

NILU: OR 42/2007
REFERANSE: O-107063
DATO: NOVEMBER 2007
ISBN: 978-82-425-1908-5 (trykt)
978-82-425-1909-2 (elektronisk)

Konsekvensutredning for BKKs gasskraftverk ved Mongstad

**Karl Idar Gjerstad, Lars G. Golmen, Torbjørn M.
Johnsen, Arild Sundfjord, Tore Høgåsen, Bente M.
Wathne, Per Arild Aarrestad og Ole Reitan**

NILU: OR 42/2007
REFERANSE: O-107063
DATO: NOVEMBER 2007
ISBN: 978-82-425-1908-5 (trykt)
978-82-425-1909-2 (elektronisk)-

Konsekvensutredning for BKKs gasskraftverk ved Mongstad

Karl Idar Gjerstad¹⁾, Lars G. Golmen²⁾, Torbjørn M. Johnsen²⁾, Arild Sundfjord²⁾, Tore Høgåsen²⁾, Bente M. Wathne²⁾, Per Arild Aarrestad³⁾ og Ole Reitan³⁾



1)
Norsk institutt for luftforskning
Postboks 100, 2027 Kjeller



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



3)
Norsk institutt for naturforskning
7485 Trondheim

Innhold

	Side
Sammendrag	3
1 Innledning	9
2 Retningslinjer og tålegrenser	9
2.1 Luftkvalitetskriterier og grenseverdier	9
2.2 Overflatevann	11
2.2.1 Effekter av utslipp til luft	11
2.2.2 Tålegrenser	12
2.3 Effekter av nitrogenoksider (NO _x) og ozon	13
2.4 Tålegrense for MEA	15
2.5 Total nitrogenavsetning, generelle effekter på vegetasjon og fauna (gjødslingseffekt)	15
2.6 N-tålegrenser for vegetasjon	16
3 Dagens situasjon	17
3.1 Naturgeografi	17
3.2 Vegetasjon i influensområdet	18
3.3 Vernede områder og viktige naturtyper for biologisk mangfold innen influensområdet	19
3.4 Dagens gjødslingseffekter på vegetasjon	21
3.5 Lokal luftkvalitet	24
3.6 Nitrogenforbindelser i nedbør	24
3.7 Overflatevann og forsuring i influensområdet	28
3.7.1 Overvåking av overflatevann	28
3.7.2 Tålegrenser for forsuring	30
3.7.3 Dagens situasjon – forsuring	31
4 Meteorologi	32
4.1 Vindretning og vindstyrke ved Kollsnes	33
4.2 Stabilitet og spredningsforhold	34
4.3 Nedbør	36
5 Utslippsbetingelser	37
5.1 Utslipp til luft	37
5.2 Utslipp til sjø	38
6 Spredningsberegninger for utslipp til luft	38
6.1 Minimum skorsteinshøyde	38
6.2 Konsentrasjoner i luft	39
6.3 Nitrogenavsetning	41
6.3.1 Våtsavsetning	41
6.3.2 Tørravsetning	42
6.3.3 Resultater av beregninger	43
6.4 Lokal disdannelse	51
6.4.1 Metode for beregning av utbredelse av synlig røyk	51
6.4.2 Utbredelse av synlig røyk	52
7 Ozonproduksjon	54

8	Effekter på vegetasjon og fauna.....	55
8.1	Metodikk	55
8.2	Effekter av NO _x og ozon	55
8.3	Gjødslingseffekter	56
8.4	Effekter av økt nitrogentilgang på fauna.....	57
9	Effekter på overflate vann.....	58
10	Beregninger og effekter av utslipp til sjø	59
10.1	Innledning	59
10.2	Materiale og metode.....	59
10.2.1	Utslippsmodellen Visual Plumes	59
10.2.2	Resipientdata: strøm og hydrografi	60
10.2.3	Utslippsdata.....	61
10.2.4	Modellscenarier	62
10.3	Modellresultater	62
10.3.1	Nærsoner: innlagring eller overflategjennomslag?.....	62
10.3.2	Fortynning og overtemperaturer i ulike avstander fra utslippspunktet	65
10.4	Vurdering av effekter av utslippet.....	66
10.4.1	Effekter av overtemperatur.....	66
10.4.2	Effekter av kjemikalier på biota	67
10.4.3	Avsetning av nitrogen fra luft til sjø	68
10.5	Plassering av inntaks- og utslippspunkt	68
10.5.1	Dagens situasjon.....	68
10.5.2	Foreslåtte utvidelser	69
10.5.3	Diskusjon.....	71
11	Referanser	74
	Vedlegg A Naturtypenes tålegrense for nitrogen – effekter av overskridelse	87
	Vedlegg B CO₂ fangst med nedkjølt ammoniakk (Chilled Ammonia).....	95
	Vedlegg C Inngangsdata brukt til spredningsberegningene for utslipp til sjø	101

Sammendrag

Bergenshalvøens kommunale kraftselskap (BKK) har bedt Norsk institutt for luftforskning (NILU), Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og Norsk institutt for naturforskning (NINA) undersøke konsekvenser av utslipp til luft og sjø for et planlagt gasskraftverk på Mongstad. Det har blitt undersøkt konsekvenser for luftkvalitet for følgende komponenter: NO_x/NO₂, SO₂, MEA, VOC, CO og PM₁₀, samt konsekvenser av nitrogenavsetning. For utslipp til sjø er det beregnet og vurdert effekter av varmetilførsel fra kjølevannet, samt tilførsel av tre ulike kjelkemikalier.

Bakgrunnsverdier av avsetning og konsentrasjoner i luft

Utslippene fra Mongstad anleggene har et stort geografisk influensområde. I dette området er den årlige gjennomsnittlige nitrogenavsetningen vurdert til å bli 800 – 1400 mg N/m². Målinger av luftkvalitet omkring Mongstad viser at grensene for SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier ikke er overskredet for NO₂, SO₂, eller PM₁₀, dette er de strengeste grenseverdiene.

Meteorologi

Modellberegningene benytter meteorologidata fra Kollsnes. Disse er vurdert å være representative for den meteorologiske situasjonen på Mongstad.

Utslippsbetingelser

Utslippskvantum til luft for BKKs planlagte gasskraftverket på Mongstad er gitt i Tabell A.

Tabell A: Utslippskvantum for BKKs planlagte gasskraftverk på Mongstad.

Stoff	Kvantum	Tilsvarende nettutslipp av nitrogen
NO _x	67 tonn/år	20 tonn N/år
NH ₃	62 tonn/år	51 tonn N/år
SO ₂	4,7 tonn/år	
PM ₁₀	Avhengig av gass	
MEA (C ₂ H ₇ NO)	133 tonn/år	30 tonn N/år
VOC	< 100 tonn/år	
CO	< 300 tonn/år	
H ₂ O	1,3 millioner tonn/år	

Aminanlegget vil være utslippspunkt for gasskraftverket og anlegget vil ha et netto utslippsvolum på 594 m³/s, ved 12,4 % O₂, og en utslippstemperatur på 50 °C. Skorsteinsbygget vil ha en grunnflate på 21 x 10 meter og en høyde på 46 meter. Utslippshastighet og innvendig skorsteinsdiameter er gitt med tre alternativer som alle gir samme utslippsvolum.

Konsentrasjoner i luft og minste anbefalte skorsteinshøyde

Det har blitt beregnet eller vurdert konsentrasjoner i luft av NO_x/NO₂, SO₂, MEA, VOC, CO og PM₁₀. Resultater fra spredningsberegningene er vist i Tabell B.

Tabell B: Beregnede konsentrasjoner som følge av utlipp fra BKKs planlagte gasskraftverk. Enhet: $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Stoff	Maksimalt timemiddel	Maksimalt døgnmiddel	Årsmiddel
NO _x	3,9		0,23
SO ₂	0,27	0,19	0,016
MEA	7,7	5,3	0,45
VOC	5,6		0,3
CO	17		0,9

NO_x er den utslippskomponenten som vil forårsake konsentrasjoner som ligger nærmest grenseverdiene, når grenseverdiene for NO_x overholdes, vil også grenseverdiene for de andre komponentene overholdes. For NO_x, SO₂, og CO er konsentrasjonene over alle midlingstider lavere enn SFTs luftkvalitetskriterium. For VOC og MEA er de beregnede konsentrasjonene lavere enn 1/70-del av administrativ norm, dette kan regnes som en uoffisiell grenseverdi for de komponentene det ikke er definert andre grenseverdier for. Dersom disse bidragene legges til det målte konsentrasjonsnivået fra 2002/2003 ved Dyrholten eller Leirvåg vil også summen av disse være mindre enn SFTs luftkvalitetskriterium. Det samme er tilfelle dersom bidraget fra BKKs anlegg summeres med estimert bidrag fra Statoils eksisterende og framtidige utlipp på Mongstad. Per dags dato foreligger det ikke utslippsdata for PM₁₀. Men ut fra målte konsentrasjoner i området og utslippsdata fra andre sammenlignbare gasskraftverk, kan vi konkludere med at det ikke vil bli overskridelser av Nasjonalt mål eller EUs grenseverdi for PM₁₀ på grunn av utlipp fra BKKs planlagte anlegg på Mongstad. Dersom utslippvolum til luft øker med 10 %, vil også beregningene av konsentrasjoner i luft bli 10 % høyere enn det som er beregnet her.

Kriteriet for å vurdere minste anbefalte skorsteinshøyde er at røykfanen ikke blir påvirket av bygningsturbulens, samt at konsentrasjon på bakkenivå er lavere enn grenseverdiene. Spredningsberegningene viser at det siste kriteriet er oppfylt. Med den bygningsdimensjonen som er gitt og forutsatt at utslippspunktet er langt unna andre bygninger (mer enn 100 meter), er det tilstrekkelig med en skorstein på 50 meter. Dersom utslippspunktet legges nær andre store bygninger, bør skorsteinshøyden justeres i forhold til det.

Det er også beregnet disdannelse (utbredelse av synlig røyk) fra BKKs planlagte anlegg. Ved ugunstige spredningsforhold med høy luftfuktighet og lav temperatur kan røykfanen være synlig på god avstand fra utslippspunktet. Beregningene viser at på 2 km avstand vil vanndamp fra utslippet være fordelt over ca 200 m på tvers av vindretningen, og den synlige delen kan ha en utbredelse på ca halvparten av dette. På 400 m avstand kan "bredden" på vanndampfordelingen være ca 50 m.

Ozonproduksjon

Bidraget fra én enkelt punktkilde av størrelsen 1000 tonn NO_x per år vil anslagsvis være av størrelsesorden 100 ppb-timer som 6-måneders AOT40. BKKs utlipp på 67 tonn NO_x per år vil ikke gi noen målbar endring av ozonnivået. På

bakgrunnsstasjoner i Sør-Norge er måleverdiene normalt omkring 3000-8000 ppb-timer.

Nitrogenavsetning

Det er vurdert effekter av avsatt nitrogen fra NO_x -, NH_3 - og MEA-utslipp til luft. Våtavsetningen er beregnet med en trajektoriemodell (INPUFF) som regner utslipp, kjemiske reaksjoner og avsetning fra time til time. Tørravsetning er beregnet med NILUs Gaussiske spredningsmodell, CONDEP. Spredningsberegningene viser at maksimal nitrogenavsetning (tørr + våt) midlet over et areal på 10 km x 10 km blir 4,2 mg N/m² per år. Dette utgjør mindre enn 0,5 % av totalavsetning i området. Maksimalt bidrag fra NO_x -utslipp fra BKK er beregnet til 1mg N/m² per år, mens utslipp av NH_3 gir maksimalt 2,6 mg N/m² per år og utslipp av MEA gir maksimalt 1,5 mg N/m² per år. MEA et nytt stoff i denne sammenheng. Beregningene av MEA er gjort under forutsetning av at MEA har samme egenskaper som NH_3 , men det er ikke utenkelig at MEA kan reagere kjemisk med andre stoffer i atmosfæren. Avsetning av MEA er derfor noe usikker. Dersom utslippvolum til luft øker med 10 %, vil også beregning av nitrogenavsetning til overflatevann og vegetasjon 10 % høyere enn det som er beregnet her.

Effekter på vegetasjon og fauna

Sammen med NO_x -utslippene fra gasskraftverket vil den totale konsentrasjonen i luft ligge langt under de anbefalte luftkvalitetskriterier for vegetasjon. Det synes også usannsynlig at disse påvirkningene vil ha noen målbar effekt på artssammensetning av faunaen i området, og sannsynligvis heller ikke på enkeltindivider. Annen oljerelatert industri på Mongstad bidrar også med utslipp av NO_x . Samlet vil disse utslippene og BKKs tilleggsbelastninger heller ikke bidra til overskridelser av NO_x i luft. Det forventes således ingen direkte skader på planter eller dyr som følge av NO_x -konsentrasjoner fra gasskraftverket. En 10% økning av utslippet til luft vil gi minimale økninger i NO_x konsentrasjoner. Tillegget vil heller ikke vil påvirke vegetasjon og fauna.

Tålegrensene for ozon på vegetasjon og fauna baserer seg på korttidseksposeringer over gitte ozonkonsentrasjoner og på akkumulerte eksponeringsdoser. Disse grenseverdiene overskrides i dag periodevis i influensområdet. Det er i dette prosjektet ikke utført noen kvantifisering av ozonnivå, men man antar at økningen av ozonkonsentrasjon i influensområdet vil bli svært liten, også for en 10% økning av utslippet til luft. Det forventes således små eller ingen effekter av ozonskader på vegetasjon relatert til utslippet fra gasskraftverket. Det er imidlertid usikkert hvilken betydning dette har for dyreorganismer. Hvis antall timer med ozoneksponering over tålegrensenivåene øker, vil dyrenes motstandskraft mot alle typer påvirkninger sannsynligvis bli redusert.

Det planlagte gasskraftverket vil gi en avsetning på maksimalt 4,2 mg N/m² per år. De høyeste avsetningene vil skje over Gulen der dagens bakgrunnsverdier ligger på 800-1400 mg N/m² per år. Dette området har i dag en overskridelse av N-tålegrenser for vegetasjon på ca 250-800 mg N/m² per år. Nedbørmyrer og fattig fjellvegetasjon vil være mest utsatt, da disse har de laveste tålegrensene for nitrogenavsetning. Tilleggsavsetningen er imidlertid så lav at eventuelle effekter

vil bli svært små. Rikere vegetasjon, dyrket mark, beitede enger på utmark og slåtteenger i tilknytning til gårdsdrift og sæterdrift har på Vestlandet trolig en høyere N-tålegrense enn dagens bakgrunnsnivå. Det forventes således ingen endringer i slike naturtyper ved utslipp av nitrogen fra gasskraftverket. Da det ikke forventes større endringer i vegetasjonens artssammensetning, forventes det heller ingen påvirkning på rødlistede arter eller faunaen i influensområdet. BKK sitt gasskraftverk på Mongstad vil imidlertid regionalt være en bidragsyter sammen med all annen oljebasert industri på Mongstad og fra Nordsjøen og økt transportaktivitet knyttet til utbygging av infrastruktur. Bidragene kan samlet føre til betydelige overskridelser av tålegrensene for vegetasjon langs Vestlandskysten, særlig i Hordaland og Sogn og Fjordane med påfølgende muligheter for endringer i vegetasjonens artssammensetning. En 10% økning av utslippene vil gi en maksimal avsetning på ca. 4,6 mg N/m² per år. Økningen i avsetningen er så liten at det neppe vil ha noen innvirkning på vegetasjon og dyreliv.

Mulige effekter av MEA er ikke vurdert siden dette er et nytt stoff i denne sammenheng. Det foreligger per i dag lite kjent kunnskap om hvilke effekter MEA kan gi.

Effekter på overflatevann

Det totale landarealet i influensområdet for BKKs planlagte gasskraftverk på Mongstad er på 16 232 km², og det er registrert overskridelser innenfor 8 364 km² tilsvarende ca. 52 % av dette arealet. I tillegg ligger 4 589 km² tilsvarende 28 % av landarealet i det sårbare området nær opp til overskridelse (overskridelse -25 - 0 mEkv/m²/år).

Beregninger viser at det prosentvise bidraget til den maksimale N-avrenningen vil være 0,5 %, og ser vi på den prosentvise andelen av den totale forsuringsbelastningen vil det utgjøre 0,3 %. Det betyr at den økte N-avsetning ikke vil føre til målbare endringer i forsureffekter i området, blant annet fordi variasjonen i avsetning fra år til år er betydelig større enn bidraget fra gasskraftverket.

Imidlertid vil endringer i avsetningen komme i et område hvor store deler av landarealet enten har overskredet tålegrensen eller ligger nær overskridelse, og hvor eksisterende avsetning av svovel- og nitrogenforbindelser har ført til skader på vannkjemi og -biologi. Den eksisterende avsetning er en sum av mange utslippskilder og effekter kan ikke tilskrives bidrag fra enkeltutslipp spesielt. I det perspektivet kan også utslipp fra BKKs gasskraftverk på Mongstad bidra til en ytterligere belastning for forsurening av overflatevann. En 10% økning i utslippet til luft vil fremdeles ikke kunne gi et vesentlig bidrag til den maksimale avrenningen, når utslippet i utgangspunktet utgjør 0,5 % og 0,3 %. Konklusjonen blir derfor den samme.

Mulige effekter av MEA er ikke vurdert siden dette er et nytt stoff i denne sammenheng. Det foreligger per i dag lite kjent kunnskap om hvilke effekter MEA kan gi.

Beregninger og effekter av utslipp til sjø

Det er planlagt et kjølevannsutslipp fra BKKs gasskraftverk på Mongstad på 30 000 m³/time. Utslippsdynamikk (fortynning og innlagring) for ulike resipientforhold (strøm og sjikting) og overtemperatur 7-10 °C er simulert med en spredningsmodell. Med vanninntak på 50 m dyp og utslipp til 30 m viser beregningene at kjølevannet oftest vil innlagres mellom 21 og 33 m dyp. I perioder med svak sjikting i fjorden (vinter/tidlig vår) kan imidlertid utslippsvannet trenge helt opp i overflatelaget, når overtemperaturen er på opptil 10 °C. Ved å redusere størrelsen på utslippstunnelen, i forhold til basissimuleringene beskrevet foran, vil utslippshastigheten øke og initialfortynningen blir større. Gjennomslag til overflaten vil da unngås i de kritiske årstidene også for de høyeste overtemperaturene, og vi vil derfor anbefale en slik løsning. Dersom økonomiske hensyn tilsier det kan redusert tunneldimensjon kombineres med å øke inntaksdyp og/eller utslippsdyp, eller utslippsvannet kan fordeles på to eller flere tunneler med god innbyrdes avstand.

Vurderingene viser ellers at den relative overtemperaturen fra kjølevannsutslippet ikke har vesentlige effekter utover det umiddelbare nærområdet. Kjemikalierne som tilsettes vannet før utslipp har så lave konsentrasjoner at de allerede før initialfortynning ikke vil ha toksisk effekt på verken plante- eller dyreplankton i fjorden. Ved gjennomslag til overflaten kombinert med pålandsvind kan det ikke utelukkes at det blir en viss eutrofieringseffekt i strandsonen. Dette vil unngås, hvis man sikrer at utslippet ikke når overflatelaget.

Dersom det sikres at utslipp fra 30 m dyp ikke når overflatelaget (som skissert over), kan inntaket legges på 50 m dyp uten at det er fare for krysskontaminering. I tillegg til dagens inntaks- og utslippspunkter på Mongstad er det flere nye prosjekter med behov for etablering av inntaks- og utslippspunkter under planlegging. Horisontal plassering av inntaks- og utslippsdyp for BKKs anlegg bør derfor vurderes nærmere, basert på mer detaljert gjennomgang av planer for utvidelser hos Statoil og Mongstad Vekst AS når disse foreligger.

Konsekvensutredning for BKKs gasskraftverk ved Mongstad

1 Innledning

Bergenshalvøens kommunale kraftselskap (BKK) har bedt Norsk institutt for luftforskning (NILU), Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og Norsk institutt for naturforskning (NINA) undersøke konsekvenser av utslipp til luft og sjø for et planlagt gasskraftverk på Mongstad. Det har blitt undersøkt konsekvenser for luftkvalitet for følgende komponenter: NO_x/NO₂, SO₂, MEA, VOC, CO og PM₁₀. MEA, monoetanolamin, er et stoff som brukes til rensing av CO₂-utslippet. I tillegg har det blitt undersøkt konsekvenser av nitrogenavsetning. For utslipp til sjø er det beregnet og vurdert effekter av varmetilførsel fra kjølevannet, samt tilførsel av tre ulike kjelkjemikalier.

NILU har koordinert prosjektet, og foretatt beregninger av konsentrasjoner i luft og avsetning av nitrogenoksider til bakken. NIVA har hatt ansvaret for vurderinger av forsuring av overflatevann og utslipp til sjø. NINA har vurdert effekter på flora og fauna.

2 Retningslinjer og tålegrenser

2.1 Luftkvalitetskriterier og grenseverdier

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

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

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

SFT har i samarbeid med Folkehelseinstituttet utarbeidet såkalte anbefalte luftkvalitetskriterier. Disse er satt ut fra at eksponeringsnivåene må være 2-5 ganger høyere enn kriteriene (faktoren varierer fra stoff til stoff) før det med sikkerhet er konstatert skadelige effekter. Overskridelser kan derfor ikke tolkes som definitivt helseskadelige, men en kan heller ikke utelukke effekter hos

spesielt sårbare mennesker ved nivåer under kriteriene. Disse kriteriene er betydelig lavere enn EUs grenseverdier og Nasjonale mål. I motsetning til de kravene som er nedfelt i forskriften og EUs grenseverdier er SFTs kriterier ikke juridisk bindende.

SFTs luftkvalitetskriterier har de laveste verdiene, og når luftkvaliteten tilfredsstillende disse verdiene er de andre også oppfylt. Tabell 1 gir et sammendrag av de ulike grenseverdiene og kriteriene.

I tillegg fins det Administrative normer for forurensning i arbeidsatmosfære. Normene er satt for bruk ved vurdering av arbeidsmiljøstandarder på arbeidsplasser der luften er forurenset av kjemiske stoffer. Normene er satt ut fra tekniske, økonomiske og medisinske vurderinger. Selv om normene overholdes er man derfor ikke sikret at helsemessige skader og ubehag ikke kan oppstå. Dette er normer som er satt i forhold til arbeidsmiljø og ikke naturmiljø. Dersom disse normene skal overføres til indikative grenseverdier for naturen er det vanlig å dividere Administrative normer med en faktor i intervallet 30 – 70 avhengig av hvilke stoff det er snakk om.

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

Stoff	Definert grenseverdi	Midlingstider				
		1 time	8 timer	24 timer	6 måneder	År
NO ₂	SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier	100		75	50	30
	Nasjonalt mål (og antall tillatte overskridelser)	150 * (8 per år)				
	EUs grenseverdier (antall tillatte overskridelser)	200 * (18 per år)				40 *
PM ₁₀	SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier			35	Ny verdi skal utarbeides	
	Nasjonalt mål (og antall tillatte overskridelser)			50 (25 per år) 50 * (7 per år *)		
	EUs grenseverdier (antall tillatte overskridelser) Grenseverdier for 2010 er veiledende.			50 (35 per år) 50 * (7 per år)		40 20 *
CO	SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier		10 000			
VOC	Administrativ norm	400				
MEA	Indikative eksponeringsgrenser fra EU direktiv, 2006	7600 (15 minutt)	2500			
	Administrativ norm		8000			
SO ₂	SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier			90	40	
	Nasjonalt mål			90		
	EUs nye grenseverdier (og antall tillatte overskridelser)	350 (24 per år)		125 (3 per år)		

* skal overholdes innen 1.1.2010

2.2 Overflatevann

2.2.1 Effekter av utslipp til luft

Forurenset luft og nedbør inneholder nitrogen og svovel i form av nitrat (NO₃⁻), ammonium (NH₄⁺) og sulfat (SO₄⁻). Disse komponentene bidrar til forurening 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. Nitrationsnet 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 $900 \text{ mg N/m}^2/\text{år}$ 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.

2.2.2 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. Tålegrenser for overflatevann har 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 derimot svært komplisert, spesielt på grunn av biologisk opptak i planter og jord. Vegetasjonsdekke og jorddybde påvirker biologisk opptak av nitrogen. Derfor er tålegrensen for nitrogen vesentlig vanskeligere å fastsette enn for svovel.

Tålegrenser for forsuring av overflatevann 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 en landsdekkende undersøkelse av 1000 innsjøer i 1986 (Henriksen et al., 1988). Resultatene fra dette arbeidet viste at det er stor sannsynlighet for skader på fiskepopulasjoner for verdier av ANC < 20 μekv per liter.

Det har vist seg at grenseverdien på ANC < 20 μekv per liter ikke alltid er holdbar. Det finnes områder i Norge hvor livet i vann (akvatisk biota) er tilpasset lavere ANC-verdier enn 20 μekv per liter 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 per liter, og stiger til ANC = 50 μekv per liter i områder med høy tålegrense (Henriksen og Buan, 2000)

2.3 Effekter av nitrogenoksider (NO_x) og ozon

Effekter av nitrogenoksider (NO_x) på vegetasjon

NO og NO_2 er de viktigste gassene som vil slippes ut fra et planlagt gasskraftverk på Mongstad med hensyn på vegetasjonsskader. Ved lave konsentrasjoner er NO_2 å regne som et plantenæringsstoff, mens den ved høye konsentrasjoner er en plantegift (SFT, 1992). Både NO_2 og NO tas opp gjennom plantenes spalteåpninger og løses i vann med dannelse av nitrater og nitritter som ved høye konsentrasjoner gir toksiske effekter. Dersom for store mengder NO_2 tas opp over tid, oppstår akutte skader i form av nekrose (områder med dødt vev).

Ved korttidsforsøk med NO_2 alene, er det vist at bare svært høye konsentrasjoner (over 800 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) gir skade på vegetasjon. Fra langtidsforsøk (11 mnd. middel) er det påvist redusert vekst hos følsomme arter ved konsentrasjoner ned til 124 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. I samspill med ozon og svoveldioksid er imidlertid langt lavere konsentrasjoner av NO_2 skadelig for vegetasjon. Redusert vekst er da påvist ved NO_2 -konsentrasjoner ned til 44 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (eksponeringstid 43 døgn). På bakgrunn av dette er SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier for NO_2 med hensyn på vegetasjon satt til 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ med midlingstid 6 måneder. Dette samsvarer med ECEs (Economic Commission for Europe) og WHO's (World Health Organization) tålegrenser. WHO har også en korttidskonsentrasjon (midlingstid 4 timer) for vegetasjon på 95 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Verdien er gitt med forbehold om at konsentrasjonen av SO_2 ikke overskrider 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ og ozonkonsentrasjonen ikke overskrider 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, regnet som årsmiddel.

Effekter av nitrogenoksider (NO_x) på fauna

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

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

SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier for NO_2 med hensyn på helse/dyr er satt til 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ midlet over 1 time og 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ midlet over 6 måneder. Data for fastsetting av tålegrenser for NO er dårlige, men også høye nivåer av NO synes å føre til skadevirkninger.

Effekter av ozon på vegetasjon

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

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

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

Videre har det blitt enighet om å gå fra en 10 % -grense til en 5 % -grense for tålegrensene for plantevekst. Dette betyr at det nå anbefales å bruke en tålegrense på 3000 ppb-timer for plantevekst (3-månedersmiddel ved dagslystimer). For skog er det fortsatt stor usikkerhet knyttet til skadeeffektene og man har anbefalt å beholde grensen på 10 000 ppb-timer for skog (6-månedersverdi, 1. april – 1. oktober).

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

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

Effekter av ozon på fauna

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

2.4 Tålegrense for MEA

MEA er et nytt stoff som industriutslipp. Det foreligger lite kjent kunnskap om hvilke effekter MEA har på naturen og derfor foreligger det heller ingen tålegrenser for konsentrasjoner eller avsetning.

2.5 Total nitrogenavsetning, generelle effekter på vegetasjon og fauna (gjødslingseffekt)

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 (NO_2 , sum $\text{NO}_3^- + \text{HNO}_3$ og sum $\text{NH}_4 + \text{NH}_3$) og våtavsetning (NO_3^- og NH_4+ i nedbør). I tillegg inneholder MEA nitrogen. I denne studien er det antatt at nitrogen fra MEA opptrer på samme måte som nitrogen i ammoniakk.

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 nitrogen tilgang 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 fattige lyngdominert mark.

Effektene av økt nitrogen tilgang 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 fauna sammensetning (Pedersen og Nybø, 1990).

2.6 N-tålegrenser 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 2). 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 Thörnelöf, 1992; Bobbink et al., 1996; Achermann og Bobbink, 2003).

Endringer i plantevekst, artssammensetning og kjemiske substanser i planter er blitt brukt som målbare effekter av nitrogenavsetning. I noen tilfeller er endringer i økosystemfunksjoner, slike som utvasking av nitrogen eller nitrogenakkumulasjon, blitt benyttet. Tålegrensene er fastsatt med en nedre og en øvre grense da det innen de analyserte økosystemene er reelle variasjoner knyttet til eksperimentelle behandlinger, usikkerhet i avsetningsverdier, variasjoner i økosystemenes nærings- og klimaforhold og ulik kulturpåvirkning. Ut fra kunnskapsnivået blir tålegrensene angitt som enten pålitelige, ganske pålitelige eller mer usikre ekspertvurderinger (Tabell 2).

I denne rapporten benyttes oppdaterte tålegrenser for økosystemer (Achermann og Bobbink, 2003), der tålegrensene er relatert til naturtyper beskrevet i EUNIS habitatklassifiseringssystem for Europa: ([Error! Hyperlink reference not valid.](#)). 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). En nærmere beskrivelse av effekter av overgjødning for norske naturtyper er beskrevet i Vedlegg A.

Tabell 2: N-tålegrenser for norske naturtyper/vegetasjonstyper (EUNIS-klasse i parentes) innen influensområdet, og mulige effekter ved tålegrenseoverskridelser. ## pålitelig, # ganske pålitelig, (#) ekspertvurderinger (etter Achermann og Bobbink, 2003).

Naturtype	Vegetasjonstype	mg N/m ² per år	Effekter
Skog (G)	Løvskog (G1 Broad leaved deciduous woodland)	1000-2000 #	Endringer i jordprosesser, bakkenær vegetasjon og mykorrhiza, økt risiko for næringsubalanse og parasittisme
	Barskog (G3 Coniferous woodland)		
	Blandingsskog (G4 Mixed deciduous and coniferous woodlands)		
Myr (D)	Nedbørgmyr (D1 Raised and blanket bogs)	500-1000 ##	Økt innslag av karplanter, endret moseflora, nitrogenmetning i torvmoser, N-akkumulasjon i torv og torvann
	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

* = usikre verdier

3 Dagens situasjon

3.1 Naturgeografi

Mongstad ligger i kommunene Lindås og Austrheim i Nordhordland. Influensområdet omfatter også nærliggende kommuner som Fedje, Radøy, Øygarden, Meland, Masfjorden og Modalen i Hordaland, samt Gulen, Høyanger, Solund, Hyllestad, Fjaler, Askvoll og Flora i Sogn og Fjordane.

Landskapet i regionen er småkupert, med større, svakt skrånende arealer mellom bratte fjellhamrer og små ferskvann. Åser og rygger følger strøkretninger i bergrunnen og veksler med skogkledd søkk i mosaikk med myrer. Ytterst ved kysten overtar lyngheier på flater og koller, og mot øst blir skogkledd åsrygger, fjell og daler mer tydelig i landskapet.

Det går et markert bergartsskille langs Fensfjorden rett nord for Mongstad. Områdene sør for Fensfjorden tilhører Bergensbuene (Holtedal, 1960) og består hovedsakelig av omdannede bergarter fra prekambrisk alder som anortositt, mangeritt, amfibolitt, gabbro og gneiser med enkelte innslag av sedimentære kambro-silurske bergarter (Sigmond et al., 1984). De kambro-silurske bergartene er kalkholdige, forvitrer lett og gir opphav til næringsrike jordsmonn, mens de andre bergartene har en annen mineralsammensetning, forvitrer langsommere og gir noe fattigere jordsmonn.

Områdene nord for Fensfjorden og sør for Sognefjorden består overveiende av mer eller mindre sure gneiser av ulik opprinnelse. Solund har sandstein og konglomerater av Devonsk opprinnelse. Disse gir særdeles lite næring til jordsmonnet, mens det rundt Hyllestad i Sogn og Fjordane finnes innslag av rikere kambro-silur bergarter.

De relativt harde bergartene i ytre kyststrøk gir mye bart fjell eller fjell med tynt jorddekke. Løsmasser finnes mest i skråninger og søkk mellom koller, og er hovedsakelig av organisk opprinnelse eller morenemateriale fra siste istid. Et sterkt oseanisk klima med høy nedbør (årsnedbørnormal på Holsnøy 1950 mm, Førland, 1993) fører til utvasking av næringsemner i jordsmonnet, og sammen med en hard og langsomt forvitrende berggrunn bidrar dette generelt til næringsfattige jordsmonn. På dypere løsmasser er det utviklet mineralholdige brunjorder eller podsol, mens jordsmonnet ellers består av lynghumus og torv dannet på bart berg eller i myr (Fremstad et al., 1991).

Det generelt sure og lite næringsrike jordsmonnet i influensområdet tilsier at nedre verdier av tålegrensene for økosystemene bør benyttes.

