

NILU: OR ../2003
REFERANSE: O-102128
DATO: MARS 2003
ISBN: 82-425-

Konsekvenser av utslipp til luft av helårig petroleumsvirksomhet i området Lofoten - Barentshavet

**Cristina Guerreiro¹, Thorjørn Larssen² og
Per Arild Aarrestad³**

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

Forord

Denne utredningen har vært et samarbeidsprosjekt mellom Norsk institutt for luftforskning (NILU), Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og Norsk institutt for naturforskning (NINA).

Hovedansvarlig for rapporten har vært Cristina Guerreiro (NILU).

I tillegg har følgende personer bidratt til rapporten:

NILU : Karl Idar Gjerstad, Sverre Solberg og Svein Knudsen.

NIVA : Thorjorn Larssen, Arild Sunfjord, Tore Høgåsen.

NINA : Per Arild Aarrestad.

Innhold

	Side
Sammendrag og konklusjon.....	5
1 Innledning.....	9
2 Generelt om virkninger av utslipp til luft.....	9
2.1 Forsuring.....	9
2.2 Overgjødsling	11
2.3 Bakkenært ozon	11
3 Tålegrenser	12
3.1 Tålegrenser for forsuring	12
3.2 Tålegrenser for nitrogenavsetning på vegetasjon	13
3.3 Tålegrenser for bakkenært ozon	17
4 Dagens situasjon.....	18
4.1 Nitrogenavsetning.....	18
4.2 Forsuring av overflatevann	19
4.3 Overgjødsling	21
4.4 Bakkenært ozon	24
5 Spredningsforhold og meteorologi	26
5.1 Datatilgjengelighet.....	26
5.1.1 Slettnes	26
5.1.2 Fruholmen fyr	26
5.2 Representativitet av vinddata.....	26
5.2.1 Vindretning	26
5.2.2 Vindstyrke.....	28
5.3 Spredningsforhold i måleperioden.....	28
5.4 Nedbør	30
6 Bidraget fra petroleumsvirksomhet i Lofoten-Barentshavet til nitrogenavsetning og ozondannelse.....	31
6.1 Scenarier og forventet utslippsnivå for helårig petroleumsvirksomhet i 2005 – 2020	31
6.1.1 Utslipp fra faste installasjoner for produksjon.....	35
6.1.2 Transportrelaterte utslipp for produksjon	37
6.1.3 Utslipp fra leteboring	39
6.1.4 Utslipp fra rørleggingsarbeide	39
6.2 Spredningsberegninger	39
6.2.1 Avsetning av nitrogenforbindelser.....	40
6.2.2 Dannelse av bakkenært ozon	50
7 Effekter av økt nitrogenavsetning på naturmiljøet	52
7.1 Overflatevann	52
7.1.1 Ferskvann.....	52
7.1.2 Marint miljø	53
7.2 Vegetasjon	55
8 Referanser.....	56

Vedlegg A Status for belastning og internasjonale avtaler	63
Vedlegg B Meteorologi	67
Vedlegg C Fotokjemiske prosesser i atmosfæren	71
Vedlegg D Beregning av tålegrenser og overskridelse av tålegrenser for tilførsler av syre til overflatevann	77
Vedlegg E Forutsetninger og grunnlagsdata for beregning av utslipp til luft fra transportrelaterte aktiviteter	83
Vedlegg F Forkortelser	87

Sammendrag og konklusjon

Norsk institutt for luftforskning (NILU) har på oppdrag fra Olje- og Energidepartementet utredet konsekvenser av utslipp til luft av helårig petroleumsvirksomhet i området Lofoten - Barentshavet. Arbeidet har bestått i å beregne bidraget til nitrogenavsetning og dannelse av bakkenært ozon fra petroleumsrelaterte utslipp i området som avgrenses av Lofoten- Barentshavet, og beskrive konsekvensene av slike utslipp for forsuring, overgjødning og ozoneksponering. Utslipp av CO₂ har ikke direkte målbare lokale effekter og virkninger av slikt utslipp er derfor ikke omhandlet i denne rapporten.

Førsituasjonen

Den eksisterende luftforurensningssituasjonen i området er stort sett influert av langtransportert luftforurensning, og muligens noe influert av skipstrafikk og noe lokal luftforurensning. Konsentrasjoner i luft er generelt lave.

Nitrogenavsetningen i Norge er høyest i sørvestlige deler av landet (opptil 2 750 mg N/m²/år) og avtar gradvis nordover. Nord for Bodø er nitrogenavsetningen generelt svært lav (<400 mg/m²/år).

Ozonkonsentrasjonene i Norge er generelt høye. Konsentrasjonen av ozon kan i episoder overskride SFTs anbefalte luftkvalitetskriterium i hele landet, men avtar gradvis nordover. Miljøproblemer knyttet til høye ozonkonsentrasjoner er hovedsakelig et resultat av langtransport av forurensninger fra det europeiske kontinentet og fra Storbritannia, og problemene er dermed størst i Sør-Norge. For utslipp i området Barentshavet-Lofoten vil influensområdet være Finnmark, Troms og den nordlige delen av Nordland hvor miljøproblemene knyttet til bakkenært ozon er minst på landsbasis og i stor grad reflekterer bakgrunnsatmosfæren på nordlige breddegrader.

Utslipp

Som underlag for utredningene forutsettes en trinnvis utbygging fra 2005 frem til 2020. Utredningen er gjort for tre mulige utviklingsscenarier:

- Basisnivå, bestående av påviste felt: gassfelt i Troms I (Snøhvit), oljefelt i Troms I (Goliat) og tilleggsressurser til gassfeltet i Troms I.
- Middels aktivitetsnivå inkluderer i tillegg felt med relativt sett høy sannsynlighet for utvinning, dvs. oljefelt i Nordland VI og Lopparyggen Øst, og gassfelt i Finnmark Øst og Nordkappbassenget. Sannsynligheten for utvinning på hvert enkelt felt er likevel så vidt lav at det ikke forventes at samtlige områder vil gi funn som leder til utbygging.
- Høyt aktivitetsnivå inkluderer i tillegg felt i områder som i dag er vurdert å ha lav sannsynlighet for utvinning, pluss felt i ikke-åpnede områder, dvs. oljefelt i Nordland VII, Bjørnøya Vest og Finnmark Øst, og gassfelt i Troms II.

For hvert aktivitetsnivå er det tatt hensyn til utslipp fra faste installasjoner (landanlegg og offshoreanlegg knyttet til olje- og gassfeltene) og fra transportrelaterte utslipp. Et typisk årlig utslipp for hvert aktivitetsnivå er presentert i Tabell A for faste installasjoner og transportrelaterte utslipp.

Tabell A: Årlig utslipp (tonn/år) for hvert aktivitetsnivå.

Faste installasjoner

(tonn/år)	Basisnivå	Middels aktivitetsnivå	Høyt aktivitetsnivå
CO ₂	975 000	2 580 000	3 670 000
NMVOC fra lagring/lasting	1 800	15 400	30 500
NO _x	710	1 930	3 135

Transportrelaterte utslipp

(tonn/år)	Basisnivå	Middels aktivitetsnivå	Høyt aktivitetsnivå
CO ₂	81 841	226 524	375 977
NO _x	503	1 720	3 391

Avsetning av nitrogenforbindelser

Våtavsetningen er beregnet med en trajektoriemodell som regner kjemiske reaksjoner mellom NO_x, O₃ og nitrat fra time til time. Modellen tar hensyn til nedbør og nedbørintensitet. Den maksimale beregnede avsetningen av nitrogen for basisnivå, med bidrag fra alle kilder, er ca. 34 mg N/m² for beregningsperioden¹ (83% av året) og den forekommer over havet og deler av Sørøya. Verdier over² 20 mg N/m² dekker et område på ca. 16600 km². Den maksimale beregnede avsetningen av nitrogen for middels aktivitetsnivå er ca. 79 mg N/m² for beregningsperioden¹ og den forekommer ca. 30 km sørøst for oljefeltet Nordland VII. Verdier over² 20 mg N/m² dekker et område på ca. 71800 km² og treffer land i Lofoten, og øyene nordøst for Lofoten opp til Honningsvåg. Den maksimale beregnede avsetningen av nitrogen for høyt aktivitetsnivå er ca. 102 mg N/m² for beregningsperioden¹ (83% av året) og den forekommer over havet. Avsetning med verdier over² 80 mg N/m² forekommer ikke på land. Verdier over² 20 mg N/m² dekker et område på ca. 89700 km² og påvirker områder i Lofoten og øyene opp til Honningsvåg. I forhold til dagens nitrogenavsetning som er generelt svært lav (<400 mg/m²/år) vil bidraget fra petroleumsaktivitet i Barentshavet føre til en økning på opp til 25% på havområdet (i forhold til 400 mg/m²/år). Ved kysten, vil tilsvarende økningen (i forhold til 400 mg/m²/år) være opp til 5% for basisnivå og opp til 15% for høyt aktivitetsnivå. Den maksimale økningen vil forekomme over et svært begrenset området.

Dannelse av bakkenært ozon

Basert på resultatene fra RKU for Norskehavet (Solberg et al, 2002) (og for Nordsjøen (Solberg et al, 1999)), samt at AOT40-verdiene³ i området som dekkes av denne utredningen i dag er godt under UN-ECEs terskelverdier på 3000 ppb-timer (6000 µg/m³t) og 10 000 ppb-timer (20 000 µg/m³t) for henholdsvis planter og skog, er det ikke sannsynlig at utslippene av NO_x og VOC fra Lofoten-Barentshavet vil føre til overskridelser av disse grensene. I forhold til SFTs grenseverdier for beskyttelse av vegetasjon 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

¹ Den totale beregningsperioden utgjør 7 229 timer, dvs. 83% av året. Det er beregnet for timer der data for meteorologi, spredningsparametere og nedbør er tilgjengelige.

² Verdiene valgt for å kvantifisere størrelsen på områder med en nitrogenavsetning over en vist verdi er et tilfeldig valg. Det finnes ikke grenseverdier eller retningslinjer for nitrogenavsetningen. Det blir naturens tålegrensene som vil være avgjørende for vurderingen av evt. konsekvenser fra økt nitrogenavsetningen. Tålegrensene varierer fra sted til sted, avhengig av type miljø, arter, vann, etc, som diskutert i denne studien.

³ AOT40 Akkumulert eksponeringsdose (Accumulated exposure Over a Threshold limit of 40 ppb).

overskredet over hele landet. Dette reflekterer at bakgrunnskonsentrasjonen av ozon på den nordlige halvkule i seg selv er tilstrekkelig høy til å overskride grensene. Utslippene fra Lofoten-Barentshavet 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 Lofoten-Barentshavet også kunne gi en økning i antall timer med overskridelse av $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$, men i tråd med Norskehavet-utredningen er konklusjonen at det er lite trolig at bidraget vil gi noen målbare effekter på dyr i området.

Effekter på naturmiljøet - overflatevann

Forsuring av overflatevann er et betydelig problem i Sør-Norge. I Nord-Norge derimot er det få vassdrag som er påvirket av forsuring, med unntak av Øst-Finnmark. Det finnes imidlertid vann og vassdrag med lave tålegrenser i hele Nord-Norge. I det området som vil få en størst økning i nitrogenavsetning som følge av planlagte aktiviteter i Barentshavet er det lite tilgjengelige data på forsuringssituasjonen. Det er derfor ikke mulig å gjøre en grundig evaluering av potensielle forsuringseffekter på vann uten å gjennomføre flere studier. De tilgjengelige data viser for det meste relativt høye tålegrenser, men enkelte lokaliteter med lave tålegrenser finnes. I de kystnære områdene på strekningen fra Lofoten til Nordkapp er tålegrensene overskredet med dagens nedfall for 2 av 34 innsjøer med tilgjengelige data. Det er liten forskjell i overskridelse av tålegrenser ved dagens nedfall og økt nedfall som følge av aktiviteter i Barentshavet. Siden innsamling av de tilgjengelige data er gjort med andre formål enn den lokale forsuringssituasjonen, så er allikevel grundigere undersøkelser nødvendig. Det er ikke mulig å beregne påvirket areal basert på de tilgjengelige data.

Når det gjelder det marine miljøet kan vi anta at bidraget fra økt avsetning av nitrogen vil ligge i området 0,1-1,0 %, der basisnivå vil ligge i nedre del av intervallet og høyt aktivitetsnivå i øvre del. På bakgrunn av dette er konklusjonen at avsetningen ikke vil ha merkbart effekt på algeproduksjonen i området.

Effekter på naturmiljøet - Vegetasjon

En sammenligning mellom dagens nitrogenbelastning og eksisterende tålegrenser for nitrogen for terrestriske økosystemer viser at det innen influensområdet i Nordland, Troms og Finnmark ikke finnes vegetasjonstyper som har fått overskredet tålegrenser for nitrogen. Sårbare naturtyper som ligger nærmest tålegrensen er næringsfattige arktisk/alpine heier, nedbørsmyrer og skoger i områder der berggrunnen er fattig på mineralnæring. Ingen av de tre scenariene vil medføre overskridelse av eksisterende nitrogentålegrenser. Ved de to høyeste aktivitetsnivåene vil bidragene fra petroleumsindustrien i avgrensede områder med relativt høye bakgrunnsverdier bidra til en total nitrogenavsetning som ligger like under tålegrensene for nedbørsmyr, epifyttvegetasjon i humide løvskoger og arktisk/alpine heier. Dette gjelder næringsfattige områder i Lofoten, Vesterålen og ytre kyststrøk i Troms. De eksisterende tålegrensene for terrestriske økosystemer er imidlertid usikre for nordlige naturtyper, og man kan derfor ikke utelukke at sårbare økosystemer kan bli påvirket. For å kunne trekke sikrere konklusjoner bør det gjøres grundige undersøkelser av nitrogen-tålegrenser for nordlige økosystem.

Konklusjon

Konklusjonen for dette studiet er at effektene på naturmiljøet som følge av planlagte aktiviteter i Barentshavet vil være marginale i forhold til dagens situasjon og dagens kunnskap. Nitrogenavsetningen nord for Bodø er generelt svært lav per i dag og er under tålegrensene for vegetasjon og under tålegrensene for 89% av de 281 prøvetatte innsjøer. Det er viktig å presisere at data grunnlaget for vurdering av effekter på overflatevann er mangelfull (bare 281 innsjøer med tilgjengelig data på forsurenings situasjonen nord for 65°N), og at de eksisterende tålegrensene for terrestriske økosystemer er usikre for nordlige naturtyper.

Konsekvenser av utslipp til luft av helårig petroleumsvirksomhet i området Lofoten - Barentshavet

1 Innledning

Norsk institutt for luftforskning (NILU) har på oppdrag fra Olje- og energidepartementet utredet konsekvenser av utslipp til luft av helårig petroleumsvirksomhet i området Lofoten - Barentshavet. Arbeidet har bestått i å beregne bidraget fra petroleumrelaterte utslipp i området som avgrenses av Lofoten-Barentshavet til nitrogenavsetning og dannelse av bakkenært ozon i influensområdet, og beskrive konsekvensene av slike utslipp for forsuring, overgjødning og ozonsporing. Utslipp av CO₂ har ikke direkte målbare lokale effekter og er derfor ikke omhandlet i denne rapporten.

2 Generelt om virkninger av utslipp til luft

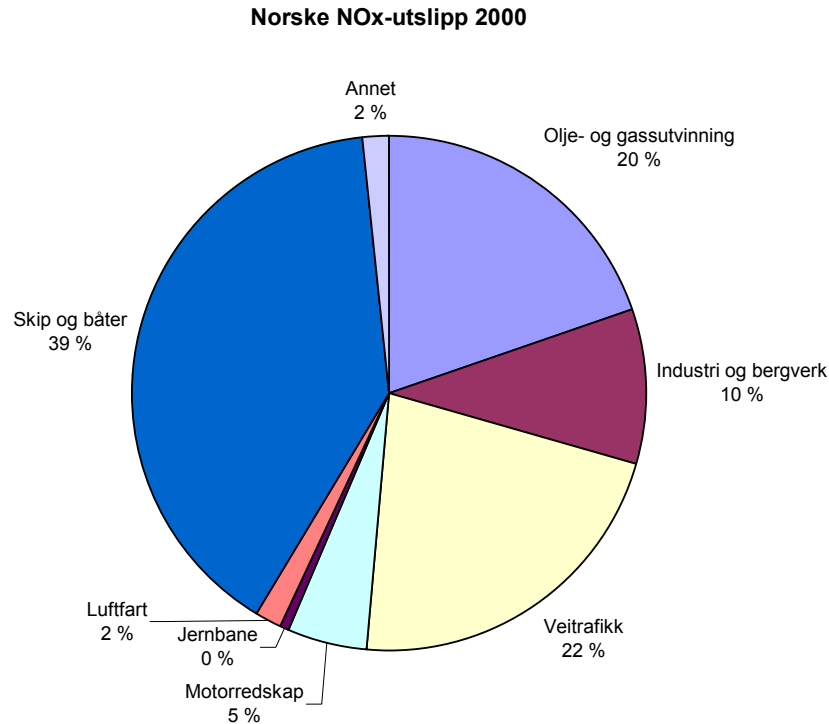
2.1 Forsuring

Forurenset luft og nedbør inneholder nitrogen og svovel i form av nitrat (NO₃⁻) og ammonium (NH₄⁺) og sulfat (SO₄⁻). Disse komponentene bidrar til forsuring av jord og vann i Norge. Særlig vannforsuring er et betydelig problem Norge. Problemet er spesielt stort på Sør- og Sørvestlandet, men også på Østlandet og i Øst-Finnmark. Langtransporterte svovel- og nitrogenforbindelser fra kilder ellers i Europa er viktigste årsak til forsuringsproblemer i Norge.

Utslipp fra vei- og skipstrafikk er de dominerende kildene til NO_x (NO og NO₂) i Norge, slik som vist i Figur 1. Legg merke til at sektoren "olje- og gassutvinning" i Figur 1 ikke inkluderer skipstrafikken knyttet til denne aktiviteten. Figur 1 viser den relative fordelingen av NO_x-utslipp fra norske kildetyper. Denne fordelingen vil ikke være tilsvarende for konsekvensene av NO_x-utslipp for miljøet. Konsekvensene for miljøet avhenger ikke bare av mengde utslipp men også av utslippssted, utslippsbetingelser, meteorologi og topografi i området, naturens sårbarhet, etc. 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.

Svovelutslippene i Norge har gått betydelig ned de siste årene, og de petroleumrelaterte utslippene er små. Kun SO₂ utslipp fra skipstransport er derfor kvantifisert og vurdert i denne utredningen. 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 tilførslene av nitrogen med nedbøren i dag 20-30% (av vekt) høyere enn tilførslene av svovel. Forholdet mellom nitrogen og svovel i nedbøren har økt siden 1980. Det betyr at det relativt sett kommer mer nitrogen enn svovel med nedbøren nå enn før. Dette skyldes i hovedsak at nedbørens innhold av nitrat har vært stabilt samtidig med at innholdet av svovel i nedbøren har gått ned.



Figur 1: Relativ fordeling av NO_x-utslipp fra norske kildetyper, 2000. Olje- og gassvirksomhet inkluderer her ikke skipstrafikken knyttet til denne aktiviteten. (Kilde: Statistisk sentralbyrå).

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 økt 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 vegetasjonen kan bruke, vil

"overskuddet" renne gjennom jordsmonn og løsmasser og ende i vassdragene som nitrat. Nitreringen vil da virke forsurende på samme måte som sulfat gjør.

Det er gjort undersøkelser som viser at for skogkledde økosystemer må den årlige nitrogenbelastningen 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 nitrogenavsetning og nitrogen konsentrasjon i overflatevann. De høyeste konsentrasjonene av nitrogen i vann finnes derfor i områder av landet med den høyeste nitrogenavsetningen (Skjelkvåle et al., 1996).

2.2 Overgjødning

Hoveddelen av naturlig tilført nitrogen til vegetasjon og jord kommer fra atmosfæren i form av våt- og tørravsetninger og ved biologisk nitrogenfiksering. Den totale nitrogenavsetning fra atmosfæren regnes som summen av tørravsetning (NO₂, sum NO₃⁻+HNO₃ og sum NH₄⁺+NH₃) og våtavsetning (NO₃⁻ og NH₄⁺ i nedbør).

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). Planter og mikroorganismer tar opp tilført nitrogen og utnytter denne i produksjon av organisk materiale. Økt nitrogentilgang kan således gi gjødslingseffekter og føre til økt biomasseproduksjon, endringer i konkurranseforhold mellom arter og endringer av artssammensetningen mot mer nitrogenkrevende vegetasjon (Tamm, 1991).

2.3 Bakkenært ozon

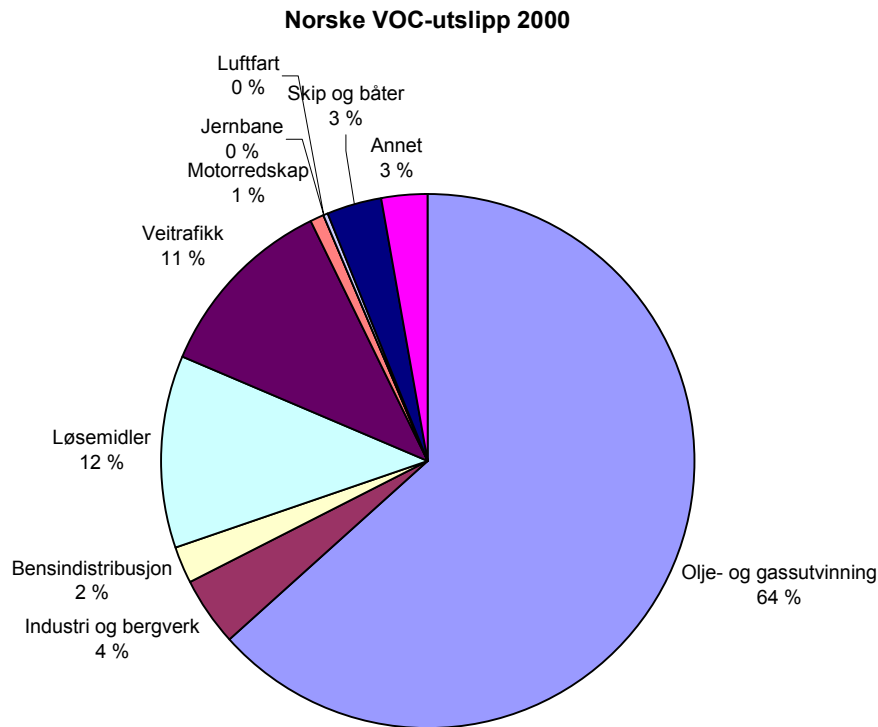
Som diskutert nærmere ovenfor er ozon en sekundært dannet forbindelse hvor det er liten avstand mellom atmosfærens generelle bakgrunnsnivå og terskelverdier for skadelige effekter. Siden ozon bare dannes gjennom fotokjemiske prosesser som involverer NO_x, hydrokarboner og CO er kildene til ozon de samme som kildene til disse primærforbindelsene. Figur 1 ovenfor viser den relative fordelingen av norske NO_x-kilder (2000), mens Figur 2 viser den relative fordelingen av norske VOC-kilder (2000). Olje og gassvirksomheten utgjør en stor del av det samlede norske VOC-utslippet. Utslipp av biogene hydrokarboner, dvs. fra planter og trær, er ikke medregnet i tallene i Figur 2. Det er stor usikkerhet om størrelsen på de biogene VOC-utslippene, men i Skandinavia har de trolig liten betydning for ozondannelsen.

Ozon er en sterk oksidant (plantegift) som påvirker vegetasjonen alt ved svært lave konsentrasjoner. Gassen tas opp gjennom plantenes spalteåpninger og kan føre til skader på enzymer, koenzymer og andre proteiner, samt pigmenter og nukleinsyrer, noe som forstyrrer celledriften og fotosyntesen reduseres. Redusert fotosyntese er påvist ved så lave konsentrasjoner som 40-120 µg/m³. Akutte skader opptrer som nekrose og klorose, med redusert vekst som resultat. I naturlige plantesamfunn kan artssammensetningen påvirkes som følge av artenes ulike toleranse for ozon.

Forhøyede konsentrasjoner av ozon er påvist å føre til betennelsesreaksjoner i luftveiene, lavere oksygenopptak, nedsatt lungefunksjon, og økt mottakelighet for infeksjoner. Man har funnet betennelsesreaksjoner hos mennesker ved konsentra-

sjoner av ozon på ned mot $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$ over 6 timer. Laveste observerte effektnivå for korttidseksponering synes å ligge rundt $200\text{-}300 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

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.



