

NILU: OR 14/2008
REFERANSE: O-107165
DATO: APRIL 2008
ISBN: 978-82-425-1958-0 (trykt)
978-82-425-1959-7 (elektronisk)

Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet

Konsekvenser av utslipp til luft

**Sverre Solberg, Svein Knudsen, Bente M. Wathne,
Tore Høgåsen, Per Arild Aarrestad og Ole Reitan**



NILU

Norsk institutt for luftforskning
Norwegian Institute for Air Research
Postboks 100 - N-2027 Kjeller - Norway

NILU: OR 14/2008
REFERANSE: O-107165
DATO: APRIL 2008
ISBN: 978-82-425-1958-0 (trykt)
978-82-425-1959-7 (elektronisk)

Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet

Konsekvenser av utslipp til luft

Sverre Solberg¹, Svein Knudsen¹, Bente M. Wathne², Tore Høgåsen²,
Per Arild Aarrestad³ og Ole Reitan³

1)



Norsk institutt for luftforskning
Postboks 100, 2027 Kjeller

2)



Norsk institutt for vannforskning
Gaustadalléen 21, 0349 OSLO

3)



Norsk institutt for naturforskning
Tungasletta 2, 7047 Trondheim

Forord

Olje- og energidepartementet (OED) har bedt Norsk institutt for luftforskning (NILU) om å oppdatere informasjonen om regionale konsekvenser av utslipp til luft fra petroleumsvirksomheten i Norskehavet. Dette arbeidet bygger på tidligere delutredning til RKU Norskehavet rapportert i 2002 (Solberg et al., OR 40/2002). Målet med utredningen er å vurdere konsekvensene av forsuring, overgjødning og bakkenært ozon med nye utslippsprognoser. Det forutsettes at det ikke er større forskjeller mellom de gamle og de nye utslippstallene enn at det er mulig å skalere resultatene fra 2002-studien.

Det er bidraget fra utslippene til nitrogenavsetning og lokal ozondannelse over land- og havområder i influensområdet med eventuelt påfølgende konsekvenser for helse, flora og fauna som er vurdert. Influensområdet vil være det samme som ble beskrevet i rapport OR 40/2002, det vil si fra Stad i sør til Vesterålen i nord. Konsekvensene er vurdert i forhold til tålegrenser der dette finnes og for ulike sårbare naturforekomster.

Innhold

	Side
Forord	1
Sammendrag	7
1 Innledning	9
2 Generelt om virkninger av utslipp til luft	10
2.1 Forsuring	10
2.2 Overgjødning	11
2.3 Bakkenært ozon.....	12
2.4 Tålegrenser	13
2.4.1 Tålegrenser for forsuring.....	13
2.4.2 Nitrogentålegrenser for vegetasjon	14
2.5 Tålegrenser for bakkenært ozon.....	17
3 Dagens situasjon	18
3.1 Dagens situasjon for forsuring	21
3.2 Dagens virkninger av nitrogennedfall på vegetasjon	23
3.3 Dagens virkninger av nitrogennedfall på fauna	27
3.4 Dagens virkninger av bakkenært ozon på vegetasjon og fauna	27
4 Utslippsdata	28
5 Beregningsprosedyre og resultater	30
5.1 Nitrogenavsetning	31
5.2 Bakkenært ozon.....	34
6 Miljøkonsekvenser knyttet til bidraget fra petroleumsvirksomheten i Norskehavet	41
6.1 Konsekvenser knyttet til forsuring	41
6.2 Konsekvenser knyttet til overgjødning.....	46
6.2.1 Effekter på vegetasjon	46
6.2.1.1 Metodikk og usikkerheter	46
6.2.1.2 Effekter av N-bidraget fra Norskehavet.....	46
6.2.1.3 Oppsummering	47
6.2.2 Effekter på fauna	47
6.3 Konsekvenser knyttet til bakkenært ozon	48
6.3.1 Effekter på vegetasjon	48
6.3.2 Effekter på fauna	48
7 Kunnskapsbehov	49
8 Referanser	49

Sammendrag

Rapporten inneholder vurderinger av konsekvensene av utslipp av NO_x og NMVOC fra petroleumsvirksomheten i Norskehavet for forsuring, overgjødning og ozoneksponering med dagens utslipp (2006) og for 2025. Kildene i Norskehavet er estimert å gi et marginalt tilleggsbidrag til nedfall av nitrogen. Over havområdene er avsetningen estimert å bli noe større. Det estimerte bidraget er så lite at det ikke vil bidra til målbar endring av forsuringssituasjonen i området. For overgjødning vil det estimerte bidraget fra Norskehavet trolig ikke gi målbare gjødslingseffekter bortsett fra midtre deler av Nordland hvor det er en mulighet for at vegetasjonstyper som er tilpasset et lavt nitrogennivå, kan få en svak økning av mer nitrogenkrevende arter. Effektene av økt ozon på fauna er sannsynligvis minimale, men sjøfugl kan imidlertid få en større belastning.

Denne utredningen tar for seg konsekvensene av utslipp av NO_x og NMVOC fra petroleumsvirksomheten i Norskehavet for forsuring, overgjødning og ozoneksponering. Beregningene er basert på nye, oppdaterte utslippstall for dagens situasjon (2006) og for prognoser fram til 2025. Det er ikke foretatt beregninger med numeriske spredningsmodeller i denne studien, isteden er det foretatt en skalering av tidligere modellberegninger basert på forholdet mellom de tidligere og de nye utslippstallene for separate felter i Norskehavet.

De oppdaterte utslippstallene indikerer betydelig lavere utslipp av NO_x nå (for 2006) og særlig for 2025, sammenlignet med de tidligere tallene. For NMVOC er de nye tallene for 2006 noe høyere enn før, mens 2025-tallene er betraktelig lavere sammenlignet med tallene fra den forrige utredningen.

Konklusjonen er at bidraget fra petroleumsvirksomheten i Norskehavet er så lite at det ikke bidrar til målbar endring av forsuringssituasjonen i influensområdet. Størrelsen på syretillegget er så lite at det mest sannsynlig ligger langt innenfor usikkerheten i metoden selv om det ikke kan gis noe eksakt tall på hvor stor denne usikkerheten er. Bidraget fra utslippene i Norskehavet kommer i tillegg til framtidige utslipp over Nordsjøen.

Der det ikke skjer endringer i vegetasjon og beiteplanter, vil sannsynligvis effektene på fauna være minimale. Dyreliv i marint miljø, bl.a. sjøfugl, kan imidlertid bli påvirket gjennom endret næringssituasjon. Estimaten for bidraget fra petroleumskildene i Norskehavet til bakkenært ozon viser at det klart største bidraget kommer over havområdene, og det er lite trolig at ozonøkningen vil gi noen målbare effekter på dyr på land. Det er imidlertid sannsynlig at ozonbidraget fra petroleumindustrien i Norskehavet kan føre til en ekstra belastning for sjøfugl.

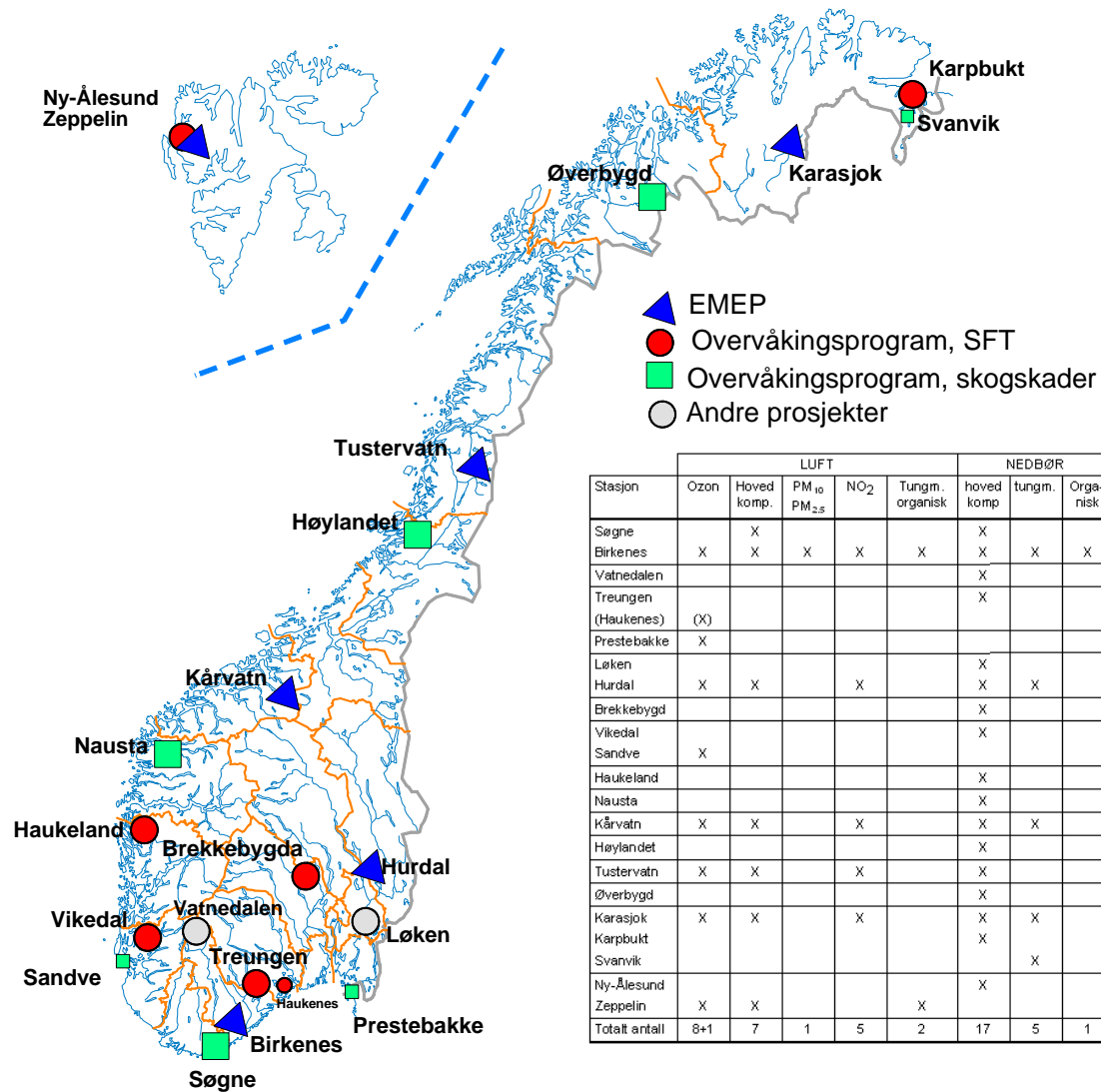
Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet

Konsekvenser av utslipp til luft

1 Innledning

Utslipp til luft fra olje- og gassvirksomheten i Norge er et betydelig bidrag til landets samlede utslipp av nitrogenoksider ($\text{NO}_x = \text{NO} + \text{NO}_2$) og NMVOC (non-methane volatile organic compounds). Via spredning og kjemiske reaksjoner i atmosfæren kan utslippene føre til nedfall av nitrogen og dannelse av bakkenært ozon. Nedfall av nitrogen kan føre til forsuring og overgjødning av vann og vassdrag noe som kan ha skadelige virkninger for dyre- og planteliv. Ozon er en plantegift som fører til skader på planter, endringer i artssammensetning og redusert landbruksproduksjon. Ozon kan også føre til helseproblemer for dyr og mennesker. I Europa er miljøproblemene med forsuring, overgjødning og bakkenært ozon såkalt grenseoverskridende luftforurensninger. Det betyr at effektene som observeres i et land vil være nettoresultatet av utslipp fra mange andre land. I Norge er den overveiende delen av miljøproblemet med forsuring, overgjødning og bakkenært ozon et resultat av utslipp i andre land på kontinentet, mens bidraget fra egne, innenlands utslipp kommer på toppen av dette.

Vurderinger av nitrogenavsetning og ozondannelse gjøres på grunnlag av numeriske spredningsmodeller for atmosfæren, målinger av sporgasser på bakkestasjoner og geografiske landdata over dyre- og planteliv og tålegrensene for disse med hensyn på nitrogen og ozon. Figur 1 viser de norske målestasjonene som var i drift i 2006 for bakgrunnsmålinger (utenom byområdene).



Figur 1: Norske bakgrunnsstasjoner i 2006 (Aas m. fl., 2007).

2 Generelt om virkninger av utslipp til luft

2.1 Forsuring

Forurenset luft og nedbør inneholder nitrogen og svovel i form av nitrat (NO_3^-), ammonium (NH_4^+) og sulfat (SO_4^{2-}). Disse komponentene bidrar til forsuring av jord og vann i Norge.

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

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

Nitrogenforbindelser er gjødsel for vegetasjonen. Normalt vil derfor det meste av nitrogenet tas opp av trær og planter. I ukultivert jord, f.eks. skogsjord, er nitrogen et vekstbegrensende stoff (minimumsstoff), og atmosfærisk tilført nitrogen kan derfor gi en øket vekst. Det er derfor sjelden en finner mye nitrat i avrenningsvannet fra områder som ikke er påvirket av menneskelige aktiviteter som landbruk og sur nedbør. Men kommer det mer nitrogen gjennom nedbøren enn 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 empiriske undersøkelser som viser at for skogkledde økosystemer må den årlige N-belastningen ligge på minst 900 mg N/m²/år for at tilført N skal "lekke" fra nedbørfeltet og bidra til forsuring (Dise og Wright, 1995). For nedbørfelt som ikke er skogkledde er det forventet at grensen er lavere.

I Norge er det en klar positiv sammenheng mellom N-deposisjon og N-konsentrasjon i overflatevann. De høyeste N-konsentrasjonene i vann finnes derfor i områder av landet med den høyeste N-deposisjonen (Skjelkvåle et al., 1997).

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 fra jord og luft og benytter dette som byggemateriale i celleproduksjonen. Økt nitrogentilgang kan således gi gjødslingseffekter som økt biomasseproduksjon, endringer i konkurranseforhold mellom planter og endringer av artssammensetningen mot mer nitrogenkrevende vegetasjon, særlig av urter og gras (Tamm, 1991). Naturtyper som fra før er tilpasset et lavt nitrogen nivå er mest utsatt for påvirkninger fra nitrogen gjødsling, slike som nedbørmyr og fattig lyngdominert mark.

Effektene av økt nitrogentilgang på faunaen er mest sannsynlig sekundære og komplekse, og avhenger både av interaksjoner mellom organismer på lavere trofiske nivå og hvor stor evne en bestemt populasjon av dyr har til å respondere på endringer i mattilgang (Furness, 1993). Dette medfører at noen dyrepopulasjoner kan bli begunstiget av N-gjødsling, mens andre får dårligere kvalitet på sine habitater. Vegetasjonsendringer på grunn av økt avsetning av nitrogen vil indirekte påvirke faunaen ved at dyrearter som beiter på gress og andre

nitrogenkrevende plantearter vil få bedre betingelser. Dette vil kunne endre faunaens sammensetning både hos evertebrater, fugler og pattedyr. De påvirkede vegetasjonstypene kan få en annen sammensetning av faunaen av virvelløse dyr, og dette gir indirekte effekter på f.eks. fugler.

Sekundære effekter omfatter både forhold mellom byttedyr og rovdyr/rovfugler og endrede konkurransebetingelser mellom dyrepopulasjoner. Det foreligger imidlertid ingen studier som viser konkret hvilke effekter N-gjødsling kan ha på faunasammensetning (Pedersen og Nybø, 1990). Overgjødsling er særlig viktig i marint miljø og vil påvirke overlevelse og fordeling av mange organismer (Signe Nybø pers. medd.). Sjøfuglenes forekomster er i stor grad et resultat av høy primær- og sekundærproduksjon. De viktigste byttedyrene er dyreplankton, ulike krepsdyr og små pelagiske stimpfisk (f.eks. sild og tobis), og den naturlige variasjon i sjøfuglenes næringsvalg gjennom året kan være stor (Christensen-Dalsgaard m.fl., 2008). Ved overgjødsling til sjø vil tilbudet av næringsorganismer til sjøfugl kunne endres.

2.3 Bakkenært ozon

Ozon er en sekundært dannet gass, dvs. at den dannes i atmosfæren via kjemiske reaksjoner mellom utslippsgasser. På global skala er det reaksjoner mellom NO_x og metan, CO og NMVOC som fører til ozondannelse, men på mer regional skala, som er av interesse i denne studien, er det bare reaksjonene mellom NO_x og NMVOC som har betydning. Metan og CO er for lite reaktive til å bidra på regional skala. De kjemiske reaksjonene som danner ozon er avhengig av solas UV-stråling, og de øker vanligvis med temperaturen. Dermed er det i sommersesongen at ozondannelsen er effektiv på våre breddegrader.

Ozon er en sterk oksidant som påvirker vegetasjonen alt ved svært lave konsentrasjoner. Gassen tas opp gjennom plantenes spalteåpninger og kan gi skader på enzymer, koenzymer og andre proteiner, samt pigmenter og nukleinsyrer, noe som forstyrrer cellefunksjonen og reduserer fotosyntesen. Redusert fotosyntese er påvist ved så lave konsentrasjoner som $40\text{-}120 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Akutte skader opptrer som nekrose og klorose, med redusert vekst som resultat. I naturlige plantesamfunn kan artssammensetningen påvirkes som følge av artenes ulike toleranse for ozon (Ashmore og Ainsworth, 1995; Ashmore et al., 1995).

Ozon er sterkt reaktivt med de fleste organiske molekyler, og vil for virveldyr (inkludert mennesket) særlig være ødeleggende når den kommer inn i luftveisystemet (LaCoss, 2000). Forhøyede konsentrasjoner av ozon er påvist å føre til betennelsesreaksjoner og overfølsomhet i luftveiene, lavere oksygenopptak, nedsatt lungefunksjon og kroppstemperatur, og økt mottakelighet for infeksjoner. Hos mennesker har man funnet betennelsesreaksjoner ved konsentrasjoner av ozon på ned mot $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$ over 6 timer. Eksponering over lengre tid vil få reaksjoner ved lavere konsentrasjoner av ozon. Laveste observerte effektnivå for korttidseksponering synes å ligge rundt $200\text{-}300 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Det er blitt antatt at dette gjelder generelt hos pattedyr.

Sammenliknet med pattedyr har fugler høyere metabolsk hastighet og et hurtigere og mer effektivt respirasjonssystem, og derav et større volum luft som pustes per tidsenhet (Brown et al., 1997; Campbell og Lack, 1985; Evans og Heiser, 2001).

Et resultat av dette er at de mottar også relativt høye doser med forurensning. Generelt vet man mindre om de fysiologiske effektene av luftforurensninger på fuglenes respirasjonssystem enn hos pattedyr. Respirasjonssystemet hos fugl er annerledes enn hos pattedyrenes lunger, både anatomisk, fysiologisk og mekanisk. Fugler har blant annet luftsekker i tillegg til relativt små lunger, en lengre luftveiskanal og et mer effektivt opptak av oksygen gjennom hele luftveiene (Brown et al., 1997).

