

StatoilHydros miljøovervåkingsprogram for Snøhvit

Overvåking av vegetasjon og jord – gjenanalyser 2008

Per Arild Aarrestad
Jarle Werner Bjerke
Hans Tømmervik
Vegar Bakkestuen
Dagmar Hagen
Bodil Wilmann



LAGSPILL



ENTUSIASME



INTEGRITET



KVALITET

NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en ny, elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

NINA Temahefte

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Norsk institutt for naturforskning

StatoilHydros miljøovervåkings- program for Snøhvit

Overvåking av vegetasjon og jord –
gjenanalyser 2008

Per Arild Aarrestad
Jarle Werner Bjerke
Hans Tømmervik
Vegar Bakkestuen
Dagmar Hagen
Bodil Wilmann

Aarrestad, P. A., Bjerke, J. W., Tømmervik, H., Bakkestuen, V., Hagen, D. & Wilmann, B. 2008. StatoilHydros miljøovervåkingsprogram for Snøhvit. Overvåking av vegetasjon og jord - gjenanalyser 2008. – NINA Rapport 421. 50 s. + Vedlegg.

Trondheim, desember 2008

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-1987-7

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Per Arild Aarrestad

KVALITETSSIKRET AV

Inga E. Bruteig

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Inga E. Bruteig (sign.)

OPPDRAAGSGIVER

StatoilHydro ASA

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER

Vegard Lyngmo

FORSIDEBILDE

LNG-anlegget på Melkøya 2008. © Per Arild Aarrestad

NØKKELOORD

Hammerfest, Melkøya, Kvaløya, LNG-anlegg, forurensing, forsuring, gjødsling, nitrogen, arktisk/alpin vegetasjon, plantevekst, fotosynteseaktivitet, plantekjemi, jordkjemi, polyaromatiske hydrokarboner

KEY WORDS

Hammerfest, Melkøya, Kvaløya, LNG plant, pollution, acidification, fertilization, nitrogen, arctic/alpine vegetation, plant growth, photosynthetic activity, plant chemistry, soil chemistry, polynuclear aromatic hydrocarbons

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

7485 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

NINA Oslo

Gaustadalléen 21

0349 Oslo

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 22 60 04 24

NINA Tromsø

Polarmiljøsenteret

9296 Tromsø

Telefon: 77 75 04 00

Telefaks: 77 75 04 01

NINA Lillehammer

Fakkelgården

2624 Lillehammer

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 61 22 22 15

www.nina.no

Sammendrag

Aarrestad, P. A., Bjerke, J. W., Tømmervik, H., Bakkestuen, V., Hagen, D. & Wilmann, B. 2006. StatoilHydros miljøovervåkingsprogram for Snøhvit. Overvåking av vegetasjon og jord - gjenanalyser 2008. – NINA Rapport 421. 50 s. + Vedlegg.

Snøhvit-utbyggingen består av utvinning og ilandføring av naturgass fra feltene Snøhvit, Albatross og Askeladd i Barentshavet til et mottaks- og prosesseringsanlegg på Melkøya ved Hamnerfest, der gassen blir kjølt ned til flytende naturgass (LNG). LNG-anlegget på Melkøya ble startet opp i 2007 og slipper ut karbondioksid (CO_2), nitrogenoksider (NO_x), metan (CH_4), flyktige organiske forbindelser utenom metan (nmVOC), svoveldioksid (SO_2) og hydrogendioksid (H_2S) fra energiproduksjon og prosessanlegg. Utslipp av nitrogen og svovelholdige gasser kan generelt påvirke terrestriske økosystemer ved forsuring og gjødsling av jordsmonn og vegetasjon. Utslippene fra LNG-anlegget er beregnet til å ligge under gjeldene kritiske tålegrenseverdier for terrestriske naturtyper, men tålegrenseverdiene i arktisk/alpine naturtyper er imidlertid noe usikre. For å kunne dokumentere eventuelle effekter av utslipp til luft, ble det i 2006 (før utslipp) etablert en overvåking av vegetasjon og jord i influensområdet fra LNG-anlegget på Melkøya. I 2008 ble det utført en gjenanalyse etter samme metodikk som i 2006.

Det ble i 2006 opprettet to overvåkingsområder, ett med estimert relativt høy avsetning av nitrogen nordøst på Kvaløya ved Forsøl og ett område med relativt lav avsetning sør på Kvaløya ved Stangnes. Områdene er samkjørt med Norsk institutt for luftforskning (NILU) sine overvåkingsstasjoner for luftkvalitet. Innen hvert område utføres det en integrert overvåking av vegetasjonens artssammensetning, plantevekst, forhold mellom planterens overjordiske og underjordiske biomasse, fotosynteseaktivitet og kjemisk innhold av planter og jord i to atskilte naturtyper (næringsfattig kreklinghei og bakkemyr). Parametrene overvåkes i faste, merkede flater.

Vegetasjonen overvåkes i seks ruter ($1 \text{ m} \times 1 \text{ m}$ i hei og $0,5 \text{ m} \times 0,5 \text{ m}$ på myr) i hver naturtype på to lokaliteter, totalt 24 analyseruter. I hver rute registreres mengde av karplanter, moser og lav, samt vegetasjonssjiktets høyde og dekning. Plantevekst måles i hvert område på 20 individer av fjellkrekling, etasjemose, rusttorvmose og fjellreinlav. Individene er beskyttet mot beite av rein ved hjelp av skjermer. Analyser av lengdevekst på reinlav viste seg i 2008 å være vanskelig å utføre, både pga. av bortviskinger av markeringer og kraftig stimulus ved opphør av beite. Det ble derfor etablert en ny overvåking av vekst hos en lavart, brun fargelav, som vokser på berg.

Forholdet mellom overjordisk og underjordisk biomasse måles på harerug. Undersøkelse av planterens vitalitet utføres ved målinger av fotosynteseaktivitet på molte, vanlig duskull, fjellkrekling, rusttorvmose og storvrenge, 15 randomiserte prøver av hver art. Lys reinlav/fjellreinlav (reinlav) og rusttorvmose analyseres for kjemisk innhold, Kjeldahl-nitrogen, tungmetallene Pb, Ni og Zn og polyaromatiske hydrokarboner (PAH), fem prøver av hver art fra hvert overvåkingsområde. Seks jordprøver fra hver av naturtypene på to lokaliteter, totalt 24 prøver, analyseres for pH, Kjeldahl-nitrogen, ekstraherbare kationer, utbyttingskapasitet, basemetning, tungmetallene Pb, Ni og Zn og PAH. De kjemiske analysene av planter og jord utføres av Norsk institutt for skog og landskap og NILU.

Det er foreløpig ingen indikasjon på at en eventuell forurensing har påvirket vegetasjonens artssammensetning. Vegetasjonen er stabil på begge lokalitetene både i kreklinghei og på myr. Et fåtall arter som forekom lite frekvent i grunnlagsmaterialet fra 2006 ble ikke gjenfunnet og noen få arter har kommet til. Dette er normalt ved gjenanalyser av vegetasjon. Det var heller ingen signifikant forskjell på lengdevekst av planteartene etasjemose, fjellreinlav og rusttorvmose mellom de to lokalitetene, mens fjellkrekling viste større vekst på den minst antatt forurensede lokaliteten Stangnes. Her var imidlertid veksten også større før utslipp, og det antas at veksthastigheten av planter ikke er blitt påvirket av utslipp fra LNG-anlegget. Målinger av rotvekt og rotskudd av harerug viste ingen signifikante forskjeller, hverken mellom lokalitetene

eller år. Oppstarten av LNG-anlegget har således ikke påvirket forholdet mellom overjordisk og underjordisk biomasse.

Artene molte, fjellkrekling, vanlig duskull og rusttorvmose viste en signifikant reduksjon i klorofyllfluorescensverdier fra 2006 til 2008 på begge lokaliteter, og det er således lite sannsynlig at reduksjonen kan knyttes til utslipp fra LNG-anlegget. De lavere verdier skyldes trolig økt stress i forbindelse med et ugunstig klima siste år (veksling mellom mildvær og frostperioder vinterstid som kan føre til varige skader på bladverk, samt kald vår og sommer). Målinger av netto fotosynteserate og mørkerespirasjon gav heller ingen indikasjon på at endringer i fotosynteseaktivitet kan knyttes til utslipp fra LNG-anlegget.

De fleste næringsstoffer, inkludert nitrogen, som ble målt i plantevev fra reinlav og torvmose viste ingen signifikante endringer fra 2006 til 2008 på noen av lokalitetene. Det kjemiske innholdet i plantene har således endret seg lite etter oppstart av LNG-anlegget, og et eventuelt økt nitrogennedfall kan foreløpig ikke spores i plantene. Analyser av tungmetaller i plantevev viste også små endringer. Innhold av Ni økte signifikant i reinlav på Stangnes, mens Zn økte på Forsøl. Hg viste imidlertid en signifikant tilbakegang både i reinlav og i rusttorvmose på begge lokaliteter. Innhold av PAH i reinlav har gått tilbake både på Forsøl og på Stangnes, mens PAH i rusttorvmose har økt på Stangnes. Det er imidlertid lite trolig at de målte endringene i plantekjemi skyldes utslipp fra LNG-anlegget, da det ikke er noen klare trender mellom lokalitetene.

Analyser av næringsparametere i jord viser generelt små endringer. Det har skjedd en svak økning i næringsinnhold (basekationer, utbyttingskapasitet og basemetning) i kreklingheia med størst økning på Forsøl. Begge myrlokalitetene viser en tilbakegang i basekationer mot et svakt fattigere og surere jordsmonn. Total mengde nitrogen har gått signifikant tilbake i kreklingheia på Forsøl, mens innholdet i torv fra myr på samme lokalitet har økt. Endringene i jordkjemi er imidlertid så små at de like godt kan skyldes år-til-år-variasjoner eller variasjon knyttet til prøvetakingen i rutene. Innholdet av tungmetaller i jordsmonnet varierte noe mellom jordsmonnstype, lokaliteter og år. Mangel på tydelige trender mellom lokalitetene og relativt stor variasjon i enkeltmålinger tyder på at endringene i tungmetaller kan skyldes annen lokal forurensing.