3.2 Vegetasjon i influensområdet

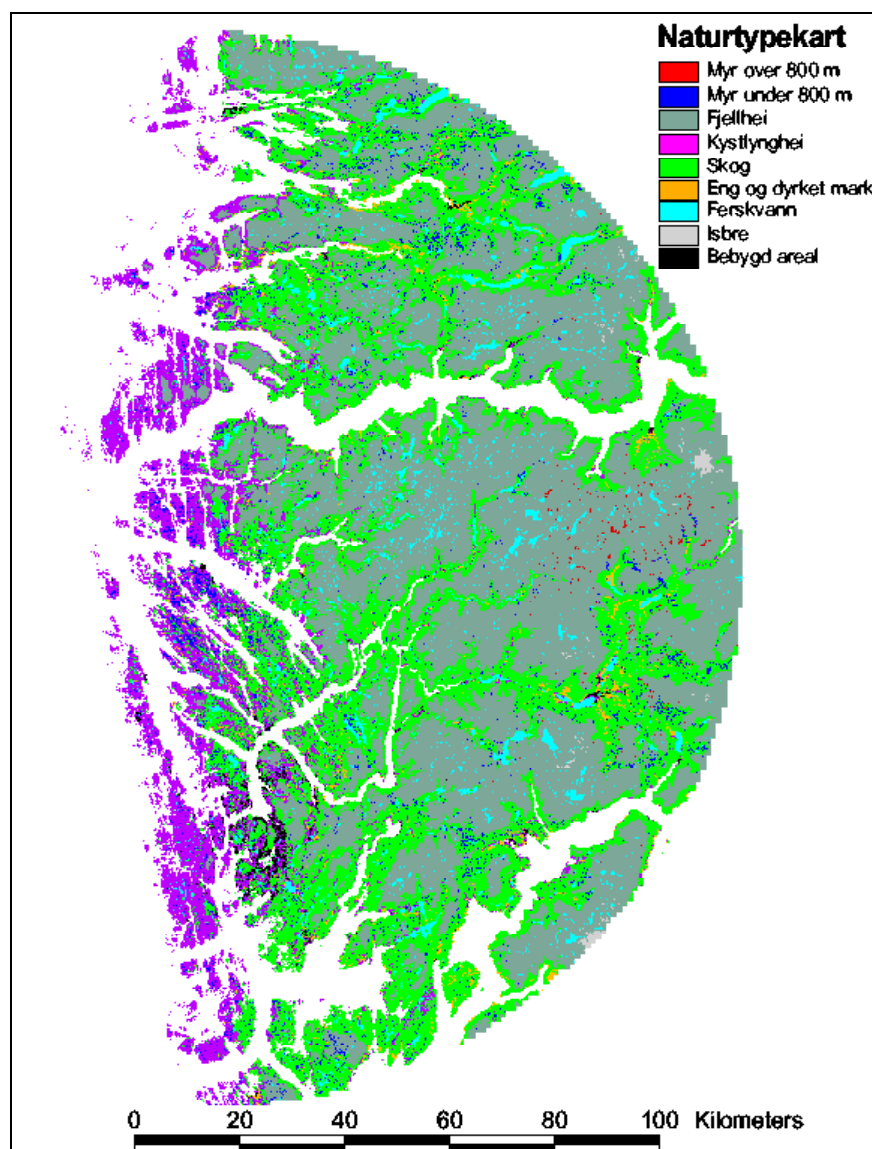
Mongstadanleggene ligger på overgangen mellom det skogløse området ved kysten og kystskogbeltet innenfor. Området tilhører boreo-nemoral vegetasjonssone (edelløv- og barskogsone) i sterkt oseanisk seksjon (Moen, 1998). Influensområdet østover i Hordaland og nordover i Sogn og Fjordane dekker også mellomboreal sone (midtre barskogsone) og alpin sone over den klimatiske skoggrensa.

Ytre deler av influensområdet domineres av naturtypene kystlyngheier og myrer med store innslag av frostømfintlige, oseaniske arter som har krav til høy fuktighet og relativt høye sommertemperaturer (Figur 1). Næringsfattige vann, våtmark, eng- og strandvegetasjon er også viktige naturtyper (Fremstad et al., 1991; Losvik, 1993). Skogområdene innenfor kystbeltet består hovedsakelig av bjørk, gråor og furu på næringsfattig jord og små edelløvslokalteter på rikere jordsmonn i solvente lier, der hassel ofte dominerer. Fjellvegetasjonen består hovedsakelig av fattig rabbe-, leside- og snøleivevegetasjon (Blom et al., 1985; Skogen og Aarrestad, 1986; Aarrestad, 1987, 1988). Rik fjellvegetasjon kan opptre lokalt i sprekksoner i fjell med glimmergneis ved lokalklimatisk gunstig eksposisjon, der forvitring av berggrunn er påvirket av ras og frostaktivitet.

Influensområdet har tidligere hatt et sterkt preg av landbruksdrift, men gjennom de senere tiår har det skjedd ei drastisk endring i bruk av kulturlandskapet med

nedbygging av areal og tap av flere kulturbetingede vegetasjonstyper (Kvamme, 1982; Hanssen, 1992; Håland og Kaland, 2002).

De viktigste naturtyper med tanke på nitrogenavsetning er næringsfattige typer som nedbørm, fattige skoger, kystlyngheier, fattig fjellvegetasjon og næringsfattige vann (se kapittel 2.6). Alle disse naturtypene finnes innen influensområdet.



Figur 1: Naturtypekart over influensområdet innen en radius på 100 km fra Mongstad.

3.3 Vernede områder og viktige naturtyper for biologisk mangfold innen influensområdet

Innen for influensområdet med høyeste avsetninger finnes det få vernede områder (Figur 2), men gjennom kommunenes naturtypekartlegging (DN 1999a) er det

registrert et høyt antall viktige naturtyper for biologisk mangfold (Figur 3). Kommunene Solund, Hyllestad og Fjaler har imidlertid ikke ferdigstilt sitt kartleggingsmateriale. Vernede områder og kartlagte naturtyper kan finnes i DNS naturdatabase (<http://dnweb5.dirnat.no/nbinnsyn/>).

De vernede områdene er hovedsakelig naturreservater for sjøfugl. Grima naturreservat på Byrknesøy er et myrreservat, mens Vassøyane og Fedje naturreservater dekker våtmarker, myr og kystlynghei (Figur 2). De fleste lokalitetene fra kommunenes naturtypekartlegging omfatter områder med kystlynghei, myrer og kystfuruskog, alle relativt sårbare for nitrogenavsetninger med en nedre tålegrense fra 500-1000 mg N/m² per år (Figur 3).

Influensområdet inneholder også flere rødlistede arter (DN 1999b, DNS naturbase) slike som de oseaniske karplantene havburkne, hjortetunge og purpurlyng. Fuglelokaliteter i influensområdet inneholder mange arter andefugler, vadefugler, gråhegre, skarv, spurvefugler i våtmarker og skog, også rødlistede arter. Oter er angitt på flere lokaliteter.

Mongstad-området er blitt tiltrukket av mange fugle- og pattedyrarter, med mange arter i lommer av skog og våtmark innenfor gjerdet på det etablerte Mongstadanlegget. Hjorten har godt næringstilbud, og samtidig med at det ikke jantes inne på området, finnes det mange dyr her. Se http://www.nrk.no/programmer/tv/ut_i_naturen/1.1467933.



Figur 2: Forekomster av vernede areal, hovedsakelig naturreservater (skraverte felter), i deler av influensområdet.

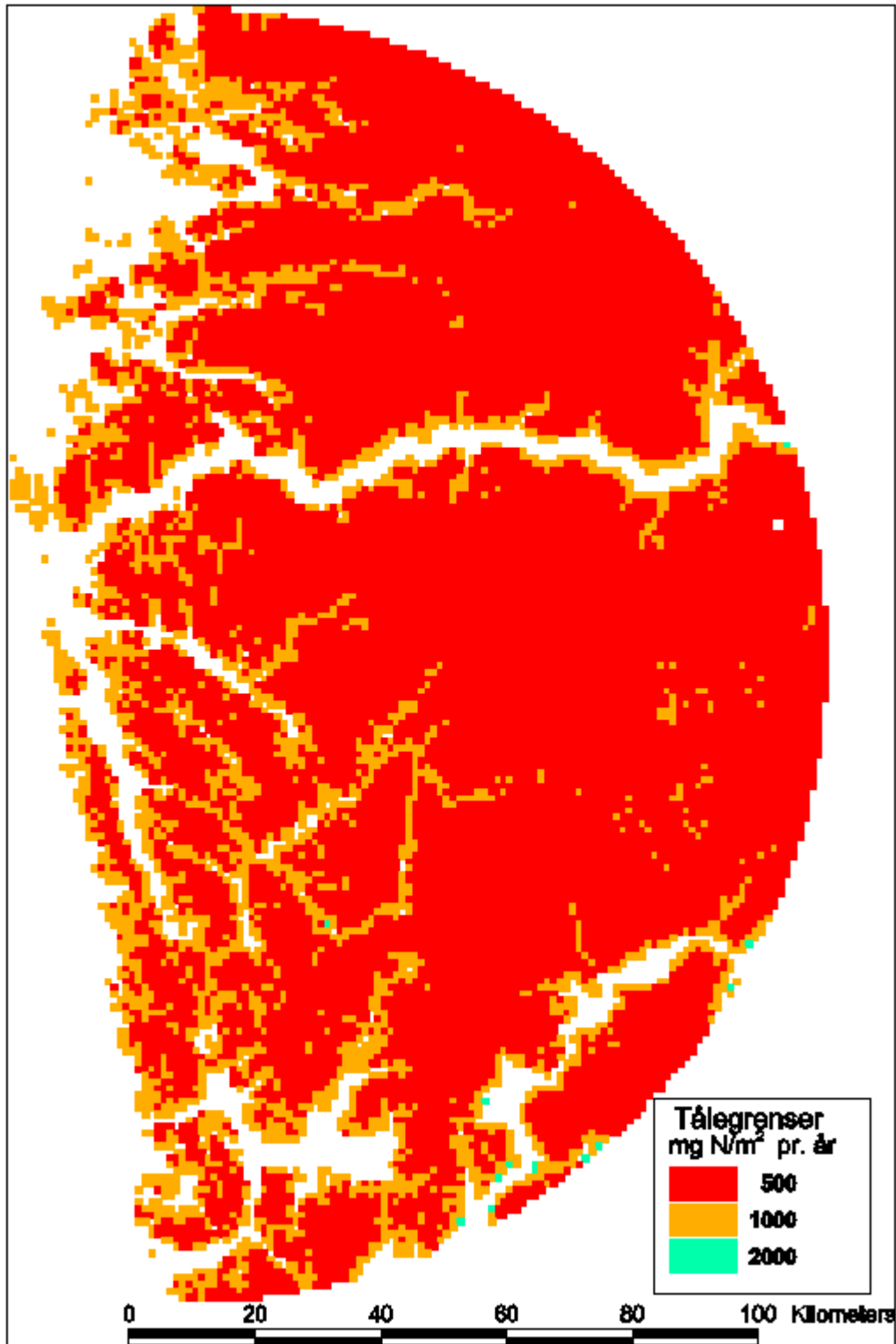


Figur 3: Forekomst av viktige naturtyper for biologisk mangfold innen deler av influensområdet. KF=kystfuruskog, KL=kystlynghei, M=lavlandsmyrer.

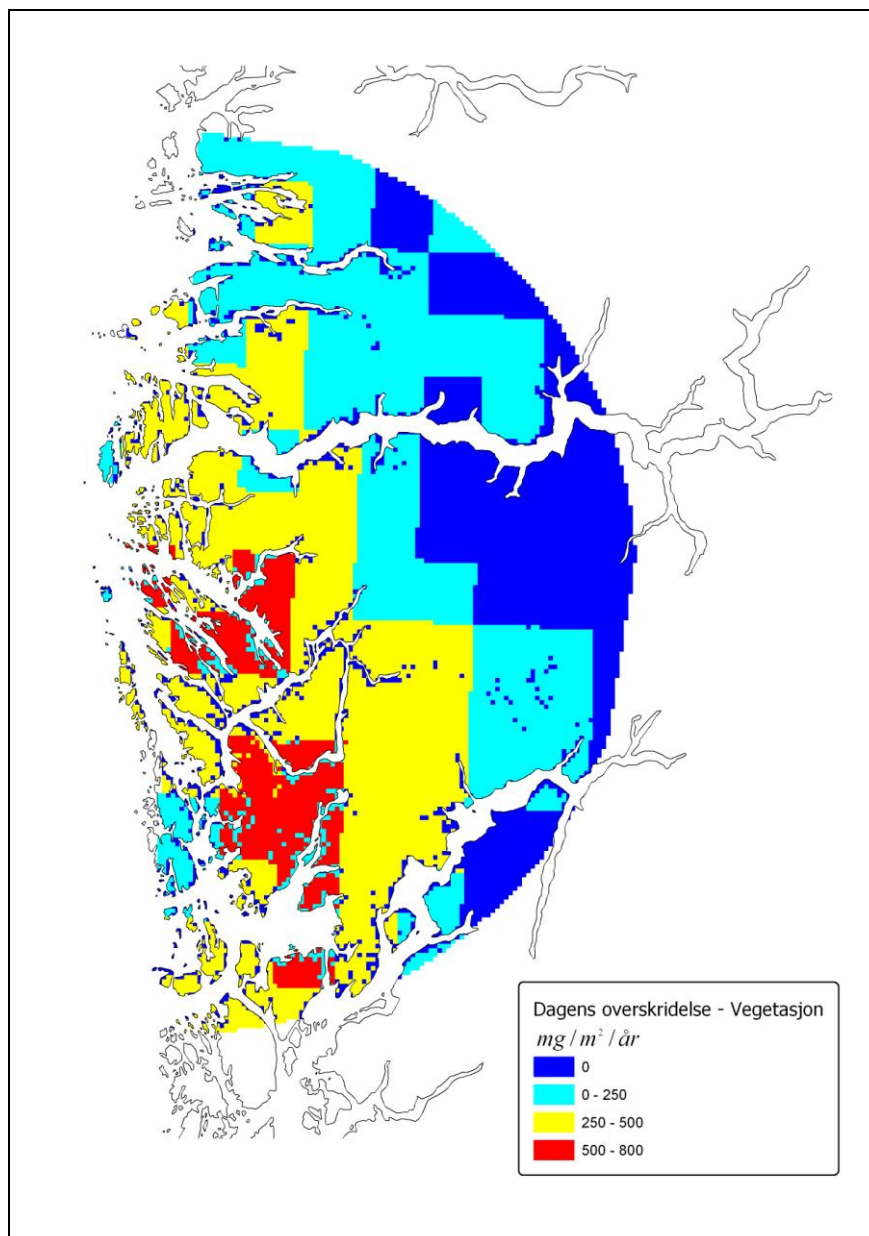
3.4 Dagens gjødslingseffekter på vegetasjon

Med bakgrunn i naturtypekartet (Figur 1) er det laget et tålegrensekart for naturtyper innen influensområdet (Figur 4). Hver 1 x 1 km² rute innen influensområdet har fått en tålegrenseverdi basert på den nedre tålegrenseverdien til den mest følsomme naturtypen som forekommer i ruta (naturtypen med den laveste tålegrensen). Kartet viser derfor hvilken N-avsetning området tåler før det er en viss sannsynlighet for at det kan skje endringer i naturtyper innen området.

Data om årlig nitrogenavsetning innenfor perioden 1997-2001 (Hole og Tørseth, 2002; Figur 6) er benyttet sammen med informasjonen fra tålegrensekartet (Figur 4) for å lage et overskridelseskart (Figur 5) som viser hvilke områder som har fått overskredet sine N-tålegrenser og hvor stor overskridelsene er. Overskridelseskartet viser tydelig at det innen influensområdet finnes naturtyper som har fått overskredet sine nitrogentålegrenser av dagens bakgrunnsavsetninger.



Figur 4: Kart over tålegrenser for naturtyper innen influensområdet. Fargen i rutene viser nedre tålegrenseverdi for den vegetasjonstypen som har den laveste tålegrensen innen ruta (basert på forekomst av naturtypen i et 1x1 km rutenett).



Figur 5: Kart over overskridelser av tålegrenser for nitrogen basert på forekomst av naturtyper (Figur 4) og dagens bakgrunnsnivå (Figur 1). Fargene viser hvor stor overskridelsen er for naturtypen med den laveste tålegrensen innen et rutenett på $1 \times 1 \text{ km}^2$.

Dagens nitrogenavsetning i influensområdet varierer fra ca $800 - 1400 \text{ mg N/m}^2$ per år (basert på EMEPs sub-nett i Hole og Tørseth, 2002). Avsetningen øker fra vest mot øst med økende nedbørsmengder og avtar mot nord. Den er høyest i vestre deler av Stølsheimen og lavest i Flora. Med tanke på naturtypenes fordeling i influensområdet er overskridelsene først og fremst relatert til nedbørmyrer, kortskuddvegetasjon i næringsfattige (oligotrofe vann) og fattig fjellhei i midtre og ytre deler av Hordaland og i søre deler av kyststrøk i Sogn og Fjordane. Nedre tålegrenser for skog, kystlynghei, fattige enger, jordvannmyr og langskuddvegetasjon i næringsfattige vann er også stedvis overskredet.

Selv om tålegrensene for flere naturtyper er overskredet innen influensområdet, vil dette nødvendigvis ikke gi synlige effekter i naturtypene, da tålegrensene innen hver naturtype varierer mellom en nedre og øvre grense. Tålegrensen er dessuten definert som grenseverdier der avsetninger under disse ikke vil gi skadelige effekter i økosystemet, dvs. at ved avsetninger over grenseverdiene er det en viss sannsynlighet for at endringer kan skje. Så langt vi vet, er det ikke rapportert om endringer i naturtypene innen influensområdet som påviselig kan relateres til nitrogenavsetning gjennom de senere tiår. Dette kan skyldes at de reelle tålegrensene for vegetasjonstypene på Vestlandet ligger høyere enn de nedre grenseverdiene pga. de store nedbørsmengdene (Achermann og Bobbink, 2003; Bruteig og Aarrestad, 2004). På den annen side er det innen influensområdet heller ikke overvåkingsprosjekter som er knyttet til effekten av nitrogengjødsling og som således kan gi mer presis informasjon om vegetasjonstypenes tålegrenser.

3.5 Lokal luftkvalitet

Det ble gjennomført målinger av luftkvalitet ved Statoil Mongstad i perioden september 2002 – februar 2003 (Hagen, 2003). Tilsvarende målinger er tidligere utført i 1989/90 og i 1994/95. Et tilsvarende måleprogram blir også utført i 2007. Måleprogrammet omfattet luftkvalitetsmålinger ved Dyrholten og Leirvåg. Luftkvalitetsmålingene omfattet nitrogenoksider, svoveldioksid og svevestøv på begge stasjonene. Luftkvalitetsmålingene ble utført med kontinuerlig registrerende instrumenter (timemiddelverdier). Dataene ble overført daglig til NILU på telenettet. Disse målingene viste at maksimal timemiddel for NO₂ var 92,7 µg/m³, og halvårsverdi i perioden var 10,5 µg/m³. For SO₂ var maksimal timemiddel 77,3 µg/m³, maksimal døgnmiddel 13,9 µg/m³ og halvårsverdi 3,1 µg/m³. For PM₁₀ var maksimal timemiddel 78,0 µg/m³, maksimal døgnmiddel 41,5 µg/m³ og halvårsverdi 9,8 µg/m³. Det var ingen overskridelser av grenseverdier og anbefalte luftkvalitetskriterier.

Etter at disse målingene ble gjennomført har Statoil planlagt bygging av et nytt gasskraftverk på Mongstad med tilhørende ombygginger i raffineriet. I den forbindelse ble det gjennomført beregninger for konsentrasjoner i luft av NO₂, SO₂ og PM₁₀ (Gjerstad et al., 2005). Det ble gjort beregninger for flere utslippsalternativer. Tabell 3 viser de beregningsresultatene for de alternativene som ga høyest konsentrasjon. De beregnede verdiene er lavere enn EUs grenseverdier, Nasjonale mål og SFTs luftkvalitetskriterium.

Tabell 3: Beregnede maksimale konsentrasjoner i luft fra Statoils framtidige gasskraftverk på Mongstad. Enhet: µg/m³.

Stoff	Maksimalt timemiddel	Maksimalt døgnmiddel	Årsmiddel
NO ₂	85		9,4
SO ₂	38,8	17,6	3,7
PM ₁₀		2,6	0,48

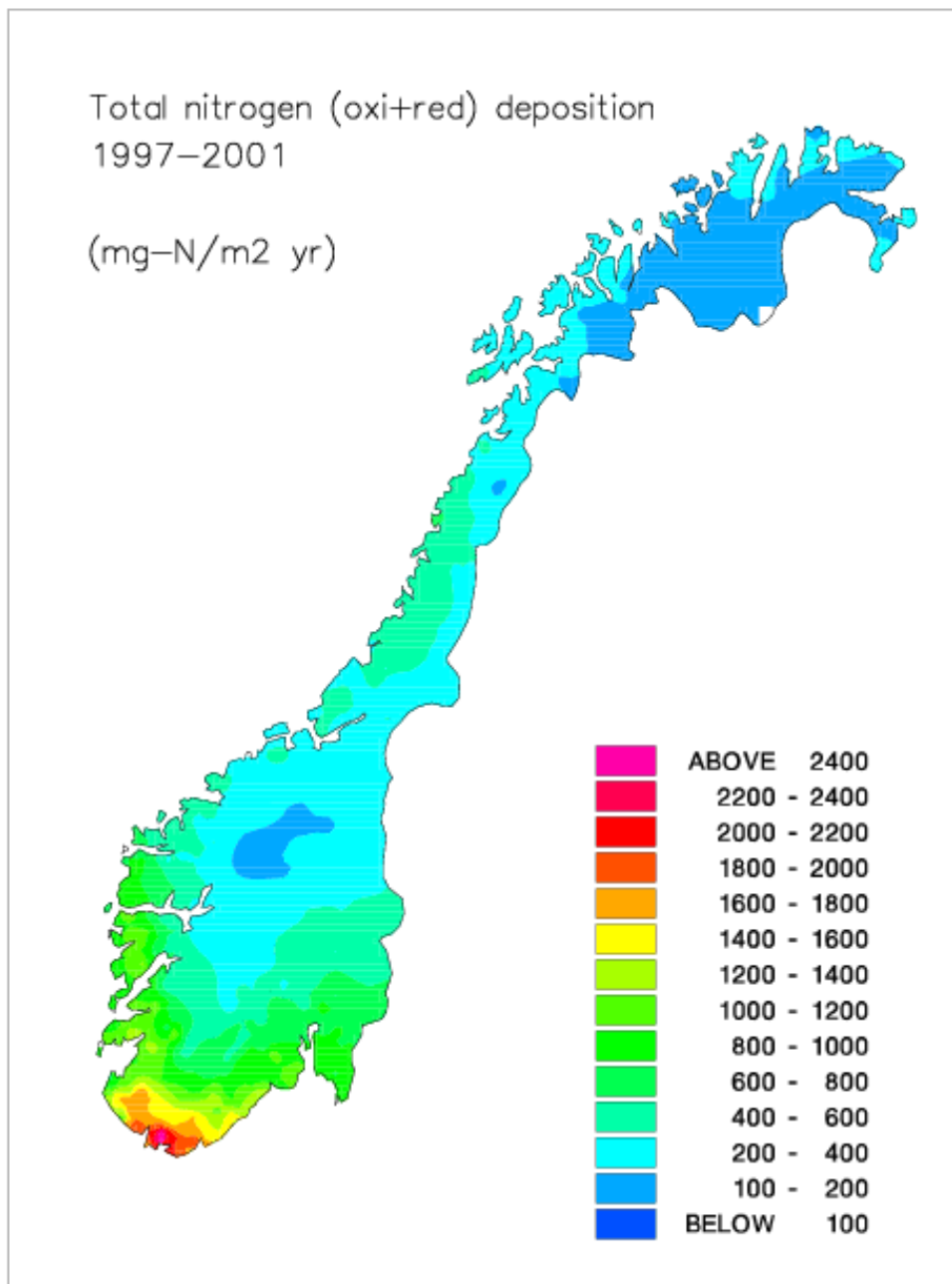
3.6 Nitrogenforbindelser i nedbør

Tabell 4 viser tørr- og våtavsetning av nitrogen i perioden 1998-2006 for tre stasjoner på Vestlandet (Aas et al., 2006). For våtavsetning er det Haukeland som

er mest representativt for Mongstad. Figur 6 viser total avsetning av nitrogen i Norge i perioden 1997-2001. Ut fra Tabell 4 og Figur 6 ses at avsetning av nitrogen varierer mye fra år til år og avsetningen varierer også mye geografisk. Det er størst avsetning på Sørlandet og sør i Rogaland, dette avtar oppover langs kysten og innover i landet. NO_x -utslippene fra Mongstad anleggene har et stort geografisk influensområde. Årlig gjennomsnittlig avsetning er vurdert til å være 800 – 1400 mg N/m².

Tabell 4: Våt- og tørravsetning av nitrogen (nitrat og ammonium) og svovel ved aktuelle nasjonale målestasjoner i 1998-2006 (Data fra SFT/NILU og NISK). Enhet for nitrogenavsetning er mg N/m² per år.

Nedbør-stasjon	Type avsetn.	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	Snitt
Skreådalen (Vest-Agder)	Våt	1146	1189	1455	1054	1159	1145	1015			1166
	Tørr	254	229	225	260	270	165	239			235
Haukeland (Hordaland)	Våt	1162	1384	1096	1079	1072	972	824	1234	1056	1098
Kårvatn (Møre og Romsdal)	Våt	250	193	167	184	220	320	204	232	260	226
	Tørr	90	107	135	108	185	196	105	144	199	141

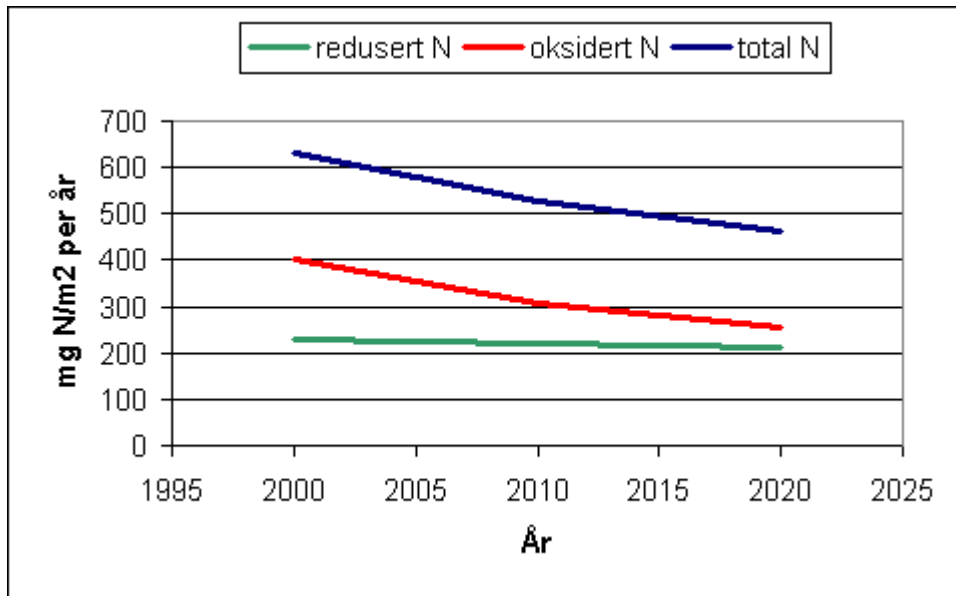


Figur 6: Årlig gjennomsnittlig våt- og tørravsetning av nitrogen (nitrogenoksider + ammonium) på norske bakgrunnsstasjoner i perioden 1997-2001.

For å vurdere fremtidig nitrogenavsetning i området omkring Mongstad benytter vi resultater fra beregninger utført med EMEP-modellen av Meteorologisk institutt. Disse beregningene bygger på utslippsscenarioer som er laget av The International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA). Modellberegninger med EMEP-modellen viser at bakgrunnsnivå av nitrogenavsetning vil minke i årene fremover. Figur 7 viser resultatene fra EMEP-modellen fra området

omkring Mongstad. Denne figuren viser et avsetningsnivå på 630 mg N/m² for år 2000. Dette er lavere enn det som er målt og lagt til grunn for vurdering i denne rapporten (800-1400 mg N/m² per år, Figur 6 og Tabell 4).

De relative reduksjonene av beregnet nitrogenavsetning fra 2000 til 2010 og fra 2000 til 2020 er på henholdsvis 17 % og 27 %. Dersom denne reduksjonen tillegges den målte avsetningen, så vil bakgrunnsnivået av nitrogenavsetning omkring Mongstad være 660-1160 mg N/m² per år i 2010 og 580 – 1020 mg N/m² per år i 2020.



Figur 7: Kurvene viser vurdering av fremtidig nitrogenavsetning omkring Mongstad. Beregningene er gjort med EMEPs modeller.

3.7 Overflatevann og forsurening i influensområdet.

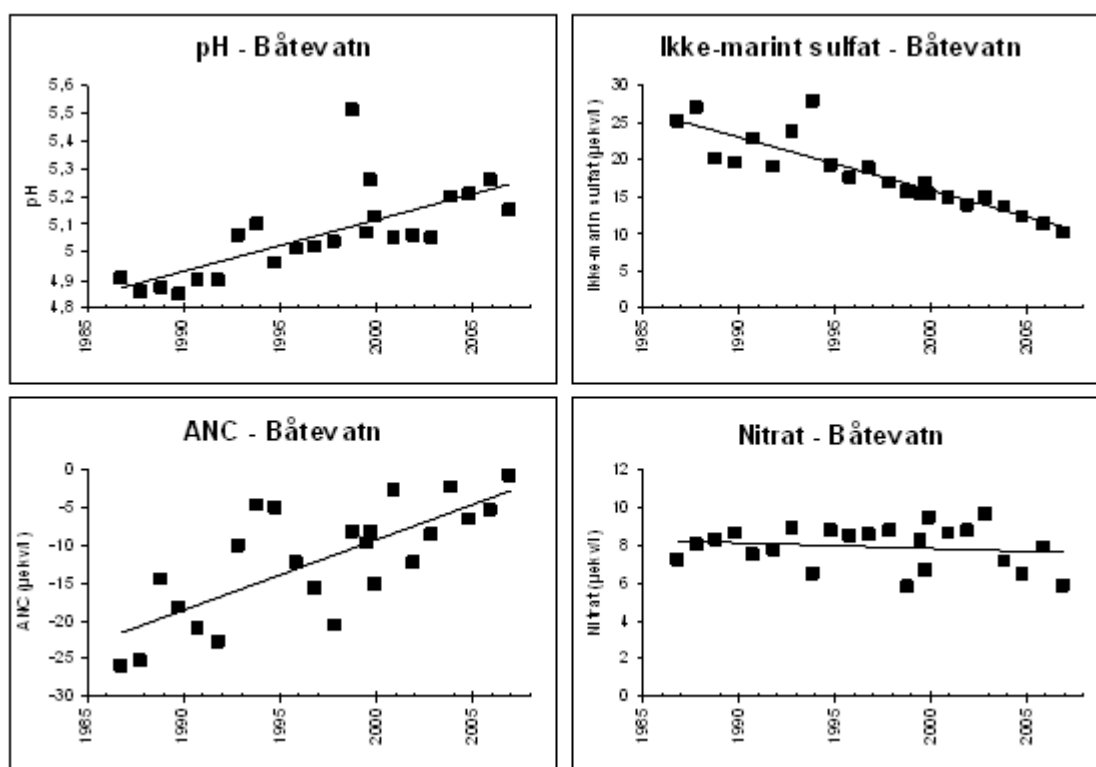
3.7.1 Overvåking av overflatevann

I årene 1988 - 1991 gjennomførte NIVA en omfattende overvåking av innsjøer rundt Mongstad på oppdrag av Statoil Mongstad (Traaen 1992). Undersøkelsen omfattet 37 innsjøer innenfor en radius på 5 mil fra Mongstad. Undersøkelsen viste at mange innsjøer i området var svært følsomme overfor forsurening. Flere innsjøer hadde konsentrasjoner av ikke-marine basekationer på under 10 µekv per liter og er derved blant de mest forsureningsfølsomme innsjøer i Norge. Mange av innsjøene hadde pH-verdier under 5,0, høye konsentrasjoner av labilt aluminium (giftig for fisk) og negative ANC-verdier.