Figur 2: Relativ fordeling av VOC-utslipp fra norske kildetyper, 2000. (Kilde: Statistisk sentralbyrå).

3 Tålegrenser

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.

3.1 Tålegrenser for forsuring

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 $\mu\text{ekv/l}$ er det stor sannsynlighet for skader på fiskepopulasjoner.

Det har vist seg at grenseverdien på ANC < 20 $\mu\text{ekv/l}$ ikke alltid er holdbar. Det finnes områder i Norge hvor livet i vann (akvatisk biota) er tilpasset lavere ANC-verdier enn 20 $\mu\text{ekv/l}$ 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 $\mu\text{ekv/l}$, og stiger til ANC = 50 $\mu\text{ekv/l}$ i områder med høy tålegrense.

3.2 Tålegrenser for nitrogenavsetning på vegetasjon

Grensen for hvor mye nitrogen naturen kan nyttiggjøre seg, avhenger sterkt av jordsmonn og hva slags vegetasjon som finnes i området. Tålegrensen for vegetasjon, der det kan skje endringer i artssammensetninger og mengdeforhold av arter, varierer mellom 500 og 3500 mg N/m² pr. år (Tabell 1). Tålegrensene er empiriske, dvs. at de er fastsatt på bakgrunn av observerte endringer i økosystemet ved hjelp av eksperimentelle data, feltobservasjoner og dynamiske økosystemmodeller (Bobbink et al., 1996; Grennfelt og Thörnelöf, 1992). Endringer i plantevekst, artssammensetning og dominans er blitt brukt som målbare effekter av nitrogenavsetning. I noen tilfeller er endringer i økosystemfunksjoner, slike som utvasking av nitrogen eller nitrogenakkumulasjon, blitt benyttet. Tålegrensene er fastsatt med en nedre og en øvre grense da det innen de analyserte økosystemene er reelle variasjoner knyttet til eksperimentelle behandlinger og usikkerhet i avsetningsverdier.

Nye og oppdaterte tålegrenser er under utarbeiding med tanke på en finere inndeling av naturtyper (Bobbink et al. 2002). Bl.a. vil det bli fastslått tålegrenser for strandenger og sanddynevegetasjon som er viktige vegetasjonstyper i influensområdet. Trolig vil de nedre tålegrensene her ligge rundt 1000 mg N/m² pr. år.

Tålegrenser for naturtyper baserer seg hovedsakelig på forskning fra mellom-Europa og søndre deler av Skandinavia, og det er usikkert om nordlige økosystemer responderer på tilsvarende måter som de lenger sør.

Tabell 1: Tålegrenser for total nitrogenavsetning i aktuell vegetasjon innen influensområdet (fra Bobbink et al., 1996).

Trær og vegetasjonstyper	mg N/m ² pr. år	Indikasjoner på overskridelse
Bartrær	1 000 – 3 000	Næringsubalanse
Løvtrær	1 500 – 2 000	Næringsubalanse, økt skudd/rot forhold
Næringsfattige barskoger	700 - 2 000	Endringer i bunnvegetasjon og mykorrhiza, økt utvasking
Næringsfattige løvskoger	1 000 – 2 000	Endringer i bunnvegetasjon og mykorrhiza
Næringsrike skoger *	1 500 – 2 000	Endringer i bunnvegetasjon
Skoger i humide områder *	500 – 1 000	Nedgang i lavflora og økt vekst av frittlevende alger
Artsrike enger, middels næringsrike	2 000 – 3 000	Økt innslag av høge gras, endringer i diversitet
Artsrike enger, næringsrike	1 500 – 3 500	Økt mineralisering og N-akkumulasjon, utvasking, endringer i diversitet
Arktiske og alpine heier *	500 – 2 000	Nedgang i lav, moser og lyngvekster
Nedbørmyr	500 – 1 000	Nedgang i typiske moser, økt innslag av høge gras, N-akkumulasjon
Jordvannmyr, middels rik	2 000 – 3 500	Økt innslag av høge gras, nedgang i diversitet

* = usikre verdier

Figur 3 viser hvilke vegetasjonstyper som har lavest tålegrense innen et 3 x 3 km rutenett innen influensområdet i Nordland og Troms. Både nedbørmyr, barskog og løvskog er representert. Arktisk/alpine heier er ikke med da kartet bygger på landskogstakseringens rutenett (Tomter, 1994) som ikke dekker fjellområder og Finnmark fylke. En gjennomgang av effekter på de mest sårbare naturtypene innen influensområdet gis nedenfor.

Effekter i skog

Næringsfattige skoger har generelt en lavere tålegrense enn rikere skoger, og barskog en lavere tålegrense enn løvskog, se Tabell 1. Generelle effekter av tålegrenseoverskridelser er næringsubalanse hos trær, endringer i artssammensetningen ved at nitrofile arter øker i omfang i næringsfattige skoger (jfr. Dirkse et al., 1991, Nygaard og Ødegaard, 1993, Økland 1994), mens det i bunnvegetasjonen i rikere skoger skjer en reduksjon av både arter og biomasse (Falkengren-Grerup, 1993). I næringsfattige barskoger og løvskoger kan økt nitrogenavsetning føre til nedsatt dannelse av fruktlegemer til mykorrhiza sopp (Brandrud, 1995, Brandrud og Timmermann, 1998).

Epifyttiske lav og moser tar opp nitrogen både i tørr- og våtavsetning. Moderate økninger i tilgjengelig nitrogen har ført til økt vekst av enkelte lavarter på trær (Insarova et al., 1992, Bruteig, 1996; de Bakker, 1989; Holopainen & Kärenlampi, 1985; Kauppi, 1980; von Arb, 1987). Andre lavarter med blågrønnalger som algekomponent blir negativt påvirket av nitrogen. Mange av disse artene er i Danmark og Sverige enten utryddet eller truede pga. sur nedbør og nitrogenavsetning. Frittlevende alger profiterer på økt nitrogentilgang, noe som medfører omfattende algepåvekst på bl.a. på trestammer (Bobbink et al., 1996) Endringer i epifyttflora er også rapportert fra Norge (Thomsen, 1996; Bruteig og Tronstad, 2000; Bruteig et al., 2001). Effektene er særlig markert i områder med høy nedbør (humide skoger).

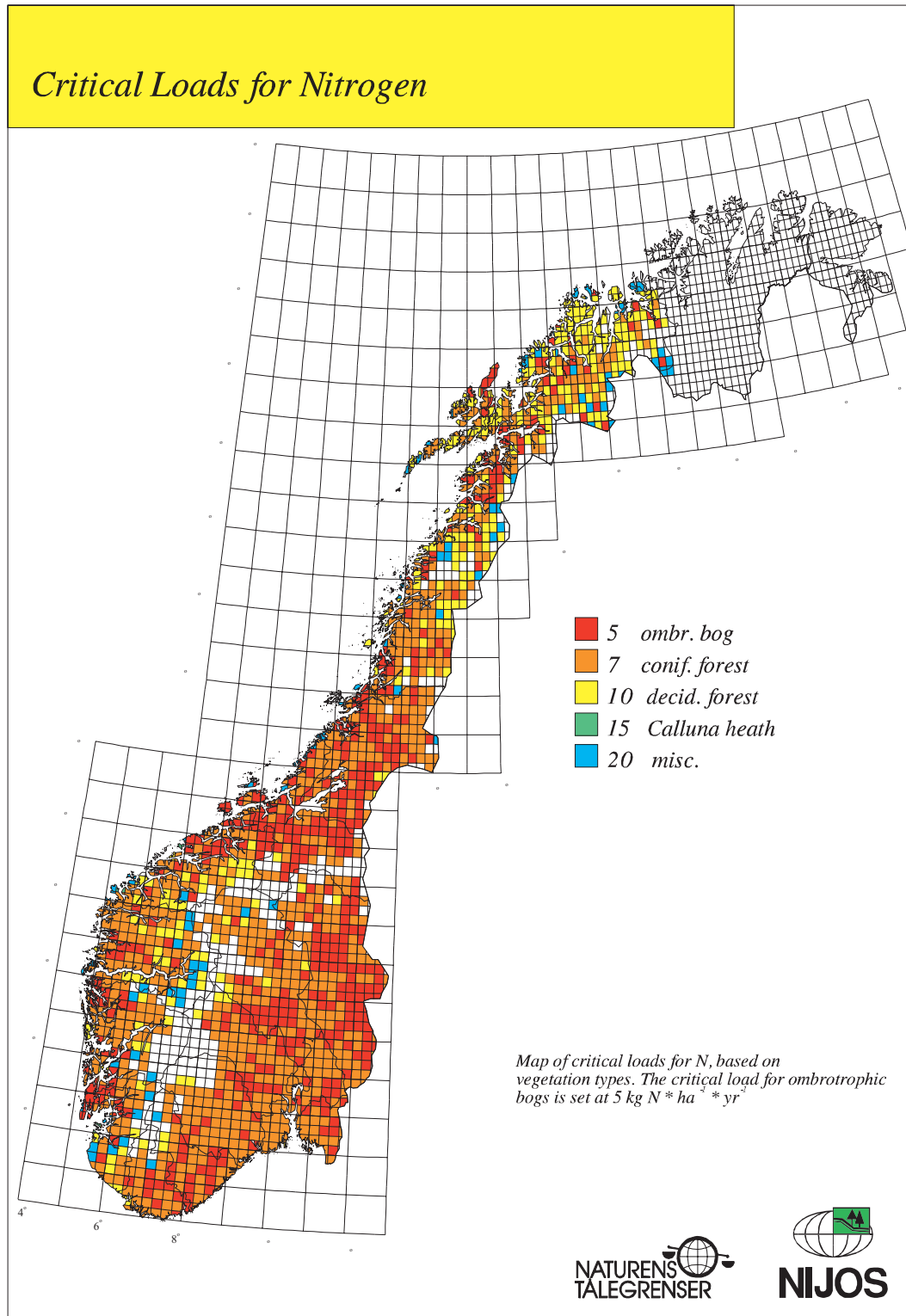
Det kan også skje utvasking av nitrogen fra økosystemet for skog. Empiriske studier av skogøkosystemer i Europa (Dise & Wright, 1995) viser at for nitrogenavsetning opp til 900 mg N/m² pr. år kan økosystemet ta opp all tilført nitrogen. For avsetning mellom 900-2500 mg N/m² pr. år kan 0-100% av nitrogen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

Effekter på nedbørmyr

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

Effekter på arktisk/alpine heier

Arktiske og alpine habitater har mye de samme økologiske forhold med kjølig klima og kort vekstsesong, noe som medfører en langsom nedbrytning av organiske stoffer og frigjøring av (tilgang på) nitrogen. Mose- og lavdominerte heier i norske fjell har vist seg å være mer sensitive til nitrogen enn lyng-/kratt dominerte heier (Paal et al., 1996; Møls et al., 2001). Forsøk med nitrogengjødsling av gråmose-dominerte heier i Skottland har ført til økt grasvekst og tilbakegang av heigråmose (Pearce og Van der Wal, 2002). Gråmose er en viktig art i arktisk/alpine heier i influensområdet. Liknende forsøk i arktiske heier på Svalbard har vist økning i planters nitrogeninnhold og endringer i mosedekkets artssammensetning (Baddeley et al., 1994; Gordon et al., 2001). Arktiske og alpine heier ansees derfor å være truet av økt nitrogenavsetning, og nedre tålegrense er satt så lavt som 500 mg N/m² pr. år.



Figur 3: Kart over tålegrenser for nitrogen (fra Esser og Tomter, 1996), basert på vegetasjonstyper. Vegetasjonstypen med den laveste tålegrensen er vist i hver rute. Tålegrenser for ombrotrof myr er satt til $500 \text{ kg N/m}^2 \text{ pr. år}$ (1 kg N/ha pr. år tilsvarer $100 \text{ mg N/m}^2 \text{ pr. år}$).

3.3 Tålegrenser for bakkenært ozon

SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier for ozon med hensyn på helse/dyr er satt til 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ over 1 time og 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ over 8 timer (forekomst av forhøyede verdier av ozon strekker seg som regel over perioder på 8-12 timer) (SFT, 1992). Anbefalte luftkvalitetskriterier for ozon for beskyttelse av helse er vist i Tabell 2. I 1992 ble det registrert ca. 400–800 timer med ozonkonsentrasjoner over 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ på bakgrunnsstasjoner i Sør-Norge og 30-70 timer i Nord-Norge. I 2000 var tallene 100-400 timer (sør for Finnmark).

Tabell 2: *Anbefalte luftkvalitetskriterier for beskyttelse av helse.*

Kons. ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Midlingstid (timer)	Referanse
100	1	SFT (1992)
80	8	SFT (1992)

Tabell 3 viser de anbefalte luftkvalitetskriterier for beskyttelse av vegetasjon. For planter bør gjennomsnittsverdien for vekstsesongen (april-september) av 7 timersmiddel (kl 0900-1600) ikke overskride 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Gjennomsnittsverdien for vekstsesongen i Norge i dag er på 50-80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, og ozonkonsentrasjonen er således periodisk høy nok til å gi skader på vegetasjon.

Tabell 3: *Anbefalte luftkvalitetskriterier for beskyttelse av vegetasjon.*

Kons. ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Midlingstid (timer)	Periode	Referanse	Merknad
150	1		SFT (1992b)	
60	8	(0-8,8-16,16-24)	SFT (1992b)	
50	7	(9-16, april-sept.)	SFT (1992b)	
200	1		Miljøministeriet (1994)	
65	24		Miljøministeriet (1994)	
AOT40 (ppb-timer)				
3000	3 mnd.	15. mai - 15. aug.	ECE (1996)	Vekstsesong tilpasset nordiske forhold
500 (200)	5 dager	15. mai - 15. aug.	ECE (1996)	Avh. av vanndamptrykk
10000	6 mnd.	1. april - 1. okt.	ECE (1996)	

Tålegrenser for ozon på vegetasjon baseres også på akkumulerte eksponeringsdoser, beregnet som summen av differansene mellom timemiddelkonsentrasjonen og 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (40 ppb) for de timene der ozonkonsentrasjonen overskrider 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Beregningene refereres som AOT40 (Accumulated exposure Over a Threshold limit of 40 ppb) og har vist å gi gode statistiske sammenhenger for en rekke dose-respons-forsøk. Tålegrensen for AOT40 har tidligere blitt satt til 10 000 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.

Videre har det blitt enighet om å gå fra en 10%-grense til en 5%-grense for tålegrensene for plantevekst. Dette betyr at det nå anbefales å bruke en tålegrense på 3000 ppb-timer for plantevekst. For skog er det fortsatt stor usikkerhet knyttet til skadeeffektene og man har anbefalt å beholde grensen på 10 000 ppb-timer for skog.

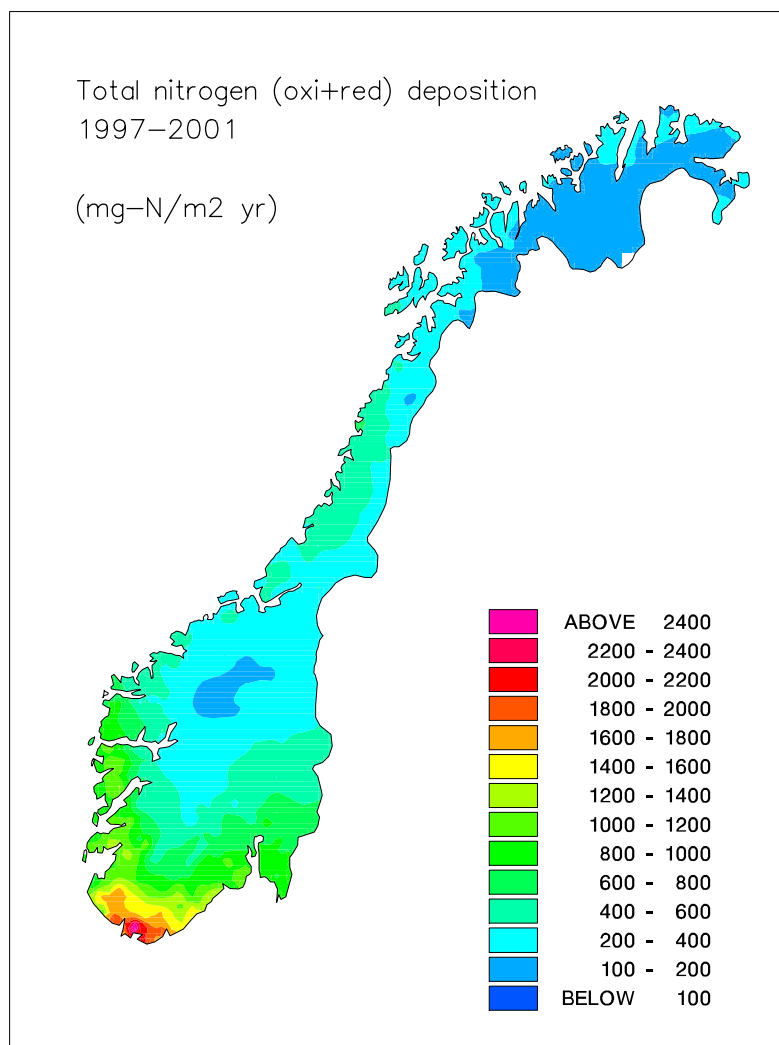
4 Dagens situasjon

4.1 Nitrogenavsetning

Nitrogenavsetningen i Norge er høyest i sørvestlige deler av landet (opptil 2 750 mg N/m²/år) og avtar gradvis nordover (Figur 4). Nord for Bodø er nitrogenavsetningen generelt svært lav (<400 mg/m²/år). Tabell 4 viser årlig våtavsetning for N på noen norske bakgrunnsstasjoner i 2001. Figur 4 og Tabell 4 viser at Finnmark ligger i et av de områdene i Norge med lavest nitrogenavsetning. Avsetningen av svovelforbindelser ved nedbør ble målt i 2001 til å være 68 mg S/m² pr. år ved Øverbygd. Dette var den laveste verdien målt i Norge i 2001. Den forholdsvis større avsetningen av svovelforbindelser på Karpdalen og Svanvik skyldes store utslipp fra Nikel og Zapoljarnij på russisk side av grensen.

Tabell 4: *Våtavsetning av nitrogen (nitrat og ammonium) og svovel (sulfat) ved noen målestasjoner i Nord-Norge og Finnmark i 2001 (data fra SFT, 2002).*

Våtavsetning av nitrat og ammonium i mg N/m ² pr. år 2001				
Nedbørstasjon	Nitrat	Ammonium	Total våtavsetning av N	Total våtavsetning av S
Øverbygd	30	38	68	75
Karasjok	49	83	132	82
Karpbukt	58	67	125	241
Svanvik	50	114	164	239



Figur 4: Avsetning av total nitrogen (oksidert+redusert) i perioden 1997-2001 (Hole og Tørseth, 2002).

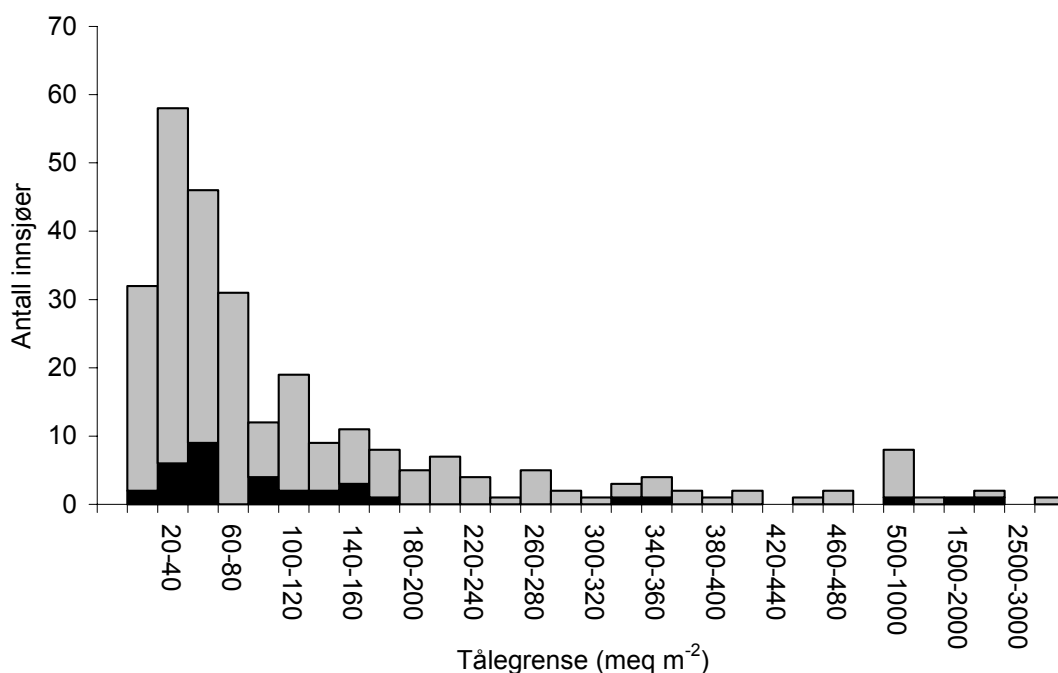
4.2 Forsuring av overflatevann

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 seg av 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.

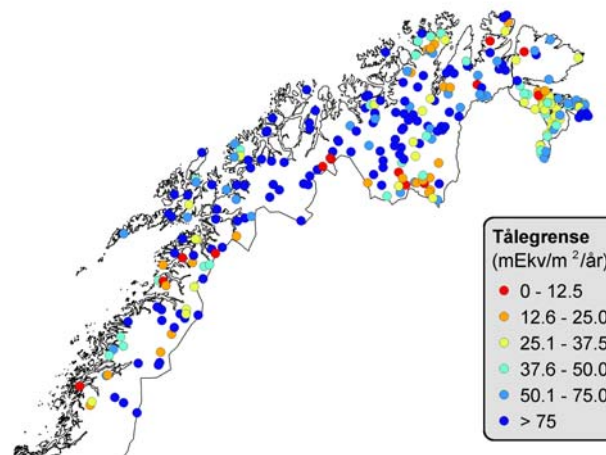
Tålegrenser er beregnet for enkeltvannene inkludert i undersøkelsen fra 1995 nord for 65°N. Framgangsmåten for beregning av tålegrensene er beskrevet i Vedlegg D. Tålegrensene for disse vannene spenner fra 2 til 3300 meq m⁻² med median på 62 meq m⁻² (gjennomsnitt 142 meq m⁻²). Lav tålegrense har lav verdi i meq m⁻². Fordelingen av tålegrenseverdier for de 281 vann viser at mange av vannene har relativt lave tålegrenseverdier (Figur 5). Vannene med lave tålegrenser er spredt over hele området, men mange av vannene er lokalisert på Finnmarksvidda og i Øst-Finmark (Figur 6), 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 meq m⁻² (Figur 7). Innsjøer med overskridelser er relativt jevnt fordelt over hele Nord-Norge. Overskridelsen av tålegrensene er vist i Figur 7 for dagens avsetning.

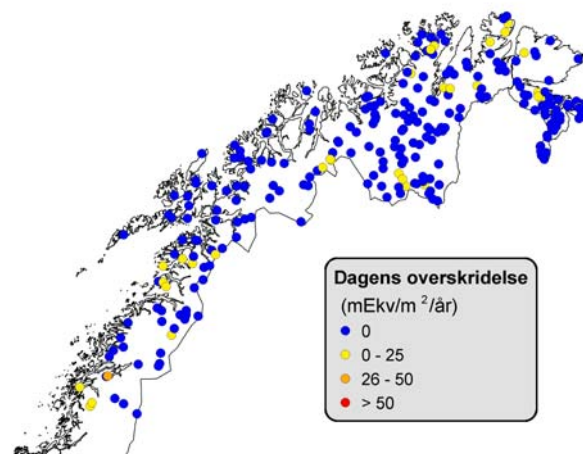


Figur 5: Fordelingen av tålegrenseverdier for de 281 vannene. De 34 vannene med størst økning i nitrogenavsetning er markert med svart, de øvrige vannene er grå.

Figur 5 viser fordelingen av tålegrenseverdiene for de 281 vannene som er prøvetatt nord for 65°N og som er inkludert i de presenterte kartene over tålegrensene.



Figur 6: Tålegrenser for forsurening av overflatevann.