Gjenanalysen viste en betydelig økning av PAH i jordsmonn på alle lokaliteter med størst økning i jord fra kreklingheia på Forsøl. Økningen skyldes trolig utslipp av sot og tjærestoffer fra faklingen under oppstart av LNG-anlegget vinterstid 2007/2008. Sot ble da avsatt på bakken, særlig i og rundt Hammerfest. Snøsmelting og regnvær har trolig transportert PAH-stoffene ned i jordsmonnet der de er blitt akkumulert. Foreløpig er det ikke registret en økning av PAH i planter, noe som kan skyldes at sot-partiklene på planter er vasket bort og at et eventuelt opp-tak av PAH i planter går sakte.

På bakgrunn av erfaringer fra analysene i 2006 og 2008 anbefales det å videreføre de fleste komponentene i overvåkingen med en ny gjenanalyse om fem år. Overvåkingen av overjordisk og underjordisk biomasse kan med fordel utelates, og målinger av fotosynteseaktivitet er uegnet hvis det ikke utføres flere analyser gjennom ett og samme år. Vekst av fjellreinlav erstattes med vekst av brun fargelav, og målinger av plantevekst bør utføres hvert år i forbindelse med et vedlikehold av lokalitetene. Overvåkingens nytteverdi vil økes hvis det opprettes flere overvåkingslokaliteter i en gradient fra forurensingskilden.

Per Arild Aarrestad (per.a.aarrestad@nina.no), Dagmar Hagen, Bodil Wilmann,
NINA, NO-7485 Trondheim

Jarle Werner Bjerke, Hans Tømmervik, NINA, Polarmiljøsenteret, NO-9296 Tromsø
Vegar Bakkestuen, NINA, Gaustadalléen 21, NO-0349 Oslo

Abstract

Aarrestad, P. A., Bjerke, J. W., Tømmervik, H., Bakkestuen V., Hagen, D. & Wilmann B. 2008. StatoilHydro's environmental monitoring program for Snøhvit. Monitoring of vegetation and soil - reanalysis 2008. – NINA Rapport 421. 50 pp. + Attachments.

The Snøhvit development project includes production and landing of natural gas from the Snøhvit, Albatross and Askeladd fields in the Barents Sea. A receiving and processing plant is located on Melkøya island outside Hammerfest, and the plant was started up in 2007. The gas is cooled down to liquefied natural gas (LNG) and distributed throughout the world. StatoilHydro ASA is the operator for the project. The LNG plant on Melkøya emits carbon dioxide (CO₂), nitrogen oxides (NO_x), methane (CH₄) and other volatile organic compounds (nmVOC), sulphur dioxide (SO₂) and hydrogen dioxide (H₂S) to the air from energy production and processing constructions. In general, emissions of nitrogen and sulphurous gasses can lead to acidification and fertilization of soil and vegetation. The deposition of nitrogen is calculated to be below the critical loads for terrestrial ecosystems. However, the critical loads for arctic- and alpine ecosystems are uncertain. In order to document possible effects on the terrestrial ecosystem a monitoring program for soil and vegetation was established in 2006. In 2008 the monitoring plots were re-analysed using the same methods as in 2006.

Two monitoring sites were established in 2006, one with high estimated N-deposition in the north-eastern part of the island Kvaløya at Forsøl, and one with low N-deposition in the southern part of the island at Stangnes. The sites were coordinated with the monitoring sites for air quality, run by the Norwegian Institute of Air Research (NILU). The monitoring program integrates analyses of species composition of ground vegetation, plant growth, plant shoot/root ratio, photosynthetic activity and chemical contents of soil and plants in two different habitats, alpine heathland and mire. The abundance of vascular plants, bryophytes and lichens are assessed within 1 m × 1 m quadrats in heathland and 0.5 m × 0.5 m quadrats on mire, together with the percentage cover and height of different vegetation layers. Plant growth is measured at each site on 20 individuals of *Empetrum hermaphroditum* ssp. *nigrum*, *Hylocomium splendens*, *Sphagnum fuscum*, and *Cladonia mitis*. The plants are protected from grazing by use of small exclosures. In 2008 a plant growth monitoring was established on the lichen *Parmelia omphalodes*, due to problems with analysing growth of reindeer lichens.

The root/shoot biomass ratio is measured on 15 individuals of *Bistorta vivipara* at each site. Photosynthetic activity is measured on 15 randomly selected individuals of *Rubus chamaemorus*, *Eriophorum angustifolium*, *Empetrum nigrum*, *Sphagnum fuscum*, and *Nephroma arcticum* at each site. Five samples of *Cladonia arbuscula/mitis* and *Sphagnum fuscum* are collected from each site and analysed for chemical content, Kjeldahl-nitrogen, Pb, Ni, Zn and polynuclear aromatic hydrocarbons (PAH). Six soil samples are collected from each habitat and analysed for pH, Kjeldahl-nitrogen, exchangeable elements, cation exchange capacity, base saturation, total Pb, Ni and Zn and PAH, totally 24 samples. The chemical analyses are carried out by the Norwegian Forest and Landscape Institute and at the Norwegian Institute for Air Research.

There is no indication that the emissions so far have affected the species composition of the ground vegetation. The vegetation is rather stable on both localities and in both habitats. A few species have disappeared (all with very low frequency in 2006), and few new species have established. This is common in repeatedly analyses. There were no statistically significant differences in the growth of *Hylocomium splendens*, *Cladonia mitis* and *Sphagnum fuscum* between the localities. *Empetrum hermaphroditum* ssp. *nigrum* showed an increase in growth on the locality assumed to have the lowest deposition of air pollutants (Stangnes). However, the *Empetrum* at this locality also showed the longest shoots in 2006. It is assumed that the growth velocity of plants so far is not affected by the emissions from the LNG plant. The plant/shoot ratio of *Bistorta vivipera* did not show any significant differences between years or between lo-

calities. Thus the emissions from the LNG plant have so far not affected the above- and below ground biomass of this species.

Changes in photosynthetic activities on selected plants could not be related to emissions from the LNG plant. Lower values on both localities were probably due to increased plant stress caused by unfavorable weather conditions the last year.

The chemical content in plants was rather stable on both localities and possible enhanced nitrogen depositions could not be traced in the plants. Analyses of heavy metals (Pb, Hg, Ni, Zn) and PAH in plants showed small changes from 2006 to 2008. However, there was no consistency in the changes between the localities, and it is assumed that changes in plant chemistry can not be related to emissions from the LNG plant.

The soil analyses from the heather habitat showed a small increase in base richness with the highest values at Forsøl, while soils in both mire localities showed an increased acidification with lower base richness. Total nitrogen decreased significantly in the heather soil at Forsøl, while it increased in the peat soil at the same locality. However, the observed changes in soil characteristics are so small that they can be explained by year to year variations or instability in soil sampling methods. Lack of significant trends in changes between the localities indicates that most changes are probably not associated with emissions from the LNG plant. The content of heavy metals varied between soil types, years and localities, and rather big variations caused by single samples can be due to other local contaminations.

The re-analyses in 2008 showed a considerable increase of PAH in the soils, with the highest values in heather soil from the assumed highest deposition site, Forsøl. The enlarged amount of PAH is probably caused by high uncontrolled emissions of soot and tar substances from the LNG plant at Melkøya during the start-up process in 2007. So far, the increased PAH in soil can not be traced in the plants.

Based on the results and experiences of the analyses in 2006 and 2008 we recommend to continue with most of the established monitoring parameters. However, analyses of below and above ground biomass of *Bistorta vivipera* can be removed from the monitoring programme. The photosynthetic activity has to be measured several times during the analysed year, in order to filter out noise that is produced by variation in weather conditions. Plant growth of *Cladonia mitis* will be replaced by analyses of *Parmelia omphalodes*, and plant growth measurements should be carried out each year in connection with maintenance of the localities. The benefit of the monitoring programme will be considerably improved and better scientifically reliable if more localities are established within a gradient from the pollution source.

Per Arild Aarrestad (per.a.aarrestad@nina.no), Dagmar Hagen, Bodil Wilmann,
NINA, NO-7485 Trondheim
Jarle Werner Bjerke, Hans Tømmervik, NINA, Polarmiljøsenteret, NO-9296 Tromsø.
Vegar Bakkestuen, NINA, Gaustadalléen 21, NO-0349 Oslo

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	5
Innhold	7
Forord	8
1 Innledning.....	9
2 Områdebeskrivelse.....	11
2.1 Overvåkingsområder, naturgrunnlag og vegetasjon.....	11
2.2 Ytre påvirkningsfaktorer	13
3 Overvåkingsdesign, materiale og metoder.....	14
3.1 Analyser av vegetasjonens artssammensetning	14
3.2 Plantevekst	15
3.3 Forhold mellom overjordisk og underjordisk plantebiomasse.....	18
3.4 Fotosynteseaktivitet (fluorescens og gassutveksling)	18
3.5 Plantevevsprøver til kjemisk analyse	20
3.6 Jordsmonnsanalyser	21
4 Resultater og diskusjon	23
4.1 Flora og vegetasjonens artssammensetning.....	23
4.2 Plantevekst	26
4.3 Forhold mellom overjordisk og underjordisk plantebiomasse.....	27
4.4 Fotosynteseaktivitet (fluorescens og gassutveksling)	29
4.5 Kjemisk innhold i planter	35
4.6 Kjemisk innhold i jord	39
5 Forslag til videreføring og endringer i overvåkingsmetodikk basert på erfaringer fra analysene i 2006 og 2008	44
5.1 Vegetasjonens artssammensetning	44
5.2 Plantevekst	44
5.3 Forhold mellom overjordisk og underjordisk plantebiomasse.....	45
5.4 Fotosynteseaktivitet	45
5.5 Kjemisk innhold i planter	45
5.6 Kjemisk innhold i jord	45
5.7 Overordnet vurdering	46
Referanser	47
6 Vedlegg.....	50

Forord

StatoilHydro har utarbeidet et miljøovervåkingsprogram for utbygging og drift av Snøhvit som omhandler utslipp til sjø og luft inkludert påvirkning av ferskvann og terrestrisk miljø. I 2006 fikk NINA i oppdrag å utføre en grunnlagsundersøkelse som skulle være basis for den terrestriske overvåkingsdelen av programmet, og i 2008 ble den første gjenanalysen utført. Overvåkingen omfatter en langsiktig studie av vegetasjon og jordsmonn i influensområdet av utslipp til luft fra LNG-anlegget på Melkøya.

