0	46	46	9	22
2029	0	0	0	0	46	46	9	22
Total	505	505	96	240	644	644	127	307

Offshore, FPSO konsept. Utslippstall slik de er oppgitt fra Eni Norge.

År	Stasjonære kilder offshore			Mobile kilder, utslipp fordelt mellom offshore (50 %) Hammerfest (25 %) og mellom disse to lokasjonene (25 %).			
	Sum NOX	Sum SOX	Sum nmVOC	Sum NOX	Sum NH3	Sum SOX	Sum nmVOC
	Tonn	Tonn	Tonn	Tonn	Tonn	Tonn	Tonn
2010	1 226	35,0	88	184	184	35,0	88
2011	1 226	35,0	88	184	184	35,0	88
2012	713	16,6	1325	91	91	17,3	43
2013	177	1,4	2767	46	46	8,8	22
2014	173	2,5	2269	46	46	8,8	22
2015	178	2,8	1821	46	46	8,8	22
2016	184	3,1	1457	46	46	8,8	22
2017	177	3,1	1141	46	46	8,8	22
2018	173	3,1	969	46	46	8,8	22
2019	173	3,2	855	46	46	8,8	22
2020	173	3,3	803	46	46	8,8	22
2021	173	3,3	689	46	46	8,8	22
2022	173	3,4	559	46	46	8,8	22
2023	173	3,5	481	46	46	8,8	22
2024	173	3,5	421	46	46	8,8	22
2025	173	3,5	419	46	46	8,8	22
2026	173	3,5	359	46	46	8,8	22
2027	89	1,5	174	25	25	5,0	12
Sum	5701	132	16685	1128	1128	215,5	539



Norsk institutt for luftforskning (NILU)

Postboks 100, N-2027 Kjeller

Deltaker i CIENS og Miljøalliansen

ISO-sertifisert etter NS-EN ISO 9001

RAPPORTTYPE OPPDRAGSRAPPORT	RAPPORT NR. OR 58/2008	ISBN 978-82-425-2017-3 (t) 978-82-425-2018-0 (e) ISSN 0807-7207	
DATO 7. oktober 2008	ANSV. SIGN. <i>Gunnar Jordalfeld</i>	ANT. SIDER 65	PRIS NOK 150,-
TITTEL Konsekvenser av utslipp til luft fra Goliat-feltet Underlag for konsekvensutredning		PROSJEKTLEDER Tore Flatlandsmo Berglen	
		NILU PROSJEKT NR. O-107163	
FORFATTER(E) Tore Flatlandsmo Berglen, Tore Høgåsen, Svein Knudsen, Magne Osmundsen, Arild Sundfjord, Bente M. Wathne og Per Arild Aarrestad		TILGJENGELIGHET * A	
		OPPDRAGSGIVERS REF. Marta Melhus	
OPPDRAGSGIVER Eni Norge AS P.O.Box 101 Forus NO-4064 STAVANGER			
STIKKORD Petroleumsvirksomhet	Miljøbelastning	Konsekvensanalyse	
REFERAT NILU (Norsk institutt for luftforskning) har på oppdrag fra Eni Norge vurdert konsekvensene av utslipp til luft fra aktiviteter på Goliat oljefelt i Finnmark vest i Barentshavet. To forskjellige utbyggingskonsepter/scenarier er vurdert, "Shore to Beach, S2B" og "Floating Production, Storage and Offloading, FPSO". Det er beregnet middelkonsentrasjoner av de komponentene som slippes ut. Utslippene vil ikke medføre overskridelse av noen terskelverdier. Avsetning av svovel og nitrogen er beregnet. Utslippene fra Goliat vil utgjøre mellom 1 % og 5 % av bakgrunnsavsetningen. Dette vil ikke gi noen merkbar økning i forsuringsbelastningen i området. Økt nitrogenavsetning er vurdert med tanke på eutrofiering (overgjødning), det ventes ingen økt gjødningseffekt. Betydningen av NO _x -utslippene for bakkenært ozon er vurdert og ventes å være marginal. Beregninger gjort med EIF-Air konkluderer med at FPSO-konseptet har minst konsekvenser for miljøet.			
TITLE Consequences of emission to air from the oil field Goliat.			
ABSTRACT			

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