Forsøk med å utsette fugler for doser av ozon på $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gjennom 7 dager ga klare effekter på flere funksjoner i luftveiene (Rombout et al., 1987; 1991). Generelt synes fugler å kunne være mer sårbare enn pattedyr ved de samme konsentrasjoner av ozon i lufta, men det finnes lite forskning som kan avgjøre hvor grenser går for hva fugler tåler av eksponering. Det er også lite kjent hvordan eksponeringen virker på fugler i flukt, men da mer volum luft går gjennom luftveissystemet per tidsenhet (Brown et al., 1997), vil effektene antakelig være større. Forsøk med eksperimentering med ozon på levende dyr er i dag uaktuelt.

Vi har ikke funnet noen studier som gir informasjon om ulike responser av ozon hos ulike systematiske fuglegrupper eller i forhold til type økosystem. Derfor må vi så langt forutsette at det er samme effekter av ozon på både sjøfugl og landlevende fugl. Ansamlinger av sjøfugl vil imidlertid føre til at eventuelle utslipp treffer flere individer.

2.4 Tålegrenser

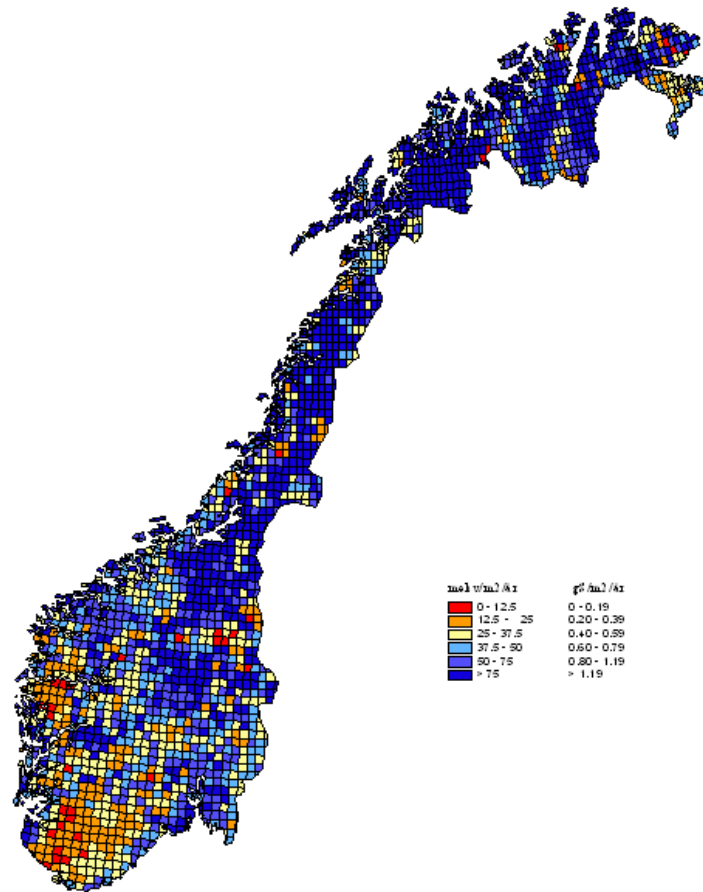
Tålegrenser for atmosfærisk tilførsel av forurensende stoffer til et økosystem, utledet fra Nilsson og Grennfelt (1988), kan beskrives slik:

“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 og endringer i artssammensetning og mengde av arter.”

Denne definisjonen gir oss en ramme for å lage tallmessige anslag for de belastninger som kan gi uønskede skader.

2.4.1 Tålegrenser for forsuring

Tålegrenser for forsuring av overflatevann (Figur 2) er knyttet til en grenseverdi for ANC (ANC = Acid Neutralising Capacity, norsk: syrenøytraliserende kapasitet). 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 $< 20 \mu\text{ekv}/\text{l}$ er det stor sannsynlighet for skader på fiskepopulasjoner.



Figur 2: Tålegrense for forsurening av overflatevann. Røde og gule verdier angir lave tålegrenser, mens blå verdier angir høye tålegrenser.

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

2.4.2 Nitrogentålegrenser for vegetasjon

Grensen for hvor mye nitrogen naturen kan nyttiggjøre seg før den endrer karakter (tålegrensen), avhenger sterkt av jordsmonn og hva slags vegetasjon som finnes i området. Tålegrensen for ulike vegetasjonstyper/naturtyper varierer mellom 500 og 4000 mg N/m² per år (Tabell 1). Tålegrensene for naturtyper er empiriske, dvs. at de er fastsatt på bakgrunn av observerte endringer i økosystemet ved hjelp av

eksperimentelle data, feltobservasjoner og dynamiske økosystemmodeller (Grennfelt og Thörnölöf, 1992; Achermann og Bobbink, 2003).

Tabell 1: N-tålegrenser for norske naturtyper/vegetasjonstyper (EUNIS-klasse i parentes) innen influensområdet, og mulige effekter ved tålegrense-overskridelser. ## pålitelig, # ganske pålitelig, (#) ekspertvurderinger (etter Achermann og Bobbink, 2003).

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

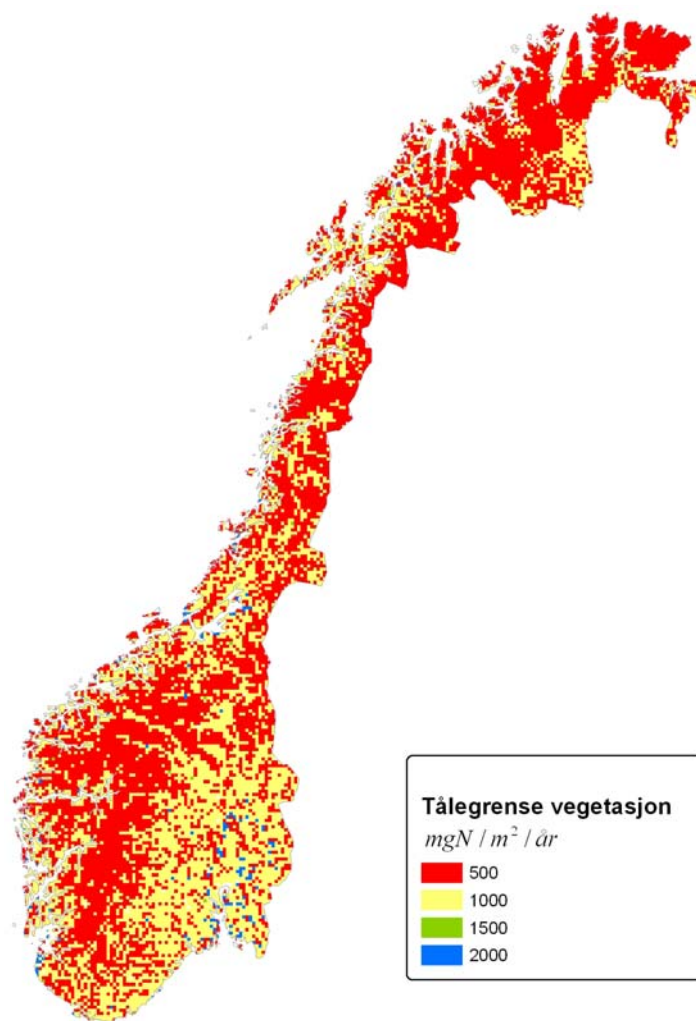
Endringer i plantevekst, artssammensetning og kjemiske substanser i planter er blitt brukt som målbare effekter av nitrogenavsetning. I noen tilfeller er endringer i økosystemfunksjoner, slike som utvasking av nitrogen eller nitrogenakkumulasjon, blitt benyttet. Tålegrensene er fastsatt med en nedre og en øvre grense da det innen de analyserte økosystemene er reelle variasjoner knyttet til eksperimentelle behandlinger, usikkerhet i avsetningsverdier, variasjoner i økosystemenes nærings- og klimaforhold og ulik kulturpåvirkning. Fattige vegetasjonsutforminger er mindre tilpasset nitrogen og har en lavere tålegrense enn rikere utforminger. Ut fra kunnskapsnivået blir tålegrensene angitt som enten pålitelige, ganske pålitelige eller mer usikre ekspertvurderinger (Tabell 1).

I denne rapporten benyttes oppdaterte tålegrenser for økosystemer (Achermann og Bobbink, 2003), der tålegrensene er relatert til naturtyper beskrevet i EUNIS

habitatklassifiseringssystem for Europa (<http://eunis.eea.eu.int/habitats.jsp>). Disse habitatene er igjen relatert til norske natur- og vegetasjonstyper, så langt råd er. Her er det benyttet informasjon fra “Vegetasjonstyper i Norden” (Påhlsson, 1998) og “Vegetasjonstyper i Norge” (Fremstad, 1997).

Tålegrensene i nordiske områder antas å ligge i nedre del av skalaen da vegetasjonen her er tilpasset lave nitrogenbakgrunnsverdier, en relativt kort vekstsesong og næringsfattige bergarter som gir et fattig jordsmonn.

Figur 3 viser et tålegrensekart for vegetasjon basert på forekomst av vegetasjon med laveste tålegrense innen et rutenett over Norge. Her er den nedre tålegrenseverdien for hver vegetasjonstype benyttet. Kartet viser således hvor mye området kan motta av total nitrogen før tålegrensen for området overskrides.



Figur 3: Kart over N-tålegrense for vegetasjon i Norge basert på nedre tålegrenser til forekomster av naturtyper (Tabell 1).

2.5 Tålegrenser for bakkenært ozon

Grenseverdier for ozon er satt av både EU, UN-ECE og SFT, og verdiene og definisjonene fra de ulike instansene varierer. Det er gitt grenseverdier for både kort- og langtids eksponering og for vegetasjon og helse. Det er dermed i prinsippet mange ulike grenseverdier, eller luftkvalitetskriterier som de kalles av SFT, å forholde seg til. Bakkenært ozon overvåkes kontinuerlig av et nett av europeiske bakkestasjoner og ble i 2006 målt på 8 norske stasjoner, hvorav 7 på fastlandet og 1 ved Ny-Ålesund, Spitsbergen (Figur 1). Dataene, grenseverdiene og overskridelsene rapporteres årlig til de ulike instansene, og er tilgjengelig i overvåkinsgrapportene til henholdsvis EU (EEA, 2007), UN-ECE/EMEP (Fjæraa og Hjellbrekke, 2007) og SFT (Aas m.fl, 2007).

SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier for ozon med hensyn på helse/dyr er satt til $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ midlet over en 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). For planter bør gjennomsnittsverdien for vekstsesongen (april-september) av 7 timersmiddel (kl 0900-1600) ikke overskride $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Aas m. fl., 2007).

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 ppbtimer ($20\,000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ timer). Dette tilsvarer 10 prosents vekstreduksjon målt i "open chamber"-eksperiment for 6 arter gjennom en seks måneders-periode (april-september). For jordbruksvekster har AOT40-verdien blitt satt til 5 000 ppbtimer ($10\,000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ timer) akkumulert over en tremåneders-periode.

Senere har man kommet fram til revisjoner av AOT40-definisjonene. For å ta hensyn til at vekstforholdene i Skandinavia er forskjellig fra dem 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 konsentrasjoner i april-mai.

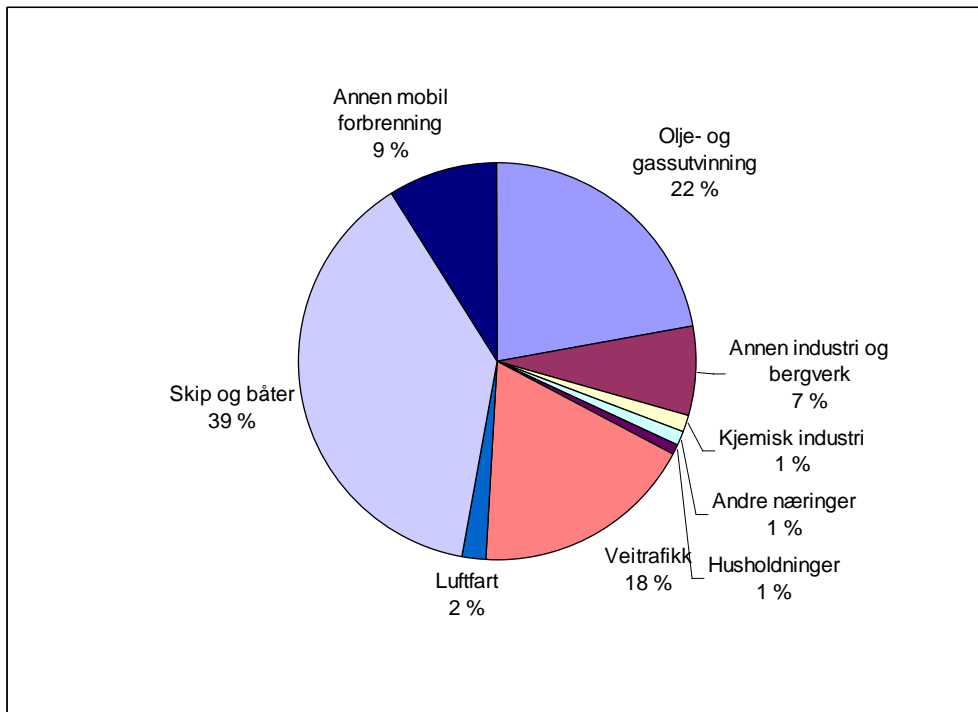
Videre har det blitt enighet om å gå fra en 10%-grense til en 5%-grense for tålegrensene for plantevekst. Dette betyr at det anbefales å bruke en tålegrense på 3000 ppbtimer for plantevekst. For skog er det fortsatt stor usikkerhet knyttet til skadeeffektene og man har anbefalt å beholde grensen på 10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

I denne utredningen har vi benyttet vekstsesonger og tålegrenseverdier fra et tidligere prosjekt for SFT hvor målet var å estimere avlingstap i landbruket som følge av ozoneksponering (Tørseth et al., 1998). Vi har dermed brukt 3-måneders AOT40 som indikator for effekter på planter, 6-måneders AOT40 som indikator for effekter på skog og overskridelser av $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som timemiddel som indikator for helseeffekter.

3 Dagens situasjon

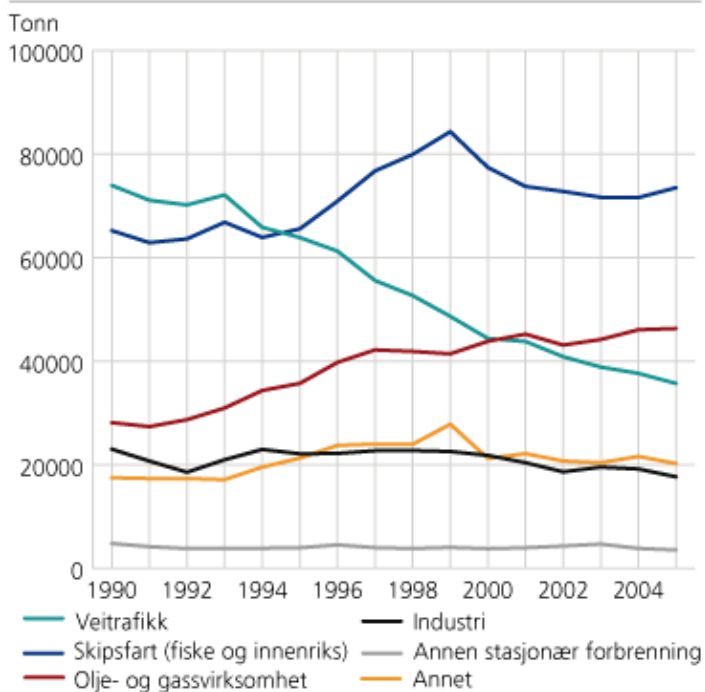
Utslipp fra skip og båter (kysttrafikk og fiske) er den dominerende kilden til NO_x ($\text{NO} + \text{NO}_2$), slik som vist i Figur 4 (utslippstall fra 2006). Legg merke til at sektoren “olje- og gassutvinning” i Figur 4 ikke inkluderer skipstrafikken knyttet til denne aktiviteten.

Tall for 2006 viser at olje- og gassvirksomheten sto for 51 000 tonn, eller 27 prosent, av de norske NO_x -utslippene. Legg merke til at dette er noe mer enn det som framkommer i Figur 4, og forskjellen, som er 9000 tonn, skyldes at flyttbare oljeplattformer til nå har blitt regnet som skip i SSBs statistikk. I likhet med skipsfart (fiske og innenriks) er dette en viktig utslippskilde, ikke bare fordi den har store utslipp, men også fordi utslippene fra olje- og gassvirksomheten har vokst med 72 prosent siden 1990. Det betyr at den relative betydningen av utslippene fra olje- og gassutvinning har økt (Figur 5).



Figur 4: Relativ fordeling av NO_x -utslipp fra norske kildetyper, 2006. Olje- og gassvirksomhet inkluderer her ikke skipstrafikken knyttet til denne aktiviteten. (Kilde: Statistisk sentralbyrå).

Utslipp av NO_x. 1990-2005*. Tonn



Kilde: Utslppsregnskapet til Statistisk sentralbyrå og Statens forurensningstilsyn.

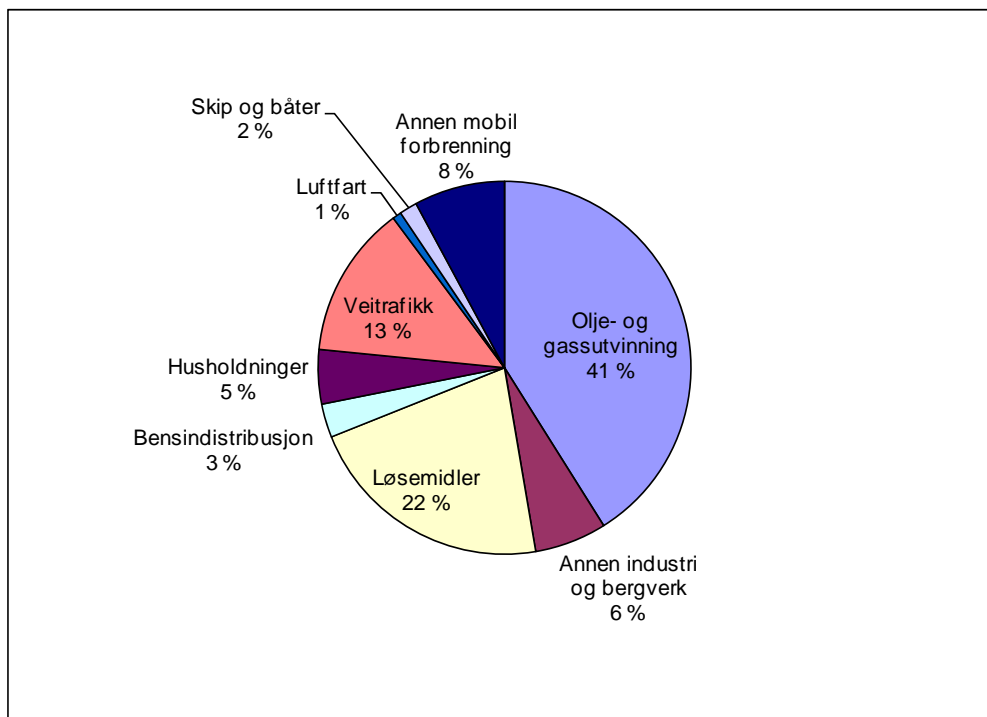
Figur 5: NO_x-utslipp fra norske kildetyper i perioden 1990 – 2005 (*foreløpig tall for 2005) i forhold til utslipp i 1990. (Kilde: Statistisk sentralbyrå.)