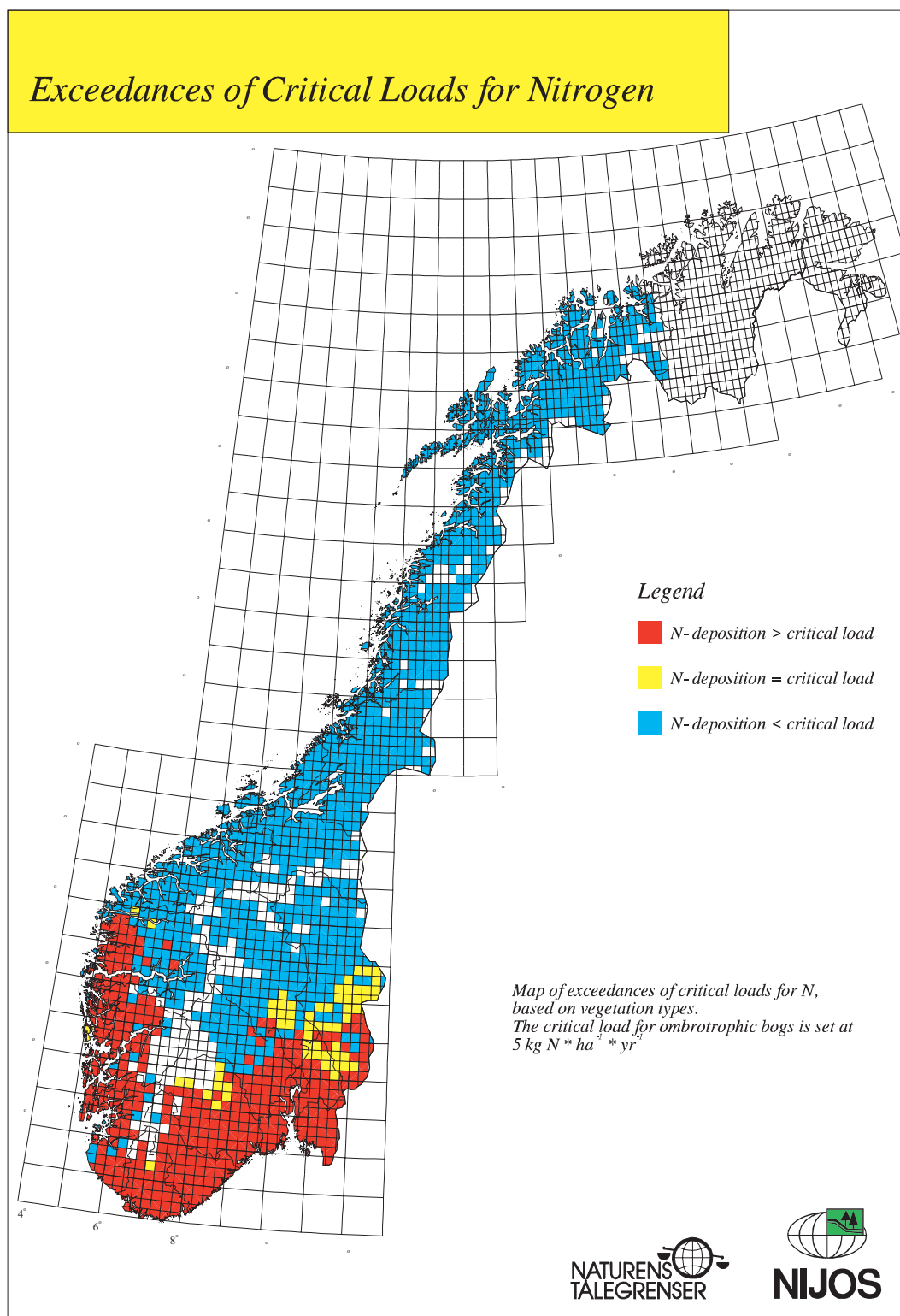
Figur 7: Overskridelse av tålegrensen for forsurening av vann, beregnet med SSWC modellen og dagens avrenning av nitrogen, gitt avsetning av nitrogen og svovel som gjennomsnitt for 1997-2001.

4.3 Overgjødning

Vegetasjonen i influensområdet fra nordre del av Nordland til Finnmark er svært variert pga. store høydeforskjeller og stor variasjon i berggrunn og løsmasser. Berggrunnen i Lofoten, Vesterålen og ytre deler av Troms består hovedsakelig av sure grunnfjellsbergarter fra prekambrisk tid (Sigmund et al., 1984). Bergarter med lite mineralnæring dekker også storparten av Finnmark. Berggrunn med rik tilgang på mineralnæring (glimmerskifer og fyllitter) finnes hovedsakelig i midtre og inder deler av Troms og nordlige deler av Finnmark, og gir opphav til et mer næringsrikt jordsmonn. Gradienter i fattig og rik vegetasjon følger mye variasjonen i bergartene, men også typer av løsmasseavsetninger.

Influensområdet omfatter vegetasjon i mellomboreal-, nordboreal- og alpine sone (Moen, 1998). Grovt sett består vegetasjonen av ulike utforminger av havstrandsvegetasjon, engvegetasjon, arktisk/alpine heier, myrer, våtmarker og skog. Arktisk vegetasjon finnes bare lengst nord i Finnmark og på Bjørnøya, mens alpin vegetasjon er knyttet til områder over skoggrensa. Dels vil åpne heier langs kysten også ha et alpint preg. De fleste naturtypene er mer eller mindre kulturpåvirkede. Storparten av influensområdet dekkes av fjell og åpen hei. Bjørkeskog finnes i lavereliggende områder langs kysten, i indre deler av Finnmark og danner skoggrense mot fjellvegetasjon (Moen, 1998). Furuskog finnes i beskyttede dalstrøk på skrinne jord og på sandavsetninger. Myr dekker store areal og er vanligst i Lofoten, Vesterålen og i indre og østre deler av Finnmark. Variasjonen i myrtyper er stor og omfatter fjordmyrregion, bakkemyr- og strengmyrregion, fjellmyrregion og palsmyrregion. Nasjonalt og internasjonalt sjeldne og truede palsmyrer (Fremstad og Moen, 2001) finnes hovedsakelig i indre og østre deler av Finnmark.

I forbindelse med gjødslingseffekter av nitrogenavsetning fra nedbør er det først og fremst næringsfattige arktisk/alpine heier, nedbørmyrer og næringsfattig, humid skog som er mest utsatt for påvirkninger (se under tålegrenser for nitrogenavsetning, kap. 4.1.2). Disse finnes først og fremst der berggrunnen er fattig på mineralnæring. Influensområdet har også forekomster av sjeldne og truede planter (Direktoratet for naturforvaltning, 1999), men det finnes lite kunnskap om enkeltarters tålegrenser for nitrogen.



Figur 8: Kart over overskridelser av tålegrenser for nitrogen (fra Esser og Tomter, 1996), basert på vegetasjonstyper. Tålegrensen for ombrotrof myr er satt til 500 mg N/m² pr. år.

Figur 4 viser den totale nitrogenavsetningen i Norge basert på målinger i perioden 1997-2001. Influensområdet i Nordland og ytre deler av Troms og Finnmark har en bakgrunnsavsetning på 200-400 mg N/m² pr. år, mens indre Troms og Finnmark har en avsetning på 100-200 mg N/m² pr. år.

På bakgrunn av dagens nitrogenbelastning (Figur 4) og forekomsten av vegetasjonstyper som har den laveste tålegrensen innen et 3 x 3 km rutenett (Figur 3), er det laget et overskridelseskart som dekker hele Norge, unntatt Finnmark (Esser og Tomter, 1996). Kartet er gjengitt i Figur 8 og viser at det innen influensområdet i Nordland og Troms i dag ikke finnes vegetasjonstyper som har fått overskredet eksisterende nitrogentålegrenser. Det samme vil også gjelde for Finnmark fylke.

4.4 Bakkenært ozon

Ozon dannes ved reaksjoner mellom nedbrytningsprodukter av hydrokarboner og nitrogenoksider. Ozondannelsen er spesielt virksom i sommerhalvåret i områder med store utslipp av både nitrogenoksider og hydrokarboner. I Europa fører høytrykksituasjoner om sommeren ofte til høye ozonkonsentrasjoner, og transport av forurenset luft mot Norge kan gi timemidlede konsentrasjoner av ozon på 150-200 µg/m³. Det er derfor tatt skritt for å redusere utslippene både av nitrogenoksider og flyktige organiske forbindelser i Europa innenfor rammen av FN-konvensjonen om grenseoverskridende luftforurensninger. Reaksjonsmønsteret for slik fotokjemisk ozondannelse er imidlertid komplisert, slik at det i enkelte situasjoner er hydrokarboner som er begrensende for ozondannelsen, mens det i andre situasjoner er nitrogenoksider. De enkelte hydrokarboner har også ulike ozondannelsespotensialer.

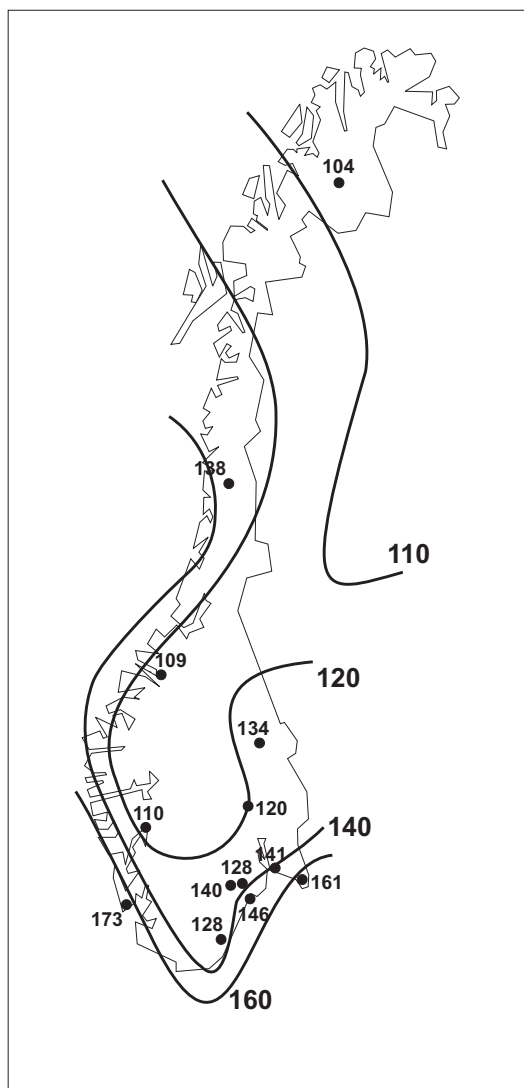
I Norge er miljøproblemer knyttet til høye ozonkonsentrasjoner hovedsakelig et resultat av langtransport av forurensninger fra det europeiske kontinentet og fra Storbritannia, og problemene er dermed størst i Sør-Norge. For utslipp i området Barentshavet-Lofoten, som er tema i denne rapporten, vil influensområdet være Finnmark, Troms og den nordlige delen av Nordland hvor miljøproblemer knyttet til bakkenært ozon er minst på landsbasis og i stor grad reflekterer bakgrunnsatmosfæren på nordlige breddegrader.

Figur 9 og Figur 10 viser antall døgn med 8-timers middelvei av ozon over 60 µg/m³ og midlere 7-timers konsentrasjon av ozon basert på norske overvåkingsstasjoner for perioden april-september 2001 (Aas m. fl., 2002). Det er få stasjoner nordover i landet, men målingene viser lave verdier på Karasjok som er den stasjonen som er mest representativ for denne utredningen. I forhold til SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier for beskyttelse av vegetasjon (SFT, 1992) er imidlertid kriteriene på 8-timers middel på 60 µg/m³ og midlere 7-timers middel på 50 µg/m³ overskredet over hele landet. Dette reflekterer at atmosfærens regionale bakgrunnskonsentrasjon av ozon overstiger SFT-kriteriene.

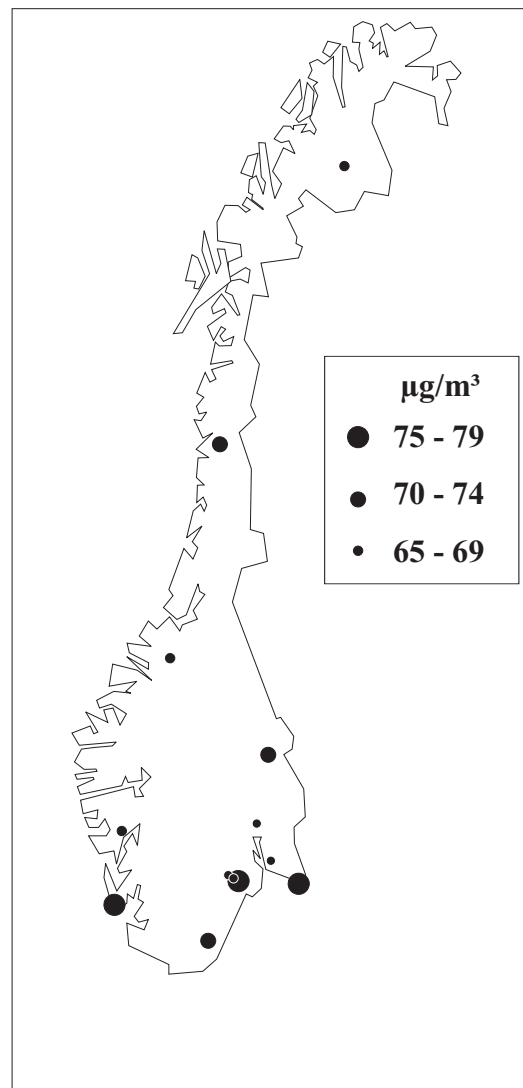
I tillegg er det under FNs langtransportkonvensjon (UN-ECE) utarbeidet kriterier basert på akkumulert eksponering over terskelverdien 40 ppb (80 µg/m³) (Accumulated exposure over the threshold of 40 ppb, betegnes AOT40). Her er grenseverdiene 3000 ppb-timer for planter og landbruksvekster og 10.000 ppb-timer for skog. AOT40-verdiene for Karasjok har de siste årene ligget langt under disse

grenseverdiene, og var i 2001 henholdsvis 886 ppb-timer og 2619 ppb-timer (Aas et al., 2002).

SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier for ozon med hensyn på helse/dyr på $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som timemiddel overskrides hvert år over store deler av Norge. Overskridelsene er vanligvis størst i Sør-Norge (sør for Trøndelag). I 2001 var det 76 timer med overskridelse av denne verdien på Karasjok, mens det var av størrelsesorden 150-400 timer lenger sør i landet. De maksimale ozonkonsentrasjonene på Karasjok ligger imidlertid langt under SFTs grense for utsendelse av melding til befolkningen på $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (som er en oppfølging av EUs ozondirektiv), og i praksis vil så høye konsentrasjoner aldri inntreffe i dette området.



Figur 9: Antall døgn med 8-timers middelerverdi av ozon over $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$, april–september 2001 (Aas et al., 2002).



Figur 10: Midlere 7-timers konsentrasjon av ozon ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) kl. 09-16, april–september 2001 (Aas et al., 2002).

5 Spredningsforhold og meteorologi

5.1 Datatilgjengelighet

Meteorologiske data innsamlet på Slettnes i 1992 (Tønnesen, 1993) og data fra Fruholmen fyr er lagt til grunn for å vurdere de meteorologiske forholdene regionalt i området.

5.1.1 Slettnes

Det ble målt meteorologi og spredningsforhold i perioden januar til og med desember 1992 på Slettnes på Sørøya (Tønnesen, 1993).

Måleprogrammet for meteorologi omfattet målinger av vindstyrke med vindkast og vindretning, temperatur og vertikal temperaturdifferanse, samt luftfuktighet. Datatilgjengeligheten for hver måned for hver parameter er gitt i Tabell 5.

Tabell 5: *Datatilgjengelighet [%] for meteorologiske målinger på Slettnes januar-desember 1992.*

Periode	Hor. Vindstyrke 10 m	Vindkast 10 m	Vindretn 10 m	Temp. 10 m	Temp diff. 10-2 m*	Temp. 2 m	Nedbør-intensitet	Relativ fuktighet 2 m
Januar	90,6	90,6	90,6	90,6	90,6	90,6	88,2	
Februar	85,2	85,2	85,2	85,2	84,8	85,1	85,1	
Mars	89,1	89,1	89,1	89,1	89,1	89,1	88,6	55,6
April	96,7	96,7	96,7	96,7	96,7	96,7	94,2	96,7
Mai	96,5	95,2	95,7	96,5	96,5	96,5	92,9	96,5
Juni	87,1	87,1	87,1	87,1	87,1	87,1	81,4	87,1
Juli	94,5	94,5	94,5	94,5	94,4	94,5	89,7	94,5
August	93,3	93,0	93,1	93,3	93,3	93,3	87,4	93,3
September	98,1	98,1	98,1	98,1	98,1	98,1	96,2	98,1
Oktober	96,6	96,5	96,5	96,6	94,4	96,6	96,1	96,6
November	100,0	98,5	98,8	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
Desember	90,6	15,2	15,9	90,6	90,6	90,6	90,3	90,6

* temperaturdifferanse mellom 10 meter og 2 meter over bakken.

5.1.2 Fruholmen fyr

Fruholmen fyr er den nærmeste meteorologiske målestasjonen til Slettnes. Den ligger på en holme nord for Ingøya, 36 km NNO for Sørøya, og har vært drevet av Meteorologisk institutt siden 1954. Vind, temperatur, trykk, nedbør, relativ fuktighet, samt manuelle observasjoner blir samlet inn fire ganger i døgnet. Vinddata for årene 1992, 1998, 15-årsnormalen 1961-1975 og 42-årsnormalen 1957 til 1998 er brukt som grunnlag for vurderingen av representativitet.

5.2 Representativitet av vinddata

5.2.1 Vindretning

Sammenligning av data innsamlet på Slettnes i 1992 (Tønnesen, 1993) og data fra Fruholmen fyr er lagt til grunn for vurdering av representativiteten av vindretningsdata fra Slettnes.

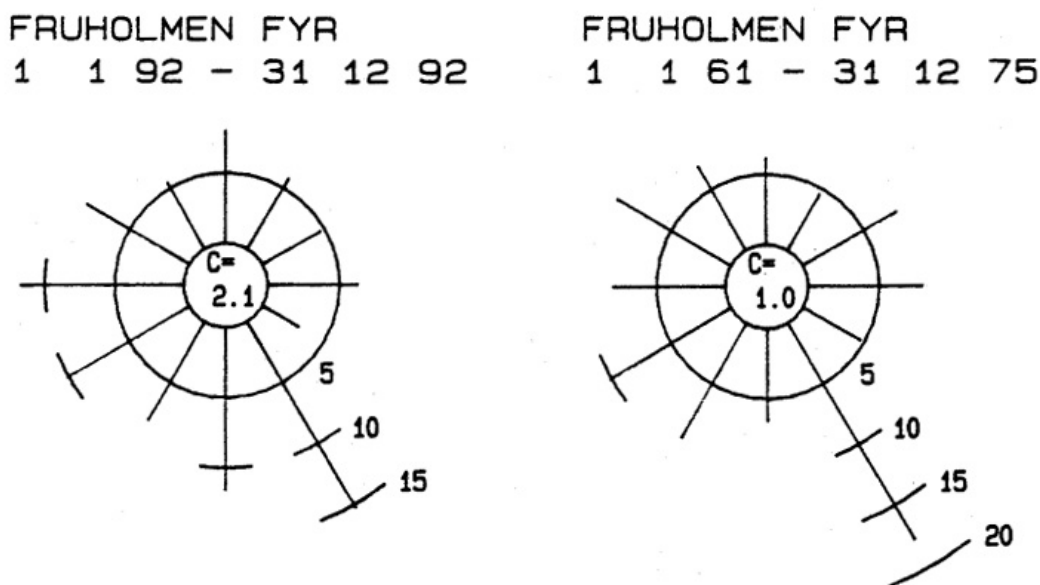
Vinddata innsamlet på Fruholmen fyr i 1992 var i rimelig overensstemmelse med normalen (Figur 11).

Begge stasjonene er sannsynligvis påvirket av lokale effekter.

Vindretningsfordelingen på Slettnes viser at sørvest (240°) og vest (270°) var de mest forekommende vindretningene i måleperioden (Figur 12). Vind fra vestlig retning forekommer oftere på Slettnes enn på Fruholmen (Figur 12 og Figur 11). Vind fra sørøstlig retning forekom ca 10% sjeldnere på Slettnes enn på Fruholmen fyr (Figur 12 og Figur 11).

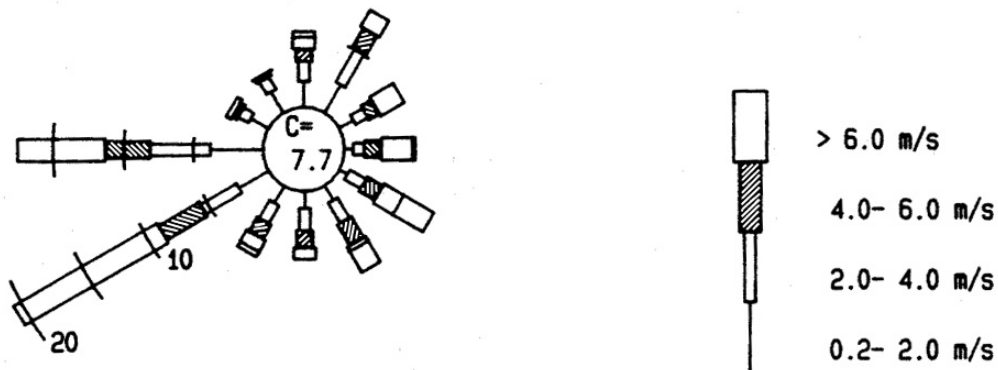
I området utenfor Hammerfest er det to dominerende vindretninger som skyldes generelle topografiske føringer og det generelle vindklimaet i området. Dette viser seg i en økt hyppighet av vind fra sør og sørvest på Slettnes. Fruholmen fyr ligger relativt fritt i terrenget. Topografien har sannsynligvis mindre innvirkning på de meteorologiske målingene på denne stasjonen i forhold til Slettnes.

Ut fra analysen ovenfor ser man at vindforholdene på Slettnes er påvirket av lokal topografi. Den estimerte retningsfordelingen av utslippene vil være forskjellig avhengig av hvilke data man benytter. Data fra Fruholmen fyr ville sannsynligvis gitt det beste estimatet av transportretning av utslippene regionalt. Slettnes er den eneste målestasjonen i området som har samlet inn alle meteorologiske parametrene som benyttes i modellen. Data innsamlet på Slettnes i 1992 er derfor brukt i denne utredningen. Konsentrasjonene vest og nordvest for kildene vil kunne være noe overestimert ved bruk av Slettnes-data. Nordøst kan konsentrasjonene derimot være noe underestimert.



Figur 11: Vindretningsfordelinger fra Fruholmen fyr for måleperioden og årsmiddel for 15-års perioden 1960-1975.

STASJON : SLETTNES
PERIODE : 1. 1.92 - 31.12.92



Figur 12: Vindrose for Slettnes for hele måleperioden.

5.2.2 Vindstyrke

Tabell 6 viser midlere vindstyrke for 12 vindretningssektorer på Fruholmen fyr i måleperioden og i 1-års perioden. Tabellen viser at vindstyrkeforholdene i måleperioden var litt lavere enn 15-års midlere vindstyrke.

Tabell 6: Midlere vindstyrke (m/s) for 12 vindretningssektorer på Fruholmen fyr 1992 og 1960-1975.

Periode	30	60	90	120	150	180	210	240	270	300	330	360	Alle
1992	6,7	5,8	4,7	4,9	5,5	6,3	6,3	7,9	9,5	7,5	6,7	8,2	6,9
1960-75	8,2	8,2	6,9	7,1	7,1	6,9	7,5	9,5	11,2	10,1	9,2	8,0	8,2

Midlere vindstyrke for hver årstid på Slettnes og for Fruholmen fyr er vist i Tabell 7. Vindstyrken på Slettnes er som ventet gjennomgående lavere enn på Fruholmen.

Tabell 7: 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 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 på grunn av nærhet til åpent vann.

Statistisk bearbeidelse av vind og stabilitet for måleperioden er vist i Tabell 8. Tabellen viser forekomst av ustabil, nøytral og stabil (lett stabil og stabil) sjiktning fordelt på vindretning i 12 sektorer og fire vindstyrkeklasser.