Det er store variasjoner i konsentrasjoner av ioner i innsjøene i området. Ved siden av variasjoner i nedbørfeltens geologi er dette forårsaket av store variasjoner i nedbørmengde (med variasjon i spesifikk avrenning fra 40 l/s/km² ved kysten opp til 130 l/s/km² innover i høyden), noe som gir ulik grad av fortykning. Innsjøene i området er også utsatt for sjøsalteffekter, spesielt under

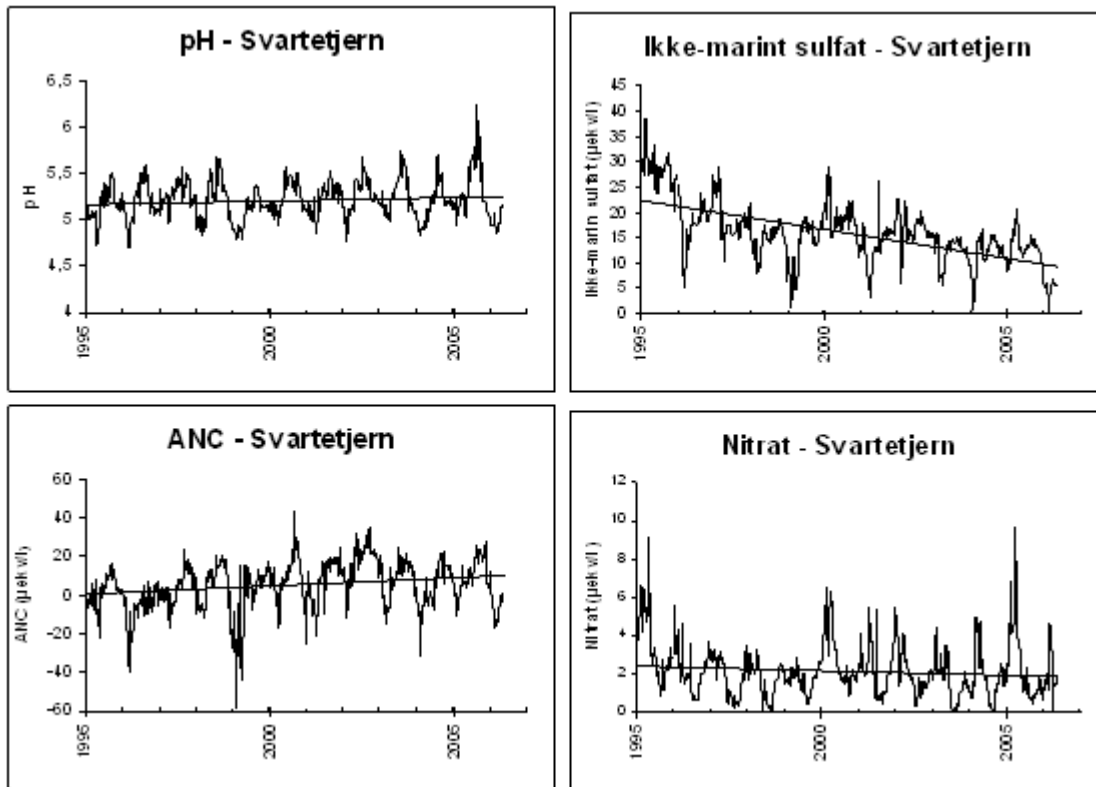
uvær med pålandsvind, ved at natrium fra nedbør byttes ut med hydrogenioner i jorden og gir episodisk forsuring i avrenningen.

Området er moderat belastet med sur nedbør. I likhet med resten av Sør- Norge har svovelbelastningen avtatt markert siden midten av på 1980-tallet, noe som har ført til en merkbar forbedring av vannkvaliteten. Dette kan illustreres ved data fra Båtevatn og Svartetjern (Figur 8 og Figur 9) som ligger henholdsvis ca. 3 mil sørøst og øst for Mongstad. Begge vannene inngår i Statlig Program for Forurensningsovervåking. Båtevatn er prøvetatt årlig siden 1986 mens Svartetjern er prøvetatt hver uke siden 1994.



Figur 8: Vannkvalitet i Båtevatn i 10-årsperioden fra 1986 til 2006.

I 10-årsperioden 1986 - 2006 har ikke-marint sulfat i Båtevatn gått ned fra 25 til 10 µekv per liter og ANC har økt fra -26 til -1 µekv per liter. Samtidig har pH økt fra 4,9 til 5,2. Det er liten endring i nitratkonsentrasjonen i perioden. Med den fallende tendensen for konsentrasjonen av sulfat er nitrat nå nesten like viktig som sulfat i forsuringen.



Figur 9: Vannkvalitet i Svartetjern fra 1994 til 2006.

I figurene for Svartetjern vises ukentlige data. Vannkjemien i Svartetjern er sterkt preget av sesongvariasjoner som er forårsaket av faktorer som snøsmelting og nedbør. Variasjonen innen året blir i stor grad styrt av variasjoner i avsetning av sjøsalter og av naturlige sesongvariasjoner. Snøsmelting fører for eksempel til høye konsentrasjoner av komponenter som er akkumulert i snødekket over vinteren, som nitrogen. De høyeste konsentrasjonene av nitrat måles i vinterhalvåret, men det oppstår også episodisk høye konsentrasjoner om sommeren i forbindelse med flommer. Også i Svartetjern øker pH og ANC mens ikke-marint sulfat går ned. Nitrat går noe ned men endringen er liten.

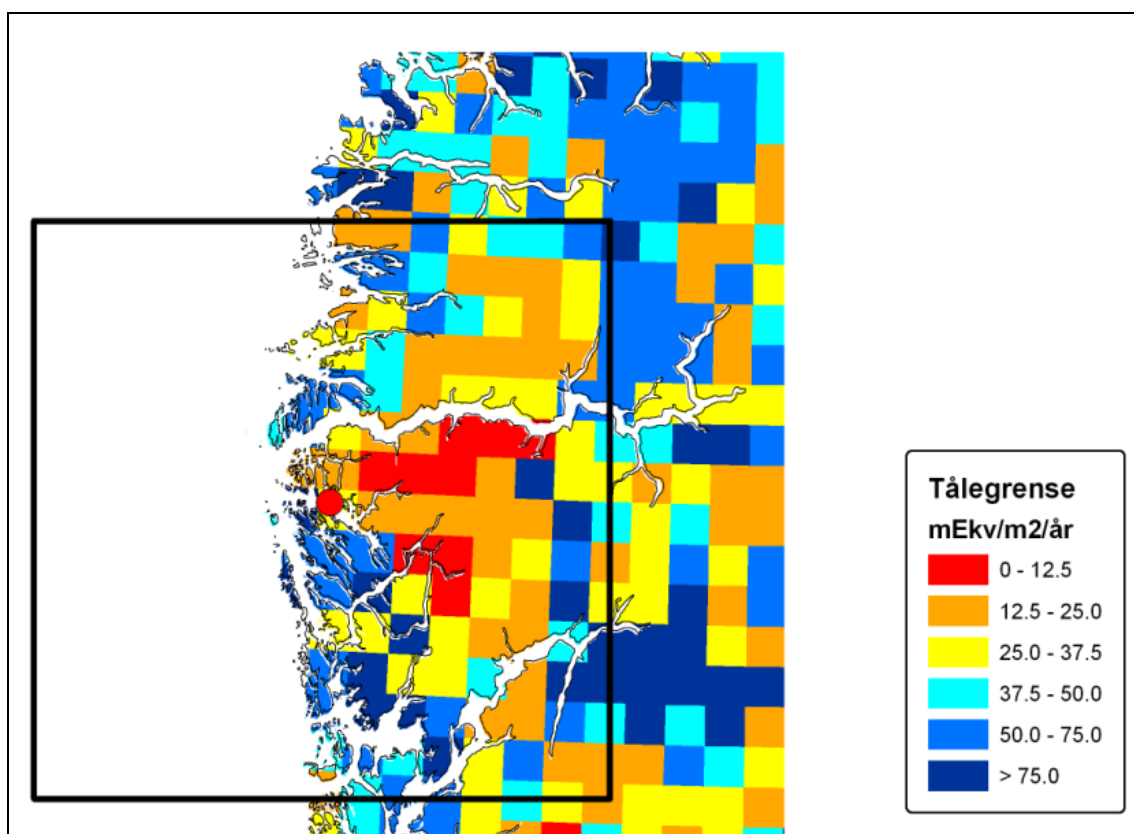
3.7.2 Tålegrenser for forsurening

Beregning av overskridelser av tålegrenser for forsurening av overflatevann er basert på dagens avsetning av svovel- og nitrogenforbindelser 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.

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).

Figur 10 viser tålegrenser for området rundt Mongstad beregnet med SSWC-modellen (Steady State Water Chemistry; Henriksen og Posch, 2001), rapportert i Larssen og Høgåsen (2003). Omtrent 10 % av området har en tålegrense under 12.5 mekv/m² per år, spesielt litt nordøst for Mongstad. Variasjonen i tålegrense er imidlertid betydelig – det er også ruter med en tålegrense over 75 mekv/m² per år. Disse verdiene viser at overflatevann i influensområdet til anleggene er svært sårbar for forsurening.



Figur 10: Tålegrenser for forsurening av overflatevann for området rundt Mongstad. Røde og gule verdier angir lave tålegrenser, mens blå verdier angir høyere tålegrenser.

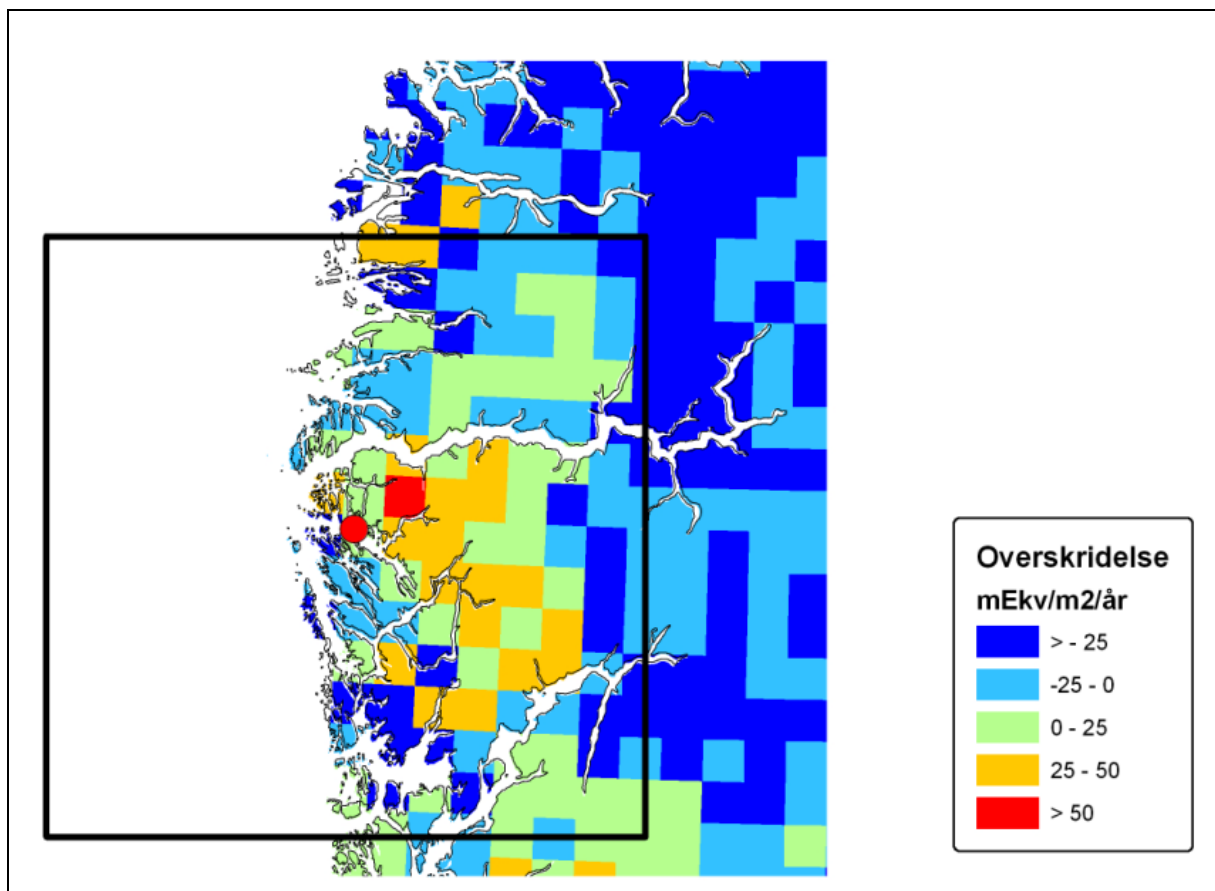
3.7.3 Dagens situasjon – forsurening

Dagens totale tilførsler av nitrogen i influensområdet rundt Mongstad ligger på 800-1400 mg N/m² per år som vist i Figur 6 og Tabell 4 (Hole og Tørseth, 2002). Dagens tilførsler av svovel (basert på målinger for perioden 1997-2001) ligger på 450-750 mg S/m² per år (Hole og Tørseth, 2002). Vi har brukt beregnet avsetning av svovel og nitrogenforbindelser for perioden 1997-2001 (Hole og Tørseth, 2002) til å regne ut overskridelser av tålegrenser for overflatevann.

I 2001 var tålegrensen for tilførsler av svovel og nitrogen overskredet i 13 % av landarealet i Norge. 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 forurensingssituasjonen vil være avhengig av reduksjoner i N-utslipp. Disse tallene baserer seg på bruk av den 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.

I en stor del av influensområdet er tålegrensen for overflatevann overskredet ved dagens avsetning, med inntil ca. 50 mekv/m²/år (Figur 11). Det vil si at området mottar mer forurensende komponenter (svovel + nitrogen) enn det som kan nøytraliseres i nedbørfeltene slik at overflatevannet blir forurensnet.



Figur 11: Overskridelsene av tålegrenser for overflatevann ved dagens situasjon.

4 Meteorologi

Det er utført målinger av meteorologi og nedbørskvalitet i perioden fra 1. juli 1991 til 30. juni 1992 på Kollsnes. Målingene av meteorologi ble utført på stasjonene Breivik og Rossnes ved Kollsnes. Målingene ble gjort for timeverdier og dekker 89 % av alle timer dette året. Mongstadanleggene ligger omlag 30 km nord for Kollsnes.

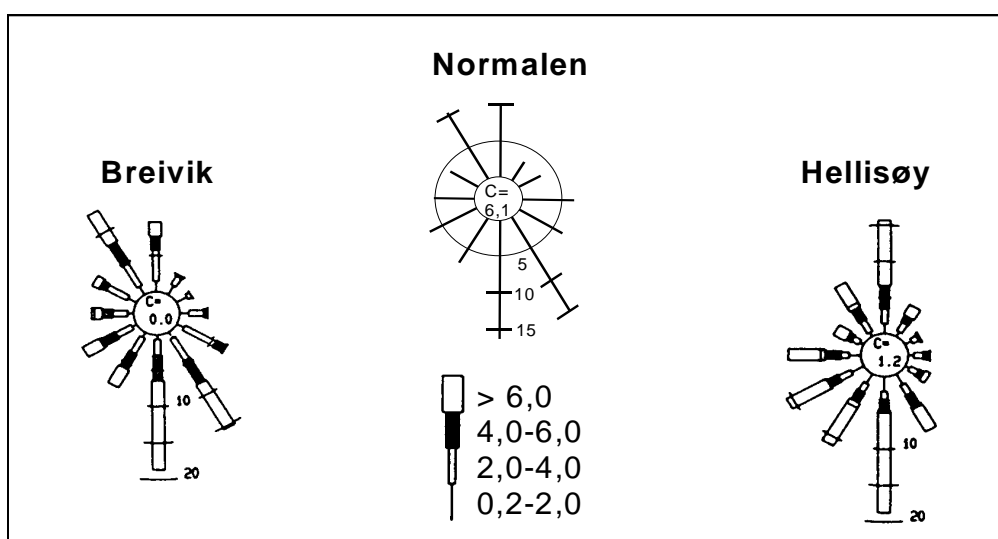
Selv om de meteorologiske dataene ble hentet lang tid tilbake, er de gyldige som inngangsdata for beregninger i dag. Meteorologiske forhold er stabile, derfor er ikke alder viktig med tanke på gyldighet. Det som er viktig er hvor representable dataene er i forhold til langtidsnormalen, dvs. gjennomsnitt over en 15 – 20 års periode. Dette er diskutert i kapittel 4.1 - 4.3.

Eksisterende meteorologidata fra 1991-1992 kan også regnes som gyldige inngangsdata selv om det ses i lys av en mulig kommende klimaendringer. Dette skyldes to forhold:

1. Effekten av en eventuell klimaendring vil gi en svært liten endring i de beregningene som her er utfør. Usikkerheten som allerede ligger i beregningene er større enn denne endringen.
2. Klimaendringer skjer over svært lang tid. Innen klimaendringen gir signifikant endret spredningsbetingelser, vil den eventuelle utslipps-tillatelsen som gis på grunnlag av denne studien være utløpt. Innen den tid vil det også være bedre renseteknologier på markedet, samt strengere utslippskrav fra forurensningsmyndighetene.

4.1 Vindretning og vindstyrke ved Kollsnes

Vindmålingene på Breivik er sammenholdt med samtidige målinger på Hellisøy fyr og normalen på Hellisøy fra perioden 1961 - 1975 i Figur 12. Vindmålingene på Breivik viser at vindretningsfordelingen i 1991 - 1992 er i samsvar med normalen 1961 - 1975 på Hellisøy. Samtidige målinger på Hellisøy gir mer kanalisering fra nord og sør på Hellisøy sammenlignet med Breivik. Forekomst av vind fra hovedvindretningene nord-nordvest og nord (330° - 360°) og sør-sørøst og sør (150° - 180°) er imidlertid av samme størrelse både på Hellisøy og Breivik.



Figur 12: Frekvensfordeling av vindretning fordelt på tolv 30°-sektorer fra Breivik (ved Kollsnes) i måleperioden 1991/1992 og fra Hellisøy både i måleperioden og 15 års-normalen fra årene 1961-75.

Midlere vindstyrke for hver årstid på Hellisøy og Breivik i 1991 - 1992 og for normalen på Hellisøy er gitt i Tabell 5. Sammenlignet med normalen gir målingene på Hellisøy fyr i 1991 - 1992 høyere vindstyrker midlet over året. Vindhastigheten er i gjennomsnitt lavere på Breivik enn på Hellisøy. Dette kan forklares med at vindmålingene på Hellisøy foregår 20 meter over bakken mens på Breivik er vindmålingene 10 meter over bakken. Hellisøy ligger også mer utsatt til enn Breivik. Måleserien fra Breivik i 1991 - 1992 vurderes som representativ for området, selv om vindstyrken i måleperioden var noe høyere enn normalt.

Tabell 5: *Midlere vindstyrke på Breivik og Hellisøy for hver årstid i måleperiodene samt gjennomsnitt for langtidsperioden, 15 år på Hellisøy.*

Sted og tid	Vår	Sommer	Høst	Vinter
Breivik 1991 - 1992	5,1	4,0	5,6	6,0 ¹
Hellisøy fyr 1991 - 1992	7,9	6,1	9,1	10,2
Hellisøy fyr 1961-75	5,7	5,0	7,0	7,6

- 1) Manglende data 19. desember-6. januar er erstattet med samtidige observasjoner av vind på Hellisøy som ved regresjonsanalyse er tilpasset Breivik.

4.2 Stabilitet og spredningsforhold

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

Ustabil sjiktning (I)	:	$dT < -0,5 \text{ °C}$
Nøytral sjiktning (II)	:	$-0,5 < dT < 0,0 \text{ °C}$
Lett stabil sjiktning (III)	:	$0,0 < dT < 0,5 \text{ °C}$
Stabil sjiktning (IV)	:	$0,5 < dT \text{ °C}$

Typiske trekk for de ulike stabilitetsklassene kan kort sammenfattes slik:

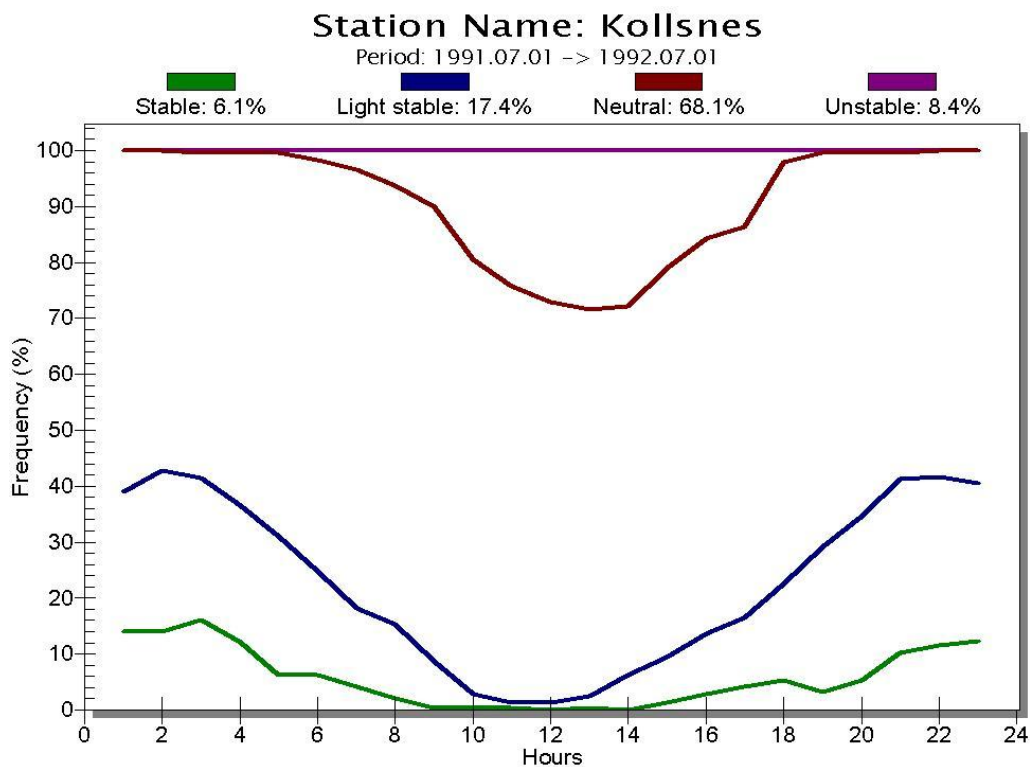
Ustabile atmosfæriske forhold (U) forekommer oftest om dagen og sommeren ved klarvær og lave vindstyrker og når kald luft transporteres over varm sjø. Da vil bakken/sjøen varme opp det nederste luftlaget og det dannes vertikale turbulente luftstrømmer som gir god vertikal spredning av utslippet.

Nøytrale atmosfæriske forhold (N) forekommer ved høye og moderate vindstyrker, og oftest ved overskyet vær. Høy vindstyrke og mindre oppvarming av bakken gir god horisontal og vertikal spredning. Høye vindstyrker danner turbulens ved friksjon med bakken, slik at luftlaget vil bli godt blandet.

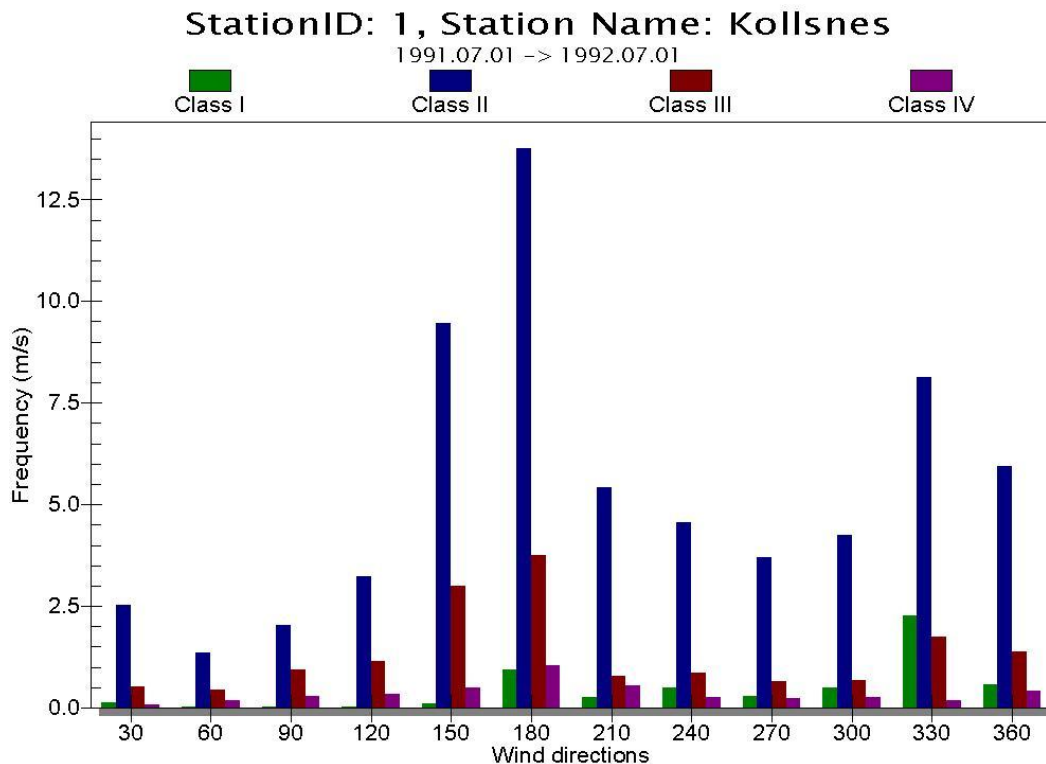
Stabile atmosfæriske forhold (LS, S) er typiske for stille, klare netter og vintersituasjoner med avkjøling av bakken og det nederste luftlaget eller når atmosfæren avkjøles nedenfra på grunn av kald sjø. Ved sterk stabil sjiktning (inversjon) vil

temperaturen øke med høyden over bakken og det blir dårlig vertikalspredning i det stabile luftlaget.

Stabilitetsfordelingen som funksjon av tid på døgnet og vindretning for hele måleperioden er vist i Figur 13 og Figur 14. På Breivik var det ustabile atmosfæriske forhold i 8,4 % av tiden, nøytrale forhold i 68,1 % av tiden, lett stabile forhold i 17,4 % av tiden og stabile forhold i 6,1 % av tiden.



Figur 13: Stabilitetsfordeling som funksjon av tid på døgnet på Breivik for hele måleperioden.



Figur 14: Atmosfærisk stabilitet som funksjon av vindretning. Class I er ustabil, Class II er nøytralt, Class III er lett stabilt og Class IV er stabilt.

4.3 Nedbør

I måleprogrammet ble det registrert nedbørintensitet hver time og nedbørmengde i millimeter per uke på Rossnes ved Kollsnes. Nitrogenavsetning er avhengig av både nedbørmengde, antall timer med høyt nedbørnivå og hvorvidt nedbøren kommer i form av byger eller kontinuerlig nedbør.

Månedsvise nedbørmengde fra Rossnes er i Tabell 6 sammenlignet med normalen fra Hellisøy (1961-1975). Nedbørmengden var høyere enn normalt for måleperioden 1991-1992. Når denne måleserien blir brukt i modellkjøringene vil nitrogenavsetningen av den grunn bli noe høyere enn den vil være i gjennom en lengre periode.

Tabell 6: Nedbørmengde i millimeter på Rossnes (ved Kollsnes) og Hellisøy. Målingen er delt opp i hver årstid.

Sted og tid	Vår	Sommer	Høst	Vinter	Sum
Rossnes 1991-1992 (ved Kollsnes)	320	206	567	288	1 380
Hellisøy 1961-1975	216	255	417	333	1 221

5 Utslippsbetingelser

5.1 Utslipp til luft

Aker Kværner, som leverandør av et typisk aminbasert CO₂-fangstanlegg, og BKK har gitt utslippstallene som er gitt i Tabell 7. Tabellen viser årlig utslipp av aktuelle stoff. I tillegg viser kolonnen til høyre hvor mye av hvert stoff som er nitrogen, dette er aktuelt for beregning og vurdering av nitrogenavsetning. Utslipp av PM₁₀ er bestemt av hvilke gass som benyttes i anlegget, for BKKs anlegg er det planlagt å bruke gass fra Troll-feltet. For andre gasskraftverk med større utslipp av NO_x er det tidligere gitt at det ikke slippes ut PM₁₀ (Gjerstad et al., 2005).

Tabell 7: Utslippskvantum for BKKs planlagte gasskraftverk på Mongstad.

Stoff	Kvantum	Tilsvarende nettoutslipp av nitrogen
NO _x	67 tonn/år	20 tonn N/år
NH ₃	62 tonn/år	51 tonn N/år
SO ₂	4,7 tonn/år	-
PM ₁₀	Avhengig av gass	-
MEA (C ₂ H ₇ NO)	133 tonn/år	30 tonn N/år
VOC	< 100 tonn/år	-
CO	< 300 tonn/år	-
H ₂ O	1,3 millioner tonn/år	-

Aminanlegget vil være utslippspunkt for gasskraftverket og Aker Kværner opplyser videre at anlegget vil ha et netto utslippsvolum på 594 m³/s, ved 12,4 % O₂, og en utslippstemperatur på 50 °C. Skorsteinsbygget vil ha en grunnflate på 21 x 10 meter og en høyde på 46 meter. Utslippshastighet og innvendig skorsteinsdiameter er gitt med tre alternativer som alle gir samme utslippsvolum. Beregningene viser at disse tre alternativene gir tilnærmet samme konsentrasjoner i luft. Skorsteinshøyde blir diskutert i kapittel 6.1.

Videre beregninger i denne rapporten baserer seg på utslippene i Tabell 7. Det utvikles imidlertid alternative teknologier for rensing av CO₂. En annen teknologi som kan være tilgjengelig innen BKKs gasskraftverk skal bygges er CO₂-fangst ved hjelp av nedkjølt ammoniakk, Vedlegg B. Denne teknologien er utviklet for CO₂-fangst i kullkraftverk og det er derfor uvisst om den kan benyttes til et gasskraftverk.

Dersom det blir et reelt alternativ å benytte ammoniakk rensing for BKKs planlagte gasskraftverk, vil produksjonskostnadene per energienhet bli redusert. Samtidig vil utslipp av MEA falle bort - noe som igjen fører til lavere avsetning av nitrogen til naturen (Figur 15). 133 tonn MEA per år tilsvarer 30 tonn ren nitrogen per år, som igjen tilsvarer 37 tonn NH₃ per år, i tillegg slippes det ut 62 tonn NH₃ i forbindelse med SCR-rensing av utslipp. Dersom utbygger kan dokumentere at utslipp av NH₃ fra et anlegg med ammoniakkreising vil være mindre eller lik 99 tonn NH₃ og 67 tonn NO_x per år, kan vi si at beregninger, vurderinger og konklusjoner i denne rapporten også dekker en ammoniakkbasert

rensing av CO₂. Dette forutsetter også at de andre utslippsbetingelsene er uforandret.

Utslippet i Tabell 7 er basert på at utslipp av NO_x er rensset med SCR-teknologi. Denne renseteknikken medfører at utslippet av NO_x er 2 ppm, tilsvarende 67 tonn per år, men samtidig blir det et utslipp av NH₃ på 5 ppm, tilsvarende 62 tonn per år. I sum vil utslipp av NO_x og NH₃ tilsvare 71 tonn ren nitrogen. Dersom det ikke innføres SCR-rensing vil det føre til at utslipp av NO_x blir 5 ppm tilsvarende 168 tonn NO_x per år og at det ikke slippes ut NH₃. Dette tilsvarer et utslipp på 51 tonn ren nitrogen. Utslipp av MEA blir det samme i begge tilfeller og bidrar med et utslipp på 30 tonn ren nitrogen.

5.2 Utslipp til sjø

Fra BKK er det opplyst at kjølevannsutslippet til sjø blir på 30 000 m³/time. Det er planlagt å bruke sjøvann til kjølingen, og dette er stipulert hentet fra 50 m dyp. Varmemengden som kjølevannet blir tilført i løpet av prosessen gjør at temperaturen når det slippes ut vil være økt med 7-10 °C i forhold til ved inntak. I tillegg til varmetilførselen vil kjølevannet bli tilsatt tre ulike kjelkjemikalier, se Tabell 8.

Tabell 8: Utslipp av kjelkjemikalier til sjø fra BKKs planlagte gasskraftverk på Mongstad.

Produkt navn	Kvantum	Komponentutslipp
NALCO Eliminox	100 kg/år	Aminer (N ₂ , NH ₃), 5-10 % = 5-10 kg/år
NALCO 7208	6 tonn/år	NaOH, 1-5 % = 60-300 kg/år Fosfat, 5-10 % = 300-600 kg/år
NALCO 356	14 tonn/år (85 % til sjø)	Morfolin, 5-10 % = 0,6-1,2 tonn/år Sykloheksamin, 10-30 % = 1,2-3,6 tonn/år

6 Spredningsberegninger for utslipp til luft

6.1 Minimum skorsteinshøyde

For bygging av BKKs framtidige gasskraftverk på Mongstad er det vurdert minste anbefalte skorsteinshøyde. NILUs gaussiske spredningsmodell, CONCX (Bøhler, 87), blir benyttet til å beregne konsentrasjoner og bygningsturbulens ved forskjellige skorsteinshøyder.

Kriteriet for å vurdere minste anbefalte skorsteinshøyde er at røykfanen ikke blir påvirket av bygningsturbulens. Dersom røykfanen blir påvirket av bygningsturbulens, vil det føre til at den kan trekkes raskere ned mot bakken og det kan oppstå høye konsentrasjoner og overskridelser av grenseverdier på bakkenivå nær utslippspunktet.

Fra Aker Kværner er det oppgitt at bygningen som tilhører utslippspunktet har grunnflate på 21 x 10 meter og en høyde på 46 meter. Det er også oppgitt tre alternative skorsteinshøyder: 50 meter, 60 meter eller 70 meter. Dersom

utslippspunktet er langt unna andre bygninger (mer enn 100 meter), er det tilstrekkelig med en skorstein på 50 meter. Tabell 9 viser eksempler på hvordan minimum anbefalte skorsteinshøyde varierer med dimensjon for nærliggende bygning.

Tabell 9: Minimum anbefalte skorsteinshøyde er avhengig av dimensjoner på nærliggende bygninger (nærmere enn 100 meter fra utslippspunkt).

Bygningsdimensjon (meter)		Minimum anbefalte skorsteinshøyde (meter)
Høyde	Bredde	
40	50	50
40	70	50
46	21	50
50	50	60
50	100	70
60	100	80

I spredningsberegningene i kapittel 6.2 - 6.4 er det lagt inn en skorsteinshøyde på 50 meter, men her er det også antatt at det ikke oppstår bygningsturbulens som påvirker spredning av utslippet.

