

NILU : OR 42/2002
REFERANSE : O-102013
DATO : AUGUST 2002
ISBN : 82-425-1382-1

Konsekvenser av utslipp av nitrogenforbindelser til luft fra kraftvarmeverk Fiborgtangen, Skogn

**Svein Knudsen¹⁾, Per Arild Aarrestad²⁾,
Harold McInnes¹⁾, Ole Reitan²⁾ og
Brit Lisa Skjelkvåle³⁾**

1) Norsk institutt for luftforskning (NILU)

2) Norsk institutt for naturforskning (NINA)

3) Norsk institutt for vannforskning (NIVA)

Innhold

	Side
Sammendrag	3
1 Innledning	9
2 Anbefalte luftkvalitetskriterier, tålegrenser for vann og effekter på vegetasjon og fauna	9
2.1 Anbefalte luftkvalitetskriterier	9
2.2 Overflatevann	11
2.2.1 Tålegrenser for overflatevann	11
2.2.2 Nitrogen som bidragsyter til forsurening	11
2.3 Effekter på vegetasjon	14
2.3.1 Nitrogenoksider (NO ₂ og NO)	14
2.3.3 Total nitrogenavsetning	15
2.3.4 Ozon	17
2.4 Effekter på fauna	18
2.4.1 Nitrogenoksider (NO _x)	18
2.4.2 Total nitrogenavsetning	18
2.4.3 Ozon	18
3 Førsituasjonen	19
3.1 Naturgeografi, vegetasjon og fauna	19
3.1.1 Naturgeografi	19
3.1.2 Vegetasjon	19
3.1.3 Fauna	21
3.2 Forurensningssituasjonen i Skogn/Levanger før utbygging	22
3.2.1 Vannkjemi i innsjøer i Nord-Trøndelag	22
3.2.2 Avsetning av nitrogen i Nord-Trøndelag	23
3.2.3 Måleprogram for luft- og nedbørkvalitet, oktober 1997– september 1998	25
3.2.4 Nitrogenoksider og ozon	25
3.2.5 Svoveldioksid	28
3.2.6 Nedbørkvalitet og våtavsetning	28
3.2.7 Tørravsetning av NO ₂ og SO ₂	29
4 Spredningsforhold og meteorologi.....	29
4.1 Vind.....	30
4.2 Nedbør.....	30
5 Utslippoversikt	30
6 Spredningsberegninger	31
6.1 Maksimal timemiddelkonsentrasjon	32
6.2 Langtidsmiddelkonsentrasjoner	35
6.3 Avsetning av nitrogenforbindelser	35
6.4 Dannelse av bakkenært ozon	41
7 Effekter på naturmiljøet	41
7.1 Vann	41
7.1.1 Total nitrogenavsetning	41

7.1.2	Forsuring	42
7.1.3	Økt vekst av "grønne"	43
7.2	Vegetasjon	45
7.2.1	Nitrogenoksider	45
7.2.2	Påvirkning av ammoniakk	45
7.2.3	Total nitrogenavsetning - gjødslingseffekt	45
7.2.4	Ozon	47
7.3	Fauna	48
7.3.1	Nitrogenoksider	48
7.3.2	Total nitrogenavsetning	48
7.3.3	Ozon	49
8	Referanser	49
	Vedlegg A Beskrivelse av den fotokjemiske spredningsmodellen	59
	Vedlegg B Beregning av tålegrenser og overskridelse av tålegrenser for tilførsler av syre til overflatevann	67
	Vedlegg C Spredningsforhold og meteorologi	73
	Vedlegg D Langtidsmiddelkonsentrasjoner	85

Sammendrag

Industrikraft Midt-Norge AS har bedt Norsk institutt for luftforskning (NILU) oppdatere konsekvensutredningen av utslipp til luft fra det planlagte kraftvarmeverket på Fiborgtangen i Skogn. Dette arbeidet har bestått i å undersøke luftkvalitet, nedbørkvalitet, avsetning til bakken, virkningen av forsurening av overflatevann og virkninger på naturmiljø.

Det er tidligere utarbeidet tre foreløpige konsekvensutredninger for ulike alternativer på grunnlag av målinger av luft- og nedbørkvalitet og meteorologiske forhold i perioden oktober 1997–januar 1998.

Norsk institutt for luftforskning har koordinert prosjektet, og foretatt beregninger av konsentrasjoner i luft og avsetning av nitrogenoksider til bakken ved bruk av tilgjengelige data. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) har hatt ansvaret for vurderinger av forsurening av overflatevann slik dette er for utbygging og effekter av det planlagte kraftvarmeverket. Norsk institutt for naturforskning (NINA) har vurdert effekter på flora og fauna.

Førsituasjonen

Konsentrasjoner i luft

I perioden oktober 1997 til september 1998 ble det gjennomført et måleprogram for luft og nedbørkvalitet i Skogn/Levanger. Målingene viste at konsentrasjonene av NO₂ var klart lavere enn SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier for timemiddelverdi på 100 µg/m³, døgnmiddelverdi på 75 µg/m³ og halvårs-middelverdi på 50 µg/m³ i denne perioden. Biltrafikken gir det største bidraget til de målte konsentrasjonene i området, og de høyeste konsentrasjonene ble derfor målt i Levanger.

Målinger av O₃ på norske bakgrunnsstasjoner gjennom mange år viser at O₃ i hovedsak skyldes langtransporterte forurensninger fra andre deler av Europa. På grunn av reaksjonen mellom O₃ og NO, som gir NO₂, er konsentrasjonen av O₃ vanligvis lavere i byene og i andre trafikkerte områder enn utenfor disse områdene. Målingene på Tangen viser ikke uventet lavere konsentrasjoner enn ved Kårvatn og Tustervatn. Dette skyldes i hovedsak nitrogenoksidutslippene lokalt. Likevel ble de fleste av SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier for O₃ for virkning på helse og vegetasjon overskredet ved Tangen. Dette skjedde særlig i sommerhalvåret.

Målingene viste at det midlere SO₂-nivået i området er langt lavere enn SFTs anbefalte luftkvalitetskriterium for halvårsmiddelverdi av SO₂ på 40 µg/m³ for virkninger på helse og også betydelig lavere enn årsmiddelkriteriet på 20 µg/m³ for virkning på vegetasjon.

Utslipp

Utslippet av NO_x er beregnet til å bli på 370 tonn/år. For å holde utslippene på dette lave nivået vil det bli installert en SCR katalysator. Denne vil gi et utslipp av NH₃. Det vil her bli beregnet med tre alternative utslipp av NH₃ på

henholdsvis 2, 5 og 10 ppm. Utslippene av NO_x og NH₃ fra kraftvarmeverket er vist i Tabell A.

Gass fra norsk sokkel inneholder normalt lite svovel og tungmetaller. Utslippene av svovel og tungmetaller fra kraftvarmeverket er bestemt ut fra innholdet av disse stoffene i gassen som blir forbrent.

Tabell A: Utslipp av NO_x og NH₃ til luft fra kraftvarmeverket.

Kraftvarmeverk	
NO _x 5 ppm (t/år)	370
NH ₃ 2 ppm (t/år)	70
NH ₃ 5 ppm (t/år)	170
NH ₃ 10 ppm (t/år)	340
Driftstid (timer/år)	8000

Beregninger av konsentrasjoner i luft

Utslippsmengden og skorsteinshøyde bestemmer i stor grad den lokale påvirkningen av et kraftvarmeverk. Den regionale påvirkningen er lite avhengig av utslippsbetingelsene, og den globale virkningen er uavhengig av utslippsbetingelser, og til dels uavhengig av utslippssted.

Resultatet fra beregninger av maksimal timemiddelkonsentrasjoner av NO_x fra en 75 m høy skorstein viser at maksimal timemiddelkonsentrasjon av NO_x for de mest kritiske kombinasjonene av vindstyrke og stabilitet er ca 16 µg/m³. Dette utgjør 16 % av det anbefalte luftkvalitetskriteriet for NO₂ midlet over en time. I de vær-situasjonene hvor maksimalt bidrag fra kraftvarmeverket forekommer, vil bidraget fra andre lokale kilder, hovedsakelig biltrafikk, være lite. For NH₃ vil den maksimale timemiddelkonsentrasjonen for de mest kritiske kombinasjonene av vind og stabilitet være mindre enn 16 µg/m³ ved utslipp på 10 ppm.

Maksimalkonsentrasjonen av NO_x (regnet som NO₂) midlet over ett år i bakkenivå blir mindre enn 0,2 µg/m³. For NH₃ vil den maksimale årsmiddelkonsentrasjonen bli på mindre enn 0,1 µg/m³ for alle alternativene. Både for NO_x og NH₃ vil de største konsentrasjonene forekomme ca 6 km nordøst for anlegget.

Ozon i troposfæren (nær bakken) dannes ved kjemiske reaksjoner mellom flyktige organiske stoffer og nitrogenoksider under påvirkning av sollys. De fotokjemiske reaksjonene vil i første fase raskt oksidere NO til NO₂ og omdanne ozon til oksygen. Nitrogenoksidene vil så danne ozon ved reaksjoner med hydrokarboner på litt lengre tidsskala. Ut fra tidligere tilsvarende beregninger fra et anlegg med tilsvarende utslipp av NO_x vil utslippene fra Fiborgtangen forårsake produksjon av ozon. Økningen vil anslagsvis bli 1–5 µg/m³ på timebasis. Denne økningen er liten i forhold til dagens O₃-nivå i området.

Beregning av avsetning av nitrogenforbindelser

Bidraget til tørravsetningen av nitrogenforbindelser fra høye skorsteinsutslipp er lavt, fordi konsentrasjonene i bakkenivå er lave og røykfanen passerer over uten nevneverdig avsetning. Det maksimale bidraget til tørravsetningen fra utslippet av NO_x er beregnet til å bli 5 mg N/m² for ett år. Det maksimale bidraget til tørravsetningen fra NH_3 vil bli på 18, 41 og 90 mg N/m² for utslipp på henholdsvis 2, 5 og 10 ppm. Den maksimale avsetningen vil komme nord-øst for anlegget. Tørravsetningen er beregnet å dekke et lite område og vil være sterkt avhengig av vegetasjonstyper. Den beregnede tørravsetningen er liten i forhold til avsetningen med nedbør (se nedenfor).

Beregningene av avsetning med nedbør er utført for timer der data for både meteorologi, spredningsparametere og nedbør er tilgjengelige. Dette utgjør 8835 timer. Den maksimale beregnede våtavsetningen av nitrogen fra utslipp av NO_x er 13 mg N/m² pr. år. Det maksimale bidraget til våtavsetning fra utslipp av NH_3 vil bli på 136, 348 og 704 mg N/m² for utslipp på henholdsvis 2, 5 og 10 ppm. Dersom man legger sammen beregnet tørr og våtavsetning fra utslipp av 10 ppm NH_3 og beregnet avsetning fra utslipp av 5 ppm NO_x vil man få en maksimal avsetning på 812 mg N/m². Den totale avsetningen av nitrogen blir summen av bidraget fra langtransport og bidrag fra kraftvarmeverket. Ved utslipp på 10 ppm NH_3 vil dette kunne komme opp mot 1200 mg N/m².

Ved innføring av SCR-rensing vil altså avsetningen av nitrogen i nærregionen øke med en faktor 10 i forhold til et tilsvarende kraftvarmeverk uten SCR-rensing (Hagen, 1999).

Virksomheter på overflatevann

Nord-Trøndelag ligger i det området av Norge med lavest nitrogenavsetning i dag (200-400 mg N/m²/år). NO_3 -konsentrasjonen i vann og innsjøer i Nord-Trøndelag er generelt også svært lav og ligger i gjennomsnitt på omkring 4 µg N/l i områder som er upåvirket av menneskelig aktivitet slik som f.eks. landbruk. Anslagsvis mindre enn 5% av alle innsjøene i Nord-Trøndelag har (1990) overskridelser av tålegrensen for forsurening.

For å beregne hvor mye tilførsler av svovel og nitrogen naturen kan tåle uten at man får skader i økosystemet, slik som at fiskebestander blir redusert eller dør, vegetasjonssamfunn endrer seg osv. brukes modeller som kan beregne naturens "tålegrense" og overskridelser av disse.

I lavlandet forventer man ikke at avsetning av nitrogen fra kraftvarmeverket vil kunne påvirke overflatevann. I fjell- og heiområder kan man derimot ikke se bort fra at vann og vassdrag kan bli påvirket av kraftvarmeverket. Dette vil kunne ha en negativ innvirkning på forsuringssituasjonen i vann med lave tålegrenser.

Virksomheter på flora og fauna

Effektene av nitrogenoksider, total nitrogenavsetning og ozon på vegetasjon og fauna er vurdert etter SFTs luftkvalitetskriterier og UN ECEs tålegrenser for terrestriske økosystem.

NO₂-konsentrasjonene i bakkenivå vil ved et utslipp på 5 ppm NO_x ligge langt under det anbefalte luftkvalitetskriteriet for vegetasjon på 30 µg/m³ som årsmiddel, og det forventes ingen direkte skader på planter på grunn av økte NO₂-konsentrasjoner i luft. Både årsmiddel- og timemiddelkonsentrasjonene av NO₂ på Skogn vil også ligge under SFTs tålegrenser for skader på dyreliv/helse. Det synes derfor usannsynlig at disse påvirkningene vil ha noen målbar effekt på enkeltindivider av virveldyr, og følgelig heller ikke på sammensetning av dyrearter i faunaen i området.

Dagens nitrogenavsetning i nedslagsfeltet til kraftvarmeverket ligger på 200–400 mg N/m² pr. år, basert på målinger fra norske bakgrunnsstasjoner. De vanligste vegetasjonstypene i området (barskog, løvskog, enger og jordvannmyr) er av en så rik karakter at deres tålegrenser for total nitrogenavsetning (1500–3500 mg N/m² pr. år) ligger godt over dette bakgrunnsnivået. Nedbørmyrer, fattige fjellheier, samt lav og algeflora i humide barskoger, har alle en lavere nedre tålegrense på 500 mg N/m² pr. år. Det maksimale bidraget til belastningen fra det største utslippet av NH₃ samt utslippet av NO_x er beregnet til ca. 800 mg N/m² pr. år, og vurdert mot et bakgrunnsnivå på 200–400 mg N/m² pr. år vil man få en overskridelse av tålegrensen til noen av vegetasjonstypene. Dermed vil utslippet fra kraftvarmeverket kunne påvirke vegetasjonen rundt indre deler av Trondheimsfjorden. En eventuell virkning på fauna ville være indirekte gjennom særlige endringer i vegetasjonstypene. Dette vil kunne gi endrede miljøforhold for virvelløse dyr og endrede beitebetingelser for pattedyr.

Man skal imidlertid være noe forsiktig med for bastante konklusjoner ved vurdering av effekter på vegetasjon på bakgrunn av en ren matematisk vurdering av tålegrenseoverskridelser. Naturen rundt Trondheimsfjorden er over lang tid tilpasset et lavt nitrogennedfall, og med en relativt sterk økning av nitrogennedfallet er det mulig at uforutsette endringer kan skje, da man generelt vet lite om hvordan enkeltorganismer reagerer på økt nitrogentilførsel.

Man må også ta forbehold i usikre bakgrunnsnivåer. Våtavsetningen av nitrogen på Tangen rett nord for det planlagte varmekraftverket ble målt av NILU til 670 mg N/m² pr. år. Dette er betraktelig høyere enn tallene basert på de norske bakgrunnsstasjonene. Bakgrunnsstasjonene er plassert slik at lokale kilder har minimalt bidrag. Den relativt høye avsetningen skyldes trolig at området på Tangen er nært knyttet til jordbruksområder, industri og biltrafikk, men disse påvirkningsfaktorene er også vanlig i nedslagsfeltet forøvrig, og det er således ikke utenkelig at bakgrunnsnivået er generelt noe høyere enn tidligere antatt.

Hvis det skulle skje endringer i vegetasjonen, er det mest sannsynlig at dette vil skje i områdene der kraftvarmeverket er beregnet å bidra mest til avsetningen. Der finnes det vegetasjonstyper som har lave tålegrenser. Landskapet mellom Røra og Leksdalsvatn nord for Verdalsøra er preget av barskog og mange små myrer. Disse vil trolig være mest utsatt, sammen med myreservatene Bågåmyra, Okstadmyra og Kvitmyra i Steinkjer kommune. Effekter kan være endringer i mosefloraen på bakken, økte innslag av gras og urter i de fattigste vegetasjonsutformingene, samt endringer i lav og moseflora på trær i de humide skogene.

Ved en eventuell overskridelse av tålegrenser og endringer i moseflora og økte innslag av gras og urter på myr, kan man heller ikke utelukke langsiktige endringer av virvelløse dyr. De hekkende fugleartene i tilknytning til myrer vil muligens også påvirkes. For pattedyr kan slike endringer føre til endret sammensetning av smånagere, og endringene kan gi bedre beitebetingelser for noen pattedyr. Antakelig vil ingen av de viktigste jaktede viltartene kunne få noen målbare endringer i bestander på grunn av utslipp og avsetninger av nitrogen i området.

Konsekvenser av utslipp av nitrogenforbindelser til luft fra kraftvarmeverk Fiborgtangen, Skogn

1 Innledning

Industrikraft Midt-Norge AS har bedt Norsk institutt for luftforskning (NILU) oppdatere konsekvensutredningen av utslipp til luft fra det planlagte kraftvarmeverket på Fiborgtangen i Skogn. Dette arbeidet har bestått i å undersøke luftkvalitet, nedbørkvalitet, avsetning til bakken, virkningen av forsurening av overflatevann og virkninger på naturmiljø.

Det er tidligere utarbeidet tre foreløpige konsekvensutredninger for ulike alternativer på grunnlag av målinger av luft- og nedbørkvalitet og meteorologiske forhold i perioden oktober 1997–januar 1998 (Hagen et al., 1998 a og b), (Hagen et al, 1999).

Norsk institutt for luftforskning har koordinert prosjektet, og foretatt beregninger av konsentrasjoner i luft og avsetning av nitrogenoksider til bakken ved bruk av tilgjengelige data. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) har hatt ansvaret for vurderinger av forsurening av overflatevann slik dette er før utbygging og effekter av det planlagte kraftvarmeverket. Norsk institutt for naturforskning (NINA) har vurdert effekter på flora og fauna.

2 Anbefalte luftkvalitetskriterier, tålegrenser for vann og effekter på vegetasjon og fauna

2.1 Anbefalte luftkvalitetskriterier

Ved vurdering av luftkvaliteten i et område, er det vanlig å sammenligne målte og beregnede konsentrasjoner med luftkvalitetskriterier eller grenseverdier for luftkvalitet. SFT har utarbeidet anbefalte luftkvalitetskriterier for de mest alminnelig forekommende forurensningskomponentene (svoveldioksid (SO₂), svevestøv, nitrogendioksid (NO₂), ozon (O₃), karbonmonoksid (CO) og fluorid).

SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier for de stoffene som er vurdert i denne rapporten er gitt Tabell 1. Disse kriteriene er satt ut fra at eksponeringsnivået må være 2-5 ganger høyere enn kriteriene før det med sikkerhet kan konstateres skadelige effekter.

I samme tabell er også Nasjonale mål, Forurensningslovens tiltaksgrense, Forurensningslovens kartleggingsgrense og EUs grenseverdier gitt. EUs grenseverdier har utgangspunkt i Verdens helseorganisasjons retningslinjer (WHO, 1999). Nasjonale mål er vedtatt av norske myndigheter høsten 1998, og skal overholdes innen 1.1.2010 for NO₂. Disse verdiene bygger på EUs grenseverdier, men er litt strengere.

Kartleggings og tiltaksgrenser er fastsatt av regjeringen i forskriften til forurensningsloven. Overskridelse av kartleggingsgrenser medfører utredning av tiltak for å bringe luftforurensningsnivået under grenseverdien. Overskridelse av tiltaksgrensen skal følges opp av tiltak for å få ned luftforurensningsnivået.

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

Stoff	Midlingstid	1 time	8 timer	24 timer	6 måneder	År
NO ₂	SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier	100		75	50	
	Nasjonalt mål (og antall tillatte overskridelser)	150 ¹⁾ (8 pr. år)				
	Forurensningslovens tiltaksgrense	300 ²⁾				
	Forurensningslovens kartleggingsgrense	200				
	EUs nye grenseverdier (og antall tillatte overskridelser)	200 ¹⁾ (18 pr. år)				40 ¹⁾
SO ₂	SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier			90	40	
	Nasjonalt mål			90		
	Forurensningslovens tiltaksgrense			200 ²⁾		
	Forurensningslovens kartleggingsgrense			90		
	EUs nye grenseverdier (og antall tillatte overskridelser)	350 ²⁾ (24 pr.år)		125 ²⁾ (3 pr.år)		

1) skal overholdes innen 1.1.2010

2) skal overholdes innen 1.1.2005

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

2.2 Overflatevann

2.2.1 Tålegrenser for overflatevann

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

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

Tålegrense-definisjonen gir oss en ramme for å lage tallmessig anslag for de belastninger som kan gi uønskede skader. Prinsipper og beregningsmetoder for tålegrenser for overflatevann er presentert i vedlegg B, men en kort presentasjon av metoden blir også gitt her.

Dersom tilførslene av svovel og nitrogen gir høyere konsentrasjoner av sterke syrers anioner enn basekationer i avrenningsvannet, blir ANC negativ (ANC = syrenøytraliserende kapasitet, som er et uttrykk for vannets bufferevne mot for-suring). For å unngå skader på vannorganismer må vannet ha en viss ANC-verdi. Denne grenseverdien har tidligere vært basert på informasjon om vannkjemi og fiskestatus basert på resultater fra "1000-sjøers undersøkelsen" i 1986 (Henriksen et al., 1988) og har vært satt til $ANC=20 \mu\text{ekv/l}$. Det viser seg imidlertid at i områder med lite sur nedbør, kan ANC være $< 20 \mu\text{ekv/l}$ uten at det gir skader på f.eks. fisk, mens i områder med store tilførsler av sur nedbør vil man kunne se store skader på fiskebestander ved den samme ANC-verdien. For ikke å underestimere tålegrensene ved å bruke en fast ANC-verdi på $20 \mu\text{ekv/l}$ har man innført en variabel ANC som er 0 i områder med lav tålegrense, og stiger til $50 \mu\text{ekv/l}$ i områder med høy tålegrense. Effekten er at man reduserer arealer med overskredet tålegrense i områder som har lav tålegrense.

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

2.2.2 Nitrogen som bidragsyter til forsuring

I tillegg til svovel inneholder forurenset luft og nedbør mye nitrogen i form av nitrat (NO_3^-) og ammonium (NH_4^+). I de forsurede områdene i Sør-Norge er tilførslene av nitrogen med nedbøren i dag 20-30% høyere enn tilførslene av svovel. Det relative forholdet mellom nitrogen og svovel har økt siden 1980, dvs. at det relativt sett kommer mer nitrogen enn svovel med nedbøren nå enn før. Dette skyldes i hovedsak at nedbørens innhold av nitrat har vært stabilt samtidig med at innholdet av svovel i nedbøren har gått noe ned.

Svovel tas i begrenset grad opp i vegetasjonen og de tilførte sulfationene vil normalt renne gjennom jorda og ut i vassdraget. Sulfat kalles derfor et mobilt anion. Når dette skjer må det transporteres like store mengder kationer. Dette er

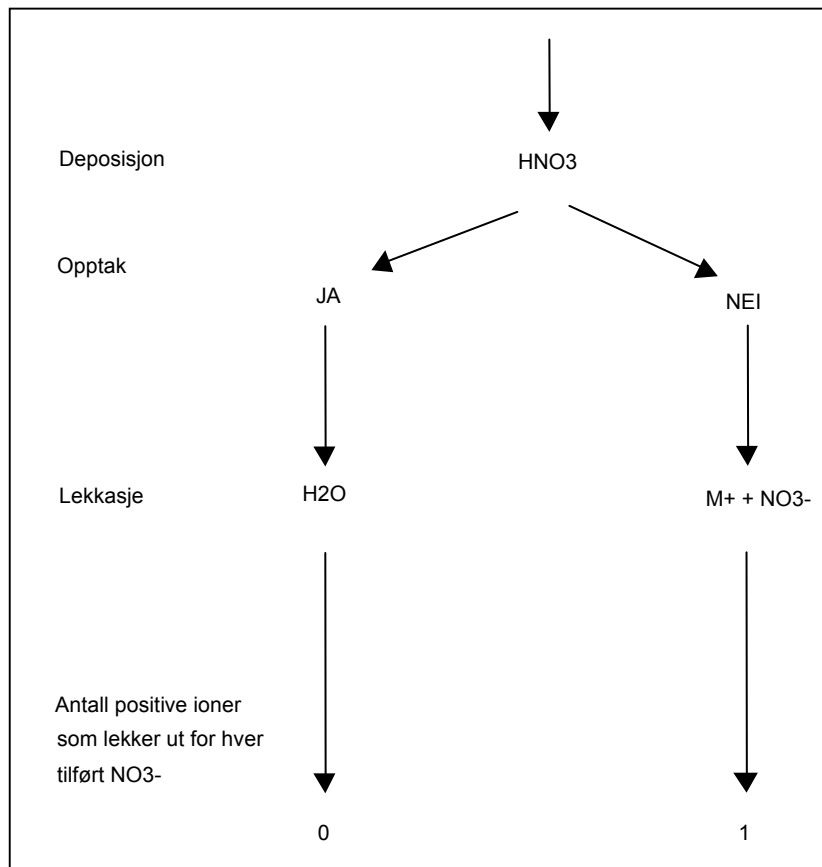
ioner med motsatt ladning, og er hovedsakelig hydrogen-, aluminium-, kalsium- og magnesiumioner. Det er de to første ionene som gjør vannet surt.