I prosessen har det vært et samarbeid med Finnmarkseiendom, Reinforvaltningen i Finnmark og Hammerfest og Kvalsund kommuner. NINA samarbeider også med Norsk institutt for luftforskning (NILU) og Norsk institutt for vannforskning (NIVA) som er ansvarlige for overvåking av luft og ferskvann innen det samme overvåkingsprogrammet. Norsk institutt for skog og landskap og NILU bidrar med analyser av plante- og jordsmonnsmateriale.

Overingeniør Tommy Prestø (NTNU) har verifisert vanskelige taksa innen moser og lav. Kontaktperson ved StatoilHydro har vært overingeniør for miljø Vegard Lyngmo ved StatoilHydro Hammerfest, som takkes for et godt samarbeid.

Trondheim, desember 2008

Per Arild Aarrestad
Prosjektleder

1 Innledning

Petroleumsressursene i Snøhvitområdet i Barentshavet ble oppdaget i 1984 og består av feltene Snøhvit, Albatross og Askeladd som inneholder store mengder naturgass. Utbyggingen av Snøhvit omfatter ilandføring av naturgass og kondensat (lettolje) gjennom flerfaseledninger fra feltene i Barentshavet til Melkøya utenfor Hammerfest, der gassen kjøles ned til flytende naturgass (LNG) for transport til markeder i andre land. Utbyggingen startet i 2002 og var ferdig i 2007. Anlegget ble startet opp 21. august 2007.

LNG-anlegget på Melkøya slipper ut karbondioksid (CO_2), nitrogenoksider (NO_x), metan (CH_4), flyktige organiske forbindelser utenom metan (nmVOC), svoveldioksid (SO_2) og hydrogendioksid (H_2S) fra energiproduksjon og prosessanlegg. Utslippene vil kunne variere gjennom året, og fra år til år. Maksimale årlige utslipp i fase 1 (fra oppstart til behov for kompresjon av brønnstrøm etter 5-7 år) er estimert til ca. 1,1 millioner tonn CO_2 , 771 tonn NO_x , 1585 tonn CH_4 , 1030 tonn nmVOC, 5 tonn SO_2 og 3 tonn H_2S (StatoilHydro pers. med.).

Maksimal årsmiddelkonsentrasjon for utslipp av NO_2 , NO_x og SO_2 var før oppstart estimert til henholdsvis $1,94 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $2,65 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og $0,024 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Konsentrasjonene vil være høyest rundt selve Melkøya. Maksimal total nitrogenavsetning (tørr- og våtavsetning) fra Hammerfest LNG-anlegget ble beregnet til $26 \text{ mg N}/\text{m}^2$ per år, og maksimal svovelavsetning til $0,6 \text{ mg S}/\text{m}^2$ per år. De høyeste avsetningsnivåene for nitrogen vil trolig forekomme i nordøstlig retning, 7-20 km fra Melkøya, bl.a. på nordøstre deler av Kvaløya (Gjerstad 2006). Dagens bakgrunnsnivå for total nitrogenavsetning i nærområdet til Hammerfest LNG-anlegg ligger mellom 150 til 300 $\text{mg N}/\text{m}^2$ per år (Hole & Tørseth 2002).

Utslipp og avsetninger av nitrogen og svovel kan påvirke vegetasjon og jordsmonn når mengdene overskrider kritiske terskler. Når NO_x og SO_2 løses i vann frigjøres hydrogenioner, noe som bidrar til en forsuring av miljøet. Lav og mose tar opp regnvann direkte gjennom sine overjordiske deler og er lett utsatt for en slik forsuring. Et surere jordsmonn vil kunne føre til endringer i plantesamfunn da planter som trives bedre ved lave pH-verdier kan utkonkurrere arter som krever et mindre surt miljø.

NO_x og SO_2 kan også tas opp direkte i planter gjennom spalteåpningene. Ved lave konsentrasjoner er NO_x å regne som et plantenæringsstoff, noe som kan forårsake økt vekst hos karplanter, moser og lav, mens den ved høye konsentrasjoner er en plantegift (SFT 1992). Deresom for store mengder NO_x tas opp over tid, oppstår akutte skader i form av nekrose (områder med dødt vev). Effekter av opptak av SO_2 gjennom spalteåpningene er bl.a. skader på membraner i kloroplastene som igjen medfører redusert fotosyntese og redusert vekst. Moser og lav er spesielt ømfintlige artsgrupper.

En senking av pH i jordsmonnet som følge av nitrogen og svovelholdige syrer vil kunne påvirke løseligheten av ulike mineraler som er viktige plantenæringsstoffer. Disse kan bli tilgjengelig for planter, men de kan også vaskes bort med regnvann og føre til et mindre næringsrikt jordsmonn. Lav- og lyngdominerte rabbesamfunn er spesielt sårbare med hensyn til endringer i tilgangen på mineralnæring, nitrogen- og fosfatbasert næring. Enger og bakkemyrer er bedre rustet til å takle en eventuell forsuring av jordsmonnet.

Planter og mikroorganismer tar opp tilført nitrogen fra jord og luft og benytter dette som byggemateriale i celleproduksjonen. Økt nitrogentilgang kan således gi gjødslingseffekter og føre til økt biomasseproduksjon, samt endret artssammensetning i plantesamfunn. Tålegrensen for arktisk/alpine heier, som er den dominerende vegetasjonstypen i influensområdet rundt Melkøya, er satt til $500 \text{ mg N}/\text{m}^2$ per år (Achermann & Bobbink 2003). Hvis denne grensen overskrides, kan det føre til mindre lav, moser og lyngvekster og økt grasvekst. Økt tilførsel av nitrogen kan også endre forholdet mellom plantenes overjordiske og underjordiske biomasse, dvs. forholdet mellom rot og skudd, noe som igjen kan føre til tørkestress for plantene (van der Erden et al. 1991).

De estimerte tilleggsavsetningene av nitrogen fra LNG-anlegget (Gjerstad 2006) vil ikke føre til at gjeldene tålegrenser overskrides innen influensområdet, og Statoil (2006) har vurdert det som lite sannsynlig at vegetasjon og jordsmonn vil endre karakter. De internasjonale tålegrenseverdiene for arktisk-alpine heier er imidlertid usikre (Achermann & Bobbink 2003). I områder med lave temperaturer, kort vekstsesong og fattige jordsmonn vil økosystemene være mer utsatt for eutrofiering og forsuring enn i mer tempererte områder. I slike områder er det derfor viktig å overvåke økosystemet med tanke på tilleggsavsetninger av NO_x og SO₂.

I forbindelse med utbyggingen av Snøhvitfeltet og LNG-anlegget på Melkøya har StatoilHydro opprettet et miljøovervåkingsprogram ut fra ambisjonene om at utbyggingen og driften av Snøhvit skal kunne gjennomføres uten skade på miljøet. NINA har fått i oppdrag å utføre overvåking av det terrestriske miljø der formålet er å kunne dokumentere en eventuell forsuring eller eutrofiering av vegetasjon og jordsmonn som følge av utslipp til luft, samt overvåke innhold av forurensede stoffer i planter og jord.

Følgende tema inngår i overvåkingsprogrammet:

- Vegetasjonsovervåking av arter, individer og plantesamfunn inkludert kjemiske forbindelser i utvalgte planter, spesielt med fokus på oligotrofe terrestriske plantesamfunn, moser og lav.
- Endringer i jordsmonn/jordkjemi, særlig med tanke på løselighet av mineralnæring.

Overvåkingen ble startet opp ved en grunnlagsanalyse i 2006 i to atskilte områder med ulike avsetningsforhold og i to ulike naturtyper (Aarrestad et al. 2006). I 2008, etter oppstart av LNG-anlegget, ble det utført en ny analyse etter samme metodikk som i 2006. Videre overvåking av vegetasjon er planlagt ved visse årlige intervaller. Overvåkingens nytteverdi skal evalueres nøye etter prøvetaking i 2008, med muligheter for endringer i parametere og metodikk. For jordkjemi skal det etter 2008 vurderes om overvåkingen skal fortsette, også basert på resultater fra overvåking av avsetning i nedbør.

Her rapporteres første gjenanalyse i 2008, inkludert beskrivelse av overvåkingsfelter, metodikk, innsamlede data og resultater med tanke på endringer fra 2006 til 2008. Det gis samtidig en vurdering av mulige endringer i overvåkingsparametere basert på resultater fra gjenanalysen.