6.2 Konsentrasjoner i luft

Det har blitt utført spredningsberegninger for å kartlegge konsentrasjoner i luft av nitrogenoksider (NO_2/NO_x), svovelforbindelser (SO_2), amin (MEA), flyktige organiske forbindelser (VOC) og karbonmonoksid (CO). Konsentrasjoner er blitt beregnet med spredningsmodellen EPISODE som er inkludert i NILUs luftkvalitets- system, AirQUIS. EPISODE er en gaussisk spredningsmodell som beregner konsentrasjoner i luft som funksjon av avstand fra kilden for en rekke meteorologiske situasjoner. Modellen kan summere utslipp fra flere utslippspunkt og beregner konsentrasjoner over ønskede midlingstider. AirQUIS er kjørt for et år, (1. juli 1991 til 1. juli 1992). Det er beregnet maksimalt timemiddel og maksimalt døgnmiddel for dette året, samt årsmiddelkonsentrasjon. Tabell 10 gir en oversikt over hvilke komponenter som er beregnet og over hvilke midlingstider.

Tabell 10: Utførte beregninger for kombinasjoner av komponenter og midlingstider.

Komponent	Maksimal timemiddel	Maksimal døgnmiddel	Årsmiddel-konsentrasjon
$\text{NO}_x / \text{NO}_2$	x		x
SO_2	x	x	x
MEA	x	x	x
VOC	x		x
CO	x		x

Det er tatt utgangspunkt i en skorsteinshøyde på 50 meter i spredningsberegningene. Videre er det antatt at det er tilstrekkelig for å unngå at røykfanen fanges opp av bygningsturbulens og faller mot bakken.

Dersom utslippvolum til luft øker med 10 %, vil også utslippsmengde av de gitte komponentene øke med 10 %. Ved en slik justering vil også beregningene av konsentrasjoner i luft bli 10 % høyere enn det som er gitt i beregningsresultatene i denne rapporten.

Nitrogenoksider (NO₂/NO_x)

Aker Kværner oppgir at anlegget vil slippe ut 67 tonn NO_x per år. Spredningsberegningene viser at utslipp fra BKKs planlagte anlegg gir maksimalt timemiddel på 3,9 µg NO_x/m³. Beregnet årsmiddel blir 0,23 µg/m³. Dersom det antas at hele NO_x-konsentrasjonen omdannes til NO₂, noe som er en svært konservativ antagelse, vil BKKs utslipp likevel bidra svært lite. Dersom dette bidraget legges til den målte konsentrasjonsnivået fra 2002/2003 ved Dyrholten eller Leirvåg vil også summen av disse være mindre enn SFTs luftkvalitetskriterium på 100 µg NO₂/m³ per timer og 30 µg NO₂/m³ per år, Tabell 1. Det samme er tilfelle dersom bidraget fra BKKs anlegg summeres med estimert bidrag fra Statoils eksisterende og framtidige utslipp på Mongstad: Summen blir mindre enn SFTs luftkvalitetskriterium.

Svoveldioksid (SO₂)

Aker Kværner oppgir at anlegget vil slippe ut 4,7 tonn SO₂ per år. Spredningsberegningene viser at utslipp fra BKKs planlagte anlegg gir maksimalt timemiddel på 0,27 µg/m³. Beregnet maksimalt døgnmiddel blir 0,19 µg SO₂/m³ og beregnet årsmiddel blir 0,016 µg/m³. Disse verdiene er langt lavere enn SFTs luftkvalitetskriterium, Tabell 1. For alle midlingstider gjelder det at BKKs bidrag er flere hundre ganger lavere enn SFTs luftkvalitetskriterium. Også totalbelastningen ved å summere BKKs bidrag med målinger eller beregnede verdier for Statoils utslipp viser at SFTs luftkvalitetskriterium ikke overskrides.

Monoetanolamin (MEA)

Aker Kværner oppgir at anlegget vil slippe ut 133 tonn MEA per år. Spredningsberegningene viser at utslipp fra BKKs planlagte anlegg gir maksimalt timemiddel på 7,7 µg/m³. Beregnet maksimalt døgnmiddel blir 5,3 µg/m³ og beregnet årsmiddel blir 0,45 µg/m³. Det er per i dag ingen andre kjente utslipp av MEA i området, det er heller ikke gjort målinger. Totalbelastningen for miljøet blir derfor tilsvarende de beregnede konsentrasjonene. EU direktiv fra 7. februar 2006 oppgir indikative eksponeringsgrenser for etanolamin. For korttidseksponering (15 min) er grensen angitt til 7,6 mg/m³ og 8 timers eksponeringsgrensen er på 2,5 mg/m³. I Norge har vi en 8 timers administrativ norm på 8 mg/m³. Administrativ norm gjelder for arbeidsmiljø og er ingen grenseverdi for naturmiljø. Det er derfor vanlig å dividere administrative norm med en faktor i intervallet 30 – 70 for å få en uoffisiell grenseverdi for miljø. De beregnede konsentrasjonene er ca 15 ganger lavere enn 1/70 av administrativ norm. Siden MEA er et relativt nytt stoff i industrisammenheng eksisterer det per dags dato lite kunnskap om hvordan stoffet vil reagere i naturen. Det kan derfor ikke utelukkes at utslipp av MEA gir andre effekter som ikke er vurdert i denne rapporten. Det kan f.eks. være effekter som lukt eller akkumulering i naturen. Det er heller ikke kjent hvor lang nedbrytningstid stoffet har.

Flyktige organiske forbindelser (VOC)

I meldinga om utredning blir det oppgitt at utslipp av VOC er mindre enn 100 tonn per år. Spredningsberegningene viser at maksimalt timemiddel som følge av utslipp fra BKKs planlagte anlegg blir $5,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Beregnet årsmiddel blir $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Administrativ norm for VOC er satt til $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$. VOC er en samlebetegnelse for flere stoffer. Disse stoffene har ulike grenseverdier og det er derfor ikke mulig å sammenligne resultatene fra beregningene med en bestemt grenseverdi.

Karbonmonoksid (CO).

I meldinga om utredning blir det oppgitt at utslipp av CO er mindre enn 300 tonn per år. Spredningsberegningene viser at maksimalt timemiddel som følge av utslipp fra BKKs planlagte anlegg blir $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$, dette er mange 100 ganger lavere enn SFTs luftkvalitetskriterium som er $10 \text{mg}/\text{m}^3$ midlet over 8 timer. Beregnet årsmiddel blir $0,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Svevestøv (PM₁₀)

Utslipet av PM₁₀ er avhengig av hvilke gass som brukes i anlegget. For BKKs planlagte anlegg vil det trolig brukes gass fra Troll-feltet. Per dags dato foreligger det likevel ikke utslippsdata for PM₁₀, og derfor er det ikke utført spredningsberegninger. Statoils sammenlignbare anlegg på Mongstad (Gjerstad et al., 2005) har ca. 9 ganger høyere utslipp av NO_x, men likevel 0-utslipp av PM₁₀. Det er også målt at det ikke forekommer overskridelser av Nasjonalt mål eller EUs grenseverdi for PM₁₀ i området, Kapittel 3.5. Det vil ikke bli overskridelser av Nasjonalt mål eller EUs grenseverdi for PM₁₀ på grunn av utslipp fra BKKs planlagte anlegg på Mongstad.

6.3 Nitrogenavsetning

Det har blitt utført spredningsberegninger med tilhørende avsetningsberegninger for nitrogen for ett års utslipp. Det har blitt beregnet både våtavsetning og tørravsetning. Avsetning har et stort influensområde. For beregning av avsetninger er det derfor valgt et større griddet modellområdet enn det som ble brukt for beregning av konsentrasjoner i luft. Dersom utslippvolum til luft øker med 10 %, vil også utslippsmengde av nitrogenholdige gasser øke med 10 %. Da blir også beregning av nitrogenavsetning til overflatevann og vegetasjon 10 % høyere enn det som er gitt i kapittel 6.3.3.

6.3.1 Våtavsetning

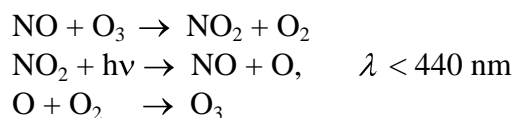
Det har blitt utført spredningsberegninger for å kartlegge bidrag til våtavsetning av nitrogen fra BKKs planlagte gasskraftverk. Våtavsetningen er beregnet med en trajektoriemodell, INPUFF (Knudsen og Hellevik, 1992), som regner utslipp, kjemiske reaksjoner og avsetning fra time til time. Modellen tar hensyn til nedbør og nedbørintensitet.

Når ammoniakk blir sluppet ut, er all ammoniakk tilgjengelig for våtavsetning. NH₃ er løselig i vann og avsetningen er derfor avhengig av nedbørmengde og intensitet. I algoritmen antas det at ved nedbør er avsetning av tilgjengelig ammoniakk proporsjonal med nedbørmengde opp til en millimeter nedbør per

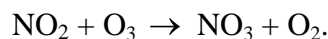
time. Ved nedbør på- eller over en millimeter per time er det antatt at all tilgjengelig ammoniakk blir vasket ut.

Det er usikkert hvordan MEA reagerer i atmosfæren og hvordan det avsettes med nedbør. MEA er sterkt basisk og svært hygroskopisk og vil derfor tas raskt opp i regndråper. I beregningene er det derfor antatt at MEA avsettes på samme måte som NH_3 , dvs. som en vannløselig komponent.

NO_x er ikke løselig i vann og vil derfor ikke avsettes ved nedbør. For å få avsatt nitrogen fra NO_x -utslippene må NO_x omdannes kjemisk til vannløselige komponenter. Når NO_x blir sluppet ut dannes nitrat (NO_3^-) gjennom kjemiske prosesser mellom flere komponenter og sollys. De viktigste reaksjonene er:



Disse tre prosessene gir likevekt mellom NO , NO_2 og O_3 . Målte månedsmiddelkonsentrasjoner av ozon ved Kollsnes er $50\text{-}80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (25-40 ppb). Nitrat dannes hovedsakelig av følgende reaksjon:



Denne reaksjonen er aktiv i mørket. Hvor effektive de kjemiske reaksjonene er, avhenger blant annet av konsentrasjonen i røykfanen. Hvis det er dårlig spredning skjer reaksjonene raskere.

Når det ikke er nedbør blir ikke nitrat avsatt. Når det er nedbør er avsetningen av tilgjengelig nitrat proporsjonal med nedbørmengden opp til to millimeter nedbør per time. Ved nedbør på- eller over to millimeter per time blir all tilgjengelig nitrat avsatt.

Området som det skal beregnes nitrogenavsetning for deles opp i et grid (rutenett). I disse beregningene er det valgt en størrelse på $10 \text{ km} \times 10 \text{ km}$ for hver gridrute og 20×20 gridruter, hele modellområdet er $40\,000 \text{ km}^2$. Modellen simulerer utslipp av NO_x sekundvis i hele simuleringsperioden. Hvert sekund slippes et puff som inneholder gitt mengde NO_x . Ved nedbør vil NO_3 vaskes ut fra hvert enkelt puff og avsettes. Når puffene transporteres utenfor modellområdet som er bestemt av gridet forsvinner denne massen ut av beregningene.

6.3.2 Tørravsetning

Det har blitt utført spredningsberegninger for å kartlegge bidrag til tørravsetning av nitrogen fra BKKs planlagte gasskraftverk. Tørravsetningen er beregnet med CONDEP, hvor det antas at konsentrasjonsfordelingen i røykfanen er normalfordelt både horisontalt og vertikalt vinkelrett på vindretningen (Bøhler, 1987). Beregningene er utført for ustabile, nøytrale og stabile atmosfæriske forhold. Avsetningshastighet for NO_x varierer mellom $0,1$ og $0,5 \text{ cm/s}$ og for NH_3 varierer den mellom $0,1$ og $0,7 \text{ cm/s}$ (SFT, 2006). Det eksisterer ingen beregnet avsetningshastighet for MEA. Det er derfor antatt at MEA har samme

avsetningshastighet som NH_3 . Dette er trolig et konservativt estimat. Avsetningshastigheten er høyest om sommeren og lavest om vinteren, den er også høyere i Sør-Norge enn i Nord-Norge på grunn av lengden på vekstsesongen.

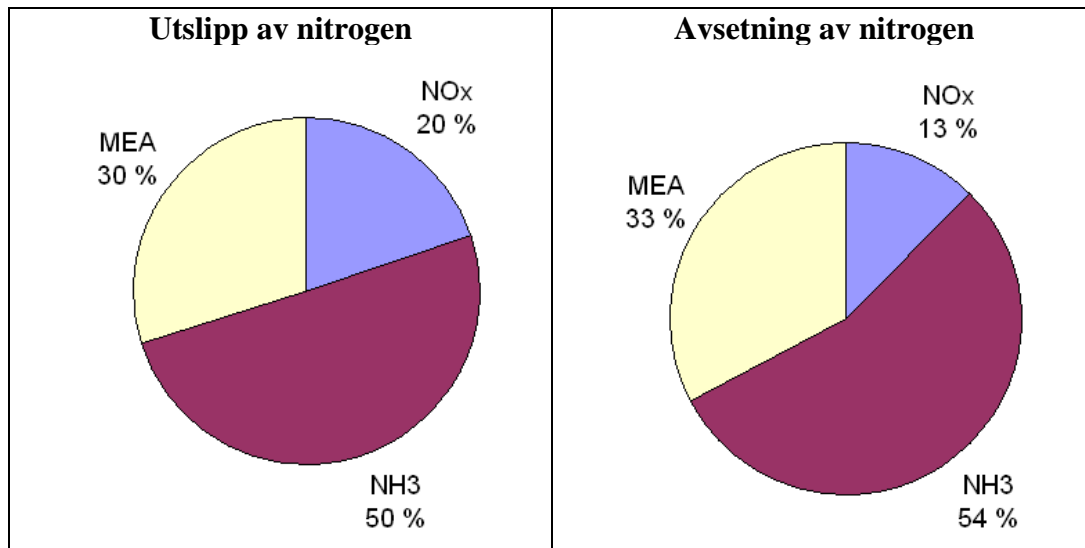
6.3.3 Resultater av beregninger

Avsetning er beregnet for NO_x , NH_3 og MEA hver for seg. For hver komponent er også tørr- og våtavsetning beregnet separat og midlet over ruter på 10 km x 10 km. Det er forventet at årlige gjennomsnittlige avsetningen ligger i intervallet 800 – 1400 mg N/m^2 over hele influensområdet, Kapittel 3.6. Tidligere er det beregnet at nitrogenavsetning som følge av utslipp fra Statoils framtidige utslipp vil være ca 10 – 14 mg N/m^2 per år i den gridruta som har høyest avsetning (Gjerstad et al., 2005).

Beregningene som er gjort for BKKs framtidige gasskraftverk viser at maksimal nitrogenavsetning over en gridrute blir 4,2 mg N/m^2 per år. Dette utgjør mindre enn 0,5 % av totalavsetning i området. Maksimalt bidrag som kommer fra NO_x -utslipp fra BKK er beregnet til 1 mg N/m^2 per år, mens utslipp av NH_3 gir maksimalt 2,6 mg N/m^2 per år og utslipp av MEA gir maksimalt 1,5 mg N/m^2 per år. Tabell 11 oppsummerer resultatene. Forhold mellom utslippskvanta av nitrogen for de tre komponentene er vist i Figur 15 sammen med forhold mellom avsatt nitrogen summert over hele modellområdet. I Figuren er det bare vektet av nitrogenatomet som er vektet fra de tre stoffene. Figuren viser at utslipp av ammoniakk, NH_3 , gir størst bidrag til avsetning av disse tre stoffene. Isolinjer for avsetningsnivå som følge av BKKs utslipp (våt- og tørravsetning summert) er vist i Figur 16 - Figur 20.

Tabell 11: Dagens avsetningsnivå sammen med beregnet tillegg fra utslipp fra framtidig industri ved Mongstad.

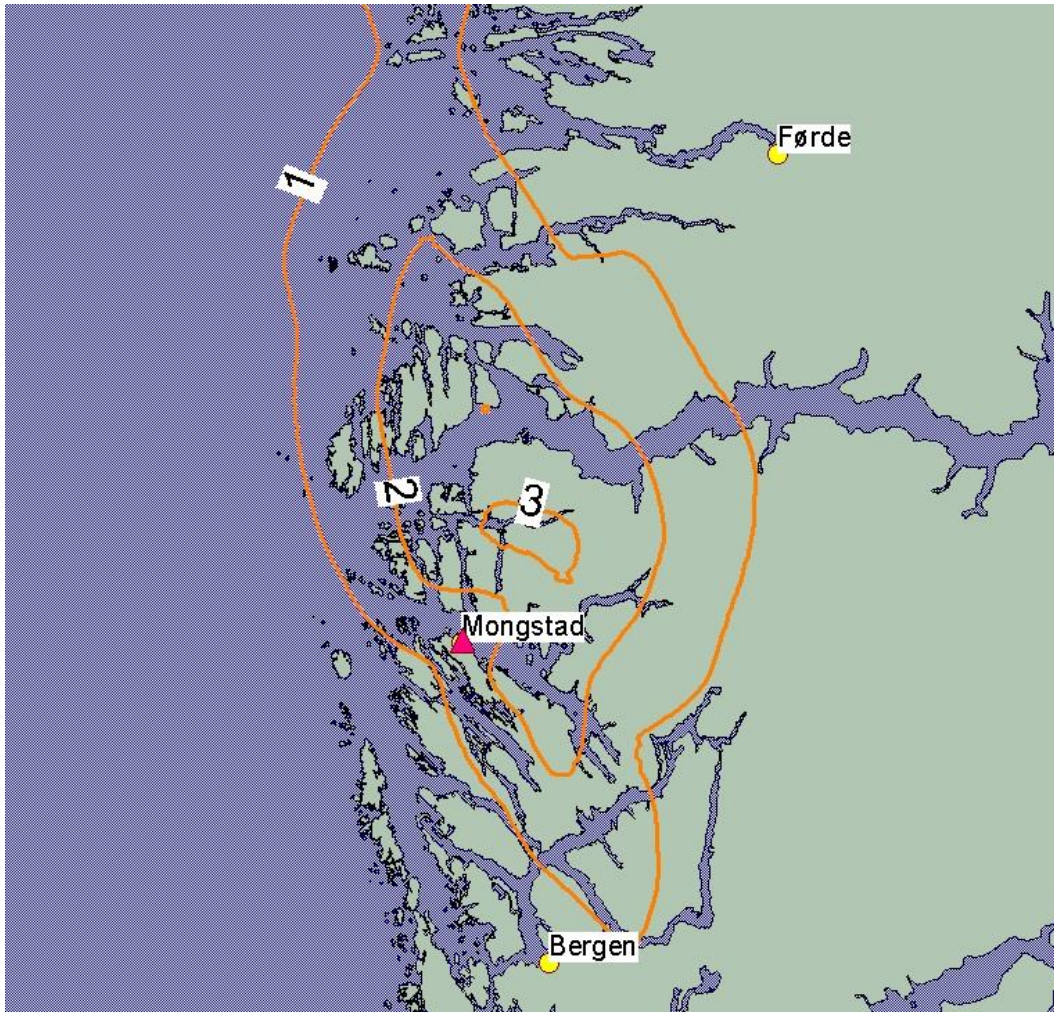
Scenario	Nitrogenavsetning mg N /m ² per år
Vurdering av dagens avsetningsnivå innenfor hele influensområdet	800 – 1400
Maksimalt beregnet tillegg fra framtidig utslipp fra Statoil Mongstad	10 – 14
Maksimalt beregnet tillegg fra framtidig utslipp fra BKKs anlegg. Herav:	4,2
· NO_x -utslippets maksimale bidrag	1,0
· NH_3 -utslippets maksimale bidrag	2,6
· MEA-utslippets maksimale bidrag	1,5



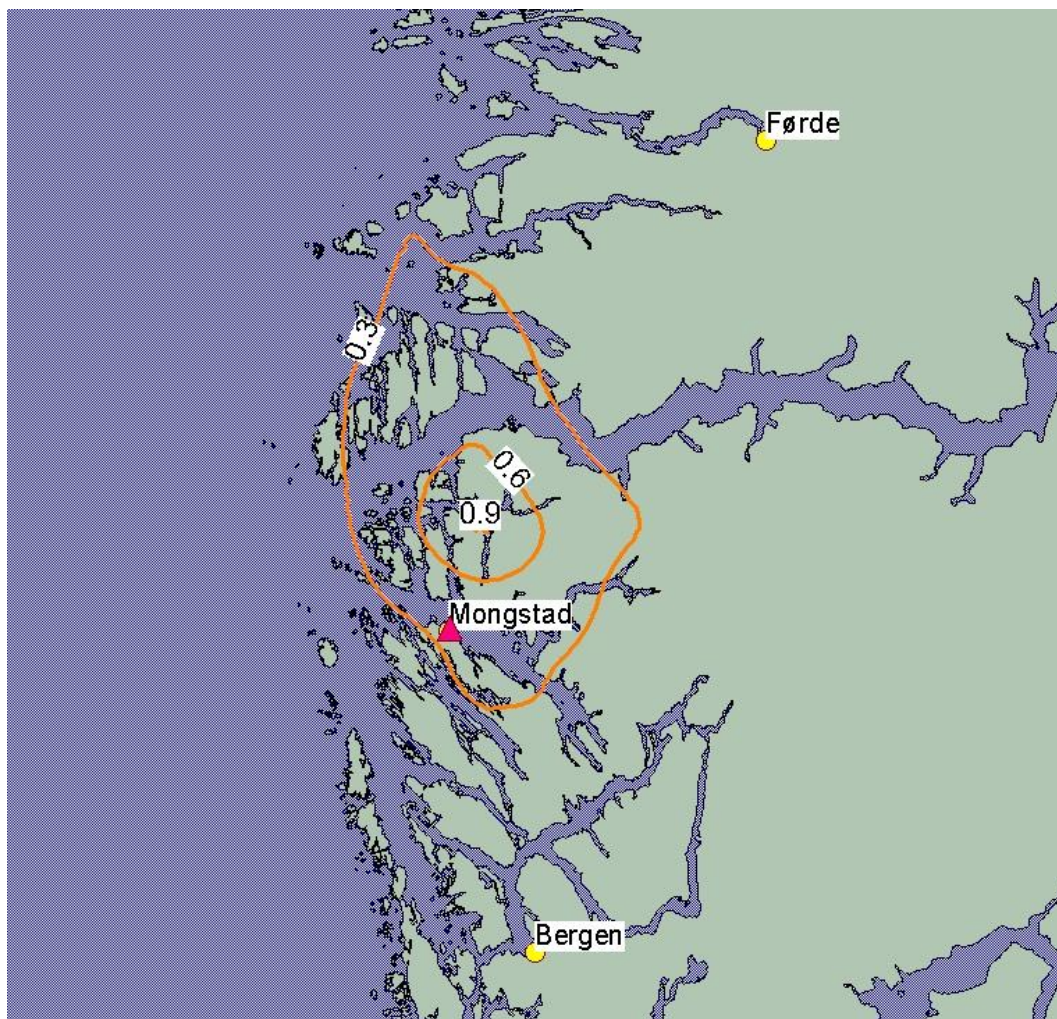
Figur 15: Til venstre: Utslipp av nitrogen er fordelt mellom de tre nitrogenholdige komponentene, NO_x, NH₃ og MEA. Til høyre: Summert avsetning av nitrogen over hele modellområdet på 200 km x 200 km fordelt mellom de samme komponentene.



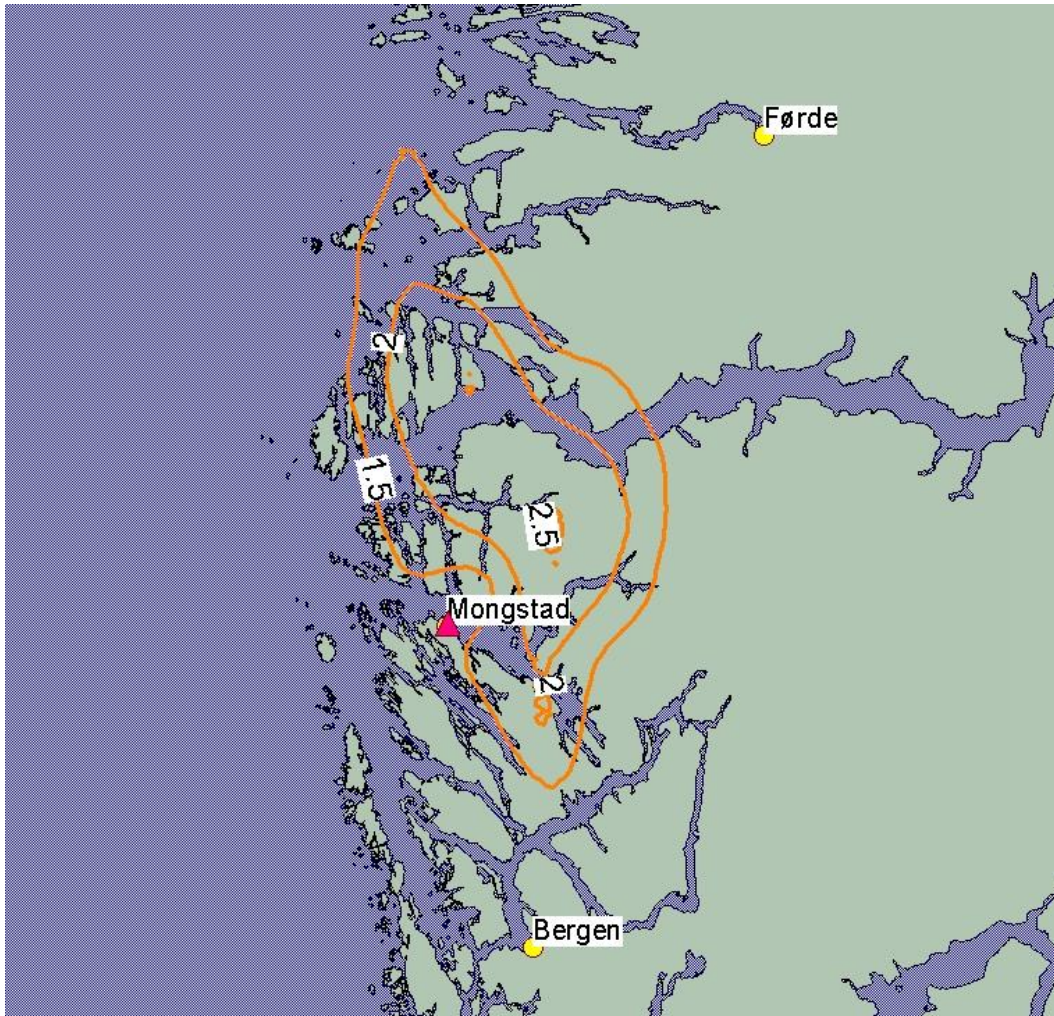
Figur 16: Total nitrogenavsetning fra 2 ppm NO_x , 5 ppm NH_3 og MEA (mg N/m^2 per år). Maksimal gjennomsnittlig avsetning over 10 km x 10 km er 4,2 mg N/m^2 per år.



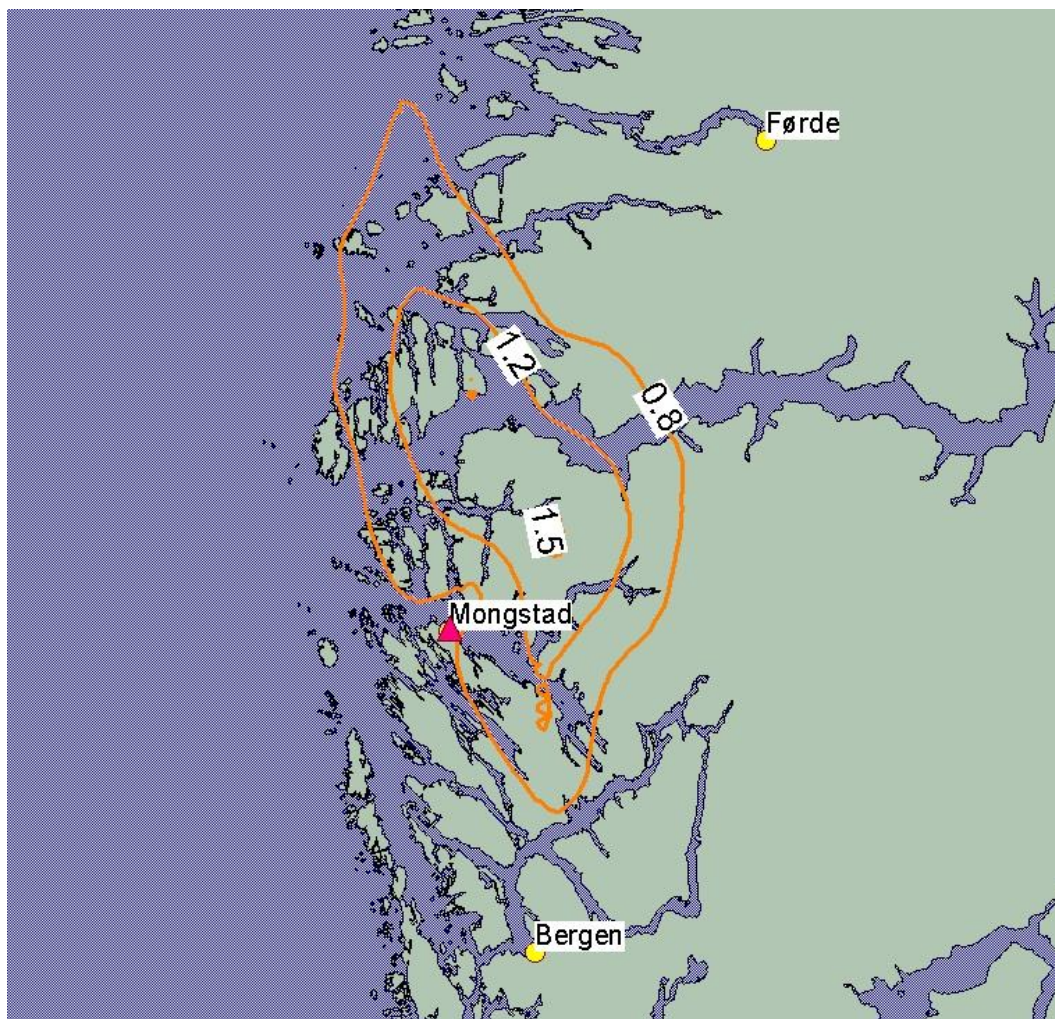
Figur 17: Andel av nitrogenavsetning som er forårsaket av utslipp av 2 ppm NO_x og 5 ppm NH_3 fra BKKs anlegg. Enhet: mg N/m^2 per år. Maksimal gjennomsnittlig avsetning over $10 \text{ km} \times 10 \text{ km}$ er $3,2 \text{ mg N/m}^2$ per år.



Figur 18: Andel av nitrogenavsetning som er forårsaket av utslipp av 2 ppm NO_x fra BKKs anlegg. Enhet: mg N/m^2 per år. Maksimal gjennomsnittlig avsetning over $10 \text{ km} \times 10 \text{ km}$ er $1,0 \text{ mg N/m}^2$ per år.



Figur 19: Andel av nitrogenavsetning som er forårsaket av utslipp av 5 ppm NH_3 fra BKKs anlegg. Enhet: mg N/m^2 per år. Maksimal gjennomsnittlig avsetning over 10 km x 10 km er $2,6 \text{ mg N/m}^2$ per år.



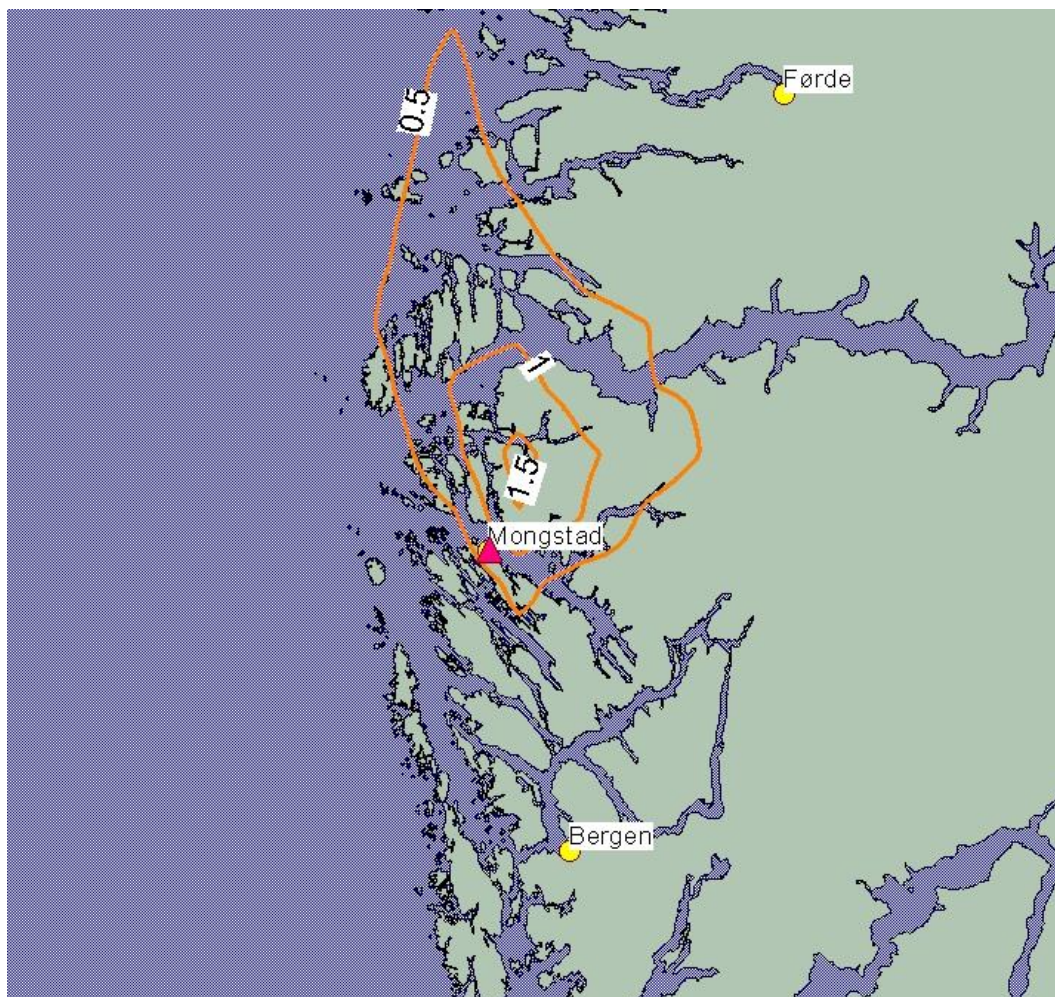
Figur 20: Andel av nitrogenavsetning som er forårsaket av utslipp av MEA fra BKKs anlegg. Enhet: mg N/m^2 per år. Maksimal gjennomsnittlig avsetning over $10 \text{ km} \times 10 \text{ km}$ er $1,5 \text{ mg N/m}^2$ per år.