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

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

Det planlagte kraftvarmeverket vil avgi NO_x som kan omsettes til salpetersyre i lufta. Når denne treffer jorda, kan den ha et like stort forsuringspotensiale på jord og avrenningsvann som en tilsvarende mengde svovelsyre (se Figur 1). Når nitrogenet tilføres som salpetersyre (HNO_3) er det to ting som kan skje i nedbørfeltet;

- (1) en like stor (ekvivalent) mengde basekationer (M^+) blir ført ut, og NO_3^- -ionet vil gå gjennom systemet (Figur 1, høyre side). Nitrat vil da virke forsurende på samme måte som sulfat.
- (2) nitrationene blir tatt opp av planter og mikroorganismer, og det frigjøres et OH^- -ion. Dette vil nøytralisere H^+ -ionet som ble tilført sammen med NO_3^- -ionet, og en vil ikke registrere noen effekt i avrenningsvannet.



Figur 1: Forsuringseffekter assosiert med input av nitrat til et økosystem (fra Reuss og Johnson, 1986).

Det er vist gjennom empiriske studier av skogøkosystemer i Europa (Dise og Wright, 1995) at for nitrogenavsetning opp til 900 mg N/m²/år kan økosystemet ta opp all tilført N. For avsetning mellom 900–2500 mg N/m²/år kan 0–100 % av N lekke ut i avrenningen avhengig av nedbørfeltets karakter, mens for avsetning over 2500 mg N/m²/år vil 50-100% av N lekke ut i avrenningen. Det er ikke gjort tilsvarende undersøkelser for økosystemer uten skog, og for slike systemer, er det forventet at grensen er noe lavere.

Det er i hovedsak to måter å beregne overskridelser for tilførsler av nitrogen. Den ene metoden sier ganske enkelt at all NO₃⁻ i avrenningsvannet kommer fra nitrogenavsetning, mens den andre metoden sier at all nitrogenavsetning kan være en potensiell bidragsyter til forsureningen. Argumentet for denne metoden er at vi i dag ikke vet sikkert hvordan en vedvarende nitrogenbelastning vil slå ut på et lengre tidsperspektiv (> 20 år avhengig av nitrogenbelastning). Den første metoden gir et minimumsestimat for nitrogenavsetningens bidrag til overskridelse av tålegrensen, mens den andre metoden gir et maksimumsestimat.

2.3 Effekter på vegetasjon

2.3.1 Nitrogenoksider (NO_2 og NO)

NO_x er de viktigste gassene som slippes ut fra et kraftvarmeverk 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 gir toksiske effekter. Dersom for store mengder NO_2 tas opp over tid, oppstår akutte skader i form av nekrose (områder med dødt vev).

Fra 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 luftkvalitetskriterium for NO_2 med hensyn på vegetasjon satt til $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ med midlingstid 1 år. 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.

2.3.2 Ammoniakk (NH_3)

Ammoniakk slippes ut til luft hovedsakelig fra landbruk, spesielt fra husdyrhold og ved spredning av husdyrgjødsel. Gassen reagerer med svovel og salpetersyre i atmosfæren og danner ammoniumsalter. Ammoniakk og ammonium blir avsatt på vegetasjon og på bakken både som tørravstning og våtavsetning (Ferm et al. 1990). Tørrdeposisjon av ammoniakk på vegetasjon kan bli transportert videre til bakken ved nedbør.

Ammoniakk blir tatt opp av plantene fortrinnsvis gjennom spalteåpninger i bladene, og høye konsentrasjoner av ammoniakk og ammonium er giftige for planteceller (Tamm, 1991). Konsentrasjoner på $150 \mu\text{g } NH_3/\text{g}$ plantemateriale kan hemme fotosyntesen (Van der Eerden, 1982). Ammoniakkopptak kan gi økt permeabilitet i cellemembraner og senket cellefleksibilitet, noe som igjen kan føre til økt frostsensitivitet hos plantene. Høye ammonium avsetninger kan også føre til utlekking av basekationer i blader, barnåler og jordsmonn (Van Breemen et al., 1982; Roelofs et al., 1985). Generelt tar høyvekst vegetasjon (som trær) opp mer ammoniakk enn lavvekst vegetasjon. Skader på skogvegetasjon av ammoniakk og ammonium har vært påvist i Sverige (Rodhe, 1982, Nihlgard, 1985) og lenger sør i Europa i Tyskland og Nederland (Roelofs et al., 1987), der generelt bartrær er sensitive for ammoniakk. Høye ammoniakk verdier i luft fører også til økt framvekst av alger på vegetasjon, særlig trestammer (se også total nitrogenavsetning).

2.3.3 Total nitrogenavsetning

Total 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).

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

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

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

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

* = usikre verdier

Skog

Næringsfattige skoger har generelt en lavere tålegrense enn rikere skoger, og barskog en lavere tålegrense enn løvskog, se Tabell 2. Generelle effekter av

tålegrenseoverskridelser er næringsubalanse hos trær, endringer i artssammensetningen ved at nitrofile arter øker i omfang i næringsfattige skoger (jfr. Dirkse et al., 1991; Nygaard og Ødegaard, 1993), mens det i bunnvegetasjonen i rikere skoger skjer en reduksjon av både arter og biomasse (Falkengren-Grerup, 1993). I næringsfattige barskoger og løvskoger kan økt nitrogenavsetning føre til nedsatt dannelse av fruktlegermer til mykorrhiza sopp (Branderud, 1995).

Epifyttiske lav og moser tar opp nitrogen både i tørr- og våtavsetning. Moderate økninger i tilgjengelig nitrogen har ført til økt vekst av enkelte 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. Mange av disse artene er i Danmark og Sverige enten utryddet eller truede pga. sur nedbør og nitrogennedfall. Frittlevende alger profiterer på økt nitrogentilgang, noe som medfører omfattende algepåvekst på bl.a. på trestammer (Bobbink et al. 1996, Bruteig et al. 2001).

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

Nedbørmyr

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

I Nederland har artssammensetningen i mosesjiktet endret seg fra de karakteristiske torvmoseartene til mer nitrogenkrevende arter (Greven, 1992; Lütke Twenhöven, 1992). I Storbritannia har svært høy 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 pr. 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 pr. år. I Finland har Jauhiainen et al. (1992/93) vist at arter som rusttorvmose og rosetorvmose reagerer negativt på høye nitrogenbelastninger, mens klubbetorvmose viser større toleranse ovenfor nitrogen. I Norge er det ikke publisert undersøkelser som viser effekter av nitrogenpåvirkning på myrvegetasjon, men det er nærliggende å anta at endringer også skjer i norske nedbørmyrer med høy nitrogenbelastning.

Jordvannmyr

Jordvannmyr (minerotrof myr) får vanntilførsel fra omliggende berggrunn og sedimenter. De er således mer næringsrike enn nedbørmyrene. 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. Tålegrensene for jordvannmyr er adskillig høyere enn for nedbørmyr, se Tabell 2. Fra Nederland er det observert økning av graminider (starr og gras) på bekostning av andre plantearter og en generell reduksjon i artsdiversitet (Vermeer, 1986; Verhoeven og Schmitz, 1991).

2.3.4 Ozon

Ozon er en sterk oksidant (plantegift) som påvirker vegetasjonen alt ved svært lave konsentrasjoner. Gassen tas opp gjennom plantenes spalteåpninger og kan føre til skader på enzymer, koenzymer og andre proteiner, samt pigmenter og nukleinsyrer, noe som forstyrrer cellefunksjonen og fotosyntesen reduseres. Redusert fotosyntese er påvist ved så lave konsentrasjoner som 40-120 µg/m³. Akutte skader opptrer som nekrose og klorose, med redusert vekst som resultat. I naturlige plantesamfunn kan artssammensetningen påvirkes som følge av artenes ulike toleranse for ozon. 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 og 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 µg/m³. Ved 8 timers midlingstid er tålegrensen satt til 60 µg/m³, og gjennomsnittsverdien for vekstsesongen (april-september) av 7-timersmiddel (kl 0900-1600) bør ikke overskride 50 µg/m³. Gjennomsnittsverdien for vekstsesongen i Norge i dag er på 50-80 µg/m³, 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 µg/m³ (40 ppb) for de timene der ozonkonsentrasjonen overskrider 80 µg/m³. Beregningene refereres som AOT40 (Accumulated exposure Over a Threshold limit of 40 ppb) og har vist å gi gode statistiske sammenhenger for en rekke dose-respons forsøk. Tålegrensen for AOT40 er satt til 10 000 ppbh (20 000 µg/m³h) basert på 10 prosents vekstreduksjon i "open chamber" eksperiment for 6 arter i en seksmånedersperiode (april-september). For

jordbruksvekster er AOT40 verdien satt til 3 000 ppbh (6000 $\mu\text{g}/\text{m}^3\text{h}$) akkumulert over en tremåneders periode.

AOT40-verdiene er overskredet på de fleste stedene i Sør-Norge.

2.4 Effekter på fauna

2.4.1 Nitrogenoksider (NO_x)

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

Nitrogenoksider påvirker særlig luftveisorganene hos mennesker, pattedyr og fugler, bl.a. ved nedsatt lungefunksjon, og økt mottakelighet for både akutte og kroniske luftveissykdommer. Ved eksperimenter med langvarige eksponeringer for NO_2 har man funnet morfologiske forandringer i lungene hos dyr ved konsentrasjoner ned mot 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ved eksponering i én måned. Det er også påvist effekter på mottakelighet for sykdommer av NO_2 -konsentrasjoner ned mot 75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ midlet over mer enn et år. Kortvarige eksponeringer av NO_2 -konsentrasjoner i området 190-2000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ har gitt ulike resultater, noe som også tyder på at det kan være svært store individuelle variasjoner i følsomhet. Størst virkning er det på de yngste og eldste individene. Bare et fåtall arter er undersøkt (mus, rotter, hunder, aper, mennesker), og det er sannsynligvis ulike grenser for påvirkninger hos ulike dyrearter.

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.

2.4.2 Total nitrogenavsetning

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

2.4.3 Ozon

Ozon er påvist å føre til betennelsesreaksjoner i luftveiene, lavere oksygenopptak, nedsatt lungefunksjon, og økt mottakelighet for infeksjoner. Man har funnet betennelsesreaksjoner hos mennesker ved konsentrasjoner av ozon på ned mot 160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ over 6,6 timer. Laveste observerte effektnivå for korttidseksponering synes å ligge rundt 200-300 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier for ozon med hensyn på helse/dyr er satt til 100 µg/m³ over 1 time og 80 µg/m³ over 8 timer (forekomst av forhøyede verdier av ozon strekker seg som regel over perioder på 8-12 timer). Disse grensene overskrides episodevis over store deler av Norge (3% av tiden i Sør-Norge).

3 Førsituasjonen

3.1 Naturgeografi, vegetasjon og fauna

3.1.1 Naturgeografi

Nedslagsfeltet for utslipp til luft vil hovedsakelig være konsentrert til områdene sør og nord for Fiborgtangen i Stjørdal, Frosta, Mosvik, Levanger, Verdal, Inderøy og Steinkjer kommuner. Men deler av kommunene Trondheim, Malvik, Meråker, Frosta, Verran, Leksvik og Åfjord blir også berørt ved de høyeste utslippsalternativene.

Landskapet er svært variert fra lavtliggende jordbruksområder med koller og åsrygger nær Trondheimsfjorden til fjellområder i øst og vest opp til 800 m o.h. I forsøkninger i landskapet er det store mengder større og mindre vann og innsjøer. Berggrunnen er av kaledonsk opprinnelse med stor variasjon i bergarter. Næringsrike, omdannede sedimentære og vulkanske bergarter som leirskifer, fyllitt, glimmerskifer, kalkskifer, kalkstein, grønnstein og amfibolitt dominerer, men det finnes også fattigere bergarter som kvartsskifer og gneis (Sigmond et al., 1984). Det er en betydelig dekning av løsmasser i dette distriktet. Morenejorden er blokkfattig og i mange daler finnes dype lag av finere sedimenter. Den varierte topografien og berggrunnen gir opphav til en svært variert flora og vegetasjon.

3.1.2 Vegetasjon

Arealene som blir mest påvirket av utslipp til luft fra kraftvarmeverket er jordbruksområder, industriområder og tettbebyggelser. Men områdene inneholder også naturlig vegetasjon.

Vegetasjonen i Norge deles inn i ulike vegetasjonsregioner/soner på bakgrunn av variasjoner i klimaet (Dahl et al., 1986; Moen, 1998). De lavereliggende områdene rundt indre deler av Trondheimsfjorden hører hovedsakelig til den sørlige barskogssonen (sørboreal region) med dominans av barskog, men med store areal av oreskog. Myr og mindre bestander av edelløvsog og tørrengvegetasjon er vanlig i denne sonen. En varmere nordlig edelløvsog- og barskogssone (boreo-nemoral region) finnes også i gunstige eksponerte områder. Deler av Stjørdal, Frosta, Steinkjer og de fjordnære områdene i Leksvik og Mosvik hører til denne typen. I denne sonen er edelløvsog med varmekjære arter mer dominerende. De høyereliggende områdene øst og vest for Trondheimsfjorden hører til den midtre barskogssone (mellomboreal region) med dominans av barskog og myr. De høystliggende skogene finnes i fjellskogssonen (nordboreal region) dominert av bjørkeskog og lavvokst, glissen barskog med innslag av jordvannmyrer. På Fosen er lavfjellbeltet (lavalpin region) representert med fjellheivegetasjon.

Vegetasjonen rundt Trondheimsfjorden er godt undersøkt og kartlagt ved en rekke undersøkelser utført bl.a. av universitetsmiljøer og forskningsinstitutter. Her følger en kortfattet oversikt over de viktigste vegetasjonstypene i området.

Barskog er den mest utbredte vegetasjonstypen og finnes i hele nedslagsfeltet, men øker i dominans med avstanden fra kraftvarmeverket. Barskogen er dominert av gran i de områdene som har egnet jordsmonn. Grana er ofte vanligst både på finsedimenter i dalbunner og i dalsidene. Furuskog finnes på koller som har grunnlendt mark, i tilknytning til myrer og ellers på et mer næringsfattig jordsmonn (Korsmo et al., 1989). Rik kalkfuruskog finnes på tørt jordsmonn over kalkholdige bergarter, men kun på noen få lokaliteter på østsida av Trondheimsfjorden (Stjørdal, Frosta, Grong, Inderøya, Levanger) og i Steinkjer og på Snåsa (Bjørndalen og Branderud, 1989). De fleste barskogsarealene er mer eller mindre påvirket av jord- og skogbruk med store, åpne hogstflater. De rike bergartene i området gir relativt frodige og artsrike vegetasjonstyper som lavurt-, storbregne- og høgstaudegranskog, men fattigere barskogstyper som bærlyngskoger og blåbærskoger er også svært vanlig (se f.eks. Andersen, 1983; Singsaas, 1986; Tømmerås et al., 1995). Kystgranskog (boreal regnskog) finnes i et belte langs kysten fra Fosenhalvøya og opp til Helgelandskysten. Skogen er avhengig av et fuktig klima og karakteriseres av en frodig og artsrik flora av treboende (epifyttiske) planter, særlig lav (DN, 1997). Bjørk er vanlig i barskogsområdene, særlig i utkanten av skogene mot dyrket mark.

Edelløvskog finnes flekkvis i varme lier på frisk, næringsrik og veldrenert jord. De er karakterisert av en mengde varmekjære og til dels næringskrevende planter. Seks edelløvskogsreservater finnes innen nedslagsfeltet til kraftvarmeverket: Byahalla (Steinkjer), Sandstad (Levanger), Sandsøra (Levanger), Liaberga (Stjørdal), Sjettenberglia (Leksvik) og Hindrem (Leksvik). De fleste av disse er dominert av alm, men hassel og ask forekommer også (jfr. Holten, 1978; Baadsvik, 1981; Aune og Holten, 1984). Mindre bestand av svartorskog finnes på Frosta, Leksvik, Levanger, Mosvik, Inderøy, Steinkjer, Snåsa og Fosnes (Gravaas, 1970).

Gråor-heggeskog vokser på frisk, næringsrik grunn på sedimenter langs elver, i raviner i leirområder og på rasmark i lier, f.eks. langs Verdalselva og Gråelva i Stjørdal (Fremstad, 1992). Foruten gråor er hegg og selje viktige treslag. Utformingene er til dels svært artsrike med høgstauder og bregner som strutseving.

Flommarkskog er typisk for de store trønderske dalførene og har sine største forekomster innen det påvirkede området langs Verdalselva og Stjørdalselva. I flomperioder overflømmer elvene de flate dalbunnene, forflytter løsmasser og skifter elveleie. Vegetasjonen på disse flommarkene består av pionervegetasjon som tindvedkratt, klåvedkratt og mandelpilkratt, velutviklede gråor-heggeskoger og sumpvegetasjon (Fremstad & Bevanger, 1988).

Myr dekker store areal særlig i de ytre nedslagsfeltene til kraftvarmeverket, f.eks. i Tromsdalen (J. Moen og A. Moen, 1977), i Forravassdraget og øvre Forradalsområdet øst for Trondheimsfjorden (Moen et al. 1976; Moen og Jensen, 1979) og på Fosenhalvøya i vest (Moen og Selnes, 1979). Stråmyra i Levanger og

Kaldvassmyra i Verdal, samt Bågåmyra, Okstadmyra og Kvitmyra i Steinkjer kommune er alle myrreservater som ligger relativt nær det planlagte kraftvarmeverket (DN, 1995). Topografisk dominerer flatmyrer i dalbunner, og opp mot liene er det gradvise overganger mot bakkemyrer. På grunn av fuktig klima med store nedbørmengder og langvarig snødekke er torvakkumulasjonen så stor at terrengdekkende myrer ligger over åsenes topp-platåer. Myrene deles ofte inn i nedbørmyrer som får sin vanntilgang fra regnvann, og jordvannmyrer som har tilgang fra sigevann fra omliggende bergarter og sedimenter. Av de sistnevnte finnes det store forskjeller i næringsgradienter, fra næringsfattige til ekstremt rike utforminger med et høyt antall spesialiserte planter. Store deler av myrarealene har også tresettinger av furu, gran og bjørk.

Vegetasjonen langs og i vann er variert pga. vekslende berggrunn og tilsig av næringsstoffer fra jordbruket. De fleste vann er middels næringsrike, og belter av takrør-sivaks-sumpvegetasjon er vanlig langs kantene.

Kulturbetinget engvegetasjon omfatter gras og urtedominert vegetasjon som er oppstått ved langvarig utnytting ved slått eller beite og som inneholder vesentlig arter som er viltvoksende og ikke innsådde. Slåttemarker, beitemarker, hagemarkskog, bjørkehager og einerbakker inngår i denne typen. De finnes overalt i tilknytning til jordbruksområder og er særdeles variert i artssammensetning etter ulike fuktighets- og næringsgradienter (jfr. engvegetasjon på Tautra; Fremstad, 1995).

3.1.3 Fauna

Av planteetende pattedyr er hjortedyrene ofte fokusert. I nedslagsfeltene er elg og rådyr dominerende arter. Elg er vanlig i alle skogområdene her, og rådyr er normalt mest tallrike i fjordnære og mer snøfattige lavlandsområder med mye vekslende mellom dyrket mark og skog. Den tette rådyrforekomsten på Ytterøya (Levanger kommune) er godt kjent og undersøkt. Av rovdyr har bl.a. grevling en tallrik og livskraftig bestand i nedslagsfeltene til kraftvarmeverket (Bevanger, 1993). Mange andre pattedyrarter finnes også i faste bestander i nedslagsfeltene; bl.a. oter, ekorn, røyskatt, rødrev, hare og nordflaggermus (f.eks. Værnesbranden, 1997a, b).

Fuglelivet er rikt i nedslagsfeltene til kraftvarmeverket, både hekkende fugler (Gjershaug et al., 1994), og overvintrende og trekkende fugler. I store trekk kan landskapstyper for fugl i nedslagsfeltene deles inn i: 1) fjordområdene og særlig fjærearealene; 2) innsjøer og myrområder med rikt fugleliv; og 3) områder med skog og dyrket mark.

Fjordområder med fjærearealer er rike biotoper for fugl og er viktige til alle årstider. Disse inneholder i tillegg til fugl også mange andre typer dyreorganismer. I nedslagsfeltet til kraftvarmeverket ligger mange fuglerike fjærområder, bl.a. Falstadjæra, Fiborgtangen (en fjære like ved fabrikkområdet), Alfnesfjæra, Eidsbotn, Levangersundet, Tynesfjæra, Rinnleiret, Ørin og Tronesbukta (bl.a. Spjøtvoll, 1977; Størkersen, 1984; Haugskott, 1988, 1991a, b).

Innsjøer og myrområder med rikt fugleliv inkluderer som de nærmeste: Hammervatnet i Åsen, Byavatnet (Ekne), Leksdalsvatnet, Barsjøen i Verdal og

Forramyrene i Levanger. Disse har både gode hekkebiotoper og gode trekk-lokaliteter for fugl (bl.a. Moksnes, 1977; Størkersen, 1984, 1985; Husby, 1994). Grunnlaget for det rike fuglelivet i disse biotopene er oftest et rikt insektliv.

Skog og dyrket mark kan inneholde rike fuglebiotoper. Særlig rike er vekslinger mellom lauvskogsbiotoper og barskog og dyrket mark i områder med rik geologi og vegetasjon og med variert topografi. Edellauvskog inneholder rike fuglebiotoper (Reitan, 1985) og har også en rik fauna av virvelløse dyr. Dessuten er elvekantskoger og ulike gråor-heggeskoger særlig rike fuglebiotoper med spesielt stor tetthet av hekkende fugler (f.eks. Moksnes, 1974, 1985). Disse er også viktige biotoper for vandringer av dyreliv både på langs og på tvers av elveløp. Nedslagsfeltene til kraftvarmeverket inneholder mange slike områder med særlig rikt fugleliv, eksempelvis Borgsåsen i Levanger og flere lokaliteter i Tromsdalen i Verdal (Krogstad, 1979).

Arealer som blir mest påvirket av utslipp til luft fra kraftvarmeverket inkluderer biotoper innenfor alle disse tre landskapstypene. Det foregår også mye forflytninger av fugler, særlig mellom fjordområdene og innsjøene. Hele nedslagsfeltet til kraftvarmeverket inneholder rike lokaliteter som er viktige for mange dyre- og fuglearter, til dels også sjeldnere og sårbare arter (Thingstad et al., 1982; for seinere år dokumentert av bl.a. Haugskott et al., 1993, 1996; Øien et al., 1994, 1995; Værnesbranden et al., 1997).

3.2 Forurensningssituasjonen i Skogn/Levanger før utbygging

3.2.1 Vannkjemi i innsjøer i Nord-Trøndelag

Vannkjemi i innsjøer som er upåvirket av lokal forurensning er hovedsakelig bestemt av berggrunnens og løsmassenes mineralogiske sammensetning og det kjemiske innholdet i nedbøren. Berggrunnen rundt indre deler av Trondheimsfjorden består hovedsakelig av grønnsteiner, fylitter og amfibolitter. Denne type berggrunn gir generelt vann med høye konsentrasjoner av basekationer (Ca og Mg) og med høy bufferevne mot forsuring. Lavereliggende strøk rundt Trondheimsfjorden er dekket av marine leirer som også gir vann med høy ionestyrke. Områdene fra Fosen og oppover langs kysten og en del områder i Snåsa og Lierne har en berggrunn som består av gneiser og granitter som generelt gir vann med lav ionestyrke og lav bufferevne mot forsuring.

Resultater fra 35 innsjøer som ble prøvetatt i forbindelse med en regional innsjøundersøkelse i 1995 (Skjelkvåle et al., 1997), viser at vannkjemien i innsjøer i Nord-Trøndelag varierer fra ionefattig vann i høyereliggende fjell- og heiområder til innsjøer med høye ionekonsentrasjoner i lavereliggende strøk med marin leire og jordbruksaktivitet. I forsuringssammenheng er det de ionefattige innsjøene som er av interesse. Innsjøer med høy ionestyrke har generelt også høy bufferkapasitet mot forsuring som følge av tilførte forsurende komponenter gjennom nedbøren (S og N).

Resultater fra innsjøundersøkelsen i 1995 viser at medianverdien for NO₃-konsentrasjonen i alle innsjøer i Møre og Romsdal, Sør- og Nord Trøndelag var 4 µg N/l. Dette viser at NO₃-konsentrasjonen generelt er svært lav i innsjøer i dette området av landet. Det er tre av de undersøkte innsjøene i Nord-Trøndelag

som viser høye N-verdier (100 -500 µg N/l). Felles for disse er at de ligger i jordbruksområder og er derfor sterkt påvirket av landbruksavrenning.

Som nevnt innledningsvis er nitrogenforbindelser gjødsel for vegetasjonen, og det meste av nitrogenet som tilføres gjennom nedbøren vil bli tatt opp av trær og planter. Derfor er det sjelden en finner mye nitrat i avrenningsvannet fra områder som ikke er påvirket av menneskelige aktiviteter som landbruk og sur nedbør. Innsjøer i Nord-Trøndelag som ikke er påvirket av landbruk viser lave konsentrasjoner av NO₃ fordi tilførslene av nitrogenforbindelser gjennom nedbøren er lav.