For NMVOC var bidraget fra olje- og gassutvinning hele 40% av de nasjonale utslippene i 2006, som vist i Figur 6. Selv om denne andelen er adskillig høyere enn for NO_x, har NMVOC-utslippene fra olje- og gassvirksomheten, og nasjonalt, avtatt betydelig de siste årene. Figur 7 viser tidsutviklingen av de norske utslippene siden 1990 samt utslippsmålet for 2010 i henhold til Gøteborg-protokollen. Pålegg fra SFT om at lasting og lagring av råolje på sokkelen skal foregå med bruk av teknologi som reduserer NMVOC-utslippene er viktigste årsak til nedgangen i de totale utslippene. Utslipp av NMVOC fra veitrafikk er også kraftig redusert. Dette skyldes avgasskravene som er innført, samt en økning i antall dieslbiler, som har mye lavere NMVOC-utslipp enn bensinbiler.

Utslipp av biogene hydrokarboner, dvs. fra planter og trær, er ikke medregnet i tallene i Figur 6. Det er stor usikkerhet om størrelsen på de biogene VOC-utslippene, men i Skandinavia har de trolig liten betydning for ozondannelsen.

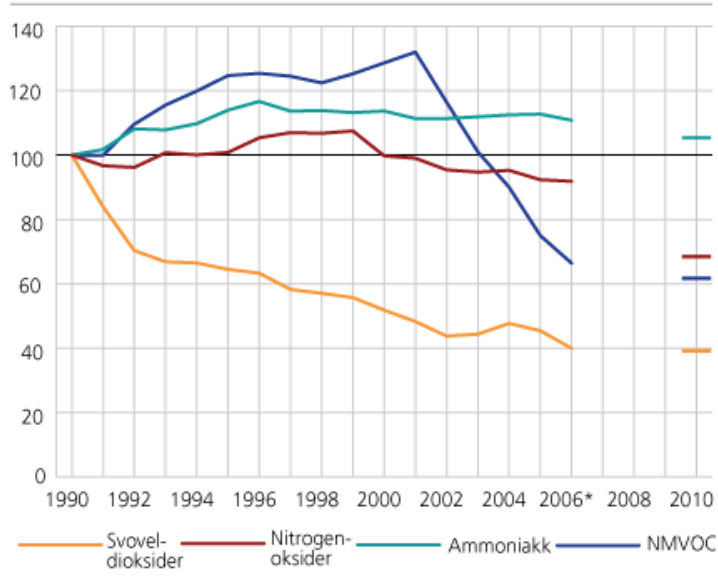
Svovelutslippene i Norge har også gått betydelig ned de siste årene (Figur 7), og de petroleumsrelaterte utslippene er små og er derfor ikke vurdert i denne utredningen. Utslippene av NO_x fra Nordsjøen bidrar bare til oksidert nitrogen (NO_x, NO₃⁻) og ikke til redusert nitrogen (ammoniakk og ammonium) som hovedsakelig stammer fra landbruket. Både oksidert og redusert nitrogen bidrar imidlertid til forsureningen.

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



Figur 6: Relativ fordeling av NMVOC-utslipp fra norske kildetyper, 2006. Olje- og gassvirksomhet inkluderer her ikke skipstrafikken knyttet til denne aktiviteten. (Kilde: Statistisk sentralbyrå).

Utslipp av nitrogenoksider (NO_x), svoveldioksider (SO₂), ammoniakk (NH₃) og NMVOC. 1990-2006*. Mål i Göteborg-protokollen i 2010. Indeks 1990=100



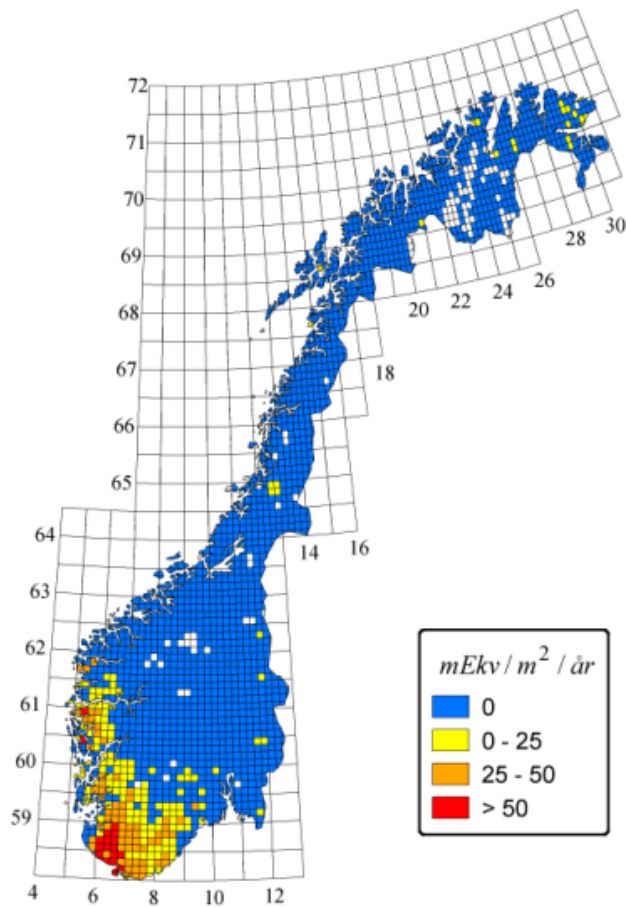
Kilde: Utslippsregnskapet til Statistisk sentralbyrå og Statens forurensningstilsyn.

Figur 7: Utslippet av NO_x, SO₂, NH₃ og NMVOC i Norge i perioden 1990 – 2006 (*foreløpig tall for 2006). Utslippsmålet i henhold til Göteborgprotokollen er vist for 2010 (Kilde: Statistisk sentralbyrå).

3.1 Dagens situasjon for forsurening

I 2001 var tålegrensen for tilførsler av svovel og nitrogen overskredet i 13% av landarealet i Norge. Overskridelsene er vist i Figur 8. Det er forventet at ved full effekt av den andre Göteborg-protokollen (UN/ECE, 1999) vil dette avta til 7%. N-avsetningen vil da utgjøre en relativt stor andel av den gjenstående overskridelsen og videre forbedring av forurensningssituasjonen vil være avhengig av reduksjoner i N-utslipp. Disse tallene baserer seg på bruk av den såkalte "steady state water chemistry" eller SSWC-modellen, og at kun dagens N-avrenning bidrar til forurensning. Det er med andre ord ikke tatt hensyn til potensielt bidrag fra hele N-avsetningen.

SSWC - Overskridelse vann (1997-01)



Figur 8: Overskridelse av tålegrensen for forsurening av overflatevann for perioden 1997 - 2001. Avsetningene er basert på gjennomsnittet av målingene for perioden. I beregningene som ligger til grunn for disse tallene, er det brukt variabel ANC_{limib} . S-avsetningen som gjennomsnitt for perioden og tilhørende nitratavrenning som mål for N-avsetningens bidrag til overskridelse av tålegrensen.

Tålegrenser for forsurening av overflatevann har til nå blitt grundigst utredet for svoveltilførsler. I store deler av Norge og i mange andre land er tålegrensen for denne forbindelse forlenget overskredet, og effektene registreres ved sure, fisketomme vann. For svovel kjenner en i dag årsak/virkningsforholdet godt, og dose/responsforholdet kan uttrykkes ved hjelp av enkle modeller. Nitrogenets kretsløp er imidlertid svært komplisert, og tålegrensen for nitrogen er derfor vesentlig vanskeligere å fastsette.

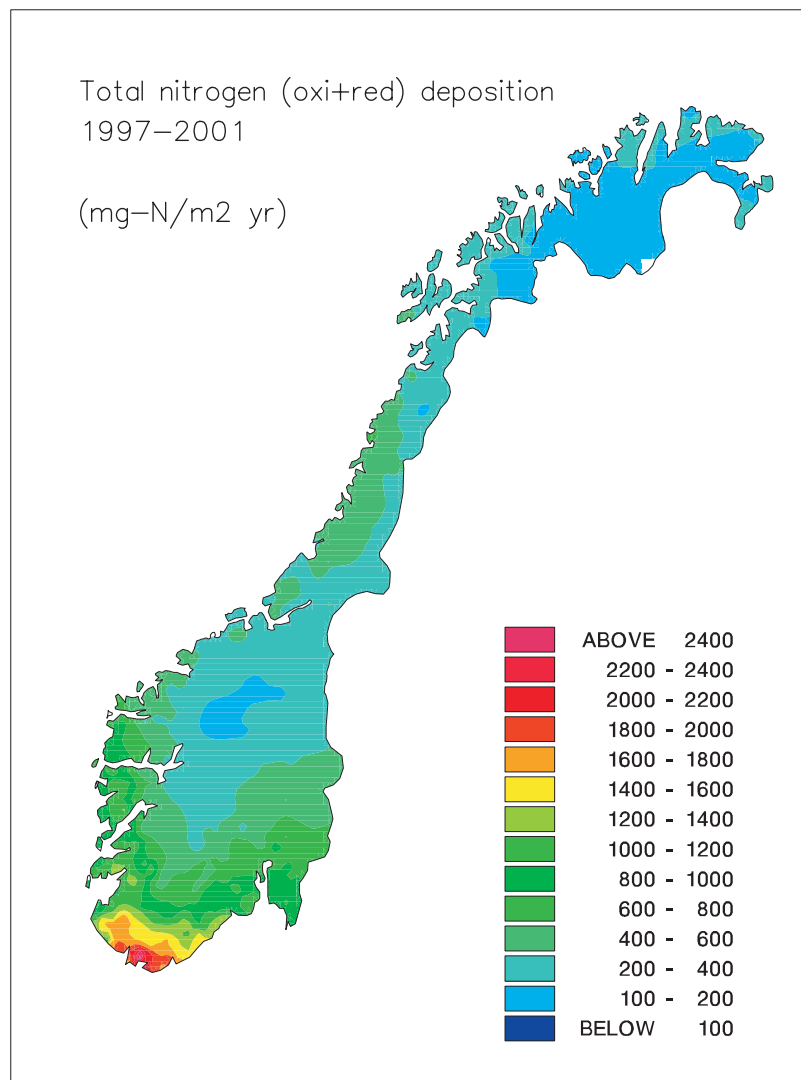
Tålegrensene for overflatevann som er vist i Figur 2 er beregnet med SSWC-modellen (Steady State Water Chemistry; Henriksen og Posch, 2001). Denne modellen tar hensyn til at en del av dagens nitrogenavrenning holdes tilbake i nedbørfeltet og dermed ikke bidrar til forsurening.

3.2 Dagens virkninger av nitrogennedfall på vegetasjon

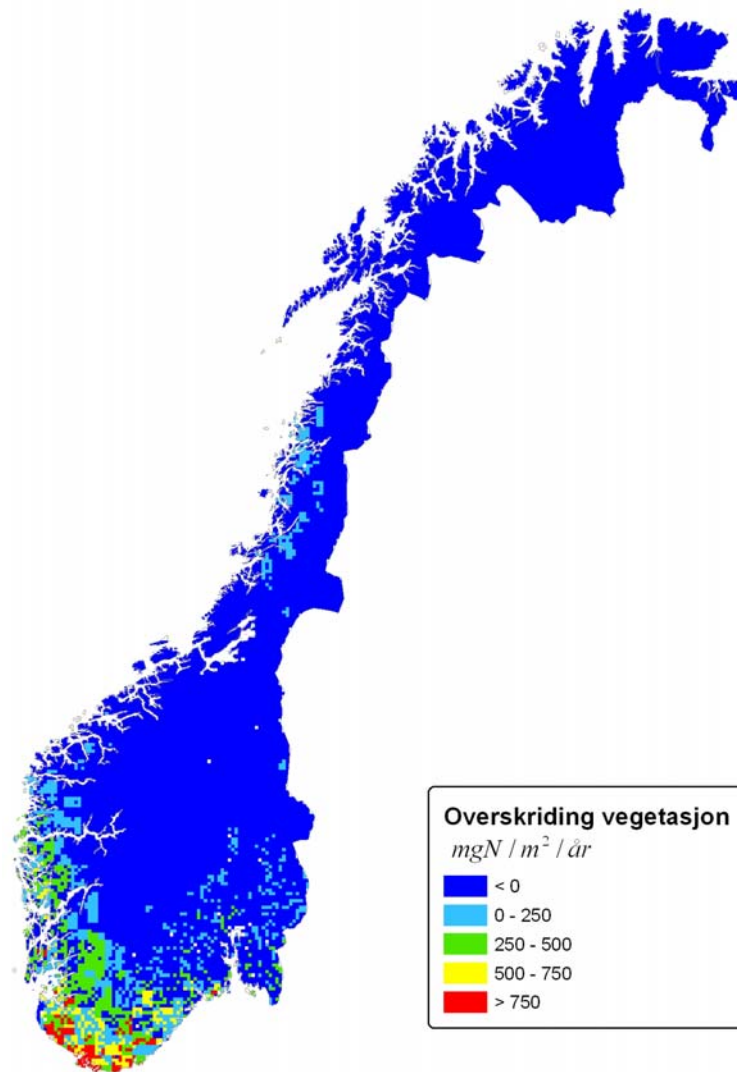
Vegetasjonen langs kysten i ytre strøk fra Sogn og Fjordane til Nordland består hovedsakelig av lyngheier, myrer, våtmarker, eng- og ulike former for havstrandvegetasjon. Her finnes også innslag av mindre skogbestander dominert av furu, bjørk, or og hassel. De fleste naturtypene er mer eller mindre kulturpåvirkede. Innenfor den ytre kystsona dominerer barskoger og ulike utforminger av fattige løvskoger og rikere edelløvskoger. Den naturlige barskogen på Vestlandet er furuskog, mens det i Trøndelag også finnes større områder med granskog. Edelløvskoger forekommer mer spredt fra Hordaland til Nord-Trøndelag, hovedsakelig i midtre og indre strøk. I høyereliggende strøk ovenfor skoggrensa er fattig fjellvegetasjon mest utbredt, men rikere vegetasjon finnes der bergrunnen inneholder kalk og basemineraler.

I forbindelse med gjødslingseffekter fra tilført nitrogen er det først og fremst næringsfattig skog, humid skog, kystlyngheier, nedbørmyrer, fattig vannvegetasjon og fattig fjellvegetasjon som er mest utsatt for påvirkninger.

Den totale nitrogenavsetningen i Norge er størst i Agderfylkene og Rogaland og avtar nordover Vestlandskysten til Trøndelagsfylkene med en svak økning av avsetningen i Nordland. På bakgrunn av dagens nitrogenavsetning (Figur 9) og forekomst av de vegetasjonstypene som har den laveste tålegrensen (Figur 3), er det laget et overskridelseskart for vegetasjon i Norge (Figur 10). Kartet viser områder der nitrogentålegrenser for vegetasjon er overskredet og hvor stor overskridelsen er. Overskridelsene er størst i Agderfylkene og avtar nordover langs kysten til Stadlandet. I Møre og Romsdal, Nord-Trøndelag og Nordland finnes det mindre arealer med små overskridelser.



Figur 9: Midlere årsavsetning av totalt nitrogen (oksidert + redusert) i mg/m² for perioden 1997-2001 basert på interpolerte observasjonsdata (Hole og Tørseth, 2002).



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

Næringsfattige skoger:

Tålegrensen for skog (1000-2000 mg N/m² pr. år) er overskredet langs kysten fra Telemark til og med Sogn og Fjordane med de største overskridelsene på Sørlandet og Sørvestlandet. Frogner et al. (1994) har vist at tålegrensen for skogsjord er overskredet i deler av Agderfylkene, Rogaland og Hordaland. Vegetasjonsovervåking i fattig skog i Telemark fylke har vist økt vekst av middels nitrogenkrevende planter som gressene smyle og blåtopp. Fremgangen her settes i sammenheng med langtransportert N-nedfall (Framstad, 2007).

En klar indikasjon på effekter av høy nitrogenbelastning er omfattende algepåvekst på bjørkestammer i Lund i Rogaland (Thomsen, 1996; Bruteig og Tronstad, 2000; Erikstad, 2001; Bruteig et al., 2001; Bruteig, 2002; Framstad, 2003). Effektene er særlig markert i områder med høy nedbør (humide skoger). Fra Agder er det rapportert om moseskader i skogbunnen med relativt høye

verdier av nitrogen og svovel i plantene (Flatberg og Frisvoll, 1994), men det er ikke påvist at det er nitrogentilgangen som er årsaken til skadene.

Ny forskning fra Sverige har også vist at næringsfattige, nordlige (boreale) skoger trolig har en enda lavere tålegrense, ned mot 500 mg N/m² per år (Strengbom et al., 2003; Nordin et al., 2005). 500 mg N/m² per år er også anbefalt som nedre tålegrense for skog i Skandinavia av en arbeidsgruppe under ECE (Economic commission for Europe). I så tilfelle kan tålegrensen for fattige skoger være overskredet til og med Nordland fylke.

Nedbørmyr:

Nedbørmyr er avhengig av tilførsel av næringsstoffer fra nedbøren og anses som et av de mest følsomme systemene overfor økt nitrogenavsetning. Artssammensetningen på disse myrene er tilpasset lav nitrogentilførsel, og nitrogen er normalt ansett å være en vekstbegrensende faktor (Malmer, 1993; Aerts et al., 1992). I Nordvest-Europa er det 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 (Tybirk et al., 1995). Nedre tålegrense for nedbørmyr (500 mg N/m² pr. år) er overskredet langs kysten til og med Nordvestlandet i Møre og Romsdal, med de klart høyeste verdier på Sørlandet og Sørvestlandet. Enkelte myrområder i Nordland har også fått overskredet den nedre tålegrensen (Figur 10). Det er ikke utført undersøkelser som viser om dagens nitrogenavsetning har påvirket vegetasjonen i norske myrsystemer. Det er imidlertid nærliggende å anta at endringer også skjer i norske nedbørmyrer under de høyeste nitrogenbelastningene, da tålegrensene på 500-1000 mg N/m² pr. år til dels her er betydelig overskredet.

Kystlyngheier:

Kystlyngheienes utbredelse strekker seg fra Rogaland i sør til Nordland i nord (Fremstad & Kvenild, 1992; Fremstad et al., 1991). I nederlandske, tyske og britiske lyngheier presses røsslyng og klokkelyng ut av grasarter, først og fremst blåtopp, ved økt nitrogentilgang (Heil og Diemont, 1983; van Dobben, 1991; Bobbink et al., 1992; Marrs, 1986). Nyere forskning og oppdaterte bakgrunnsnivåer ved overvåkingsprogrammer i Storbritannia (Achermann og Bobbink, 2003; Power og Barker, 2003) har vist det nødvendig å senke den nedre tålegrensen for kystlynghei fra 1500 til 1000 mg N/m² pr. år. Både tørre og fuktige kystlyngheityper er gitt samme tålegrense. Nedre tålegrense for kystlyngheier er således allerede overskredet i Rogaland og Hordaland.