Resultatene vist i Figur 16 - Figur 20 er basert på utslippet gitt i Tabell 7. Figur 21 viser beregnet avsetningsnivå for et utslipp av både 5 ppm NO_x , tilsvarende 168 tonn per år og det opprinnelige utslippet av MEA på 133 tonn per år. Maksimalt avsetningsnivå blir $3,0 \text{ mg N/m}^2$ midlet over $10 \times 10 \text{ km}^2$. Dersom utslippet ikke renses med SCR-teknologi, vil denne figuren representere det totale nivået av nitrogenavsetning og erstatte Figur 16. I denne rapporten er det ikke vurdert effekter på naturen for utslipp av 5 ppm NO_x og MEA.

Figur 22 viser beregnet avsetningsnivå for et utslipp som bare består av 5 ppm NO_x , tilsvarende 168 tonn per år. Maksimalt avsetningsnivå blir $1,7 \text{ mg N/m}^2$ midlet over $10 \times 10 \text{ km}^2$. Dette er ikke et selvstendig utslippsalternativ, men det viser hvor mye av avsetningen i Figur 21 som er forårsaket av utslipp av 5 ppm NO_x .



Figur 21: Total nitrogenavsetning fra 5 ppm NO_x og MEA (mg N/m² per år). Maksimal gjennomsnittlig avsetning over 10 km x 10 km er 3,0 mg N/m² per år.



Figur 22: Andel av nitrogenavsetning som er forårsaket av utslipp av 5 ppm NO_x fra BKKs anlegg. Enhet: mg N/m^2 per år. Maksimal gjennomsnittlig avsetning over $10 \text{ km} \times 10 \text{ km}$ er $1,7 \text{ mg N/m}^2$ per år.

6.4 Lokal disdannelse

BKKs planlagte gasskraftverket på Mongstad har også utslipp av vanndamp. Dette fører til en kondensasjon i selve røykfanen. Mengde og utbredelse av synlig røyk vil være avhengig av vanndampinnholdet i røykfanen, temperatur og relativ fuktigheten i luften og temperaturen i selve røykfanen, samt spredningsforhold som vind og stabilitet. Disdannelse er derfor avhengig av de meteorologiske forholdene og det vil være mer disdannelse om vinteren enn om sommeren.

6.4.1 Metode for beregning av utbredelse av synlig røyk

Luftas vanninnhold er avhengig av temperatur og relativ fuktighet. Vanndampens metningsstrykk P_s i luft ved temperatur T_a og trykk P_a er gitt ved:

$$P_s(T_a) = P_a \exp(13,3185 \cdot t - 1,9760 \cdot t^2 - 0,6445 \cdot t^3 - 0,1299 \cdot t^4) \quad (1)$$

hvor

$$P_a = 1013 \text{ mb (standard atmosfæretrykk)}$$

og

$$T_0 = 373 \text{ °K (kokepunkt for vann)}$$

$$t = 1 - T_0 / T_a$$

Denne ligningen for beskrivelse av metningstrykket for vanndamp (Richards, 1971) gjelder med $\pm 0,1\%$ nøyaktighet for temperaturområdet -50°C til 140°C .

Tettheten av vanndamp i g/m^3 er gitt ved (Smithsonian, 1966):

$$\rho_s = 216,68 \cdot P_s / T_a \quad (2)$$

Enheter: $[P_s] : \text{mb}$ (vanndampens metningstrykk)
 $[T_a] : \text{°K}$ (lufttemperatur)
 $[\rho_s] : \text{g/m}^3$ (vanndampens tetthet)

Vanninnholdet i lufta i g/m^3 ved luftfuktighet RH i prosent blir da:

$$\rho_L = 0,01 \cdot \text{RH} \cdot \rho_s \quad (3)$$

Den vannmengden som røykskyen må tilføre omgivelsene for at blandingen skal være mettet, er differansen i vanninnhold mellom mettet luft og den virkelige luftfuktighet:

$$\Delta\rho = \rho_s - \rho_L \quad (4)$$

For at røykskyen skal være synlig må derfor utslippet tilføre en vannmengde som er større enn differansen gitt i ligning (4). Bidraget fra røykskyen til vanninnholdet som funksjon av avstanden fra utslippet vil være avhengig av spredningen og fortyningen av utslippet på samme måte som utslipp av andre stoffer i røykskyen.

6.4.2 Utbredelse av synlig røyk

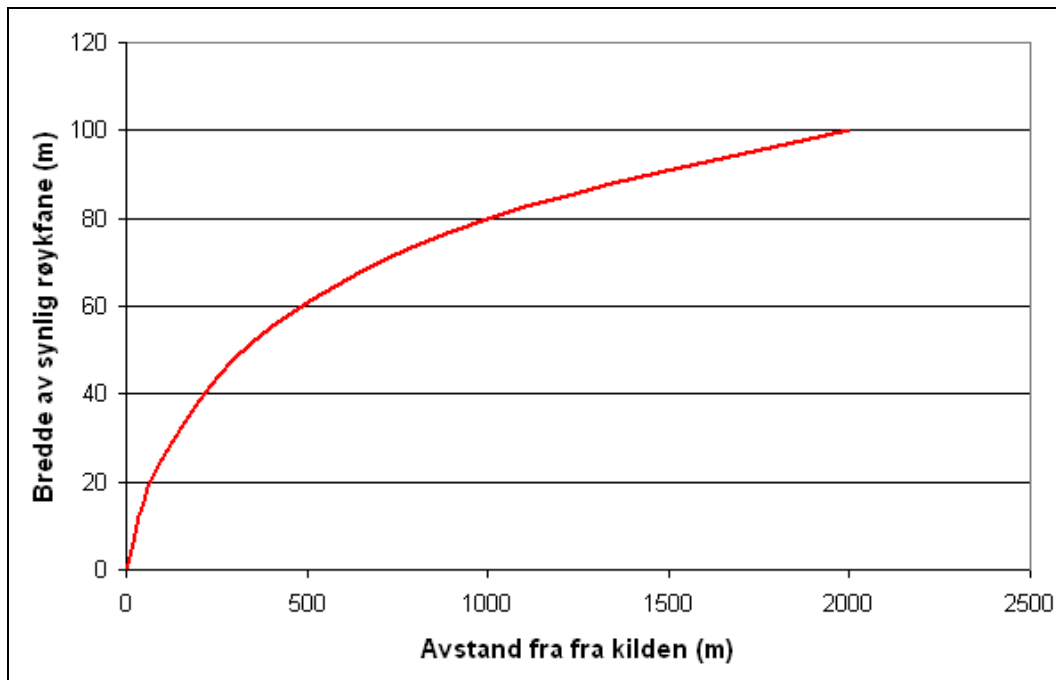
Ved bruk av utslippsdata gitt av Aker Kværner Engineering & Technology, metoden beskrevet ovenfor (kapittel 6.4.1), og forutsetningen om at all vanndamp sluppet ut vil bevares i røykskyen, er det beregnet utbredelse av synlig røyk fra et framtidig gasskraftverk ved Mongstad under varierende meteorologiske forhold. For å beskrive spredning og fortyning av utslippet er det benyttet den samme spredningsmodell som under konsentrasjonsberegningene, CONCX. Konsentrasjonene er beregnet langs røykskyens akse i den høyden den befinner seg.

Spredningsberegninger er utført for konsentrasjoner av luftfuktighet og temperatur som vist i Tabell 12. Tabellen viser verdier for kombinasjoner av relativ fuktighet og temperatur. Kombinasjoner som ikke forekommer, eller vil være svært sjeldent forekommende, er utelatt fra tabellen.

Tabell 12: Synlig røykutbredelse (m) som funksjon av atmosfærisk stabilitet, temperatur og relativ fuktighet. Situasjoner som svært sjeldent forekommende og som egentlig kun er teoretiske verdier er skyggelagt og utelatt.

Atmosfærisk Stabilitet	Temperatur (°C)	Relativ fuktighet				
		75%	80%	85%	90%	95%
Lett stabil 1-2 m/s	-5	1000	1100	1300		
	-2	900	1000	1200		
	0	750	800	1000		
	5	700	750	800	1200	
	10	500	700	750	1000	1700
Nøytral 1-7 m/s	-5	250	275	300		
	-2	0	250	275		
	0	0	0	250		
	5	0	0	0	250	
	10	0	0	0	0	

På 2000 m avstand vil vanndamp fra utslippet være fordelt over ca 200 m på tvers av vindretningen, og den synlige delen vil ha en utbredelse på ca halvparten av dette. På 400 m avstand vil "bredden" på vanndampfordelingen være ca 50 m. Bredden på synlig røykfane som funksjon av avstand fra kilden er vist i Figur 23. Det er likevel viktig å understreke at de meteorologiske forholdene som er avgjørende for mengde disdannelse kan variere mye og det fører til at det er mye usikkerhet i beregningene. Det er også noe usikkerhet knyttet til utslippskvantum av vanndamp. Beregninger viser at utbredelsen av dis, både avstand og bredde, er tilnærmet lineært med utslippsmengden innenfor en justering på +/- 10 % av antatt utslippsmengde, Tabell 7.



Figur 23: Grafisk framstilling av den synlige delen av røykfanen. Avstand fra kilden er vist langs x-aksen og bredden av synlig røykfane (på tvers av vindretning) er vist langs y-aksen.

7 Ozonproduksjon

Bidraget fra utslipp av NO_x og VOC fra petroleumsvirksomheten offshore for dannelsen av bakkenært ozon har tidligere blitt vurdert i flere tidligere studier, f.eks. i regional konsekvensutredning for Nordsjøen (Solberg et al., 1999). Konklusjonen fra disse studiene er at bidragene fra utslippene i Nordsjøen er små sammenlignet med den regionale, storskala fordelingen av ozon. Ozon er en sekundær forurensningskomponent, dvs. at den ikke slippes ut direkte, men dannes gjennom fotokjemiske reaksjoner mellom nitrogenoksider (NO_x) og organiske forbindelser (VOC). For norske forhold er den regionale bakgrunnen helt dominerende, mens egne utslipp (fra sokkelen eller land) bare vil gi et lite bidrag på toppen av denne bakgrunnen.

Ut fra kunnskapen fra de tidligere vurderingene samt fra pågående modellberegninger av såkalte "Environmental Impact Factors" (EIF) for Statoil vil bidraget fra én enkelt punktkilde av størrelsen 1000 tonn NO_x /år bare gi helt marginale endringer i ozonbelastningen i Sør-Norge. Basert på modellberegninger kan man anslå at den maksimale effekten for 6-måneders AOT40 vil være av størrelsesorden 100 ppb-timer (Gjerstad et al., 2005). For BKKs planlagte gasskraftverk er utslippet betydelig lavere, 67 tonn NO_x /år. Da vil også den maksimale effekten rimeligvis være tilsvarende lavere. AOT40 er den tidsintegreerte summen av ozon over 40 ppb. 6-månedersverdien (april-september)

brukes for vurderinger av skogskader og har en grenseverdi på 10 000 ppb-timer. På bakgrunnsstasjoner i Sør-Norge varierer måleverdiene mye fra år til år, men er normalt omkring 3000-8000 ppb-timer. Selv om bidraget fra en enkelt punktkilde isolert sett er marginalt, er det likevel slik at ozonbelastningen er bidraget fra summen av et stort antall slike enkeltkilder (som hver for seg har liten betydning). AOT40 er dessuten bare en av flere ulike grenseverdier for ozon, og andre grenseverdier satt av Statens Forurensningstilsyn (SFT) og verdens helseorganisasjon (WHO) overskrides hyppig i Sør-Norge fordi grenseverdiene er nær bakgrunnsnivået i atmosfæren (Aas et al., 2005).

8 Effekter på vegetasjon og fauna

8.1 Metodikk

Effekter av nitrogenoksider på vegetasjon og fauna er vurdert etter SFTs luftkvalitetskriterier (SFT, 1992).

Vurderinger av effekter av total nitrogenavsetning på vegetasjon er relatert til internasjonale tålegrenser (Achermann og Bobbink, 2003) og overskridelser av disse, Tabell 2. Som et føre var prinsipp benyttes de nedre tålegrenseverdiene i denne konsekvensutredningen. Dette er i tråd med de internasjonale retningslinjer der man anbefaler å benytte de laveste verdiene i skalaen ved lave temperaturer, lang kuldeperiode, ved lav basemetning i jorda og generelt i nitrogenbegrensede system. Eventuelle effekter på vegetasjon av utslipp av nitrogen til luft vil bli vurdert på bakgrunn av den totale N-avsetningen, dvs. summen av dagens maksimale bakgrunnsnivå (Hole og Tørseth, 2002) og avsetningen fra gasskraftverket.

Tålegrensene er satt opp med relativt store variasjoner med en nedre og en øvre grense, og det er ikke gitt noen kvantitative mål på endringer i vegetasjon ut fra overskridelsesverdier. Sammen med usikre og varierende verdier for dagens bakgrunnsavsetninger gjør dette det vanskelig å vurdere hvilke konsekvenser utslippet kan gi. Variasjonen i bakgrunnsnivå for et avgrenset område gjennom ett år er trolig betydelig større enn den estimerte tilleggsavsetningen av nitrogen. Vurderingene blir derfor av generell karakter.

8.2 Effekter av NO_x og ozon

Effekter av NO_x på vegetasjon og fauna

Bakgrunnskonsentrasjonen av NO₂ i Sør-Norge, basert på verdier fra målestasjonene ved Kårvatn og Skreådalen, er 0,25 µg/m³ som årsmiddel. Denne konsentrasjonen vil forekomme selv om det ikke var lokale kilder i nærheten. I det aktuelle influensområdet er den lokale NO_x-konsentrasjonen noe høyere på grunn av lokale kilder, slik som biler, skip, vedfyring eller industri. Målinger og tidligere beregninger viser at årsmiddel og halvårsmiddel vil være ca 10 µg/m³ og maksimalt timemiddel vil være ca 90 µg/m³. Sammen med NO_x-utslippene fra gasskraftverket vil den totale belastningen ligge langt under de anbefalte luftkvalitetskriterier for vegetasjon (50 µg NO₂/m³ midlet over 6 måneder og

30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ som årsmiddel). Det forventes således ingen direkte skader på planter som følge av utslipp av NO_x fra gasskraftverket. En 10% økning i utslippet til luft vil gi en minimal økning i NO_x konsentrasjoner og konklusjonen for vegetasjon vil bli den samme.

Den totale tilleggsbelastning, med årsmiddel på ca. 0,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ og maksimalt timemiddel på 3,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, vil sammen med bakgrunnsnivået ligge under SFTs tålegrenser for skader på dyreliv/helse (50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ midlet over 6 måneder og 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ midlet over 1 time). Det synes således lite sannsynlig at disse påvirkningene vil ha noen målbar effekt på artssammensetning av faunaen i området, og sannsynligvis heller ikke på enkeltindivider. Med basis i de foretatte beregningene vil derfor utslippene av nitrogenoksider fra gasskraftverket neppe ha noen virkning på dyreliv. En 10 % økning av utslippet til luft vil gi en minimal økning av NO_x konsentrasjoner og konklusjonen for dyreliv vil bli den samme.

Annen oljerelatert industri på Mongstad bidrar også med utslipp av NO_x . Forventet utslipp med dagens renseteknologier ved Statoils anlegg er beregnet til maksimalt 7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ som årsmiddel, framskrevet til 2008 (Gjerstad et al., 2005). Samlet vil BKKs tilleggsbelastninger heller ikke bidra til en overskridelse av de anbefalte tålegrensene for NO_x for vegetasjon og fauna.

Effekter av ozon på vegetasjon

Tålegrensene for ozon på vegetasjon baserer seg på korttidseksponeringer over gitte ozonkonsentrasjoner og på akkumulerte eksponeringsdoser (AOT40). Disse grenseverdiene overskrides i dag periodevis i influensområdet (Kapittel 2.3). En økning av overskridelsen vil generelt kunne forverre dagens situasjon. Det er i dette prosjektet ikke utført noen kvantifisering av ozonnivå, men man antar at økningen av ozonkonsentrasjon i influensområdet vil bli liten, også for en 10% økning av utslippet til luft, Kapittel 7. Det forventes således små eller ingen effekter av ozonskader på vegetasjon relatert til utslippet fra gasskraftverket.

Effekter av ozon på fauna

Tålegrensene for ozon på fauna baserer seg på korttidseksponeringer over gitte ozonkonsentrasjoner. Disse konsentrasjonene overskrides i dag periodevis i influensområdet (Kapittel 2.3). Det er i dette prosjektet ikke gjort noen kvantifisering av ozonnivå, men man antar at endringen i ozonbelastningen blir liten, også for en 10% økning av utslippet til luft. Det er således høyst usikkert hvilken betydning dette har for dyreorganismer, men hvis antall timer med ozoneksponering over tålegrensenivåene øker, vil dyrenes motstandskraft mot alle typer påvirkninger sannsynligvis bli redusert, da effektene av ozon er betennelsesreaksjoner i luftveiene, lavere oksygenopptak, nedsatt lungefunksjon og økt mottakelighet for infeksjoner (jfr. Solberg et al., 1999).

8.3 Gjødslingseffekter

Det planlagte gasskraftverket med utslipp på 2 ppm NO_x (67 tonn $\text{NO}_x/\text{år}$ = 20 tonn N/år), 5 ppm NH_3 (62 tonn $\text{NH}_3/\text{år}$ = 51 tonn N/år) og MEA (133 tonn MEA/år = 30 tonn N/år) vil gi en avsetning på maksimalt 4,2 mg N/ m^2 per år (Figur 16). De høyeste avsetningene vil skje over Gulen der dagens bakgrunnsverdier ligger på 800-1400 mg N/ m^2 per år (Hole og Tørseth, 2002).

Dette området har i dag en overskridelse av N-tålegrenser for vegetasjon på ca 250-800 mg N/m² per år (Figur 5).

Influensområdet her består hovedsakelig av kystlynghei, myrer, skoger, næringsfattige vann og fattig fjellvegetasjon. En økt N-avsetning i områder der tålegrensene allerede er overskredet, vil generelt kunne bidra til en forverring av tilstanden i økosystemene. Mulige effekter er endringer i jordprosesser, mykorrhizza, tilbakegang av lav, moser og lyngvekster og økt grasvekst i fattig hei, skog og fjellvegetasjon, samt økt grønnalgevekst i vann. Nedbørmyrer og fattig fjellvegetasjon i Gulen, vestre deler av Stølsheimen og i Solund vil være mest utsatt for eventuelle vegetasjonsendringer, da disse har de laveste tålegrensene og den høyeste tilleggsbelastningen av nitrogen. Tilleggsavsetningene på 1-4 mg N/m² år er imidlertid så lave at eventuelle effekter vil bli svært små.

Rikere vegetasjon, dyrket mark, beitede enger på utmark og slåtteenger i tilknytning til gårdsdrift og sæterdrift har på Vestlandet trolig en høyere N-tålegrense enn dagens bakgrunnsnivå. Det forventes således ingen endringer i slike naturtyper ved utslipp av nitrogen fra gasskraftverket.

En 10% økning av utslippet til luft vil medføre en maksimal tilleggsbelastning på 0,4 mg N/m² per år. Dette bidraget er så lite at vi ikke kan forvente at effektene blir særlig større enn ved en avsetning på 4,2 mg N/m² per år. Konklusjonen blir derfor den samme.

BKK sitt gasskraftverk på Mongstad vil imidlertid regionalt være en bidragsyter sammen med all annen oljebasert industri på Mongstad (Gjerstad et al., 2005) og fra Nordsjøen (Knudsen et al., 2006) og økt transportaktivitet knyttet til utbygging av infrastruktur. Bidragene kan samlet føre til betydelige overskridelser av tålegrensene for vegetasjon langs Vestlandskysten, særlig i Hordaland og Sogn og Fjordane med påfølgende muligheter for endringer i vegetasjonens artssammensetning.

Det finnes ingen kjente tålegrenser for rødlistede arter med tanke på nitrogenavsetning, annet enn at hvis vegetasjonstypene endrer karakter ved overgjødning er det en mulighet for at rødlistede arter som finnes i vegetasjonstypen, kan bli påvirket. Da det ikke forventes større endringer i vegetasjonstypene, forventes det heller ingen påvirkning på rødlistede arter.

8.4 Effekter av økt nitrogentilgang på fauna

Det er her kun vurdert effekter på fugl og pattedyr av N-utslipp til luft fra det planlagte gasskraftverket på Mongstad. Effekter av økt tilgang av nitrogen på faunaen vil normalt være indirekte gjennom større endringer i vegetasjonen. I slike tilfeller forventes det en økning i både kvantitet og kvalitet av biotoper for dyr som beiter gress, og arter som er tilpasset næringsfattige vegetasjonstyper vil da få dårligere konkurransebetingelser. I dette tilfellet forventes det ingen større endringer i vegetasjonens sammensetning, og det er derfor lite trolig at faunaen vil bli påvirket av nitrogengjødslingeffekter. En 10 % økning av utslippet til luft vil ikke gi en større endring av vegetasjonens artssammensetning, og konklusjonen for fauna blir den samme.

9 Effekter på overflate vann

I beregninger for konsekvensutredninger av potensielt forurensede utslipp er det vanlig å anta at all nitrogenavsetning utover bakgrunnen bidrar til forsuring. 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.

Utslipet fra det planlagte gasskraftverket på Mongstad vil gi en maksimal avsetning på 4,2 mg N/m² per år. I det samme området ligger dagens bakgrunnsverdier på 800-1400 mg N/m² per år som vist i Figur 6 og Tabell 4 (Hole og Tørseth, 2002). Det totale landarealet i influensområdet er på 16.232 km², og det er registrert overskridelser innenfor 8.364 km² tilsvarende ca. 52 % av dette arealet. I tillegg ligger 4.589 km² tilsvarende 28 % av landarealet i det sårbare området nær opp til overskridelse (overskridelse -25 - 0 mEkv/m²/år). Nøkkeltall for influensområdet er gitt Tabell 13.

Beregninger viser at det prosentvise bidraget til den maksimale N-avrenningen vil være 0,5 %, og ser vi på den prosentvise andelen av den totale forsuringbelastningen vil det utgjøre 0,3 %. Det betyr at den økte N-avsetning ikke vil føre til målbare endringer i forsuringseffekter i området, blant annet siden variasjonen i avsetning fra år til år er betydelig større enn bidraget fra gasskraftverket.

En 10% økning i utslippet til luft vil fremdeles ikke kunne gi et vesentlig bidrag til den maksimale avrenningen, når utslippet i utgangspunktet utgjør 0,5 % og 0,3 %. Konklusjonen blir derfor den samme.

Imidlertid vil endringer i avsetningen komme i et område hvor store deler av landarealet enten har overskredet tålegrensen eller ligger nær overskridelse, og hvor eksisterende avsetning av svovel- og nitrogenforbindelser har ført til skader på vannkjemi og -biologi. Den eksisterende avsetning er en sum av mange utslippskilder og effekter kan ikke tilskrives bidrag fra enkeltutslipp spesielt. I det perspektivet kan også utslipp fra gasskraftverket på Mongstad bidra til en ytterligere belastning for forsuring av overflatevann.

Tabell 13. Nøkkeltall for influensområdet

	km ²	% av influensområdet
Landareal i influensområdet	16.232	100
Areal overskredet i dag	8.364	~52
"Sårbart" areal (-25 - 0 mEkv/m ² /år)	4.589	~28

10 Beregninger og effekter av utslipp til sjø

10.1 Innledning

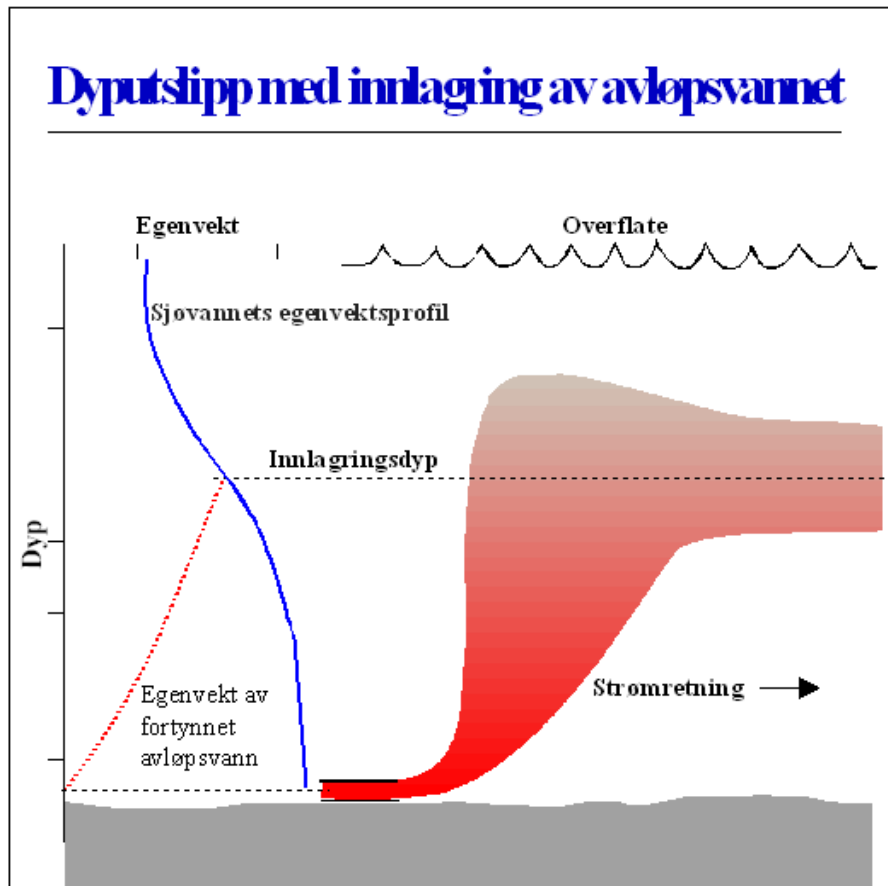
Formålet med vurderingen av det planlagte utslippet av kjølevann til sjø ved Mongstad er å:

- 1) Sikre gunstig innlagring for å unngå uønskede effekter: anbefale utslippsdyp og -utforming
- 2) Beskrive fortykning i ulike avstander under ulike scenarier for resipienttilstand og anleggsdrift
- 3) Beskrive influensområde for overtemperaturer
- 4) Beskrive effekter av kjemikalier på biota
- 5) Anbefale plassering av inntaks- og utslippspunkt

10.2 Materiale og metode

10.2.1 Utslippsmodellen Visual Plumes

Sjøvann som tas på land og varmes opp før det slippes ut igjen i et gitt dyp kan være lettere enn vannet i det dypet det slippes ut i. Det vil da begynne å stige opp mot overflaten samtidig som det blander seg med det omkringliggende sjøvannet. Sjøvannet har vanligvis stabil sjiktning (egenvekten øker mot dypet), og dette fører til at den relative egenvekten til blandingen av utslippsvann og sjøvann øker mens det stiger oppover. I et gitt dyp kan dermed blandingsvannmassen få samme egenvekt som sjøvannet (Figur 24). Blandingsvannmassen har da ikke lenger noen "positiv oppdrift", men dens vertikale bevegelsesenergi gjør imidlertid at den stiger noe forbi dette "likevektsdypet" for så å synke tilbake og innlagres. Hvis sjiktningen i sjøvannet er svak kan utslippsvannet trenge helt opp til overflaten.



Figur 24: Prinsippskisse som viser hvordan utslippsvann med lav egenvekt kan stige oppover, fortynnes og innlagres. En forutsetning for innlagring er at egenvekten for fjordvannet øker med dypet (vertikal sjiktning).

Beregning av spredning av utslippsskyen, fortytning og eventuelt innlagingsdyp er gjort med den numeriske modellen Visual PLUMES utviklet av U.S. EPA (Frick et al., 2001). Det er brukt anbefalte standardverdier for turbulent diffusjonskoeffisient m.m. i alle simuleringene. Nødvendige inngangsdata for modellen er strøm og hydrografi (saltinnhold og temperatur i ulike dyp) i resipienten, og utslippsdata (vannmengde per tidsenhet, temperatur, saltinnhold, utforming og dyp på utslippspunktet). For å få et godt vurderingsgrunnlag gjøres det simuleringer med kombinasjoner av ulike strømforhold, hydrografi for ulike årstider og varierende overtemperatur i utslippsvannet. Ved å teste med forskjellige utslippsdyp kan så optimalt dyp bestemmes, ut fra kriterier om innlagingsdyp, fortytning, miljøpåvirkning og eventuell kontaminering/kortslutning fra utslipp til sjøvannsinntak.

10.2.2 Resipientdata: strøm og hydrografi

I perioden 14.04.2006 til 27.04.2007 ble det målt vertikallprofiler av salinitet og temperatur på til sammen 10 tidspunkt i nærheten av kjølevannsutslippet fra Statoil Mongstad. Det ble også tatt en slik profil 20.09.2005. Målingene ble gjort med noe ulikt tidsintervall, men med ca en måneds mellomrom. Dette materialet gir dermed et godt bilde på sesongvariasjonen både i karakteristikken på inntaksvann og sjiktningen i resipienten gjennom en hel årssyklus. Prosesserte

data som er midlet til de dybdeintervaller de er brukt i modelleringen er vist i Vedlegg C. Måleprogrammet ble gjennomført av NIVA/Akvaplan-niva på oppdrag for Mongstad Vekst AS, som velvillig har tillatt bruk av datamaterialet for dette prosjektet for BKK. Det finnes også data fra tidligere målinger i nærområdet (Golmen og Nygaard, 2006) samt lenger ute i Fensfjorden (Gade, 1972).

Som del av samme oppdrag for Mongstad Vekst AS ble det gjort strømmålinger ved Mongstad. Det ble benyttet en profilerende akustisk dopplermåler av typen AADI RDCP600. Instrumentet var plassert 2 m over bunn på ca 70 meters dyp og omlag 100 meter fra land. Måleren var utplassert fra 16.06-14.07.2006 slik at en hel spring-nipp tidevannsperiode ble dekket. Instrumentet var programmert til å logge data en gang i timen, og målte i 10 måleceller hver på 6-7 m tykkelse slik at strøm i hele vannsøylen fra drøyt 60 m dyp til nær overflaten ble dekket. Til modelleringsarbeidet er det brukt tre statistiske mål på strømmen: 5%-strøm (den høyeste av de laveste 5 % registrerte målingene, representativ for perioder med svak strøm), middelstrøm, og 95%-strøm (den laveste av de høyeste 5 %, representativ for episoder med sterk strøm). For dybdeintervallene over, mellom og under strømmålerne er resultatene interpolert/ekstrapolert. Strømretningen er i hovedsak rettet langs land, vekslende med tidevannet. I modelleringsarbeidet har vi derfor brukt strømretning parallelt med land. Strømverdiene som er brukt i modellsimuleringene er vist i Vedlegg C.

10.2.3 Utslippsdata

Vi vurderer her et kjølevannsutslipp på maksimalt 30.000 m³/time. Vi har tatt utgangspunkt i at vannet tas inn fra 50 m dyp. For hvert tidspunkt det er gjort utslippssimuleringer har vi da brukt målt saltinnhold og temperatur fra dette dypet, og justert temperaturen på utslippsvannet med henholdsvis 7 og 10 °C som opplyst fra BKK.

Nøyaktig utforming på utslippstunnelen er ikke bestemt. I modelleringsarbeidet er det derfor gjort samme antagelser som i tidligere vurderinger av Statoil sitt kjølevannsutslipp på Mongstad (Gjerstad et al., 2005). Her er utslippstunnelen rektangulær nederst og med halvsirkelform øverst. Det totale tverrsnittsarealet er i modellen representert gjennom en ekvivalent diameter på 4,8 m som gir tilsvarende areal for et sirkulært utslippspunkt (tverrsnittsareal på 18 m² basert på bredde 4 m og høyde 5 m, med form som beskrevet over).