3.2.2 Avsetning av nitrogen i Nord-Trøndelag

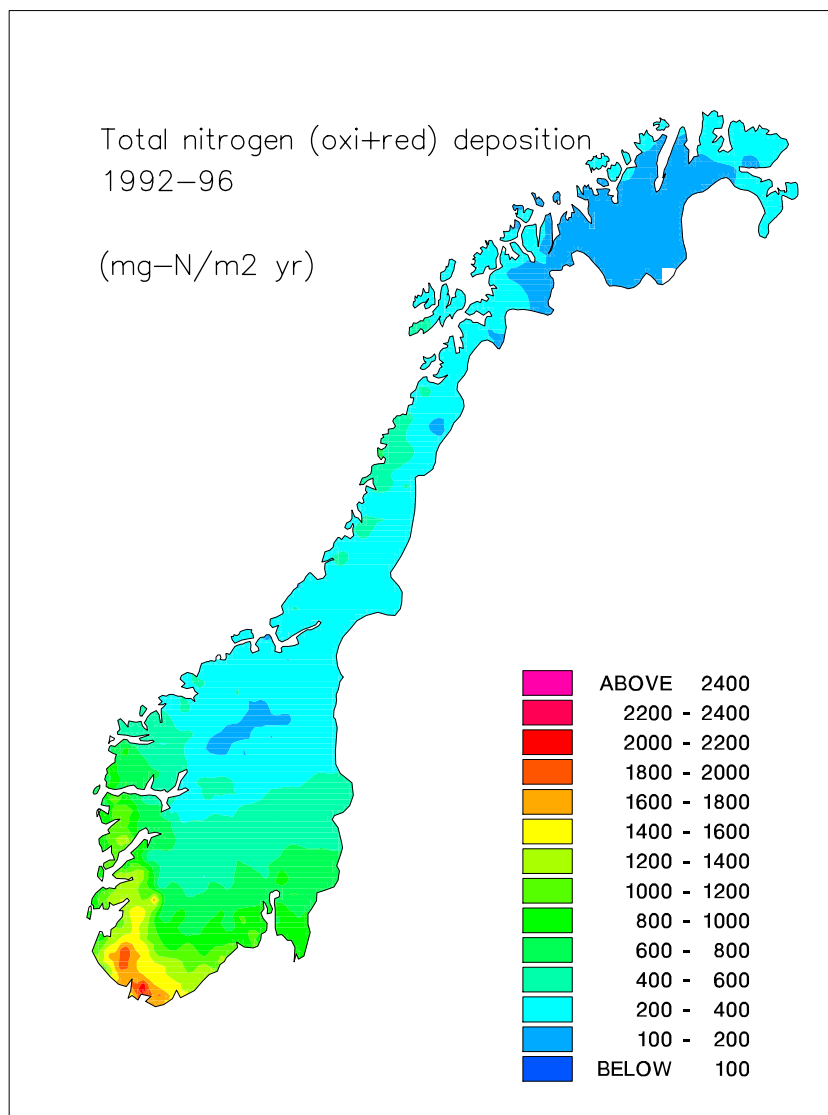
Avsetning og effekter av langtransporterte luftforurensninger slik som svovel og nitrogen følges gjennom Statens forurensningstilsyns (SFT) "Statlig program for forurensningsovervåking". I dette programmet er NILU ansvarlig for overvåking av atmosfæriske tilførsler, og NIVA er ansvarlig for overvåking av effekter på vannkjemi. Gjennom dette programmet har NILU og NIVA lange og omfattende måleserier for alle deler landet. Resultatene fra overvåkingen rapporteres årlig i en rapportserie fra SFT (for resultatene for 2000 se SFT, 2001). Resultatene fra overvåkingen brukes også til å lage 5-års midler for avsetning av kjemiske komponenter (Tørseth og Pedersen, 1994; Tørseth og Semb, 1997).

Nitrogenavsetningen i Norge er høyest i sørvestlige deler av landet (opptil 2500 mg/m²/år) og avtar gradvis nordover (Figur 2). Nord for Dovre er nitrogenavsetningen generelt svært lav (<400 mg/m²/år). Tabell 3 viser årlig våtavsetning for nitrogen på noen norske bakgrunnsstasjoner i 2000. Av figuren og tabellen kan man se at Nord-Trøndelag ligger i et av de områdene i Norge med lavest nitrogenavsetning.

Tabell 3: *Våtavsetning av nitrogen (nitrat og ammonium) ved noen målestasjoner i Sør-Norge i 2000 (data fra SFT, 2001).*

Våtavsetning av nitrat og ammonium i mg N/m ² pr. år 2000			
Nedbørstasjon	Nitrat	Ammonium	Total våtavsetning av N
Vikedal (Rogaland)	645	631	1276
Birkenes (Aust-Agder)	1083	823	1906
Haukeland (Hordaland)	557	539	1096
Treungen (Telemark)	566	483	1049
Kårvatn (Møre og Romsdal)	63	104	167
Osen (Hedmark)	198	165	363
Høylandet (Nord-Trøndelag)	95	248	343
Skogn (Nord-Trøndelag)	199 ¹⁾	471 ¹⁾	670 ¹⁾

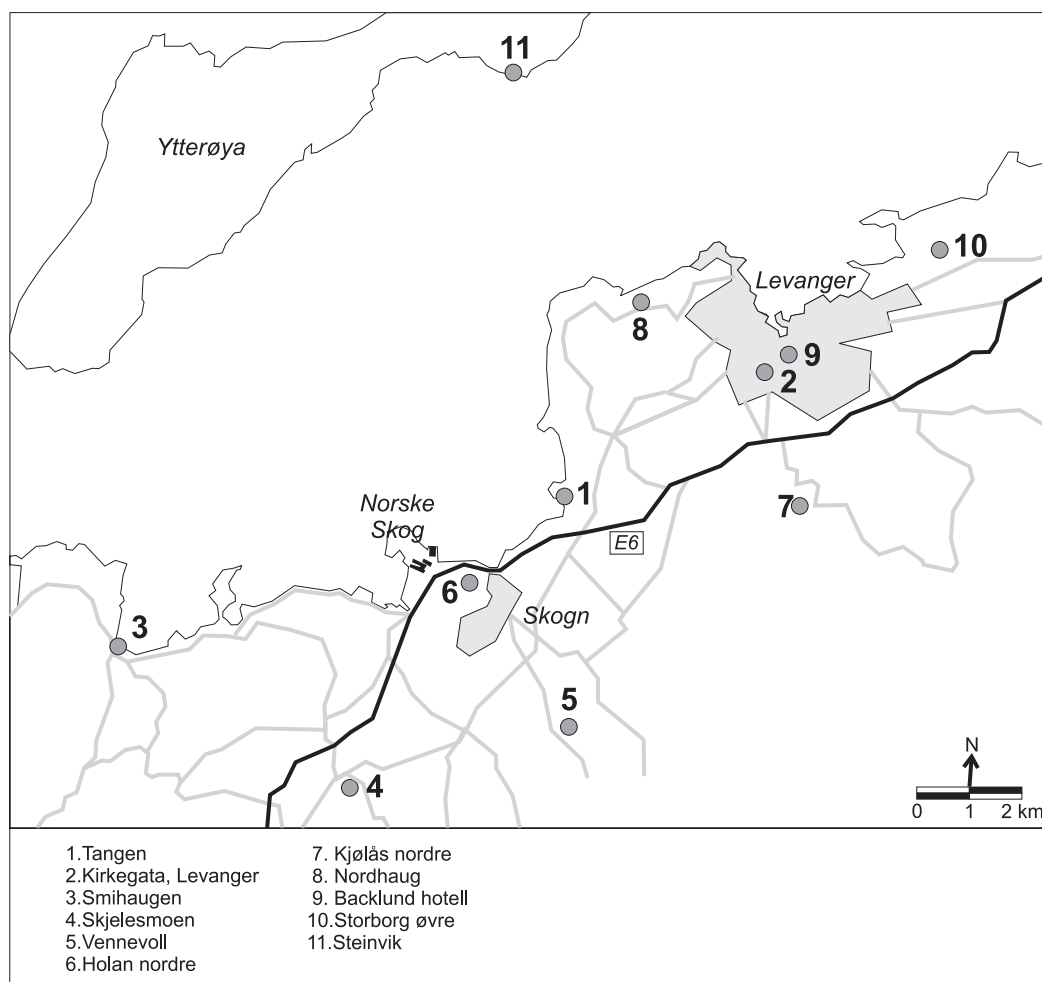
1) Målt i perioden oktober 1997 – september 1998



Figur 2: Avsetning av nitrogen (nitrogen + ammonium) i perioden 1992-1996 (Tørseth og Semb, 1997).

3.2.3 Måleprogram for luft- og nedbørkvalitet, oktober 1997–september 1998

I perioden oktober 1997–september 1998 ble det gjennomført et måleprogram for luft- og nedbørkvalitet og meteorologiske forhold i Skogn/Levanger. For en nærmere beskrivelse vises til Hagen (1999). Målestasjonenes plassering er vist på kartutsnittet i Figur 3.



Figur 3: Målestasjoner for luft- og nedbørkvalitet og meteorologiske forhold i Skogn/Levanger i perioden oktober 1997–september 1998.

3.2.4 Nitrogenoksider og ozon

Tabell 4 viser hovedresultatene av målingene av nitrogenoksider med kontinuerlig registrerende monitører (timemiddelverdier) ved Tangen og nær Kirkegata i Levanger. Konsentrasjonene var klart lavere enn SFTs anbefalte luftkvalitets-kriterier for NO_2 på begge stasjonene. Konsentrasjonene av NO_2 var betydelig høyere i Levanger enn på Tangen. Dette viser at biltrafikken er den dominerende kilden til nitrogenoksider i området.

Tabell 4: Statistikk over måleresultater av NO_2 med kontinuerlig registrerende monitorer (timemiddelverdier) ved Tangen og Kirkegata 3c i Levanger i perioden oktober 1997-september 1998.

Statistikk for nitrogenoksider Oktober 1997–september 1998	Tangen	Kirkegata 3c
Middelverdi ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	6,1	14,1
Høyeste døgnmiddelverdi ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	28,0	46,0
Antall døgnmiddelverdier $>75 \mu\text{g}/\text{m}^3$	0	0
Høyeste timemiddelverdi ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	54,1	77,3
Antall timemiddelverdier $>100 \mu\text{g}/\text{m}^3$	0	0
Antall døgn med en eller flere timemiddelverdier $>100 \mu\text{g}/\text{m}^3$	0	0
Antall timemiddelobservasjoner	8 511	8 228
Antall døgn med minst 12 godkjente timemiddelobservasjoner	358	346

Tabell 5: Statistikk over måleresultater av O₃ ved Tangen i perioden oktober 1997-september 1998.

Tangen, Skogn	Okt. 1997	Nov. 1997	Des. 1997	Jan. 1998	Feb. 1998	Mar. 1998	Okt. 97-mar. 98	Apr. 1998	Mai 1998	Juni 1998	Juli 1998	Aug. 1998	Sep. 1998	Apr.-sep. 98	Okt. 97-sep. 98
Månedsmiddelverdi (µg/m ³)	53	35	38	51	74	76	55	76	74	56	48	49	45	58	56
Middelverdi over 7 timer (kl 09-16) i vekstsesongen	-	-	-	-	-	-	-	88	85	63	58	57	60	69	-
Høyeste middelverdi over 8 timer (µg/m ³)	78	80	79	90	97	99	99	119	119	86	79	76	89	119	119
Antall døgn med en eller flere 8 h-middelverdier >80 µg/m ³	0	0	0	9	21	24	54	26	24	5	0	0	6	61	115
Antall døgn med en eller flere 8-h-middelverdier >60 µg/m ³	16	7	6	21	25	31	106	29	31	25	18	19	15	137	243
Høyeste timemiddelverdi (µg/m ³)	83	84	83	91	103	101	103	126	123	95	91	85	98	126	126
Antall timemiddelverdier >100 µg/m ³	0	0	0	0	1	1	2	72	55	0	0	0	0	127	129
Antall døgn med en eller flere timemiddelverdier >100 µg/m ³	0	0	0	0	1	1	2	11	9	0	0	0	0	20	22
Antall timemiddelverdier >150 µg/m ³	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Antall døgn med en eller flere timemiddelverdier >150 µg/m ³	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Antall timemiddelobservasjoner	565	689	740	744	672	744	4 154	720	744	720	744	742	720	4 390	8 544
Antall døgn med minst 12 godkjente timemiddelobservasjoner	24	28	31	31	28	31	173	30	31	30	31	31	30	183	356

3.2.5 *Svoveldioksid*

SO₂ ble ikke ansett å være noe problem i området. Måleresultatene viser at i vinterhalvåret 1997/98 varierte halvårsmiddelverdien fra 1,7 µg/m³ ved Nordhaug til 2,9 µg/m³ ved Holan nordre. I sommerhalvåret 1998 var verdiene enda lavere. Det midlere SO₂-nivået i området er derfor langt lavere enn SFTs anbefalte luftkvalitetskriterium for halvårsmiddelverdi på 40 µg/m³ for virkninger på helse og også betydelig lavere enn årsmiddelkriteriet på 20 µg/m³ for virkning på vegetasjon. Middelkonsentrasjonene på bakgrunnsstasjonene Kårvatn og Tustervatn i måleperioden oktober 1997-september 1998 var bare 0,1-0,2 µg/m³. Dette betyr at de lokale utslippene i Skogn/Levanger gir det største bidraget til SO₂ i området, men konsentrasjonene er meget lave.

3.2.6 *Nedbørkvalitet og våtavsetning*

Målingene ved Tangen viste høyere konsentrasjoner enn ved bakgrunnsstasjonene for NO₃, SO₄ og NH₄, mens det ikke var så stor forskjell for de andre hovedkomponentene.

Sammenligningsgrunnlaget for tungmetaller i området er dårlig, da det bare er Kårvatn og Namsvatn av stasjonene i "nærområdet" hvor tungmetaller analyseres. Sammenligning med disse stasjonene viser omtrent samme konsentrasjon av bly og høyere konsentrasjoner av øvrige komponenter ved Tangen. Sammenlignes det i stedet med Lista lenger sør, hadde Tangen lavere konsentrasjoner av Pb, Cd og Zn og omtrent samme konsentrasjoner av Ni, Cu, Co og Cr som Lista for året 1997.

Våtavsetningen av hovedkomponenter er beregnet i Tabell 6. Nedbørmengden i perioden oktober 1997-september 1998 var omtrent som eller såvidt i underkant av det normale. I perioden hadde de offisielle værstasjonene Værnes og Verdal-Reppe henholdsvis 92% og 100% av normal nedbørmengde. Måleperioden må derfor anses som representativ med hensyn til nedbørmengde.

Våtavsetningen ved Tangen var høyere eller noe høyere enn ved bakgrunnsstasjonene. Dette gjelder både hovedkomponenter og tungmetaller. Årsakene til dette er trolig utslipp fra jordbruksaktivitet, industri og trafikk i nærområdet.

Tabell 6: *Våtavsetning av hovedkomponenter i nedbør ved Tangen for perioden oktober 1997-september 1998 sammenliknet med data fra relevante bakgrunnsstasjoner for 1997.*

	Enhet	Tidsrom	NO ₃ -N ¹⁾	SO ₄ -S ²⁾	NH ₄ -N ¹⁾
Tangen	mg/m ²	Okt.1997 – Sep 1998	199	262	471
Kårvatn	mg/m ²	1997	109	171	208
Kårvatn	mg/m ²	2000	63	110	104
Selbu	mg/m ²	1997	105	183	172
Selbu	mg/m ²	2000	87	162	98
Høylandet	mg/m ²	1997	145	196	308
Høylandet	mg/m ²	2000	95	150	248
Tustervann	mg/m ²	1997	98	121	271
Tustervann	mg/m ²	2000	80	116	191

1) Regnet som N

2) Regnet som S og sjøsaltkorrigert

3.2.7 Tørravsetning av NO₂ og SO₂

Luftkonsentrasjonene av både NO₂ og SO₂ er noe høyere i området enn ved bakgrunnsstasjonene. Tørravsetningen beregnes ved å multiplisere midlere konsentrasjon med en antatt tørravsetningshastighet på 0,1 cm/s både for NO₂ og SO₂ i vinterhalvåret. I sommerhalvåret er det antatt tørravsetningshastigheter på 0,5 cm/s for NO₂ og 0,7 cm/s for SO₂.

Ved beregning av tørravsetningen er det brukt målte middelkonsentrasjoner av NO₂ og SO₂ for alle målestasjonene i området, unntatt de to stasjonene for NO₂ i Levanger som er klart mer belastet på grunn av biltrafikken lokalt.

Midlere NO₂-konsentrasjoner er beregnet til 5,1 µg/m³ i vinterhalvåret og 2,6 µg/m³ i sommerhalvåret. Dette gir en tørravsetning på ca 90 mg/m² regnet som nitrogen på årsbasis. Dette er fordelt med ca 30 mg/m² i vinterhalvåret og ca 60 mg/m² i sommerhalvåret.

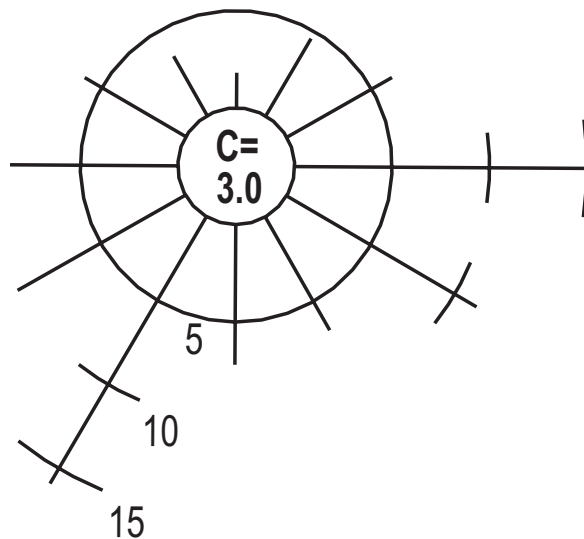
Midlere SO₂-konsentrasjoner er beregnet til 2,3 µg/m³ i vinterhalvåret og 1,2 µg/m³ i sommerhalvåret. Dette gir en tørravsetning på ca 80 mg/m² regnet som S på årsbasis. Dette er fordelt med ca 20 mg/m² i vinterhalvåret og ca 60 mg/m² i sommerhalvåret.

4 Spredningsforhold og meteorologi

Den meteorologiske stasjonen var plassert ved Tangen ca. 3 km øst-nordøst for det planlagte kraftvarmeverket på Fiborgtangen. Målingene omfattet vindstyrke, vindkast, vindretning, temperatur, stabilitet, relativ fuktighet og nedbørmengde i perioden oktober 1997–september 1998. Alle målingene ble gjennomført kontinuerlig. Dataene ble logget som middelverdier over fem minutter og lagret som timemiddelverdier. Vedlegg C inneholder en detaljert beskrivelse av målingene, og det vil her bare bli gitt en kort oppsummering.

4.1 Vind

Figur 4 viser vindrosen for perioden oktober 1997 til september 1998. Vind fra øst og sørvest har høyest forekomst, mens vind fra vest til nordøst har lav forekomst. Vindhastigheten var på under 2.5 m/s i omlag halvparten av tiden. Vindstyrker på over 10 m/s forekom 10 % av tiden, mens det var vindstille 3 % av tiden. Med vindstille menes her vind under 0,4 m/s. Generelt var det betydelig sterkere vind i vinterhalvåret enn i sommerhalvåret. Målinger på Værnes viser at det var små forskjeller i vindretning mellom måleperioden 1997/1998 og normalen 1961 til 1990. Midlere vindstyrke var imidlertid litt lavere enn normalt i måleperioden.



Figur 4: Forekomst av vind i prosent fra tolv 30-graders sektorer i perioden oktober 1997-september 1998.

4.2 Nedbør

Det ble registrert nedbør 13 % av tiden i perioden oktober 1997 – september 1998. Størsteparten av nedbøren forekom ved vind fra sørvest og vest, mens det ved vind fra øst og sørøst var lite nedbør. Februar og august 1998 hadde mye nedbør i forhold til normalen. November og desember 1997, samt juli 1998 og september 1998 hadde forholdsvis lite nedbør .

5 Utslippsoversikt

Forbrenning forårsaker utslipp til luft av blant annet karbondioksid (CO₂), karbonmonoksid (CO) og nitrogenoksider (NO_x).

Gass fra norsk sokkel inneholder normalt lite svovel og tungmetaller. Utslippene av svovel og tungmetaller fra kraftvarmeverket er bestemt ut fra innholdet av disse stoffene i gassen som blir forbrent.

Kraftvarmeverket på Skogn vil bestå av to aggregater. Utslipp fra begge aggregater vil komme gjennom en felles skorstein på 75 m. Det vil bli vurdert ett

utslippsalternativ for NO_x , samt tre utslippsalternativer for NH_3 fra SCR katalysatoren. Utslippene av NO_x og fra NH_3 kraftvarmeverket er vist i Tabell 7. For NH_3 vil utslippet for de tre alternativene bli på henholdsvis 2 ppm, 5 ppm og 10 ppm.

De tre alternativene er identiske med de nivåene SFT har bedt om utredning for. Bakgrunnen for disse verdiene er at SFT antar dette vil bli utviklingen mht. grenseverdier (for utslipp) de neste 10–15 årene.

Tabell 7: Utslipp til luft fra kraftvarmeverket.

Kraftvarmeverk	
NO_x (som NO_2 , t/år)	370
NH_3 2 ppm (t/år)	70
NH_3 5 ppm (t/år)	170
NH_3 10 ppm (t/år)	340
Driftstid (timer/år)	8000

Utslippsbetingelsene for kraftvarmeverket er gitt i Tabell 8.

Tabell 8: Utslippsbetingelser for kraftvarmeverket på Fiborgtangen. Det er regnet med gjennomsnittlige utslippsrater.

Utslippsbetingelser	Enhet	Begge aggregater		
		5 ppm NO_x 2 ppm NH_3	5 ppm NO_x 5 ppm NH_3	5 ppm NO_x 10 ppm NH_3
Utslippsmengde NO_x (som NO_2)*	g/s	12,8	12,8	12,8
Utslippsmengde NH_3	g/s	2,4	5,4	11,8
Beregnet minste skorsteinshøyde	m	75	75	75
Skorsteinsdiameter	m	5,2	5,2	5,2
Røykgasstemperatur	°C	98	98	98
Utslippshastighet	m/s	24	24	24

*Utslippt av NO_x er ca. 5% NO_2 og ca. 95% NO .

6 Spredningsberegninger

Det er utført spredningsberegninger for å kartlegge bidraget fra kraftvarmeverket på Fiborgtangen ved Skogn. Det er utført beregninger for bidraget til den maksimale timemiddelkonsentrasjonen av nitrogendioksid og ammoniakk, bidraget til konsentrasjonen midlet over ett år og avsetningen av nitrogen lokalt og regionalt som følge av utslipp fra kraftvarmeverket med to aggregater.

Beregninger av maksimale timemiddelkonsentrasjoner gjøres med NILUs gaussiske spredningsmodeller (Böhler, 1987) som beregner timemiddelkonsen-

trasjon som funksjon av avstand fra kilden for en rekke meteorologiske situasjoner. Kritiske meteorologiske situasjoner for området blir valgt, og de maksimale timemiddelverdiene sammenholdes med anbefalte kriterier for luftkvalitet.

Spredningsmodellen fordeler meteorologiske situasjoner i fire vindstyrkeklasser, fire atmosfæriske stabilitetsklasser og tolv 30°-vindretningssektorer. Langtidsmiddelkonsentrasjon som funksjon av avstand er beregnet for hver 30°-sektor på grunnlag av den meteorologiske statistikken for perioden oktober 1997–september 1998 .

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

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

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

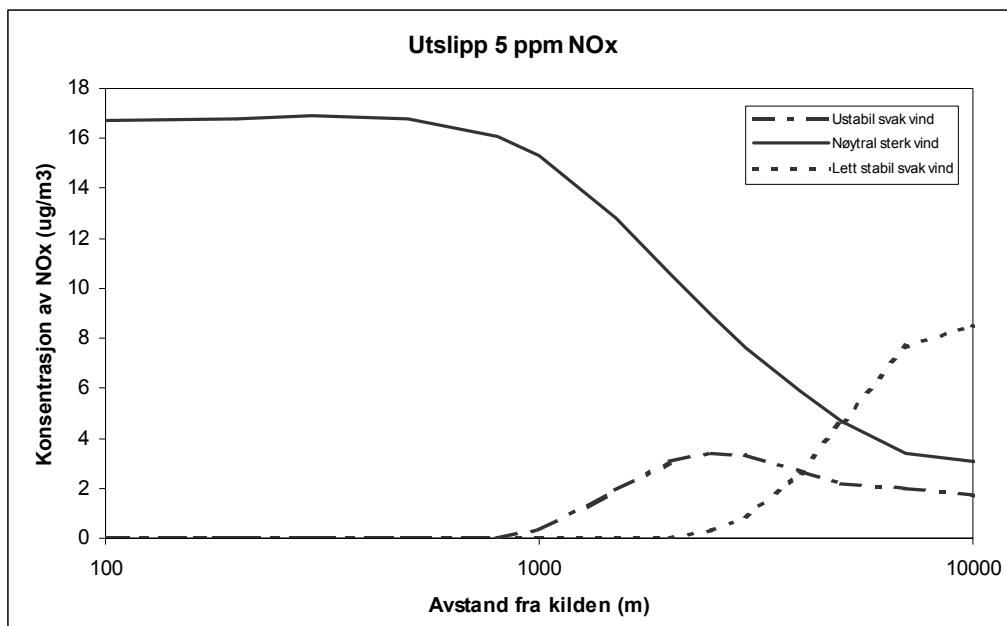
6.1 Maksimal timemiddelkonsentrasjon

Spredningsberegningene viser at ved skorsteinshøyde på 75 m vil røykløftet ikke påvirkes vesentlig av bygningsturbulens. Det er tatt hensyn til bygninger og lokal topografi i beregningene.