I de siste tiårene har lyngheier her vist den samme utviklingstendensen som heiene lenger sør i Europa med reduksjon i røsslyng og økt grasdominans, samtidig som de vokser til med busker og trær, noe som er et resultat av opphørt skjøtsel (Fremstad, 1992; Hjeltnes, 1994a; 1994b). Gjengroingen av lyngheiene med busker og trær fortsetter også nordover langs norskekysten, men det er ikke rapportert om økt grasdominans i kystlyngheiene fra Sogn og Fjordane og nordover til Nordland. Lyngheiene i disse områdene synes derfor ikke å være synlig påvirket av nitrogenavsetning (Aarrestad et al., 2001).

Fjellvegetasjon:

Fjellvegetasjon har samme nedre tålegrense som myr (500 mg N/m² pr. år) og tålegrensen er således overskredet nord til Møre og Romsdal fylke med enkelte områder på Nordvestlandet og i Nordland (Figur 10:). Den øvre tålegrensen for naturtypen er imidlertid noe høyere enn for nedbørmir (1500 mg N/m² pr. år). Eksperimenter fra norske fjell (Dovrefjell) (Paal et al., 1996; Möls et al., 2001; Fremstad et al., 2005) indikerer at tålegrensen i Midt-Norge ligger i øvre deler av skalaen. Mer nordlige fjellsystemer kan imidlertid ha lavere tålegrense da forsøk i arktiske heier på Svalbard har vist økning i planters nitrogeninnhold og endringer i mosedekkets artssammensetning ved doser under 1000 mg N/m² pr. år (Baddeley et al., 1994; Gordon et al., 2001). Disse arktiske heiene har mye de samme økologiske forhold som norske alpine heier.

Næringsfattig vannvegetasjon:

Vannvegetasjon i næringsfattige vann har en nedre tålegrense på 500 mg N/m² pr. år. Dette er en naturtype som er vidt utbredt langs norskekysten der berggrunnen er av fattig karakter. I slike innsjøer er det i Vest-Europa registrert tilbakegang av kortskuddsarter ved økt N-avsetning (Roelofs, 1983, Arts et al., 1990, Schuurkes et al., 1987). Norske undersøkelser (Lindstrøm, 1993, 2001; Lindstrøm et al., 2000) har vist at det er en økt algevekst i vann og vassdrag som trolig kan relateres til økt N-avsetning. Det er imidlertid ikke påvist endringer i vegetasjonens artssammensetning som følge av økt N-avsetning.

3.3 Dagens virkninger av nitrogennedfall på fauna

Dagens nitrogentilførsel til et område kan indirekte påvirke både forekomst og mengde av dyrearter i området hvis vegetasjonen endres. Økt nitrogentilgang kan også påvirke jordfauna direkte ved økt næringstilgang (jfr. Bobbink et al., 1996). Det eksisterer imidlertid få studier av effekter av nitrogennedfall på faunasammensetning, og det er heller ikke, så langt vi vet, rapportert om slike effekter i Norge. Slike effekter vil trolig bare kunne forventes i områder der naturtypenes tålegrenser er betydelig overskredet, dvs. på Sørlandet og Sørvestlandet.

3.4 Dagens virkninger av bakkenært ozon på vegetasjon og fauna

Som nevnt ovenfor er det ulike grenseverdier for bakkenært ozon, og en av disse er SFTs grense for 7-timers middel (kl 0900-1600) av ozon gjennom vekstsesongen (april-september) som ikke bør overskride 50 µg/m³. Verdiene målt på norske bakgrunnsstasjoner i 2006 var på 69-85 µg/m³ (Aas m. fl., 2007) og ozonkonsentrasjonen er således periodisk høy nok til å gi skader på vegetasjon. Det skal imidlertid tilføyes at en ozonkonsentrasjon på 50 µg/m³ er lavere enn dagens hemisfæriske middelkonsentrasjon og at grenseverdien dermed vil være overskredet overalt på den nordlige halvkule. Det er vanlig å anta at dagens hemisfæriske bakgrunnsnivå av ozon er 2-3 ganger høyere enn atmosfærens naturlige bakgrunnsnivå på grunn av de samlede antropogene utslippene.

Tålegrensene knyttet til AOT40-verdiene overskrides enkelte år på en eller flere av de norske bakgrunnsstasjoner. Selv om det har vært betydelige utslippsreduksjoner av NO_x og NMVOC i Europa de siste 10-20 årene, vil ozonivået og eventuelle overskridelser av AOT40-verdiene i Norge være særlig knyttet til værforholdene. I 2006 var AOT40-verdien for planter og landbruksvekster

(perioden 15. mai – 15. august) overskredet i hele Sør-Norge (Aas m. fl., 2007), men det var et år med usedvanlig høye ozonverdier, noe som hovedsaklig skyldes værforhold "gunstige" for ozontransport til Norge på våren og forsommeren samt trolig også en periode med landbruksbrenning over store områder i Baltikum (Stohl m.fl. 2007).

Selv om tålegrensene for ozon på vegetasjon er tidvis overskredet langs hele Vestlandskysten er det ikke rapportert om vegetasjonsskader eller skader på trær som skyldes ozon f. eks. i årsrapporter fra overvåkingsprogrammet Terrestrisk naturovervåking TOV, Framstad (2007), eller overvåkingsprogrammet for skogskader OPS, Andreassen et al. (2006). Imidlertid ble omfattende skogskader i Mellom-Europa tidligere satt i sammenheng med ozon (SFT, 1992). Skader er også rapportert ved kontrollerte forsøk i Norge (Mortensen og Skre, 1990; Mortensen, 1994; Nygaard, 1994), hvor bl.a. blåbær viste seg å være følsom overfor ozon. Man kan således ikke utelukke at vegetasjonen langs Vestlandskysten kan være påvirket av ozon.

I 2006 ble det registrert ca. 400–500 timer med ozonkonsentrasjoner over $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ på bakgrunnsstasjoner i Norge. SFTs anbefalte luftkvalitetskriterium med hensyn på helse/dyr på $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som timemiddel, er således overskredet med de største overskridelsene i Sør-Norge. Det er således mulig at faunaen kan være påvirket i større deler av landet. Eksponering for høye ozonverdier kan ha negativ effekt på dyrenes toleranse mot alle former for stress, inkludert dyrenes evne til å tilpasse seg endringer i sine habitater.

4 Utslippsdata

Utslippsdata for NO_x og VOC ble levert for 11 "megakilder", dvs. nærliggende kilder slått sammen til punktkilder, for utslippsårene 2006 og 2025. Dataene for 2006 var basert på innrapporterte tall (fra Environmental Web), mens dataene for 2025 var basert på prognoser utarbeidet av Oljedirektoratet. Utslippstallene inkluderte kun petroleumsvirksomhet og ikke skipstrafikk knyttet til denne virksomheten.

Siden arbeidet nå skulle baseres på en oppdatering av beregningene fra 2002, måtte megakildene tilordnes til de megakildene som ble brukt i 2002-arbeidet. En del av megakildene var de samme som sist, det gjaldt Draugen, Heidrun, Kristin, Njord, Norne, Åsgård og Ormen Lange. Nye utslippspunkter var Halten N, Halten S, Vøring N og Møre som alle bare var oppgitt med utslipp i 2025. Disse nye utslippspunktene ble tilordnet den nærmeste megakilden som ble brukt i 2002-arbeidet. Det ga følgende tilordning:

- Halten S (64.4 N, 6.3 E) ble tilordnet tidligere FF1 (64.1 N, 4.9 E)
- Vøring N (66.6 N, 5.5 E) ble tilordnet tidligere FF2 (67.4 N, 5.8 E)
- Halten N (65.8 N, 7.7 E) ble tilordnet Heidrun (65.3 N, 7.3 E)
- Møre (62.8 N, 5.2 E) ble tilordnet Ormen Lange (63.5 N, 5.3 E)

En annen viktig forskjell fra 2002-utslippene var at skipstrafikk ikke skulle være med i utredningen nå. Utslippene fra skipstrafikken var den viktigste enkeltkilden

til NO_x og VOC i 2002-utredningen. Tabell 2 og Tabell 3 viser utslippstallene fra 2002-arbeidet (gjeldende for 2012) sammenlignet med de nye tallene som ligger til grunn for arbeidet nå for 2006 og 2012. For å få sammenlignbare og skalerbare tallverdier er utslippene fra skytteltrafikken trukket fra totaltallene fra 2002 i tabellene. I 2002-arbeidet ble skytteltrafikken modellert som en egen kilde, mens disse ikke skulle være med i arbeidet nå.

Tabell 2: NO_x-utslipp per felt (som NO₂).

	2012 (RKU 2002) ¹	2006- oppdatering	2025- oppdatering
Halten S (FF1) ²	1982	0	330
Vøring N (FF2) ³	1092	0	450
FF3 ⁴	-	-	-
Åsgård	2629	2213	0
Njord	1465	922	0
Heidrun	2123	2126	0
Halten N ⁵	0	0	3780
Norne	1815	1754	0
Draugen	1260	640	0
Kristin	1622	950	0
Skarv ⁶	-	-	-
Ormen Lange	967	1071	0
Møre ⁷	0	0	190
SUM	14955	9676	4750

Tabell 3: VOC-utslipp per felt.

Felt	2012 (RKU 2002) ¹	2006- oppdatering	2025- oppdatering
Halten S (FF1) ²	3851	0	2030
Vøring N (FF2) ³	2569	0	150
FF3 ⁴	-	-	-
Åsgård	5631	6572	0
Njord	388	3192	0
Heidrun	1529	1057	0
Halten N ⁵	0	0	5580
Norne	2254	7226	0
Draugen	583	4500	0
Kristin	1720	0	0
Skarv ⁶	-	-	-
Ormen Lange	814	0	0
Møre ⁷	0	0	0
SUM	19339	22551	7760

¹) Uten utslipp fra skytteltankerne

²) Utslippene fra Halten S ble tilordnet FF1 fra RKU 2002

³) Utslippene fra Vøring N ble tilordnet FF2 fra RKU 2002

⁴) FF3 fra RKU 2002 er ikke med i de oppdaterte datene

⁵) Utslippene fra Halten N ble tilordnet Heidrun

⁶) Skarv fra RKU 2002 er ikke med i de oppdaterte dataene

⁷) Utslipp fra Møre ble tilordnet Ormen Lange fra RKU 2002

Utslippstallene viser betydelig lavere utslipp av NO_x nå (for 2006 og særlig for 2025) sammenlignet med tallene fra 2002-arbeidet. For VOC er tallene for 2006 nå noe høyere mens 2025-tallene er betraktelig lavere sammenlignet med tallene fra den forrige utredningen.

5 Beregningsprosedyre og resultater

Basert på utslippstallene er bidragene til nitrogenavsetning og bakkenært ozon estimert. På grunn av begrenset tid og kapasitet var det ikke anledning til å gjøre nye fotokjemiske modellberegninger. I samråd med oppdragsgiver ble det besluttet å skalere resultatene fra RKU 2002 i henhold til de nye utslippstallene. Faglig sett er dette ikke trivielt i og med at både ozondannelsen og nitrogenavsetningen er ikke-lineære prosesser som avhenger av både NO_x- og VOC-utslippene. De fotokjemiske prosessene der NO_x og VOC oksideres og danner ozon og nitrat innebærer et stort antall kjemiske reaksjoner i atmosfæren, og effektiviteten og hastigheten av reaksjonene er avhengig av nivåene av NO_x, VOC og andre sporgasser.

I prinsippet er det derfor ikke mulig å estimere nitrogenavsetning og ozondannelse basert på en skalering av utslippsdata. Imidlertid viser erfaringer og tidligere modellberegninger at i et europeisk bakgrunnsområde, dvs. lite forurensede område, som Norskehavet, kan man som en første tilnærming anta at dannelsen av ozon og nitrat er lineært avhengig av NO_x-utslippene, mens utslippene av VOC har mindre betydning. Bakgrunnsområdene er med andre ord *NO_x-begrenset*. Grovt sett kan man anta at VOC er begrensende for fotokjemien nær større utslippsområder, dvs. der konsentrasjonene av kildegassene er størst, mens NO_x er begrensende lenger unna.

Fra modellberegningene i forbindelse med 2002-utredningen var det lagret både totalbidraget fra kildene i Norskehavet og bidraget fra hver enkelt kilde separat. Basert på tallene for NO_x-utslipp vist i Tabell 2 ble det laget skaleringsfaktorer for hver enkelt megakilde. Totalbelastningen, som var det som skulle beregnes nå, ble dermed bestemt ved en enkel lineær sum av de skalerte enkeltbidragene, dvs.:

$$T = \sum (f_i X_i) \text{ for } i= 1, \dots, n$$

der

T = totalbelastningen, dvs nitrogenavsetning, AOT40 eller antall timer med O₃ > 100 ug/m³

f_i = E_i/E_{i(2002)} hvor E_i = utslippet av NO_x fra kilde i i denne utredningen (2006 og 2025) og E_{i(2002)} er det tilsvarende tallet i 2002-utredningen

X_i = bidraget til nitrogenavsetning, AOT40 og antall timer med med O₃ > 100 ug/m³ fra kilde nr i

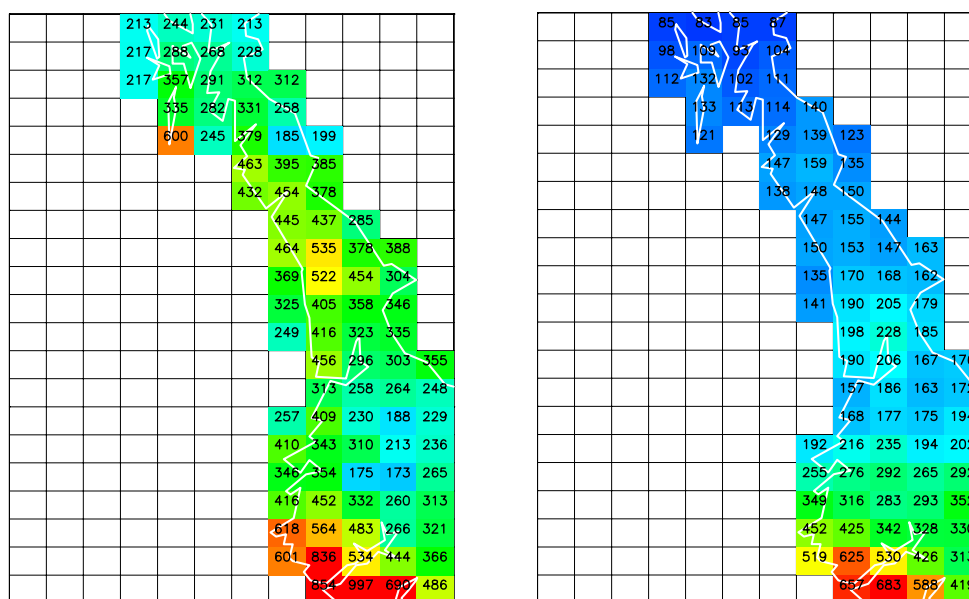
n = antall megakilder

De separate kildebidragene, X_i, var lagret som feltverdier i EMEPs 50 km-rutesystem (www.emep.int) fra modellberegningene i 2002.

5.1 Nitrogenavsetning

Figur 11 viser et beregnet 5-års middel av den totale nitrogenavsetningen over norske landområder for årene 1997-2001 (Hole og Tørseth, 2002). Kartet er konstruert på grunnlag av observert nitrogenavsetning på et tjuetalls stasjoner, hvorav de aller fleste er i Sør-Norge, nedbørsdata fra et stort nett av meteorologiske stasjoner og luftkonsentrasjoner av nitrat fra et lite antall stasjoner. For området som er aktuelt i denne undersøkelsen er det kun snakk om et par stasjoner med nitrogenobservasjoner (Figur 1). Nedbørsmengdene, som det finnes mye bedre stasjonsdekning for, vil riktignok være bestemmende for nitrogennedfallet, men usikkerheter og lokale effekter på de svært få luftkvalitetsstasjonene som finnes i området vil også være bestemmende. Målingene på Tustervatn viser f.eks. at det konsentrasjonene av redusert nitrogen (ammonium og ammoniakk) er adskillig høyere enn f.eks. på stasjonen Kårvatn som ligger i Møre og Romsdal, noe som kan indikere at Tustervatn til en viss grad er influert av nitrogen fra lokal landbruksaktivitet.

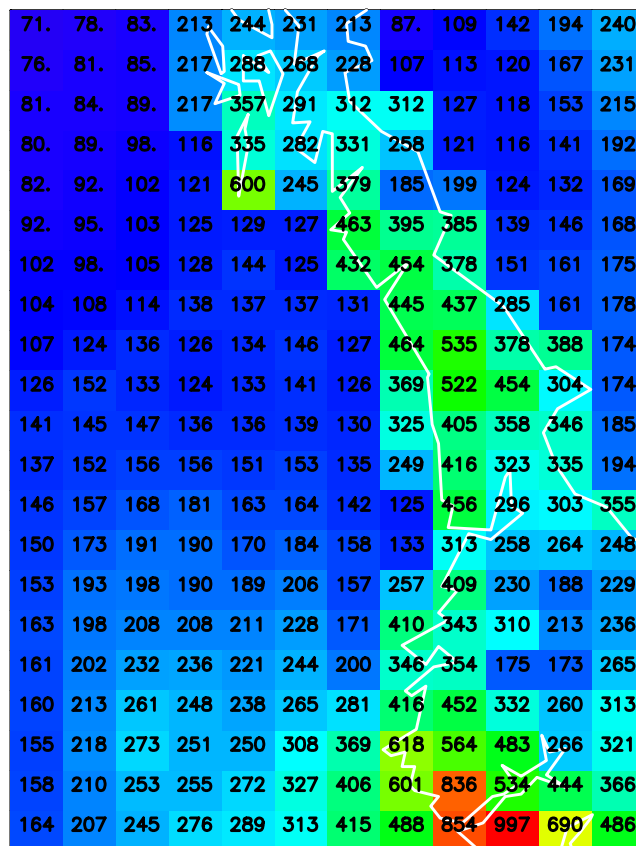
Figur 11 gir også en indikasjon på usikkerheten knyttet til nitrogenavsetning i influensområdet. Her er tallene fra Hole og Tørseth (2002) sammenlignet med resultater fra EMEP-modellen (Simpson m.fl., 2003), en fotokjemisk spredningsmodell for Europa for ett utvalgt år (1999). Noe av forskjellene som vises her, kan dermed tilskrives 1999 i forhold til årene 1997-2001, men den overveiende delen av forskjellene skyldes en systematisk forskjell mellom målte og modellerte verdier i dette området.



Figur 11: Total årlig nitrogenavsetning (oksidert + redusert) i mg(N)/m² for Norge basert på et femårs middel (1997-2001) av interpolerte observasjoner til venstre (Hole og Tørseth, 2002) og basert på beregninger for 1999 med EMEP-modellen til høyre (Simpson m.fl., 2003).