Utformingen og dimensjonene på utslippet vil ha en viss effekt på initialfortynningen av utslippsvannet. Hvis arealet velges slik at utstrømningshastigheten blir høy vil utslippets egenhastighet gi noe økt fortynning i den første fasen. Dette vil bidra til at egenvekten til utslippsskyen øker raskere og i større dyp enn om det bare er tetthetsforskjellen som driver blandingsprosessen. Dermed vil et ellers likt utslipp sjeldnere kunne nå overflatelaget hvis utslippsarealet er lite. En relatert parameter som styrer initialforløpet er Froudetallet, som er en funksjon av tetthetsforskjellen mellom utslippsvann og omgivende sjøvann, utslippshastighet og areal. Ved Froudetall lavere enn 1,0 kan det forekomme inntrenging av sjøvann i utslippsrøret slik at det effektive utslippsarealet endres. I modelleringen er det forsøkt å sikre at

Froudetallet vil være over denne grenseverdien for alle kombinasjoner av utslippsparametre.

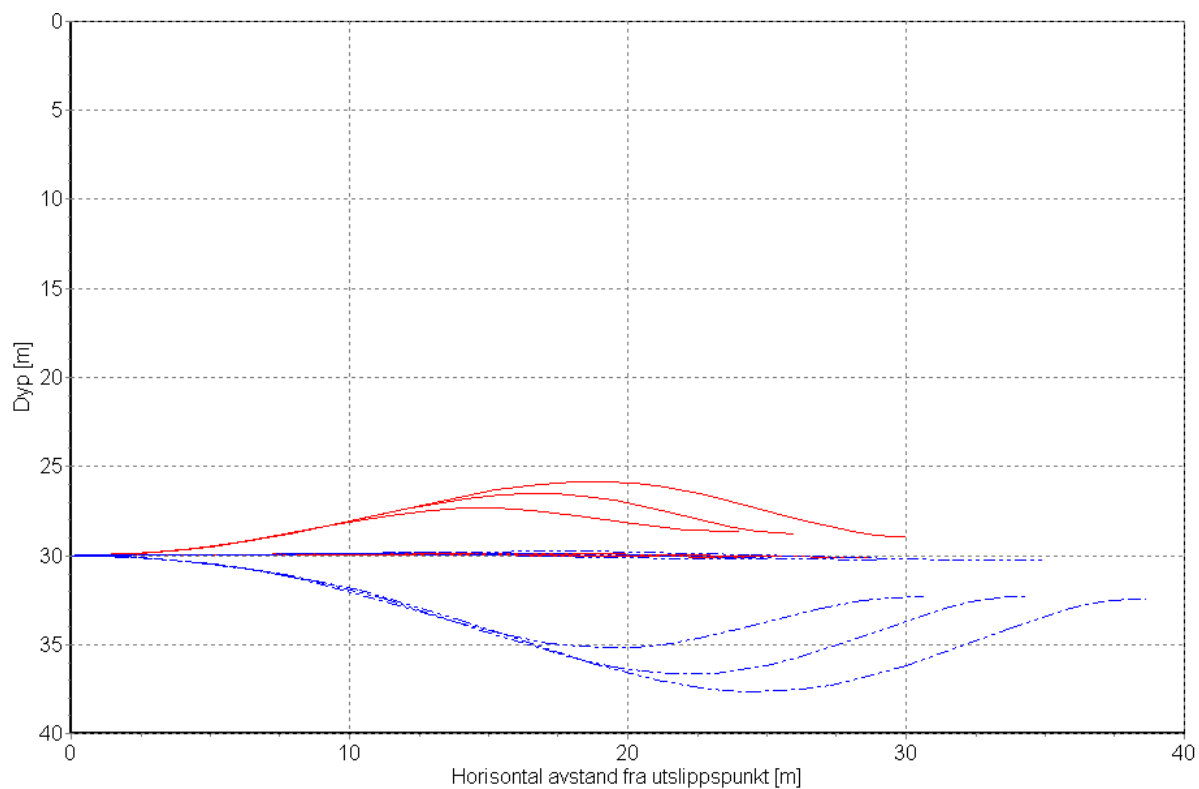
10.2.4 Modellscenarier

Som utgangspunkt er det gjort simuleringer med hydrografiprofiler fra 11 ulike tidspunkt. For hver av disse er det gjort kjøring med 3 strømscenarier som beskrevet over. Videre er spennet i temperaturøkning på utslippsvannet (7-10 °C) modellert. Det ble først gjort simuleringer med alle de resulterende kombinasjonene (66) for utslipp til 30 m dyp. Deretter ble det gjort modellkjøring med lavere temperaturøkning, mindre utslippsareal og større inntaks- og utslippsdyp bare for de kombinasjonene som gav gjennomslag fra 30 m, for å illustrere hvordan god innlagring kan oppnås for alle de målte hydrografiske scenariene.

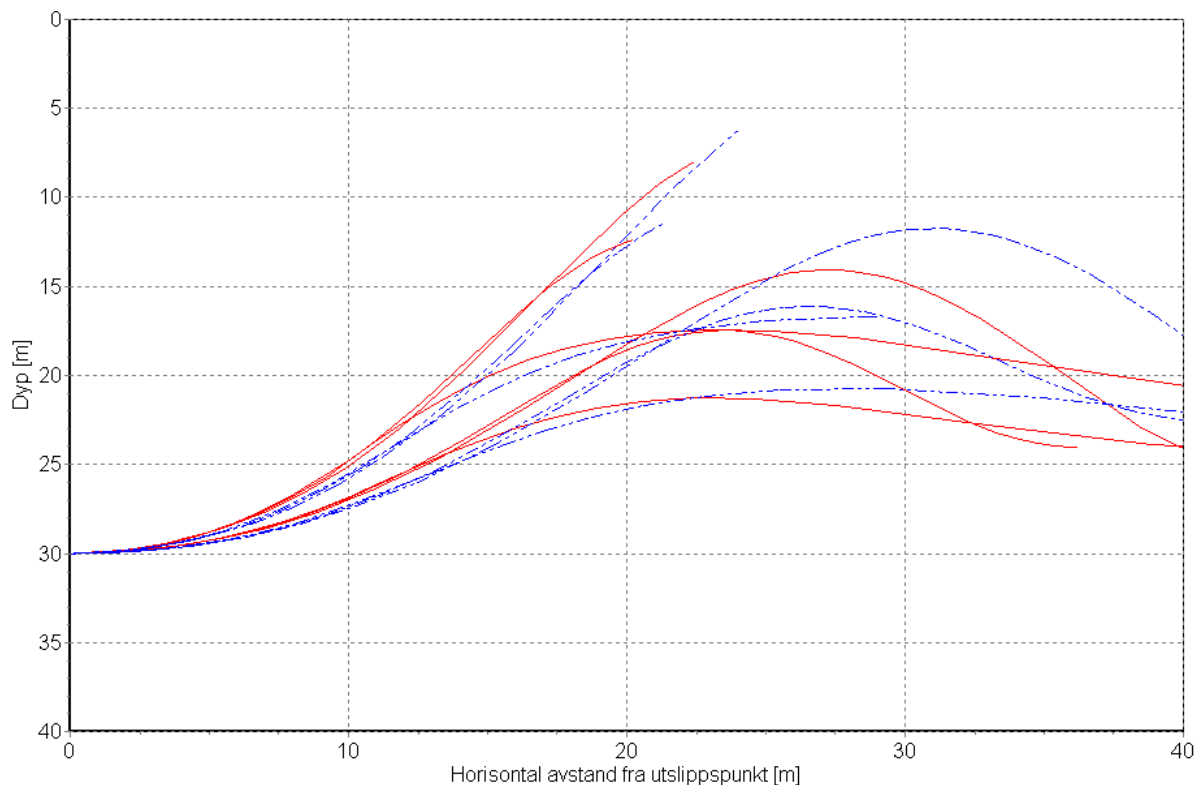
10.3 Modellresultater

10.3.1 Nærsone: innlagring eller overflategjennomslag?

Ved utslipp til 30 m dyp vil utslippsvannet i de fleste tilfeller innlagres i dyp mellom 21 og 33 m (middeldyp ved innlagring er 28 m). Alle kombinasjoner av strøm og utslippstemperatur viser slik dyp innlagring i perioden juni til september 2006 (se eksempel i Figur 25) og mars-april 2007. For desember og januar når senter av utslippsskyen opp til 15-20 m før den faller tilbake til noe større dyp. I april 2006 og februar 2007 når utslippsvannet helt opp i overflatelaget (Figur 26). Ved høyeste utslippstemperatur ble det gjennomslag ved alle tre strømhastigheter i april 2006, mens svak og middels strøm ga gjennomslag i februar 2007. Resultatene viser at utslippsforløpet er svært følsomt for hvilken varmemengde utslippsvannet har blitt tilført: ved temperaturøkning på 7 grader viser simuleringene ikke overflategjennomslag for noen strømforhold eller hydrografiprofiler, mens det ved 10 grader økning forekommer for to profiler med liten sjiktning i resipienten.



Figur 25: Innlagringsforløp for 14.07 (blå trajektorier) og 05.09.2006 (røde). Kombinasjoner av tre strømhastigheter og to overtemperaturer er vist for hvert tidspunkt. For juli gir minste overtemperatur innlagring dypere enn utslippet mens høyeste temperatur gir noe grunnere innlagringsdyp for septemberprofilen.



Figur 26: *Innlagringsforløp for 24.04.2006 (blå trajektorier) og 15.02.2007 (røde). Kombinasjoner av tre strømhastigheter og to overtemperaturer er vist for hvert tidspunkt. For høyeste overtemperatur forekommer det gjennomslag til overflaten på begge tidspunkt.*

Merk ellers at ved noen av utslippsscenariene for juli-september er forskjellen i egenvekt mellom inntaks- og utslippsdyp så stor at utslippet synker noe ned fra utslippspunktet (maksimalt til 33 m dyp). Her vil også Froudetallet bli negativt slik at beregningene er mer usikre, men resultatene blir ikke kvalitativt forskjellig fra det som er beskrevet over.

Gjennomsnittlig fortykning når innlagring eller overflategjennomslag er nådd er mellom 4,5 og 6,7 ganger for de scenariene som er simulert (middelverdi: 6,3). Avhengig av oppstigningsforløp og strømhastighet i resipienten inntreffer dette i en horisontal avstand på mellom 20 og 60 m fra utslippspunktet.

Det er flere parametre som bestemmer hvor høyt i vannsøylen utslippsvannet vil nå. Utslippshastigheten for en gitt vannfluks reguleres av tverrsnittarealet på utslippstunnelen. Ved å minke arealet vil hastigheten ut økes, og initialfortynningen og dermed også innlagringsdypet øke. Selve utslippsdypet kan økes, og initialfortynningen blir da med vann med høyere egenvekt slik at blandingsvannet blir tyngre. Lignende effekt kan oppnås ved å hente inn kjølevannet fra større dyp, slik at det har høyere salinitet og (vanligvis) lavere temperatur, eller ved at mindre varme tilføres før utslipp. I det følgende er det gitt grove illustrasjoner på hvor mye hver av disse parametrene må justeres for at det skal oppnås innlagring under overflaten også for de scenariene som i utgangspunktet gir gjennomslag til overflaten (se over).

For hydrografiprofilen 15.02.2007 kan kjølevannstemperaturen ikke økes med mer enn 8,3 °C i forhold til inntaksvannet, uten at det blir gjennomslag. For den andre profilen som var kritisk (24.04.2006) kan økningen bare være på 7,1 °C, og dette blir dermed den maksimale temperaturøkningen som kan brukes ved alle de foreliggende hydrografiske scenarioene.

Ved å øke inntaksdypet til 80 m vil saliniteten være høy nok til at utslippet blir innlagret 24.04.2006. For profilen fra 15.02.2007 må imidlertid inntaksdypet økes til 90 m for å oppnå samme effekt.

For at innlagring skal oppnås for alle de hydrografiske scenarioene gjennom å øke utslippsdypet, viser simuleringer for de kritiske profilene at tunnelen må legges til drøyt 50 m dyp.

Ved å minke ekvivalent diameter på utløpet til 3.1 m (fra 4.8 m) vil utslippsvannet innlagres for alle scenarioer fra 30 m dyp. Et lignende alternativ vil være å fordele vannfluksen på to utslippspunkt. Med halvert utslippsrate vil en diameter på 2.8 m gi innlagring for alle tilgjengelige resipientprofiler. Dette krever at utslippstunnelene legges med så stor innbyrdes horisontalavstand at initialfortynning og oppstigning for begge vil foregå tilnærmet upåvirket av hverandre.

10.3.2 Fortynning og overtemperaturer i ulike avstander fra utslippspunktet

Verdier for fortynning og resulterende overtemperatur i forhold til omgivende vann i resipienten er gitt i Tabell 14 (middel, minimum og maksimum). Disse verdiene er basert på standardsimuleringene beskrevet over, med utslipp til 30 m dyp og temperaturøkning på 7-10 °C i forhold til inntaksvannet. Merk at minimumsverdiene i tabellen er knyttet til de høyeste strømhastighetene som er brukt i beregningene. Episoder med svært sterk strøm er sjelden langvarige, slik at disse minimumsverdiene er konservative. Tilsvarende er maksimumsverdiene knyttet til de laveste strømhastighetene, og resulterende fortynning og overtemperatur i en gitt avstand er dermed høyere enn det som kan forventes i et område med varierende tidevannsstrøm. Middelveidene legges derfor til grunn i den videre diskusjonen av effekter av utslippet. For simuleringer med lavere maksimumstemperatur, høyere salinitet på inntaksvannet, dypere utslippspunkt eller mindre utslippsareal vil fortynningen bli høyere og dermed overtemperaturene lavere for de tilfellene der utslippet nådde overflatelaget i "basiskjøringene".

På grunn av utslippets størrelse er den gjennomsnittlige fortynningen moderat. Innenfor en horisontal avstand på 50 m fra utslippspunktet vil fortynningen typisk være på ca 10 ganger, og resulterende overtemperatur er i størrelsesorden 1 °C. Ved lite gunstige forhold, spesielt ved sterk strøm, kan overtemperaturen fortsatt være på over 2 °C innenfor 50 m. I 150 m avstand vil den gjennomsnittlige relative overtemperaturen være redusert til ca 0,5 °C. Det kan teoretisk forekomme episoder der influensområdet for overtemperatur på mer enn 1 °C har en utstrekning på 1 km, men dette vil bare kunne skje i svært korte perioder med sterk, ensrettet strøm og i et relativt smalt område. Merk at fortynningsverdiene som er oppgitt i Tabell 14 er gjennomsnittsverdiene for skyen av utslippsvann. I

senter av skyen vil det være lavere fortynningsgrad mens konsentrasjon av kjemikalier og overtemperatur avtar til null mot ytterkant av influensområdet.

Tabell 14: Gjennomsnittlig fortykning (antall ganger) og overtemperatur (°C) i utslippsskyen, i ulike avstander fra utslippspunktet.

	middelverdi	minimum	maksimum
Fortynning ved innlagring/overflategjennomslag	6.3	4.5	6.7
Overtemperaturer ved innlagring/overflategjennomslag	1.24	0.26	2.92
Fortynning ved 50 m avstand	9.2	4.7	26.9
Overtemperaturer ved 50 m avstand	0.95	0.26	2.15
Fortynning ved 100 m avstand	17.6	5.2	44.4
Overtemperaturer ved 100 m avstand	0.62	0.08	1.82
Fortynning ved 150 m avstand	29.1	5.5	83.7
Overtemperaturer ved 150 m avstand	0.49	0.04	1.85
Fortynning ved 200 m avstand	43.1	5.5	131
Overtemperaturer ved 200 m avstand	0.41	0.03	1.84
Fortynning ved 500 m avstand	163	5.3	528
Overtemperaturer ved 500 m avstand	0.19	0.01	1.33
Fortynning ved 1000 m avstand	457	7.4	1505
Overtemperaturer ved 1000 m avstand	0.11	0	1.22

10.4 Vurdering av effekter av utslippet

10.4.1 Effekter av overtemperatur

Marine planktoniske alger og dyr er ikke tilpasset hurtige temperaturendringer og kan derfor få termiske sjokk ved hurtig økning av temperaturen. Effekten av en slik økning vil være avhengig av hvor stor temperaturendringen er, over hvor lang tid organismen utsettes for endringen og hvilken temperatur sjøen har når endringen finner sted. Toleransegrensen for temperaturøkninger er artsavhengig og artenes optimumstemperatur er også ulik. Dette innebærer at forhøyning av temperaturen kan påvirke artssammensetningen i et område.

En gjennomsnittlig overtemperatur på 1,2 °C ved innlagingspunktet for utslippsskyen er ingen dramatisk forhøyelse av vanntemperaturen. Den store mengden kjølevann fører imidlertid til at vannet vil ha en gjennomsnittlig overtemperatur på 0,4 °C etter å ha brukt gjennomsnittlig 3,4 timer på å bli transportert 200 m bort fra innlagingsstedet. Dette innebærer at organismenes påvirkningstid blir relativt lang. De temperaturendringene planktonet utsettes for på grunn av utslippet er likevel svært små sammenlignet med de vertikale temperaturgradientene som naturlig finnes nær overflaten i vår- og sommersesongen.

Størst effekt på planteplanktonet vil en temperaturøkning ha tidlig på våren, når sjøtemperaturen er lav. Planteplanktonets viktigste blomstringsperiode (våroppblomstringen) er på denne årstiden, og blomstringen foregår hovedsakelig nær overflaten. De hydrografiske målingene og beregningene for innlagingsdypet for utslippsvannet viser at det er fare for gjennomslag til overflaten også om våren

når algeproduksjonen og algekonsentrasjonen er høy. Gjennomslag av kjølevann til overflaten vil også gi økt tilførsel av næringsalter ved at næringsrikt dypvann føres opp i de fotosyntetiserende vannlag og dermed kan føre til økt primærproduksjon. Påvirkningene vil imidlertid skje i et arealmessig svært begrenset område og i et lite vannvolum sammenlignet med volumet av fjordområdet fotosyntetiserende vannlag. Eventuelle negative effekter av overtemperatur på planteplanktonet i utslippsområdet kan dermed betraktes som kun lokale og ha liten innvirkning på den totale algeproduksjonen i området.

For dyreplankton vil effektene være mekanisk stress på grunn av transporten gjennom rørsystemene og temperaturøkningen. Det vil imidlertid kun være en liten del av dyreplanktonet i området som trekkes inn i rørsystemet slik at de totale påvirkningene i resipienten vil være minimale.

Utslippspunktet for kjølevann ligger i et område med relativt bratt skrånende terreng hvor det vil være lite akkumulert sediment og bløtbunnsfauna. Effekter på bløtbunnsfauna av kjølevann med forhøyet temperatur er derfor ikke sannsynlig.

I perioder med gjennomslag til overflaten og pålandsvind kan kjølevann med forhøyet temperatur og næringsalkonsentrasjoner føres inn mot fjæresonen, og planter og dyr der vil kunne bli påvirket. Organismer i fjæresonen lever i et miljø hvor det normalt er store temperaturvariasjoner, og det er derfor sannsynlig at planter og dyr i denne sonen i liten grad vil påvirkes av den temperaturøkning som kjølevannsutslippet vil kunne medføre. Forsøk gjennomført av NIVA har vist at selv en overtemperatur på 3°C i liten grad påvirker den totale samfunnsstrukturen hos hard- og bløtbunnsorganismer (Bakke et al., 1992). Økte næringsalktilførsler kan imidlertid gi en viss eutrofieringseffekt i fjæresonens influensområde.

10.4.2 Effekter av kjemikalier på biota

For NALCO Eliminox hvor det aktive stoffet er carbohydrazide, er det beregnet at middelkonsentrasjonen i 100 m avstand fra utslippsstedet vil være 0,000022 mg/l. Carbohydrazide vil imidlertid reagere med oksygen i vannet og danne nitrogengass og karbondioksyd. Det vil si at konsentrasjonene av carbohydrazide vil være ennå lavere enn den angitte middelkonsentrasjonen. LC50 for regnbueørret er 360 mg/l, men betydelig lavere for alger (9,5 mg/l). Utslippet av NALCO Eliminox vil dermed ikke kunne påregnes å få noen økotoksikologisk effekt i resipienten. Stoffet er også vurdert som lite skadelig for miljøet selv om det ikke er lett nedbrytbart.

NALCO 7208 er en sterk base som inneholder natriumhydroksyd og trinatriumfosfat. Utslipp av dette kjemikaliet vil dermed virke som et næringsalk. I ferskvannspåvirkede fjordområder kan fosfor være en minimumsfaktor for algevekst. Et utslipp på 300-600 kg fosfat pr. år vil dermed kunne ha en eutrofierende effekt. Stoffet har relativt høye LC50-verdier både for ulike fiskearter og vannlopper (1000 mg/l), så selv om utslippet er planlagt til 6 tonn/år vil ikke dette ha toksisk innvirkning på marine organismer i influensområdet.

I NALCO 356 er sykloheksylamin og morfolin de aktive stoffene. 100 m fra innlagringspunktet vil disse stoffene forekomme i middelkonsentrasjoner på henholdsvis 0,000771 og 0,000257 mg/l. For sykloheksylamin er LC50 55,1 mg/l

for regnbueørret, mens tilsvarende verdi for NALCO 356 er oppgitt til 130 mg/l. Selv om det kan antas at LC50-verdien er betydelig lavere for alger vil konsentrasjonene i utslippsvannet være så lave at det ikke vil være fare for økotoksikologiske effekter.

Generelt fører den store mengden kjølevann som skal benyttes i det planlagte gasskraftverket til at kjelkjemikaliene fortynnes til konsentrasjoner som ligger langt under oppgitte LC50-verdier. Utslippene av kjelkjemikalier vil dermed ikke virke økotoksikologisk på flora og fauna i utslippets nærområde.

Imidlertid har enkelte av kjelkjemikaliene slik som f.eks. morfolin, lang nedbrytningstid. Andre korrosjonsinhibitorer slik som AMP, BTA m.fl., har en mye kortere nedbrytningstid og er dermed mer miljøvennlige. Bruk av alternative kjelkjemikalier burde derfor vurderes.

10.4.3 Avsetning av nitrogen fra luft til sjø

I marine områder har nitrogen tradisjonelt blitt betraktet som en nøkkelparameter når det gjelder algevekst, fordi det hovedsakelig er nitrogen som er den begrensende vekstfaktoren i ikke-forurensede områder. Derfor vil økte tilførsler av nitrogen kunne føre til økt primærproduksjon og dermed kunne ha en eutrofierende virkning. Beregningene viser at de økte nitrogenavsetningene til fjordområdet utenfor Mongstad som følge av BKKs planlagte gasskraftverk er så små (mindre enn 0,5% av totalavsetningen) at dette ikke vil influere i vesentlig grad på områdets totale marine primærproduksjon.

10.5 Plassering av inntaks- og utslippspunkt

10.5.1 Dagens situasjon

Fra Statoils raffineri er det to hovedutslippspunkt til sjø, for prosessvannet fra sikringsbassenget på land i vestenden av raffineriområdet og for kjølevannet som går til Fensfjorden ved Mongstad Sør (Figur 27). Sistnevnte inntak/utslipp er det viktigste i forhold til de foreliggende vurderingene.

Prosessvannutslippet på 50 m dyp ligger ca 3 km vest for kjølevannsutslippet, og de foreløpige undersøkelsene av det utslippet foretatt i mars og juni 2005 (Golmen og Nygaard, 2006), indikerte et influensområde med størst vestlig utbredelse, og innlagring av utslippsvannet mellom 30 og 40 m dyp. Det vil bli gjort nye undersøkelser for dette utslippet høsten 2007.

Opplysningene om fluksen av **kjølevann** varierer noe i dokumentasjonen vi har, fra 28 000 m³/time (Statoil 2004) til 30-31 000 m³/time (KU'en for Energiverk Mongstad). Overtemperaturen (temperaturøkningen i kjøleprosessene) er oppgitt til 10 °C. Dette representerer en varmekraft på inntil 1.500 GJ/time. Det er opplyst at temperaturøkningen maksimalt vil bli på 15 °C etter innfasinga av kraftvarmeverket, tilsvarende en varmetilførsel på 2.100 GJ/time som snitt over året (Statoil 2005b)

Posisjoner for dagens inntak og utslipp av kjølevann (antatt WGS84):	
Inntak:	60° 48' 21.50''N 05° 03' 19.32'' E
Utløp:	60° 48' 25.29''N 05° 03' 02.34'' E

Som tillegg til kjølevannet kommer ca 4 500 m³/time fra SO₂ scrubberen (E. Nygaard, Statoil, pers comm.). I utslippssøknaden fra Statoil til SFT i juni 2005 om endret utslipp i samband med planlagt kraftvarmeverk er 36 000 m³/time oppgitt som vannstrømmen da. Verdien harmonerer med kunngjøringen fra Statoil i februar 2006 om utvidelser i forbindelse med kraftvarmeverket på 6 500 m³/time, til totalt 42 500 m³/time.

Totalt kan vi dermed regne med at det pr juli 2007 går ut ca 36 000 m³/time gjennom utløpstunnelen for kjølevann på 30 m dyp. Dette inkluderer også bidraget fra scrubberen, d.v.s. brukt kjølevann som er kjørt gjennom den. Kjølevannet tas inn på 50 m dyp sørøst for utslippspunktet.

I Mongstadvika er det et utslipp av sanitærvann fra Mongstad på 18 m dyp, 240 m fra land.

10.5.2 Foreslåtte utvidelser

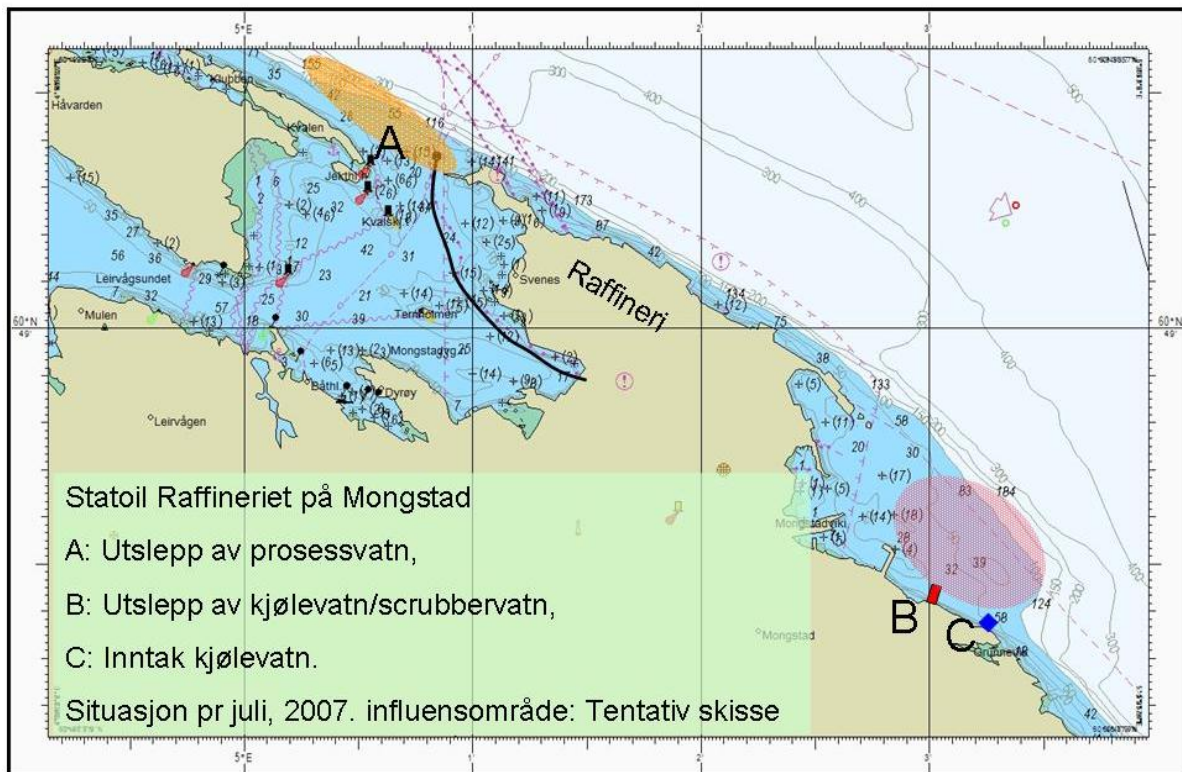
Utslippene etter innfasing av dampturbinen i Statoils planlagte kraftvarmeverk (uten CO₂-rensing) i 2009-2010 blir på ca 42 500 m³/time. Det siste tallet er en antakelse, referert til i brev fra Statoil til NVE 24/1, 2006. Det er også snakk om ytterligere utvidelser og økte kjølevannsmengder i samband med anlegg CO₂ fangst etc. Vi har ikke noen offisielle tall for dette, men det er flere varslede eller planlagte tiltak på Mongstad som vil innebære økt kjølevannsflykt i forhold til dagens på ca 36 000 m³/time. Det har vært nevnt størrelser opp mot 80-100 000 m³/time. Energiverk Mongstad (Statoil) som nevnt: 6 500 m³/time fra dampturbinen (Statoil 2005b) kommer sannsynligvis først.

Anlegg for CO₂ fangst fra ett eller to kraftverk etablert en gang etter 2009, vil innebære kjølevannsmengder av størrelsesorden tilsvarende dagens fluks, og vil kreve et nytt inntak/utslippsarrangement (Statoil 2006). Det er et utslipp av tilsvarende størrelsesorden (30.000 m³/time) som foreliggende utredning tar for seg.

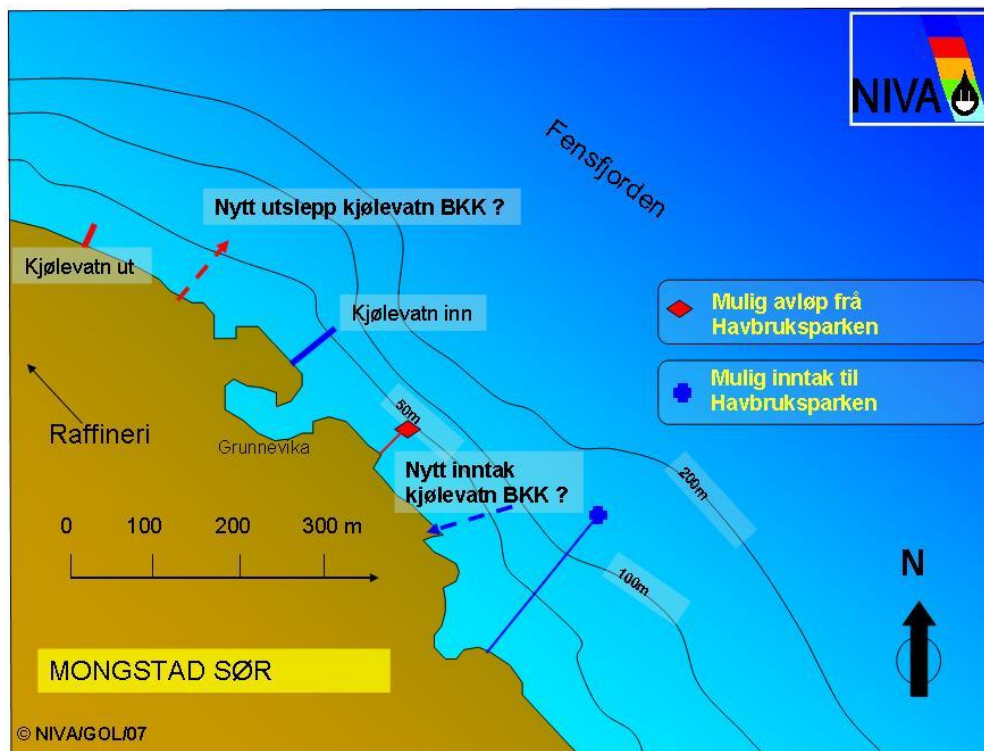
Vi har fått oppgitt følgende posisjon BKKs planlagte utslipp på 30.000 m ³ /time:		
Euref89:	n=6747700,	e=285900
Omregnet til WGS84:	60° 48.393' N,	05° 03.196' E

Mongstad Vekst AS skal etablere inntak og avløp ved Mongstad Sør. Dette er produksjon som vil bruke deler av kjølevannet for oppvarming (varmeveksling). Akvaplan-niva er i gang med en undersøkelse som omhandler dette tiltaket, men detaljer som vannfluks etc. for denne prosjekteringen er ennå ikke besluttet.

Figur 28 skisserer dagens utslipp og noen av de omtalte planlagte.



Figur 27: Kart som viser de to hovedutslippsområdene ved Mongstad i dag: Prosessvannutslippet lengst vest, og kjølevannsutslippet i øst. Sistnevnte har også vann fra svovelscrubberen. Punkt C er inntaket av kjølevann.



Figur 28 Oversikt over dagens og noen planlagte/skisserte inntak/utslipp ved Mongstad.