Tabell 8: Forekomst av vindretning, vindstyrke og stabilitet 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. Månedsvis nedbørmengde er sammenlignet med normalen for Fruholmen fyr 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 9 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 9: 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

Tabellen viser at i måleperioden var det mer nedbør i vindretningssektorene 30 grader, 180 grader, 240 grader og 270 grader enn i den estimerte nedbørfordelingen. Disse retningene hadde også mest nedbør pr. time vind i sektoren.

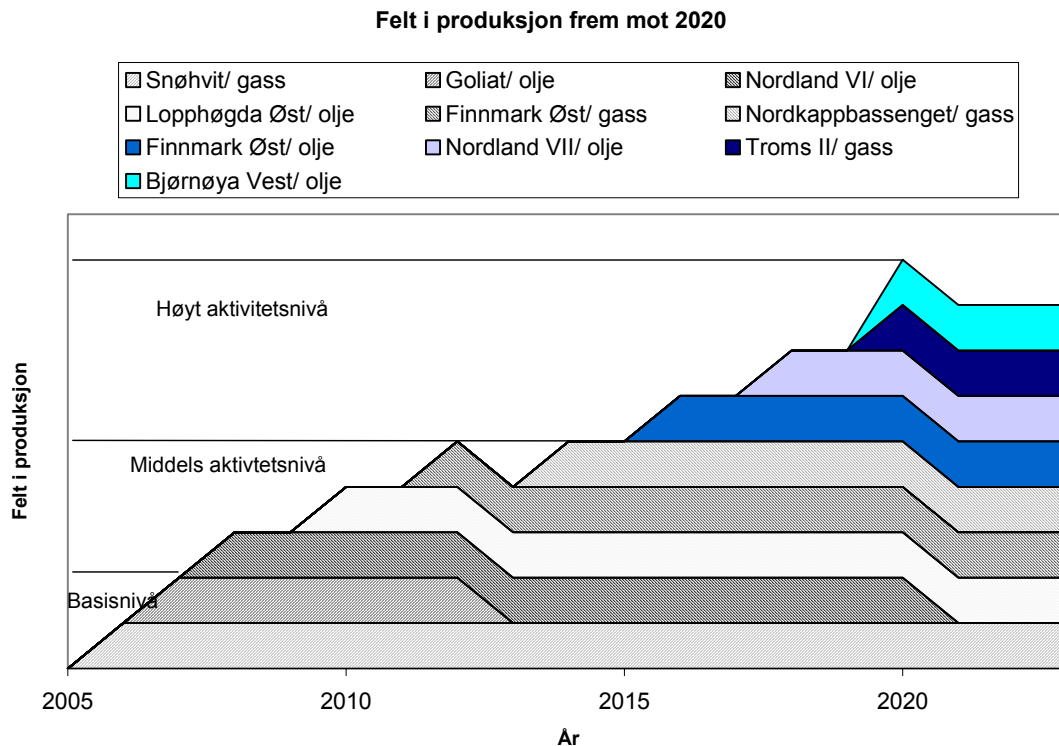
6 Bidraget fra petroleumsvirksomhet i Lofoten-Barentshavet til nitrogenavsetning og ozondannelse

6.1 Scenarier og forventet utslippsnivå for helårig petroleumsvirksomhet i 2005 – 2020

Som underlag for utredningene forutsettes en trinnvis utbygging fra 2005 frem til 2020 (Figur 13), basert på teoretiske betraktninger. Det er en forutsetning at deler av sokkelen som nå er lukket, åpnes for petroleumsvirksomhet og at det er jevnlig konsesjonsrunder og tildelinger.

Figur 13 beskriver tre mulige utviklingsscenarier:

- Basisnivå, bestående av påviste ressurser: gassfelt i Troms I (Snøhvit), oljefelt i Troms I (Goliat) og tilleggsressurser til gassfeltet i Troms I.
- Middels aktivitetsnivå inkluderer i tillegg felt med relativt sett høy funnsannsynlighet, dvs. oljefelt i Nordland VI og Lopparyggen Øst, og gassfelt i Finnmark Øst og Nordkappbassenget. Funnsannsynligheten for hvert enkelt felt er likevel så vidt lav at det ikke forventes at samtlige områder vil gi funn som leder til utbygging.
- Høyt aktivitetsnivå inkluderer i tillegg felt i områder som i dag er vurdert å ha lav funnsannsynlighet, pluss felt i ikke-åpnede områder. Hensikten med scenariet er å dekke hele utredningsområdet geografisk.



Figur 13 Teoretisk innfasing av felt i produksjon frem mot 2020. (Fra scenariedokumentet: "Scenarier for helårlig petroleumsaktivitet i området Lofoten og Barentshavet i 2005 - 2020").

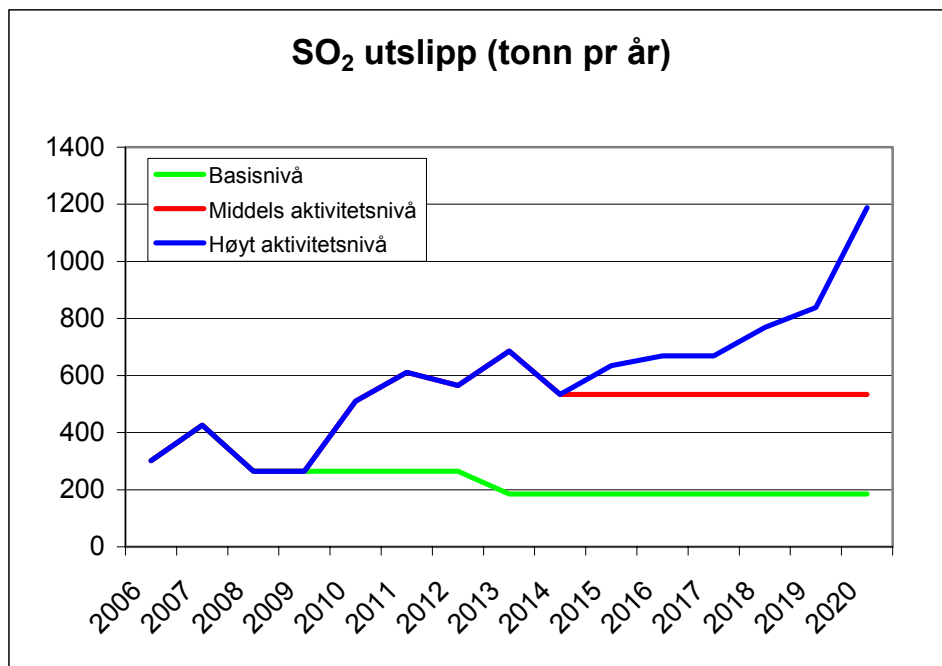
Figur 15 og Figur 16 viser utviklingen av CO₂ og NO_x utslipp, henholdsvis, for hver aktivitetsnivå, som følge av innfasing av felt i produksjon frem mot 2020. Aktivitetene som bidrar til CO₂ og NO_x utslipp presentert i figurene er: produksjon, boring, supplytransport, produkttransport og rørlegging. Mer detaljert informasjon om hver kilde er angitt i Tabell 12, Tabell 14, Tabell 15, Tabell 17 og Tabell 18.

Figur 14 viser utviklingen av SO₂ for hver aktivitetsnivå, som følge av innfasing av felt i produksjon frem mot 2020. Aktivitetene som bidrar til SO₂ utslipp presentert i figuren er: boring, supplytransport, produkttransport og rørlegging. Utslipp fra produksjon er ikke tatt med, siden dens bidrag til SO₂ utslipp er betydelig mindre enn bidraget fra de andre kildene.

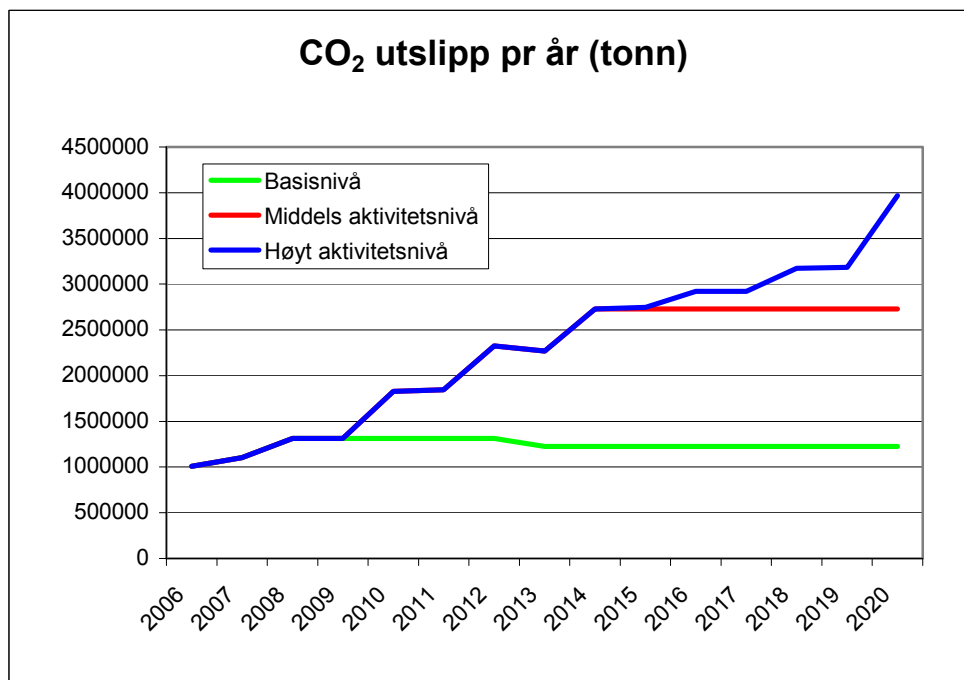
SO₂ utslippet er bare kvantifisert i dette studiet, uten at det ble gjennomført beregninger av avsetning av svovelforbindelser. Bakgrunnen til dette er at bidraget fra SO₂-utslippet til avsetning av svovelforbindelser er grovt estimert til å være ca. 2% av avsetning av nitrogenforbindelser for alle aktivitesnivåene, og dette er betydelig mindre enn usikkerheten i beregningene. Avsetningsberegningene for nitrogen er konservative og er sannsynligvis overestimert.

SO₂ utslippet er ca. 20% av NO₂ utslippet for hvert aktivitetsnivå, men omdannelse av SO₂ til svovelforbindelser som kan avsettes med nedbør er en faktor 10 langsommere enn tilsvarende prosess for NO₂. Et grovt estimat for våtavsetningen av svovelforbindelser vil være 10% av våtavsetningen av

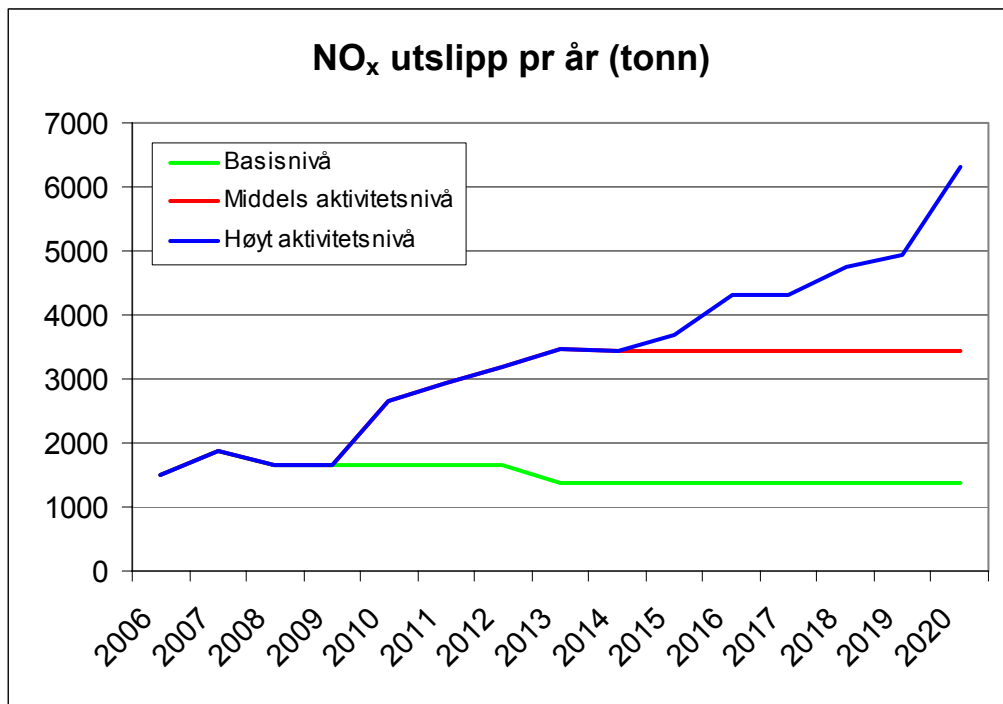
nitrogenforbindelser med samme utslipp, i samme område. Derfor er bidraget fra SO₂-utslippet grovt estimert til å utgjøre ca. 2% av bidraget fra NO₂-utslippet, og er lavere enn usikkerheten i studiet, for alle aktivitetsnivåene.



Figur 14: Innfasing av SO₂ utslipp (tonn/år) frem til 2020 for de 3 aktivitetsnivåene.



Figur 15: Innfasing av CO₂ utslipp (tonn/år) frem til 2020 for de 3 aktivitetsnivåene.



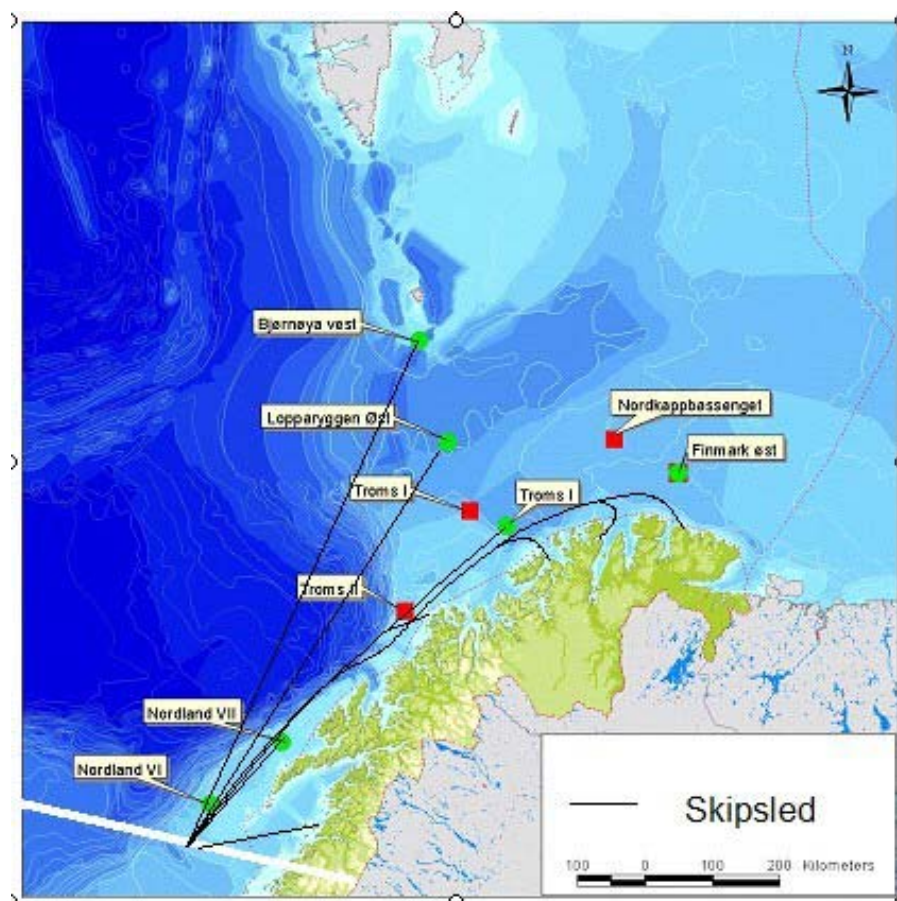
Figur 16: Innfasing av NO_x utslipp (tonn/år) frem til 2020 for de 3 aktivitetsnivåene.

Tabell 10 viser hvilke felt er inkludert i sprednings- og avsetningsberegningene for hvert aktivitetsnivå.

Tabell 10: Felt (faste installasjoner) inkludert i sprednings- og avsetningsberegninger for hver scenario.

Plassering av olje- og gassfelt	Scenario		
	Basisnivå	Middels aktivitetsnivå	Høyt aktivitetsnivå
Troms I - oljefelt	X	X	X
Troms I - gassfelt	X	X	X
Nordland VI - oljefelt		X	X
Lopparyggen Øst - oljefelt		X	X
Nordkappbassenget - gassfelt		X	X
Finnmark Øst - gassfelt		X	X
Troms II - gassfelt			X
Nordland VII - oljefelt			X
Bjørnøya Vest - oljefelt			X
Finnmark Øst - oljefelt			X

Lokalisering av oljefeltene (○-grønn) og gassfeltene (□-rød) er vist i Figur 17. Figuren viser også skipsrutene for produkttransport.



Figur 17: Lokalisering av olje- (O-grønn) og gassfeltene (□-rød) og skipsrutene for produkttransport.

6.1.1 Utslipp fra faste installasjoner for produksjon

Etter avtale med oppdragsgiver har NILU gjennomført utredninger for de faste installasjonene presentert i Tabell 11. Utslippene knyttet til gassfeltene kommer fra landanlegg, siden all gass skal transporteres fra feltene til land gjennom gassledninger, uten prosessanlegg til havs. Utslipet knyttet til oljefeltene Nordland VI og Finnmark Øst er antatt i beregningene til å komme fra to landanlegg, et for hvert felt. Utslipet knyttet til de øvrige oljefeltene kommer fra produksjonsskip (offshore anlegg).

Tabell 11: Plassering av olje- og gassfelt.

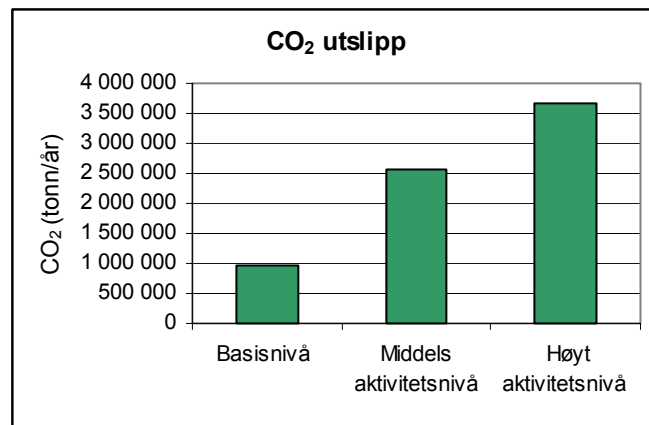
Plassering av felt	Llandføring		Offshore utbyggingsløsning	
	oljefelt	gassfelt	oljefelt	gassfelt
Nordland VI	X			
Lopparyggen Øst			X	
Finnmark Øst	X	X		
Nordland VII			X	
Bjørnøya Vest			X	
Troms I		X	X	
Troms II		X		
Nordkappbassenget		X		

Årlige anslag for utslipp fra produksjon i faste installasjoner er angitt i Tabell 12 for olje- og gassfelt. Utslippsmengder er beregnet basert på utslipp fra kjente planlagte eller aktive anlegg (offshore og på land). Tallene er skalert i forhold til produksjon og andre relevante forhold. Utslippene representerer "alle kilder", dvs. kraftproduksjon, dieselbruk og fakling. Utslipp i anleggsfase er ikke direkte inkludert, men utslipp knyttet til boring og rørledning er tatt med i egne oversikter (6.1.3-6.1.4). Utslipp knyttet til forsyningsvirksomhet og transport er omhandlet i 6.1.2.

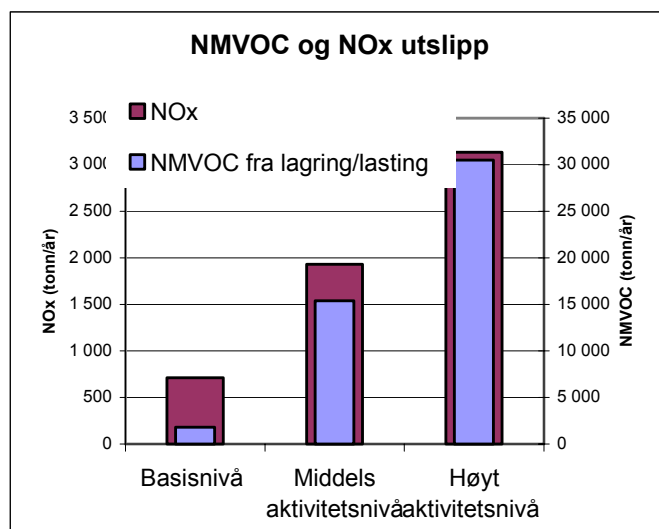
Tabell 12: Utslipp til luft fra olje- og gassfelt.

Utslipp (tonn/år)	Type felt	CO ₂ (tonn/år)	NMVOC (tonn/år)	NO _x (som NO ₂) (tonn/år)
Nordland VI	oljefelt	235 000	4 500	190
Lopparyggen Øst	oljefelt	470 000	8 900	380
Troms I	oljefelt	75 000	1 600	60
Finmark Øst	oljefelt	170 000	6 000	500
Nordland VII	oljefelt	235 000	4 500	190
Bjørnøya Vest	oljefelt	235 000	4 500	190
Troms II	gassfelt	450 000	100	325
Troms I	gassfelt	900 000	200	650
Nordkappbassenget	gassfelt	450 000	100	325
Finmark Øst	gassfelt	450 000	100	325

Totalt utslipp av CO₂, NMVOC og NO_x for de faste installasjonene er presentert i Figur 18 og Figur 19 for de 3 aktivitetsnivåene.



Figur 18: Typisk årlig utslipp av CO₂ for de 3 aktivitetsnivåene.



Figur 19: Typisk årlig utslipp av NMVOC og NOx for de 3 aktivitetsnivåene.

Utslippsbetingelsene varierer avhengig av om utslippet er fra et oljefelt med ilandføring, et oljefelt med offshore utbyggingsløsning eller et gassfelt (med ilandføring). Feltene Nordland VI og Finmark Øst er oljefelter med ilandføring, mens Lopparyggen Øst, Troms I, Nordland VII og Bjørnøya Vest er oljefelt med offshore utbyggingsløsning. Utslippsbetingelsene er gitt i Tabell 13.

Tabell 13: Utslippsbetingelser for oljefelt med ilandføring, oljefelt med offshore utbyggingsløsning og gassfelt.

Parameter	Enhet	Oljefelt		Gassfelt
		Ilandføring	Offshore	
Utslippshøyde over bakken	m	54	20	35
Skorsteinsdiameter	m	3	0.4	4.5
Røykgasstemperatur	°C	245	350	214
Utslippshastighet	m/s	6	10	17.5

6.1.2 Transportrelaterte utslipp for produksjon

Figur 17 viser skipsruter for produkttransport. I utredningen er det regnet med utslipp fra transportarbeid fra feltene eller landanleggene til en avgrensning ved ca. 67° Nord, merket med en hvit strek sør for Nordland VI i Figur 17.

Tabell 14 angir årlig CO₂- og NO_x-utslipp for transportarbeid. Transportarbeidet knyttet til hvert felt går fra offshorefeltet eller landanlegget ut i verden. Utslippsmengder fra transportarbeid er beregnet basert på en del forutsetninger. Til grunn for beregningene ligger scenariedokumentet fra OED som angir produksjonsvolum (pr tid og totalt), type petroleum som produseres, lokalitet osv. Basert på dette er det vurdert sannsynlige fartøystørrelser og antall transportere pr år. Utslippstall er videre hentet fra DNV og IMO og representerer typiske verdier for slik transport i dag. Dette betyr at det finnes et potensial for reduksjon i utslipp til luft i forhold til de presenterte tall for transportarbeid. Utslippsrelaterte forutsetninger og datagrunnlag er gitt i Vedlegg E.

Tabell 14: CO₂ og NO_x utslipp for transportarbeid.