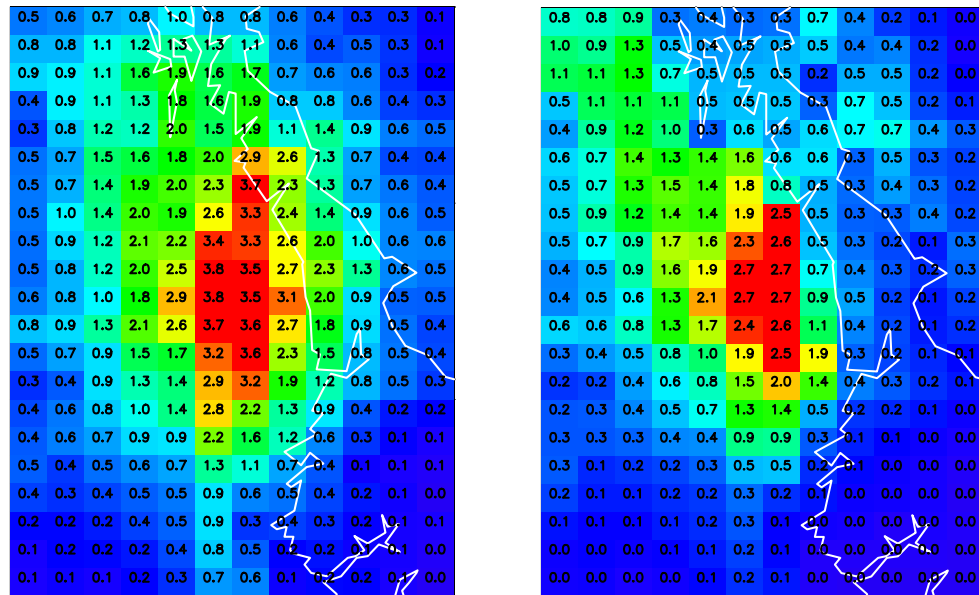
Som figuren viser, er overensstemmelsen mellom modellresultater og målinger best lengst sør i området, mens fra Nord-Trøndelag og nordover er det til dels store forskjeller, der de interpolerte måledataene ligger en faktor 2-3 høyere enn beregningene med EMEP-modellen. Vi går ikke nærmere inn på årsakene til dette avviket her, heller ikke om det skyldes svakheter i modellen eller at målingene er feil eller lokalt influert. Hovedbudskapet er at det er stor usikkerhet knyttet til nitrogenavsetningen i influensområdet, og usikkerheten ved det estimerte tilleggsbidraget fra petroleumskildene i Norskehavet må antas å være enda større.

I det videre arbeidet har vi brukt de interpolerte måledataene (Hole og Tørseth, 2002) som bakgrunnsverdier for de norske landområdene og resultatene fra EMEP-modellen (Simpson m.fl., 2003) over øvrige områder (stort sett hav). Dette sammensatte feltet er vist i Figur 12. Hvis man antar at den reelle nitrogenavsetningen ligger et sted mellom de modellerte og målte verdiene (Figur 11) bør dette være et riktig valg med tanke på at dette er en utredning av miljøkonsekvenser. Med et slikt valg av bakgrunnsnivå, risikerer vi å overestimere totalavsetningen over land. Det betyr at det er mer sannsynlig at miljøkonsekvensene er mindre enn beskrevet her enn at de er større. Riktignok vil dette føre til at det relative bidraget fra kildene i Norskehavet underestimeres, men vi antar at det ikke er fullt så viktig for arbeidet med forvaltningsplanen for Norskehavet.

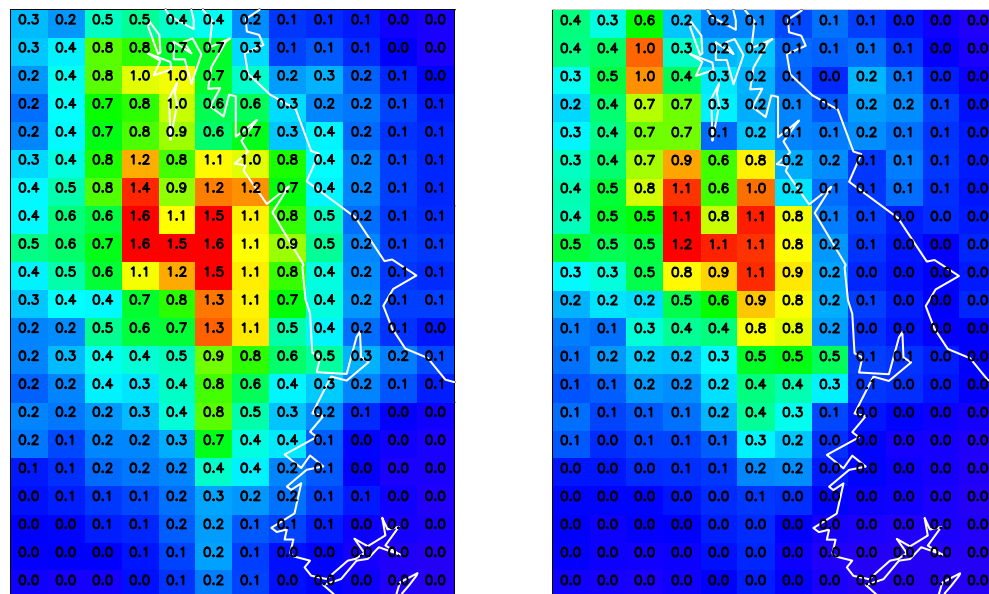


Figur 12: Bakgrunnsavsetning av totalt nitrogen (oksidert + redusert) i mg(N)/m^2 for influensområdet basert på interpolerte observasjonsdata over Norges landområder og EMEP-modellberegninger for andre områder.

Estimatene for de samlede petroleumskildene i Norskehavet for 2006 viser et marginalt tilleggsbidrag til nitrogenavsetningen over landområdene, stort sett under 1% av bakgrunnsavsetningen (Figur 13). Den største avsetningen fra kildene, i absoluttverdi og relativt til bakgrunnen, er i havområdene utenfor Nordlandskysten med opptil 4 mg(N)/m². De interpolerte måledataene i området viser til sammenligning ca 250-500 mg(N)/m², mens EMEP-modellen gir verdier på 120-160 mg(N)/m² over havområdene. Med utslippsprognosene for 2025 (Figur 14) er bidraget fra petroleumskildene enda mindre.



Figur 13: Estimert bidrag til årsavsetningen av nitrogen (mg(N)/m²) med 2006-utslipp fra de samlede kildene i Norskehavet (til venstre) og relativt til bakgrunnsavsetningen (alle andre kilder) i prosent (til høyre).



Figur 14: Samme som foregående figur for 2025-utslipp.

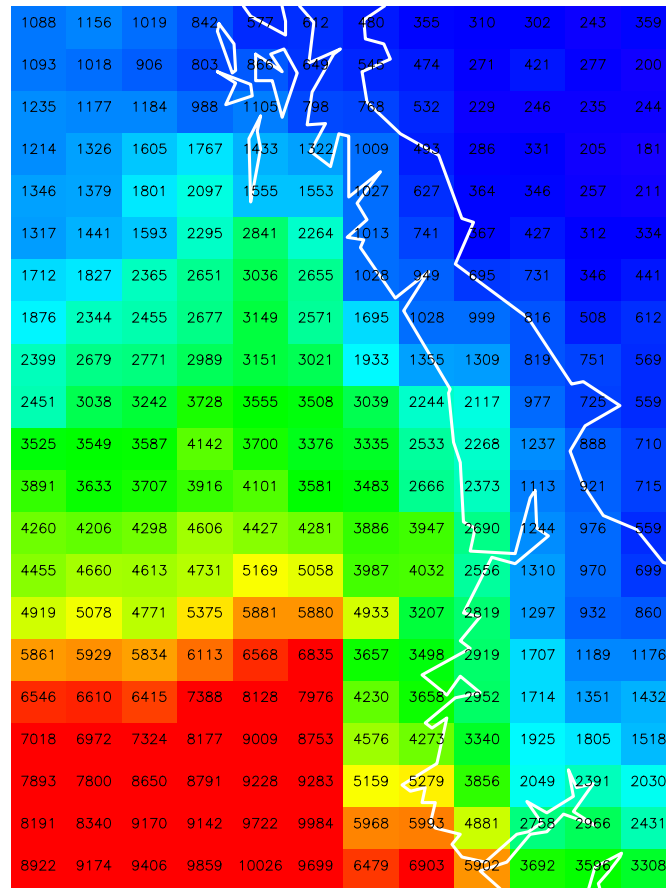
5.2 Bakkenært ozon

Som diskutert over, i kapittelet om nitrogenavsetning, er usikkerheten rundt estimatene for nitrogen store, både for bakgrunnsavsetningen og – i enda større grad – for estimatene av tilleggsbidraget. Usikkerheten rundt ozoneksponering og de estimerte bidragene fra kildene i Norskehavet er også store, om enn av litt andre årsaker. En viktig usikkerhet ved den faktiske nitrogenavsetningen i influensområdet er knyttet til det lille antallet overvåkingsstasjoner (Figur 1) og faren for lokal påvirkning fra f.eks. landbruk på disse stasjonene.

For bakkenært ozon er situasjonen en litt annen. Overvåkingsnettet for ozonmålinger er riktignok enda mindre enn for nitrogen (Figur 1), men for ozon er betydningen av lokale effekter i influensområdet sannsynligvis nokså liten. Lokal påvirkning av ozonstasjoner er oftest knyttet til lokale NO_x-kilder, f.eks. dersom stasjonen er plassert nær trafikkerte veier eller i utkanten av større byområder. Dette er ikke tilfelle for de norske ozonstasjonene. På den annen side varierer ozonbelastningen sterkt fra år til år, noe som hovedsakelig skyldes variasjoner i storskala værforhold fra år til år.

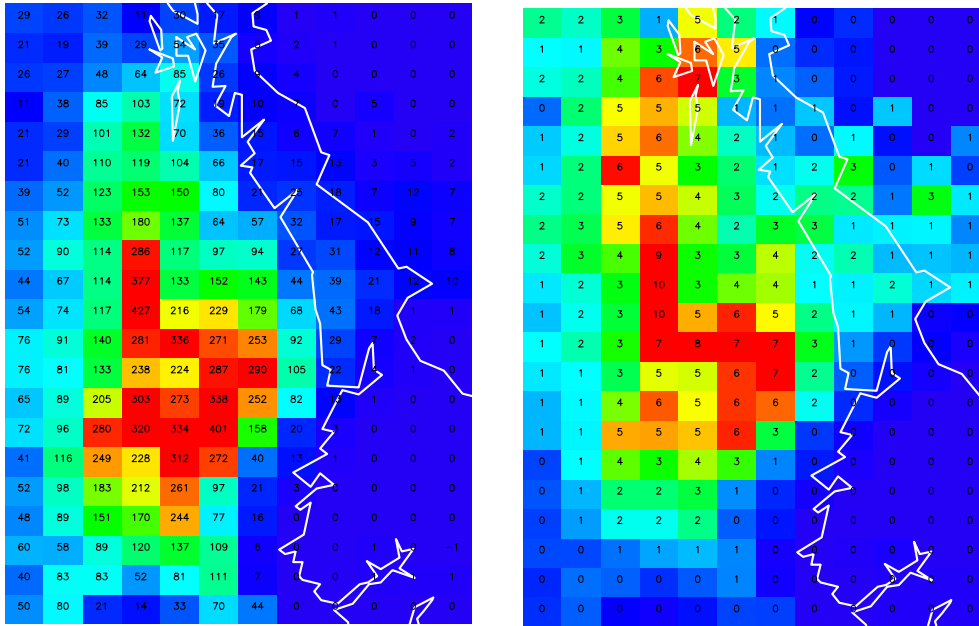
Bakgrunnsnivået av ozon, og særlig ekstremverdier som AOT40 osv, vil altså variere sterkt fra år til år. Valg av bakgrunnsår vil dermed kunne ha betydning for vurdering av tilleggsbidrag fra enkeltområder som Norskehavet. Velges et år med lave ozonverdier og lite overskridelser, vil eventuelle bidrag fra tilleggsilder ikke føre til overskridelser av grenseverdier, mens velges et år med spesielt høye ozonverdier (som f.eks. 2006) vil alle tilleggsbidrag komme på toppen og gi overskridelser. Det viktigste vil derfor være å vurdere det estimerte tilleggsbidraget fra Norskehavet separat og se det i forhold til observerte verdier de seinere årene.

I denne studien har vi brukt resultatene fra delutredning til RKU Norskehavet rapportert i 2002 som var basert på beregninger for meteorologi fra 1999. Bakgrunnsverdiene av 3-måneders AOT40-verdi basert på de modellberegningene er vist i Figur 15. Beregningene indikerer at grenseverdien på 3000 ppbtimer var overskredet i kystområdene t.o.m. Møre og Romsdal, mens AOT40-verdien var under grenseverdien lenger nord. Over havområdene indikerer imidlertid modellberegningene betydelige overskridelser av grenseverdien også uten utslipp fra Norskehavet, men her har grenseverdien liten relevans siden den gjelder for planter og landsbruksvekster. Generelt vil man vente høyere ozonverdier over hav enn over land siden ozon i liten grad tas opp til vannflater, men derimot avsettes effektivt til landområder. Dette er grunnen til at Figur 15 (og de øvrige ozonfeltene vist i denne studien) viser såpass store forskjeller mellom hav og land.

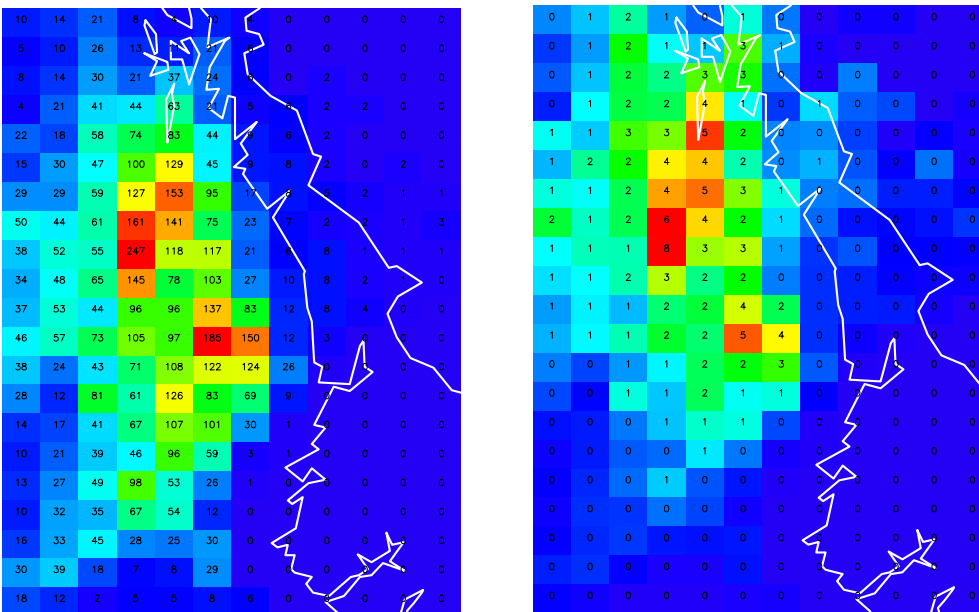


Figur 15: Beregnet bakgrunnsverdi av AOT40 for planter (3-månedersperiode, mai-juli) fra EMEP-modellen (Solberg et al., 2002).

Estimatene for bidraget fra petroleumskildene i Norskehavet til AOT40-verdien for planter (3-måneders verdi) viser at det klart største bidraget kommer over havområdene. Over land gir estimatene et bidrag på maksimalt 70-80 ppbtimer i Lofoten med 2006-utslippene (Figur 16), eller 7-8% av totalverdien. Disse tallene må dessuten sees i sammenheng med en tålegrense på 3000 ppbtimer. Her må det også tilføyes at det relative bidraget er svært usikkert og helt avhengig av hvilket år man legger til grunn, som nevnt over. Til havs gir estimatene et bidrag på opptil 400 ppbtimer, noe som ikke er ubetydelig i forhold til grenseverdien på 3000. Med 2025-utslipp blir bidraget fra kildene i Norskehavet en del mindre (Figur 17).



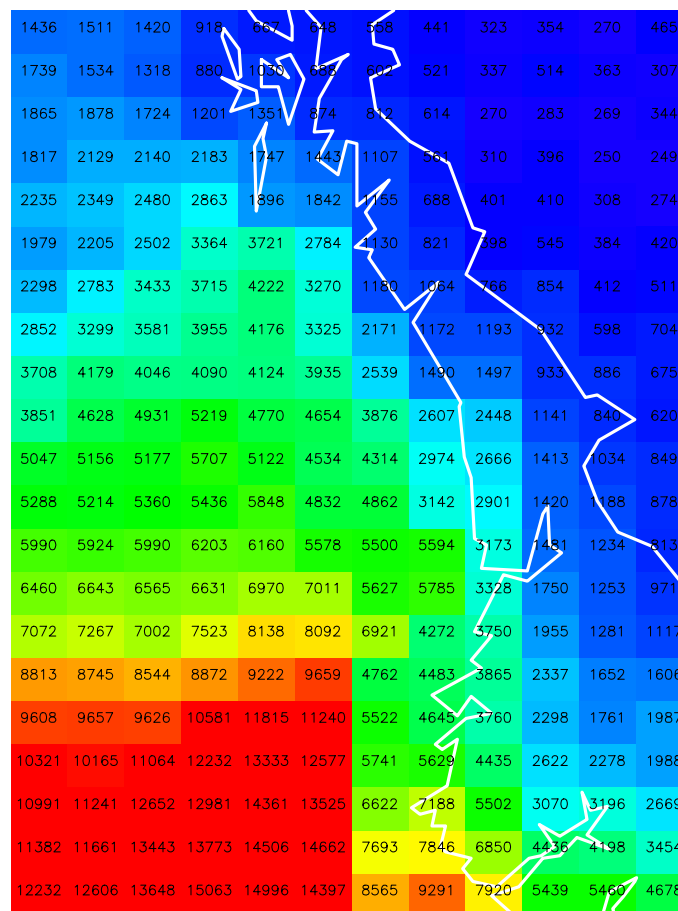
Figur 16: Estimert bidrag til AOT40-verdien for planter (3-månedersperiode, mai-juli) med 2006-utslipp fra utslippene over Norskehavet i absoluttverdi (ppb-timer) til venstre og relativt til bakgrunnen (prosent) til høyre.



Figur 17: Samme som foregående figur for 2025-utslipp.