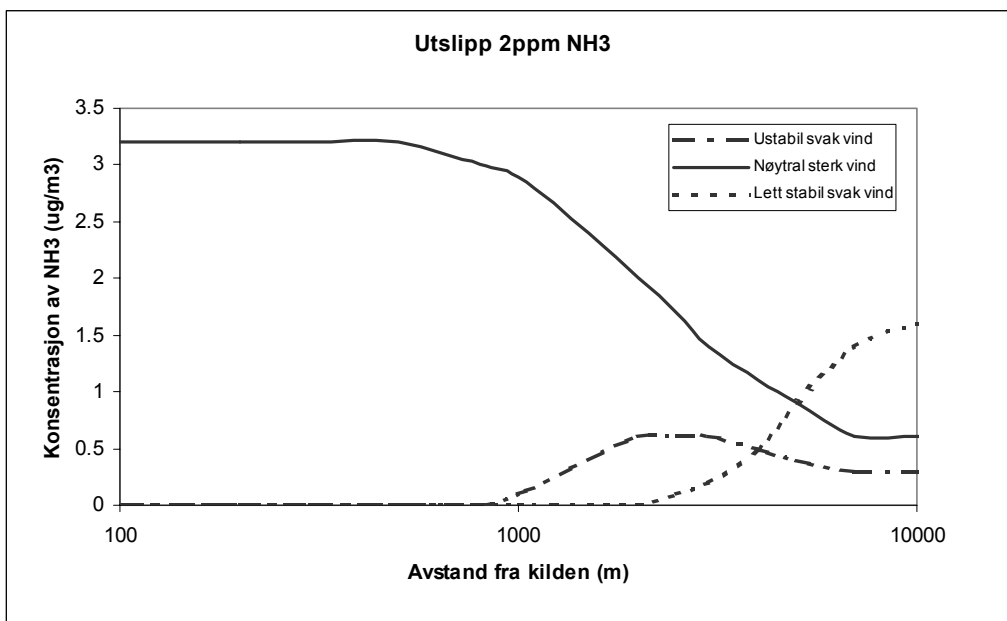
Resultatet av spredningsberegningene for utslipp av 5 ppm NO_x (regnet som NO₂) er vist i Figur 5. Figur 6 til Figur 8 viser resultatet av spredningsberegningene for NH₃ for utslipp på henholdsvis 2, 5 og 10 ppm.

Figurene viser maksimal timemiddelkonsentrasjon av NO_x og NH₃ for de mest kritiske kombinasjonene av vindstyrke og stabilitet. Maksimalbelastningen av NO_x (regnet som NO₂) er beregnet til ca 16 µg/m³, ca. 1 km fra utslippet ved nøytrale atmosfæriske forhold og sterk vind. Dette er ca. 16 % av anbefalt luftkvalitetskriterium for timemiddelverdi av NO₂. All NO_x vil ikke foreligge som NO₂, NO oksyderes til NO₂ av ozon, men NO₂ spaltes av sollys til NO og O. Dette fører til at den maksimale NO₂-konsentrasjonen vil være lavere enn den beregnede maksimale NO_x-konsentrasjonen. Den største belastningen ved lett stabil sjiktning og svak vind ca. 10 km fra bedriften er 9 µg/m³.

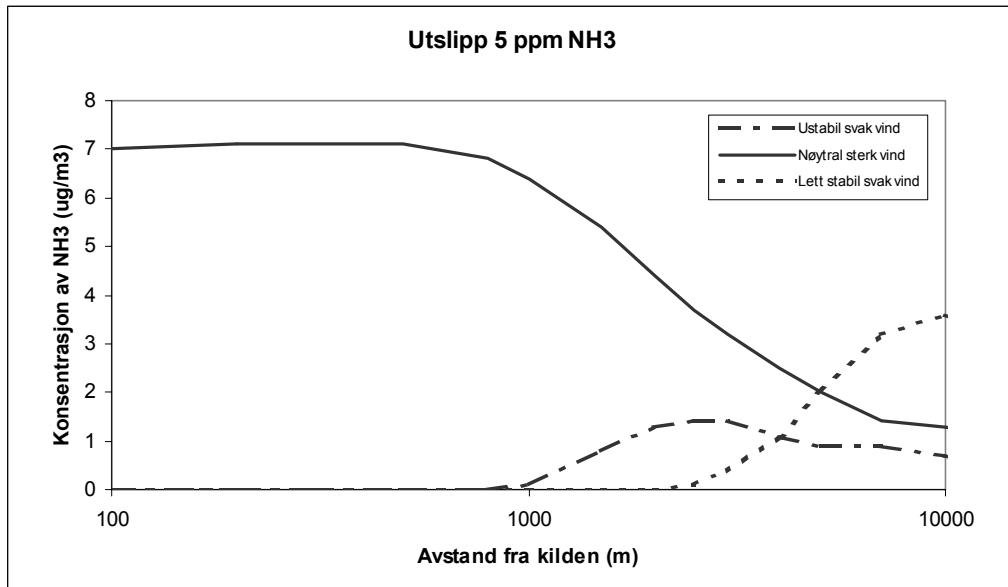
Maksimalbelastningene av NH₃ 1 km fra utslippet ved nøytral atmosfære og sterk vind er beregnet til ca 3, 6 og 14 µg/m³ for utslipp på henholdsvis 2, 5 og 10 ppm. Den største belastningen ved lett stabil sjiktning og svak vind 10 km fra bedriften er beregnet til ca 1,5, 3,5 og 8 µg/m³ for utslipp på henholdsvis 2, 5 og 10 ppm.



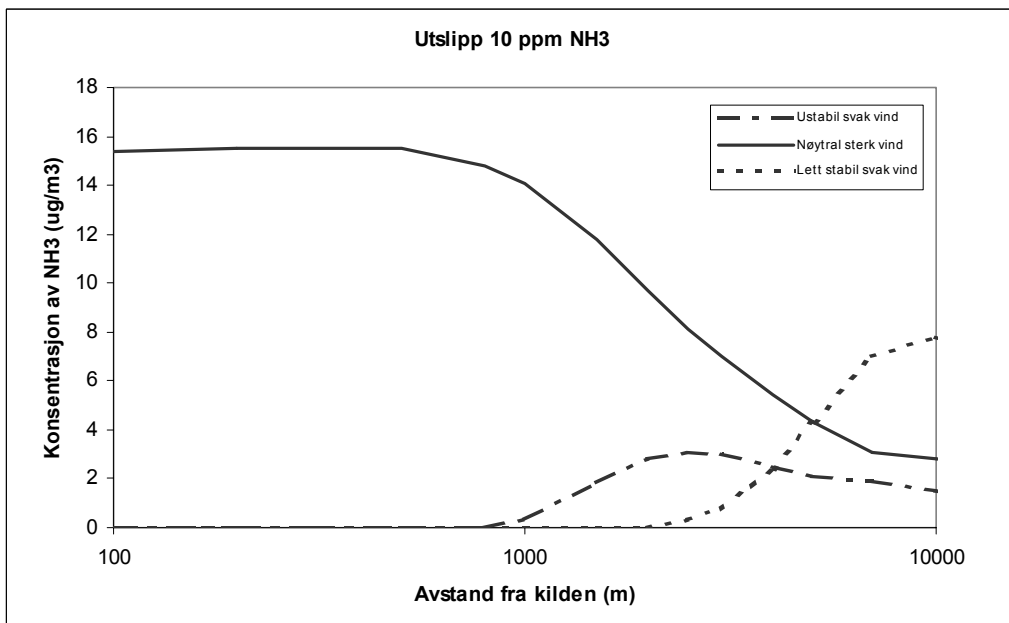
Figur 5: Maksimal timemidlet bakkekonsentrasjon av NO_x (regnet som NO₂), som funksjon av avstand fra skorsteinen. Enhet µg/m³.



Figur 6: Maksimal timemidlet bakkekonsentrasjon av NH₃ for utslipp på 2 ppm som funksjon av avstand fra skorsteinen. Enhet µg/m³.



Figur 7: Maksimal timemidlet bakkekonsentrasjon av NH₃ for 5 ppm utslipp som funksjon av avstand fra skorsteinen. Enhet µg/m³.



Figur 8: Maksimal timemidlet bakkekonsentrasjon av NH₃ for 10 ppm utslipp som funksjon av avstand fra skorsteinen. Enhet µg/m³.

6.2 Langtidsmiddelkonsentrasjoner

Beregningene av langtidsmiddelkonsentrasjonene er utført på grunnlag av meteorologiske data gitt i Kapittel 4 og utslippsdata gitt i Tabell 8. Beregnede konsentrasjoner for NO_x og NH₃ er vist i Vedlegg D.

Maksimalkonsentrasjonen av NO_x (regnet som NO₂) midlet over ett år i bakkenivå blir 0,11 µg/m³, og vil forekomme omtrent 6 km nord-øst for anlegget. Dette utgjør mindre enn 0.5 % av EUs grenseverdi for årsmiddelkonsentrasjonen. Når det gjelder NH₃, bliraksimalkonsentrasjonen midlet over et år 0,018, 0,039 og 0,086 µg/m³ for utslipp på henholdsvis 2, 5 og 10 ppm. Også her vil de største konsentrasjonene forekomme ca 6 km nordøst for anlegget.

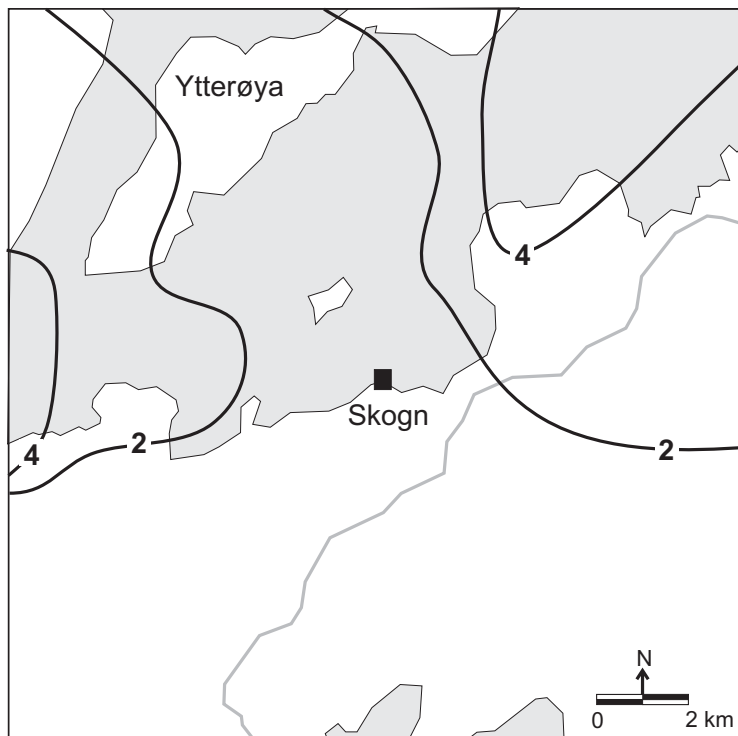
6.3 Avsetning av nitrogenforbindelser

Avsetning av nitrogenforbindelser ved utslipp av NO_x og NH₃ kan foregå ved tørravsetning og ved våtavsetning.

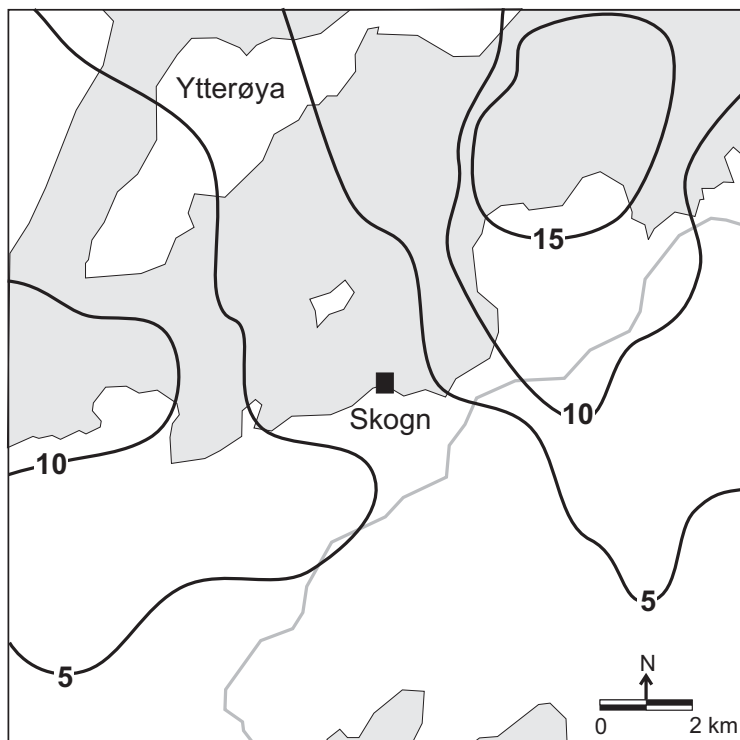
Bidraget til **tørravsetningen** av NO_x fra høye skorsteinsutslipp er lavt, fordi konsentrasjonene i bakkenivå er lave og røykfanen passerer over uten nevneverdig avsetning. Det maksimale bidraget for et kraftvarmeverk med to aggregater er beregnet å bli 5,2 mg N/m² for ett år. Den maksimale avsetningen vil komme nord-øst for anlegget. Tørravsetning av NO_x er vist i Figur 9.

Når det gjelder NH₃, så er bidraget fra tørravsetning betydelig høyere som følge av at plantene tar raskt opp NH₃ fra luften. Maksimal avsetning er beregnet til henholdsvis 18, 41 og 90 mg N/m² for utslipp på henholdsvis 2, 5 og 10 ppm. Dette er vist i Figur 10 til Figur 12.

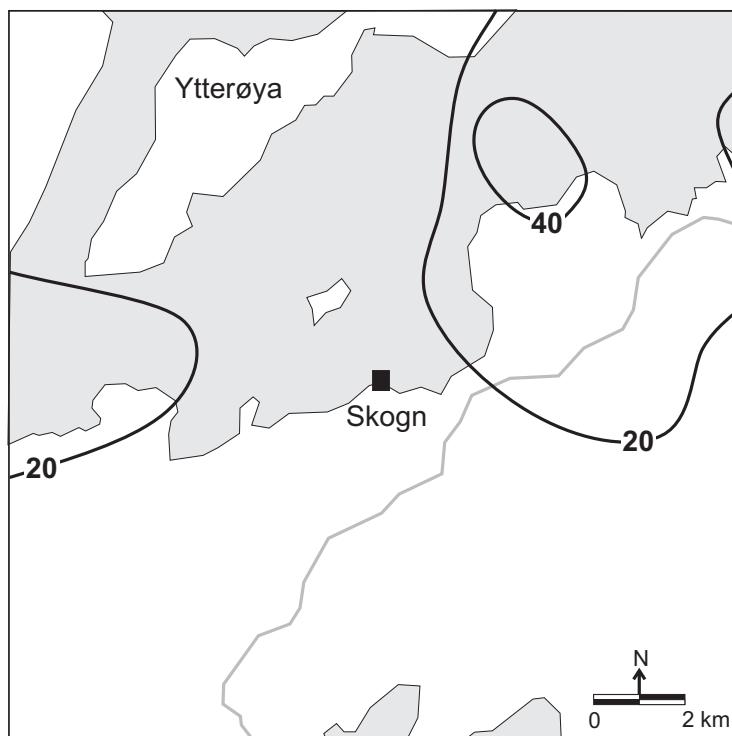
Tørravsetningen er beregnet å dekke et lite område og vil være sterkt avhengig av vegetasjonstype. Beregningene av tørravsetning er utført på grunnlag av meteorologiske data gitt i Kapittel 4.



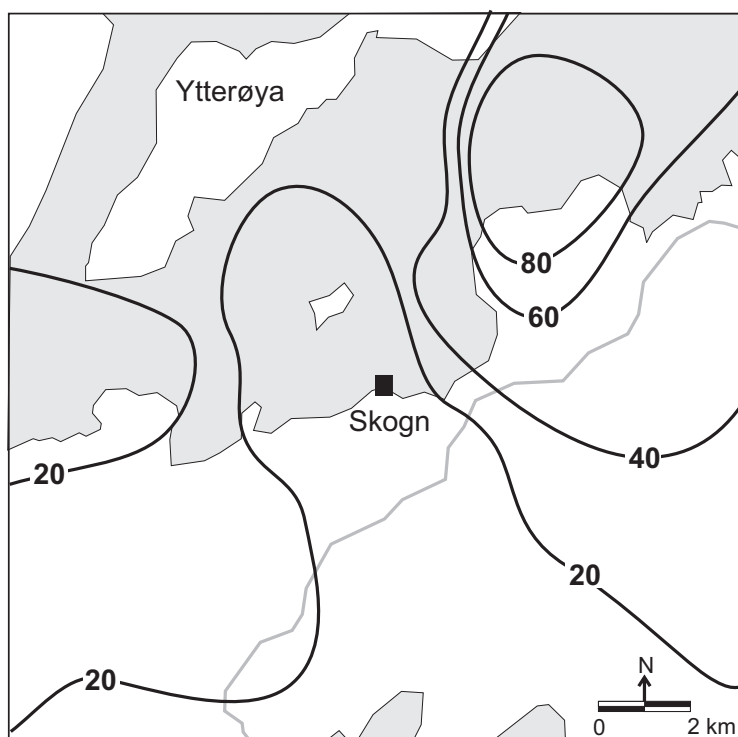
Figur 9: Årlig tørravsetning av nitrogen ved utlipp på 5 ppm NO_x fra kraftvarmeverk på Skogn. Enhet: mg N/m² pr. år.



Figur 10: Årlig tørravsetning av Nitrogen ved utlipp på 2 ppm NH₃ fra kraftvarmeverk på Skogn. Enhet: mg N/m² pr. år.



Figur 11: Årlig tørravsetning av nitrogen ved utslipp på 5 ppm NH_3 fra kraftvarmeverk på Skogn. Enhet: mg N/m² pr år.



Figur 12: Årlig tørravsetning av nitrogen ved utslipp på 10 ppm NH_3 fra kraftvarmeverk på Skogn. Enhet: mg N/m² pr år.

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

Modellen tar hensyn til all masse som ikke er transportert ut av beregningsområdet. Dette fører til at utslipp i timer før den aktuelle beregningstimen også kan bidra til konsentrasjoner og avsetning. Dette er spesielt viktig for modeller som skal beskrive kjemiske reaksjoner der reaksjonene er langsomme og skjer over tid.

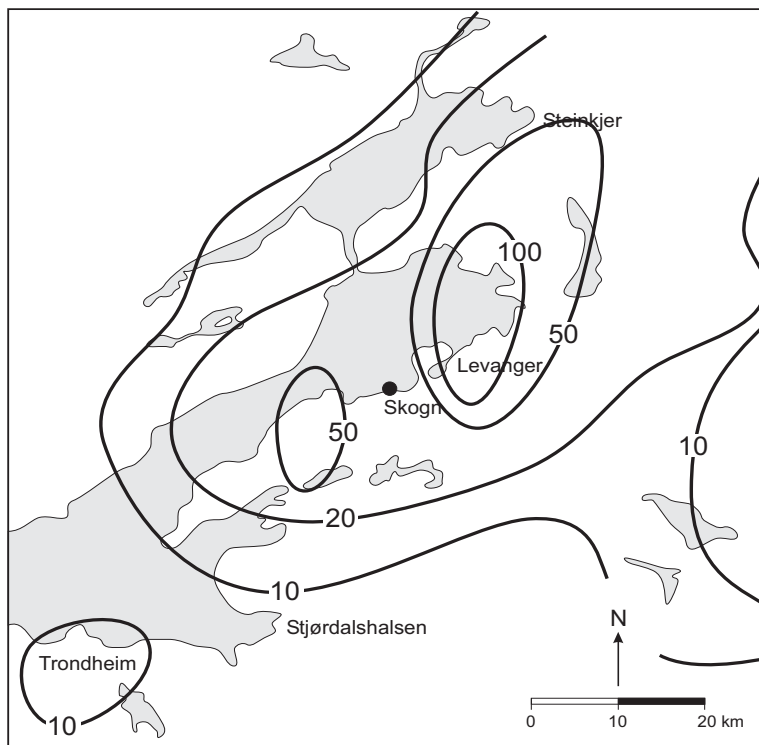
Størrelsen på våtavsetningen er avhengig av hvor mye nitrat som er tilgjengelig for avsetning. Hvor effektive de kjemiske reaksjonene er avhenger blant annet av konsentrasjonen i røykfanen. Hvis det er dårlig spredning, skjer reaksjonene raskere. Tilgjengelig nitrat er også sterkt avhengig av at det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

Våtavsetningen fra det planlagte utslippet på Skogn er beregnet fra time til time for perioden fra oktober 1997 til september 1998. Beregningene er presentert i Figur 13 til Figur 16. Tabell 9 viser maksimal våtavsetning i beregningsområdet, samt minimumsavsetningen innenfor et område på ca 200 km² der våtavsetningen fra kraftvarmeverket er størst.

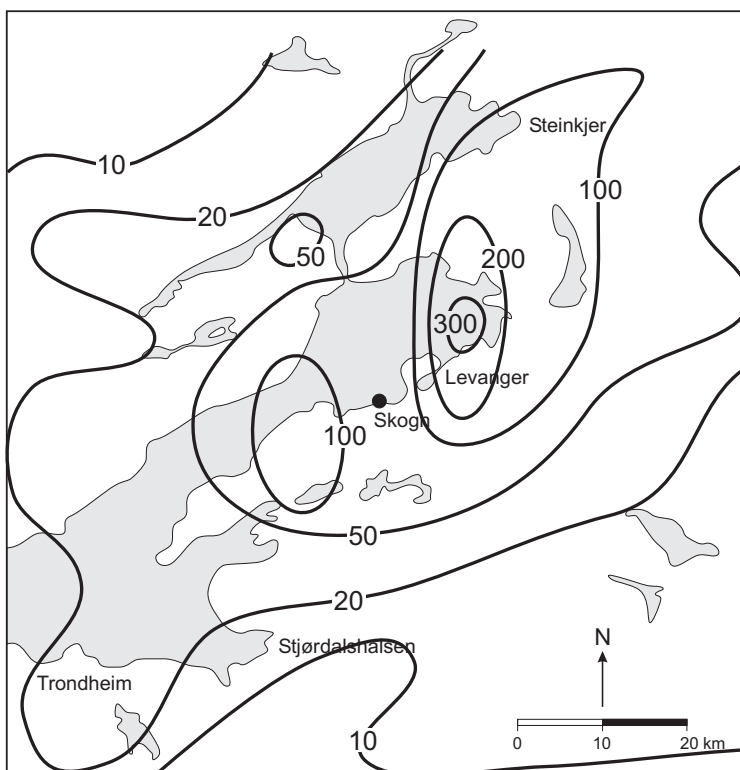
Den maksimale **totale nitrogenavsetningen** (sum av tørr- og våtavsetning) fra kraftvarmeverket for utslipp av NH_3 er beregnet til henholdsvis ca. 154 mg N/m²/år (2 ppm), ca. 389 mg N/m²/år (5 ppm) og ca. 794 mg N/m²/år (10 ppm). For utslippet av NO_x vil den maksimale totale nitrogenavsetningen bli på 18.2 mg N/m²/år. Legger man sammen bidraget fra utslippet av NO_x med bidraget fra det maksimale utslippet av NH_3 , kommer man opp i 812 mg N/m²/år. Den totale avsetningen av nitrogen i Nord-Trøndelag ligger i dag på 200 til 400 mg N/m²/år (Tørseth og Semb, 1998). Dette betyr at den maksimale totale avsetningen av nitrogen vil kunne komme opp mot 1200 mg N/m²/år når kraftvarmeverket er satt i drift og har et utslipp på 10 ppm NH_3 . Avsetningen av nitrogenforbindelser øker altså betydelig i forhold til dagens avsetning, men også i forhold til alternativet der SCR-rensing ikke benyttes.

Tabell 9: Maksimal N-våtavsetning for tre utslippsalternativer med ett eller to aggregater.

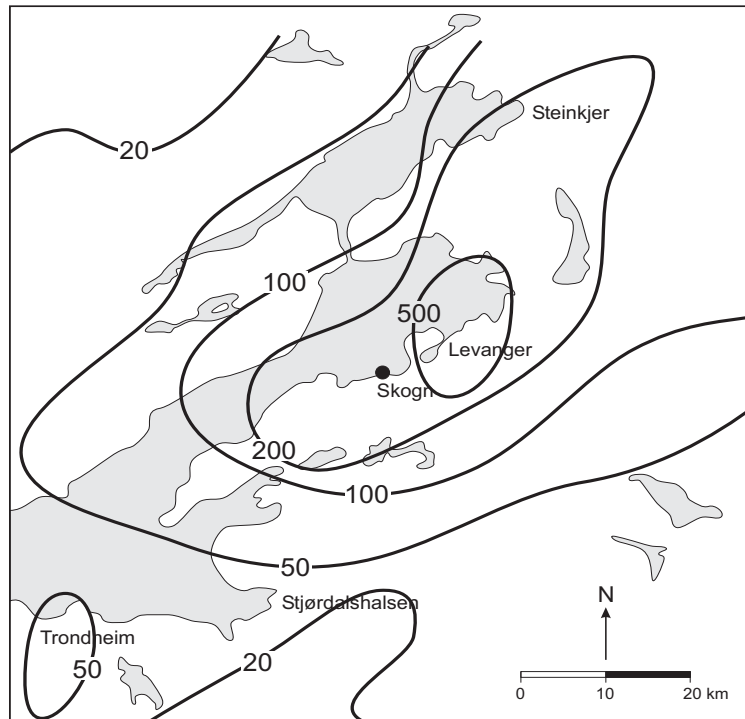
	Utslipp pr. år tonn	Maksimal N-avsetning mg N/m ² /år	Avsetningen i maksimalt belastet område på ca. 200 km ² er høyere enn gitte verdier mg N/m ² /år
2 ppm NH_3	70	136	100
5 ppm NH_3	170	348	200
10 ppm NH_3	340	704	500
5 ppm NO_x	370	13	8



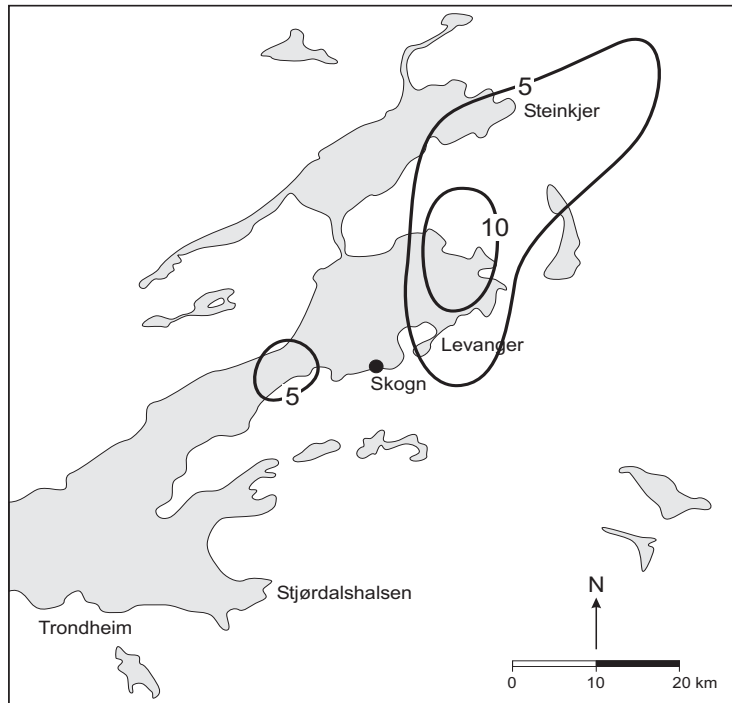
Figur 13: Årlig våtavsetning av nitrogen ved utslipp av 2 ppm NH₃ fra et kraftvarmeverk på Skogn. Enhet: mg N/m² pr. år.