2 Områdebeskrivelse

2.1 Overvåkingsområder, naturgrunnlag og vegetasjon

Etter en befaring i mai 2006 ble det valgt ut to overvåkingsområder for vegetasjon og jordsmonn (**Figur 1**), ett i et estimert høyavsetningsområde for nitrogen ($20\text{--}26\text{ mg N/m}^2$ per år) nordøst på Kvaløya ved Forsøl og ett i et lavavsetningsområde sør på Kvaløya ved Stangnes ($< 5\text{ mg N/m}^2$ per år) (Gjerstad 2006). Hvert overvåkingsområde dekker omlag 10 dekar. Områdene ligger på Finnmarkseiendom og er skiltet med opplysninger om pågående overvåkingsaktiviteter i regi av StatoilHydro og NINA (**Vedlegg 1** og **2**). Overvåkingsområdene er koordinert med NILUs overvåkingsstasjoner for luft, da eventuelle endringer i vegetasjon og jordkjemi skal kunne relateres til avsetninger av kjemiske elementer fra luft og nedbør.



Figur 1. Terrenkskyggekart med lokaliteter for overvåkingsområdene Forsøl og Stangnes og LNG-anlegget på Melkøya.

Begge områdene ligger på fattig berggrunn med relativt tynt jordsmonnsdekke. På Forsøl består bergarten av kvartsdioritt og på Stangnes granittisk gneiss (Sigmond et al. 1984), noe som gir opphav til relativt næringsfattige vegetasjonstyper. De lokalklimatiske forholdene er noe ulike da området ved Forsøl ligger beskyttet bak fjellpartier, mens Stangnes er noe mer vindeksponert.

I hvert område overvåkes to naturtyper/habitater (**Figur 2 og 3**). Habitat I består av kreklingdominert hei i overgangen mellom rabb og lesidevegetasjon med lite næringskrevende vegetasjon og et mosedominert bunnsjikt med innslag av lav. Habitat II består av sigevannspåvirket myr med totaldominans av torvmoser og innslag av minerotrof vegetasjon av gras, halvgras og urter, men også innslag av lyng. De to habitatene ligger rett ved siden av hverandre innen hvert av overvåkingsområdene.



Figur 2. Overvåkingsområde for kreklinghei på Stangnes (2006).



Figur 3. Overvåkingsområde for bakkemyr på Forsøl (2006).

2.2 Ytre påvirkningsfaktorer

Begge lokalitetene er påvirket av vår- og sommerbeite fra rein, noe som har ført til et svært sparsomt lavdekke i den bakkenære vegetasjonen. Trolig er beitepresset omtrent likt på de to lokalitetene. Studieområdet på Forsøl er lagt så langt bort fra bebyggelse som mulig, men kan være noe påvirket av ferdsel og lokal luftforurensing fra Hammerfest og tettbebyggelsen på Forsøl. Området på Stangnes ligger godt skjult bak en åsrygg ved riksveien og er trolig lite påvirket av ferdsel og lokal luftforurensing. Det ble ved gjenanalysen i 2008 ikke observert endringer i slitasje som kunne påvirke vegetasjonsfeltene, men i nedkant av Forsølfeltet ble det funnet rester av en leirplass/rasteplass, trolig etablert vinterstid. Her var en av torvmosetuene til innsamling av mose for kjemisk analyse ødelagt, og flere andre tuer i området viste avdøying av torvmoser.

3 Overvåkingsdesign, materiale og metoder

Innen hvert område utføres det en integrert overvåking av vegetasjonens artssammensetning, plantevekst, forhold mellom plantenes overjordiske og underjordiske biomasse, fotosynteseaktivitet og kjemisk innhold i planter og jord i to atskilte naturtyper. Parametrene overvåkes i fast merkede flater (**Vedlegg 1 og 2**).

3.1 Analyser av vegetasjonens artssammensetning

Formålet med denne undersøkelsen er å se om vegetasjonen endrer karakter ved at arter som er følsomme for nitrogen gjødsling og forsuring endrer abundans. Metodikken som er benyttet følger delvis NINAs konsept for vegetasjonsøkologiske undersøkelser i programmet for terrestrisk naturovervåking (TOV) (jfr. Eilertsen & Often 1994, Bakkestuen et al. 2001), men er her tilpasset overvåking av homogene bestander. Metodikken er også sammenlignbar med metoder benyttet i StatoilHydros overvåkingsprogrammer for vegetasjon på Havmyran (Aarrestad et al. 1996), Tjeldbergodden og Terningvatn (Aarrestad & Wilmann 2002), i forbindelse med utslipp fra metanolanlegget på Tjeldbergodden.

Analysefelt, analyseruter og oppmerking

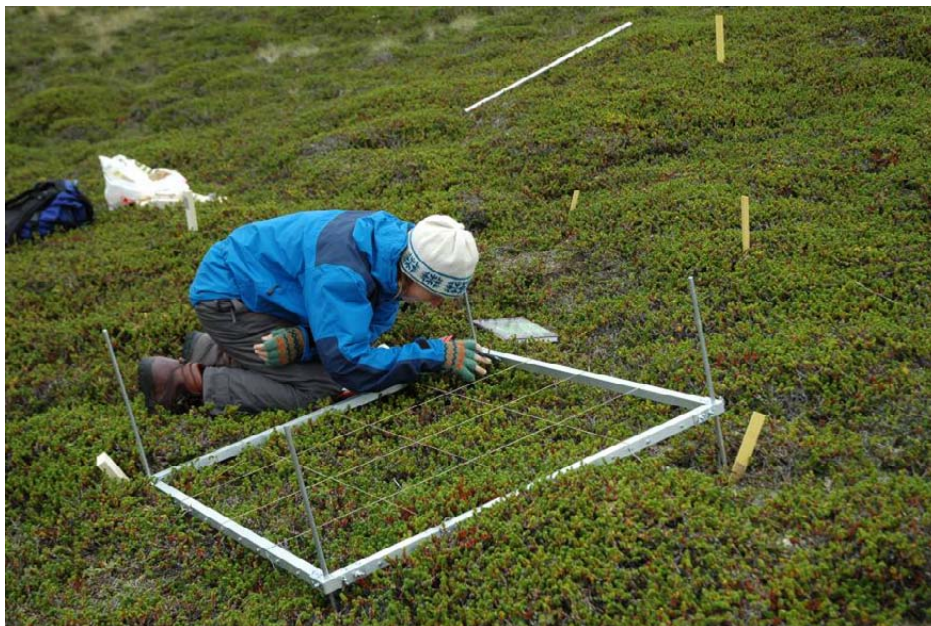
I hvert av overvåkingsområdene ble det i 2006 lagt ut to analysefelt á 5 m × 10 m for analyse av vegetasjonens artssammensetning, ett i kreklinghei og ett i bakkemyr. Feltene ble valgt subjektivt slik at vegetasjonen innen hvert felt var mest mulig ensartet (homogen), mens feltene fra samme naturtype var mest mulig like i artssammensetning (**Vedlegg 1-3**).

Kreklingheifeltet på Forsøl ble kalt felt A, bakkemyrfeltet på Forsøl felt B, kreklingheifeltet på Stangnes felt C og bakkemyrfeltet på Stangnes felt D. Feltene ble merket med trepåler i alle hjørnene med 0-punkt (UTM-koordinat angitt) i nedre venstre hjørne i forhold til bakkens helning. Innen hvert felt ble det etablert seks analyseruter á 1 m × 1 m i kreklinghei og 0,5 m × 0,5 m på myr ved hjelp av "begrenset tilfeldig ruteplassering" (jfr. Økland 1990). Aluminiumsrør ble satt ned i hvert hjørne av ruta og en merkepinne ble plassert i nedre venstre hjørne av ruta i forhold til bakkens helning. Rutene er nummerert fortløpende fra A1-A6, B1-B6, C1-C6 og D1-D6 i de respektive feltene (**Vedlegg 3**).

Analyser av arter, artsmengde og vegetasjonsstruktur

Analyserutene ble undersøkt ved hjelp av analyserammer som var delt inn i 16 like store småruter (**Figur 4**). I hver av de 16 smårutene ble forekomst og fravær av alle arter av karplanter, moser og lav registrert. De 16 smårutene ble analysert med start i øverste venstre hjørne av analyseruta, fortløpende mot høyre. Disse registreringene danner grunnlag for utregning av artenes smårutefrekvens, som nyttes som kvantitativ angivelse for hver art i analyseruta. I tillegg ble dekningsprosenten (projeksjonen i horisontalplanet) av hver art innen analyseruta angitt i prosent. Denne informasjonen gir et supplement til frekvensdataene, og er av betydning for vurdering av endrete dominansforhold i analyseruta over tid.

Hvorvidt endringer i en arts mengde målt som smårutefrekvens eller prosent dekning i analyseruta mellom de to analyseårene var statistisk signifikant, ble testet ved tosidig Wilcoxon ettutvalgstest for parete datasett ("paired samples"). Nullhypotesen i denne testen er at artens mediane smårutefrekvens eller prosentvis dekning ikke er endret. Wilcoxon-testene ble utført i SPSS og er benyttet fordi den sammenligner de samme stedfestede prøvene hvert analyseår (jfr. Sokal & Rohlf 1995, Økland et al. 2001).



Figur 4. Analyse av vegetasjonens artssammensetning i permanente ruter.

Gjennomsnittlig høyde og prosent dekning av feltsjiktet (karplantene) ble registrert for hver analyserute. I myrfeltene ble feltsjiktets høyde målt separat for graminider (gras og halvgras) og andre karplanter, da disse to gruppene har svært ulik høyde. Prosent dekning av bunnsjiktet (moser og lav), åpen jord, strø og stein ble også registrert, sammen med informasjon om andel skadd/død krekling. Analyserutene ble fotografert med digitalt kamera fra ca. 1 m høyde for ekstra dokumentasjon av arter, mengdeforhold og struktur. Ved grunnlagsanalysen i 2006 ble rutene ble analysert i perioden fra 7. til 10. august 2006 og ved gjenanalyse fra 4.-8. august 2008.