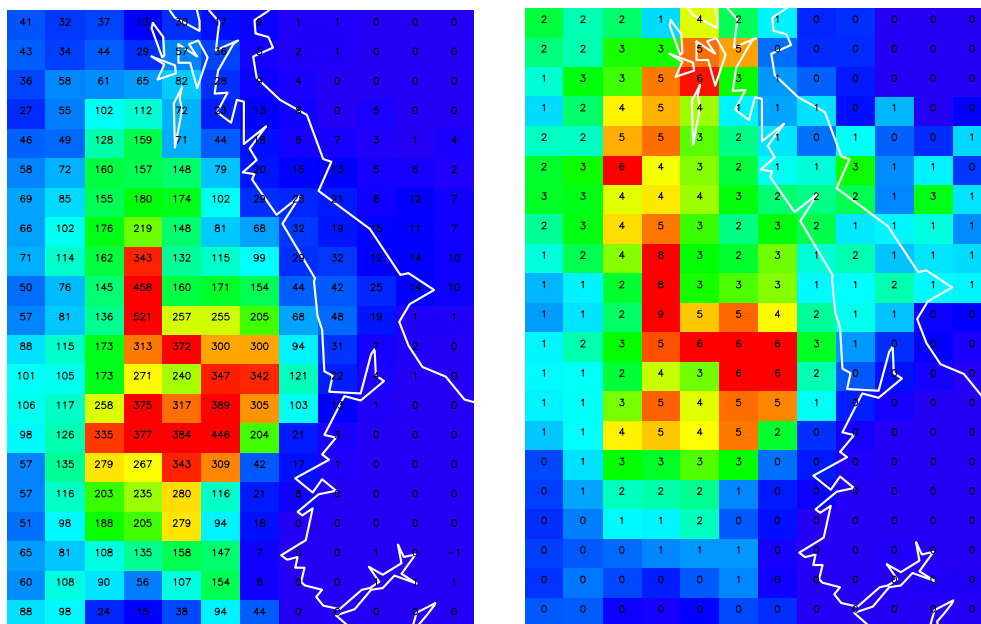
Bakgrunnsfeltet for 6-måneders AOT40 for skog, også hentet fra delutredningen i 2002, er gjengitt i Figur 18. Disse dataene indikerer at det ikke var overskridelser av grenseverdien på 10 000 ppbtimer i noen del av landområdene. Over de sørvestlige havområdene er verdiene høyere enn 10 000 ppbtimer, men igjen er

grenseverdien, som gjelder for skog, irrelevant. Det betyr ikke at ozonbelastningen her er uten betydning, men at det ikke eksisterer tålegrenser og grenseverdier for området.

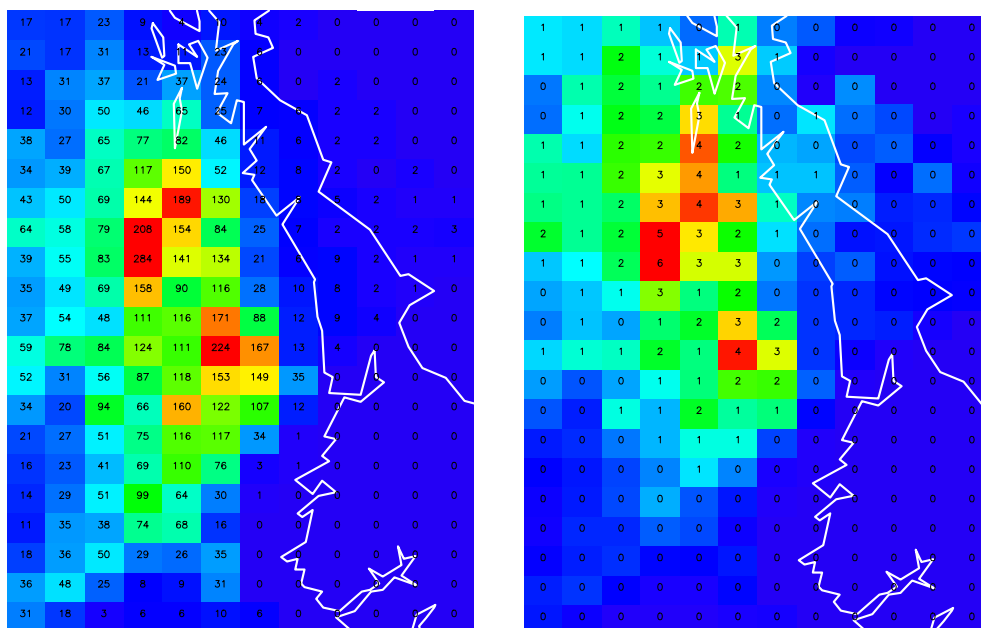


Figur 18: Beregnet bakgrunnsverdi av AOT40 for skog (6-månedersperiode, april-september) fra EMEP-modellen (Solberg et al., 2002).

Estimatene for effekten av utslippene i Norskehavet gir ubetydelige tilleggsbidrag over landområdene på opptil 40-80 pbbtimer, med høyest verdier i Lofoten (Figur 19). Dette utgjør maksimalt 5-6% prosent av den totale 6-måneders AOT40-verdien i området. For 2025 blir bidraget mindre (Figur 20). Over havområdene er bidragene fra Norskehavet estimert til å bli en god del høyere med en økning på opptil 400-500 pbbtimer, eller 8-9% av bakgrunnen slik det er estimert her.

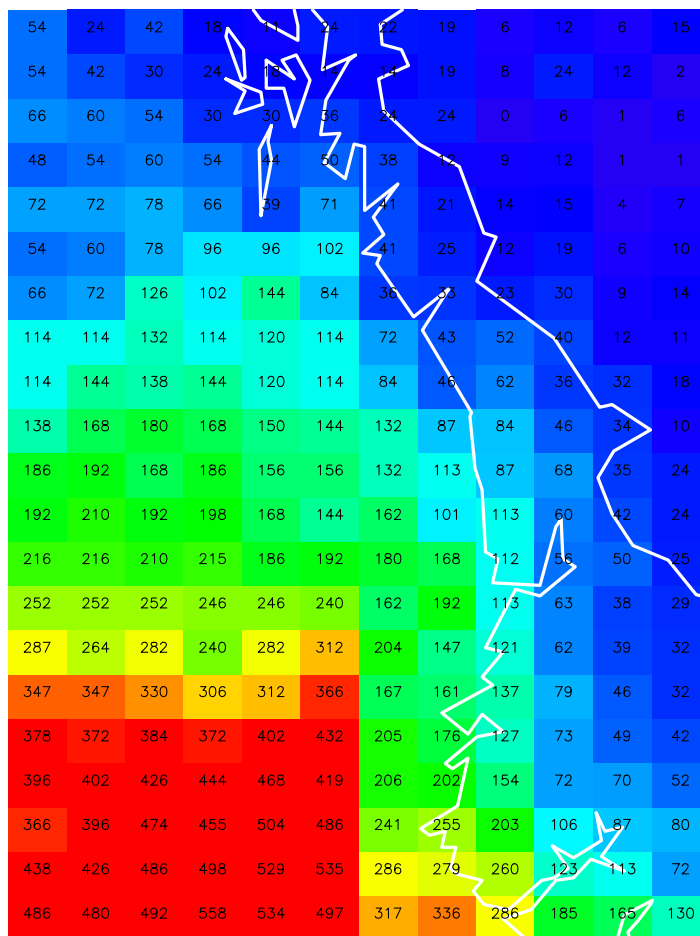


Figur 19: Estimert bidrag til AOT40-verdien for skog (6-månedersperiode, april-september) med 2006-utslipp fra utslippene over Norskehavet i absoluttverdi (ppb-timer) til venstre og relativt til bakgrunnen (prosent) til høyre.



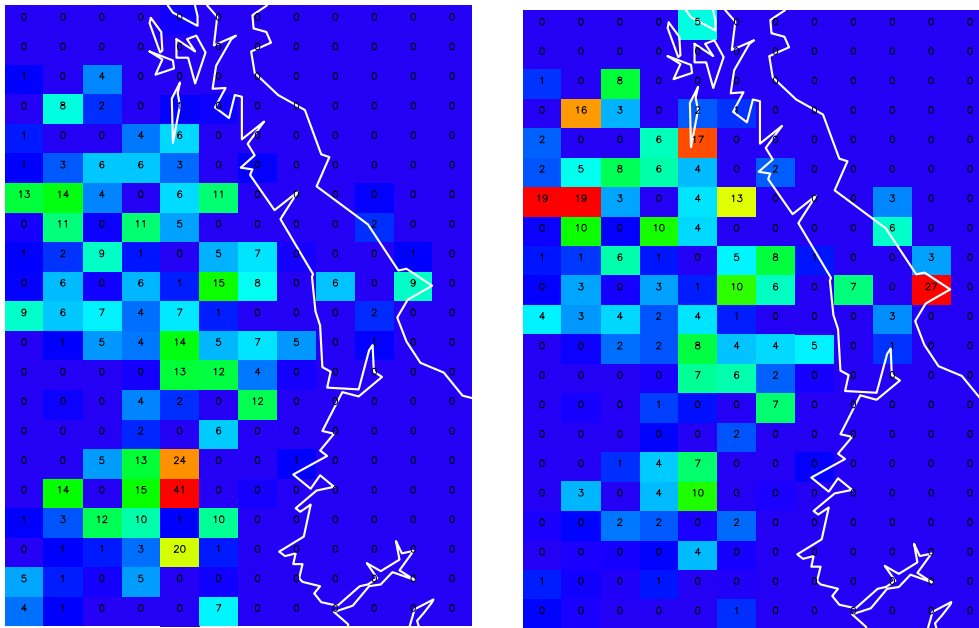
Figur 20: Samme som foregående figur for 2025-utslipp.

For å vurdere mulige effekter på helse og dyreliv ble antall timer over $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ brukt som indikator. Figur 21 viser de bakgrunnsverdiene som ble estimert i forbindelse med delutredningen fra 2002. Ifølge disse beregningene varierte bakgrunnsverdiene fra knapt 300 timer i ytre Sogn, avtagende nordover og innover i landet til 20-30 timer på det laveste.

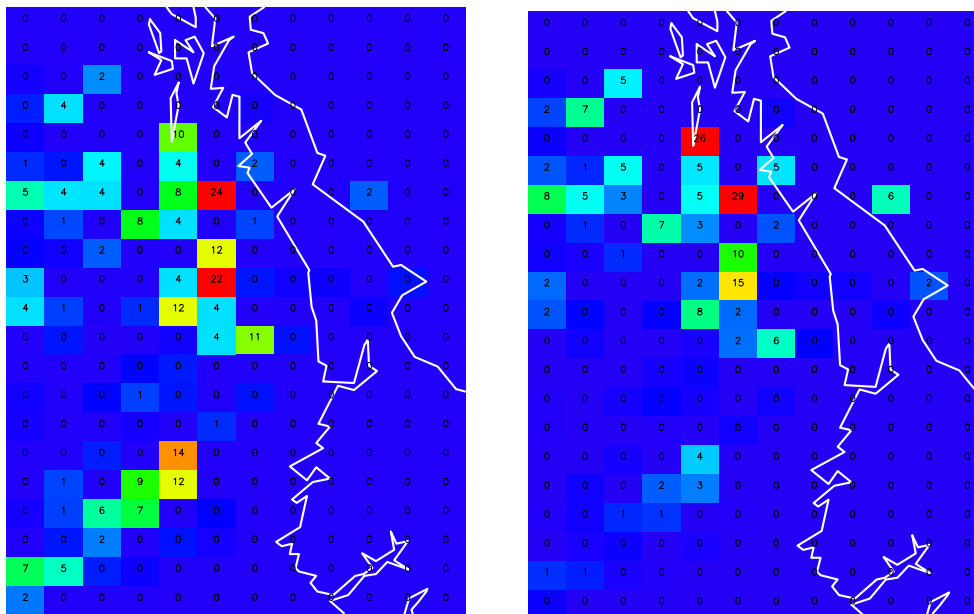


Figur 21: Beregnet antall timer med ozonkonsentrasjon $> 100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ fra EMEP-modellen (Solberg et al., 2002).

Estimert bidrag fra utslippene i Norskehavet gir enten null eller en marginal økning av antall timer med ozon over $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Figur 22 og Figur 23) med henholdsvis 2006-utslipp og 2025-utslipp. Igjen er de estimerte bidragene størst over havområdene og minst over land.



Figur 22: Estimert bidrag til antall timer med ozonkonsentrasjon $> 100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ med 2006-utslipp fra utslippene over Norskehavet i absolutt antall til venstre og relativt til bakgrunnen (prosent) til høyre.



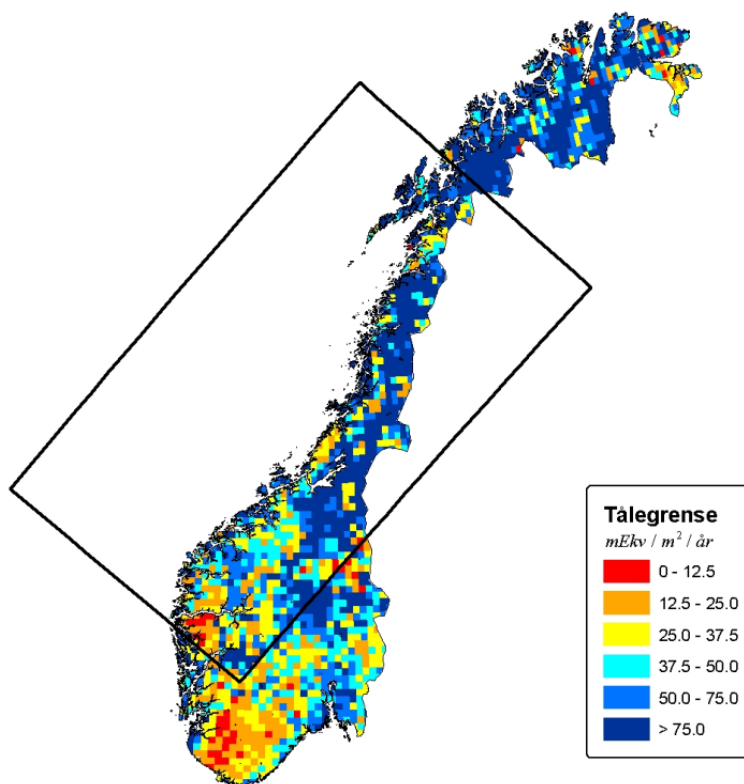
Figur 23: Samme som foregående figur for 2025-utslipp.

6 Miljøkonsekvenser knyttet til bidraget fra petroleumsvirksomheten i Norskehavet

6.1 Konsekvenser knyttet til forsuring

Området som vurderes i denne konsekvensutredningen dekker et landareal på ca. 150.000 km² og omfatter mesteparten av landarealet i Sogn og Fjordane, Møre og Romsdal, Sør- og Nord-Trøndelag og Nordland.

Figur 24 viser tålegrenser for forsuring av overflatevann for influensområdet beregnet med SSWC-modellen (Henriksen og Posch, 2001), rapportert i Larssen og Høgåsen (2003). Tålegrensen for overflatevann i hver rute er beregnet ut fra tilgjengelige vannkjemiske data for innsjøer og elver i hver rute fra NIVAs nasjonale database, og årlig avrenning for perioden 1961-1990 fra Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE). Tålegrensene er fra 10 til 2050 mekv/m²/år.



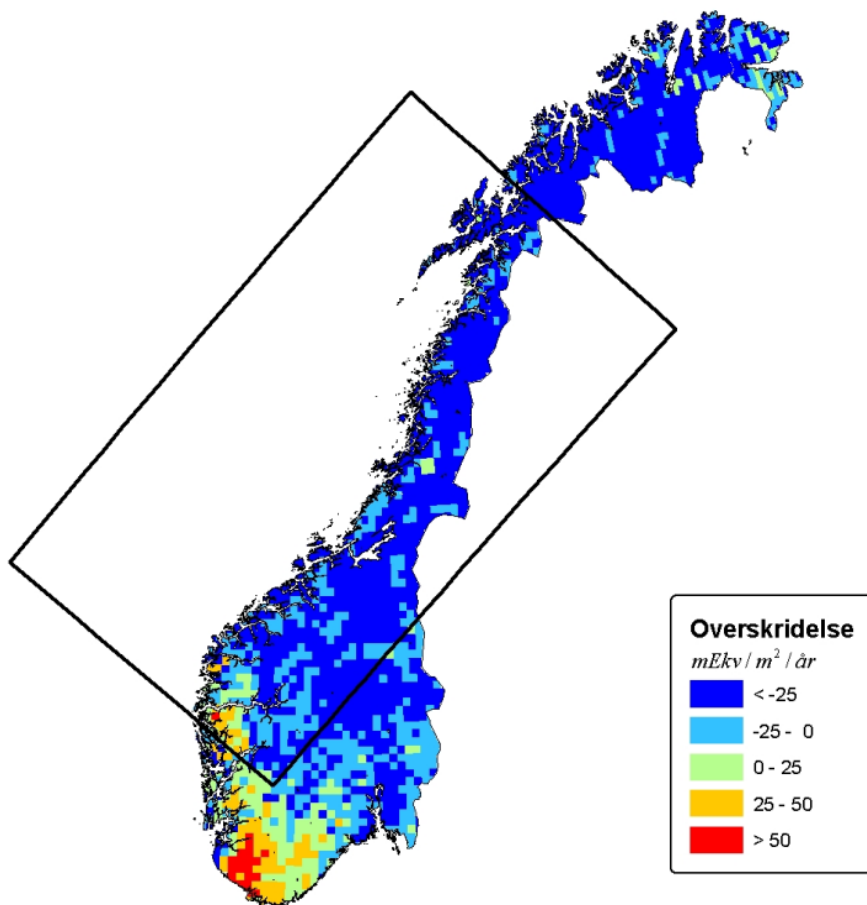
Figur 24: Tålegrenser for forsuring av overflatevann. Influensområdet som vurderes i denne konsekvensutredningen er markert med sort ramme.

Beregning av overskridelser av tålegrenser for overflatevann er basert på dagens avsetning av svovel- og nitrogenforbindelser (S + N) og tilgjengelige vannkjemiske data. NILU har beregnet avsetning av nitrogen og svovel basert på målinger av luft- og nedbørkjemi. De målte verdiene er et resultat av både lokal og langtransportert forurensing. Avsetningsberegningene er gjort for en periode på 5 år. Den siste tilgjengelige perioden er 1997-2001 (Hole og Tørseth, 2002).

Kontinuerlige avsetningsverdier fra NILU er fordelt på NIVAs rutenett. Hver rute er definert ved 1° lengde og $0,5^\circ$ bredde, og er delt opp i 16 underruter.

Den sørligste delen av det undersøkte området har en maksimal N-avsetning på i underkant av $1000 \text{ mg N/m}^2/\text{år}$, mens N-avsetningen i de sentrale delene i Møre og Romsdal, Sør- og Nord-Trøndelag og Nordland ligger i området $200 - 500 \text{ mg N/m}^2/\text{år}$. N-belastningen er i all hovedsak under den empiriske grenseverdien for hvor man har observert økt N-avrenning som en funksjon av N-avsetning (grenseverdien ligger sannsynligvis rundt $900 \text{ mg N/m}^2/\text{år}$, se kap. 2.1).

Influensområdet for denne konsekvensutredningen har i dag små problemer med overskridelse av tålegrensene for forsuring av overflatevann (Figur 25). Som vist i Tabell 4 utgjør områder som i dag har liten ($< 10 \text{ mekv/m}^2/\text{år}$) eller ingen overskridelse av tålegrensen hhv. ca. $13\,000 \text{ km}^2$ og $122\,000 \text{ km}^2$. Områder med overskridelse ($>10 \text{ mekv/m}^2/\text{år}$) utgjør ca. $16\,000 \text{ km}^2$, og er hovedsakelig lokalisert i Sogn og Fjordane. Den maksimale overskridelsen i det undersøkte området er $100 \text{ mekv/m}^2/\text{år}$. Nøkkeltall for influensområdet er vist i Tabell 4.