Figur 14: Årlig våtavsetning av nitrogen ved utslipp av 5 ppm NH₃ fra et kraftvarmeverk på Skogn. Enhet: mg N/m² pr. år.



Figur 15: Årlig våtavsetning av nitrogen ved utslipp av 10 ppm NH₃ fra et kraftvarmeverk på Skogn. Enhet: mg N/m² pr. år.



Figur 16: Våtavsetning av nitrogen ved utslipp av 5 ppm NO_x fra et kraftvarmeverk på Skogn. Enhet: mg N/m² pr. år.

6.4 Dannelse av bakkenært ozon

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

Ozon i troposfæren har et varierende bakgrunnsnivå og forekommer dessuten episodisk med høye konsentrasjoner. Målinger av ozon ved bakgrunnsstasjoner i Norge viste at midlere konsentrasjon over 7 timer (kl 09-16) for perioden fra april til september 1996 (vekstperioden) var mellom 70 og 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i Trøndelag. Dette var noe høyere enn det anbefalte luftkvalitetskriteriet for vegetasjon, som er 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Tørseth og Manø, 1997). Målingene ved Skogn i perioden oktober 1997–september 1998 viste en midlere O_3 -konsentrasjon på 56 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (se Kapittel 3.2.4).

Tidligere beregninger for utslipp på norsk sokkel viser at det er nitrogenoksidutslippene som er begrensende faktor for dannelse av ozon i dette området.

De fotokjemiske reaksjonene vil i den første fasen raskt oksydere NO til NO_2 og omdanne ozon til oksygen. Nitrogenoksidene vil så danne ozon ved reaksjoner med hydrokarboner på litt lengre tidsskala.

For en vurdering av virkningen av ozonkonsentrasjonen, som følge av utslipp fra kraftvarmeverket på Skogn er det tatt utgangspunkt i tidligere beregninger for et anlegg med omtrent samme utslipp av NO_x som dette.

Ut fra tidligere resultater kan man si at utslipp av nitrogenoksider fra anlegget kan forårsake produksjon av ozon, men at økningen er relativt liten. Ozonkonsentrasjonen i bakkenivå vil anslagsvis øke mellom 1 og 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ som maksimal timemiddelverdi i det mest belastede området.

7 Effekter på naturmiljøet

7.1 Vann

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

7.1.1 Total nitrogenavsetning

Kart over overskridelser av tålegrenser for tilførsler av svovel og nitrogenavsetninger til overflatevann i Norge for perioden 1992-1996 (Henriksen og Buan, 2000) viser at i Nord-Trøndelag er bare noen svært små områder i de nordlige (Namsskogan og Røyrvik) og vestligste (Namdalseid) deler overskredet. En del områder spesielt i Lierne, Grong og Snåsa er nær å ha overskridelser.

Resultater fra den regionale innsjøundersøkelsen i 1995 (Skjelkvåle et al., 1996) viser at medianverdien for overskridelse av tålegrenser for tilførsler av svovel og nitrogen (for perioden 1988-1992) i alle innsjøer i Møre og Romsdal, Sør- og Nord Trøndelag var -50 mekv/ $\text{m}^2/\text{år}$ (dvs. at dagens syretilførselen er mye lavere

enn tålegrensen) og at < 5% av innsjøene i denne regionen av landet hadde overskridelser av tålegrensen.

En mer detaljert gjennomgang av innsjøene i Nord-Trøndelag viser at innsjøer med lave tålegrenser (< 25 mekv/m²/år) finnes først og fremst i Namdalseid og Leksvik kommune. Disse innsjøene ligger på 250-500 m o.h. Innsjøer med tålegrenser fra 25-50 mekv/m²/år finnes i Snåsa, Meråker og Flatanger kommune. Med unntak av innsjøen i Flatanger som ligger på 150 m o.h, er de andre innsjøene lokalisert fra 450-800 m o.h.

Vannkvaliteten i innsjøer i Nord-Trøndelag med hensyn på forsuring er generelt god. Anslagsvis mindre enn 5% av arealet i Nord-Trøndelag har pr. 1990 overskridelser av tålegrensen for forsuring (beregnet både med dagens nitrogenavrenning og nitrogenavsetningens bidrag til forsuring). Fra 1994 vil bare mindre områder i nordlige og vestlige deler av Nord-Trøndelag ha overskridelse av tålegrensen for forsuring (anslagsvis < 2 % av arealet i Nord-Trøndelag). I fremtiden vil denne situasjonen bli ytterligere forbedret når utslippsreduksjonene som er avtalefestet gjennom Gøteborgprotokollen (UN/ECE, 1999) er gjennomført.

7.1.2 Forsuring

I vurderingen av nitrogenavsetningens potensielle bidrag til forsuringssituasjonen i området rundt varmekraftverket på Skogn, baserer vi oss på beregninger av 5-årsmiddel (1992-1996) for nitrogenavsetning (Tørseth og Semb, 1998) som beskrevet i Kapittel 3.2.2 og resultater fra beregning av avsetning av ammonium fra 2 ppm NH₃, 5 ppm NH₃ og 10 ppm NH₃ og 5 ppm NO_x.

Området som i større eller mindre grad få en økning i nitrogenavsetningen som følge av aktiviteter ved varmekraftverket ligger i hovedsak på østsiden av indre deler av Trondheimsfjorden og strekker seg forbi Snåsavatn i nord (se Figur 13-Figur 16). Store deler av de lavereliggende delene av dette området er jordbruksarealer hvor gjødsling med nitrogen er den dominerende nitrogenkilden. Her vil en økning i nitrogenavsetning sannsynligvis ikke ha noen vesentlig innvirkning av betydning på vannkvaliteten.

Barskogsområdene mellom Verdalen og Steinkjer kan få en økning i nitrogenavsetning på 50-100 mg N/m² per år ved utslipp 2 ppm NH₃, 100-200 mg N/m² per år ved utslipp 5 ppm NH₃, og 200-500 mg N/m² per år ved utslipp 10 ppm NH₃. Områdene rundt Marsteinsvola i statsallmenningene Heia, Vollhaug og L. Vollhaug vest for Leksdalsvatnet vil for 10 ppm NH₃ kunne få et ekstra nitrogenavsetning opp mot 500 mg N/m² per år. Dette er en dobling av dagens nitrogenbelastning.

Hvis vi antar at vannkjemien i innsjøer i disse områdene tilsvarer de mest forsuringfølsomme innsjøene vi har i Nord-Trøndelag, kan vi konstruere de maksimalt mest uheldige forholdene som er mulig å få til, og på den måten illustrere betydningen av nitrogenavsetningen fra gasskraftverket i Skogn. De mest forsuringfølsomme innsjøene i Nord-Trøndelag har i dag en liten overskridelse av tålegrensen for forsuring som en følge av for høye

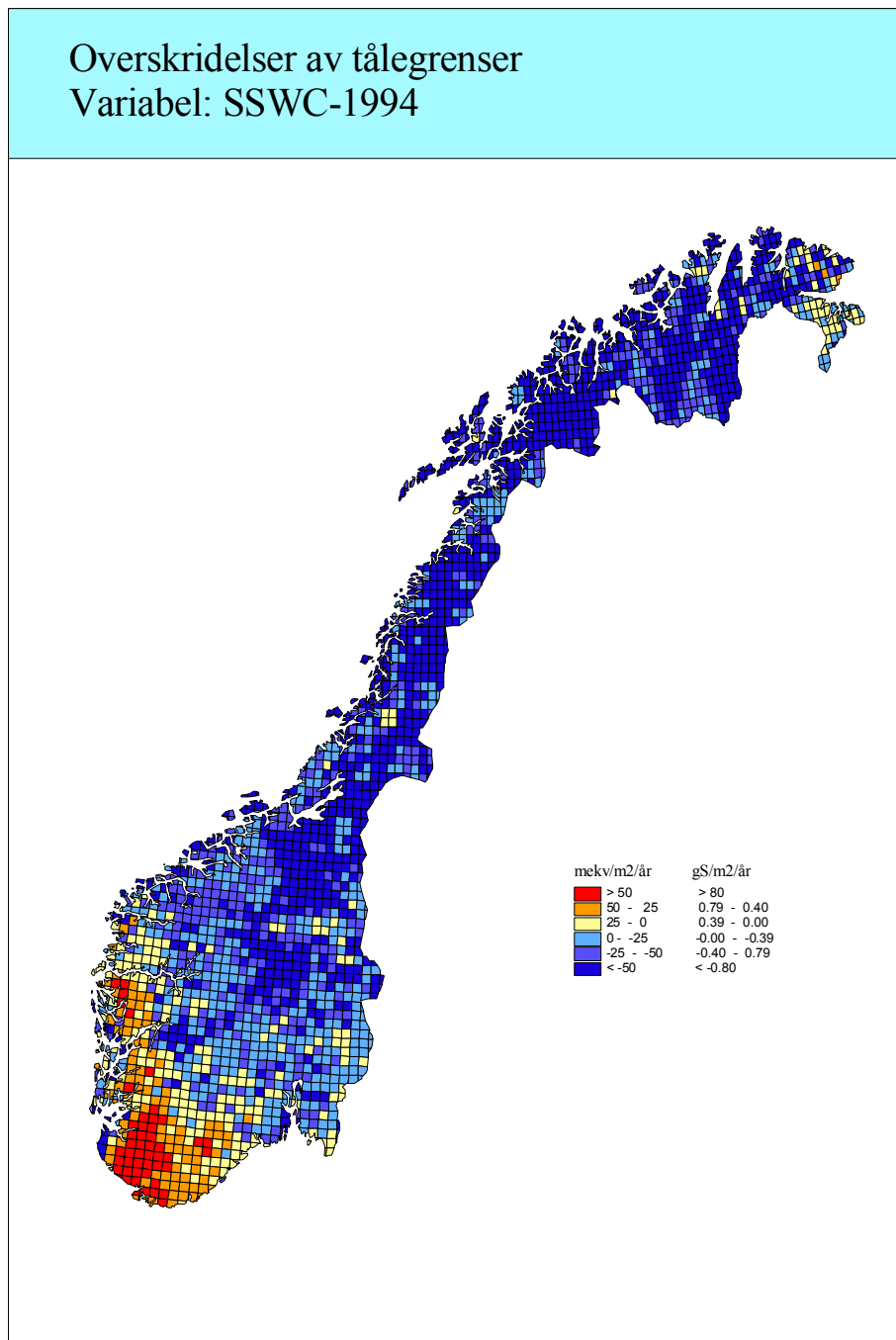
svoveltilførsler. Nitrogen bidrar bare i liten grad til forsuring av disse innsjøene. Dette ser vi av at nitratkonsentrasjonene i innsjøer som ikke er påvirket av landbruk er svært lave. Hvis vi antar at hele økningen i nitrogenavsetning i forbindelse med aktiviteter på kraftvarmeverket bidrar til forsuring, vil dette ha en negativ innvirkning på forsuringssituasjonen i vann med lave tålegrenser.

I lavlandsområder med skog vil vi ut fra dagens kunnskap om lekkasje av nitrogen fra nedbørfelt (se kap. 2.2.2), ikke forvente økt %-vis nitrogenlekkasje fra land til vann i områdene som er berørt av økt nitrogendeposisjon ved aktivitet fra varmekraftverket, hverken med det nivået som er av nitrogenavsetning i dag, eller med det nivået som er forventet etter oppstart av et gasskraftverk.

7.1.3 Økt vekst av "grønske"

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

Økt avsetning og lekkasje fra land til vann kan også føre til økt vekst av fastsittende alger "grønske" i vann og vassdrag (Lindstrøm, 1993). Dette er mest utbredt i høyereliggende strøk med liten menneskelig aktivitet i nedbørsfeltet. Årsaken til den uønskede fremveksten av "grønske" er ikke klar, men økt nitrogenavsetning og tilgjengelighet av nitrogen gjennom hele vekstperioden er framholdt som en sannsynlig årsak (Lindstrøm, 1999, 2000). Den akvatiske floraen i vann i fjell- og heiområder i Nord-Trøndelag er tilpasset lavt innhold av plantenæringsstoffet nitrogen og det er derfor uvisst om en kraftig økning av nitrogenavsetningen som følge av aktiviteter fra gasskraftverket vil kunne ha negativ innvirkning på "grønskevekst" i vann og vassdrag i områder over tregrensen. I denne sammenhengene er det spesielt områdene rundt Marsteinsvola og Ravlvola på hhv. vestsiden og østsiden av Leksdalsvatnet som vil kunne bli påvirket.



Figur 17: Overskridelser av tålegrensen for forsurening av overflatevann, gitt svovelavsetning 1994 (gjennomsnitt for perioden 1992-1996 fra Tørseth og Semb, 1998) og dagens NO_3^- -avrenning som mål for nitrogenavsetningens bidrag til overskridelse av tålegrensen (se forklaring i teksten). Det er brukt variabel ANC i beregningene (se vedlegg B). Enhet i mekv/m² pr. år (kart fra Henriksen og Buan, 2000).

7.2 Vegetasjon

Effektene av nitrogenoksider, total nitrogenavsetning og ozon på vegetasjon er vurdert etter SFTs luftkvalitetskriterier (SFT, 1992) og UN ECEs tålegrenser (Bobbink et al., 1996) for terrestriske økosystem (Tabell 1 og Tabell 2). Effekten av nitrogenoksider er vurdert på bakgrunn av de foreliggende data om NO₂-konsentrasjoner i luft. Den totale nitrogenavsetningen er beregnet som summen av våtavsetning og tørravsetning av NO_x og NH₃.

Vurderinger er gjort for de viktigste vegetasjonstypene i områder hvor spredningsberegninger er utført. Bakgrunnsnivåer og spredningsmodeller er basert på målinger utført i perioden oktober 1997–september 1998. Data fra norske bakgrunnsstasjoner (Tørseth og Pedersen, 1994; SFT, 1995) er også benyttet.

7.2.1 Nitrogenoksider

SFTs anbefalte luftkvalitetskriterium for NO₂ med hensyn på vegetasjon er satt til 30 µg/m³ med midlingstid 1 år. Bakgrunnsnivået for området, basert på informasjon fra norske bakgrunnsstasjoner, viser en årsmiddelkonsentrasjon på under 1,0 µg/m³. NILUs målinger viser et noe høyere nivå (se Kap. 3.2.4), da målingene her er utført i områder med industri, veier og tett befolkning. Dagens nivå ligger imidlertid langt under grensene for skader på planter.

Bidraget til NO₂-konsentrasjonen med SRC-rensing vil maksimalt bidra til en økning av den årlige NO₂-konsentrasjonen på bakkenivå med maksimalt 0,1 µg/m³. NO₂-konsentrasjonene på bakkenivå vil således ligge langt under de anbefalte luftkvalitetskriterier for vegetasjon på 30 µg/m³ som årsmiddel, og det forventes ingen direkte skader på planter på grunn av økte NO₂-konsentrasjoner i luft.

7.2.2 Påvirkning av ammoniakk

Ammoniakk reagerer raskt med andre forbindelser i luft til ammoniumsalter og løses også særdeles lett i vann til ammonium-ioner. Økte konsentrasjoner av ammoniakk i luft vil derfor bare kunne registreres helt lokalt rundt utslippsstedet. De beregnede bidragene fra kraftvarmeverket vil maksimalt utgjøre 0,01 µg/m³ ved utslipp av 2 ppm ammoniakk, 0,03 µg/m³ ved 5 ppm og 0,08 µg/m³ ved 10 ppm ammoniakk. Disse verdiene er så lave at de høyst sannsynlig ikke vil føre til direkte skader på planter i området. Imidlertid vil utlippene av ammoniakk indirekte kunne påvirke vegetasjonen gjennom økt total nitrogenavsetning og gjødslingseffekt (se nedenfor).

7.2.3 Total nitrogenavsetning - gjødslingseffekt

Data fra norske bakgrunnsstasjoner viser at dagens nitrogenavsetning i det aktuelle nedslagsfeltet til kraftvarmeverket ligger på mellom 200 og 400 mg N/m² pr. år. Våtavsetningen av nitrogen i indre deler av Trondheimsfjorden for perioden 1992-1996 (Tørseth og Semb, 1997) ligger mellom 266 og 296 mg N/m² pr. år. NILUs målinger fra september 1997 til oktober 1988 på Tangen gir imidlertid en betraktelig høyere nitrogenavsetning for dette området. Total våtavsetning av nitrogen var her 670 mg N/m² pr. år (Tabell 6), og tørravsetningen er estimert til ca 90 mg N/m² pr. år (se Kap. 3.2.7). Den totale nitrogenavsetningen på Tangen

blir da ca 760 mg N/m² pr. år. Dette kan skyldes at området på Tangen er nært knyttet til jordbruksområder, industri og biltrafikk. Disse påvirkningsfaktorene er imidlertid også vanlig i nedslagsfeltet for øvrig, og det er således ikke utenkelig at bakgrunnsnivået er generelt noe høyere enn verdiene fra norske bakgrunnsstasjoner. I vurderingene av effekter på vegetasjon er det imidlertid tatt utgangspunkt i bakgrunnsstasjonene og bakgrunnsverdien settes til ca. 500 mg N/m² pr. år.

Utslipp av 2 ppm NH₃ (70 tonn)

Den totale nitrogenavsetningen vil ved dette utslippet ligge mellom 580-630 mg N/m² pr. år rundt Skogn, med de maksimale avsetningene i områdene nord-øst og sørvest for bedriften, særlig rundt Levanger og Værdalsøra (se kap 6.3). Disse områdene består hovedsakelig av jordbruksarealer og bosetninger, og i mindre grad av naturlige vegetasjonstyper. De nedre tålegrensene for epifyttflora på trær, fattig fjellhei og nedbørmyr vil imidlertid bli svakt overskredet i hele influensområdet hvis bakgrunnsnivået settes til 500 mg N/m² pr. år.

Forekomstene av de mest humide barskogene (kystgranskoger/boreale regnskoger) ligger på Fosenhalvøya i god avstand fra de beregnede, maksimale nitrogenavsetningene, men influensområdet inneholder også mindre og større bestander av humid barskog. Overskridelsen av tålegrensen for epifyttflora i slike skoger kan medføre at trær i dette området kan få reduksjon i lavflora og økt algevekst på stammene, men siden overskridelsen av den nedre tålegrensen er liten vil eventuelle effekter være små .

Fattige fjellheier finnes flekkvis i området, men her er tålegrenseverdiene svært usikre og det er særdeles usikkert om bidragene vil påvirke disse vegetasjonstypene.

Høgmyrkompleksene Bågåmyra, Okstadmyra og Kvitmyra i Steinkjer kommune ligger relativt nær utslippsstedet og inneholder trolig fattig vegetasjon som er avhengig av næring fra nedbøren. Landskapet mellom Røra og Leksdalsvatn nord for Værdalsøra er også preget av fuktig barskog og mange små myrer. Siden tålegrensene for nedbørsmyr blir overskredet i dette området, kan det skje endringer i mosefloraen på bakken og økte innslag av gras og urter i de fattigste vegetasjonsutformingene, men endringene forventes i så fall å bli små.

De andre vegetasjonstypene i nedslagsfeltet til kraftvarmeverket (barskog, løvskog, enger og jordvannmyr) er av en så rik karakter at tålegrensene ligger godt over dagens bakgrunnsnivå (se Kap. 3.1). Nitrogentålegrensene for disse vegetasjonstypene vil ikke bli overskredet ved dette utslippsalternativet.

Utslipp av 5 ppm NH₃ (170 tonn)

Den totale nitrogenavsetningen vil ved dette alternativet ligge mellom 665-780 mg N/m² pr. år rundt Skogn, med maksimale avsetninger i områdene nord-øst og sør-vest for bedriften, særlig rundt Levanger og Værdalsøra. Influensområdet utvides noe i forhold til 2 ppm alternativet (se Kap. 6.3). I tillegg til overskridelser av tålegrenser for epifyttflora, fattig fjellhei og nedbørmyr vil den nedre

tålegrense for fattig barskog også bli svakt overskredet i Levanger/Værdalsøra området. Her er det imidlertid små areal av slike fattige vegetasjonstyper.

Effektene på vegetasjon vil bli som ved 2 ppm, med den forskjell at humide barskoger på Fosenhalvøya blir noe mer berørt og at en større overskridelse av tålegrensene vil øke sannsynligheten for endringer i de mest utsatte vegetasjonstypene.

Utslipp av 10 ppm NH₃ (340 tonn)

Den totale nitrogenavsetningen vil ved dette alternativet ligge mellom 780-1030 mg N/m² pr. år rundt Skogn, med maksimale avsetninger i områdene nord-øst og sør-vest for bedriften, særlig rundt Levanger og Værdalsøra. Influensområdet utvides betraktelig i forhold til 2 ppm alternativet (Se Kap 6.3). I tillegg til overskridelse av nedre tålegrensene for epifyttflora, fattig fjellhei, nedbørmyr og fattig barskog vil også nedre tålegrenser for næringsfattige lauvskoger og bartrær kunne bli overskredet i de mest belastede områdene. Overskridelsen av disse vil imidlertid være svært små, og eventuelle indikasjoner på overskridelse vil knapt bli målbare. Derimot vil det skje betraktelige overskridelser av tålegrensene for epifytt vegetasjon i humide skoger og på nedbørmyr. I de mest belastede områdene vil selv den øvre tålegrensen overskrides.

Det er således sannsynlig at alternativ 10 ppm NH₃ vil medføre nedgang av lavflora i humide skoger og økt vekst av frittlevende alger på trestammer og greiner. På nedbørmyrer vil det kunne skje endringer i mosefloraen på bakken og økt innslag av gras og urter. Endringene vil bli størst i områder med de høyest påvirkede områdene. Ved dette alternativet er det også en fare for at nedbørmyrer i de større vernede myrområdene i Forravassdraget og øvre Forradalsområdet vil bli påvirket. Total nitrogen deponisjon vil her ligge på ca. 550-600 mg N/m² pr. år.

Tålegrensen for næringsrike skoger, enger og jordvannmyrer vil ikke bli overskredet. Disse vegetasjonstypene utgjør de største arealene innen influensområdet, og eventuelle endringer i utsatte vegetasjonstyper vil således dekke relativ små areal.

Man skal imidlertid være noe forsiktig med for bastante konklusjoner ved vurdering av effekter på vegetasjon på bakgrunn av en ren matematisk gjennomgang av tålegrenseoverskridelser. Naturen rundt Trondheimsfjorden er over lang tid tilpasset en lav nitrogenavsetning, og med en relativt sterk økning av nitrogenavsetningen er det mulig at uforutsette endringer kan skje, da man generelt vet lite om hvordan enkeltorganismer reagerer på økt nitrogentilførsel. Man må også ta forbehold i de noe usikre bakgrunnsnivåene. Bakgrunnsnivået kan for enkelte områder være så høyt at tålegrenseverdiene for de mest utsatte vegetasjonstypene allerede er overskredet.

7.2.4 Ozon

Bakgrunnsnivået av ozon i indre Trondheimsfjorden er periodisk høyt nok til å kunne gi skader på vegetasjon som medfører redusert fotosyntese og plantevekst (se Kap. 2.3.4 og 3.2.4). Økningen i ozonkonsentrasjon ved bakkenivå ved et NO_x

utslipp på 25 ppm fra gasskraftverket er tidligere antatt til maksimalt å utgjøre 1-5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ som timemiddel (Hagen et al. 1999). Reduseres dette til 5 ppm vil produksjonen av ozon fra dette utslippet reduseres deretter, trolig til under 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ som timemiddel. NH_3 -utslippet vil ikke bidra til ozondannelse i det hele tatt.

En hver økning av ozonkonsentrasjonen i områder med bakgrunnsverdier over tålegrensene er i utgangspunktet lite gunstig for vegetasjonen, og økte verdier kan medføre vekstreduksjon hos planter. Bidragene fra kraftvarmeverket er imidlertid så små at en eventuell vekstreduksjon vil være minimal.

7.3 Fauna

Vi har her hovedsakelig vurdert effekter på fugl og pattedyr av utslippene til luft fra kraftvarmeverket. Dette inkluderer ikke effekter av fysiske inngrep (som kraftledninger), og dermed heller ikke potensielle synergistiske effekter mellom utslipp og fysiske inngrep. Ved vurdering av effektene av både NO_x , total nitrogenavsetning og ozon på dyreliv er NILUs spredningsberegninger benyttet og vurdert i forhold til luftkvalitetskriterier for dyr/helse (SFT 1992). I den grad vi forventer ulike effekter på naturlig fauna i forhold til mennesker og laboratoriedyr, er dette vurdert.