Nomenklatur

Navn på arter følger Lid & Lid (2005) for karplanter og Frisvoll et al. (1995) for bladmoser og levermoser. Vitenskapelige navn på lav følger Santesson et al. (2004). Norske navn på skorpe-lav følger Holien & Tønsberg (2006), mens norske navn på blad- og busklav følger Krog et al. (1994) (**Vedlegg 4**). *Cladonia* spp. i vedleggstabellene omfatter lavarter som i stor grad består av basalskjell. Vanskelige taksa ble samlet inn og senere bestemt til art på laboratorium ved hjelp av lupe og mikroskop. Noen arter som var vanskelig å skille i felt, er samlet til felles taksa. Dette gjelder bladmosene bergsigd (*Dicranum fuscescens*) og lyngsigd (*D. flexicaule*) kalt *Dicranum fuscescens/flexicaule*, klubbetorvmose (*Sphagnum angustifolium*), broddtorvmose (*S. fallax*) og bleiktorvmose (*S. flexuosum*) kalt *Sphagnum fallax*-gruppen, levermosene bruntvibladmose (*Scapania hyperborea*), myrtvibladmose (*S. paludosa*) og tvillingtvibladmose (*S. subalpina*) kalt tvibladmoser (*Scapania* spp.) og lavene lys reinlav (*Cladonia arbuscula*) og fjellreinlav (*C. mitis*) kalt lys reinlav/fjellreinlav (*Cladonia arbuscula* coll.). Alle disse artene finnes imidlertid i det innsamlede materialet.

3.2 Plantevekst

Formålet med denne undersøkelsen er å se om en eventuell eutrofiering som følge av utslipp til luft fra anlegget på Melkøya fører til endret vekstrate hos karplanter, moser og lav. Forskning viser at retrospektive studier for å se på vekst tidligere år kan gjøres bl.a. på krekling (*Empetrum nigrum*), jfr. Blomberg (1972), røsslyng (*Calluna vulgaris*) (Carrol et al. 1999) og torvmoser (Clymo 1970, Gunnarsson & Rydin 2000). I 2006 ble det valgt å overvåke vekst hos en lyngart med høy levealder (fjellkreking – *Empetrum nigrum* ssp. *hermaphroditum*), en moseart

i hei (etasjemose – *Hylocomium splendens*) og en moseart i myr (rusttorvmose – *Sphagnum fuscum*), samt en lavart (fjellreinlav – *Cladonia mitis*). Feltene for vekstmålinger av arter ble sikret mot beiting av rein og sau ved hjelp av skjermer (**Figur 5**).

Endringer i lengdevekst fra 2006 til 2008 mellom de to lokalitetene ble analysert for hver art ved hjelp av standard t-test utført i SPSS.

Lengdevekst av fjellkrekling og etasjemose

Tjue individer av artene fjellkrekling og etasjemose ble målt og ringmerket i 2006 på hver lokalitet. Disse ble målt for lengdevekst i 2008. Individene ble subjektivt valgt ut innenfor rammer på 120 cm × 80 cm. Lokaliseringen for hvert enkelt individ ble målt med tommestokk fra nærmeste to hjørner i rammen, slik at hver enkelt individ fikk en "koordinat". Lengde av siste årsskudd for fjellkrekling og etasjemose ble målt. Årsskuddene på etasjemose har en svært karakteristisk etasjeliknende oppbygning som er enkel å måle.

Lengdevekst av rusttorvmose

Lengdevekst av rusttorvmose blir utført med den såkalte "crancked wire"-metoden, jfr. Clymo (1970). Tjue bøyde stålstrenger ble satt ned i mosematter på hver lokalitet i 2006, og avstanden fra toppen av strengen ned til overflaten av mosene ble målt. Mosene vokser oppover strengen mens stålstrengen står fast i mosematten. Lengdevekst er således ikke mulig å registrere før ved en andre gangs analyse, da ved å måle hvor mye av strengen som fortsatt er synlig. Ny måling ble utført i 2007. Veksten fra 2006 til 2007 er utgangspunktet for veksthastigheten før oppstart av LNG-anlegget. Det viste seg imidlertid at stålstringene rustet og nye gummierte ståltråder ble satt ut på nytt sommeren 2008.



Figur 5. Beskyttelsesskjerm mot reinbeite benyttet ved plantevekstmålinger.

Lengdevekst av fjellreinlav og nyetablering av felter for vekstmålinger av brun fargelav

I 2006 ble 20 individer av fjellreinlav merket på hver av lokalitetene. En rød vannfast sprittusj ble brukt for å markere et punkt omtrent ved øverste hovedforgreining, det såkalte "nullpunktet" (**Figur 6**). Lengden av det øverste segmentet (fra nullpunkt til tupp) ble så målt til nærmeste halve millimeter. Nærbilder av individene ble også tatt. I tillegg ble posisjonen til hvert individ nøye målt opp. For nøyaktig posisjonering brukte vi rutehjørner. I hvert hjørne satte vi ned merkepinner. I tillegg ble de fire føttene til beskyttelsesskjermene satt ned rett ved siden av

merkepinnene. Kombinasjonen av nøyaktig posisjonering og gjenkjennelse ved hjelp av bilder førte til at de fleste individene ble gjenfunnet i 2008. De røde markeringene var derimot helt borte eller veldig utydelige. Vi har derfor innsett at markering ved hjelp av sprittusj ikke er en egnet metode for overvåking over flere år. Sammenligning med bilder fra 2006 muliggjorde likevel måling av lengden fra nullpunktet til øverste tupp. Forskjellen i lengde fra tupp til nullpunkt mellom 2006 og 2008 angir absolutt lengdevekst i løpet av denne toårsperioden. Disse verdiene er i denne rapporten blitt sammenlignet mellom lokalitetene.



Figur 6. Lengdevekstmåling av fjellreinlav (*Cladonia mitis*).

Beskyttelsesskjermene forhindrer beite i rutene. Dette er helt nødvendig for at vi skulle kunne finne igjen individene. Heivegetasjon som har vært utsatt for kraftig beite over lang tid, responderer til opphør av beite med rask horisontal og vertikal vekst. I våre ruter var lavmengden ganske beskjeden i 2006. Vi så i 2008 at lavveksten har vært betydelig, da spesielt horisontalt, og ikke så mye i høyden. Dette skyldes høyst sannsynlig at det har vært betydelig plass til å ekspandere horisontalt. Når lavdekket etter hvert blir mer kompakt, vil vertikal vekst bli mer rådende. Denne stimulusen som opphør av beite gir, er ganske betydelig. Dersom en ekstern forstyrrende eller stimulerende miljøfaktor skal kunne ha effekt på den raske gjenveksten i de beskyttede rutene, må denne faktoren være svært kraftig. En marginal økning i for eksempel nitrogentilførsel vil trolig ikke kunne spores i gjenvekstratene.

Den forventede økte lavveksten i de beskyttede rutene vil også vanskeliggjøre gjenfinningen av de samme individene. Nullpunktene med røde markeringer vil viskes bort, samtidig som nullpunktene for hvert år vil nærme seg humuslaget og til slutt begynne å bli brutt ned. Dette er den vanlige syklusen hos reinlav.

Basert på de utfordringene det er med å måle vekst hos reinlav (bortvisking av markeringer, kraftig stimulus fra opphør av beite, samt etter hvert også nedbryting av nullpunktene) bestemte vi oss for å etablere en overvåking av en lav som ikke beites av rein, og som derfor ikke må beskyttes ved hjelp av skjermer, og som også kan bli ganske gamle. Valget falt på brun fargelav (*Parmelia omphalodes*) som er tallrik på berg både på Forsøl og på Stangnes. Denne laven vokser av og til i tilknytning til fuglesteiner, men vi valgte å unngå slike habitat. Vi etablerte en overvåking av individer som vokser på flate sva uten spesielle biologiske påvirkninger. Ti indiv-

der ble valgt ut på hver lokalitet. Hvert individ ble posisjonert ved hjelp av GPS. I tillegg ble det tatt en rekke bilder, både nærbilder av lavene, samt avstandsbilder. Nærbildene vil bli brukt til å måle vekst. Når tilsvarende nærbilder tas ved neste undersøkelse, kan vekst av hele individet og av enkeltlober beregnes. På Forsøl ble overvåkinga etablert på bergene ca. 150-200 m sør for myra som undersøkes. På Stangnes ble et bergutspring ca. 50 m ovenfor skjermet etasjemose-rute valgt. Alle individene er der innenfor et område på ca. 3 m × 2 m. Posisjonsdata og bildenummer er gitt i **Vedlegg 10**. Ulempen med at dette ble etablert i 2008, og ikke i 2006, er at vi ikke kjenner til vekstegenskapene før oppstart av LNG-anlegget.

3.3 Forhold mellom overjordisk og underjordisk plantebiomasse

Formålet med denne undersøkelsen er å se om økt tilførsel av nitrogen kan endre forholdet mellom overjordisk og underjordisk biomasse hos planter, dvs. forholdet mellom skudd og rot. Ubalanse i forholdet mellom rot og skudd kan føre til tørkestress for plantene.

Blomsterplanten harerug (*Bistorta vivipara*) har en avgrenset hovedrot og ble benyttet som forsøksart. Det ble først gjort en befarig for å anslå lokal utbredelse og antall individer av arten på de to lokalitetene. Deretter ble 15 tilfeldige individer, som ennå ikke hadde satt blomster, samlet inn fra hvert av lokalitetenes samlede areal. Overjordisk og underjordisk materiale ble fordelt i separate papirposer og fraktet til NINAs laboratorier i Tromsø. Røttene ble vasket fri for jord og andre planters rotsystem i rennende vann, og deretter ble både røtter og blader tørket på 60 °C i ca. 24 t. De ble så veid på digital vekt til nærmeste 0,0001 g.