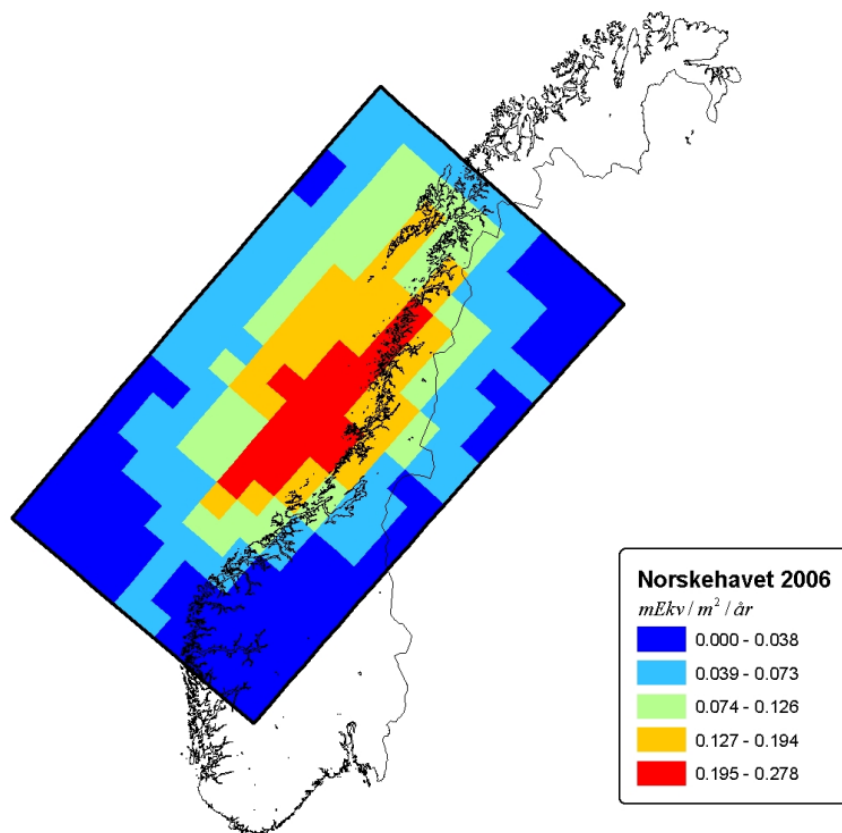
Figur 25: Overskridelser av tålegrensen for forsuring av overflatevann, gitt S-deposisjon som gjennomsnitt for perioden 1997-2001 (fra Hole and Tørseth, 2002) og NO_3^- -avrenning for 1995 som mål for N-deposisjonens bidrag til overskridelse av tålegrensen. Influensområdet for konsekvensutredningen er rammet inn.

Tabell 4. Nøkkeltall for influensområdet for konsekvensutredningen.

Arealangivelse	km ²	% av influensområdet
Landareal i influensområdet	150.000	100
Areal med overskridelse 10 - 100 mekv/m ² /år	16.000	~10
Areal med liten overskridelse (< 10 mekv/m ² /år)	13.000	~9
Totalt areal med overskridelse av tålegrense for forsurening av overflatevann	29.000	~19
Areal uten overskridelse av tålegrense for forsurening av overflatevann	122.000	~81

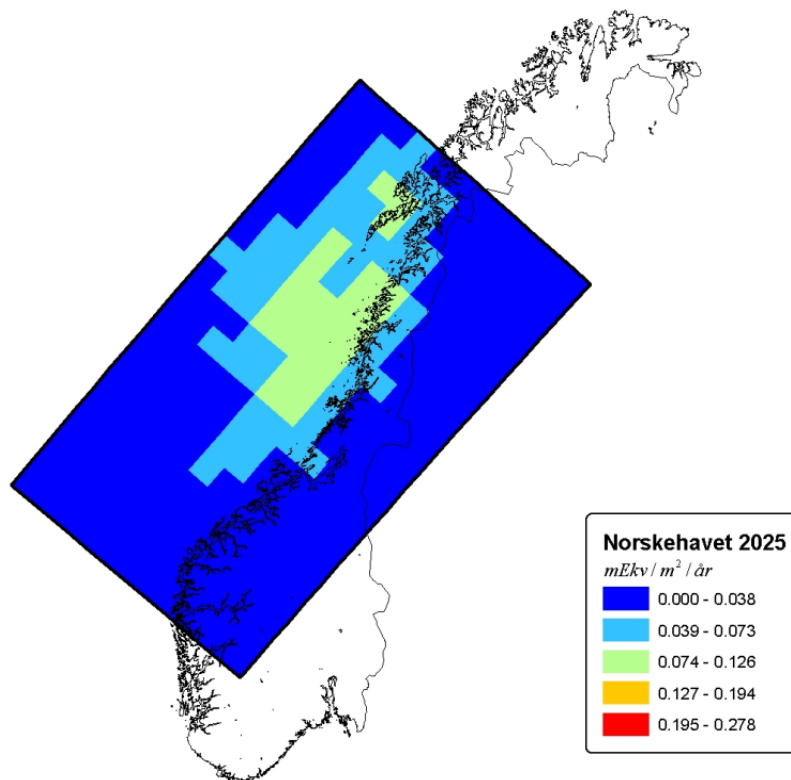
I beregninger for konsekvensutredninger av potensielt forurensede utslipp er det vanlig å anta at all nitrogenavsetning utover bakgrunnen bidrar til forsurening. Det vil si at vi antar at nitrogenlekkasjen fra de ekstra utslippene er 100 %, et 'worst case' scenario. I tilfeller hvor effekter av utslippsreduksjoner vurderes, bruker vi det samme prinsippet slik at 100 % av reduksjonen i nitrogenavsetning antas å komme vannkvaliteten til gode.

NO_x-utslippet fra petroleumsvirksomheten i Norskehavet er beregnet å gi størst N-avsetning i havområdene utenfor Nordlandskysten med opptil 4 mg N/m²/år, og med det største nedfallet over land langs kysten i Nordland og i Sør- og Nord-Trøndelag. Den beregnede tilførselen er liten. Beregningene viser et marginalt tilleggsbidrag til nitrogenavsetningen over landområdene, stort sett under 1 % av bakgrunnsavsetningen, men den største avsetningen kommer der det i dag er lavt bakgrunnsnedfall, og den %-vise økningen blir derfor også størst i dette området (Figur 13). Omregnet til syreekvivalenter er bidraget til N-avsetningen fra Norskehavet maksimalt 0,3 mekv/m²/år (beregnes ved mg N/molvekt * ladningen til NO₃⁻-ionet) som vist i Figur 26.



Figur 26: Dagens N-avsetning fra petroleumsvirksomheten i Norskehavet i mekv/m²/år.

Beregnet avsetning i mekv/m²/år for 2025 er vist i Figur 27. Her vil situasjonen ha forbedret seg i forhold til dagens utgangspunkt, og N-avsetningen være omtrent halvert med et maksimalt syrebidrag på under 0,2 mekv/m²/år (~0,15 mekv/m²/år).



Figur 27: Beregnet N- avsetning fra petroleumsvirksomheten i Norskehavet for 2025 i mekv/m²/år.

Konklusjonen er at bidraget fra petroleumsvirksomheten i Norskehavet er så lite at det ikke bidrar til målbar endring av forsureningssituasjonen i influensområdet. Størrelsen på syretillegget er så lite at det mest sannsynlig ligger langt innenfor usikkerheten i metoden, uten at vi har et eksakt tall på hvor stor usikkerheten er.

Bidraget fra utslippene i Norskehavet kommer i tillegg til framtidige utslipp over *Nordsjøen* beregnet i tidligere RKU for Nordsjøen (Knudsen et al., 2006) og som ikke er tatt med her, men det henvises til rapporten for nærmere omtale av resultatene. Konklusjonen fra studien var at Nordsjøens bidrag til N-belastningen medfører små endringer i status for overskridelser av tålegrenser.

Generelt kan man si at for områder som er utsatt for overskridelser av tålegrensen for forsurening av overflatevann, eller ligger på grensen til overskridelse, vil et hvert bidrag til økning av N-avsetningen bidra til å motvirke den positive utviklingen i vannkvalitet som vi ser i Norge i dag som en følge av reduksjoner i S-utslipp i Europa (SFT, 2006). På samme måte vil enhver reduksjon være positiv. Den eksisterende avsetning er en sum av mange utslippskilder og effekter kan ikke tilskrives bidrag fra enkeltutslipp spesielt. I det perspektivet er utslippet fra oljevirkosmheten i Norskhavet et bidrag til eksisterende og fremtidig belastning.

6.2 Konsekvenser knyttet til overgjødning

6.2.1 Effekter på vegetasjon

6.2.1.1 Metodikk og usikkerheter

Miljøeffekter av utslippene fra Norskehavet på vegetasjon vil bli relatert til tålegrenseoverskridelser (Achermann og Bobbink, 2003) ved å sammenligne bidragene med dagens bakgrunnsnivå (Hole og Tørseth, 2002). Tålegrensene for vegetasjon er satt opp med relativt store variasjoner med en nedre og en øvre grense, og det er ikke gitt noen kvantitative mål på endringer i vegetasjon ut fra overskridelsesverdier (se kap. 2.4). Variasjonen i tålegrensene innen hver vegetasjonstype og mangel på kvantitative mål på endringer i økosystemene gjør det således vanskelig å vurdere hvor store konsekvenser et enkeltbidrag kan gi. I tillegg er avsetningsverdiene fra Norskehavet isolert sett særdeles små i forhold til tålegrensenes variasjoner innen en og samme vegetasjonstype. Bakgrunnsverdiene varierer også betydelig både gjennom året, og fra år til år, samtidig som usikkerheten i de estimerte tilleggsbidragene fra petroleumskildene i Norskehavet antas å være store.

Vurderingen av hvordan bidraget fra petroleumsvirksomheten i Norskehavet isolert sett kan påvirke vegetasjonen, vil derfor bli ganske usikker. Et annet problem er at vi ved dagens belastningsnivå vet lite om størrelsen på gjødslingseffekten i de aktuelle naturtypene, og om effekten på vegetasjonen vil variere i ulike deler av landet på grunn av store regionale klimaforskjeller. Trolig vil naturtypene i nordlige områder være mer sårbare enn de lenger sør. Det vil imidlertid bli gjort et forsøk på å vurdere effekter knyttet til estimerte bidrag fra Norskehavet med 2006-utslippsdata og for utslipp i 2025 for de ulike fylkene fra Sogn og Fjordane til Nordland.

6.2.1.2 Effekter av N-bidraget fra Norskehavet

Sogn og Fjordane:

I Sogn og Fjordane varierer bakgrunnsdeposisjonen fra ca 600 - 1000 mg N/m² pr. år med de høyeste verdiene i sør (Figur 12). Tålegrensene for fattig fjellhei, vannvegetasjon og nedbørmyr er her allerede betydelig overskredet, mens tålegrensene for skog i de aller sørligste delene ligger nær tålegrensen. Norskehavets bidrag til årsavsetningen med 2006-utslipp er estimert til 0,2-0,4 mg N/m², og for 2025 under 0,1 mg N/m² pr. år (Figur 13 og Figur 14). I utgangspunktet er ethvert bidrag til økt nitrogenavsetning ugunstig der tålegrensene allerede er overskredet, men det er lite sannsynlig at bidrag på under 1 mg N/m² med avtakende prognoser frem mot 2025 vil gi målbare gjødslingseffekter i disse naturtypene.

Møre og Romsdal:

I Møre og Romsdal varierer bakgrunnsnivået mellom ca 350-600 mg N/m² pr. år med de høyeste avsetningen på Sunnmøre (Figur 12). Tålegrensene for fattig fjellvegetasjon, vannvegetasjon og nedbørmyr er således noe overskredet i de sørligste områdene. Norskehavets bidrag til årsavsetningen med 2006-utslipp er estimert til 0,4-1,2 mg N/m² og for 2025 til 0,1-0,4 mg N/m² (Figur 13 og Figur 14). I utgangspunktet er ethvert bidrag til økt nitrogenavsetning ugunstig der tålegrensene allerede er overskredet, men det er lite sannsynlig at bidrag på under

1 mg N/m² pr. år vil gi målbare gjødslingseffekter i disse naturtypene. Mest utsatt er trolig nedbørmyrer på ytre deler av Sunnmøre som får de høyeste bidragene.

Trøndelagsfylkene:

I Trøndelag varierer bakgrunnsnivået mellom 230 og 450 mg N/m² pr. år med de høyeste verdiene i ytre deler, særlig nord for Trondheimsfjorden (Figur 12). Tålegrenser for vegetasjonstypene er her ikke overskredet. De epifyttrike gran-skogene på Fosenhalvøya har imidlertid en N-avsetning som ligger nær tålegrensen som er foreslått for nordlige skogsystemer i Skandinavia (500 mg N/m² pr. år). Norskehavets bidrag til årsavsetningen med 2006-utslipp er estimert til 0,4-1,8 mg N/m² og for 2025 0,1-0,5 mg N/m² (Figur 13 og Figur 14). Bidragene er så små at de ikke vil føre til at nye områder vil få overskredet sine tålegrenser. Sammen med prognosene for avtakende bidrag mot 2025 vil bidraget fra Norskehavet trolig ikke gi målbare effekter på vegetasjon.

Nordland:

I Nordland varierer bakgrunnsnivået mellom ca 230 og 540 mg N/m² pr. år med de høyeste verdiene i midtre og sørlige deler av fylket (Figur 12). Tålegrenser for fattig fjellvegetasjon, vannvegetasjon og nedbørmyr er her noe overskredet. Hvis den nedre tålegrensen for boreale skoger er betydelig lavere enn tidligere antatt (kap. 2.4), vil også skogsystemene i dette området være utsatt. Norskehavets bidrag til årsavsetningen på fastlandet er høyest i Nordland fylke. Med 2006-utslipp er estimatet 1,0-3 mg N/m² og for 2025 er bidraget 0,4-0,9 mg N/m², med de høyeste avsetningene i områdene som har de høyeste bakgrunnsnivåene (Figur 12, Figur 13 og Figur 14). Det er ikke usannsynlig at bidrag på opp til 3 mg N/m² kan gi gjødslingseffekter i utsatte naturtyper som nedbørmyr, fattig fjell og vannvegetasjon i midtre deler av Nordland, med endring i moseflora og økt innsalg av alger, graminider og andre nitrogenkrevende planter. Prognosene med reduksjon i N-avsetning fram mot 2025 gjør imidlertid at en eventuell gjødslingseffekt vil være liten.

6.2.1.3 Oppsummering

Flere av vegetasjonstypene langs Norskekysten har allerede fått overskredet sine N-tålegrenser eller ligger i grenseland for slike overskridelser. Generelt er enhver økning av N-nedfall i utgangspunktet ugunstig for disse økosystemene. Det estimerte bidraget fra petroleumsvirksomheten i Norskehavet til avsetning på land er imidlertid særdeles lav i forhold til bakgrunnsnivåene. Isolert sett vil bidragene trolig ikke gi målbare gjødslingseffekter i influensområdet fra Sogn og Fjordane til og med Trøndelagsfylkene. For midtre deler av Nordland, der tilleggsvsetningene er høyest, er det imidlertid en mulighet for at vegetasjonstyper som er tilpasset et lavt nitrogennivå, kan få en svak økning av mer nitrogenkrevende arter som alger, gras og urter. Dette gjelder hovedsakelig for nedbørmyr, fattig fjell- og vannvegetasjon.

6.2.2 Effekter på fauna

På bakgrunn av de innledende kommentarer om usikkerhetene ved vurderinger av konsekvenser av total nitrogenavsetning på vegetasjon (kap. 5.1) og at effektene overfor dyreliv primært er sekundære, vil usikkerheten ved vurderinger for fauna være særlig stor. Der det ikke skjer endringer i vegetasjon og beiteplanter, vil

sannsynligvis effektene på fauna være minimale. Isolert sett vil således bidraget fra Norskehavet ikke påvirke dyrelivet på land, da det antas at vegetasjonen ikke vil bli påvirket i særlig grad. Dyreliv i marint miljø, bl.a. nærings situasjonen for sjøfugl, kan bli mer påvirket (se kap. 2.2). Store forekomster av sjøfugl er i seg selv et resultat av høy næringsproduksjon i havet. Tilførsel av mer gjødsling vil kunne øke denne produksjonen av noen næringsorganismer for sjøfugl, noe som sannsynligvis vil kunne bidra til bedre betingelser for enkelte sjøfuglarter.

6.3 Konsekvenser knyttet til bakkenært ozon

6.3.1 Effekter på vegetasjon

AOT40 tålegrensen for alle plantevekster unntatt trær er satt til 3000 ppb-timer. Figur 15 viser at tålegrensen for planter allerede er overskredet i Sogn og Fjordane og sørlige deler av Møre og Romsdal. Ozonkonsentrasjonene i Trøndelag ligger rett under tålegrensen, mens det i Nordland er relativt lave verdier (600-2000 ppb-timer). For både bartrær og løvtrær (skog) er tålegrensene satt til 10 000 ppb-timer. Disse tålegrensene er ikke overskredet i noen deler av influensområdet.

Beregningene viser at tillegget fra Norskehavet over land med 2006-utslipp ligger fra 0 til 43 ppb-timer basert på en 3. mnd periode fra mai til juli (Figur 16). Bidragene er høyest i Nord-Trøndelag og sørlige deler av Nordland og avtar gradvis fra kyststrøkene og innover i fjordene og sørover langs kysten. Utslipet i 2025 viser et betydelig lavere bidrag enn for 2006-utslippsdata (Figur 17). Bidragene vil ikke føre til overskridelse av tålegrensen for planter eller skog i noen av de 50x50 km rutene som ikke allerede er overskredet fra før, som følge av andre bakgrunnskilder.

Ut fra dagens kunnskapsnivå og usikkerhetene i beregningene (se kap. 5.1) er det imidlertid særdeles vanskelig å vurdere hvor mye Norskehavets bidrag påvirker vegetasjonen. Sannsynligheten for eventuelle effekter på planter er størst der bakgrunnsverdiene er høyest samtidig som det vil bli en økning i ozon konsentrasjoner, dvs. i kystnære områder i Sør-Trøndelag og Møre og Romsdal. Mulige effekter er redusert vekst og akutte skader som nekrose (utdøing av vev, gjerne i form av svarte flekker på bladene) og klorose (grønne plantedeler som blir bleke/fargeløse fordi klorofyllet mistes).

6.3.2 Effekter på fauna

Grensen for ozonbelastning på dyreliv/helse er satt til 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ over 1 time. Uten utslipp fra Norskehavet er grensen i dag overskredet på hele strekningen mellom Sogn og Fjordane og Nordland med flest antall timer i sør (Figur 21).

Bidraget fra Norskehavet med 2006-utslipp er beregnet å kunne gi en økning av årlig antall timer med en belastning over 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ på 0-9 timer over fastland, og prognosen for 2025 er 0-2 timer (Figur 22 og Figur 23). Økningen vil kun være merkbar i Nord-Trøndelag og Nordland, der antall timer med overskridelser fra før er liten. Det er lite trolig at en så liten økning vil gi noen målbare effekter på dyr på land.