7.3.1 Nitrogenoksider

Direkte effekter av NO_x på dyreorganismer vil være minimale. Bidraget til NO_2 -konsentrasjonen fra et kraftvarmeverk med SRC-rensing vil maksimalt bidra til en økning av den årlige NO_2 -konsentrasjonen på bakkenivå med maksimalt 0,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ og årsmiddelkonsentrasjonene for NO_2 på Skogn vil ligge langt under SFTs tålegrenser for skader på dyreliv/helse. Det synes derfor usannsynlig at disse påvirkningene vil ha noen målbar effekt på enkeltindivider av virveldyr, og følgelig heller ikke på sammensetning av dyrearter i faunaen i området.

7.3.2 Total nitrogenavsetning

Effektene av økt tilgang på nitrogen totalt på faunasammensetning er studert for jordfauna i jordbruksmark, for øvrig synes undersøkelser av konsekvensene av nitrogen gjødsling for dyreliv å være svært fragmentarisk og av liten generell overførbarhet mellom naturtyper (Bobbink et al. 1996). Inntil man vet mer om disse forhold vil de sekundære effekter gjennom særlig endringer av vegetasjonen, være det eneste man kan si noe om. Med basis i forventede effekter på planteliv vil det sannsynligvis skje en økning i både kvantitet og kvalitet av biotoper for dyr som beiter gress, mens arter som er knyttet til mer fattigere vegetasjonstyper ville få dårligere konkurransebetingelser.

For alternativ 2 og 5 ppm NH_3 kan det forventes mindre vegetasjonsendringer på nedbørmyr, men da i svært avgrensede områder. Vegetasjonsendringene kan i disse avgrensede områdene gi endrede miljøforhold for virvelløse dyr og endrede beitebetingelser for pattedyr. Men med basis i de usikre vurderinger av konsekvenser av total nitrogenavsetning på vegetasjon, og at effektene overfor dyreliv primært er sekundære, vil usikkerheten ved vurderinger for fauna være særlig stor. Man kan likevel ikke utelukke langsiktige endringer av virvelløse dyr. Endringer i moseflora og økte innslag av gras og urter på myrer vil her kunne

endre faunaen av virvelløse dyr, og de hekkende fugleartene i tilknytning til myrer vil muligens påvirkes både positivt og negativt. For pattedyr kan slike endringer føre til endret sammensetning av smågnagere, og endringene kan gi bedre beitebetingelser for noen pattedyr. Men siden eventuelle vegetasjonsendringer antas å bli små, vil effektene på dyreliv høst sannsynlig være små. Antakelig vil ingen av de viktigste jaktede viltartene i området kunne få noen målbare endringer i bestander på grunn av nitrogengjødsling fra alternativ 2 og 5 ppm NH₃ utslipp.

For alternativ 10 ppm NH₃ vil det være en større sannsynlighet for vegetasjonsendringer på nedbørmyrer, og næringsfattige barskoger får også overskredet sin tålegrense. Effektene på dyreliv vil bli som skissert under alternativ 2 og 5 ppm NH₃, og øke proporsjonalt med vegetasjonsendringene.

For rike skoger, enger og jorvannsmyrer forventes det ingen vegetasjonsendringer, og siden effektene overfor dyreliv primært er sekundære forventes det heller ingen endringer i dyrelivet.

7.3.3 Ozon

Bakgrunnsnivået er periodisk høyt nok til å kunne gi skadeeffekter på dyreliv/mennesker. Både timemiddelverdien på 100 µg/m³ og 8 timers middelet på 80 µg/m³ er periodevis overskredet, men bidraget fra kraftvarmeverket ved SRC-rensing av NO_x vil gi minimale konsentrasjonsøkninger av ozon.

Enhver økning av ozonkonsentrasjonen i områder som allerede har overskredet tålegrensene er i utgangspunktet lite gunstig for faunaen. Det er imidlertid vanskelig å kvantifisere effektene av så små tilleggskonsentrasjoner som utslippene fra kraftvarmeverket vil medføre, og det synes usannsynlig at disse påvirkningene vil ha noen målbar effekt på sammensetning av dyrearter i faunaen i området.

8 Referanser

- Aerts, R., Wallén, B. and Malmer, N. (1992) Growth-limiting nutrients in *Sphagnum*-dominated bogs subject to low and high atmospheric nitrogen supply. *J. Ecol.*, 80, 131-140.
- Andersen, K.M. (1983) Flora og vegetasjon ved Ormsetvatnet i Verran, Nord-Trøndelag. Trondheim (K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Ser. 1983-6) s. 1-29.
- Aune, E. og Holten, J.I. (1984) Skjøtselsplan for edellauvskogreservater i Nord-Trøndelag, med spesiell vekt på Byahalla i Steinkjer. Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvernavdelingen. (Rapport 4 - 1984) s. 1-67.
- Bakken, S. og Flatberg, K.I. (1995) Effekter av økt nitrogen-avsetning på ombrotrof myrvegetasjon. En litteraturstudie. Dragvoll (ALLFORSK Rapport 3).

- Baadsvik, K. (1981) Flora og vegetasjon i Leksvik kommune, Nord - Trøndelag. Trondheim (K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Ser. 1981-11) s. 1-89.
- Bevanger, K. (1993) Grevlingens status i Norge 1992. Trondheim (NINA Oppdragsmelding 197) s. 1-26.
- Bjørndalen, J.E. og Branderud, T.E. (1989) Verneverdige kalkfurusaker. Landsplan for verneverdige kalkfurusaker og beslektede skogstyper i Norge. I. Generell del. Trondheim (DN rapport 10-1989) s. 1-148.
- Bobbink, R., Hornung, M. and Roelofs, J.G.M. (1996) Empirical critical loads for natural and semi-natural ecosystems. Annex III. I: *Manual on methodologies for mapping critical loads/levels and geographical areas where they are exceeded*. Berlin, Federal environmental agency (Umwelt Bundes Amt).
- Branderud, 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.
- Bruteig, I. E. (1996) Terrestrisk naturovervåkning. Vekstrater hos vanleg kvistlav 1993 - 1994. Dragvoll (ALLFORSK Rapport 5).
- Bruteig, I.E., Thomsen, M.G. og Altin, D. (2001). Vekstrespons hos tre aerofyttiske alger på tilførsel av nitrogen. Trondheim (NINA Oppdragsmelding 680) s. 1-19.
- Bøhler, T. (1987) Users guide for the Gaussian type dispersion models CONCX and CONDEP. Lillestrøm (NILU TR 8/87).
- Dahl, E., Elven, R., Moen, A. og Skogen, A. (1986) Vegetasjonsregionkart over Norge 1:1 500 000. Nasjonalatlas for Norge. Hønefoss, Statens Kartverk.
- de Bakker, A.J. (1989) Effects of ammonia emission on epiphytic lichen vegetation. *Acta Bot. Neerl.*, 38, 337-342.
- Dirkse, G.M., van Dobben, H.F. and Tamm, C.O. (1991) Effects on fertilization on herb and moss layers of a Scotch pine stand in Lisselbo (Sweden); a multivariate analysis. Leersum, The Netherlands, Research Institute for Nature Management. (Report 91/7).
- Dise, N. and Wright, R.F. (1995) Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. *For. Ecol. Manage.*, 71, 153-161.
- Direktoratet for naturforvaltning (1995) Naturverneområder i Norge 1911-1944. Trondheim (DN-rapport 1995-3).
- Direktoratet for naturforvaltning (1997) Boreal regnskog i Midt-Norge. Trondheim (DN-rapport 1997-2).

- Falkengren-Grerup, U. (1993) Effects on beech forest species of experimentally enhanced nitrogen deposition. *Flora*, 188, 85-91.
- Ferm, A., Hytönen, J., Lähdesmäki, P., Pietiläinen, P. and Pätilä, A. (1990). Effects of high nitrogen deposition on forests: case studies close to fur animal farms. In: Kauppi, P., Anttila, P. og Kenttämies, K. red. *Acidification in Finland*. Berlin. Springer Verlag, pp. 635-668.
- Fremstad, E. (1992) Vegetasjon og flora langs Gråelva i Stjørdal, Nord-Trøndelag. Trondheim (NINA Oppdragsmelding 155) s. 1-22.
- Fremstad, E. (1995) Skjøtsel av beitemark på Tautra, Nord-Trøndelag. Trondheim (NINA Fagrapport 2) s. 1-49.
- Fremstad, E. og Bevanger, K. (1988) Flommarksskoger i Trøndelag. Vurderinger av verneverdier. Ås (Økoforsk Rapport 1988, 6) s. 1-140.
- Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. og Byrkjeland, S. (red.) (1994) Norsk fugleatlas. Klæbu, Norsk Ornitologisk Forening.
- Gravaas, A.A. (1970) Svartor (*Alnus glutinosa*). Med spesiell vekt på forekomstene i Nord-Trøndelag. Hovedoppgave. Ås, NLH.
- 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.
- Hagen, L.O. (1999) Målinger av luftkvalitet i Skogn og Levanger, oktober 1997–september 1998, i forbindelse med konsekvensutredning av utslipp av NO_x til luft fra kraftvarmeverk på Fiborgtangen i Skogn. Kjeller (NILU OR 3/99).
- Hagen, L.O., Aarrestad, P.A. og Skjelkvåle, B.L. (1998) Konsekvenser av utslipp av NO_x til luft fra kraftvarmeverk. Foreløpig vurdering. Fiborgtangen, Skogn. Kjeller (NILU OR 17/98).
- Hagen, L.O., Aarrestad, P.A., Guerreiro, C., Reitan, O. og Skjelkvåle, B.L. (1998) Konsekvenser av utslipp av NO_x til luft fra kraftvarmeverk. Foreløpig vurdering for ulike alternativer. Fiborgtangen, Skogn. Kjeller (NILU OR 26/98).
- Hagen, L.O., Aarrestad, P.A., Guerreiro, C., Reitan, O. og Skjelkvåle, B.L. (1999) Konsekvenser av utslipp av NO_x til luft fra kraftvarmeverk. Vurdering for tre alternativer. Fiborgtangen, Skogn. Kjeller (NILU OR 32/99).
- Haugskott, T. (1988) Ornitologisk rapport fra Rinnleiret og områdene ved Verdalselvas utløp, Levanger og Verdal kommuner, 1988. Trondheim (Trøndersk Natur Supplement 1988:1) s. 1-48.

- Haugskott, T. (1991a) Fuglefaunaen i Falstadbukta, Alfnesfjæra, Eidsbotn, Tynesfjæra, Rinnleiret, Ørin og Tronesbukta, Levanger og Verdal kommuner i Nord-Trøndelag fylke. Trondheim (Trøndersk Natur 18:2) s. 88-99.
- Haugskott, T. (1991b) Fuglefaunaen i Falstadbukta, Alfnesfjæra, Eidsbotn, Tynesfjæra, Rinnleiret, Ørin og Tronesbukta. Rapport til Fylkesmannen i Nord-Trøndelag.
- Haugskott, T., Værnesbranden, P.I., Øien, I.J. og Østerås, T.R. (1996) LRSK-rapport for Nord-Trøndelag 1995. Trondheim (Trøndersk Natur 23:1). s. 4-17.
- Haugskott, T., Værnesbranden, P.I., Østerås, T.R. og Øien, I.J. (1993) LRSK-rapport for Nord-Trøndelag 1992. Trondheim (Trøndersk Natur 20:1). s. 4-11.
- Henriksen, A., Hindar, A., Styve, H., Fjeld, E. og Lien, L. (1996) Forsuring av overflatevann – beregningsmetodikk, trender og mottiltak. Oslo, Norsk institutt for vannforskning (NIVA-rapport LNR 3528-96).
- Henriksen, A., Lien, L., Traaen, T., Sevalrud, I. and Brakke, D.F. (1988) Lake acidification in Norway - present and predicted chemical status. *Ambio*, 17, 259-266.
- Henriksen, A. og Buan, A. K. (2000). Tålegrenser og overskridelse av tålegrenser for overflatevann, skogsjord og vegetasjon i Norge. Oslo, Norsk institutt for vannforskning (NIVA-rapport LNR 4179-2000) (Fagrapport Naturens Tålegrenser 104).
- 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.
- Holten, J.I. (1978) Verneverdige edellauvskoger i Trøndelag. Trondheim (K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Ser. 1978-4) s. 1-199.
- Husby, M. (1994) Ornitologisk rapport for Hammervatnet. Med hovedvekt på naturreservatet med nærmeste landområder. Steinkjer, Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvernavdelingen (Rapport 12-1994) s. 1-80.
- Insarova, I.D., Insarov, G.E. Bråkenhielm, S., Hultengren, S., Martinsson, P.O. and Semenov, S.M. (1992) Lichen sensitivity and air pollution. A review of literature data. Solna (Swedish Environmental Protection Agency Report 4007).
- 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.
- Kauppi, M. (1980) The influence of nitrogen-rich pollution components on lichens. Oulu. (Acta Universitatis Oulensis, A101) (Biologica, 9).

- Korsmo, H., Angell-Petersen, I., Bergmann, H.H. og Moe, B. (1989) Verneplan for barskog. Regionrapport for Midt-Norge. Trondheim (NINA Utredning 6). s. 1-99.
- Krogstad, K. (1979) Fuglefaunaen i Tromsdalen og Borgsåsen-området, Verdalen og Levanger kommuner, 1979. Trondheim (Trøndersk Natur Supplement 1979:3). s. 1-31.
- Lindstrøm, E-A. (1993) Økende grønske i norske vassdrag. Resultater av en spørreundersøkelse. E-92432. Oslo, Norsk institutt for vannforskning.
- Lindstrøm, E-A. (1999) Tålegrenser i fjellområder - hva betyr langtransporterte forurensninger for fastsittende algesamfunn?, I: Henriksen, A., *Tålegrenser i fjellområder*. Oslo, Norsk institutt for vannforskning. s.48-52.
- Lindstrøm, E-A. Kjellberg, G og Wright, R.F. (1999) Tålegrense for nitrogen som næringsstoff i norske fjellvann: økt "grønske"? Oslo, Norsk institutt for vannforskning. (NIVA-rapport LNR 4187-2000) (Naturens Tålegrenser Fagrapport 104).
- Lütke Twenöven, F. (1992) Competition between two *Shagnum* species under different deposition level. *J. Bryol.*, 17, 71-80.
- Malmer, N. (1993) Mineral nutrients in vegetation and surface layers of *Sphagnum* dominated peat-forming systems. *Adv. Bryol.*, 5, 223-248.
- Moen, A. (1998) Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. Hønefoss, Statens kartverk.
- Moen, A., Kjølvik, L., Bretten, S., Sivertsen, S. og Sæther, B. (1976) Vegetasjon og flora i Øvre Forradalsområdet i Nord-Trøndelag, med vegetasjonskart. Trondheim (K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Ser. 1976-9) s. 1-135.
- Moen, A. og Jensen, J.W. (red.) (1979) Naturvitenskapelige interesser og verneverdier i Forravassdraget og øvre Forradalsområdet i Nord-Trøndelag. Univ. i Trondheim (Gunneria 33) s. 1-94.
- Moen, A. og Selnes, M. (1979) Botaniske undersøkelser på Nord-Fosen, med vegetasjonskart. Trondheim (K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Ser. 1979-4) pp. 1-96.
- Moen, J. og Moen, A. (1977) Flora og vegetasjon i Tromsdalen i Verdalen og Levanger, Nord-Trøndelag med vegetasjonskart. Trondheim (K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Ser. 1977-6) s. 1-85.
- Moksnes, A. (1974) Litt om hekkefuglbestandens tetthet og sammensetning i oreskog. *Fauna, Oslo*, 27, 139-148.
- Moksnes, A. (1977) Fuglefaunaen i Forraområdet i Nord-Trøndelag. Sluttrapport fra undersøkelsene 1970-72. Trondheim (K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Zool. Ser. 1977-3) s. 1-56.

- Moksnes, A. (1985) Oreskogene langs vassdraga - dyreliv og naturvern. Trondheim (Trøndersk Natur 12:2) s. 55-56.
- Mortensen, L.M. (1994) Further studies on effects of ozone concentration on growth of subalpine plant species. *Norw. Agric. J. Sci.*, 8, 91-97.
- Mortensen, L.M. and Skre, O. (1990) Effects of low ozone concentrations on growth of *Betula pubescens* Ehrh., *Betula verucosa* Ehrh. and *Alnus incana* (L.) Moench. *New Phytol.*, 115, 165-170.
- Nihlgård, B. (1985). The ammonium hypothesis – an additional explanation to the forest dieback in Europe. *Ambio*, 14, 2-8.
- Nilsson, V.J. og Grennfelt, P. (1988) Critical loads for sulphur and nitrogen. Report from a workshop held at Skokloster, Sweden 19-24 March, 1998. København, Nordisk Ministerråd (Miljørapport 1988:15) (NORD 1988:97).
- Nygaard, P.H. (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 nitrogen gjødsling på vegetasjon og jord i barskog. Ås (Rapport fra Skogforsk 26/93).
- 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).
- 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.
- Reitan, O. (1985). Fugl i sørvendte alm-hassellier ved Trondheimsfjorden. *Fauna, Oslo*, 38, 87-94.
- Reuss, J. and Johnson, D.W. (1986) Acid deposition and the acidification of soils and waters. New York, Springer (Ecological studies 59).
- Roelofs, J.G.M., Kempers, A.J., Houdijk, A.L.F.M. and Jansen J. (1985). The effect of airborne ammonium sulphate on *Pinus nigra* var. *maritima* in the Netherlands. *Plant. Soil.* 84, 45-56.
- Roelofs, J.G.M., Boxman, A.V. og Dijk H.F.G. (1987). Effects of airborne ammonium on natural vegetation and forests. In: *Ammonia and acidification. Proc EURASAP-Symp. Bilthoven The Netherlands 13-15 April 1987*. Asman, W.A.H., Dieldersen, H.S.M.A. (red.) pp. 266-276.
- Rodhe, H. (1982). Tillförsel av växtnäringämnen från luften. *Skogs- och lantbruksakademis Tidskr., Suppl.* 14, 32-36.

- Skjelkvåle, B.L., Henriksen, A., Faafeng, B., Fjeld, E., Traaen, T. S., Lien, L., Lydersen, E. og Buan, A. K. (1996) Regional innsjøundersøkelse 1995. En vannkjemisk undersøkelse av 1500 norske innsjøer. Oslo, Statens forurensningstilsyn. (Statlig program for forurensningsovervåking Rapport 677/96).
- Skjelkvåle, B.L., Henriksen, A., Faafeng, B., Fjeld, E., Traaen, T., Lien, L., Lydersen, E. og Buan, A.K. (1997) Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør; regional innsjøundersøkelse 1995: en vannkjemisk undersøkelse av 1500 norske innsjøer. Oslo, Norsk institutt for vannforskning (NIVA-rapport, 3613-97) (Statlig program for forurensningsovervåking).
- SFT (1992) Virkninger av luftforurensninger på helse og miljø - anbefalte luftkvalitetskriterier. Oslo, Statens forurensningstilsyn (SFT-rapport 92:16).
- SFT (1995) Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1994. Red. B.L. Skjelkvåle. Oslo, Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 628/95).
- SFT (2001) Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel, 2000. Oslo, Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport nr. 828/2001).
- Sigmond, E.M.O., Gustavson, M. og Roberts, D. (1984) Berggrunnskart over Norge. 1: 1 million. Trondheim, Norges geologiske undersøkelse.
- Singsaas, S. (1986) Flora og vegetasjon i Ormsetområdet i Verran, Nord-Trøndelag. Trondheim (K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Ser. 1986-1) s. 1-22.
- Spjøtvoll, Ø. (1977) Ornitologiske undersøkelser i Eidsbotn, Levangersundet og Alfnesfjæra, Levanger kommune. Trondheim (K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Zool. Ser. 1977:8) s. 1-41.
- Størkersen, Ø.R. (1984) Fuglelokaliteter i Trøndelag. Del 2. Lavlandslokaliteter. Trondheim (Trøndersk Natur 11:2) s. 60-70.
- Størkersen, Ø.R. (1985) Fuglelokaliteter i Trøndelag. Del 3. Innlandslokaliteter. Trondheim (Trøndersk Natur 12:2) s. 36-43.
- Tamm, C.O. (1991) Nitrogen in terrestrial ecosystems. Questions of productivity, vegetational changes and ecosystem stability. Berlin, Springer Verlag. (Ecological Studies 81).
- Thingstad, P.G., Spjøtvoll, Ø. og Vie, G.E. (1982) Fuglefaunaen i Nord-Trøndelag fra 1970 til og med 1980. Trondheim (Trøndersk Natur Supplement 1982:2) s. 1-51.
- Tybirk, K., Bak, J. and Henriksen, L.H. (1995) Basis for Mapping of Critical Loads. Copenhagen, Nordic Council of Ministers (TemaNord 1995:510).

- Tømmerås, B.Å., Hofgaard, A., Wilmann, B. og Breistein, J. (1995) Fragmenteringsforsøk i granskog. Rapport etter sesongen 1995. Trondheim (NINA Oppdragsmelding 402) s. 1-35.
- Tørseth, K. and Semb, A. (1998) Deposition of nitrogen and other major inorganic compounds in Norway, 1992-1996. *Environ. Poll.*, 102, 299-304.
- Tørseth, K. og Manø, S. (1997) Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel, 1996. Kjeller (NILU OR 33/97) (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 703/97).
- Tørseth, K. and Semb, A. (1997) Deposition of major inorganic components in Norway 1992-1996. Kjeller (NILU OR 67/97).
- Tørseth, K. and Pedersen, U. (1994) Deposition of sulphur and nitrogen components in Norway 1988-1992. Kjeller (NILU OR 16/94).
- UN/ECE. (1999) The 1999 Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone. Document ECE/EB.AIR: New York and Geneva, United Nations Economic Commission for Europe.
- Van Breemen N., Burrough, P.A., Velthorst, E.J., Van Dobben, H.F. de Wit, Ridder, T.B. and Reijnders, H.F.R. (1982). Soil acidification from atmospheric ammonium sulphate in forest canopy throughfall. *Nature*, 299, 548-550.
- Van der Eerden, L.M.J. (1982) Toxicity of ammonia to plants. *Agric. Environ.* 7, 223-235.
- 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. I: *Progress and Problems in Lichenology in the eighties*. Ed.: Peveling, E. Berlin, J. Cramer. (Bibliotheca Lichenologica 25). s. 343-345.
- Værnesbranden, P.I. (1997a) Pattedyratlas - en utfordring! Trondheim (Trøndersk Natur 24:1) s. 22-24.
- Værnesbranden, P.I. (1997b) Flaggermus i Trøndelag. Trondheim (Trøndersk Natur 24:1) s. 25-27.
- Værnesbranden, P.I., Østerås, T.R., Øien, I.J. og Haugskott, T. (1997) Fugler i Nord-Trøndelag 1996. Trondheim (Trøndersk Natur 24:1) s. 4-18.

World Health Organization (2000) Guidelines for air quality. Geneva, WHO.

Øien, I.J., Værnesbranden, P.I., Østerås, T.R. og Haugskott, T. (1994) LRSK-rapport for Nord-Trøndelag 1993. Trondheim (Trøndersk Natur 21:1) s. 4-15.

Øien, I.J., Værnesbranden, P.I., Østerås, T.R. og Haugskott, T. (1995) LRSK-rapport for Nord-Trøndelag 1994. Trondheim (Trøndersk Natur 22:1) s. 4-15.

Vedlegg A

Beskrivelse av den fotokjemiske spredningsmodellen

Beskrivelse av den fotokjemiske spredningsmodellen

Modellen som er brukt til beregningene kalles FOTOPLUME og er en segmentert røykfanemodell som beregner middelkonsentrasjoner med spesifisert midlingstid i på forhånd fastlagte punkter (reseptorer). Figur A1 gir en grafisk fremstilling av modellens beskrivelse av røykfaner. I en segmentert røykfaner stykkes røykfanen opp i lengderetningen i segmenter (elliptiske sylindere) slik at det for hvert enkelt segment kan regnes konstant konsentrasjon langs segmentet (figur A1a og b). Størrelsen på de elliptiske sylindere angir røykfanens størrelse. Størrelsen av hvert segment blir bestemt ut fra spredningsparametere. På tvers av hvert segment varierer konsentrasjonen. Dette er beskrevet ved at hver elliptisk sylinder er delt opp i radielle skall. Konsentrasjonen er konstant innen hvert skall (figur A1c).

Hvert segment utvider seg med tiden. Når tverrsnittet av segmentet når en størrelse som er lik lengden av segmentet blir dette slått sammen med det segmentet som er sluppet ut i tidsskrittet før. Dette blir gjort for å spare regnetid. Hvert segment blir flyttet horisontalt ved en meteorologi som er avhengig av posisjon og varierer hver 6. time.