10.5.3 Diskusjon

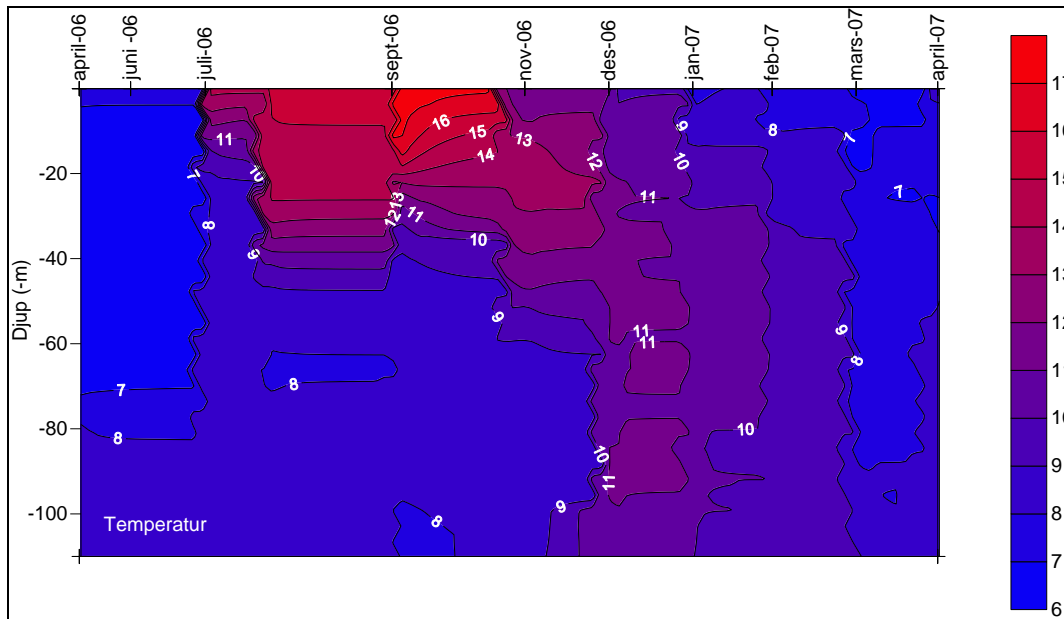
Unngå påvirkning av overflatelaget

I kapittel 10.3.1 ble det skissert ulike måter å sikre at utslippsvannet trenger opp i overflatelaget. Driftsmessige hensyn tilsier at det oppgitte spennet for overtemperatur (7-10°C) ikke bør endres. Dersom trykkfallhøyden er tilstrekkelig til å drive utslippsvannet gjennom en mindre tunnelåpning, slik at det får større initialhastighet, vil dette være en hensiktsmessig løsning. Vi anbefaler at den endelige utformingen av utslippet tar utgangspunkt i en tunnelåpning med ca 3,0 m ekvivalent diameter. Avhengig av kostnadene ved ulike utforminger vil også en løsning med delte tunnelutløp, eventuelt kombinert med justeringer av endelig inntaks- og utslippsdyp kunne sikre at utslippsvannet innlagres på tilfredsstillende dyp. Utslippsdyp på ca 30 m vil derfor anbefales, forutsatt at god innlagring sikres som beskrevet over. Vi kan ikke se at en horisontal plassering av utslipp og inntak som vist i Figur 28 vil gi krysskontaminering eller andre problemer mellom de etablerte punktene og BKK sitt anlegg.

Temperatursjiktningen i fjorden

Temperaturforholdene i Fensfjorden varierer gjennom året. Nye måledata fra 2006 (Skardhamar et al., 2007) bekrefter at det i deler av året er betydelig lagdeling i temperatur (Figur 29). Sommer/høst er karakterisert av varmt vann i overflatelaget og kaldere vann lenger ned, om vinteren og våren er det omvendt. Dette kunne i prinsippet utnyttes for å få holde lavest mulig kjølevannstemperatur til enhver tid,

ved at en for eksempel etablerer ett dypt inntaksdyp for sommeren og et grunnere inntak for vinter/vår.



Figur 29: Målt temperatur ved Mongstad i 2006-2007.

Medblanding av inntaksvann.

Et neddykket sjøvannsinntak vil i større eller mindre grad trekke med seg vann fra tilgrensede sjikt i sjøen (selektivt uttak), og ved valg av inntaksdyp bør en også søke å ta hensyn til dette, for å unngå resirkulering av brukt kjølevann. Laget som blir påvirket av innsuging i inntaket vil gjerne være vesentlig tykkere enn vertikal dimensjon (høyde/diameter) på inntaket. Teori og studier i lab tilsier at sjiktningen i sjøen er en viktig bestemmende faktor her, i tillegg til inntaksdimensjon og vannfluks (Paddock og Ditmar, 1983).

Dersom fjorden har trangt innløp i dyp tilsvarende inntaksdypet, kan topografisk kontroll også være en bestemmende faktor dersom inntaksfluksen er stor (Steen og Stigebrandt, 1980). For Fensfjorden er dette neppe noe problem, i og med at fjorden er stor og terskelen dyp og ligger utenfor det aktuelle inntaksområdet, samt at inntaksfluksen tross alt er moderat i forhold til totalt vannvolum i fjorden.

Faktaboks, beregning av tykkelse av laget som blir gjenstand for meddriving av sjøvann ved inntaket:

Tykkelsen, δ , av et påvirket inntakslag kan uttrykkes som følger, gitt visse vilkår:

$$\delta = \lambda (q_0^2 / N^2 h)^{1/3}$$

λ : empirisk konstant
 q_0 : inntaksfluks pr bredde-enhet av inntaket
 N^2 : oppdriftsparameter ($N^2 = g/\rho dp/dz$),
 g : gravitasjonskonstanten
 $\rho(z)$: sjøvannets densitet
 z : vertikal-koordinat (dyp)
 h : inntakets høyde

Med kunnskap om N^2 (dvs. dp/dz) i ulike lag fra observasjoner (hydrografiske profiler) kan man ut fra forutsetninger om vannfluks, inntaksdiameter og ulike inntaksdyp regne ut tykkelsen på inntakslaget. D.v.s. hvor tykt sjikt i sjøen som kan bli påvirket ved at vann derfra blir sugd inn i inntaket. I utgangspunktet kan en forutsette at dette laget er sentrert rundt inntaksdypet, men detaljer i sjikting samt eventuelle bunneffekter kan her skape vertikal asymmetri.

Vi har gjort noen simuleringer for slik “selective withdrawal” for to scenarier for sjikting (sterk/svak), og tre ulike inntaksdyp, basert på formelen i faktaboksen over. Resultatene er satt opp i Tabell 15 og viser at meddrivingslaget kan bli av størrelsesorden 21-22 m tykt om vinteren, og 12-13 m tykt om sommeren ved nytt sjøvannsinntak på 30.000 m³/time ved Mongstad.

Beregningene er følsomme for valgt gradient (N^2), i dette tilfellet har vi brukt differansen mellom densiteten 10 m under og 10 m over aktuelt inntaksdyp. Resultatene viser at innsuget kan hente vann fra opptil 10-11 meter over/under inntaksdypet. Utslipp i 30 m gir ifølge beregningene over stort sett oppstigning og innlagring i 25 m dyp eller grunnere, men om sommeren kan det forekomme innlagring litt dypere enn det utslippsdypet. Sommeren er samtidig perioden med tynnest meddrivingssjikt p.g.a. sterkest sjikting, slik at inntak i 40 m muligens kan fungere uten risiko for resirkulering, og inntak i 50 m synes risikofritt i forhold til dette, med utslipp i 30 m.

Vi må ta forbehold om at vi kun har simulert for to sjiktungs-situasjoner. Dersom det besluttes å legge det nye utslippet på større dyp, for eksempel 40 meter, bør inntaket i alle fall for sommeren ligge minst 10-20 m dypere enn dette. Muligheten for et grunnere vinterinntak er diskutert ovenfor.

Tabell 15: Beregnet tykkelse, δ (m), på inntakslaget for noen målte sjiktungsverdier i 2006-2007 i h.h.t. formelen ovenfor, for tre ulike nivå for inntaket. Svak sjikting tilsvare seint høst/vinter, mens sterkere sjikting ble målt om sommeren og tidlig på høsten.

Inntaksdyp, senter→	30 m	40 m	50 m
$\bar{\delta}$, svak sjikting, febr. 2007	22 m	21.9 m	21.5 m
$\bar{\delta}$, sterkere sjikting, juli 2006	13 m	12 m	13.3 m

Med nytt inntak og utslipp fra Havbruksparken vil området ved Mongstad Sør få mange inntak/utslipp relativt nær hverandre. Figur 30 illustrerer dette, med mulig dybdefordeling.



Figur 30: Skissert dybdefordeling for eksisterende og nye inntak/utslipp ved Mongstad Sør.

11 Referanser

- Aarrestad, P.A. (1987) Konesjonsavgjerande botaniske granskingar i samband med planlagde tilleggsreguleringar i Modalsvassdraget og av Skjerjevatn. Bergen, Bot. inst. Univ. Bergen. Unpubl.
- Aarrestad, P.A. (1988) Gjengedalsvassdraget i Sogn og Fjordane. Konesjonsavgjørende botaniske undersøkelser. Bergen, Bot. inst. Univ. Bergen (Rapport 46).
- Aas, W., Solberg, S., Manø, S., og Yttri, K. E., (2006) Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel, 2006. Kjeller (NILU OR 22/2007).
- Achermann, B. and Bobbink, R. (ed.) (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 *Spagnum*-dominated bogs subject to low and high atmospheric nitrogen supply. *J. Ecol.*, 80, 131-140.
- 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.
- Baddeley, J.A., Woodin, S.J. and Alexander, I.J. (1994) Effects of increased nitrogen and phosphorous availability on the photosyntheses and nutrient relations of three arctic dwarf shrubs from Svalbard. *Funct. Ecol.*, 8, 676-685.
- Bakke, T., Berge, J., Braathen, B., Moy, F., Oen, H., Pedersen, A., og Walday, M. (1992) Kombinerte effekter av kjølevann og oppdrett på marine bunnsamfunn. Et økosystemeksperiment. Oslo (NIVA OR-2743).
- Bakken, S. og Flatberg, K.I. (1995) Effekter av økt nitrogen-deposisjon på ombrotrof myrvegetasjon. En litteraturstudie. Dragvoll (ALLFORSK Rapport 3).
- Bergamini, A. and Pauli, D. (2001) Effects of increased nutrient supply on bryophytes in montane calcareous fens. *J. Bryol.*, 3, 331-339.
- Blom, H., Brunstad, B., Skjoldal, L. og Aarrestad, P.A. (1985) Botaniske undersøkelser i Østerbø-, Mjølsvik- og Ortnevikvassdragene, Sogn og Fjordane. Bergen, Botanisk inst. Univ. Bergen (Rapport 36).
- Bobbink, R., Heil, G. W. and Raessen, M.B.A.G. (1992) Atmospheric deposition and canopy exchange in heathland ecosystems. *Environ. Poll.*, 75, 29-37.
- Bobbink, R., Hornung, M. and Roelofs, J.G.M. (1996) Empirical critical loads for natural and semi-natural ecosystems. Annex III. In: *Manual on methodologies for mapping critical loads per literevels and geographical areas where they are exceeded*. Berlin, Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt).
- Brandrud, T.E. (1995) The effects of experimental nitrogen addition on the ectomycorrhizal fungus flora in an oligotrophic spruce forest at Gårdsjön, Sweden. *For. Ecol. Manage.*, 71, 111-122.
- Brandrud, T.E. and Timmermann, V. (1998) Ectomycorrhizal fungi in the NITREX site at Gårdsjön, Sweden; below and above-ground responses to experimental-changed nitrogen inputs 1990-1995. *For. Ecol. Manage.*, 101, 207-214.
- Brunsting, A.M.H. (1982) The influence of the dynamics of a population of herbivorous beetles on the development of vegetational patterns in a heathland system. In: *Proceedings of the 5th international symposium on insect-plant relationships, Wageningen, 1-4 March, 1982*. Ed. By J.H. Visser and A.K. Minks. Wageningen, Pudok. pp. 215-224.

- Brunsting, A.M.H. and Heil, G.W. (1985) The role of nutrients in the interaction between a herbivorous beetle and some competing plant species in heathland. *Oikos*, 44, 23-26.
- Bruteig, I.E. (1996) Terrestrisk naturovervåkning. Vekstrater hos vanleg kvistlav 1993 - 1994. Dragvoll (ALLFORSK Rapport 5).
- Bruteig, I.E. (2002) Miljøovervåking på Tjeldbergodden. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjon 1999. Dragvoll (ALLFORSK Rapport 18).
- Bruteig, I. E. og Aarrestad, P. A. (2004) Utvikling av nye nitrogentålegrensekart for naturtyper - eit forprosjekt. Trondheim (NINA Minirapport 50).
- Bruteig, I.E., Thomsen, M. G. og Altin, D. (2001) Vekstrespons hos tre aerofyttiske algar på tilførsel av nitrogen. Trondheim (NINA Oppdragsmelding 680).
- Bruteig, I.E. og Tronstad, I.K.K. (2000) Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattande gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen på bjørk 1997. Dragvoll (ALLFORSK rapport 16).
- Bråkenhielm, S. and Quinghong, L. (1995) Spatial and temporal variability of algal and lichen epiphytes on trees in relation to pollutant deposition in Sweden. *Water, Air Soil Pollut.*, 79, 61-74.
- Bøhler, T. (1987) Users guide for the Gaussian type dispersion models CONCX and CONDEP. Lillestrøm (NILU TR 8/87).
- Carroll, J.A., Caporn, S.J.M., Morecroft, M.D., Lee, J.A., Johnson, D., Taylor, A., Leake, J.R., Campbell, C.D., Cawley, L., Lei, Y. and Read, D.J. (1997) Natural vegetation responses to atmospheric nitrogen deposition – critical levels and loads of nitrogen for vegetation growing on contrastive native soils. University of Sheffield (Report 101).
- Carroll, J.A., Johnson, D., Morecroft, M.D., Taylor, A., Caporn, S.J.M. and Lee, J.A. (2000) The effect of long-term nitrogen additions on the bryophyte cover of upland acidic grasslands. *J. Bryol.*, 22, 83-89.
- de Bakker, A.J. (1989) Effects of ammonia emission on epiphytic lichen vegetation. *Acta Bot. Neerl.*, 38, 337-342.
- de Graaf, M.C.C., Bobbink, R. Roelofs, J.G.M. and Verbeek, P.J.M. (1998) Differential effects of ammonium and nitrate on three heathland species. *Plant Ecol.*, 135, 185-196.
- Direktoratet for naturforvaltning (1999a) Kartlegging av naturtyper. Verdisetting av biologisk mangfold. Trondheim (DN-håndbok, 13).
- Direktoratet for naturforvaltning (1999b) Nasjonal rødliste for truede arter i Norge 1998. Norwegian Red List 1998. Trondheim (DN-rapport, 3).

- Dirkse, G.M., van Dobben, H.F. and Tamm, C.O. (1991) Effects on fertilization on herb and moss layers of a Scotch pine stand in Lisselbo (Sweden); a multivariate analysis. Leersum, Research Institute for Nature Management (Report 91/7).
- Dise, N. and Wright, R.F. (1995) Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. *For. Ecol. Manage.*, 71, 153-161.
- Erikstad, K. (2001) Studies of the epiphytic lichen *Hypogymnia physodes* in a monitoring project. Trondheim (NTNU Cand. Scient. oppgave).
- Falkengren-Grerup, U. (1993) Effects on beech forest species of experimentally enhanced nitrogen deposition. *Flora*, 188, 85-91.
- Falkengren-Grerup, U., Brunet, J. and Diekmann, M. (1998) Nitrogen mineralization in deciduous forest soils in south Sweden in gradients of soil acidity and deposition. *Environ. Pollut.*, 102, 415-420.
- Falkengren-Grerup, U. and Diekmann, M. (2003) Use of a gradient in N-deposition to calculate effect-related soil and vegetation measures in deciduous forests. *For. Ecol. Manage.*, 180, 113-124.
- Flückiger, W. and Braun, S. (2003) Critical limits for nutrient concentrations and ratios for trees – a comment. In: *Empirical critical loads for nitrogen. Expert Workshop, Berne, 11-13 November 2002. Proceedings*. Ed. by B. Achermann and R. Bobbink. Bern, Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape SAEFL. (Environmental documentation 164), pp. 273-280.
- Framstad, E. (red.) (2007) Terrestrisk naturovervåking i 2006. Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Trondheim (NINA rapport, 262).
- Francez, A.J. and Loiseau, P. (1999) The fate of mineral nitrogen in a fen with *Sphagnum fallax* Klinggr. and *Carex rostrata* Stokes (Massif-central, France). *Can. J. Bot.*, 77, 1136-1143.
- 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., Paal, J. and Möls, T. (2005) Impacts of increased nitrogen supply on Norwegian lichen-rich alpine communities: a 10-year experiment. *J. Ecol.*, 93, 471-481.
- Frick, W.E., Roberts, P.J.W., Davis, L.R., Keyes, J., Baumgartner D.J. and George, K.P. (2001) Dilution models for effluent discharges, 4th ed. (Visual

- Plumes). Athens, Georgia, Ecosystems Research Division, U.S. Environmental Protection Agency (EPA/600/R-03/025).
- Furness, R.W. (1993) Birds as monitors of pollutants. In: *Birds as monitors of environmental change*. Ed. R.W. Furness and J.J.D. Greenwood. London, Chapman & Hall. pp. 86-143.
- Førland, E. I. (1993) Nedbørnormaler. Normalperiode 1961-1990. Oslo (DNMI rapport 39/93 klima).
- Gade, H.G. (1973) Oseanografiske observasjoner i Fensfjorden 1972. Rapport til Norsk Hydro. Geofysisk Institutt, Universitetet i Bergen.
- Gimingham, C. H. (1972) Ecology of heathlands. London, Chapman and Hall.
- Gjerstad, K. I. og Knudsen, S. (2004) Nitrogenavsetning som følge av utslipp av NO_x og NH₃ fra gasskraftverk med rensing med SCR anlegg på Kårstø og Kollsnes. Kjeller (NILU OR 7/2004).
- Gjerstad, K. I., Knudsen, S., Solberg, S., de Wit, H., Høgåsen, T., Larssen, T., Aarrestad, P. A. og Stabbetorp, O. E. (2005) Konsekvenser ved utslipp til luft fra et energiverk ved Statoil Mongstad. Kjeller (NILU OR 27/2005).
- Gjerstad, K.I., Knudsen, S., de Wit, H., Molvær, J., Høgåsen, T. og Aarrestad, P.A. (2005) Konsekvenser som følge av utslipp av NO_x med ulike renseteknologier fra Mongstadanleggene. Kjeller (NILU OR 19/2005).
- Golmen, L. og Nygaard, E. (2006) Sporstoff-forsøk ved hovedutsleppet fra Statoils raffineri på Mongstad. Oslo (NIVA OR-5148).
- Gordon, C., Wynn, J.M. og Woodin, S.J. (2001) Impacts of increased nitrogen supply on high Arctic heath: the importance of bryophytes and phosphorous availability. *New Phytol.*, 149, 461-471.
- Granberg, G., Sundh, I., Svensson, B.H. and Nilsson, M. (2001) Effects of temperature, and nitrogen and sulfur deposition, on methane emission from a boreal mire. *Ecology*, 82, 1982-1998.
- Grennfelt, P. and Thörnelöf, E. (eds.) (1992) Critical loads for nitrogen. Copenhagen, Nordic Council of Ministers. (Nord 1992:41).
- Greven, H.C. (1992) Changes in the moss flora of the Netherlands. *Biol. Conserv.*, 59, 133-137.
- Gunnarsson, U., Malmer, N. and Rydin, H. (2002). Dynamics or constancy in *Sphagnum* dominated mire ecosystems: - a 40-year study. *Ecography*, 25, 685-704.
- Göransson, A. (1990) Alger, lavar och baruppsättning hos unggranar längs en kvävegradient från Sverige till Holland. Solna, Swedish Environmental Protection Agency (SNV Rapport 3741).

- Hagen, L. O. (2003) Overvåking av luftkvalitet ved Statoil Mongstad i perioden september 2002 - februar 2003. Kjeller (NILU OR 70/2003).
- Hanssen, B.L. (1992) Kulturlandskap og arealbruksendringar. Ein studie i Lindås kommune. Hovedoppgave, Universitetet i Bergen.
- 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, Norsk institutt for vannforskning (Rapport LNR 4179-2000).
- 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 b) Overvåkning av kystlynghei. Rapport fra feltarbeidet i 1994. Tysvær kommune. Bø, Telemarksforskning. (Arbeidsrapport 17/94).
- Hjeltnes, A. (1994a) Overvåkning av kystlynghei. Årsrapport 1994. Bø, Telemarksforskning (Arbeidsrapport 7/94).
- Hobbs, R.J. and Gimingham, C.H. (1987) Vegetation, fire and herbivore interactions in heathland. *Adv. Ecol. Res.*, 16, 87-173.
- 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).
- Holopainen, T. and Kärenlampi, L. (1985) Characteristic ultrastructural symptoms caused in lichens by experimental exposure to nitrogen compounds and fluorides. *Ann. Bot. Fenn.*, 22, 333-342.
- Holtedal, O. (ed.) (1960) Geology of Norway. *Nor. Geol. Unders.*, 208, 1-214.
- Håland, B. (1979) Terrestr undersøkingar på Storemyr, Mongstad. Ei myr på ytre Vestlandet med dvergbjørk. Universitetet i Bergen (Lindåsprosjektet, rapport 25).
- Håland, S. og Kaland, P.E. (2002) Fem tusen år med flammer. Det europeiske lyngheilandskapet. Bergen, Fagbokforlaget Vigmostad & Bjørke A/S.
- Insarova, I.D., Insarov, G.E., Bråkenhielm, S., Hultengren, S., Martinsson, P.O. and Semenov, S.M. (1992) Lichen sensitivity and air pollution. A review of literature data. Solna, Swedish Environmental Protection Agency (SNV Report 4007).
- Jauhiainen, J., Silvola, J. and Vasander, H. (1998a) The effects of increased nitrogen deposition and CO₂ on *Sphagnum angustifolium* and *S-warnstorffii*. *Ann. Bot. Fenn.*, 35, 247-256.

- Jauhiainen, J., Vasander, H. and Silvola, J. (1992/93) Differences in response of two *Sphagnum* species to elevated CO₂ and nitrogen input. *Suo*, 43, 211-215.
- Jauhiainen, J., Vasander, H. and Silvola, J. (1998b) Nutrient concentration in *Sphagna* at increased N-deposition rates and raised atmospheric CO₂ concentrations. *Plant Ecol.*, 138, 149-160.
- Kaland, P.E. (1979) Landskapsutvikling og bosetningshistorie i Nordhordalands lyngheiområder. I: *På leiting etter den eldste garden*. Red.: R. Fladby og J. Sandnes. Oslo, Universitetsforlaget. s. 41-70.
- Kaland, P.E. (1986) The origin and management of Norwegian coastal heath as reflected by pollenanalysis. In: *Antropogenic indicators in pollen diagrams*. Ed. By K.-E. Behre. Rotherdam, Balkema. pp. 19-36.
- Kaland, P.E. og Vandvik, V. (1998) Kystlynghei. I: *Jordbrukets kulturlandskap. Forvaltning av miljøverdier*. Red.: E. Framstad og I.B. Lid. Oslo, Universitetsforlaget. s. 50-60.
- Kauppi, M. (1980) The influence of nitrogen-rich pollution components on lichens. Oulu (Acta Universitatis Ouloensis, A101). (Biologica, 9).
- Kirkham, F. W., Mountford, J. O. and Wilkins, R. J. (1996) The effects of nitrogen, potassium, and phosphorus addition on the vegetation of a Somerset peat moor under cutting management. *J. Appl. Ecol.*, 33, 1013-1029.
- 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).
- Körner, C. (1999) Alpine plant life. Functional plant ecology of high mountain ecosystems. Berlin, Springer-Verlag.
- Kvamme, M. (1982) En vegetasjonshistorisk undersøkelse av kulturlandskapets utvikling på Lurekalven, Lindås hd., Hordaland. Hovedoppgave, Universitetet i Bergen.
- Larssen, T. og Høgåsen, T. (2003) Tålegrenser og overskridelser av tålegrenser i Norge. Oslo, Norsk institutt for vannforskning (Rapport LNR 4722-2003).
- Lee, J.A., Caporn, S.J.M., Pilkington, M., Johnson, D. and Phoenix, G. (2000) Natural vegetation responses to atmospheric nitrogen deposition – Critical levels and loads of nitrogen for vegetation growing on contrasting native soils. Progress report, contract EPG 1/3/111. Sheffield, Department of the Environment, Transport and the Regions. Department of Animal and Plant Sciences, University of Sheffield.
- Lindstrøm, E.-A. (1993). Økende grønske i norske vassdrag. Resultater av en spørreundersøkelse. Oslo (NIVA rapport Lnr. 2859-1993).

- Lindstrøm, E.-A. (2001) Økt algevekst i uberørt fjellvann. Et samspill mellom langtransporterte forurensninger og klima. Oslo (NIVA rapport L.nr. 4459-2001).
- Lindstrøm, E.-A., Kjellberg, G. og Wright, R.F. (2000) Tålegrenser for nitrogen som næringsstoff i norske fjellvann: økt "grønske"? Oslo (NIVA rapport L.nr. 4187-2000).
- Losvik, M. H. (1993) Hay meadow communities in western Norway and relations between vegetation and environmental factors. *Nord. J. Bot.*, 13, 195-206.
- Malmer, N. (1993) Mineral nutrients in vegetation and surface layers of *Sphagnum* dominated peat-forming systems. *Adv. Bryol.*, 5, 223-248.
- Marrs, R.H. (1986) The role of catastrophic death of *Calluna* in heathland dynamics. *Vegetatio*, 66, 109-115.
- Moen, A. (1998) Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. Hønefoss (Statens kartverk).
- Morecroft, M.D., Sellers, E.K. og Lee, J.A. (1994) En experimental investigation into the effects of atmospheric nitrogen deposition on two semi-natural grasslands. *J. Ecol.*, 82, 475-483.
- Mortensen, L.M. (1994) Further studies on effects of ozone concentration on growth of subalpine plant species. *Norw. J. Agric. Sci.*, 8, 91-97.
- Mortensen, L.M. 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.
- Mountford, J. O., Lakhani, K. H. and Holland, R. J. (1994) Effects of nitrogen on species diversity and agricultural production on the Somerset Moors, Phase II. A. After 7 years of fertiliser application. B. After cessation of fertiliser input for 3 years. English Nature, Peterborough (English Nature Research Report, 86).
- Möls, T., Paal, J. og Fremstad, E. (2001) Response of Norwegian alpine communities to nitrogen. *Nord. J. Bot.*, 20, 705-712.
- 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).
- Nordbakken, J.F. (1997) Småskala endringer i ombrotrof myrvegetasjon i SØ-Norge 1990/91-96. Oslo (Botanisk hage og museum, Univ. i Oslo, Rapport 1).
- Nordbakken, J. F., Ohlson, M. and Hogberg, P. (2003) Boreal bog plants: nitrogen sources and uptake of recently deposited nitrogen. *Environ. Pollut.*, 126, 191-200.

- Nygaard, P.H. (1994) Virkning av ozon på blåbær (*Vaccinium myrtillus*), etasjehusmose (*Hylocomium splendens*), furumose (*Pleurozium schreberi*) og krussigd (*Dicranum polysetum*). Ås (Rapport fra Skogforsk 9/94).
- Nygaard, P.H. og Ødegaard, T. (1993) Langsiktige effekter av nitrogengjødsling på vegetasjon og jord i barskog. Ås (Rapport fra Skogforsk 26/93).
- Olje- og energidepartementet (2007) Samarbeid om håndtering av CO₂ på Mongstad. Oslo (St.prp. nr. 49 (2006-2007)
- Paal, J., Fremstad, E. and Möls, T. (1996) Responses of the Norwegian alpine *Betula nana* community to nitrogen fertilization. *Can. J. Bot.*, 75, 108-120.
- Paddock, R.A. and Ditmars, J.D.(1983) Initial screening of licence applications for ocean thermal energy conversion (OTEC) plants with regard to their interaction with the environment. Argonne, Ill, Argonne National Laboratory (Technical report ANL/OTEC-EV-2).
- Paulissen, M., Van der Ven, P.J.M. and Bobbink, R. (2003) Differential effects of nitrate and ammonium enrichment on base-rich fen vegetation: preliminary results from Scragh Bog, central Ireland. In: *Empirical critical loads for nitrogen. Expert workshop, Berne, 11-13 November 2002. Proceedings*. Ed. by B. Achermann and R. Bobbink. Berne, Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape, SAEFL. (Environmental documentation 164) pp. 283-288.
- Pearce, I.S.K. and Van der Wal, R. (2002) Effects of nitrogen deposition on growth and survival of montane *Racomitrium lanuginosum* heath. *Basic Appl. Ecol.*, 3, 255-266.
- 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. In: *Empirical critical loads for nitrogen. Expert workshop, Berne, 11-13 November 2002. Proceedings*. Ed. by B. Achermann and R. Bobbink. Berne, Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape, SAEFL. (Environmental documentation 164) pp. 259-261.
- Press, M.C., Woodin, S.J. and Lee, J.A. (1986) The potential importance of an increased atmospheric nitrogen supply to the growth of ombrotrophic *Sphagnum* species. *New Phytol.*, 103, 45-55.
- Påhlsson, L. (1998) Vegetationstyper i Norden. 3. utg. København, Nordisk ministerråd (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.

- Roelofs, J.G.M., Bobbink, R., Brouwer, E. and De Graaf, M.C.C. (1986) Restoration ecology of aquatic and terrestrial vegetation of non-calcaerous sandy soils in the Netherlands. *Acta Bot. Neerl.*, 45, 517-541.
- Roelofs, J.G.M., Kempers, A.J., Houdijk, L.F.M. and Jansen, J. (1985) The effect of air-borne ammonium sulphate on *Pinus nigra* var. *maritima* in the Netherlands. *Plant Soil*, 84, 45-46.
- Saarinen, T. (1998) Internal C N balance and biomass partitioning of *Carex rostrata* grown at 3 levels of nitrogen supply. *Can. J. Bot.*, 76, 762-768.
- 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.
- SFT (1992) Virkninger av luftforurensinger på helse og miljø - anbefalte luftkvalitetskriterier. Oslo (SFT-rapport 92:16).
- Sigmond, E.M.O., Gustavson, M. og Roberts, D. (1984) Berggrunnskart over Norge. M 1: 1 million. Trondheim, Norges geologiske undersøkelse.
- Skardhamar J., L. G. Golmen og L. O. Sparboe (2007). Vurdering av resipientforholdene utenfor Mongstad havbrukspark. Tromsø, Akvaplan-niva (APN- 412.3627.2).
- Skogen, A. (1987) Conversion of Norwegian coastal heath landscape through development of potential natural vegetation. In: *Vegetation ecology and creation of new environments. Proceedings of the International symposium in Tokyo and Phytogeographical Excursion through central Honshu*. Ed. by A. Miyawaki et al. Tokyo, Tokai Univ. Press. pp. 195-204.
- Skogen, A. og Aarrestad, P.A. (1986) Botaniske undersøkelser og vurderinger av Flekke-Guddals-, Os-, Naustdals-, Gjengedals-, Gaular-, Jølstra-, Breims- og Sværefjordsvassdragene i Sogn og Fjordane. Bergen, Bot. inst. Univ. Bergen (Rapport 43).
- Solberg, S., Walker S.E., Skjelkvåle B.L., Høgåsen, T. Molvær, J., Larssen, T., Aarrestad, P.A. og Reitan, O. (2002) Regional konsekvensutredning for oljevirkksomheten i Norskehavet. Utslipp til luft – miljømessige konsekvenser. Kjeller (NILU OR 40/2002).
- Statoil (2004) Energiverk Mongstad. Melding med forslag til utredningsprogram. Rapp. Statoil juni 2004.
- Statoil (2005a) Energiverk Mongstad. Kraftvarmeverk med tilhørende ombygginger i raffineriet. Konsekvensutredning. Statoil, juni 2005.
- Statoil (2005b) Statoil Mongstad. Søknad om endra utslippstillatelse (for kraftvarmeverket). Statoil, juni 2005.

- Statoil (2006) Energiverk Mongstad. Kraftvarmeverk på Mongstad, gassrør Kollsnes – Mongstad. Tilleggsopplysninger. Brev fra Statoil til NVE 24/1 2006.
- Steen, J-E. and Stigebrandt, A. (1980) Topographical control of three-dimensional selective withdrawal. In: *Stratified flows*. Ed. by T. Carstens and T.A. McClimans. Trondheim, Tapir. pp. 447-455.
- Stuanes, A.O. og Abrahamsen, G. (1996) Tålegrenser for nitrogen i skog. En vurdering av kunnskapsgrunnlaget. Ås (Aktuelt fra Skogforsk 7-96).
- Taksdal, G. (1997) Røsslyngheiene og lyngbladbilla. *Fauna* 50, 20-28.
- Taksdal, G. og Haraldseide, E. (1994) Lyngbladbilla og masseangrep på røsslyng. *Naturen* 5, 201-205.
- Tamm, C.O. (1991) Nitrogen in terrestrial ecosystems. Questions of productivity, vegetational changes and ecosystem stability. Berlin, Springer Verlag. (Ecological Studies 81).
- Thomsen, M. G. (1995) Epiphytic growth on spruce needles. In: *Nutrient uptake and cycling in forest ecosystems*. Luxembourg, Office for Official Publ. European Communities (Ecosystems Research Report 21) pp. 261-266.
- Tørseth, K., Hansen, A., Simpson, D. and Solberg, S. (1999) Surface ozone and crop damage in Norway – Estimates for the year 2010. Oslo (SFT rapport 99:05).
- Tybirk, K., Bak, J. and Henriksen, L.H. (1995) Basis for mapping of critical loads. Copenhagen, Nordic Council of Ministers. (TemaNord 1995:510).
- Twenhöven, F. L. (1992) Competition between two *Sphagnum* species under different deposition level. *J. Bryol.*, 17, 71-80.
- van Dobben, H. (1991) Effects on heathlands In: *Acidification research in the Netherlands*. Final report of the Dutch Priority Programme on Acidification. Ed. by G.J. Heij and T. Schneider. Amsterdam, Elsevier (Studies in environmental science 46). pp. 139-145.
- Verhoeven, J.T.A. and Schmitz, M.B. (1991) Control of plant growth by nitrogen and phosphorus in mesotrophic fens. *Biogeochem.*, 12, 135-138.
- Vermeer, J.G. (1986) The effects of nutrients on shoot biomass and species composition of wetland and hayfield communities. *Acta Oecol./Oecol. Plant.*, 7, 3-41.
- von Arb, C. (1987) Photosynthesis and chlorophyll content of lichen *Parmelia sulcata* Taylor from locations with different levels of air pollution. In: *Progress and problems in lichenology in the eighties*. Ed. by E. Peveling. Berlin, J. Cramer. (Bibliotheca Lichenologica 25). pp. 343-345.