Det største bidraget av ozon kommer over havområdene. Her er det allerede betydelige overskridelser av grenseverdien for dyreliv med opp til 560 timer årlig med ozonkonsentrasjoner over $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Figur 21). De estimerte bidragene fra Norskehavet med 2006-utslipp varierer fra 0-41 timer og for 2025 fra 0-24 timer (Figur 22 og Figur 23). I dette området er det større ansamlinger av sjøfugl både innen hekkeområder og områder for næringssøk. Det er således sannsynlig at bidraget fra petroleumsindustrien i Norskehavet kan føre til en ekstra belastning for sjøfugl med økte betennelsesreaksjoner og overfølsomhet i luftveiene, lavere oksygenopptak, nedsatt lungefunksjon og kroppstemperatur og økt mottakelighet for infeksjoner (se nærmere om effekter av ozon på sjøfugl i kap. 2.4). Det er imidlertid ukjent hvor mye belastning som vil tåles før det skjer effekter på de enkelte individ.

7 Kunnskapsbehov

Det er ikke gjort vurderinger av eventuelle miljøkonsekvenser fra utslipp av MEA og andre aminer som følge av framtidig CO₂-fangst. MEA og aminer kan ha virkninger på miljøet som, etter det NILU vet, ikke er undersøkt. I forbindelse med RKU Nordsjøen (Knudsen et al., 2006) kom det fram at PAH fra faking kan representere et visst utslipp. Størrelsen på utslippet er imidlertid usikkert og vanskelig å måle. SFT har tatt initiativ til en dialog med operatørselskapene som et første steg for å øke kunnskapen om denne problemstillingen.

Tålegrensene for nitrogenavsetning på vegetasjon er basert på forskningsstudier hovedsakelig utført i Mellom-Europa, Storbritannia og sørlige deler av Sverige under andre klimatiske forhold og høyere N-avsetninger enn de vi har i Norge. Nyere forskning fra Sverige antyder at tålegrensene for nordlige økosystemer ligger lavere enn før antatt (Strengbom et al., 2003; Nordin et al., 2005). Det er således et stort behov for å øke kunnskapsnivået for tålegrenser i norske vegetasjonstyper. Kontrollerte gjødslingsforsøk med ulike N-doseringer vil kunne bidra til en mer nøyaktig fastsettelse av tålegrenser. Slike forsøk må legges opp som overvåkingsprosjekter i områder som har en lavere N-bakgrunnsavsetning enn de eksisterende tålegrensenivåene.

Det er også behov for å øke kunnskapsnivået knyttet til sårbarhet for sjøfugl, men i henhold til dyrevernsløven er det i dag trolig umulig å gjøre forsøk med ozoneksponering på levende dyr.

8 Referanser

- Aarrestad, P.A., Fremstad, E. og Skogen, A. (2001) Kystlynghei. I: *Truete vegetasjonstyper i Norge*. Red. E. Fremstad og A. Moen. Trondheim (NTNU Vitenskapsmuseet Rapp. bot. Ser. 2001-4). pp. 99-105.
- Aas, W., Solberg, S., Manø, S. og Yttri, K.E. (2007) Overvåking av langtransportert luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel 2006. Kjeller (NILU OR 22/2007).

- Achermann, B. and Bobbink, R. (eds.) (2003) Empirical Critical Loads for Nitrogen. Expert Workshop, Berne, 11-13 November 2002. Proceedings. Bern, Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape, SAEFL. (*Environmental documentation 164*).
- 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.
- Andreassen, K., Timmermann, V., Clarke, N., Røsberg, I., Solheim, H. og Aas, W. (2006) Overvåkingsprogram for skogskader. Årsrapport 2006. Ås, Norsk institutt for skog og landskap (Forskning fra Skog og Landskap 06/07).
- Arts, G.H.P., Van der Velde, G., Roelofs, J.G.M. and Van Swaay, C.A.M. (1990) Successional changes in the soft-water macrophyte vegetation of (sub)atlantic, sandy, lowlands regions during this century. *Freshwater Biol.*, 24, 287-294.
- Ashmore, M.R. and Ainsworth, N. (1995) Effects of ozone and cutting on the species composition of artificial grasslands. *Funct. Ecol.*, 9, 708-712.
- Ashmore, M.R., Thwaites, R.H., Ainsworth, N., Cousins, D.A., Power, S.A and Morton, A.J. (1995). Effects of ozone on calcareous grassland communities. *Water, Air Soil Poll.*, 85, 1527-1532.
- Baddeley, J.A., Woodin, S.J. and Alexander, I.J. (1994) Effects of increased nitrogen and phosphorus availability on the photosynthesis and nutrient relations of 3 Arctic dwarf shrubs from Svalbard. *Funct. Ecol.*, 8, 676-685.
- Bobbink, R., Heil, G.W. and Raessen, M.B.A.G. (1992) Atmospheric deposition and canopy exchange in heathland ecosystems. *Environ. Pollut.*, 75, 29-37.
- 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).
- Brown, R.E., Brain, J.D. and Wang, N. (1997) The avian respiratory system: A unique model for studies of respiratory toxicosis and for monitoring air quality. *Environ. Health Perspect.*, 105, 188-200.
- Bruteig, I.E. (2002) Miljøovervaking på Tjeldbergodden. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjon 1999. Dragvoll (ALLFORSK Rapport 18).
- Bruteig, I.E. og Tronstad, I.K.K. (2000) Terrestrisk naturovervaking. Landsomfattande gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen på bjørk 1997. Dragvoll (ALLFORSK rapport 16).
- Bruteig, I.E., Thomsen, M.G. og Altin, D. (2001) Vekstrespons hos tre aerofyttiske algar på tilførsel av nitrogen. Trondheim (NINA Oppdragsmelding 680).
- Campbell, B. and Lack, E. (1985) A dictionary of birds. Vermillion, Buteo.

- Christensen-Dalsgaard, S. m.fl. (2008) Forvaltningsplan for Norskehavet. Effekter for sjøfugl. Trondheim. NINA rapport under utarbeidelse.
- Dise, N. and Wright, R.F. (1995) Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. *For. Ecol. Manage.*, 71, 153-161.
- EEA (2007) Air pollution by ozone in Europe in summer 2006. Overview of exceedances of EC ozone threshold values for April–September 2006. København, European Environment Agency (EEA Technical report 5/2007). URL: http://reports.eea.europa.eu/technical_report_2007_5/en
- Erikstad, K. (2001) Studies of the epiphytic lichen *Hypogymnia physodes* in a monitoring project. Trondheim (NTNU Cand. Scient. oppgave).
- Evans, H.E. and Heiser, J.B. (2001) What's inside: anatomy and physiology. In: *Handbook of bird biology. Second edition*. Ed. by S. Podulka, R.W.J. Rohrbaugh and R. Bonney. Ithaca, N.Y., The Cornell Lab of Ornithology. pp. 4.1-4.162.
- Fjæraa, A.M. og Hjellbrekke A.-G. (2007) Ozone measurements 2005. Kjeller, Norsk institutt for luftforskning (EMEP/CCC Report 2/2007). URL: <http://www.nilu.no/projects/ccc/reports.html>
- Flatberg, K.I. og Frisvoll, A. (1994) Moseskader i Agder 1989-1992. Trondheim (NINA Oppdragsmelding 298).
- Framstad, E. (red.) (2003) Terrestrisk naturovervåking. Markvegetasjon, epifytter, smånagere og fugl i TOV-områdene, 2002. Trondheim (NINA Oppdragsmelding 793).
- Framstad, E. (red.) (2007) Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2006: Markvegetasjon, epifytter, smånagere og fugl. Trondheim (NINA Rapport 262).
- Fremstad, E. (1992) Virkninger av nitrogen på heivegetasjon. En litteraturstudie. Trondheim (NINA Oppdragsmelding 124).
- Fremstad, E. (1997) Vegetasjonstyper i Norge. Trondheim (NINA Temahefte 12).
- Fremstad, E., Aarrestad, P.A. og Skogen, A. (1991) Kystlynghei på Vestlandet og i Trøndelag. Naturtype og vegetasjon i fare. Trondheim (NINA Utredning 029).
- Fremstad, E. og Kvenild, L. (1992) Fattig heivegetasjon i Norge. Utbredelseskart. Trondheim (NINA Oppdragsmelding 188).
- Fremstad, E., Paal, J. and Mols, T. (2005) Impacts of increased nitrogen supply on Norwegian lichen-rich alpine communities: a 10-year experiment. *J.Ecology*, 93, 471-481.

- 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).
- Furness, R.W. (1993) Birds as monitors of pollutants. In: *Birds as monitors of environmental change*. Ed. by R.W. Furness and J.J.D. Greenwood. London, Chapman & Hall. pp. 86-143.
- Gordon, C., Wynn, J.M. and Woodin, S.J. (2001) Impacts of increased nitrogen supply on high Arctic heath: the importance of bryophytes and phosphorus availability. *New Phytol.*, 149, 461-471.
- Grennfelt, P. and Thörnelöf, E. (1992) Critical loads for nitrogen. Copenhagen, Nordic Council of Ministers (Nord 1992:41).
- Heil, G.W. and Diemont, W.H. (1983) Raised nutrient levels change heathlands into grasslands. *Vegetatio*, 53, 113-120.
- Henriksen, A. og Buan, A.K. (2000) Tålegrenser og overskridelse av tålegrenser for overflatevann, skogsjord og vegetasjon i Norge. Oslo (NIVA rapport LNR 4179-2000). (Naturens Tålegrenser. Fagrapport 106).
- Henriksen, A., Lien, L., Traaen, T., Sevalrud, I. og Brakke, D.F. (1988) Lake acidification in Norway - present and predicted chemical status. *Ambio*, 17, 259-266.
- Henriksen, A. and Posch, M. (2001) Steady-state models for calculating critical loads of acidity for surface waters. *Water, Air, Soil Pollut.: Focus*, 1, 375-398.
- Hjeltnes, A. (1994 a) Overvåkning av kystlynghei. Årsrapport 1994. Bø, Telemarksforskning (Arbeidsrapport 7/94).
- Hjeltnes, A. (1994 b) Overvåkning av kystlynghei. Rapport fra feltarbeidet i 1994. Tysvær kommune. Bø, Telemarksforskning (Arbeidsrapport 17/94).
- Hole, L.R. and Tørseth, K. (2002) Deposition of major inorganic compounds in Norway 1978-1982 and 1997-2001: status and trends. Kjeller (NILU OR 61/2002). (Naturens tålegrenser. Fagrapport 115).
- Knudsen, S., Solberg, S., Wathne, B.M., Høgåsen, T., Magnusson, J., Tollefsen, K.E., Aarrestad, P.A., Reitan, O., Stebel, K. og Walker, S.-E. (2006) Oppdatering av regional konsekvensutredning for petroleumsvirksomheten i Nordsjøen. Regulære utslipp til luft – konsekvenser. Kjeller (NILU OR 80/2006).
- LaCoss, R. (2000) Ground-level ozone: An assessment of the effects on human and forest health with implications for transportation policy. University of Maryland, College Park.
URL: <http://www.life.umd.edu/CONS/Scholarly%20papers/LaCoss%202000.pdf>
- Larssen, T. og Høgåsen, T. (2003) Tålegrenser og overskridelser av tålegrenser i Norge. Oslo (NIVA rapport LNR 4722-2003).

- Lindstrøm, E.A. (1993) Økende grønske i norske vassdrag. Resultater av en spørreundersøkelse. Oslo (NIVA rapport L.nr. 2859-1993).
- Lindstrøm, E.A. (2001) Økt algevekst i uberørte fjellvann. Et samspill mellom langtransporterte forurensinger og klima. Oslo (NIVA rapport L.nr. 4459-2001).
- Lindstrøm, E.A., Kjellberg, G. og Wright, R.F. (2000) Tålegrensen for nitrogen som næringsstoff i norske fjellvann: "økt grønske"? Oslo (NIVA rapport L.nr. 4187-2000).
- Malmer, N. (1993) Mineral nutrients in vegetation and surface layers of *Sphagnum* dominated peat-forming systems. *Adv. Bryol.*, 5, 223-248.
- Marrs, R.H. (1986) The role of catastrophic death of *Calluna* in heathland dynamics. *Vegetatio*, 66, 109-115.
- Möls, T., Paal, J. and Fremstad, E. (2001) Response of Norwegian alpine communities to nitrogen. *Nord. J. Botany*, 20, 705-712.
- Mortensen, L.M. (1994) Further studies on effects of ozone concentration on growth of subalpine plant species. *Norw. Agric. J. Sci.*, 8, 91-97.
- Mortensen, L.M. and Skre, O. (1990) Effects of low ozone concentrations on growth of *Betula pubescens* Ehrh., *Betula verucosa* Ehrh. and *Alnus incana* (L.) Moench. *New Phytol.*, 115, 165-170.
- Nilsson, V.J. and Grennfelt, P. (1988) Critical loads for sulphur and nitrogen. Report from a workshop held at Skokloster, Sweden 19-24 March, 1998. København, Nordisk Ministerråd (Miljørapport 1988:15) (NORD 1988:97).
- Nordin, A., Strengbom, J., Witzell, J., Nasholm, T. and Ericson, L. (2005) Nitrogen deposition and the biodiversity of boreal forests: Implications for the nitrogen critical load. *Ambio*, 34, 20-24.
- Nygaard, P.H. (1994) Virkning av ozon på blåbær (*Vaccinium myrtillus*), etasjehusmose (*Hylocomium splendens*), furumose (*Pleurozium schreberi*) og krussigd (*Dicranum polysetum*). Ås (Rapp. fra Skogforsk 9/94).
- Paal, J., Fremstad, E. and Möls, T. (1996) Responses of the Norwegian alpine *Betula nana* community to nitrogen fertilization. *Can. J. Botany*, 75, 108-120.
- Pedersen, H.C. og Nybø, S. (1990) Effekter av langtransportert forurensning på terrestriske dyr i Norge. En statusrapport med vekt på SO₂, NO_x og tungmetaller. Trondheim (NINA Utredning 5).
- Power, S.A. and Barker, C.G. (2003) Deposition measurements at Thursley Common Heathland Nature reserve. I: *Empirical critical loads for nitrogen. Expert workshop, Berne, 11-13 November 2002. Proceedings*. Ed. B. Achermann and R. Bobbink. Berne, Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape, SAEFL. (Environmental documentation 164). pp. 259-261.

- Påhlsson, L. (1998) Vegetationstyper i Norden. 3. utg. Nordisk ministerråd, København (TemaNord 1998: 510).
- Roelofs, J.G.M. (1983) Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters in the Netherlands 1. Field observations. *Aquat. Bot.*, 17, 139-155.
- Rombout, P., Dormans, J., van Bree, L., Bos, J. and Marra, M. (1987) A preliminary study on the effects of ozone on birds. *Pharm. Weekbl. Sci. Ed.*, 9, 43.
- Rombout, P.J.A., Dormans, J.A.M.A., van Bree, L. and Marra, M. (1991) Structural and biochemical effects in lungs of Japanese quail following a 1-week exposure to ozone. *Environ. Res.*, 54, 39-51.
- Schuurkes, J.A.A.R., Elbers, M.A., Gudden, J.J.F. and Roelofs, J.G.M. (1987) Effects of simulated ammonium sulphate and sulphuric acid rain on acidification, water quality, and flora of small-scale soft water systems. *Aquat. Bot.*, 28, 199-225.
- Simpson, D., Fagerli, H., Jonson, J.E., Tsyro, S., Wind, P. and Tuovinen, J.-P. (2003) Transboundary acidification, eutrophication and ground level ozone in Europe. Part I. Unified EMEP model description. Oslo, Norwegian Meteorological Institute (EMEP status report 1/2003).
- Skjelkvåle, B.L., Wright, R.F. og Tjomsland, T. (1997) Vannkjemi, forurensningsstatus og tålegrenser i nasjonalparker; Femundsmarka og Rondane. Oslo (NIVA rapport LNR 3646-97).
- Statens forurensningstilsyn (1992) Virkninger av luftforurensninger på helse og miljø - anbefalte luftkvalitetskriterier. Oslo (SFT-rapport 92:16).
- Statens forurensningstilsyn (2006) Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport – Effekter 2005. Oslo (Statlig program for forureningsovervåking. Rapport 970/2006).
- Strengbom, J., Walheim, M., Nasholm, T. and Ericson, L. (2003) Regional differences in occurrence of understory forest species reflects differences in N deposition. *Ambio*, 32, 91-97.
- Stuanes, A.O. og Abrahamsen, G. (1996) Tålegrenser for nitrogen i skog. En vurdering av kunnskapsgrunnlaget. Ås, Norsk institutt for skogforskning (Aktuelt fra Skogforsk 7-96).
- Stohl, A., Berg, T., Burkhardt, J.F., Fjæraa, A.M., Forster, C., Herber, A., Hov, Ø., Lunder, C., McMillian, W.W., Oltmans, S., Shiobara, M., Simpson, D., Solberg, S., Stebel, K., Ström, J., Tørseth, K., Treffeisen, R., Virkkunen, K. og Yttri, K.E. (2007) Arctic smoke – record high air pollution levels in the European Arctic due to agricultural fires in Eastern Europe in spring 2006. *Atmos. Chem. Phys.*, 7, 511-534.

- 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. I: *Nutrient uptake and cycling in forest ecosystems*. Luxembourg, Office for Official Publ. European Communities (Ecosystems Research Report 21). pp. 261-266.
- Tybirk, K., Bak, J. and Henriksen, L.H. (1995) Basis for mapping of critical loads. Copenhagen, Nordic Council of Ministers (TemaNord 1995:510).
- Tørseth, K., Hansen, A., Simpson, D., and Solberg, S. (1999) Surface ozone and crop damage in Norway: estimates for the year 2010. Oslo, Statens forurensningstilsyn (SFT-rapport 99:05).
- van Dobben, H. (1991) Effects on heathlands. I: *Acidification research in the Netherlands*. Final report of the Dutch Priority Programme on Acidification. Ed. by Heij, G.J. & Schneider, T. Amsterdam, Elsevier (Studies in environmental science 46). pp. 139-145.



Norsk institutt for luftforskning (NILU)

Postboks 100, N-2027 Kjeller

RAPPORTTYPE OPPDRAGSRAPPORT	RAPPORT NR. OR 14/2008	ISBN 978-82-425-1958-0 (trykt) 978-82-425-1959-7 (elektronisk) ISSN 0807-7207	
DATO	ANSV. SIGN.	ANT. SIDER 55	PRIS NOK 150,-
TITTEL Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet Konsekvenser av utslipp til luft		PROSJEKTLEDER S. Solberg	
		NILU PROSJEKT NR. O-107165	
FORFATTER(E) Sverre Solberg, Svein Knudsen, Bente M. Wathne, Tore Høgåsen, Per Arild Aarrestad og Ole Reitan		TILGJENGELIGHET * A	
		OPPDRAGSGIVERS REF. Steinar Nesse (DNV)	
OPPDRAGSGIVER Olje- og energidepartementet Postboks 8148 Dep 0033 OSLO			
STIKKORD Konsekvensutredning	Ozondannelse	Forsuring	
REFERAT Rapporten er en del av "Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet". Konsekvenser av nitrogenavsetning og ozondannelse som følge av luftutslipp for miljøproblemer som forsuring, overgjødning og ozoneksponering er vurdert.			
TITLE Overall administration plan for the Norwegian Sea. Consequences of atmospheric emissions.			
ABSTRACT The report is part of an overall plan for the administration of the Norwegian Sea. The consequences of increased acidification, eutrophication and ozone exposure from the Norwegian Sea emissions are evaluated.			

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