3.4 Fotosynteseaktivitet (fluorescens og gassutveksling)

Formålet med denne undersøkelsen er å overvåke eventuelle endringer i plantenes vitalitet med tanke på utslipp av nitrogen og svovel fra LNG-anlegget. Økt nitrogentilgang kan gi økt stimuli til plantevekst, noe som kan påvirke fotosynteseaktivitet både positivt og negativt, mens stressituasjoner som forsuring kan føre til reduksjon i fotosyntese og dermed reduksjon i plantenes aktivitet og vitalitet. Bl.a. har en undersøkelse av vanlig kvistlav (*Hypogymnia physodes*) ved StatoilHydros overvåking av lokale NO_x-utslipp på Tjeldbergodden vist en økning av klorofyllverdier og økt vekst som var større enn forventet ut fra nivået av langtransportert forurensing (Erikstad 2001).

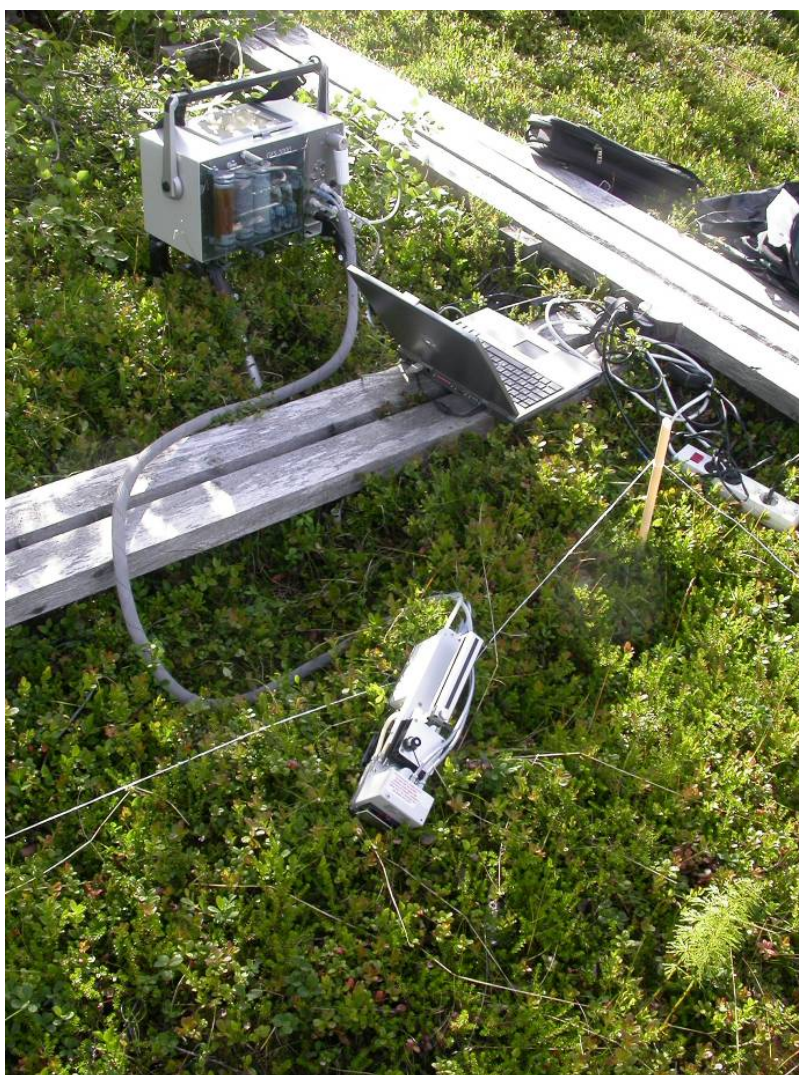
Fotosynteseaktivitet ble målt på innsamlet materiale av urten molte (*Rubus chamaemorus*), halvgraset vanlig duskull (*Eriophorum angustifolium* ssp. *angustifolium*), lyngarten fjellkrekling, mosen rusttorvmose og laven storvreng (*Nephroma arcticum*). Fra hver lokalitet ble det samlet inn 15 randomiserte prøver av hver art. Feltene innsamlingene ble foretatt i ble posisjonert ved hjelp av GPS og samtidig avmerket med blomsterpinner, slik at kommende innsamlinger kan foretas i de samme feltene. Umiddelbart etter innsamling ble prøvene fraktet til Hammerfest for målinger av fotosynteseaktivitet. Prøvene ble analysert ved hjelp av det kombinerte klorofyllfluorescens- og gassutvekslingsinstrumentet GFS-3000 (Walz GmbH, Effeltrich, Tyskland) (**Figur 7**). Før målinger av klorofyllfluorescens ble prøvene mørkeadaptert i minimum 15 minutter. Prøvene ble lagt på fuktig papir for å forhindre uttørring før analyse. Klorofyllfluorescens ble målt ved hjelp av en lysimpuls av 2 sekunders varighet. Den maksimale andelen lys som benyttes til fotosyntese, F_v/F_m , indikerer prøvens tilstand. Høye verdier (for karplanter gjerne litt i overkant av 0,8 og for moser og lav noe lavere) viser at plantene ikke er utsatt for spesielle stressvektorer som fører til reduksjon i fotosynteseaktivitet. For mer informasjon på norsk om klorofyllfluorescenssteknikk, se Nybakken et al. (2000).

Gassutveksling (det vil i hovedsak si opptak og utslipp av karbondioksid, CO₂) ble målt på fjellkrekling. Seks prøver fra hver lokalitet ble undersøkt. Prøvene ble først mørkeadaptert i romtemperatur (20 °C ± 1,5 °C) i minimum 15 minutter for måling av mørkerespirasjon (A_0 ; A for assimilasjonsrate). Prøvenes lysrespirasjon (A_{1000}) ble målt etter at de hadde vært eksponert

for fotosyntetisk aktivt lys med en styrke på $1000 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ i 22 min. Assimilasjonsrate ble analysert per arealenhet. Prøvens overflateareal ble estimert ved hjelp av histogramfunksjonen i Adobe Photoshop Elements 3.0 (Adobe Systems Inc., USA).

I 2006 ble gassutveksling (mørkerespirasjon og netto fotosyntese) beregnet i forhold til bladareal. Beregning av bladareal i fjellkreking er en noe tidkrevende prosess, ettersom arealet må beregnes manuelt i etterkant på basis av bilder av analyse materialet. Også i 2008 ble bilder tatt slik at areal kunne beregnes. Men i tillegg ble analyse materialet tørket og veid, slik at gassutvekslingsdata kan presenteres som funksjon av vekt. Forholdet mellom areal og vekt av grønne blad i materialet fra 2008 er god ($R^2 = 0,9642$; $y = 0,0417x$, der y er vekt i gram og x er areal i cm^2). Ved hjelp av dette forholdet kunne de arealbaserte dataene fra 2006 omgjøres til vektbaserte. Her presenteres derfor både arealbaserte og vektbaserte data.

Forskjeller i fotosyntese, klorofyllfluorescens og mørkerespirasjon mellom tidspunkt (2006 og 2008) og lokalitetene ble testet med toveis ANOVA.



Figur 7. Målinger av fotosynteseaktivitet på planter ved hjelp av klorofyllfluorescens-instrument. Illustrasjonsfoto.

3.5 Plantevevsprøver til kjemisk analyse

Innsamlingsmetodikk

Det ble i 2006 og i 2008 samlet inn fem prøver av lys reinlav/fjellreinlav og fem prøver av rusttorvmose (**Figur 8**) fra hver av de to lokalitetene til kjemisk analyse av miljøgifter (PAH og tungmetaller) og like mange prøver til analyse av kjemisk innhold (Kjeldahl-nitrogen og elementanalyse), totalt 40 prøver hvert år. Det ble ikke skilt mellom de to taksonomisk nærstående artene lys reinlav og fjellreinlav da det er svært tidkrevende å skille disse fra hverandre i felt. Trolig består lavprøvene hovedsakelig av fjellreinlav, da lys reinlav er relativt sjelden i området. Det var begge årene særdeles lite lav tilgjengelig for innsamling (sterkt nedbeitet), og noe grå reinlav kan inngå i prøvene.

Laven ble samlet rundt kreklingheifeltene (felt A og C) i en sirkel med radius 20 m innen fem atskilte og like store sektorer lagt ut fra feltets 0-punkt (nederste i venstre hjørne). Sektorflatene ble opprettet med et 400 graders kompass (0-80, 81-160, 161-240, 241-320 og 321-400 grader). Det ble ikke samlet inn lavmateriale fra selve feltene.

Rusttorvmose ble samlet inn fra fem subjektivt utvalgte mosetuer i nærheten av myrfeltene. Posisjonen for hver tue ble stedfestet ved hjelp av GPS. Randomisert utvalg kunne ikke benyttes da det var få tuer i området. Prøvene ble tatt fra de øverste 0,5 cm av torvmoseskuddene. Alt plantemateriale ble samlet inn ved bruk av Latex-hansker som ble skiftet for hver prøve. Prøver til analyse av miljøgifter ble oppbevart på forseglede glass, mens prøvene til analyse av kjemisk sammensetning ble oppbevart i papirposer. Alle prøver ble samlet inn siste feltarbeidsdag under de samme værforhold. Ved gjenanalysen i 2008 var en tue i felt B (B5) tråkket i stykker og en ny prøveflate ble etablert på en nærliggende tue med nye GPS-posisjon. I felt D ble tidligere tue D1 erstattet med en ny, da den inneholdt lite mose til fremtidig overvåking.