- Wortelboer, F.G. (1998) Modelling the effect of atmospheric deposition on shallow heathland lakes in the Netherlands: Dry deposition on water – now you see it, now you don't. *Environ. Pollut.*, 120, 539-546.
- Øien, D.-I. (2004) Nutrient limitation in boreal rich-fen vegetation: A fertilization experiment. *Appl. Veg. Sci.*, 7, 119-132.
- Økland, R.H. (1994) Reanalyse av permanente prøveflater i granskog i overvåkingsområdet Solhomfjell 1993. Trondheim (DN utredning 1994-5).

Vedlegg A

Naturtypenes tålegrense for nitrogen – effekter av overskridelse

A 1 Effekter i skog

De nye retningslinjene for N-tålegrenser (Achermann og Bobbink, 2003) for skog skiller ikke lenger mellom næringsfattige og næringsrike skoger eller mellom barskog og løvskog. Generell tålegrense for skog er satt til 1000-2000 mg N/m² per år, der ulike element som jordsmonnsprosesser (1000-1500), trevekst (1500-2000), mykorrhiza (1000-2000), bakkenær vegetasjon (1000-1500) og epifyttiske lav og alger (1000-1500) har til dels ulike tålegrensenivå.

Generelle effekter av tålegrenseoverskridelser i skog er endring i jordprosesser med økt N mineralisering og nitrifisering samt økt nitrat lekkasje (Falkengren-Grerup et al., 1998; Falkengren-Grerup og Diekmann, 2003). Endringer i næringsbalanse påvirker artssammensetning av bakkenær vegetasjon, og planter kan få økt følsomhet for parasitter (Roelofs et al., 1985; Flückiger og Braun, 2003). Nitrofile arter øker i omfang i fattige skoger (jfr. Dirkse et al., 1991; Nygaard og Ødegaard, 1993; Økland, 1994; Framstad, 2007), mens det i rikere skoger skjer en reduksjon av både arter og biomasse (Falkengren-Grerup, 1993). I næringsfattige barskoger og løvskoger kan økt nitrogenavsetning føre til nedsatt dannelse av fruktlegemer til mykorrhiza sopp (Brandrud, 1995; Brandrud og Timmermann, 1998).

Epifyttiske lav og moser tar opp nitrogen både i tørr- og våtavsetning. Moderate økninger i tilgjengelig nitrogen har ført til økt vekst av enkelte lavarter på trær (Insarova et al., 1992; Bruteig, 1996; de Bakker, 1989; Holopainen og Kärenlampi, 1985; Kauppi, 1980; von Arb, 1987). Andre lavarter med blågrønnalger som algekomponent blir negativt påvirket av nitrogen (Göransson, 1990). Mange av disse artene er i Danmark og Sverige enten utryddet eller truede pga. sur nedbør og nitrogenavsetning. Frittlevende alger profitterer på økt nitrogentilgang, noe som medfører omfattende algepåvekst på bl.a. på trestammer (Bråkenhielm og Quinghong, 1995; Bobbink et al., 1996). Endringer i epifyttflora som kan relateres til økt N-avsetning, er også rapportert fra Norge (Thomsen, 1996; Bruteig og Tronstad, 2000; Erikstad, 2001; Bruteig et al., 2001; Bruteig, 2002). Effektene er særlig markert i områder med høy nedbør (humide skoger).

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

A 2 Effekter på myr

De internasjonale tålegrensene for myr er ulike for nedbørmyr (ombrotrof myr), fattige og rike jordvannsmyrer (minerotrofe myrer).

A 2.1 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).

En litteraturstudie utført av Bakken og Flatberg (1995) om effekter av økt nitrogenavsetning på nedbørmyr, og en kunnskapsoppsummering av Tybirk et al. (1995), viser at det i Nordvest-Europa er observert endringer i produksjon og konkurranseforhold mellom torvmoser og en økning av middels næringskrevende karplanter som blåtopp og duskull. Disse endringene settes i sammenheng med økt nitrogenavsetning. I områder med lav nitrogentilførsel har mosedekket på nedbørmyr evne til å ta opp og holde på atmosfærisk tilført nitrogen. Ved høy nitrogenavsetning vil imidlertid evnen til å immobilisere nitrogen avta. Mer nitrogen tilføres rotsonen og blir tilgjengelig for karplanter som således kan få økt vekst. Endringer i konkurranseforholdet mellom torvmoser og karplanter kan også skyldes endringer i nedbrytningshastighet av strø og økt mineralisering av akkumulert organisk materiale ved økt nitrogentilførsel.

I Nederland har artssammensetningen i mosesjiktet endret seg fra de karakteristiske torvmoseartene til mer nitrogenkrevende arter (Greven, 1992; Lütke Twenhöven, 1992). I Storbritannia har svært høg nitrogenbelastning vist vekstreduksjon og nedgang i populasjoner av torvmoser (Press et al., 1986). I Sør-Sverige har nedbørmyrer blitt mettet med nitrogen ved dagens avsetning på 1000-1300 mg N/m² per år og resultert i økt torvmosevekst. Fosfor er nå blitt den begrensede faktor og ikke nitrogen (Aerts et al., 1992). Slike strukturelle endringer kan skje allerede rundt 700 mg N/m² per år (Gunnarsson et al., 2002). I Finland har Jauhiainen et al. (1992/93, 1998a, 1998b) vist at arter som rusttorvmose og rosetorvmose reagerer negativt på høye nitrogenbelastninger, mens klubbetorvmose viser større toleranse ovenfor nitrogen. Flere nyere undersøkelser i Europa støtter den aksepterte N-tålegrensen for nedbørmyr på 500-1000 mg N/m² per år.

I Norge har nitrogengjødsling av nedbørmyr på Østlandet (Kieselbergmosen i Østfold) med en bakgrunnsbelastning på 800 mg N/m² per år vist at planter og torv i de øvre 5-10 cm tar opp tilført nitrogen allerede ved 500 mg N/m² per år og fungerer som et filter (Nordbakken et al., 2003). Her anslår man tålegrensen til å ligge godt under 1300 mg N/m² per år. Det ble imidlertid ikke påvist endringer i vegetasjonen utover det man kan forvente som resultat av klimavariasjon og naturlige suksesjoner (Nordbakken, 1997).

A 2.2 Jordvannmyr

Jordvannmyr (minerotrof myr) får vanntilførsel fra omliggende berggrunn og sedimenter. Myrtypen er således mer næringsrik enn nedbørmyr. Næringstilgangen varierer imidlertid etter næringsinnholdet i bergartene, og vegetasjonen inndeles i fattige-, intermediære- og rike typer med til dels store forskjeller i artssammensetning. Jordvannmyr er karakterisert av mange starr-arter og er ofte svært rik på urter.

A 2.2.1 Fattig jordvannmyr

Ekspérimentell N-gjødsling i fattige jordvannmyrer i Sverige (Granberg et al., 2001) har vist økning i halvgress ved belastninger på 1500 og 3000 mg N/m² per

år, innen tre år etter gjødsling. Franske undersøkelser (Francez og Loiseau, 1999) viser at torvmoser tar opp og lagrer N i fattige minerotrofe myrsystemer ved tilførsel av 1500 mg N/m² per år. Tålegrensen for fattige jordvannsmyrer er bl.a. på bakgrunn av disse undersøkelsene satt til 1000- 2000 mg N/m² per år.

A 2.2.2 Rikmyr

I rikmyrer i Nederland er det observert økning av graminider (starr og gras) på bekostning av andre plantearter, og en generell reduksjon i artsdiversitet ved 2000-3500 mg N/m² per år (Vermeer, 1986; Verhoeven og Schmitz, 1991). Resultater fra nyere undersøkelser (Jauhiainen et al., 1998a; Saarinen, 1998; Bergamini og Pauli, 2001; Paulissen et al., 2003) er også benyttet for å fastsette tålegrensen for rikmyr til 1500-3500 mg N/m² per år. I Norge har gjødsling med 1200 N/m² per år på rikmyrer nær Røros med et bakgrunnsnivå på 200-300 mg N/m² per år vist en svak økning av plantebiomasse og økt vekst av graminider, særlig kornstarr, sauesvingel og blåtopp (Øien, 2004).

A 3 Effekter i kulturlandskap

Kulturlandskapet består av mange ulike vegetasjonstyper. Innen influensområdet har vi valgt å dele inn i kulturlandskapet i to hovedtyper: kulturavhengig eng og kystlynghei, med tålegrenser relatert til EUNIS- naturtypeklassifikasjonssystem.

A 3.1 Kulturavhengig eng

I denne kategorien inngår mer eller mindre kulturpåvirkede enger under skoggrensen der slått og beite er de viktigste skjøtselsfaktorene. Enger kan klassifiseres i tørre og fuktige typer som hver for seg kan ha ulike inndelinger i krav til næring.

Effekter av nitrogenoverskridelser i kalkrike enger er framvekst av høye gras, nedgang i diversitet, økt mineralisering og lekkasje av nitrogen fra jordsmonnet (Achermann & Bobbink, 2003). Den internasjonale tålegrensa for kalkrike enger er sett til 1500-2500 mg N/m² per år. I Vest-Europa er middels tørre, grasdominerte enger på relativt næringsfattige enger med grasarter som finnskjegg, engkvein, rødsvingel og smyle utsett for jordforsuring ved høy N-avsetning. Resultatet er tap av urter og økt grasvekst og dermed endret artssammensetning (de Graaf et al., 1998; Roelofs et al., 1986). Ved eksperimentell N-gjødsling i forsøksfelt i England har bl.a. typiske moser gått tilbake samtidig som grasmengden har økt (Carroll et al., 1997, 2000; Lee et al., 2000; Morecroft et al., 1994). N-tålegrensen for slike enger er satt til 1000-2000 mg N/m² per år. Fuktige og kystnære blåtoppenger har fått tålegrense 1500-2500 mg N/m² per år, mens heisiv- og finnskjeggdominerte enger ligger på 1000-2000 mg N/m² per år. Begge er svært vanlige på Vestlandet. I slike enger er det rapportert om økt innslag av graminider, nedgang i diversitet, særlig i mosedekket (Kirkham et al., 1996; Mountford et al., 1994). Aktivt drevne slåtteenger har den høyeste tålegrensen på 2000-3000 mg N/m² per år.

Det er vanskelig å skille engtyper fra hverandre i et landskap uten et detaljert feltarbeid. Typene ligger flekkvis fordelt inn imellom mange andre vegetasjonstyper i kulturlandskapet. Det er også lite kunnskap om tålegrensenivå

for enger i Norge. All kulturpåvirket eng er derfor vurdert sammen med en spennvidde i N-tålegrenser fra 1000 til 3000 mg N/m² per år. Rike enger med stor kulturpåvirkning som friske/tørre og baserike enger (typene G6-G10 i Fremstad, 1997) vil ligge i øvre del av skalaen, trolig også de fuktige næringsrike typene (G12-G15). Fattigere og fuktige typer som "Fuktig fattigeng", "Blåtopp-eng", "Sølvbunke-eng", "Frisk fattigeng" og "Finnskjegg-eng og fattig sauesvingel-eng" (G1-G5 i Fremstad, 1997) vil trolig ligge i nedre deler av skalaen.

A 3.2 Kystlynghei

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

Flere studier av lyngheier i nordvest Europa har gitt et detaljert bilde av sammenhenger mellom heivegetasjon, beitepåvirkning og forstyrrelser ved brann, oppsummert av Hobbs og Gimingham (1987). Lav næringsstatus, brann og beitepåvirkning er påvist som de viktigste faktorer som kontrollerer dynamikken i heisystemene. Produksjon og artssammensetning er særlig bestemt av alderen på røsslyngbestandene, der gamle degenererte bestander generelt har et lavt biologisk mangfold. Effektene av brann og beite er også avhengig av alder på lyngen og av intensiteten på skjøtselsformene. Moderat beitetrykk og brann ved visse mellomrom kan opprettholde produktivitetstilstanden med røsslyng som den dominerende arten. Et mer intensivt beite og hyppige branner kan imidlertid føre til økt innslag av graminider og tilbakegang av lyng. Opphør av beite i områder som tidligere har vært sterkt beitet kan også føre til økt grasvekst, noe som kan forveksles med effekter av økt N-avsetning med nedbør (se nedenfor).

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

Lyngheiene er generelt tilpasset liten tilgang på nitrogen og ansees som følsomme for økt nitrogentilførsel. En litteraturstudie utført av Fremstad (1992) oppsummerer virkninger av nitrogentilførsel på lynghei. Gjødsling med nitrogen har vist at løvfellende arter som blåbær, blokkebær, grasene blåtopp og smyle har et større vekstpotensiale og er mer effektiv i sin utnyttelse av nitrogenressurser enn eviggrønne arter som røsslyng, tyttebær og krekling. I nederlandske, tyske og britiske lyngheier presses røsslyng og klokkeling ut av grasarter, først og fremst blåtopp (Heil og Diemont, 1983; van Dobben, 1991; Bobbink et al., 1992; Marrs, 1986).

I de siste tiårene har lyngheier i Rogaland og Sunnhordland vist den samme utviklingstendensen som lenger sør i Europa med reduksjon i røsslyng og økt grasdominans, samtidig som de vokser til med busker og trær (Fremstad, 1992; Hjeltne, 1994a; 1994b). Disse vegetasjonsendringene skyldes trolig en kombinasjon av manglende tradisjonell skjøtsel, svekkelse av gammel røsslyng gjennom angrep av røsslyngbillen, frost- og tørkeskader, samt økt nitrogenavsetning.

Gjengroingen av lyngheiene med busker og trær fortsetter også nordover langs norskekysten, men det er ikke rapportert om økt grasdominans i kystlyngheiene fra Sogn og Fjordane og nordover til Nordland. Lyngheiene i disse områdene synes derfor ikke å være synlig påvirket av nitrogenavsetning.

Tidligere tålegrenser for kystlynghei var satt til 1500-2000 mg N/m² per år (Bobbink et al., 1996). 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 per år. Både tørre og fuktige kystlyngheityper er gitt samme tålegrense.

A 4 Effekter i fjell

Tålegrenser for fjellvegetasjon er gitt under EUNIS-kategorien (F) "Heathlands, scrub and tundra habitats". Her inngår skogløs heivegetasjon dominert av lyngvekster, busker og kratt. Enger i fjellet og mose- og lavdominerte rabber er klassifisert under (E) "Grassland and tall for habitats". Tålegrensene for fjell er generelt noe usikre og er i Norge foreslått satt til 500-1500 mg N/m² per år for naturtypen som helhet (Bruteig og Aarrestad, 2004). Trolig har fattig fjellhei en lavere tålegrense enn rik fjellhei.

A 4.1 Alpin heivegetasjon

Fjellheier dominert av mose, lav og lyngvekster er påvirket av et kjølig klima og kort vekstsesong, noe som medfører en langsom nedbrytning av organiske stoffer og lite frigjøring av (tilgang på) nitrogen. Mose- og lavdominerte heier i norske fjell har vist seg å være mer sensitive til nitrogen enn lyng-/kratt dominerte heier (Paal et al., 1996; Möls et al., 2001, Fremstad et al., 2005). Forsøk med nitrogengjødsling av gråmose-dominerte fjellheier i Skottland har ført til økt grasvekst og tilbakegang av heigråmose (Pearce og Van der Wal, 2002). Liknende forsøk i arktiske heier på Svalbard har vist økning i planters nitrogeninnhold og endringer i mosedekket artssammensetning (Baddeley et al., 1994; Gordon et al., 2001). Disse arktiske heiene har mye de samme økologiske forhold som alpine heier, og begge ansees å være truet av økt nitrogenavsetning.

For alpine heier er den internasjonale tålegrensen satt til 500-1500 mg N/m² per år og for mose- per literavdominerte rabber 500-1000 mg N/m² per år, altså en felles nedre tålegrense på 500 mg N/m² per år. Eksperimentene fra norske fjell indikerer imidlertid at tålegrensene her ligger i øvre del av skalaen.

A 4.2 Alpin engvegetasjon

Det fins liten informasjon om effekter av nitrogengjødsling for enger i fjellet med gras og urtedominans. Ett gjødslingsforsøk fra Sveits (Körner, 1999) viste økt plantevekst ved tilsetning av 2000 mg N/m² per år. Tålegrenser er derfor fastsatt som ekspertvurdering med spennvidde på 1000-1500 mg N/m² per år.

A 5 Effekter i ferskvann

Næringsfattige ferskvann på sandig eller grusig bunn i sure bergartsområder har generelt liten bufferkapasitet og lave kalsium konsentrasjoner. Dette gir lite næringskrevende vegetasjon med flere kortskuddsarter som botnegras, ulike tjønngras, samt stivt- og mykt brasmegras. 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). Modelleringer utført av Wortelboer (1988) fra innsjøer i Nederland støtter en N- tålegrense for kortskuddvegetasjon i ferskvann på 500-1000 mg N/m² per år.

Mer næringsrike ferskvann, med langskuddvegetasjon bestående av rotfestede og iblant frittsvevende langskuddsplanter der ulike tjønnaks dominerer, finnes ofte på finpartiklet og næringsrik bunn. Ved økt N-tilgang skjer det en eutrofiering med økt planteproduksjon og gjengroing av vannene som resultat. Tålegrensene her ligger trolig høyere enn for permanent oligotrofe vann.

En norsk spørreundersøkelse av Lindstrøm (1993) viste at det over de siste 20-30 årene har vært en økning av fastsittende alger i flere vassdrag i Norge. En studie av 47 elver i avsidesliggende fjellområder med bakgrunnsverdier på 200-600 mg N/m² per år gav indikasjoner på at den økte algeveksten delvis kan skyldes økt N-avsetning gjennom de siste tiår (Lindstrøm et al., 2000). Sammenhengen mellom økt N-avsetning med nedbør og algevekst i norske elver er også vist ved eksperimentelle forsøk av Lindstrøm (2001).

Vedlegg B

CO₂ fangst med nedkjølt ammoniakk (Chilled Ammonia)

Dette vedlegget gjengir notat levert fra Kristian M. Lien, Ceoto AS februar 2007.

B 1 Bakgrunn

En annen renseteknologi for CO₂ er i ferd med å bli ferdigutviklet og kan være aktuell for BKKs planlagte anlegg på Mongstad. Teknologien baserer seg på absorpsjon med nedkjølt ammoniakk. Beskrivelsene av metoden som finnes åpent tilgjengelig inneholder begrenset med teknisk informasjon. Prosessen er, i dette vedlegget, derfor bare beskrevet ut fra tilgjengelig informasjon, og delvis ut fra grunnleggende prosesskunnskap og kunnskap om ammoniakk-kjemi.

Turbinleverandøren Alstom har rettigheter til denne ammoniakkprosessen, og er i ferd med å bygge et 5 MW demonstrasjonsanlegg i USA med delfinansiering fra amerikanske myndigheter og et industrikonsortium der bl.a. Statoil deltar.

Flere kilder angir at denne prosessen reduserer tapene knyttet til CO₂ fangst fra kullkraftverk fra rundt 30 % ved konvensjonell aminrensing og ned mot 10 %. Det er en vesentlig forbedring. I tillegg er korrosjon og avfallsproblemer, som er et betydelig kostnadselementer i aminbaserte prosesser, vesentlig redusert i ammoniakkprosessen.

B 2 Forskjell mellom CO₂-fangst med aminer og ammoniakk

Metoden baseres på absorpsjon av CO₂ fra eksosgass etter forbrenning i en vannløsning, og er således en såkalt postcombustion metode på samme måte som absorpsjon med aminer, med en absorber der CO₂ blir absorbert, og en desorber (stripper) der energi blir tilført og CO₂ drives av i tilnærmet ren form. Driftsbetingelsene og prosessutstyret vil imidlertid være forskjellig i de to metodene, så det er lite trolig at et anlegg kan designes for aminer, og så benyttes med ammoniakk. Følgende hovedforskjeller finnes:

1. I aminprosessene foregår absorpsjonen ved 40-70 °C. I ammoniakkprosessen foregår absorpsjonen ved mye lavere temperatur; 0-20 °C. Ammoniakkprosessen krever således en kjølekrets.
2. I aminprosessene foregår desorpsjonen av CO₂ ved 120-130 °C ved trykk mellom 1 og 2 bar. I ammoniakkprosessen foregår desorpsjonen ved tilnærmet samme temperatur, men ved vesentlig høyere trykk – rundt 20 bar. Kompresjonen av innfanget CO₂ opp til transportbetingelser (200 bar) vil således kunne bli vesentlig billigere med en ammoniakkprosess enn med en aminprosess.
3. Energiforbruket (dampforbruket) i desorberen er drastisk redusert i ammoniakkprosessen i forhold til i aminprosessene – flere beskriver en reduksjon i dampforbruket med over 80 %.
4. Ammoniakkprosessens absorpsjonsmiddel er en "slurry" – en suspensjon av vannløsning og små utfelte ammoniumkarbonat-partikler, mens aminprosessenes absorpsjonsmiddel er en væske uten utfelte partikler. Dette indikerer at det trolig vil være problematisk å bruke samme type prosessutstyr for de to prosessene – ammoniakkprosessens absorbent vil kunne skape problematiske avsetninger i absorpsjonstårn og stripper dersom man benytter vanlige fylte kolonner.

5. Ammoniakkprosessen er vesentlig mindre korrosiv enn aminprosessene.
6. Ammoniakkprosessen genererer vesentlig mindre avfall enn aminprosessene.
7. Ammoniakk er et vesentlig mye billigere kjemikalie enn aminer.

B 3 Ammoniakkprosessens kjemi

Kjemien i ammoniakkprosessen kan framstilles på følgende måte:

Ammoniakk har stor løselighet i vann. Når ammoniakk løses i vann, reagerer den med vannet og danner oppløste ammoniumioner og hydroksylioner.



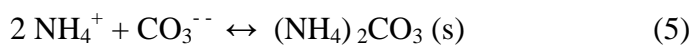
Når CO_2 løses i vann vil den reagere med disse hydroksylionene og danne oppløste bikarbonationer.



Dersom der er overskudd av hydroksylioner i forhold til oppløst CO_2 , vil en andel av de dannede bikarbonationene reagere videre med hydroksylioner og danne karbonationer:



Ammoniumioner kombinert med bikarbonationer og karbonationer har begrenset løselighet i vann, og felles ut som ammoniumbikarbonat og ammoniumkarbonat partikler (solid). Ved 15 °C er f. eks. løseligheten av ammoniumbikarbonat 178 gram per kg løsning, mens løseligheten av ammoniumkarbonat er omtrent det dobbelte. Når tilstrekkelige mengder ammoniakk og CO_2 løses vil derfor løsningen felle ut partikler – den danner en slurry.

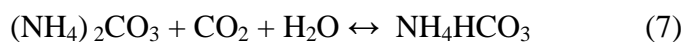


Ammonium bikarbonat er termisk ustabil. Når det varmes opp vil det spaltes i ammoniakk, CO_2 og vann:



CO_2 frigjøres da fra løsningen, mens frigjort ammoniakk bindes til frigjort vann etter reaksjonsligning (1), (3) og (5) ovenfor.

Bruttoreaksjon: Denne stegvise reaksjonskjemien, som bare er en av flere mulige forklaringer på hva som faktisk skjer trinn for trinn, kan sammenfattes i følgende brutto reaksjonsligning:



I absorberen fører den lave temperaturen til at reaksjonen går fra venstre til høyre – CO₂ blir fanget i ammoniumbikarbonat. I desorberen (stripperen) fører den høyere temperaturen til at bruttoreaksjonen går motsatt vei – ammoniumbikarbonat spaltes og avgir CO₂, med ammoniumkarbonat som “biprodukt”. Dette “biproduktet” kjøles så ned og resirkuleres til absorberen.

B 4 Vurdering av prosessen

Prosesen er per dags dato utprøvd i laboratoriet, og Alstom er i ferd med å bygge en 5 MW pilot som skal stå ferdig i løpet av våren 2007. Planene er å teste pilotanlegget i et år og deretter planlegge bygging av et større demonstrasjonsanlegg i størrelsesorden 100 MW.

Det er verd å merke seg at denne prosessen kun er omtalt i forbindelse med kullkraft. På basis av tilgjengelig informasjon er det i dag vanskelig å kunne gjøre seg opp noen oppfatning om den vil være konkurransedyktig også for gasskraft. Dette skyldes at eksosen fra et gasskraftverk har CO₂-konsentrasjon på kun 3 - 4 %, mens kullkraftverk har CO₂ konsentrasjoner som er 3 – 4 ganger høyere. Dette medfører to store utfordringer:

1. Ammoniakkprosessen krever at eksosgassen kjøles ned til 0 – 20 °C. For et gasskraftverk vil dette være vesentlig mer kostbart per kg CO₂ i eksosgassen enn for et kullkraftverk.
2. I et gasskraftverk med 80 – 90 % rensing av CO₂, vil konsentrasjonen ut av renselanlegget være rundt 0,5 %, mens et kullkraftverk med 80 – 90 % rensing vil ha en CO₂-konsentrasjon på det tredobbelte. Det er denne siste delen av rensingen ned under 1 % CO₂ i eksosgassen som er krevende. I kildene som omtaler ammoniakkprosessen oppgis det at rundt 90 % rensing er oppnådd i laboratoriet for CO₂ konsentrasjoner som i kullkraftverk. Hvis dette er en praktisk øvre grense for prosessen vil det tilsvare kun ca. 70 % rensing av eksosgassen fra et gasskraftverk.

Det kan derfor ennå ikke fastslås om ammoniakkprosessen vil være en egnet teknologi for CO₂-rensing av utslipp fra gasskraftverk. BKK opplyser videre at CO₂-rensing med ammoniakk vil føre til at produksjonskostnadene øker med 26 %, mens de øker med 66 % ved bruk av CO₂-rensing med MEA. Tilsvarende synker kraftproduksjonen med 10 % ved CO₂-rensing med ammoniakk, mens den synker med 29 % ved CO₂-rensing med MEA.

Vedlegg C

Inngangsdata brukt til spredningsberegningene for
utslipp til sjø

Tabell C1: Midlede hydrografidata brukt i modelleringen.

Dyp	24.04.2006		16.06.2006		14.07.2006		05.09.2006	
	Salt	Temp	Salt	Temp	Salt	Temp	Salt	Temp
1.0	32.56	7.91	30.07	14.36	30.46	15.24	29.58	17.30
2.5	32.64	7.66	30.26	14.24	30.62	15.16	28.74	17.28
5.0	32.81	6.67	31.20	13.42	31.12	15.09	29.00	17.26
7.5	32.97	6.10	32.13	12.20	31.98	14.94	29.30	17.31
10.0	33.04	6.08	33.07	12.05	32.12	14.85	29.60	17.33
12.5	33.09	6.06	32.99	10.94	32.18	14.78	30.07	17.39
15.0	33.10	6.05	33.11	9.63	32.22	14.69	30.52	17.04
17.5	33.17	6.04	33.26	9.32	32.36	14.61	31.48	15.52
20.0	33.22	6.06	33.48	9.32	32.44	14.49	31.86	14.07
22.5	33.23	6.09	33.62	8.11	32.57	14.29	32.28	12.49
25.0	33.24	6.10	34.12	8.04	32.71	14.07	32.88	11.24
27.5	33.30	6.16	34.29	7.91	32.77	13.85	33.18	10.55
30.0	33.33	6.16	34.45	7.98	32.84	13.54	33.29	10.14
35.0	33.34	6.15	34.73	8.02	32.95	12.16	33.58	9.27
40.0	33.36	6.17	34.86	8.11	33.25	10.24	33.77	8.80
45.0	33.38	6.12	35.02	8.30	33.60	9.35	33.84	8.53
50.0	33.53	6.02	35.09	8.35	34.19	8.53	34.14	8.13

Dyp	20.09.2005		01.11.2006		07.12.2006		12.01.2007	
	Salt	Temp	Salt	Temp	Salt	Temp	Salt	Temp
1.0	26.74	12.88	29.87	11.27	30.37	9.71	29.73	7.85
2.5	27.17	13.06	30.05	11.37	30.53	9.81	29.85	7.92
5.0	28.23	13.22	30.28	11.57	31.57	10.22	30.38	8.14
7.5	29.29	13.32	30.45	11.85	31.82	10.39	30.96	8.49
10.0	29.62	13.33	30.87	12.41	32.23	10.66	31.05	8.44
12.5	29.91	13.37	31.63	13.21	32.66	10.87	31.99	9.09
15.0	30.53	13.56	32.21	13.68	33.01	10.88	32.30	9.14
17.5	31.26	13.64	32.47	13.80	33.16	10.88	32.33	9.16
20.0	31.66	13.40	32.58	13.78	33.39	11.02	32.44	9.25
22.5	31.80	13.32	32.84	13.64	33.62	11.10	32.56	9.37
25.0	31.88	13.27	33.06	13.37	33.76	11.08	33.23	9.80
27.5	31.97	13.22	33.33	13.29	33.85	11.06	33.43	10.00
30.0	32.02	13.18	33.56	12.84	33.87	11.05	33.53	10.07
35.0	32.35	12.91	33.93	12.41	33.94	11.07	33.91	10.48
40.0	32.47	12.74	34.17	11.92	34.04	11.11	34.00	10.56
45.0	33.03	11.63	34.38	11.50	34.09	11.06	34.05	10.57
50.0	34.01	10.08	34.54	10.36	34.11	11.04	34.10	10.56

Dyp	15.02.2007		23.03.2007		27.04.2007	
	Salt	Temp	Salt	Temp	Salt	Temp
1.0	32.38	7.33	26.12	5.71	28.31	8.45
2.5	32.38	7.36	28.49	6.24	30.37	8.03
5.0	32.61	7.66	32.44	8.49	31.04	7.80
7.5	32.83	7.78	32.81	7.23	31.33	7.65
10.0	33.06	7.93	32.90	6.75	31.49	7.58
12.5	33.39	8.24	33.08	6.49	31.97	7.38
15.0	33.62	8.47	33.29	6.59	32.22	7.20
17.5	33.86	8.62	33.41	6.78	32.38	7.08
20.0	34.05	8.76	33.90	7.19	32.46	7.03
22.5	34.14	8.76	33.94	7.21	32.51	7.01
25.0	34.17	8.70	33.93	7.18	32.59	7.00
27.5	34.19	8.74	33.97	7.26	32.73	6.97
30.0	34.24	8.82	34.04	7.38	32.93	6.96
35.0	34.43	9.27	34.09	7.44	33.16	7.01
40.0	34.49	9.21	34.19	7.55	33.49	7.23
45.0	34.62	9.39	34.26	7.66	33.94	7.69
50.0	34.67	9.40	34.48	7.92	34.16	7.97

Tabell C2: Statistiske mål på strøm (cm/s) i resipienten, brukt i modelleringen

Dyp	5%-strøm	Middelstrøm	95%-strøm
1	2.4	15.1	35.1
5	2.0	12.3	28.5
10	1.5	8.7	20.3
15	0.9	5.2	12.0
20	0.7	4.6	10.8
25	0.7	4.4	10.6
30	0.5	3.7	9.3
35	0.6	3.3	7.7
40	0.6	2.8	6.3
45	0.5	2.4	5.3
50	0.4	2.1	5.0



Norsk institutt for luftforskning (NILU)

Postboks 100, N-2027 Kjeller

Et institutt i CIENS og Miljøalliansen

RAPPORTTYPE OPPDRAGSRAPPORT	RAPPORT NR. OR 42/2007	ISBN 978-82-425-1908-5 (trykt) 978-82-425-1909-2 (elektronisk) ISSN 0807-7207	
DATO	ANSV. SIGN.	ANT. SIDER 104	PRIS NOK 150,-
TITTEL Konsekvensutredning for BKKs gasskraftverk ved Mongstad		PROSJEKTLEDER Karl Idar Gjerstad	
		NILU PROSJEKT NR. O-107063	
FORFATTER(E) Karl Idar Gjerstad, Lars G. Golmen, Torbjørn M. Johnsen, Arild Sundfjord, Tore Høgåsen, Bente M. Wathne, Per Arild Aarrestad og Ole Reitan		TILGJENGELIGHET * A	
		OPPDRAGSGIVERS REF. Kristin Furulund	
OPPDRAGSGIVER Bergenshalvøens kommunale kraftselskap (BKK AS) Postboks 7050 5020 BERGEN			
STIKKORD Gasskraftverk	CO ₂ -rensing	Konsekvensutredning	
REFERAT Norsk institutt for luftforskning (NILU), Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og Norsk institutt for naturforskning (NINA) har utredet virkninger på naturmiljøet av utslipp av NO _x , SO ₂ og MEA til luft og utslipp av kjelkjemikalier til sjø fra et evt. gasskraftverk med rensing av CO ₂ ved Mongstad. Det er beregnet konsentrasjon i luft, minste anbefalte skorsteinshøyde, nitrogenavsetning, spredning av utslipp til sjø; samt hvilke effekter dette har for naturen både lokalt og regionalt.			
TITLE Environmental impact assessment for gas power plant by BKK located at Mongstad			
ABSTRACT Norwegian Institute for Air Research (NILU), Norwegian Institute for Water Research (NIVA), and Norwegian Institute for Nature Research (NINA) have considered the consequences for the environment of emission to air and emission to sea from a future power plant with cleaning device for CO ₂ . In this report the following issues are highlighted: Concentrations in air, lowest recommended stack height, deposition to ground, dispersion from emission to sea.			

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