Felt	Aktivitetsnivå ¹⁾	Fra	Produksjon pr år (tonn)	CO ₂ , tonn pr år	NO _x , tonn pr år	År
Finnmark Øst LNG	2,3	Øst Finnmark	6,7 mill	40904	74	2012-2020
Finnmark Øst LPG	2,3	Øst Finnmark	310 000	5709	133	2012-2020
Finnmark Øst olje	3	Øst Finnmark	4,4 mill	21625	384	2016-2020
Nordkappbassenget, LNG	2,3	Midt-Finnmarks kyststrøk	6,7 mill	36580	66	2014-2020
Nordkappbassenget, LPG	2,3	Midt-Finnmarks kyststrøk	310 000	5106	118	2014-2020
Bjørnøya Vest	3	Bjørnøya Vest	10,8 mill	45360	806	2020
Lopparyggen Øst	2,3	Lopparyggen Øst	13 mill	32828	584	2010-2020
Troms I LNG	1,2,3	Hammerfest-området	14,1 mill	59579	108	2006-2020
Troms I LPG	1,2,3	Hammerfest-området	550 000	8084	188	2006-2020
Troms I olje	1,2,3	Troms I olje	1,7 mill	11178	198	2007-2012
Troms II LNG	3	Vest-Finnmarks og Øst-Troms kyststrøk	6,7 mill	29494	53	2020
Troms II LPG	3	Vest-Finnmarks og Øst-Troms kyststrøk	310 000	4116	96	2020
Nordland VII	3	Nordland VII	10,8 mill	12258	218	2018-2020
Nordland VI	2,3	Bodø-området	10,8 mill	11556	205	2008-2020

1) 1 = Basisnivå, 2 = Middels aktivitetsnivå, 3 = Høyt aktivitetsnivå

Tabell 15 angir årlig CO₂- og NO_x-utslipp for supplytrafikk mellom land og oljefeltene. Omfang er basert på scenariedokumentets beskrivelse av lokalisering av felt og frekvens av forsyningstjenester. For å vurdere seilingsavstand er baser tilfeldig plassert nærmest etter linjalprinsippet ("nærmeste større havn/bosetning"). Videre forutsetninger for beregninger er angitt i Vedlegg E.

Tabell 15: CO₂ og NO_x utslipp for supplytrafikk.

Felt	Aktivitetsnivå ¹⁾	Fra	Til	CO ₂ , tonn pr år	NO _x , tonn pr år	År
Finnmark Øst olje ²⁾	3	-	-	-	-	2016-2020
Bjørnøya Vest	3	Bjørnøya Vest	Hammerfest-området	29600	92	2020
Lopparyggen Øst	2,3	Lopparyggen Øst	Hammerfest-området	12000	37	2010-2020
Troms I olje	1,2,3	Troms I olje	Hammerfest-området	3000	9	2007-2012
Nordland VII	3	Nordland VII	Lofoten/Vesterålen	7000	22	2018-2020
Nordland VI ²⁾	2,3	-	-	-	-	2008-2020

1) 1 = Basisnivå, 2 = Middels aktivitetsnivå, 3 = Høyt aktivitetsnivå

2) For disse ser vi primært på løsning med landanlegg, og supplyvirksomhet er da uaktuelt.

Utslippsbetingelsene for supply og transportarbeid er angitt i Tabell 16.

Tabell 16: Utslippsbetingelser for supply og transportarbeid.

Parameter	Enhet	Supply og transportarbeid
Utslippshøyde over bakken	m	20
Skorsteinsdiameter	m	0.4
Røykgasstemperatur	°C	350
Utslippshastighet	m/s	10

6.1.3 Utslipp fra leteboring

Det antas at utslipp fra leteboring omfatter 3 brønner per år fra 2005 til 2020. Data på utslipp per brønn er angitt i Tabell 17.

Tabell 17: Utslipp til luft fra en konvensjonell oppankret rigg for en letebrønn.

Kilde	Mengde flytende brennstoff (tonn)	CO ₂ (tonn)	NO _x (tonn)	SO _x (tonn)
Morgendagens forbedrede teknologi	1060	3500	15	2

6.1.4 Utslipp fra rørleggingsarbeide

Utslipp fra rørleggingsarbeide er tillagt ett år pr felt. Data på utslipp fra rørleggingsarbeide er angitt i Tabell 18. Utslippstall er beregnet ved å skalere tilsvarende data fra Snøhvit KU hva gjelder rørlengder. For SO₂ utslipp fra rørleggingsfartøy er det lagt til grunn bruk av bunkers med utslipp av SO₂ på 19 kg/tonn drivstoff. Dette vurderes som et konservativt anslag.

Tabell 18: Årlig prognose av utslipp fra rørlegging.

Felt	År	Aktivitetsnivå ¹⁾	Avstand landanlegg, km	Landanlegg	CO ₂ , tonn	NO _x , tonn
Finmark Øst gass	2011	2,3	100	Øst Finnmark	16000	270
Finmark Øst olje	2015	3	100	Øst Finnmark	16000	270
Nordkappbassenget	2013	2,3	200	Midt-Finnmarks kyststrøk	32000	540
Troms I gass	2005	1,2,3	185	Hammerfest	30000	500
Troms II	2019	3	70	Vest-Finnmarks og Øst-Troms kyststrøk	11000	190
Nordland VI	2007	2,3	230	Bodø-området	37000	620

1) 1 = Basisnivå, 2 = Middels aktivitetsnivå, 3 = Høyt aktivitetsnivå

6.2 Spredningsberegninger

Det er utført spredningsberegninger for å kartlegge bidraget fra planlagt virksomhet til avsetning av nitrogen som følge av utslipp fra faste installasjoner og fra transportrelaterte utslipp for de forskjellige aktivitetsnivåene.

Avsetning av nitrogenforbindelser kan deles inn i avsetning ved nedbør (våt-avsetning) og avsetning ved opptak av planter og overflater (tørravsetning).

Tørravsetningen er avhengig av konsentrasjonene i bakkenivå og er beregnet på grunnlag av en antatt avsetningshastighet og beregnede konsentrasjoner i bakkenivå.

Våtavsetningen er beskrevet ved en puff-trajektoriemodell (INPUFF), som beregner kjemisk transformasjon fra nitrogenoksider til nitrat ved reaksjoner med ozon (Knudsen og Hellevik, 1992). Modellen beregner avsetningen ved nedbør av nitrogenforbindelser og trenger timevise data for meteorologi, spredning og utslipp i tillegg til nedbør.

6.2.1 Avsetning av nitrogenforbindelser

Avsetning av nitrogenforbindelser kan foregå ved tørravsetning og ved våtavsetning.

Tørravsetning av gasser er avhengig av konsentrasjonen nær bakken og planters eller overflatens evne til å absorbere gasser. Tørravsetningen representeres vanligvis ved en avsetningshastighet.

Våtavsetning av gasser er sterkt avhengig av gassens løselighet i vann. NO og NO₂ er lite løselige i vann og avsettes derfor ikke ved våtavsetning. For at utslipp av nitrogenoksider skal kunne avsettes ved våtavsetning, må nitrogenoksidene omdannes kjemisk til nitrat eller salpetersyre. Nitrat er lett løselig i vann og avsettes effektivt med nedbør.

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 vegetasjons-type og vegetasjon-tetthet i området. Derfor har vi valgt å se bort i fra tørravsetning i denne studien.

Våtavsetningen er beregnet med en trajektoriemodell som regner kjemiske reaksjoner mellom NO_x, O₃ og nitrat fra time til time. Modellen tar hensyn til nedbør og nedbørintensitet.

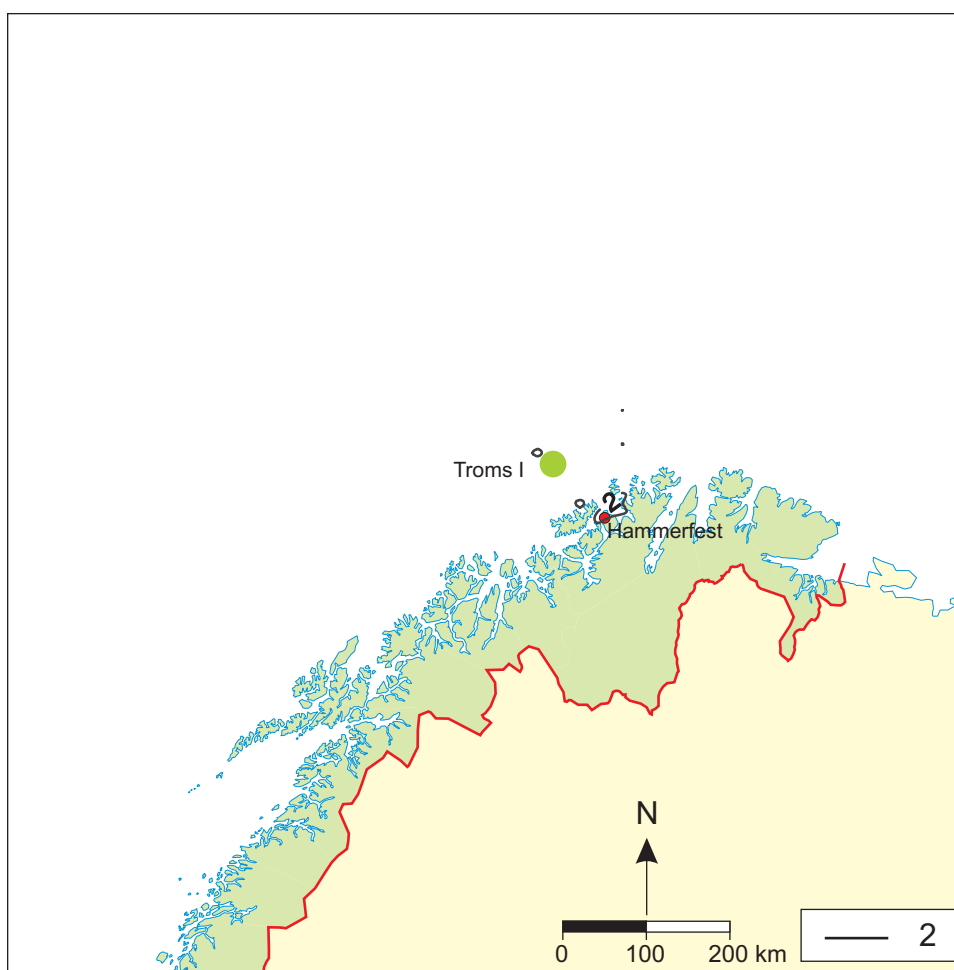
Modellen beregner bidraget fra kilder der det er gitt utslippstall og som befinner seg innenfor beregningsområdet. Dette fører til at utslipp i timer før den aktuelle beregningstimen også kan bidra til konsentrasjoner og avsetning. Dette er spesielt viktig for modeller som skal beskrive kjemiske reaksjoner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

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

Våtavsetningen fra utslipp fra faste installasjoner og transport relaterte utslipp er beregnet for hvert aktivitetsnivå fra time til time basert på meteorologiske målinger for perioden fra januar 1992 til desember 1992. Det er beregnet for timer der data for meteorologi, spredningsparametere og nedbør er tilgjengelige. Dette utgjør 7 229 timer (83% av året).

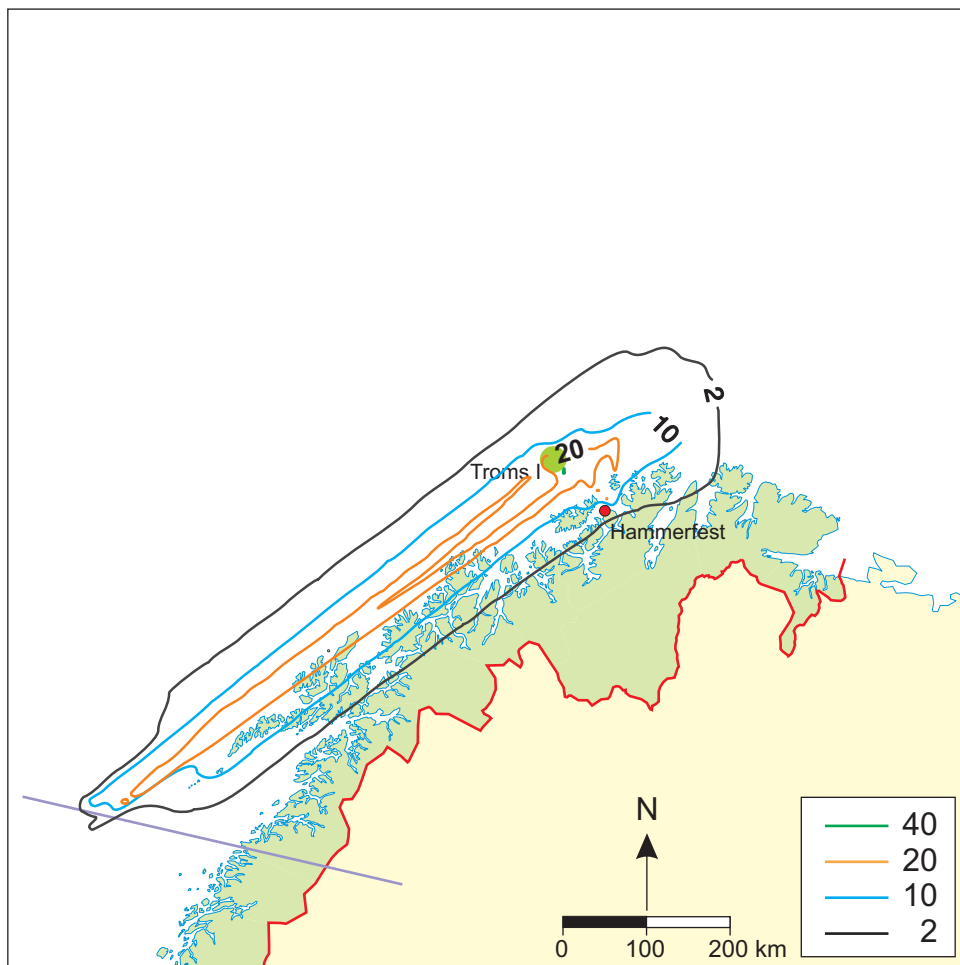
Avsetningsberegningene for **basisnivå**, for faste installasjoner, transport relaterte utslipp og total utslipp er vist i henholdsvis Figur 20, Figur 21 og Figur 22.

Den maksimale beregnede avsetningen av nitrogen for basisnivå, med bidrag fra faste installasjoner, er ca. 4 mg N/m² for beregningsperioden⁴ og den forekommer over havet, ca. 15 km nordøst for Hammerfest. (Figur 20).



Figur 20: Avsetning av nitrogen fra utslipp av nitrogenoksider for basisnivå, med bidrag fra faste installasjoner. Enhet: mg N/m² for ett år.

⁴ Den totale beregningsperioden utgjør 7 229 timer, dvs. 83% av året. Det er beregnet for timer der data for meteorologi, spredningsparametere og nedbør er tilgjengelige.



Figur 21: Avsetning av nitrogen fra utslipp av nitrogenoksider for basisnivå, med bidrag fra transportrelaterte kilder. Enhet: mg N/m² for ett år.

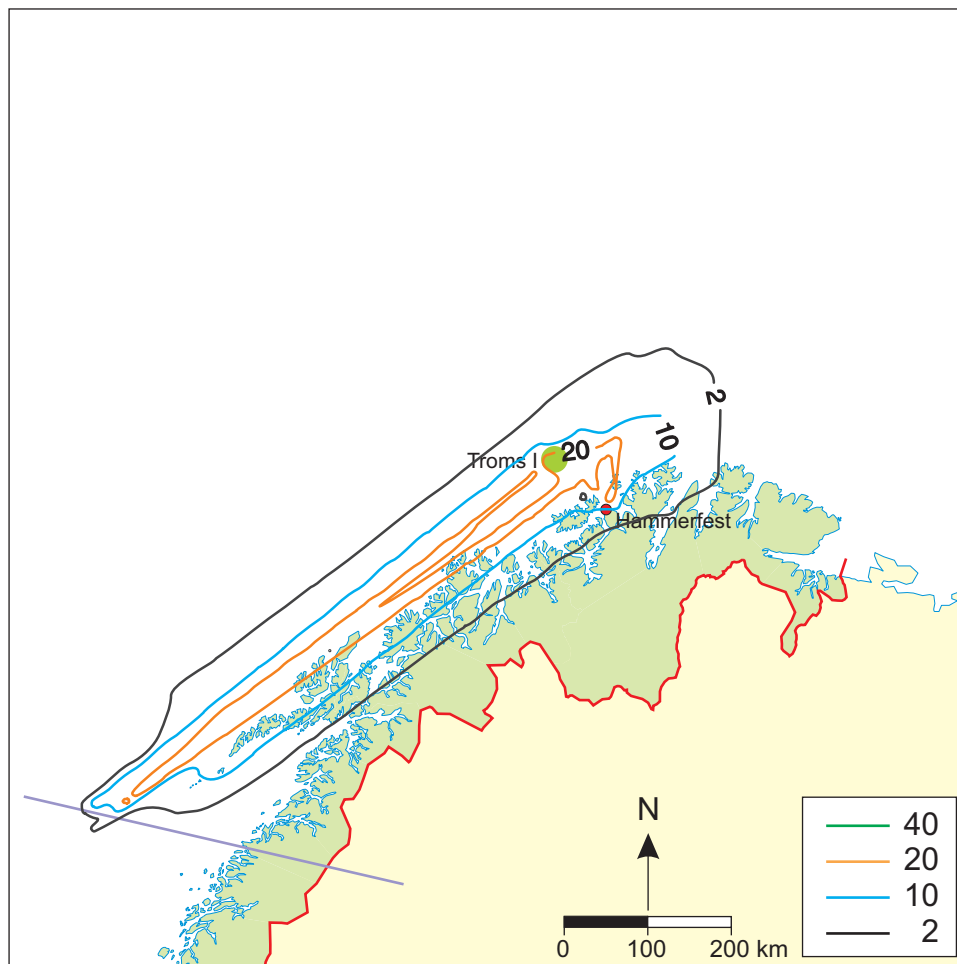
Den maksimale beregnede avsetningen av nitrogen for basisnivå, med bidrag fra transportrelaterte kilder og med bidrag fra alle kilder⁵, er ca. 34 mg N/m² for beregningsperioden⁶ (83% av året) og den forekommer over havet og deler av Sørøya. Verdier over⁷ 20 mg N/m² dekker et område på ca. 16000 km² for transportrelaterte kilder (Figur 21) og på ca. 16600 km² for alle kilder (Figur 22). Ved kysten vil økningen av nitrogenavsetning i forhold til dagens situasjon (200-400 mg/m²/år) være mellom 5% og 10% over området med størst avsetning, som er svært begrenset.

⁵ Både transportrelaterte kilder, dvs. transportarbeid og supplytrafikk, og faste installasjoner for produksjon, dvs. offshore og landanlegg.

⁶ Den totale beregningsperioden utgjør 7 229 timer, dvs. 83% av året. Det er beregnet for timer der data for meteorologi, spredningsparametere og nedbør er tilgjengelige.

⁷ Verdiene valgt for å kvantifisere størrelsen på områder med en nitrogenavsetning over en vist verdi er et tilfeldig valg. Det finnes ikke grenseverdier eller retningslinjer for nitrogenavsetningen. Det blir naturens tålegrensene som vil være avgjørende for vurderingen av evt. konsekvenser fra økt nitrogenavsetningen. Tålegrensene varierer fra sted til sted, avhengig av type miljø, arter, vann, etc, som diskutert i denne studien.

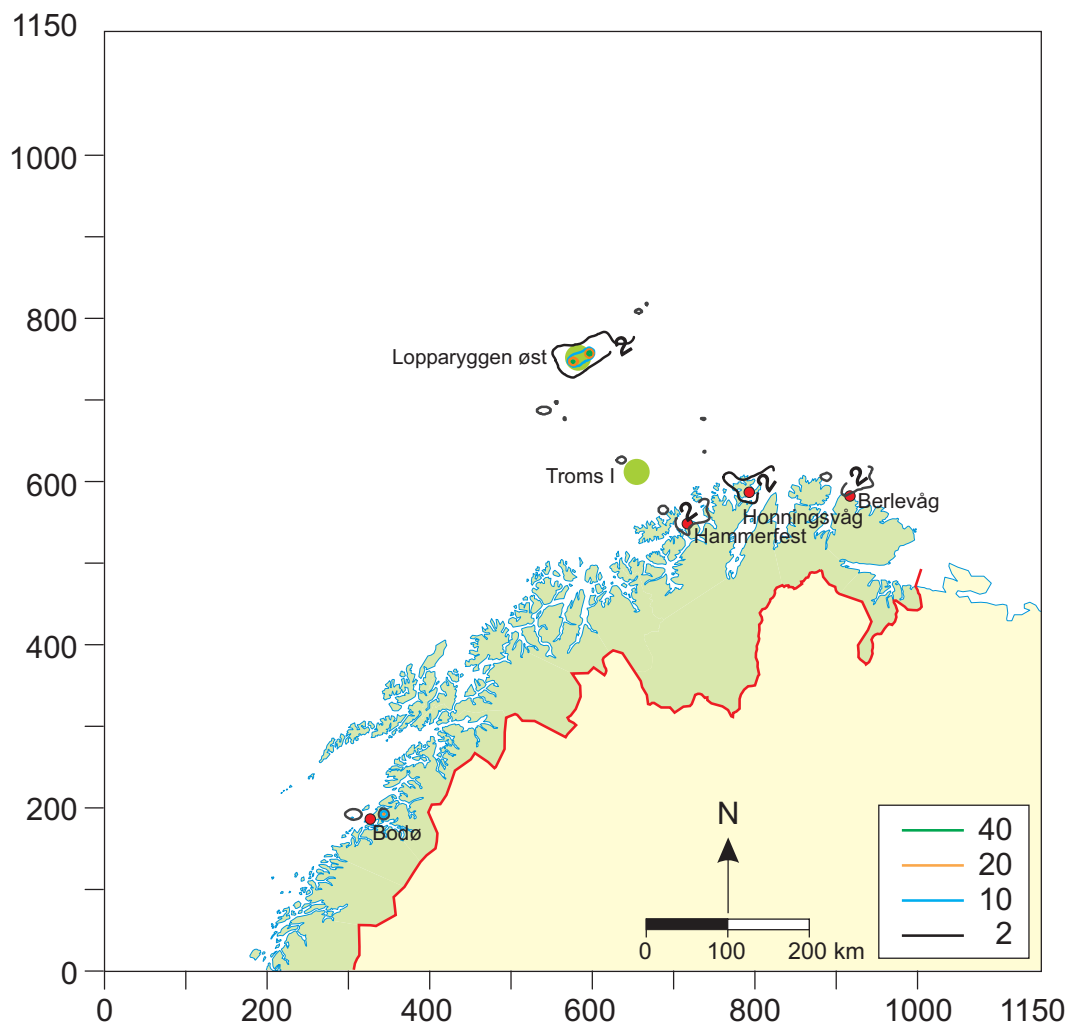
Bidraget fra transportrelaterte kilder til nitrogenavsetning vil være størst og vil dekke et mye større område enn bidraget fra de faste installasjonene. Men det høyest bidraget fra transportrelaterte kilder vil avsettes på havet.



Figur 22: Avsetning av nitrogen fra utslipp av nitrogenoksider for basisnivå, med bidrag fra alle kilder. Enhet: mg N/m² for ett år.

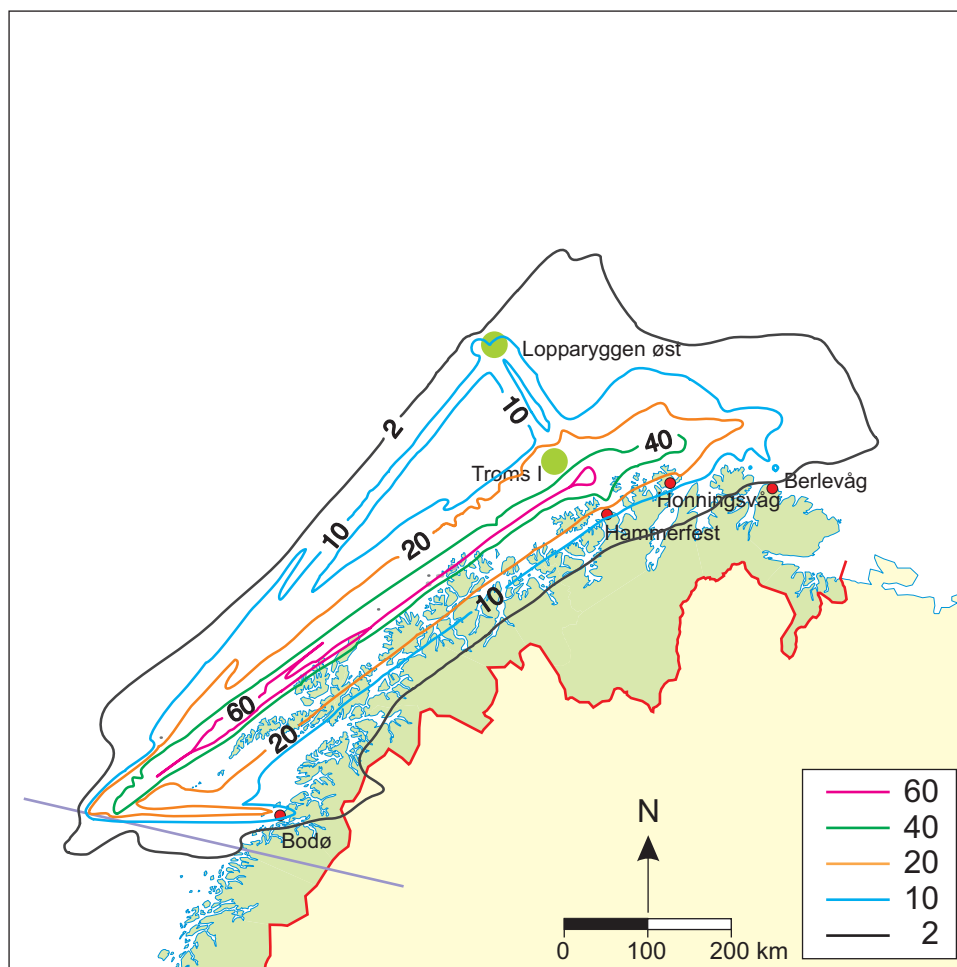
Avsetningsberegningene for **middels** aktivitetsnivå, for faste installasjoner, transport relaterte utslipp og totalutslipp er vist i henholdsvis Figur 23, Figur 24 og Figur 25.