Figur 8. Innsamlingslokalitet for rusttorvmose (*Sphagnum fuscum*), tue D2 i 2006.

Kjemiske analyser

Plantevevsprøver til analyse av kjemisk innhold ble tørket i tørkeskap ved 25 °C etter innsamling og deretter analysert ved Norsk institutt for skog og landskap. Etter at prøvene ble homogenisert ved maling gjennom sikter med 1 mm nettstørrelse ble de analysert for totalt innhold av kationer (Al, As, B, Ba, Be, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ga, K, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, S, Sc,

Se, Sr, Ti, V, Y, Zn) ved ICP (induktivt koplet plasma massespektrometri) etter oppslutting med 72 % HCl og 70 % HNO₃ (i forholdet 1:5) i lukkede teflonbeholdere. Totalt nitrogen ble analysert etter Kjeldahl-metoden (alle metoder etter Ogner et al. 1999).

Innhold av tungmetallene Pb, Ni, og Zn ble utført ved NILU etter metode NILU-U-100 (forskrift for bruk av induktivt koplet plasma massespektrometer, ICP-MS) og Hg etter metode NILU-U-62 (forskrift for bestemmelse av Hg i prøver av fast materiale ved kalddampgenerering/atomfluorescens-spektrofotometri).

Planteprovne til analyse av polyaromatiske hydrokarboner (PAH) ble tørket ved 25 °C og deretter tilsatt en intern standard som bestod av en blanding av syv forskjellige 2D-merkede PAH før Soxhletekstraksjon. Ved prøveopprensning ble mesteparten av prøvematriks fjernet med en modifisert versjon av en væske/væske-fordeling beskrevet av Grimmer & Böhnke (1972) etterfulgt av en opprensning på en silika-væskeskromatografikolonne. Hvis nødvendig ble det i tillegg benyttet en miniversjon av Grimmer og Böhnke-metoden (Jaklin 1987). Før kvantifisering ble prøvene tilsatt en gjenvinningskontrollstandard med tre 2D-merkede PAH. Den kvantitative analysen av 16 PAH-komponenter ble utført med høyoppløsende gasskromatografi kombinert med lavoppløsende massespektrometri (GC/MS). De analyserte komponentene hører til gruppen som er valgt ut av US EPA og består av naftalen, acenaftilen, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, pyren, benz(a)antracen, sum krysen/trifenylen, sum benzo(b/j/k)fluorantener, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-c,d)pyren, sum dibenzo(a,c/a,h)antracen og benzo(g,h,i)perylene. Trifenylen, benzo(j)fluoranten og dibenzo(a,c)antracen inngår ikke i EPA 16, men de kan ikke separeres fra de komponentene som utgjør EPA 16 med gasskromatografi og rapporteres derfor som sum. I tillegg til konsentrasjonen av analyttene ble gjenvinning av intern standard tilsatt prøvene før ekstraksjon bestemt. Kriterier for påvisning var at komponenten hadde korrekt retensjonstid, et signal/støy-forhold større enn 3/1 og at gjenvinningen av intern standard var innenfor de gjeldene grenser.

En Mann-Whitney U-test ble valgt for å undersøke om det var signifikant forskjell i kjemisk innhold i de utvalgte plantene mellom 2006 og 2008. En Mann-Whitney U-test er en ikke-parametrisk test for sammenligning av medianverdier mellom to ulike grupper (Fowler et al. 1998).

3.6 Jordsmonnsanalyser

Innsamlingsmetodikk

Det ble i 2006 og i 2008 samlet inn seks jordprøver fra kreklinghei og seks prøver fra bakkemyr fra hver av de to lokalitetene til kjemisk analyse av miljøgifter (PAH og tungmetaller) og like mange prøver til analyse av næringsinnhold (glødetap, pH, Kjeldahl-nitrogen og elementanalyse), totalt 48 prøver hvert år.

Alle jordprøver ble samlet inn rett utenfor analyserutene for vegetasjonens artssammensetning, langs de fire sidene, i tilsvarende vegetasjon som inne i ruta. Prøvene ble tatt med jordbor. Latex-hansker ble benyttet ved innsamlingen og skiftet for hver analyserute. I kreklingheifeltene (A og C) bestod hver prøve av flere stikk som ble blandet til en prøve representativ for analyseruta. Prøvene ble her tatt fra det øvre humuslaget ned til 5 cm. I myrfeltene (B og D) ble det tatt to stikk rundt hver analyserute, samlet til en prøve representativ for ruta. Her ble de øverste 5 cm av levende torvmoser tatt bort, og torv/humus ble samlet fra de underliggende 5-10 cm.

Jordprøver til analyse av PAH og tungmetaller ble oppbevart i forseglede glass, mens prøver til næringsanalyse ble samlet inn i papirposer og oppbevart i åpne plastposer. Alle jordprøver ble samlet inn siste feltarbeidsdag under de samme værforhold.

Kjemiske analyser

Humusprøver og torvprøver til kjemisk analyse av tilgjengelige plantenæringsstoffer ble tørket ved 25 °C og siktet gjennom 2 mm sikter ved NINA i Trondheim etter innsamling og deretter analysert ved Norsk institutt for skog og landskap for pH (vann og 0,01M CaCl₂ ekstraksjon), glødetap (LOI), Kjeldahl total nitrogen (N) og NH₄NO₃-ekstraherbare kationer etter metoder beskrevet i Ogner et al. (1999).

Jordprøvene ble ekstrahert med 1M NH₄NO₃, titrert for utbyttbar aciditet (H⁺) og analysert på ICP for utbyttable ioner og ekstraherbare elementer (Al, B, Ba, Be, C, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, S, Se, Si, Sr, Ti, V, og Zn). Utbyttingskapasitet av kationer (CEC) ble regnet ut i henhold til $CEC_{NH_4NO_3} = \text{utbyttbar aciditet (H}^+) + Na^+ + K^+ + Ca^+ + Mg^+ + Mn^+$ (mmol(p+)/kg) jord. Basemetning (BS) ble regnet ut i henhold til $BS_{NH_4NO_3} = (Na^+ + K^+ + Mg^+ + Ca^+)/CEC_{NH_4NO_3} \times 100\%$.

Innhold av tungmetallene Pb, Ni, og Zn ble utført ved NILU etter metode NILU-U-100 (forskrift for bruk av induktivt koplet plasma massespektrometer, ICP-MS) og Hg etter metode NILU-U-62 (forskrift for bestemmelse av Hg i prøver av fast materiale ved kalddampgenerering/atomfluorescens-spektrofotometri).

Jordprøver til analyser av PAH ble tørket ved 25 °C, siktet gjennom 2 mm sikter og deretter analysert etter samme metoder som for plantemateriale. Under opprensingsprosessen ble prøvene ultralydbehandlet med kvikksølv for å fjerne svovel. Prøvene ble analysert for de samme PAH-komponentene som ved analyse av plantemateriale.

Hvorvidt endringer av kjemiske jordparametere fra ett vegetasjonsfelt (6 prøver fra hvert felt) mellom de to analyseårene var statistisk signifikant, ble testet ved tosidig Wilcoxon ettutvalgstest for parete datasett ("paired samples"). Nullhypotesen i denne testen er parameterens verdi ikke er endret. Wilcoxon-testene ble utført i SPSS.

4 Resultater og diskusjon

4.1 Flora og vegetasjonens artssammensetning

Kreklinghei

Vegetasjonstypen er karakterisert av et feltsjikt dominert av fjellkrekling og et tett bunnsjikt med relativ stor dekning av bladmosene berg-/lyngsigdmose og furumose (*Pleurozium schreberi*), levermosen frynsemose (*Ptilidium ciliare*) og til dels lys reinlav/fjellreinlav. Konstante arter med mindre dekning er blåbær (*Vaccinium myrtillus*), skrubbær (*Chamaepericlymenum suecicum*), graset smyle (*Avellana flexuosa*), bladmosen ribbesigd (*Dicranum scoparium*), levermosen lyngskjeggmos (*Barbilophozia floerkei*), samt gaffellav (*Cladonia furcata*), syllav (*C. gracilis*) og grå reinlav (*C. rangiferina*). Vegetasjonstypen er lite næringskrevende og typisk for influensområdet på godt drenerte heier i nedkant av eksponerte koller (**Vedlegg 5-6**).

Vegetasjonen på de to feltene er nokså lik og har 28 felles arter. Stangnes skiller seg imidlertid noe fra Forsøl ved større dekning av tyttebær (*Vaccinium vitis-idaea*) og furumose. I tillegg opptrer flere lavararter som tåler sterk vindslitasje, slike som jervskjegg, fjelltagg, bristlav og skjellfittlav (*Alectoria nigricans*, *Bryocaulon divergens*, *Parmelia sulcata*, *Psoroma hypnorum*). Dette skyldes trolig det mer eksponerte klimaet på denne lokaliteten.

Bakkemyr

Myrvegetasjonen er fattig til svakt næringskrevende og påvirket av god sivevannstilførsel. Den eneste arten som indikerer noe baserikhet er jåblom (*Parnassia palustris*). Forekomster av bukkeblad (*Menyanthes trifoliata*) indikerer høyt og jevnt grunnvannsnivå. Vegetasjonstypen er ellers karakterisert av et relativt tett graminidesjikt av vanlig duskull og flaskestarr (*Carex rostrata*) og et lyngsjikt av fjellkrekling med innslag av dvergbjørk (*Betula nana*) (**Vedlegg 7-8**). Bunnsjiktet er dominert av torvmoser, der broddtorvmose og taksonomisk nærstående arter (*Sphagnum fallax*-gruppen) dominerer. Konstante arter med liten dekning er kvitlyng (*Andromeda polifolia*), tranebær (*Oxycoccus* spp.), blokkebær (*Vaccinium uliginosum*), grasmose (*Straminergon stramineum*) og levermosen frynsemose. Flere levermoser finnes spredt i torvmosemattene, slike som sumpflak, glefsemoser, myrsmutemose, flikmoser og tvibladmoser (*Calypogeia* spp., *Cephalozia* spp., *Cladipodiella fluitans*, *Lophozia* spp., *Scapania* spp.).