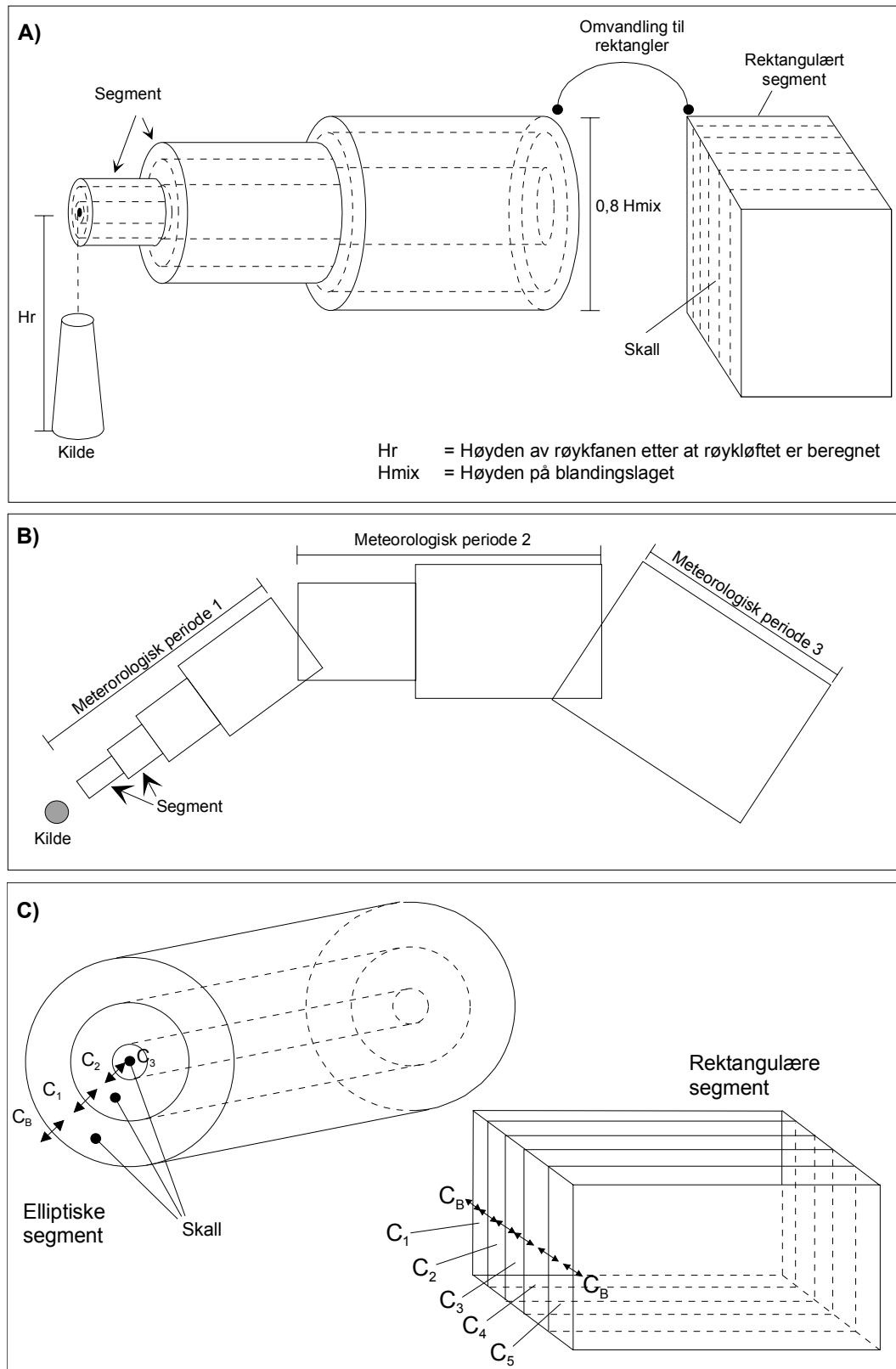
Når segmentets vertikale utstrekning blir 80% av høyden av blandingslaget, skiftes den elliptiske beskrivelsen ut med en rektangelbeskrivelse. Hvert skall blir da representert ved ett eller to rektangler med konstant konsentrasjon. Dette er beskrevet i figur A1a og c.

Når dimensjonen av røykfanen blir så stor at den får en vertikal utstrekning lik blandingshøyden er røykfanen gjennomblandet vertikalt og konsentrasjonene er tilnærmet konstant med høyden. Rektangelbeskrivelsen er da en mer realistisk beskrivelse av røykfanen.

Skallene og rektanglene utvider seg som funksjon av spredningsparametrene. Hvis det ikke blir produsert masse kjemisk eller at konsentrasjonen i bakgrunnen er større enn i røykfanen, vil konsentrasjonene avta inne i røykfanen. Det er tatt hensyn til utvekslingen mellom skallene og mellom røykfanen og omgivelsene gjennom diffusjonsligningen.

Innen hvert skall beregnes det fotokjemiske reaksjoner. Røykfanen vekselvirker med omgivelsene gjennom diffusjonsligningen og ved innblanding av bakgrunnsluft i det ytterste skallet. Dette er viktig for resultatet av de fotokjemiske beregningene. Fotokjemirutinen bruker varierende tidsskritt. Dette varierer etter visse regler slik at de fotokjemiske reaksjonene blir stabile.

Beregningsresultatene kan hentes ut i spesifiserte punkter eller i et rutenett. Dette er gjort for at brukeren kan ta ut beregningspunkt av spesiell interesse og for å begrense datamengden fra modelleringen.



Figur A1: Grafisk fremstilling av FOTOPLUMEs oppbygging.

A) Røykfanen beskrevet i perspektiv.

B) Røykfanen sett ovenfra.

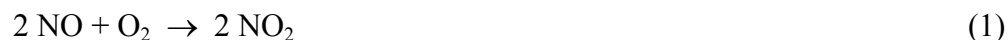
C) Beskrivelse av ett segment.

Reaksjoner i atmosfæren

Ved forbrenning av olje og gass foreligger oftest 1-10 % av nitrogenoksidene i utslippet som nitrogendioksid (NO₂) og resten som nitrogenmonoksid (NO). Summen av NO og NO₂ kalles gjerne NO_x.

Nitrogenoksidenes kjemiske omvandlingsreaksjoner er omtalt i flere bøker, oversiktsartikler og prosjektrapporter, se f.eks. Seinfeld (1986).

NO kan oksyderes til NO₂ av atmosfærisk oksygen:



Reaksjonen er imidlertid langsom, og den har bare praktisk betydning ved svært høye NO-konsentrasjoner, dvs. i umiddelbar nærhet av utslippet. Reaksjonen kan katalyseres av høye partikkelkonsentrasjoner. Aktiveringsenergien ved reaksjonen er negativ, og det betyr at oksidasjonshastigheten øker med avtakende temperatur (Lindqvist et al., 1982).

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



Målte månedsmiddelkonsentrasjoner av ozon i Sør-Norge er 20-80 µg/m³ (10-40 ppb). Inntil 10-40 ppb NO₂ kan derfor dannes ved reaksjon (2).

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



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



O₃ oksyderer imidlertid raskt NO til NO₂, og reaksjon (2) tilsvarer summen av reaksjon (3) og (4) men med motsatt fortegn, uten nettodannelse av O₃. Disse reaksjonene fører derfor til at det vil innstille seg en likevekt mellom NO, NO₂ og O₃, uten videre dannelse av ozon. Likevekten påvirkes av strålingsintensiteten.

Hvis vi forutsetter at ozon og atomært oksygen er i såkalt fotostasjonær tilstand, dvs. at de dannes og forbrukes tilnærmet like raskt, kan ozonkonsentrasjonen uttrykkes ved følgende enkle uttrykk:

$$[\text{O}_3] = \frac{k_3}{k_2} \frac{[\text{NO}_2]}{[\text{NO}]}, \text{ der } K_2 \text{ og } K_3 \text{ er reaksjonshastighetene for reaksjonene} \\ (2) \text{ og } (3). \quad (5)$$

For at ozonkonsentrasjonen skal nå opp mot grenseverdiene, dvs. 50-100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (25-50 ppb), vil $[\text{NO}_2]/[\text{NO}]$ - forholdet i følge likning (5) være lik 2,5-5 om dagen.

Nettodannelse av O_3 kan forklares ved at NO oksyderes til NO_2 uten at O_3 forbrukes. Slik oksydasjon skjer ved reaksjoner med et hydroperoksyldradikal (HO_2) eller mer generelt av et vilkårlig peroksyldradikal (RO_2):



Peroksyldradikaler kan dannes ved nedbryting av hydrokarboner med hydroksyldradikaler (OH), som f.eks. illustrert for butan (C_4H_{10}):



OH er svært reaktivt og den bestemmende komponenten for oksydasjonen i atmosfæren. OH eksisterer bare om dagen når det er fotokjemisk aktivitet (UV-stråling). Konsentrasjonen av OH kan bli inntil 10^7 molekyler pr. cm^3 (dvs. $4 \cdot 10^{-7}$ ppm eller $4 \cdot 10^{-4}$ ppb).

Dannelse av peroksyacetylnitrat (PAN) skjer ved reaksjon mellom NO_2 og et peroksyacetyldradikal:



Peroksyacetyldradikalet kan dannes ved nedbryting av f.eks. acetaldehyd. PAN er en nitrogenholdig fotokjemisk oksydant, som er termisk ustabil i atmosfæren. Dekomponeringen (likning (9) mot venstre) øker med økende temperatur. PAN og andre peroksyacetylnitrater fungerer som midlertidige lagre av nitrogenforbindelser. Kjemisk levetid for PAN varierer fra 6 h ved $+10^\circ\text{C}$ til 2 mnd. ved -20°C .

For videre oksydasjon av NO_2 til salpetersyre (HNO_3) er flere reaksjonsveier mulige:

A. Reaksjon med hydroksyl (OH):



B. Reaksjon med ozon (O_3):



NO_3 og N_2O_5 er fotokjemisk ustabile. De spaltes lett ved solstråling og forekommer vesentlig om natta. Reaksjonene (11)-(13) har derfor mindre betydning om dagen. Reaksjon (13) er en heterogen reaksjon mellom gassformig N_2O_5 og fuktige aerosolpartikler. Ved høy luftfuktighet om natta kan reaksjon (13) bli så rask at reaksjon (11) blir hastighetsbestemmende. Ved lav luftfuktighet vil NO_3 og N_2O_5 være midlertidige lagre av nitrogenforbindelser om natta, og NO_3 og N_2O_5 vil spaltes tilbake til NO_2 om dagen.

Vi ser av likningene (2)-(13) hvordan fotokjemien virker sterkt inn, ved at ozon og radikaler er viktige for oksydasjon av NO til NO_2 og videre til HNO_3 , og for dannelse av PAN og andre nitrogenholdige oksidanter.

Nitrogenoksidenes omvandlingsreaksjoner og spredning beregnes i Europa innenfor det internasjonale programmet EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme).

Gassformig HNO_3 reagerer med sjøsaltaerosoler og danner gassformig HCl og nitrat i aerosolfasen



Referanser

Seinfeld, J.H. (1986) Atmospheric chemistry and physics of air pollution. New York, Wiley.

Vedlegg B

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

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

Innen det internasjonale tålegrensearbeidet er det en rekke begreper som brukes. En sammenstilling og en kort beskrivelse av innholdet i begrepene er gitt i boks 1.

Boks 1

Definisjoner

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

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

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

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

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

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

Tålegrense-definisjonen gir oss en ramme for å lage tallmessige anslag for de belastninger som kan gi uønskede skader. Det finnes to hovedmetoder for å beregne tålegrenser for økosystemer i overflatevann; prosess-orienterte modeller og empiriske modeller. De prosess-orienterte modellene forsøker å beskrive matematisk de underliggende årsak/virkningsforholdene mellom sur nedbør og vannkvalitet. Slike modeller kan enten være dynamiske simuleringmodeller

(MAGIC, SMART etc.) eller steady state modeller basert på massebalanseberegninger (PROFILE). De empiriske vannkjemiske modellene er "steady state modeller" som ikke tar hensyn til tidsavhengige prosesser, og de kan derfor brukes på grunnlag av begrenset informasjon. En slik empirisk metode er allerede anvendt på større områder (Henriksen et al., 1992).

For beregning av tålegrenser for forsuring av overflatevann bruker vi en metode som kalles "The Steady-State Water Chemistry (SSWC) method". Denne er spesielt anvendt for overflatevann i områder hvor innsjøer er det mest følsomme økosystemet m.h.p. forsuring. Metoden forutsetter at tilnærmet all sulfat i avrenningen kommer fra sjøsalter og antropogene kilder (forbrenning av fossilt brennstoff) og at veldig lite genereres i nedbørfeltet ved forvitring. Tålegrensen for innsjøer kan beregnes på basis av en årlig veid middelvei, eller som i tilfellet med denne innsjøundersøkelsen, på basis av en høstprøve, som vi antar representerer en slik veid middelvei. Metoden baserer seg videre på bruk av ANC som et kjemisk kriterium for sensitive organismer i vannet.

Om forutsetningene i modellen

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

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

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

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

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

Vi antar nå følgende:

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

For før-forsuringssituasjonen har vi:

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Beregning av tålegrenser for syre

Tålegrensen for tilførsler av syre til innsjøer kan nå beregnes:

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

hvor:

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

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

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

Q = avrenning

For å kunne beregne tålegrenser for overflatevann, må man definere en verdi for ANC. SSWC-metoden er svært sensitiv for valget av ANC_{var} . I områder med lite sur nedbør vil sannsynligheten for nedbørepisoder som fører til en vannkvalitet hvor man får skader på fiskebestanden være liten, selv når $\text{ANC} = 0$, mens i områder med mye sur nedbør, kan man få store skader på fiskebestanden ved en slik ANC-verdi. For ikke å underestimere tålegrensene ved å bruke en fast ANC verdi på 20 $\mu\text{ekv/l}$ har man innført en variabel ANC som er en funksjon av deposisjonen - ANC_{var} . ANC_{var} er null i områder med liten deposisjon, og stiger til

50 $\mu\text{ekv/l}$ i områder med høy deposisjon. Effekten av denne funksjonen er at man reduserer arealer med overskredet tålegrense i områder som mottar lite sur nedbør.

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

Dagens overskridelser av tålegrensen for tilførsel av syre kan uttrykkes:

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

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

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

Referanser

- Brakke, D.F., Henriksen, A. og Norton, S.A. (1990). A variable F-factor to explain changes in base cation concentrations as a function of strong acid deposition. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24, 146-149.
- Henriksen, A. (1984). Changes in in base cation concentrations due to freshwater acidification. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22, 692-698.
- Henriksen, A. Lien, L. Traaen, T, og Taubøll, S. (1992) Tålegrenser for overflatevann - Kartlegging av tålegrenser og overskridelser av tålegrenser for tilførsler av sterke syrer. Oslo (Norsk institutt for vannforskning. Rapport 89210). (Naturens Tålegrense. Fagrapport 34).
- Henriksen, A., Posh, M. Hultberg, H og Lien, L. (1995) Critical loads and acidity for surface waters - Can the ANC limit be considered a variable? *Water, Air Soil Poll.*, 85, 2419-2424.

Vedlegg C

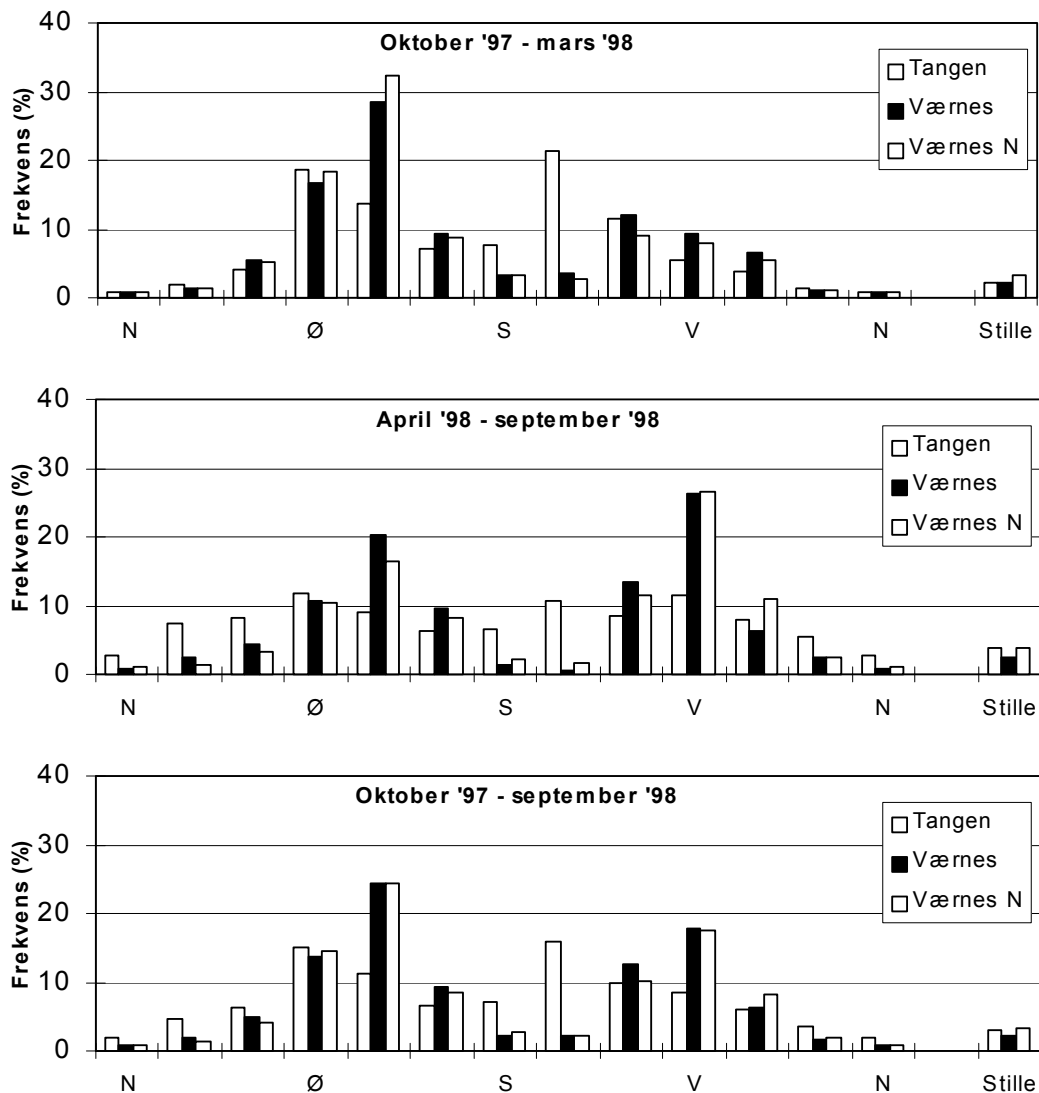
Spredningsforhold og meteorologi

Målingene

Den meteorologiske stasjonen var plassert ved Tangen ca. 3 km øst-nordøst for det planlagte kraftvarmeverket på Fiborgtangen. Målingene omfattet vindstyrke, vindkast, vindretning, temperatur, stabilitet, relativ fuktighet og nedbørmengde i perioden oktober 1997–september 1998. Alle målingene ble gjennomført kontinuerlig. Dataene ble logget som middelverdier over fem minutter og lagret som timemiddelverdier.

Vindretning

Vindfrekvensfordelinger fra Tangen for periodene oktober 1997–mars 1998 (vinterhalvår), april–september 1998 (sommerhalvår) og for hele perioden oktober 1997–september 1998 er vist i Figur C1. Figuren viser også vindfrekvensfordelinger fra Det norske meteorologiske institutts (DNMI) stasjon Værnes for de samme periodene i 1997/98 og i 1961-1990. Perioden 1961-1990 er definert som “normalperioden”. Figuren viser hvor stor prosent av tiden det blåste fra tolv 30-graders sektorer. Tallet C viser hvor stor del av tiden i prosent vindstyrken var lavere enn eller lik 0,5 m/s, definert som vindstille.



Figur C1 Vindfrekvensfordelinger for Tangen og Værnes for periodene oktober 1997–mars 1998, april–september 1998 og oktober 1997–september 1998, samt normalen for Værnes (N) for de samme periodene for årene 1961-1990.

Vindmålingene på Tangen viste at vind fra øst, øst-sørøst og sør-sørvest hadde høyest frekvens i perioden oktober 1997–mars 1998. Vind i en bred sektor fra vest til nordøst forekom mindre hyppig enn fra andre retninger. I sommerhalvåret 1998 var ikke hovedvindretningene så markerte som i vinterhalvåret 1997/98. Den største forskjellen mellom Tangen og Værnes var at det i begge halvårene var mindre hyppig vind fra øst-sørøst og vest (sommer) og oftere forekommende vind fra sør-sørvest ved Tangen enn ved Værnes. Stasjonen på Værnes er tydelig påvirket av hoveddalføret (Stjørdalen), slik at vinden kanaliseres langs dalaksen.

Vindmålingene på Værnes viste små forskjeller mellom måleperioden 1997/98 og normalperioden 1961-1990 med hensyn til hyppighetsfordeling av vindretninger

både i vinter- og sommerhalvåret. Måleperioden må derfor sies å være representativ med hensyn til forekomst av vindretninger.

Vindstyrke

Tabell C1 viser midlere vindstyrke for hver måned i perioden oktober 1997-september 1998 for Tangen og Værnes og middelvindstyrken for Værnes i normalperioden 1961-1990 for de samme månedene. Hele perioden sett under ett var midlere vindstyrke på Tangen omtrent som eller litt lavere enn på Værnes. Sett i forhold til normalperioden 1961-1990 var midlere vindstyrke i måleperioden litt lavere enn normalt.

Tabell C1 Midlere vindstyrke for hver måned for Tangen og Værnes og for Værnes for normalperioden 1961-1990 (m/s).

Måned	Tangen 1997/98	Værnes 1997/98	Værnes 1961-1990
Oktober	3,8 ¹⁾	3,8	3,7
November	2,3	3,3	3,9
Desember	2,7	2,9	4,2
Januar	3,7	3,8	4,1
Februar	5,2	4,2	3,9
Mars	4,0	4,2	4,0
Oktober-mars	3,6	3,7	4,0
April	2,8	4,0	3,9
Mai	3,0	3,3	3,9
Juni	2,5	2,8	3,8
Juli	2,6	3,3	3,7
August	3,3	3,7	3,5
September	2,2	2,7	3,7
April-september	2,7	3,1	3,8
Oktober-september	3,2	3,4	3,8

1) Målestart 9.10.1997.

Tabell C2 viser at det på årsbasis blåste under ca. 2,5 m/s i omlag halvparten av tiden. Vindstyrker over 6 m/s forekom i ca. 10% av tiden, mens det blåste over 10 m/s i ca. 2% av tiden. Høyeste timemidlete vindstyrke var 16,6 m/s. Vindstyrker over 10 m/s forekom mer enn 10 ganger så hyppig i vinterhalvåret som i sommerhalvåret.

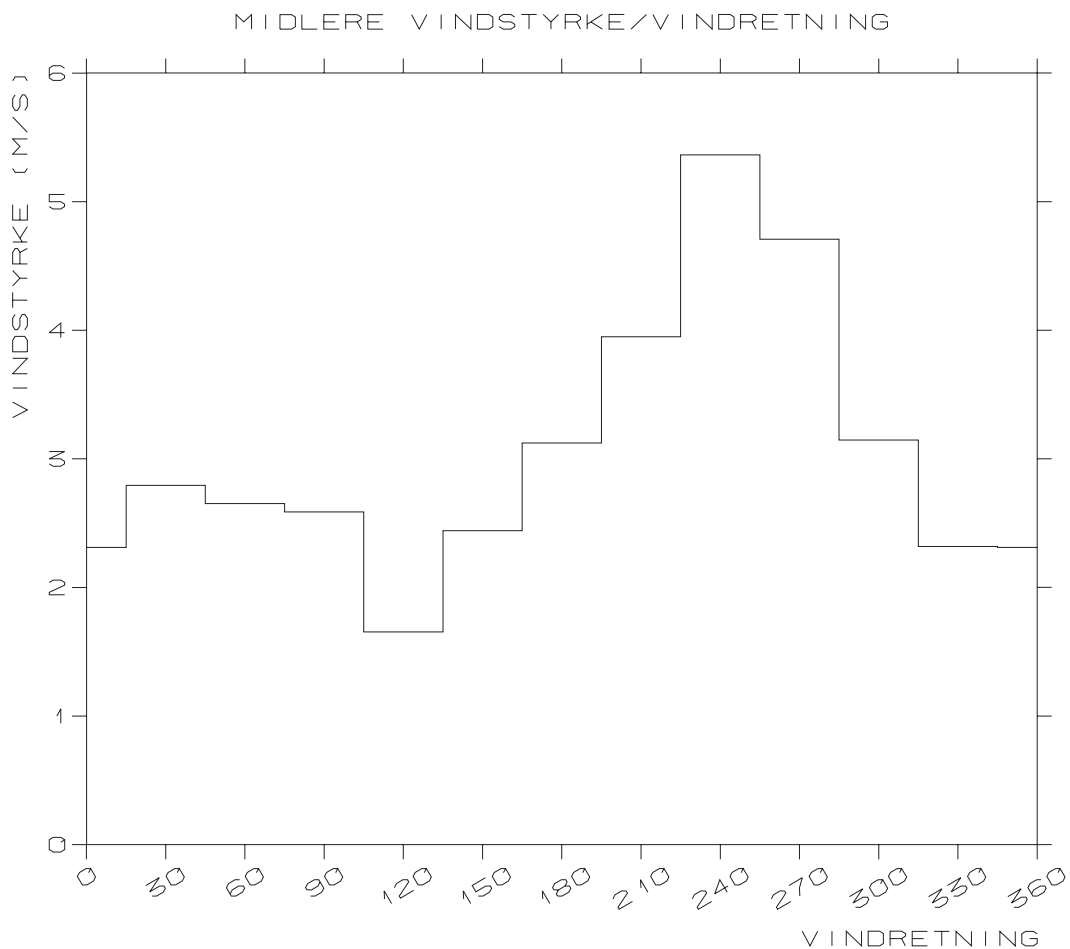
Figur C2 viser midlere vindstyrke for Tangen for perioden oktober 1997-september 1998 for tolv 30°-vindsektorer. Figuren viser at vind fra østlig og sørøstlig kant, som forekom hyppig, hadde lav vindstyrke. I gjennomsnitt hadde vind fra vest-sørvest høyest midlere styrke.

Tabell C2 Forekomst (frekvens) av vind (timemiddelverdier) i forskjellige vindstyrkeklasser ved Tangen i perioden oktober 1997–september 1998.

Timemiddelvindstyrke	Frekvens	Kumulativ frekvens
Stille	3,0	3,0
0,5 – 1,0 m/s	11,8	14,8
1,1 – 2,0 m/s	24,7	39,5
2,1 – 3,0 m/s	17,3	56,8
3,1 – 4,0 m/s	15,8	72,6
4,1 – 5,0 m/s	11,5	84,0
5,1 – 6,0 m/s	6,3	90,3
6,1 – 7,0 m/s	3,2	93,6
7,1 – 10,0 m/s	4,5	98,1
> 10,0 m/s	1,9	100,0

Høyeste timemiddelvindstyrke: 16,6 m/s (18.02.1998 kl 14)

STASJON : Tangen met
PERIODE : 1.10.97 - 30.9.98



Figur C2: Midlere vindstyrke i tolv 30°-vindsektorer ved Tangen i perioden oktober 1997-september 1998 (m/s).