Den maksimale beregnede avsetningen av nitrogen for middels aktivitetsnivå, med bidrag fra faste installasjoner, er ca. 56 mg N/m² for beregningsperioden⁸ (83% av året) og den forekommer over havet, ved Lopparyggen Øst feltet. (Figur 23).



Figur 23: Avsetning av nitrogen fra utslipp av nitrogenoksider for middels aktivitetsnivå, med bidrag fra faste installasjoner. Enhet: mg N/m² for ett år.

⁸ Den totale beregningsperioden utgjør 7 229 timer, dvs. 83% av året. Det er beregnet for timer der data for meteorologi, spredningsparametere og nedbør er tilgjengelige.



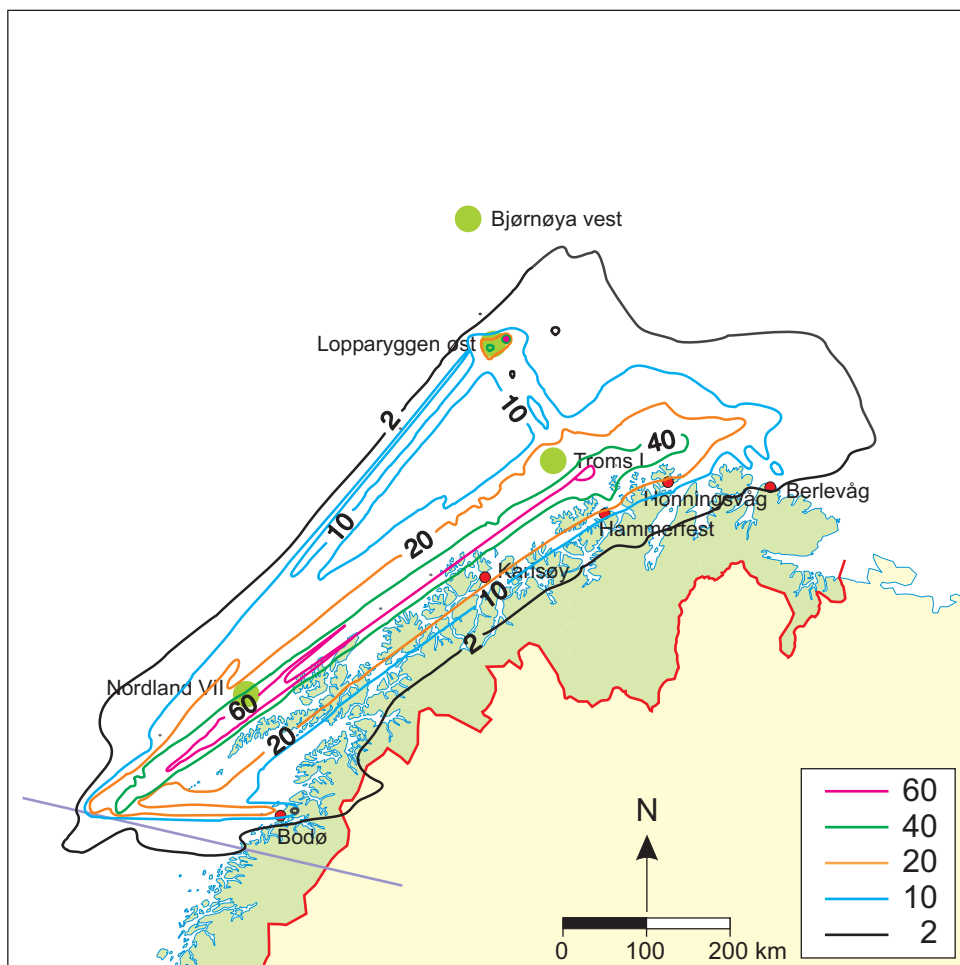
Figur 24: Avsetning av nitrogen fra utlipp av nitrogenoksider for middels aktivitetsnivå, med bidrag fra transport relaterte kilder. Enhet: mg N/m² for ett år.

Den maksimale beregnede avsetningen av nitrogen for middels aktivitetsnivå, med bidrag fra transportrelaterte kilder og med bidrag fra alle kilder, er ca. 79 mg N/m² for beregningsperioden⁹ (83% av året) og den forekommer ca. 30 km sørøst for oljefeltet Nordland VII. Verdier over¹⁰ 60 mg N/m² dekker et område på ca. 6100 km² for transportrelaterte kilder (Figur 24) og på ca. 6200 km² for alle kilder (Figur 25), og dekker et begrenset området over land i begge tilfeller. Verdier over¹⁰ 20 mg N/m² dekker et område på ca. 70300 km² for transportrelaterte kilder (Figur 24) og på ca. 71800 km² for alle kilder (Figur 25) og treffer land i Vesterålen og øyene nordøst for Lofoten opp til Honningsvåg i begge tilfeller. Ved kysten vil økningen av nitrogenavsetning i forhold til dagens situasjon (200-

⁹ Den totale beregningsperioden utgjør 7 229 timer, dvs. 83% av året. Det er beregnet for timer der data for meteorologi, spredningsparametere og nedbør er tilgjengelige.

¹⁰ Verdiene valgt for å kvantifisere størrelsen på områder med en nitrogenavsetning over en vist verdi er et tilfeldig valg. Det finnes ikke grenseverdier eller retningslinjer for nitrogenavsetningen. Det blir naturens tålegrensene som vil være avgjørende for vurderingen av evt. konsekvenser fra økt nitrogenavsetningen. Tålegrensene varierer fra sted til sted, avhengig av type miljø, arter, vann, etc, som diskutert i denne studien.

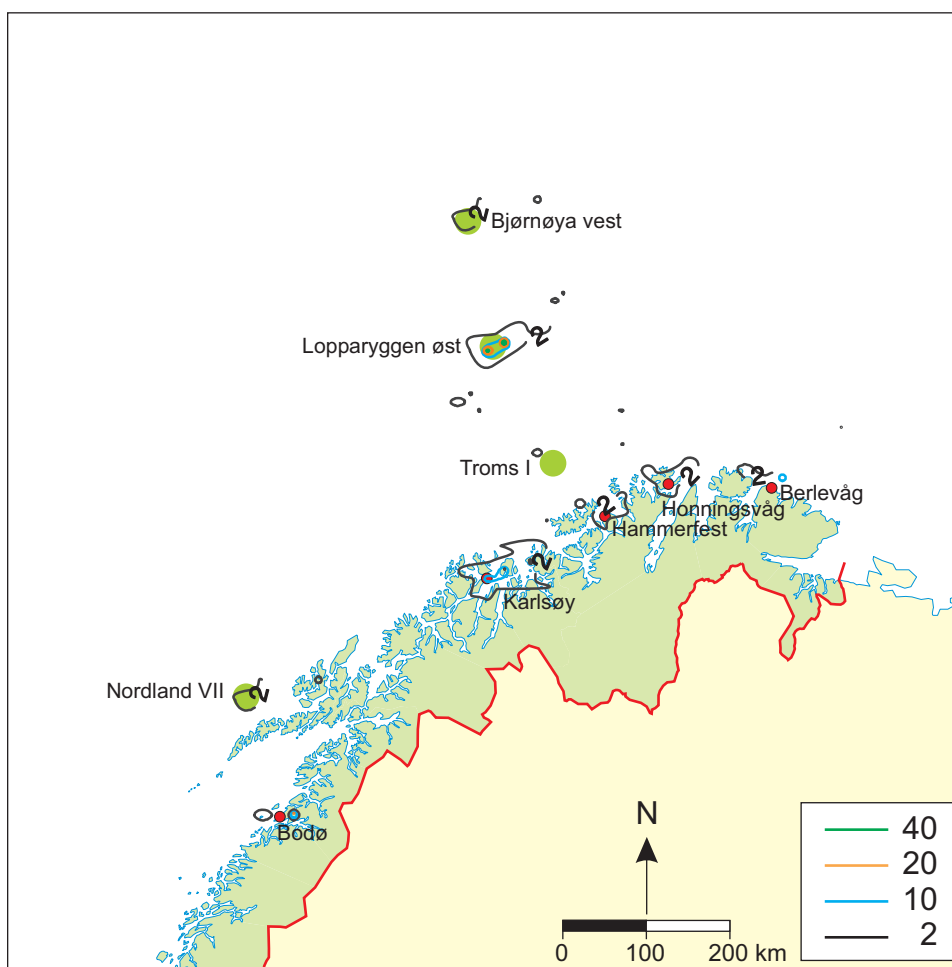
400 mg/m²/år) være mellom 10% og 30% over området med størst avsetning, som er svært begrenset.



Figur 25: Avsetning av nitrogen fra utslipp av nitrogenoksider for middels aktivitetsnivå, med bidrag fra alle kilder. Enhet: mg N/m² for ett år.

Avsetningsberegningene for **høyt** aktivitetsnivå, for faste installasjoner, transport relaterte utslipp og total utslipp er vist i henholdsvis Figur 26, Figur 27 og Figur 28.

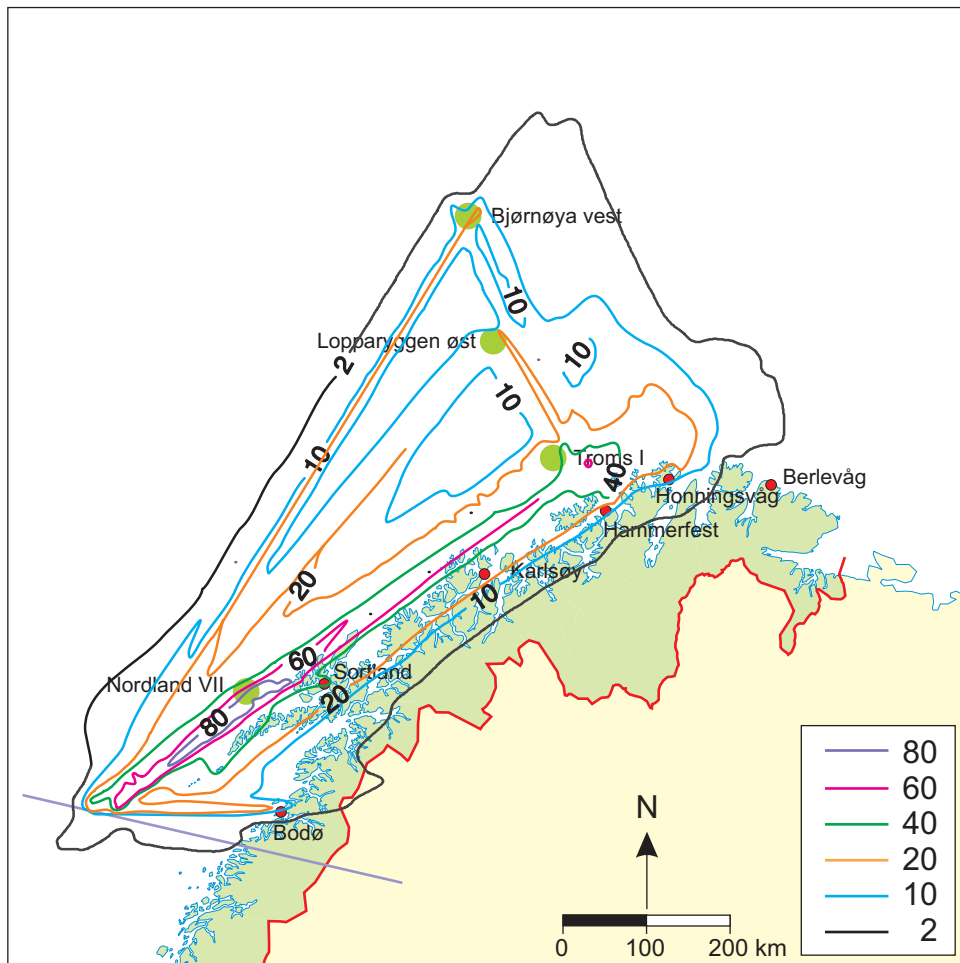
Den maksimale beregnede avsetningen av nitrogen for høyt aktivitetsnivå, med bidrag fra faste installasjoner, er ca. 56 mg N/m² for beregningsperioden¹¹ (83% av året) og den forekommer over havet, ved Lopparyggen Øst feltet, slik som for middels aktivitetsnivå. Avsetning med verdier over¹² 40 mg N/m² forekommer også på havet, ved Lopparyggen Øst felt og dekker et område på ca. 200 km². Avsetning med verdier over¹² 10 mg N/m² dekker et område på ca. 800 km² som inkluderer et svært begrenset området på Arnøy, i tillegg til havet. (Figur 26).



Figur 26: Avsetning av nitrogen fra utslipp av nitrogenoksider for høyt aktivitetsnivå, med bidrag fra faste installasjoner. Enhet: mg N/m² for ett år.

¹¹ Den totale beregningsperioden utgjør 7 229 timer, dvs. 83% av året. Det er beregnet for timer der data for meteorologi, spredningsparametere og nedbør er tilgjengelige.

¹² Verdiene valgt for å kvantifisere størrelsen på områder med en nitrogenavsetning over en vist verdi er et tilfeldig valg. Det finnes ikke grenseverdier eller retningslinjer for nitrogenavsetningen. Det blir naturens tålegrensene som vil være avgjørende for vurderingen av evt. konsekvenser fra økt nitrogenavsetningen. Tålegrensene varierer fra sted til sted, avhengig av type miljø, arter, vann, etc, som diskutert i denne studien.



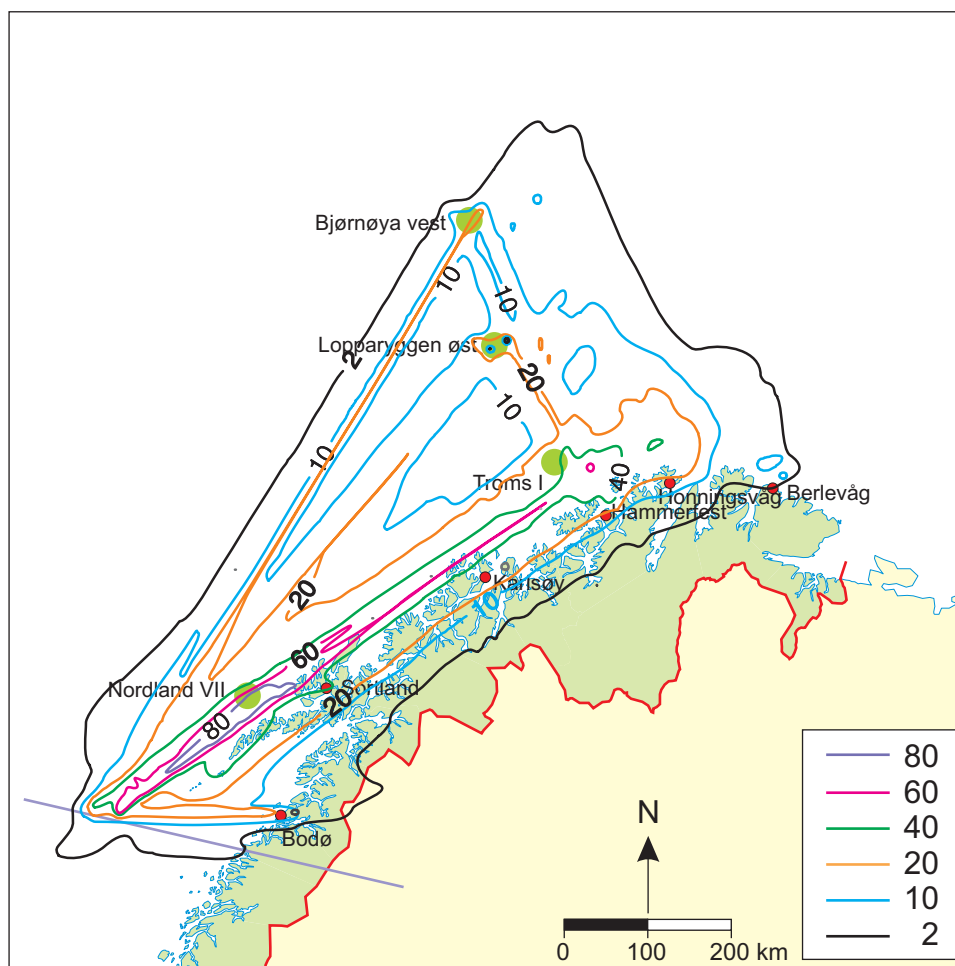
Figur 27: Avsetning av nitrogen fra utslipp av nitrogenoksider for høyt aktivitetsnivå, med bidrag fra transportrelaterte kilder. Enhet: mg N/m² for ett år.

Den maksimale beregnede avsetningen av nitrogen for høyt aktivitetsnivå, med bidrag fra transport relaterte kilder og med bidrag fra alle kilder, er ca. 102 mg N/m² for beregningsperioden¹³ (83% av året) og den forekommer over havet. Avsetning med verdier over¹⁴ 80 mg N/m² forekommer ikke på land. Verdier over¹⁴ 60 mg N/m² dekker et område på ca. 9500 km² for transportrelaterte kilder (Figur 27) og på ca. 10000 km² for alle kilder (Figur 28), og dekker et begrenset området over land i begge tilfeller. Verdier over¹⁴ 20 mg N/m² dekker et område på ca. 86900 km² for transportrelaterte kilder (Figur 27) og på ca. 89700 km² for

¹³ Den totale beregningsperioden utgjør 7 229 timer, dvs. 83% av året. Det er beregnet for timer der data for meteorologi, spredningsparametere og nedbør er tilgjengelige.

¹⁴ Verdiene valgt for å kvantifisere størrelsen på områder med en nitrogenavsetning over en vist verdi er et tilfeldig valg. Det finnes ikke grenseverdier eller retningslinjer for nitrogenavsetningen. Det blir naturens tålegrensene som vil være avgjørende for vurderingen av evt. konsekvenser fra økt nitrogenavsetningen. Tålegrensene varierer fra sted til sted, avhengig av type miljø, arter, vann, etc, som diskutert i denne studien.

alle kilder (Figur 28) og inntreffer land på Lofoten, og øyene nordøst for Lofoten opp til Honningsvåg i begge tilfeller. Ved kysten vil økningen av nitrogenavsetning i forhold til dagens situasjon (200-400 mg/m²/år) være mellom 10% og 30% over området med størst avsetning, som er svært begrenset.



Figur 28: Avsetning av nitrogen fra utlipp av nitrogenoksider for høyt aktivitetsnivå, med bidrag fra alle kilder. Enhet: mg N/m² for ett år.

Konklusjon

Bidraget fra transportrelaterte kilder til nitrogenavsetning vil være størst og vil dekke et mye større område enn bidraget fra de faste installasjonene. I forhold til dagens nitrogenavsetning som er generelt svært lav (<400 mg/m²/år) vil bidraget fra petroleumsaktivitet i Lofoten-Barentshavet føre til en økning på opp til 25% på havområdet (i forhold til 400 mg/m²/år). Ved kysten, vil tilsvarende økningen (i forhold til 400 mg/m²/år) være opp til 5% for basisnivå og opp til 15% for høyt aktivitetsnivå. Den maksimale økningen vil forekomme over et svært begrenset landområde.

6.2.2 *Dannelse av bakkenært ozon*

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) og for Norskehavet (Solberg et al., 2002). 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 Norskehavet-utredningen mest relevant for utredningen av forholdene i Lofoton-Barentshavet.

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). 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.

Utslippene av NO_x og VOC, unntatt transportarbeid, i denne utredningen er vist i Tabell 19. Tallene viser at utslippene av VOC er betydelige, mens det samlede utslippet av NO_x fra disse 8 feltene er lite i forhold til utslippsprognosene for Norskehavet for 2012 på 22.000 tonn NO_x som NO₂ totalt (inkludert skipstransport). I tillegg til utslippstallene i Tabell 19 kommer utslipp fra transport, hvor skytteltankere er en stor kilde, og utgjør totalt ca 4000 tonn NO_x/år. Utslippet fra transportarbeid vil imidlertid spres over et stort areal. Selv med utslippet fra skipstransport inkludert utgjør det samlede NO_x-utslippet over Lofoten-Barentshavet en liten del i forhold til det som lå til grunn for konsekvensutredningen for Norskehavet. Tatt i betraktning den enda lavere 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 som denne konsekvensutredningen dekker enn for Norskehavet.

Utslippsprognosene for VOC i denne utredningen er riktignok av samme størrelsesorden som prognosene for Norskehavet i 2012, ca. 20.000 tonn/år, men dette er i all hovedsak utslipp fra bøyelasting (FPSO) som innebærer at utslippet hovedsakelig vil bestå av lette alkaner, etan og butan (Solberg m.fl., 1999) som er lite kjemisk reaktive og lite "potente" som ozondannere på den romlige skalaen som tas opp i denne utredningen.

Også når de enkelte "punktutslippene" sammenlignes, er utslippstallene for Lofoten-Barentshavet i Tabell 19 små sammenlignet med f.eks. Heidrun-feltet i Norskehavet, med ca. 2000 tonn NO_x (som NO₂) for 2012.

Tabell 19: *Utslippsprognose for NO_x og VOC fra olje- og gassfelt i Lofoten-Barentshavet. Verdiene viser tonn/år.*

	Loppa øst FPSO	Troms I FPSO	Nordland VII FPSO	Bjørnøya V FPSO	Troms II (land)	Troms I (land)	Nordkapp (land)	Finnmark øst (land)
NO _x	180	60	190	190	325	650	325	325
VOC	8900	1600	4500	4500	100	200	100	100

Konklusjon

Basert på resultatene fra RKU for Norskehavet (og for Nordsjøen), samt at AOT40-verdiene i området som dekkes av denne utredningen i dag er godt under UN-ECEs terskelverdier på 3000 og 10.000 ppb-timer for henholdsvis planter og skog, er det ikke sannsynlig at utslippene av NO_x og VOC fra Lofoten-Barentshavet 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 Lofoten-Barentshavet 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 Lofoten-Barentshavet også kunne gi en økning i antall dager med overskridelse av 100 µg/m³, men i tråd med Norskehavet-utredningen konkluderer vi med at det er lite trolig at bidraget vil gi noen målbare effekter på dyr i området.

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 utredningen og ikke foretatt separate vurderinger av flora/fauna basert på de spesifikke naturtypene for influensområdet som inngår i denne studien. Basert på den samlede erfaring som utrederen har, er det 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 over er stor-skala 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. Målinger fra Mace Head på vestkysten av

Irland (Simmonds et al., 2001) indikerer en midlere økning i ozonkonsentrasjonen på 0.5 ppb/år i atlantisk bakgrunnsluft gjennom de siste ti årene.

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.