Stabilitetsforhold

Vurdering av stabilitetsforholdene er basert på timevise målinger av temperaturdifferansen (ΔT) mellom 10 m og 2 m o.b. Fire stabilitetsklasser er definert på følgende måte:

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

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/land. 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 typisk for stille, klare netter og vintersituasjoner med avkjøling av bakken og det nederste luftlaget eller når atmosfæren avkjøles nedenfra på grunn av kald sjø. Temperaturen øker med høyden over bakken, og det blir dårlig vertikalspredning i det stabile luftlaget.

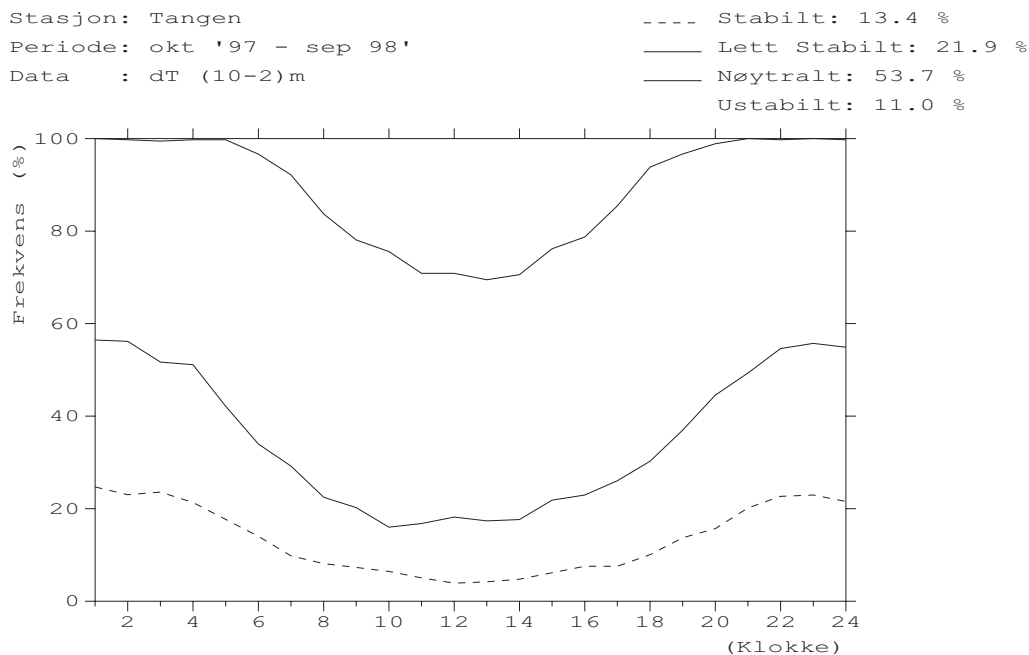
En statistisk bearbeidelse av frekvensfordeling av vind og stabilitet for Tangen for perioden oktober 1997–september 1998 fordelt på tolv 30°-vindsektorer, fire stabilitetsklasser og fire vindstyrkeklasser er vist i Tabell C3. Lett stabile og stabile forhold dominerte ved lav vindstyrke ($< 2 \text{ m/s}$), mens jo høyere vindstyrken var, dess større forekomst var det av nøytrale stabilitetsforhold.

Stabilitetsfordelingen som funksjon av tid på døgnet og som funksjon av vindretning for perioden oktober 1997–september 1998 er vist i henholdsvis Figur C3 og Figur C4. Nøytral sjiktning forekom i vel 50% av tiden. Stabil sjiktning forekom klart oftest i vinterhalvåret, mens ustabil sjiktning forekom betydelig hyppigere om sommeren enn om vinteren. Stabil sjiktning forekom oftest om natten, mens ustabil sjiktning forekom hyppigst på dagtid om sommeren. Nøytral sjiktning forekom hyppig til alle tidspunkt året rundt.

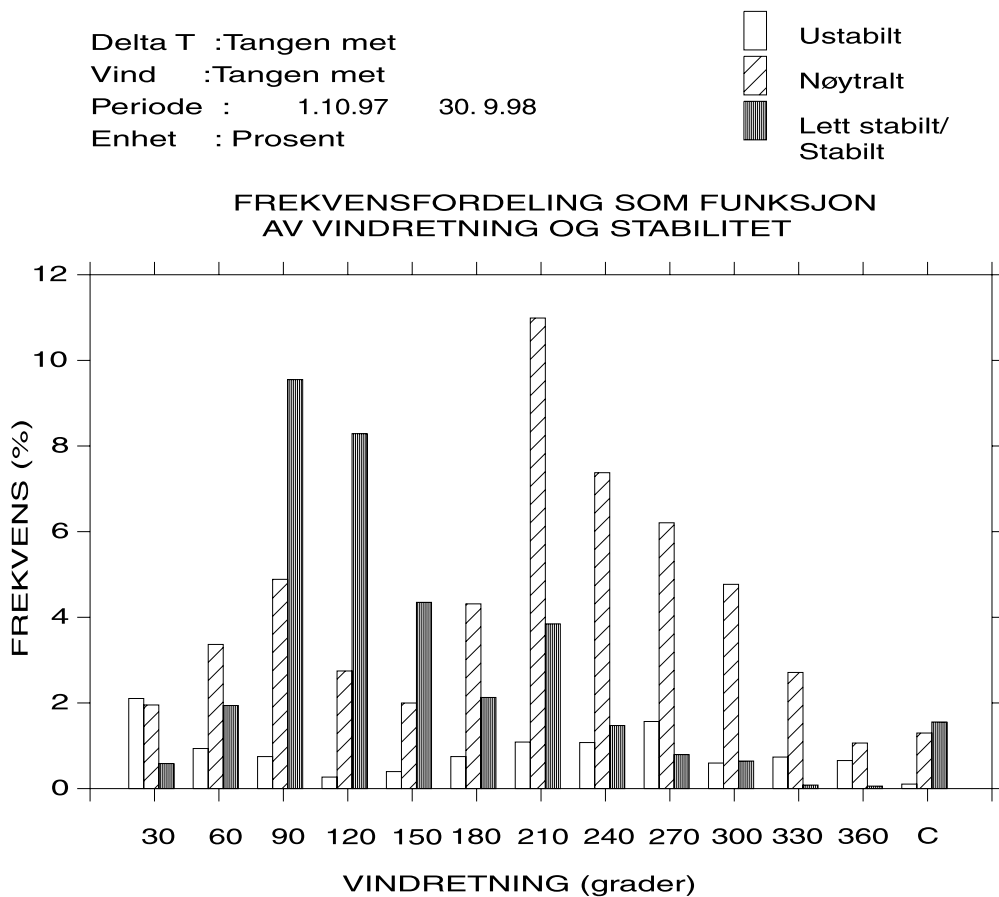
Ved vind fra østlig og sørøstlig kant (vanligvis lav vindstyrke) dominerte stabile og lett stabile forhold. Ved vind fra sør, sørvest og vest var det oftest nøytral stabilitet. Ustabil sjiktning forekom oftest ved vind fra nordøst og vest, særlig om sommeren.

Tabell C 3: Vind- og stabilitetsfordeling for Tangen for perioden oktober 1997–september 1998 fordelt på tolv vindsektorer, fire vindstyrkeklasser og fire stabilitetsklasser. Vindstyrke $\leq 0,5$ m/s er definert som vindstille.

Vindretning	0,0–2,0 m/s				2,0–4,0 m/s				4,0–6,0 m/s				over 6,0 m/s				Rose
	I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV	
30	0,6	0,6	0,2	0,1	1,2	1,0	0,2	0,0	0,3	0,3	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	4,6
60	0,4	1,2	0,5	0,3	0,4	1,6	0,5	0,2	0,1	0,6	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	6,2
90	0,3	2,1	1,9	2,2	0,3	1,8	2,9	1,4	0,2	1,0	1,1	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	15,2
120	0,0	1,9	2,6	4,2	0,2	0,5	0,5	0,8	0,1	0,3	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	11,3
150	0,0	0,8	1,4	2,1	0,1	0,3	0,4	0,3	0,1	0,4	0,1	0,0	0,1	0,5	0,0	0,0	6,7
180	0,1	1,3	0,8	0,4	0,2	1,7	0,7	0,1	0,2	1,0	0,1	0,0	0,2	0,3	0,0	0,0	7,2
210	0,2	1,1	0,5	0,1	0,6	5,0	1,5	0,1	0,2	3,6	1,1	0,1	0,0	1,3	0,4	0,0	15,9
240	0,4	0,7	0,3	0,1	0,4	1,7	0,5	0,0	0,2	2,0	0,3	0,0	0,1	3,0	0,2	0,0	9,9
270	0,4	1,3	0,2	0,0	0,5	1,5	0,1	0,0	0,5	1,4	0,2	0,0	0,2	2,1	0,2	0,0	8,6
300	0,1	1,9	0,3	0,0	0,2	1,5	0,2	0,0	0,2	1,0	0,1	0,0	0,1	0,3	0,1	0,0	6,0
330	0,5	1,3	0,1	0,0	0,2	1,1	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,5
360	0,3	0,6	0,0	0,0	0,3	0,3	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,8
Stille	0,1	1,3	1,0	0,6													3,0
Total	3,5	15,9	9,9	10,1	4,6	18,0	7,5	3,1	2,1	12,0	3,4	0,2	0,8	7,8	1,1	0,0	100,0
Forekomst	39,4%				33,1%				17,8%				9,7%				
	Fordeling på stabilitetsklasser																
	Klasse I				Klasse II				Klasse III				Klasse IV				
Forekomst	11,0%				53,7%				21,9%				13,4%				100,0%



Figur C3: Stabilitetsfordeling som funksjon av tid på døgnet ved Tangen for perioden oktober 1997–september 1998.



Figur C4: Atmosfærisk stabilitet som funksjon av vindretning ved Tangen for perioden oktober 1997-september 1998.

Lufttemperatur

Tabell C4 gir månedsmiddeltemperatur for hver måned for Tangen og Værnes for perioden oktober 1997-september 1998, samt normaltemperaturen for Værnes for de tilsvarende månedene i årene 1961-1990. Målingene viser at det var noe kaldere enn normalt i oktober 1997 og mai 1998. I januar 1998, februar 1998 og september 1998 var noe varmere enn normalt. I de øvrige månedene var det små avvik fra normaltemperaturen. Året under ett var 0,4°C varmere enn normalt. I alle månedene var det liten eller ingen forskjell mellom Tangen og Værnes.

Tabell C4: Månedsmiddeltemperaturer for Tangen og Værnes i perioden oktober 1997–september 1998, samt normaltemperaturer (middel for 1961–1990) for Værnes (°C).

Måned	Tangen 1997/98	Værnes 1997/98	Værnes 1961–1990
Oktober 1997	3,7 ¹⁾	4,3	6,1
November	0,5	0,6	0,9
Desember	-0,9	-0,9	-1,5
Januar 1998	0,5	-0,1	-3,2
Februar	0,9	1,2	-2,4
Mars	0,6	0,4	0,5
April	3,8	4,1	3,9
Mai	8,1	7,9	9,4
Juni	12,3	12,4	12,6
Juli	14,2	14,2	13,9
August	13,0	12,7	13,4
September	12,1	11,9	9,8
Okt. 97-sep. 98	5,7	5,7	5,3

1) Målestart 9.10.1997.

Nedbør

På Tangen ble nedbørmengden registrert hver time, mens Værnes rapporterer akkumulert døgnlig nedbørmengde. Tabell C5 viser månedlig nedbør fra Tangen og Værnes for perioden oktober 1997–september 1998, samt normal nedbør for Værnes basert på årene 1961–1990. For året som helhet var nedbørmengden på Værnes 830 mm, tilsvarende 93% av normalen. I forhold til normalen var det særlig mye nedbør i februar 1998 og august 1998, mens det var lite nedbør i november 1997, desember 1997, juli 1998 og særlig i september 1998.

Bortsett fra i juli og september 1998 ble det målt mindre nedbør på Tangen enn på Værnes. På årsbasis hadde Tangen 80% av nedbørmengden på Værnes. Denne forskjellen er neppe reell, og det er mest sannsynlig at NILUs målemetode (Aanderaa Instruments tipping bucket) gir litt mindre nedbør enn det faktisk er og at forskjellen er størst når det regner kraftig. Den store fordelingen med NILUs målinger er at de gir informasjon om når det faktisk regner fra time til time og at

nedbør kan ses i sammenheng med eksempelvis vindretning, som også måles kontinuerlig og lagres som timeverdier.

Tabell C5: Månedlig nedbør for Tangen og Værnes i perioden oktober 1997–september 1998, samt normal nedbør (middel for 1961–1990) for Værnes (mm).

Måned	Tangen 1997/98	Værnes 1997/98	Værnes 1961–1990
Oktober 1997	(71 ¹⁾) 98 ³⁾	120 ²⁾	104
November	6	26	71
Desember	8	13	84
Januar 1998	49	53	63
Februar	127	177	52
Mars	32	52	54
April	29	34	49
Mai	40	52	53
Juni	68	83	68
Juli	67	49	94
August	89	133	87
September	48	38	113
Sum okt. 97-sep. 98	661	830	892

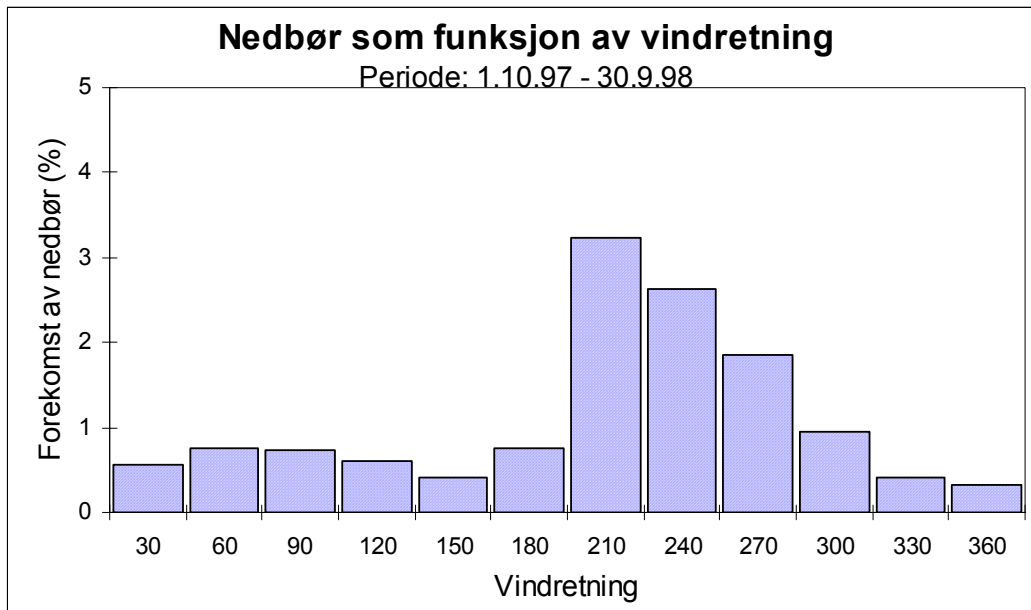
1) Målestart 9.10.1997.

2) Hvorav ca. 93 mm i perioden 9.-31.10.1997.

3) Korrigert til hel måned på grunnlag av data fra Værnes.

Forekomst av nedbør på Tangen i perioden oktober 1997–september 1998 fordelt på tolv 30°-vindsektorer er vist i Figur C5. Totalt ble det registrert nedbør i ca. 13% av tiden (timer med minst 0,1 mm nedbør). Rundt 60% av nedbørtilfellene forekom med vind i de tre 30°-sektorene omkring 210°, 240° og 270°. Sett i forhold til vindfrekvensfordelingen var det også størst frekvens av nedbørtimer ved vind fra disse sektorene. Rundt en firedel av timene med vind fra de tre 30°-sektorene 210°, 240° og 270° hadde nedbør. Samlet blåste det fra disse retningene i ca. 35% av tiden.

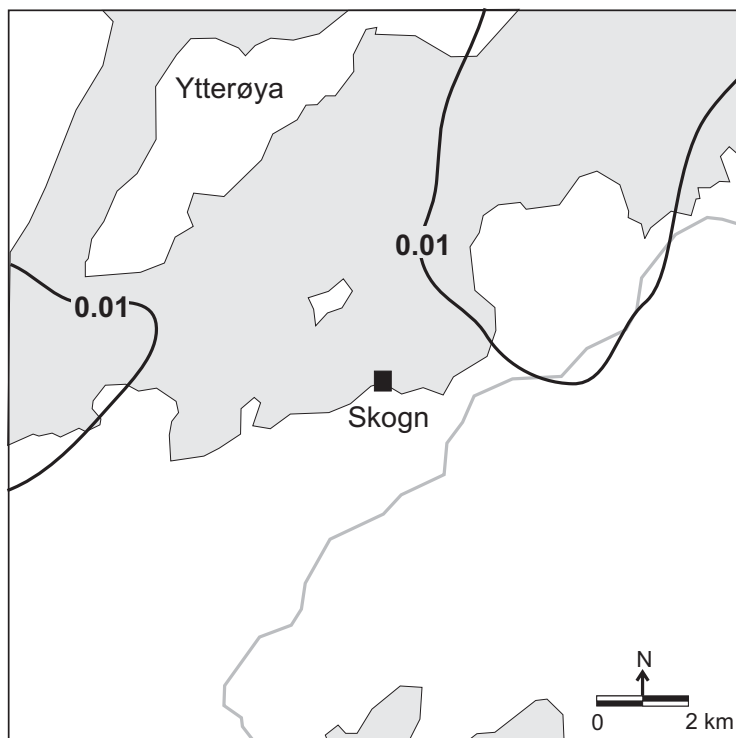
I forhold til frekvens av vind var det minst nedbørsansynlighet ved vind fra de tre 30°-sektorene 90°, 120° og 150° (fralandsvind). Bare ca. 5% av de timene det blåste fra disse retningene hadde nedbør.



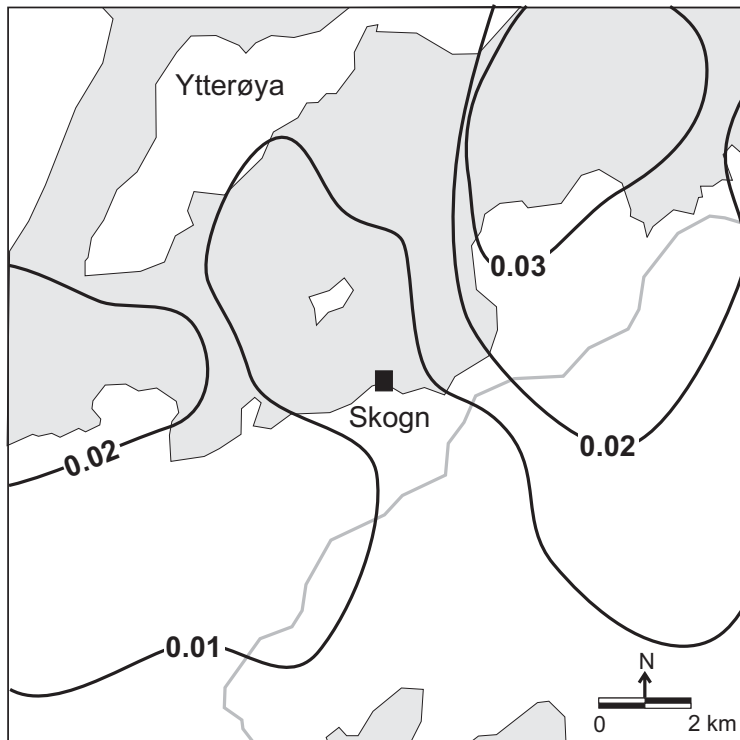
Figur C5: Forekomst av nedbør fordelt på tolv 30°-vindsektorer ved Tangen for perioden oktober 1997-september 1998. Forekomst er regnet i forhold til totalt antall timer i måleperioden.

Vedlegg D

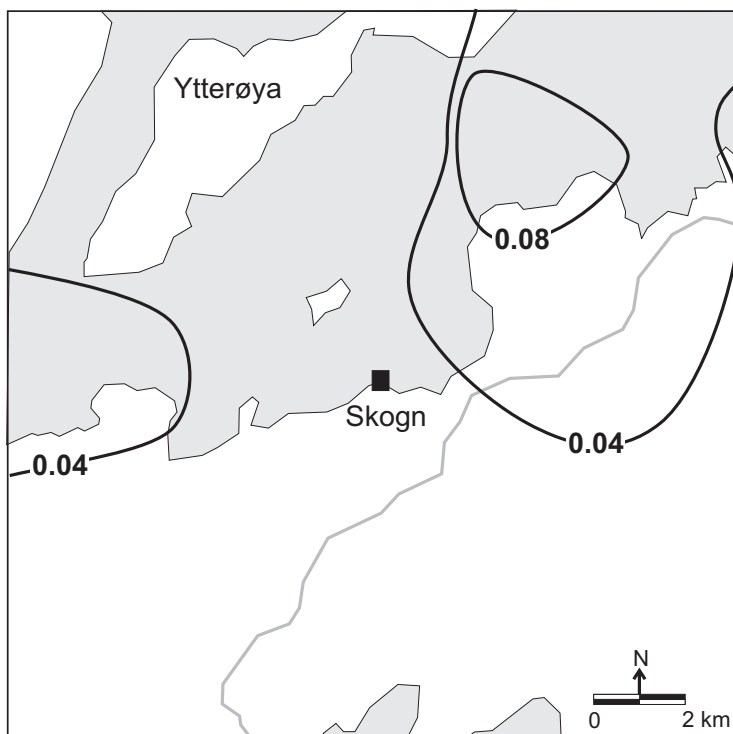
Langtidsmiddelkonsentrasjoner



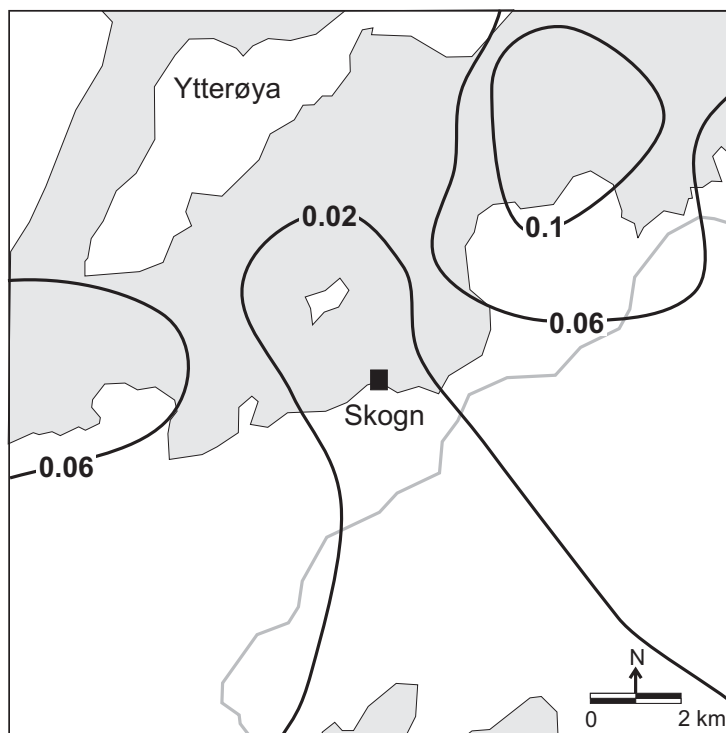
Figur D1: Beregnede middelværdier av ammoniakk ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) i perioden oktober 1997 – september 1998 for utslippsalternativ 1 (2 ppm).



Figur D2: Beregnede middelværdier av ammoniakk ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) i perioden oktober 1997-september 1998 for utslippalternativ 2 (5 mm.).



Figur D3: Beregnede middelværdier av ammoniakk ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) i perioden oktober 1997-september 1998 for utslippalternativ 3 (10 ppm).



Figur D4: Beregnede middelværdier av nitrogenoksider ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) i perioden oktober 1997-september 1998 for utslipp på 5 ppm.



Norsk institutt for luftforskning (NILU)

Postboks 100, N-2007 Kjeller

RAPPORTTYPE OPPDRAKS RAPPORT	RAPPORT NR. OR 42/2002	ISBN 82-425-1382-1 ISSN 0807-7207	
DATO	ANSV. SIGN.	ANT. SIDER 89	PRIS NOK 150,-
TITTEL Konsekvenser av utslipp av nitrogenforbindelser til luft fra kraftvarmeverk Fiborgtangen, Skogn		PROSJEKTLEDER Svein Knudsen	
		NILU PROSJEKT NR. O-102013	
FORFATTER(E) Svein Knudsen, Per Arild Aarrestad, Harold McInnes, Ole Reitan og Brit Lisa Skjelkvåle		TILGJENGELIGHET * A	
		OPPDRAKSGIVERS REF. Olav Norberg	
OPPDRAKSGIVER Industrikraft Midt-Norge DA Vollsveien 13B 1324 LYSAKER			
STIKKORD Kraftvarmeverk	Naturmiljø	Konsekvensanalyse	
REFERAT Norsk institutt for luftforskning (NILU), Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og Norsk institutt for naturforskning (NINA) har utredet virkningen av utslipp av NO _x og NH ₃ til luft på naturmiljøet fra et kraftvarmeverk på Fiborgtangen ved Skogn. Det er beregnet konsentrasjoner i luft, forurening av vann og påvirkning av flora og fauna.			
TITLE Consequences of emissions of NO _x and NH ₃ to air from a power heating plant. Fiborgtangen, Skogn.			
ABSTRACT The Norwegian Institute for Air Research (NILU), the Norwegian Institute for Water Research (NIVA), and the Norwegian Institute for Nature Research (NINA) have considered the consequences for the environment of NO _x and NH ₃ emissions from a power heating plant at Fiborgtangen, Skogn. Effects on air concentrations, acidification of water and impact on vegetation and fauna have been investigated.			

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