7 Effekter av økt nitrogenavsetning på naturmiljøet

7.1 Overflatevann

7.1.1 Ferskvann

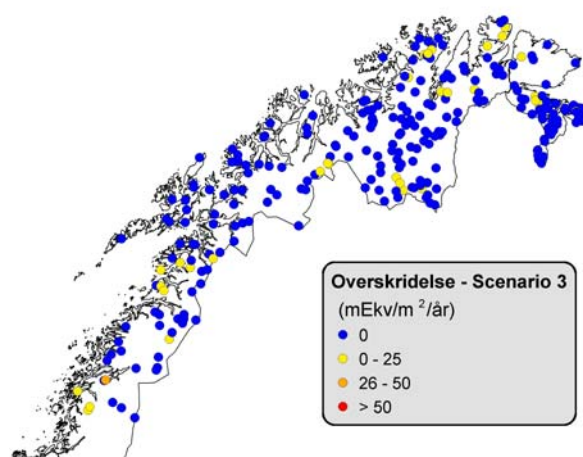
NIVA gjennomførte en nasjonal vannkjemisk undersøkelse i 1995. Disse data er benyttet i vurderingen tålegrensene i denne rapporten. Det er gjort et utvalg av de tilgjengelige data for det området som vil bli mest påvirket av aktiviteter i Barentshavet. De innsjøene som er lokalisert i området hvor tilleggsbidraget under Høyt aktivitetsnivå er større enn 3% av dagens nitrogen nedfall ble valgt ut. Dette gjelder særlig kystnære områder fra Lofoten og nordover til Nordkapp. Totalt 34 vann var prøvetatt i dette området. 2 av disse vannene har tålegrenser under 25 meq m⁻² og 11 har tålegrenser mellom 25 og 50 meq 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 nitrogenavsetning kan ha forsureffekter.

For å vurdere konsekvensene på forsureningssituasjonen ved bidrag av nitrogenavsetning fra planlagt virksomhet i Barentshavet, har NIVA vurdert bidraget av nitrogen i lys av beregning av overskridelser av tålegrensen. Overskridelsen av tålegrensene er vist i Figur 29 for dagens avsetning pluss bidraget fra planlagt virksomhet i Barentshavet ved Høyt aktivitetsnivå. Det er ingen forskjell på kartene for dagens avsetning og for dagens avsetning pluss bidraget fra Høyt aktivitetsnivå, derfor har vi valg å presentere bare et av kartene. Dette betyr at økningen i nitrogenavsetning ikke gjør at overskridelsene forandrer kategori for de prøvetatte vannene.

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

Generelt kan man si at for områder som i dag har overskridelser av tålegrensen for forsurening, eller ligger på grensen til overskridelse, vil et hvert bidrag til økning av nitrogenavsetningen potensielt endre vannkvaliteten.

Det er ikke mulig å beregne areal med overskredne tålegrenser da datagrunnlaget er mangelfullt i forhold de områder som skal evalueres. Basert på de eksisterende data er den foreløpige konklusjonen at bidraget til forsurening fra aktiviteter i Barentshavet er lite. Konklusjonen er imidlertid usikker, både pga. tynt datamateriale for vannkjemi og pga. usikkerheter i modellerte tilførsler. Grundigere undersøkelser av forsureningsfølsomheten og tålegrensene i kystnære områder på strekningen Lofoten til Nordkapp bør gjennomføres.



Figur 29: 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) pluss nitrogenavsetning fra høyt aktivitetsnivå.

7.1.2 Marint miljø

Tabell 20 oppsummerer nitrogenavsetningen i marine områder. Tabellen viser størrelsen av det berørte området (der avsetningen er større enn null), gjennomsnittlig avsetning i dette området, høyeste avsetningsverdi og den totale tilførselen til området pr. år. Avsetning over land er ikke tatt med her.

Tabell 20: Omfang av nitrogenavsetning for tre ulike aktivitetsnivåer.

	Basisnivå	Middels aktivitetsnivå	Høyt aktivitetsnivå
Areal [km ²]	273400	440700	505900
Gjennomsnitt [mg/m ² /år]	5.2	9.5	10.8
Maksimum [mg/m ² /år]	34.8	79.3	102.2
Totaltilførsel [tonn]	1431	4192	5447

I de følgende beregninger tar vi utgangspunkt i en rute på 1 km² og respektive avsetning på maksimalt 35, 79 og 102 mg N/m²/år for de tre aktivitetsnivåene. Et overflateareal på 1 km² vil dermed få tilført maksimalt 35, 79 og 102 kg N/år. Til

sammenligning er dagens nitrogentilførsel i dette området i følge beregninger med EMEP-modellen anslått til ca. 80 mg N/m²/år (Posch et al., 2003), det vil si av omlag samme størrelse som maksimalverdien for Middels aktivitetsnivå her.

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/m³. 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 nitraten brukes opp i løpet av våroppblomstringen vil det totale forbruket tilsvare 2.3 tonn/km².

Den samlede årlige tilførselen nitrogen i form av avsetning utgjør da henholdsvis 1,5, 3,4 og 4,4 % av forbruket i løpet av våroppblomstringen.

Hvis vi antar 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 0,9, 2,0 og 2,6%.

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. 15, 33 og 43 kg N/km³. Dette utgjør respektive 2,2, 5,5 og 7,1 % 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. 1,0, 2,2 og 2,8 % 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 den maksimale verdien for nitrogenavsetning innenfor det aktuelle området, henholdsvis 35, 79 og 102 mg N/m²/år for basisnivå, middels aktivitetsnivå og høyt aktivitetsnivå.

Deres respektive bidrag til økning i biotilgjengelig næringssalt illustrerer i så måte maksimalverdier. Gjennomsnittsverdiene for avsetning for hele det berørte området – som de ”vannpakkene” vi ser på beveger seg gjennom - ligger på mellom 15% (Basisnivå) og 10% (Høyt aktivitetsnivå) av disse verdiene. Mer realistiske verdier av nitrogenavsetning for de tre aktivitetsnivåene vil derfor sannsynligvis ligge nærmere disse gjennomsnittsverdiene, hvilket vil si økning i størrelsesorden 0,15, 0,25 og 0,30 % relativt til både våroppblomstring og sommerproduksjon.

Det er først og fremst to store usikkerheter i tallmaterialet vi har benyttet. 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 de store variasjonene i avsetning innenfor det aktuelle området, kan vi derfor anta at bidraget fra økt avsetning av nitrogen vil ligge i området 0,1-1,0 %, der basisnivå vil ligge i nedre del av intervallet og høyt aktivitetsnivå i øvre del. På bakgrunn av dette blir konklusjonen at avsetningen vil ikke ha merkbar effekt på algeproduksjonen i området.

7.2 Vegetasjon

Vurderinger av effekter av total nitrogenavsetning på vegetasjon er relatert til tålegrenseoverskridelser. Tålegrensene 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. Variasjonen i tålegrensene innen hver vegetasjonstype og mangel på kvantitative mål sammen med usikre verdier for dagens nitrogenavsetning gjør det vanskelig å vurdere hvor store konsekvenser enkeltbidrag kan gi. De fleste tålegrenseneverdiene bygger på resultater fra områder lenger sør i Europa og vi vet lite om gjødslingseffekter i nordlige økosystemer. Som et føre var prinsipp vil vi derfor benytte de nedre tålegrenseverdiene. Vurderingen av hvordan bidraget fra petroleumsvirksomheten kan påvirke vegetasjonen vil således bli noe usikker.

Effekter vil bli vurdert på bakgrunn av de tre ulike aktivitetsnivåene. Vurderingene vil bli utført på bakgrunn av nitrogenavsetning fra alle kilder, inkludert anlegg, supply og transport. Bidragene vil bli lagt til dagens maksimale bakgrunnsnivå for å se om tålegrensene overskrides, og eventuelle effekter vil bli vurdert mot dette nivået.

Basisnivå

Dette alternativet vil gi en økt nitrogenavsetning langs kysten fra Lofoten til Finnmark på ca. 2-20 mg N/m² pr. år, med en maksimal avsetning over havet utenfor Senja og Vesterålen og på deler av Sørøya på 34 mg N/m² pr. år (Figur 22). Avsetningene er størst i ytre kyststrøk og avtar raskt innover i landet. Midtre og indre deler av fylkene vil knapt få målbare økninger i nitrogenavsetning. Dagens bakgrunnsnivå ligger på 200-400 mg N/m² pr. år i ytre kyststrøk og 100-200 mg N/m² pr. år i mer kontinentale strøk. Den totale nitrogenavsetningen vil maksimalt bli ca. 420 mg N/m² pr. år, men storparten av influensområdet vil få langt lavere avsetningsverdier pga. lavere bakgrunnsverdier. De eksisterende

tålegrenser for nitrogen vil ikke bli overskredet, og vurdert mot disse er det lite sannsynlig at dette alternativet vil påvirke sårbare naturtyper.

Middels aktivitetsnivå

Petroleumsaktiviteten vil her bidra med en økt nitrogenavsetning langs kysten fra Lofoten til Finnmark på ca. 2-40 mg N/m² pr. år, med en maksimal avsetning i ytre kyststrøk på 79 mg N/m² pr. år (Figur 25). Avsetningen avtar også her raskt innover i landet. Den totale nitrogenbelastning kan således maksimalt bli ca. 480 mg N/m² pr. år. Verdier over 60 mg N/m² pr. år dekker et begrenset område over land, mens verdier på 20-40 mg N/m² pr. år blir vanlig i de ytre kyststrøk. I ytre kyststrøk med høye bakgrunnsverdier kan man nærme seg tålegrensene for nedbørsmyr, epifyttiske lav og alger på bjørketrær og alpine heier, alle med en nedre tålegrense på 500 mg N/m² pr. år. Her finnes også større forekomster av myr, særlig i Vesterålen og på østre deler av Senja. Fattige bjørkeskoger og heier av alpin karakter er også vanlige i området. Med utgangspunkt i eksisterende tålegrenser er det imidlertid lite sannsynlig at bidraget vil medføre synlige endringer i disse naturtypene, da disse tålegrensene ikke blir overskredet og siden den generelle totalavsetningen i området vil ligge godt under grenseverdiene. Man skal imidlertid ikke se bort i fra at en økning på nærmere 60 mg N/m² pr. år, i et område som over lang tid har vært tilpasset lave nitrogenavsetninger, kan medføre ustabilitet i økosystemer med lave tålegrenser, særlig hvis de økte avsetningene vedvarer over tid.

Høyt aktivitetsnivå

Dette alternativet vil bidra med omlag de samme N-avsetningene over land som ved middels aktivitetsnivå (Figur 28). Maksimumsverdiene kan i avgrensede områder utenfor Lofoten øke til ca. 100 mg N/m² pr. år, og avsetningene over hav vil generelt bli større enn ved middels aktivitetsnivå. Effektvurderinger på landbaserte naturtyper blir imidlertid de samme som for middels aktivitetsnivå.

Hovedkonklusjon

Ingen av de tre aktivitetsnivåene vil overskride eksisterende nitrogentålegrenser for sårbare naturtyper innen influensområdet. Ved de to høyeste aktivitetsnivåene vil imidlertid bidragene fra petroleumsindustrien i avgrensede områder bidra til en total nitrogenavsetning som ligger like under tålegrensene for nedbørsmyr, epifyttvegetasjon i humide løvskoger og arktisk/alpine heier. Dette gjelder næringsfattige områder i Lofoten, Vesterålen og ytre kyststrøk i Troms. Siden tålegrenseverdiene for nordlige økosystemer er usikre, kan man ikke utelukke at sårbare økosystemer kan bli påvirket.

8 Referanser

- Aerts, R., Wallén, B. and Malmer, N. (1992) Growth-limiting nutrients in Sphagnum-dominated bogs subject to low and high atmospheric nitrogen supply. *J. Ecol.*, 80, 131-140.
- Baddeley, J.A., Woodin, S.J. and Alexander, I.J. (1994) Effects of increased nitrogen and phosphorous availability on the photosyntheses and nutrient

- relations of three arctic dwarf shrubs from Svalbard. *Functional Ecology* 8, 676-685.
- Bakken, S. og Flatberg, K.I. (1995) Effekter av økt nitrogenavsetning på ombrotrof myrvegetasjon. En litteraturstudie. Dragvoll (ALLFORSK Rapport 3).
- Beilke, S. and Wallasch, M. (2000). Die Ozonbelastung in Deutschland seit 1990 und Prognose der zukünftigen Entwicklung. *Immissionsschutz* 4, 149-155.
- Bobbink, R., Hornung, M. and Roelofs, J.G.M. (1996) Empirical critical loads for natural and semi-natural ecosystems. Annex III. I: *Manual on methodologies for mapping critical loads/levels and geographical areas where they are exceeded*. Berlin, Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt).
- Bobbink, R., Ashmore, M., Braun, S., Flückiger, W. and Van den Wyngaert, I.J.J. (2002) Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: 2002 update. - Background document for the Expert Workshop on Empirical Critical Loads for Nitrogen on (Semi-) Natural Ecosystems – Berne Switzerland, 11 – 13 November 2002. UN/ECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution.
- Brandrud, T.E. (1995) The effects of experimental nitrogen addition on the ectomycorrhizal fungus flora in an oligotrophic spruce forest at Gårdsjön, Sweden. *For. Ecol. Manage.*, 71, 111-122.
- Brandrud, T.E. and Timmermann, V. (1998) Ectomycorrhizal fungi in the NITREX site at Gårdsjön, Sweden; below and above-ground responses to experimental-changed nitrogen inputs 1990-1995. *For. Ecol. Manage.*, 101, 207-214.
- Bruteig, I. E. (1996) Terrestrisk naturovervåkning. Vekstrater hos vanleg kvistlav 1993 - 1994. Dragvoll (ALLFORSK Rapport 5).
- Bruteig, I.E., Thomsen, M. G. and Altin, D. (2001) Vekstrespons hos tre aerofyttiske algar på tilførsel av nitrogen. Trondheim (NINA Oppdragsmelding 680).
- Bruteig, I.E. og Tronstad, I.K.K. 2000. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattande gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen på bjørk 1997. Dragvoll (ALLFORSK rapport 16).
- de Bakker, A.J. (1989) Effects of ammonia emission on epiphytic lichen vegetation. *Acta Bot. Neerl.*, 38, 337-342.
- Direktoratet for naturforvaltning (1999) Nasjonal rødliste for truede arter i Norge 1998. Trondheim (DN-rapport 1999-3).
- Dirkse, G.M., van Dobben, H.F. and Tamm, C.O. (1991) Effects on fertilization on herb and moss layers of a Scotch pine stand in Lisselbo (Sweden); a

- multivariate analysis. Leersum, The Netherlands. Research Institute for Nature Management (Report 91/7).
- Dise, N. and Wright, R.F. (1995) Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. *For. Ecol. Manage.*, 71, 153-161.
- ECE (1996) Manual on methodologies and criteria for mapping critical levels/loads and geographical areas where they are exceeded. Geneva, Convention on long-range transboundary air pollution.
- Esser, J.M. og Tomter, S.M. (1996) Reviderte kart for tålegrenser for nitrogen basert på empiriske verdier for ulike vegetasjonstyper. Ås (NIJOS rapport 7/96).
- Falkengren-Grerup, U. (1993) Effects on beech forest species of experimentally enhanced nitrogen deposition. *Flora*, 188, 85-91.
- Fremstad, E. og Moen, A. (red.) (2001) Truete vegetasjonstyper i Norge. Trondheim (NTNU Vitensk.mus. Rapp. bot. Ser. 2001-4).
- Frogner, T., Wright, R.F., Cosby, B.J. and Esser, J.M. (1994) Maps of critical loads and exceedance for sulfur and nitrogen to forest soils in Norway. Oslo (NIVA Report O-91147).
- 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 Phytologist*, 149, 461-471.
- Grennfelt, P., Eliassen, A., Hov, Ø., Berkowicz, R. and Nordlund, G. (1987) Atmospheric chemistry. Transport and deposition of nitrogen oxides. Copenhagen, Nordic Council of Ministers (NORD 1987:1).
- Grennfelt, P. and Thörnelöf, E. (1992) Critical loads for nitrogen. Copenhagen, Nordic Council of Ministers. (Nord 1992:41).
- Guerreiro, C.B. og Lazaridis, M. (1998) Innspill til konsekvensanalyse for Snøhvitfeltet og Melkøyaterminalen. Utslipp til luft. Kjeller (NILU OR 68/98).
- Henriksen, A., Hindar, A., Styve, H., Fjeld, E. og Lien, L. (1996) Forsuring av overflatevann - beregningsmetodikk, trender og tiltak. Oslo (NIVA Rapport LNR 3528-96).
- 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.
- Hole, Lars R., Tørseth, K. (2002) Deposition of major inorganic compounds in Norway 1978-1982 and 1997-2001: status and trends. Kjeller (NILU OR 61/2002).

- Holopainen, T. and Kärenlampi, L. (1985) Characteristic ultrastructural symptoms caused in lichens by experimental exposure to nitrogen compounds and fluorides. *Ann. Bot. Fenn.*, 22, 333-342.
- Insarova, I.D., Insarov, G.E. Bråkenhielm, S., Hultengren, S., Martinsson, P.O. and Semenov, S.M. (1992) Lichen sensitivity and air pollution. A review of literature data. Solna (Swedish Environmental Protection Agency Report 4007).
- Johansson, C. and Granat, L. (1987) An experimental study of the dry deposition of gaseous nitric acid to snow. *Atmos. Environ.*, 21, 1165-1170.
- Kauppi, M. (1980) The influence of nitrogen-rich pollution components on lichens. Oulu (Acta Universitatis Oulensis, A101). (Biologica, 9).
- Knudsen, S. og 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., Johnsrud, M., Solberg, S. Walker, S.-E. og Skjelkvåle, B.L. (1996) Utslipp fra petroleumsrelatert aktivitet på Haltenbanken. Bidrag til fotokjemisk oksidantdannelse og forsuring. Kjeller (NILU OR 6/96).
- Knudsen, S., Skjelkvåle, B.L. og Aarrestad, P.A. (1997) Konsekvensvurdering av utslipp til luft fra petroleumsindustrien på Haltenbanken/Norskehavet. Kjeller (NILU OR 25/97).
- Malmer, N. (1993) Mineral nutrients in vegetation and surface layers of *Sphagnum* dominated peat-forming systems. *Adv. Bryol.*, 5, 223-248.
- Miljøministeriet (1994) Bekendtgørelse om overvågning af luftens indhold af ozon. København (Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 184, 1994).
- Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. Hønefoss (Statens kartverk).
- Möls, T., Paal, J. and Fremstad, E. (2001). Response of Norwegian alpine communities to nitrogen. *Nord. J. Bot.* 20, 705-712.
- Nilsson, V.J. og 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).
- Nygaard, P.H. og Ødegaard, T. (1993) Langsiktige effekter av nitrogengjødsling på vegetasjon og jord i barskog. Ås (Rapport fra Skogforsk 26/93).
- Paal, J., Fremstad, E. and Möls, T. (1996). Responses of the Norwegian alpine *Betula nana* community to nitrogen fertilization. *Can. J. Bot.* 75, 108-120.

- Pearce, I.S.K. and Van der Wal, R. 2002. Effects of nitrogen deposition on growth and survival of montane *Racomitrium lanuginosum* heath. *Basic and Applied Ecology* 3, 255-266.
- Posch, M., Schöpp, W., Johansson, M., Mylona, S. (2003) 151 years of S and N emissions and deposition in Europe (1880-2030). (In preparation).
- Reigstad, M., P. Wassmann, C.W. Riser, S. Øygarden og F. Rey 2002. Variations in hydrography, nutrients and chlorophyll a in the marginal ice-zone and the central Barents Sea. *Journal of Marine Systems* 38 (2002) 9-29.
- Sandnes, H. (1993) Calculated budgets for airborne acidifying components in Europe, 1985, 1987, 1988, 1989, 1990, 1991 and 1992. Oslo, The Norwegian Meteorological Institute (EMEP/MSC-W Report 1/93).
- Schjoldager, J. (1981) Ambient ozone measurements in Norway 1975-1979. *J. Air Pollut. Contr. Ass.*, 31, 1187-1191.
- Seinfeld, J.H. (1986) Atmospheric chemistry and physics of air pollution. New York, Wiley.
- Semb, A., Knudsen, S., Kraabøl, A. G., Schjoldager, J., Solberg, S. and Walker, S. (1996) Effects of the Norwegian oil industry's emissions in the North Sea on ozone exposure levels and nitrogen deposition in Southern Norway. Kjeller (NILU OR 58/95).
- Semb, A., Schjoldager, J. og Knudsen, S. (1995) Omvandling og avsetning av nitrogenforbindelser over hav og kystnære områder. Kjeller (NILU OR 10/95).
- SFT (1991) Nasjonale samletall for forurensningsutslipp 1990. Oslo (SFT-dokument 91:05).
- SFT (1992) Virkninger av luftforurensninger på helse og miljø - anbefalte luftkvalitetskriterier. Oslo, Statens forurensningstilsyn (SFT-rapport 92:16).
- SFT (1993) North Sea, subregion 6. Assessment report 1993. North Sea Task Force, Norway. Oslo, State Pollution Control Authority (SFT). pp. 60.
- SFT (1998) Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfæriske tilførsler 1997. Oslo, Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 739/98).
- SFT (2002) Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel, 2001. Oslo (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport nr. 847/02).
- Sigmond, E.M.O., Gustavson, M. og Roberts, D. (1984) Berggrunnskart over Norge. M. 1: 1 million. Trondheim, Norges geologiske undersøkelse.

- Simmonds, P.G., O'Doherty, S., and Spain, T.G. (2001). Advanced global atmospheric gases experiment. Mace Head, Ireland. Final Report to DETR, INSCON, Ringwood, UK.
- Simpson, D, 2002. pers. komm.
- Skjelkvåle, B.L., Henriksen, A., Faafeng, B., Fjeld, E., Traaen, T.S., Lien, L., Lydersen, E. og Buan, A.K. (1996) Regional innsjøundersøkelse 1995. En vannkjemisk undersøkelse av 1500 norske innsjøer. Oslo, SFT (Statlig program for forurensningsovervåkning. Rapport 677/96).
- Solberg, S., Skjelkvåle, B.L., Aarrestad, P.A., Reitan, O., Severinsen, G. og Walker, S.E. (1999) Regional konsekvensutredning for oljevirksomheten 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., Reitan, O. (2002) Regional konsekvensutredning for oljevirksomheten i Norskehavet; Utslipp til luft – miljømessige konsekvenser. Kjeller (NILU OR 40/2002).
- 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).
- Thomsen, M. G. (1996) Epiphytic growth on spruce needles. *Ecosystems Research Report 21*, 261-266.
- Tomter, S.M. red (1994) Skog 94: Statistikk over skogforhold og –ressurser i Norge. Ås (NIJOS rapport).
- Tybirk, K., Bak, J. and Henriksen, L.H. (1995) Basis for mapping of critical loads. Copenhagen, Nordic Council of Ministers. (TemaNord 1995:510).
- Tønnesen, D. (1993) Forundersøkelse på Slettnes, Sørøya 1992. Norsk institutt for luftforskning, Kjeller. Ref: O-91081.
- Tørseth, K. and Semb, A. (1998) Deposition of nitrogen and other major inorganic compounds in Norway, 1992-1996. *Environ. Poll.*, 102, 299-304.
- von Arb, C. (1987) Phytosynthesis and chlorophyll content of lichen *Parmelia sulcata* Taylor from locations with different levels of air pollution. I: *Progress and Problems in Lichenology in the eighties*. Ed.: Peveling, E. Berlin, J. Cramer. (Bibliotheca Lichenologica 25). pp. 343-345.

Økland, R.H. (1994) Reanalyse av permanente prøveflater i granskog i overvåkingsområdet Solhomfjell 1993. Trondheim (DN utredning 1994-5).

Aas, W., Tørseth, K., Solberg, S., Berg, T., Manø, S., Yttri, K. E. (2002) Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel, 2001. Kjeller (NILU OR 21/2002) (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 847/02).

Vedlegg A

Status for belastning og internasjonale avtaler

Status for belastning og internasjonale avtaler

Det nedlegges et stort arbeid internasjonalt for å redusere utslippene av svovel, nitrogen og flyktige, organiske forbindelser (VOC). Som et resultat av svovelprotokollene i 1985 og 1994 har svoveltilførslene til Norge avtatt med 40-50% fra 1980 til 1996 (Tørseth og Manø, 1997), og tilførslene vil bli ytterligere redusert når de vedtatte målene for utslippsreduksjoner som er vedtatt ifølge Gøteborgprotokollen 1999 (UN/ECE, 1999) er nådd. Som en følge av de reduserte syretilførslene har vannkvaliteten i Norge med hensyn på forsuring vist en klar bedring de siste 5-10 årene, og arealer med overskridelser av tålegrensen for forsuring er redusert (SFT, 2001).

På land kan økte nitrogentilførsler føre til uønskede effekter, selv om nitrogen i hovedsak er et plantenæringsstoff som blant annet øker tilveksten i skog. I tillegg til forsuring av jordsmonnet kan økte nitrogentilførsler føre til endringer av konkurranseforholdene mellom ulike plantearter. Økte tilførsler av nitrogen gir økt forekomst og tilvekst av blant annet grasarter, til fortregning for blomsterarter og røsslyng (Heil og Diemont, 1983; Falkengren-Grerup og Eriksson, 1990).

Ozondannelse i tilknytning til langtransporterte luftforurensninger har vært observert i Norge siden 1975-77 (Schjoldager, 1981; Grennfelt og Schjoldager, 1984). Ozon dannes ved reaksjoner mellom nedbrytningsprodukter av hydrokarboner og nitrogenoksider. Ozondannelsen er spesielt virksom i sommerhalvåret i områder med store utslipp av både nitrogenoksider og hydrokarboner. I Europa fører høytrykkssituasjoner om sommeren ofte til høye ozonkonsentrasjoner, og transport av forurenset luft mot Norge kan gi timemidlede konsentrasjoner av ozon på 150-200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. SFTs maksimumsverdi for timemiddelkonsentrasjon er 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Det er derfor tatt skritt for å redusere utslippene både av nitrogenoksider og flyktige organiske forbindelser i Europa innenfor rammen av FN-konvensjonen om grenseoverskridende luftforurensninger. Reaksjonsmønsteret for slik fotokjemisk ozondannelse er imidlertid komplisert, slik at det i enkelte situasjoner er hydrokarboner som er begrensende for ozondannelsen, mens det i andre situasjoner er nitrogenoksider. De enkelte hydrokarboner har også ulike ozondannelsespotensialer.

I Norge er miljøproblemer knyttet til forsuring, eutrofiering og høye ozonkonsentrasjoner hovedsakelig et resultat av langtransport av forurensninger fra det europeiske kontinentet og fra Storbritannia, og problemene er dermed størst i Sør-Norge. For utslipp over området Lofoten - Barentshavet, som er tema i denne rapporten, vil den dominerende vestlige vindtransporten i hovedsak føre utslippene inn over områder hvor miljøproblemer knyttet til nitrogenavsetning og ozon er mindre.

Referanser

Falkengren-Grerup, U. og Eriksson, H. (1990) Changes in soil, vegetation and forest yield between 1947 and 1988 in beech and oak sites of southern Sweden. *For. Ecol. Man.*, 38, 37-53.

Grennfelt, P. og Schjoldager, J.(1984) Photochemical oxidants in the troposphere. A mounting menace. *Ambio*, 13, 61-67.

Heil, G.W. og Diemont, W.H. (1983) Raised nutrient levels change heathlands into grasslands. *Vegetatio*, 53, 113-120.

SFT (2001) Overvåking av langtransporterte forurensninger 2000. Sammendragsrapport. Oslo, Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 829/2001).

Tørseth, K. og Manø, S. (1997) Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel, 1996. Kjeller (NILU OR 33/97) (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 703/97).

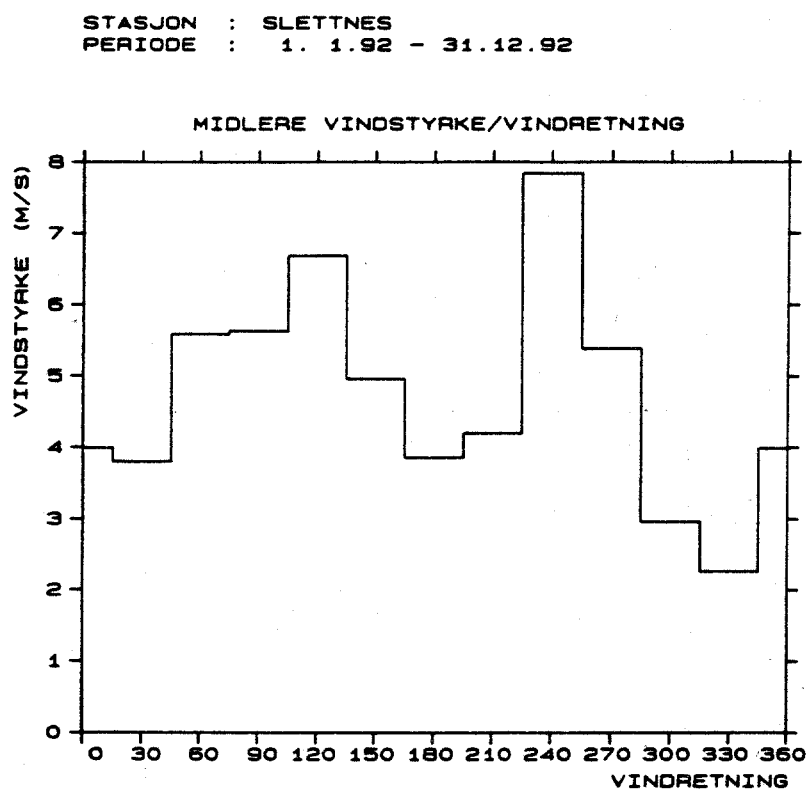
UN/ECE (1999) Protocol to the 1979 convention on long-range transboundary air pollution to abate acidification, eutrophication and ground-level ozone. Geneva, United Nations (Document ECE/EB.AIR/1999/1).

Schjoldager, J. (1981)

Vedlegg B
Meteorologi

Meteorologi

I Figur A er midlere vindstyrke for 12 vindretningssektorer vist for Slettnes. Figuren viser at middelvindstyrken var størst for vind fra 225-255 grader, og nest størst for vind fra 105-135 grader.

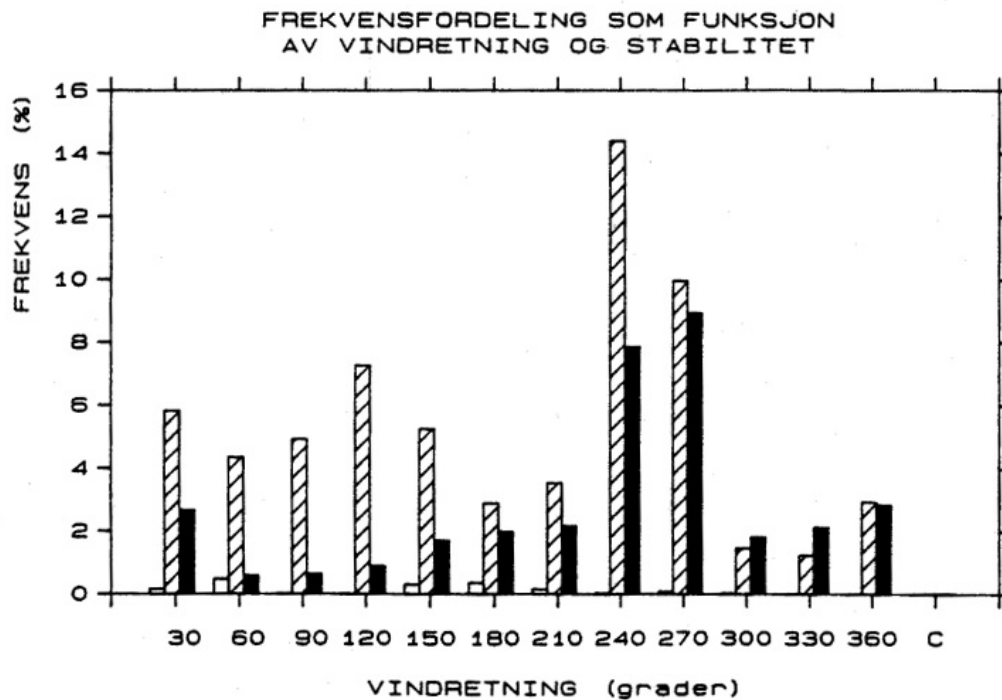


Figur A: Midlere vindstyrke for 12 vindretningssektorer på Slettnes. Hele måleperiode.

Stabilitet som funksjon av vindretningen fordelt på 12 sektorer for hele måleperioden er vist i Figur B. Figuren viser at stabil sjiktning forekommer oftest ved vindretninger fra vest til nord, og nøytral sjiktning forekommer oftest ved vindretning fra nordøst til sørvest.

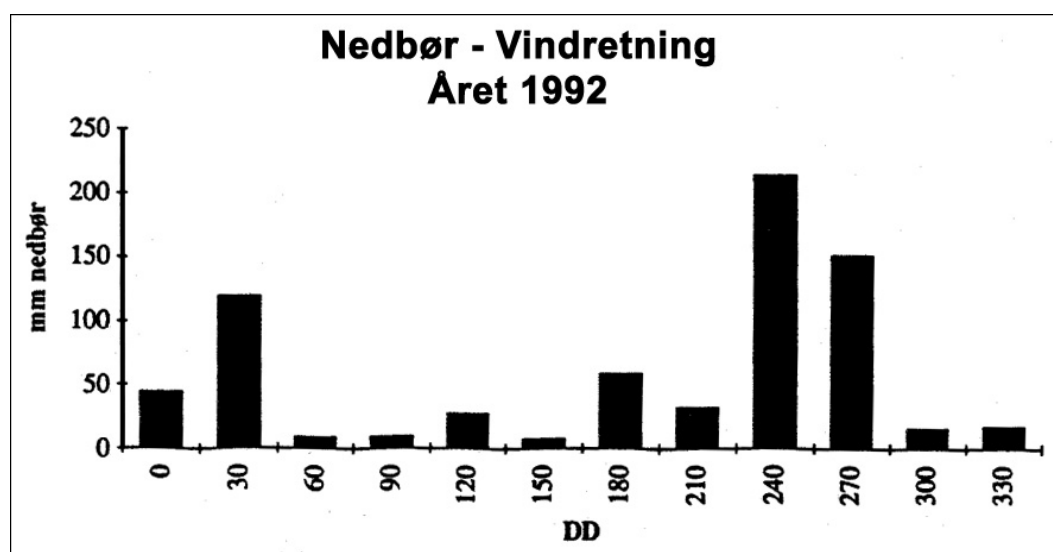
Delta T : SLETTNES
 Vind : SLETTNES
 Periode : 1. 1.92-31.12.92
 Enhet : Prosent

Ustabilt
 Nøytralt
 Lett stabilt/
 Stabilt



Figur B: Forekomst av ustabil, nøytral og stabil sjiktning for hele måleperioden fordelt på 12 vindsektorer.

Forekomst av nedbør fordelt på 12 vindsektorer for hele måleperioden er vist i Figur C.



Figur C: Forekomst av nedbør fordelt på 12 vindsektorer på Slettnes for perioden januar 1992- desember 1992.

Vedlegg C

Fotokjemiske prosesser i atmosfæren

Fotokjemiske prosesser i atmosfæren

Ved forbrenning av olje og gass foreligger oftest 1-10 % av nitrogenoksidene i utslippet som nitrogendioksid (NO₂) og resten som nitrogenmonoksid (NO). Summen av NO og NO₂ kalles gjerne NO_x. Nitrogenoksidenes kjemiske omvandlingsreaksjoner er omtalt i flere bøker, oversiktsartikler og prosjektrapporter, se f.eks. Seinfeld (1986), Grennfelt et al. (1987) eller Sandnes (1993).

Den viktigste reaksjonen for oksidasjon av NO til NO₂ er med ozon (O₃):



Målte månedsmiddelkonsentrasjoner av ozon i Sør-Norge er 40-80 µg/m³ (20-40 ppb). Inntil 20-40 ppb NO₂ kan derfor dannes ved reaksjon (1).

NO₂ dissosieres til NO og atomært oksygen (O) av solstråling med bølgelengder mindre enn 440 nm:



Atomært oksygen (O) reagerer svært raskt med molekylært oksygen (O₂) og danner ozon (O₃):

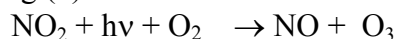


Reaksjon (1) tilsvarer summen av reaksjon (2) og (3) men med motsatt fortegn, dvs at disse tre reaksjonene alene ikke innebærer noe netto tap eller dannelse av NO_x eller ozon. De tre reaksjonene fører til at det raskt (i løpet av få minutter) innstiller seg en intern likevekt mellom NO, NO₂ og O₃ som kalles fotostasjonær likevekt, men kan altså ikke forklare netto dannelse av ozon.

Dannelsen av O₃ i troposfæren skyldes derimot reaksjoner hvor NO oksideres til NO₂ uten at O₃ forbrukes. Slike reaksjoner forutsetter at også VOC (flyktige organiske forbindelser) deltar i reaksjonene. Atmosfæren inneholder mange tusen organiske forbindelser som har varierende potensial for ozondannelse. I reaksjon (4) og (5) nedenfor er oksidasjonen av butan brukt som et eksempel



OH er svært reaktivt og atmosfærens viktigste "oksidasjonsmiddel" i betydning komponent som bryter ned (oksiderer) menneskeskapte og biogene utslipp av NO_x og VOC. På dagtid dannes OH gjennom en rekke reaksjoner, men en av de viktigste er via UV-dissosiasjon av ozon. Reaksjon 5 er representativ for et stort antall reaksjoner der peroksyradikaler, RO₂, overfører NO til NO₂. Reaksjonene (2), (3) og (5) kan skrives:



Som vist av nettoreaksjonen (6), dannes et ozonmolekyl for hver gang et peroksy-radikal oksiderer NO til NO₂. Utslipp av CO vil bidra til ozondannelsen på tilsvarende måte gjennom reaksjonene:



Siden reaksjon (7) er ganske langsom med en levetid av CO på flere uker, vil bidraget til ozondannelse fra CO-utslipp kunne skje over et større område, men med en mye lavere hastighet.

Ozon har en kjemisk levetid i troposfæren av størrelsesorden 1-4 uker og kan dermed transporteres over lange avstander. Episoder med høye ozonkonsentrasjoner forekommer imidlertid bare i sommerhalvåret.

For oksidasjon av NO₂ til salpetersyre (HNO₃) er flere reaksjonsveier mulige, enten via OH eller via nattreaksjoner med ozon ved høy luftfuktighet. Gassformig HNO₃ reagerer med sjøsaltaerosoler og danner gassformig HCl og nitrat i aerosolfasen



Vi ser av likningene over hvordan fotokjemien virker sterkt inn, ved at ozon og radikaler er viktige for oksidasjon av NO til NO₂ og videre til HNO₃. For de breddegrader hvor utslippet over Norskehavet finner sted, vil UV-strålingen gjennom deler av året være så lav at den fotokjemiske aktiviteten, og dermed effektiviteten av både ozondannelsen og OH-oksidasjonen av NO₂ til salpetersyre, blir sterkt redusert. Dannelse av HNO₃ via nattreaksjonene mellom ozon og NO₂ ved høy luftfuktighet kan imidlertid få en større betydning.

Transport og omvandling av oksidert nitrogen

Utenom NO og NO₂ er de viktigste oksiderte nitrogenforbindelsene i atmosfæren gassformig HNO₃, nitrat i aerosolpartikler, og peroksyacetylnitrat (PAN), som er et viktig reaksjonsprodukt av den fotokjemiske nedbrytingen av hydrokarboner. Det dannes også andre organiske nitrogenforbindelser, men konsentrasjonene av disse er relativt ubetydelige.

Tilførslene av nitrogen til kystnære landområder avhenger både av konsentrasjonene av disse forbindelsene, og hvor raskt eller effektivt de avsettes ved nedbør og ved andre prosesser.

Hovedmekanismen for nitrogenavsetning er utvasking med nedbør. Den orografiske effekten, dvs. effekten som skyldes at lufta heves ved transport mot fjellkjeder, er av stor betydning for nedbørfordelingen i Norge. Nedbør i Vest- og Nord-Norge er dermed hovedsakelig knyttet til vestlige vinder, mens nedbør over det indre Østlandsområdet er mer knyttet til frontsystemer fra sør og sørøst og til

lokale, konvektive bygeskyer i sommerhalvåret. Tørravsetningen av nitrogen (som NO_2 eller HNO_3) betyr normalt mindre i forhold til våtavsetningen.

Aerosolpartikler og vannløselige gasser kan tas opp i skydråper og i fallende nedbør. Vannløselige partikler tar opp vann og vokser allerede ved 70-80% relativ fuktighet, og i skyer med vanninnhold over $0,1 \text{ g/m}^3$ er de aller fleste aerosolpartiklene inkorporert i skydråpene.

Slike skydråper har en oppholdstid i nedbørskyer på fra 0,5 til 2 timer. Vannløselige gasser i lufta vil derfor være i likevekt med vannet i skydråpene, slik at forholdet mellom konsentrasjonene i henholdsvis lufta og skydråpene kan beregnes ut fra termodynamiske data. Av de aktuelle forbindelsene er bare HNO_3 lett løselig i vann, og i en nedbørsky vil det være ubetydelige mengder HNO_3 som gass, det aller meste vil være løst i skydråpene, sammen med nitrat som er bundet til aerosolpartiklene.

I en nedbørsituasjon der forurensningene er fordelt i hele blandingslaget, vil nitratpartikler og HNO_3 i alt vesentlig være tatt opp i skydråpene. Konsentrasjonen av nitrat i nedbøren vil da være bestemt av det opprinnelige konsentrasjonsnivået i lufta og vanninnholdet i nedbørskyene.

Dersom utslippene befinner seg under skybasen, vil fallende nedbør også kunne ta med seg gasser og partikler. En lettløselig gass som HNO_3 vil kunne tas opp av slike fallende regndråper, spesielt dersom dråpestørrelsen og fallhastigheten ikke er for stor. For at partikler skal kunne tas opp av fallende regndråper, må partikkelstørrelsen i regelen være større enn $2 \mu\text{m}$; mindre partikler vil følge luftstrømmen og vil ikke fanges inn av den fallende dråpen.

Forenklet kan en si at konsentrasjonen av sjøsalter i luft er en funksjon av produksjonen av dråper på sjøoverflaten, og av vertikal transporten av dråper og partikler fra overflatelaget ved turbulent diffusjon. Dråpene avgir vanndamp ved fordampning, men vil fortsette å være dråper ved relativ fuktighet over ca. 80%.

Reaksjonen med sjøsaltaerosol er med på å øke transporten av nitrat og å redusere avsetningen på havoverflaten. Avsetningen i kystnære områder blir tilsvarende større. Prosessen kan være en forklaring på forekomsten av nitrat i luft og nedbør i fjerntliggende områder.

På samme måte som gasser absorberes av dråper (og sjøoverflaten) vil de også kunne absorberes av vegetasjon og andre overflater på land. Opptaket er avhengig av gassenes kjemiske egenskaper i forhold til overflaten, og av transporthastigheten gjennom det turbulente og det laminære grenselaget.

NO_2 tas opp gjennom plantenes spalteåpninger og her er diffusjonen gjennom spalteåpningene også hastighetsbegrensende. Dette begrenser i praksis avsetningshastigheten for NO_2 til $0,5\text{-}1 \text{ cm/s}$ om dagen i vekstsesongen. Utenom vekstsesongen er avsetningshastigheten for NO_2 meget liten, siden NO_2 ikke absorberes av fuktfilm på våte overflater slik som f.eks. SO_2 (Johansson, 1987).

Vedlegg D

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

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

Boks 1

Definisjoner

Naturens Tålegrense (*eng: Critical Load/Levels*): Et mål for tilførsel av forurensninger som, 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 forsuring 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. forsuring. 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 middelveid. 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 forvitringshastigheten 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:

$$\begin{aligned} [BC^*]_0 &= [BC^*]_t - F \cdot (\Delta[SO_4^*] + \Delta[NO_3]) = \\ &= [BC^*]_t - F \cdot ([SO_4^*]_t + [NO_3]_t - [SO_4^*]_0 - [NO_3]_0) \end{aligned} \quad (3)$$

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:

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

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:

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

hvor:

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

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

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

Q = avrenning

For å kunne beregne tålegrenser for overflatevann, må man definere en kritisk grenseverdi for ANC som indikerer når vannkvaliteten ikke er god nok for en bærekraftig, reproduserende 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:

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

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

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 E

Forutsetninger og grunnlagsdata for beregning av
utslipp til luft fra transportrelaterte aktiviteter

Forutsetninger og grunnlagsdata for beregning av utslipp til luft fra transportrelaterte aktiviteter.

Antatt egenvekt olje: 0,86 tonn/m³, LPG: 0,78 tonn/m³, gass: 0,67 kg/m³.

Utslippsfaktor for LNG og LPG skip er hentet fra Navion (2001) sine beregninger for Snøhvit. Hhv 0,608 tonn CO₂/km og 0,011 tonn NO_x/km for LNG fartøy og 0,198 tonn CO₂/km og 0,0046 tonn NO_x/km for LPG fartøy.

SO₂ utslipp er beregnet ved å anta at marin diesel benyttes som drivstoff for LNG/LPG og forsyningsfartøy, mens bunkers benyttes av oljetankere. Utslippsfaktorer for disse er hhv 10 og 19 kg SO₂/tonn drivstoff.

Oljetransport:

- Tallene er basert på norskregistrerte oljetankere 90000-110000 DWT.
- Norske båter kan anses å ha moderne teknologi og tilfredsstillende IMO-krav og dagens nivå.
- Installert maskineri: 8000 - 15000 kW.
- Gjennomsnittlig effektfaktor: 0,7 (snitt av alle driftsforhold)
- Benyttet maskinkraft i snitt: 5600 - 10500 kW (bruker 8000 kW)
- Utslippsfaktor CO₂: 0,62 - 0,73 g/kWh (bruker 0,675 g/kWh)
- Utslippsfaktor Nox: 0,011 - 0,013 g/kWh (bruker 0,012 g/kWh)
- Utslippsfaktor CO₂: 5,4 tonn/t
- Utslippsfaktor NO_x: 0,096 tonn/t
- Det er antatt en hastighet på 13 knop som snitt (12-15), dvs 24 km/t

Faktorer utledet av dette:

CO ₂	5.4 tonn/h
NO _x	0.096 tonn/h

Forsyning

Basis: Ett fartøy 720 nm (1330 km) pr uke i 50 uker: 38 tonn NO_x, 12200 tonn CO₂.

(0,57 kg NO_x/km, 183 kg CO₂/km)

Vedlegg F

Forkortelser

Forkortelse	Norsk betegnelse	Engelsk betegnelse
NILU	Norsk institutt for luftforskning	
NIVA	Norsk institutt for vannforskning	
NINA	Norsk institutt for naturforskning	
SFT	Statens forurensningstilsyn	
OED	Olje- og Energidepartementet	
DNV	Det Norske Veritas	
IMO		International Maritime Organisation
EU	Den europeiske union	European Union
NO _x	Nitrogenoksider, summen av nitrogenmonoksid, NO og nitrogendioksid, NO ₂	
O ₃	Ozon	
CO ₂	Karbondioksid	
SO ₂	Svoveldioksid	
NMVOC	Ikke-metan hydrokarboner	Non-Methane Volatile Organic Compounds
KU	Konsekvensutredning	
RKU	Regional konsekvensutredning	
AOT 40	Akkumulert eksponeringsdose	Accumulated exposure Over a Treshold limit of 40 ppb
UN-ECE	FNs miljøvernkommissjon for Europa	United Nations-Environmental Commission for Europe
ANC	Syrenøytraliserende kapasitet	Acid Neutralizing Capacity
SSWC	Likevektsmodell for vann	Steady State Water Chemistry Model
meq	milli-ekvivalenter	
mEkv	milli-ekvivalenter	
LPG	Flytende petroleumsgass, propan og butan	Liquid Petroleum Gas
LNG	Flytende naturgass, vesentlig metan (>90 %)	Liquid Natural Gas
EMEP	Europeisk overvåkingsprogram for Europa	Cooperative Programme for Monitoring and Evaluation og the Long-Range Transmission of Air Pollutants in Europe



Norsk institutt for luftforskning (NILU)

Postboks 100, N-2027 Kjeller

RAPPORTTYPE OPPDRAGSRAPPORT	RAPPORT NR. OR ../2003	ISBN ISSN	
DATO	ANSV. SIGN.	ANT. SIDER 90	PRIS NOK 150,-
TITTEL Konsekvenser av utslipp til luft av helårig petroleumsvirksomhet i området Lofoten - Barentshavet		PROSJEKTLEDER Cristina Guerreiro	
		NILU PROSJEKT NR. O-102128	
FORFATTER(E) Cristina Guerreiro, Thorjørn Larssen og Per Arild Aarrestad		TILGJENGELIGHET *	
		OPPDRAGSGIVERS REF. Steinar Nesse	
OPPDRAGSGIVER Olje- og Energidepartementet			
STIKKORD Barentshavet	Petroleumsvirksomhet	Konsekvensanalyse	
REFERAT			
TITLE Consequences of emissions to air from petroleum related activities in the area Lofoten – Barent sea			
ABSTRACT			

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