Begge lokalitetene inneholder mye de samme artene, der 27 arter er felles. Bakkemyra på Forsøl har imidlertid noe mer innslag av tuemyrsarter som molte og torvull (*Eriophorum vaginatum*), mens myra på Stangnes også er karakterisert av et tettere sjikt av fjellkrekling og forekomst av urter som skrubbær og rund soldogg (*Drosera rotundifolia*).

Endringer i antall arter fra 2006 til 2008

Antall registrerte arter i analyserutene er relativt konstant i begge vegetasjonstypene og på begge lokaliteter (**Tabell 1**), men det har skjedd noen mindre endringer i forekomst av enkeltarter. På Forsøl har en ny moseart (sprikelundmose - *Brachythecium reflexum*) og en ny lavart (traktlav - *Cladonia crispata*) etablert seg i heirutene, mens engkransmose (*Rhytidiadelphus squarrosus*) ikke ble gjenfunnet. I heirutene på Stangnes har en mose (kobleikmose - *Sanionia uncinata*) etablert seg. To nye lavararter ble registrert (gulskjerpe - *Flavocetraria cucullata* og smal islandslav *Cetraria ericetorum*), mens lavene jervskjegg (*Alectoria nigricans*) og bristlav (*Parmelia sulcata*) ikke ble gjenfunnet.

I myrrutene på Forsøl ble det registrert tre nye karplanter (tettegras - *Pinguicula vulgaris*, finnmarsrørkvein - *Calamagrostis lapponica*, åkersnelle - *Equisetum arvense*), mens det på Stangnes ble registrert en ny levermose (sveltflak - *Calypogeia sphagnicola*) og en ny bladmose (ribbesigd - *Dicranum scoparium*).

Alle de nevnte artene ble registrert enten som ett enkelt individ eller hadde en dekning mindre enn 1 %. Slike små variasjoner i artsforekomster er helt vanlig ved gjenanalyser og kan skyldes tilfeldig etablering av arter, at arten har dødd ut eller at den ble oversett ved analysen. Det er foreløpig ingen indikasjon på at en eventuell forurensing skal ha påvirket nyetablering eller bortgang av arter.

Alger er kjent for å øke i omfang ved økt nitrogenavsetning fra lokale utslipp av nitrogendioksid til luft (Bruteig 2002), men det ble ikke observert noen økning i alger i 2008, verken på Forsøl eller på Stangnes.

Tabell. 1. Antall arter i ulike artsgrupper på de ulike lokalitetene i 2006 og 2008.

Artsgruppe	Kreklinghei				Myr			
	Forsøl		Stangnes		Forsøl		Stangnes	
	2006	2008	2006	2008	2006	2008	2006	2008
Karplanter	6	6	7	7	9	11	10	10
Bladmose	8	8	8	9	7	8	8	8
Levermose	8	8	8	8	10	10	11	10
Lav	10	11	17	17	8	8	10	11
Alger	0	0	1	1	0	0	0	0
Totalt	32	33	41	42	34	37	39	39

Endringer i enkeltarters mengde fra 2006-2007

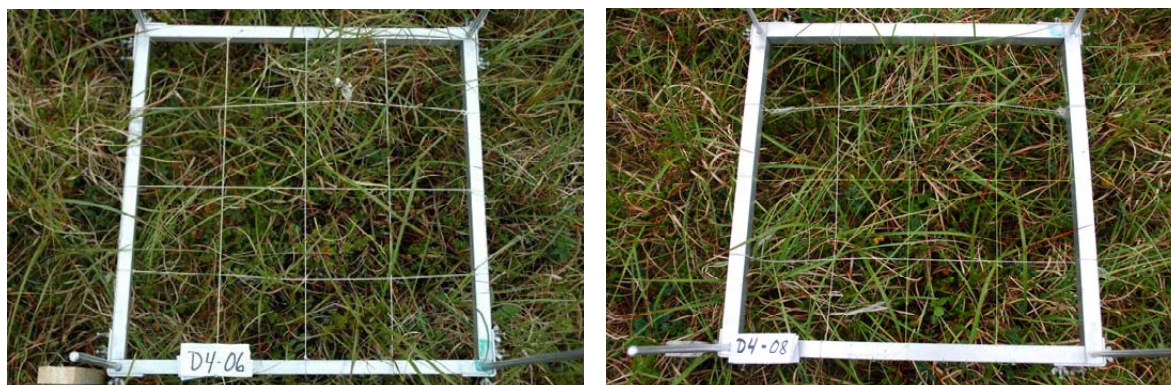
Svært få arter viste en signifikant endring i mengde fra 2006 til 2008 (**Tabell 2**), og de aller fleste artene viste en relativt konstant dekning. Fjellkreking og mosen bergsigd viste imidlertid en signifikant fremgang i heia på Forsøl, mens frynsemose gikk signifikant tilbake. Gjennomsnittlig fremgang i dekning av fjellkreking var 4,4 %, for bergsigd 2,0 % og for frynsemose 9,3 %. I kreklingheia på Stangnes viste grå reinlav en signifikant framgang i % dekning med gjennomsnitt økning på 2,0 %, mens lys reinlav gikk signifikant tilbake i frekvensmaterialet med 20 % (forekommer i 20 % færre småruter).

Andre arter som viste endringstendenser, men der endringene ikke var signifikante, var skrubbe og etasjemose som viste en generell framgang, særlig på Stangnes. Her gikk syllav noe tilbake. Endringen i lys og grå reinlav kan skyldes problemer med å skille disse to i felt ved ulike fuktighetsforhold, da de lett forandrer farge ved regnvær. Etasjemose er en art som viser framgang i hele landet, noe som trolig skyldes klimaendringer mot en lengre vekstsesong (Økland m.fl. 2006). Fjellkreking er ofte påvirket av vinterfrost og kan variere noe fra år til år i dekning ved avdøying av blader (Bjerke & Tømmervik 2008).



Figur 9. Vegetasjon i analyserute A1 fra kreklinghei på Forsøl i 2006 og 2008.

På myr var det kun tranebær som viste en signifikant endring med økning i frekvensmengde både på Forsøl og Stangnes med henholdsvis 10,4 % og 25,0 % (forekommer i 10,5 % og 25,0 % flere småruter). Grasmose viste tendenser til tilbakegang i myrrutene på Forsøl og frynsemose en framgang på Stangnes.



Figur 10. Vegetasjon i analyserute D4 fra myrfeltet på Stangnes i 2006 og 2008.

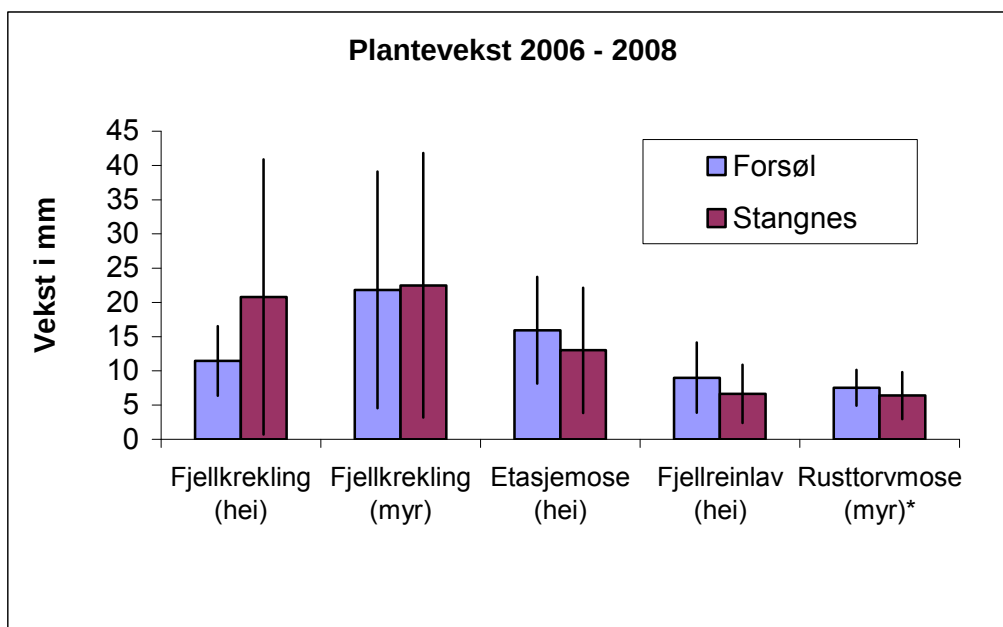
Antall ruter (n=6) er noe i minste laget for en statistisk analyse av artsendringer. En art må gå fram eller tilbake i fem av de 6 rutene innen hver vegetasjonstype for å vise en signifikant endring. Flere ruteanalyser kunne derfor gitt flere signifikante endringer, men for de artene som viste signifikante endringer var de kvantitative endringene relativt små. Slike små variasjoner i artsmengder er helt vanlig ved gjenanalyser og kan skyldes naturlige endringer i vegetasjonen eller variasjoner i vurderingen av artsdekning av ulikt felpersonale. Det er foreløpig ingen indikasjon på at en eventuell forurensing skal ha påvirket mengdeforholdene mellom arter. Hovedkonklusjonen er at vegetasjonen er svært stabil og at det ikke er noen særlige forskjeller i endringer mellom de to lokalitetene.

Tabell 2. Arter som viser statistisk signifikante endringer i prosent dekning eller i frekvens av arter i småruter fra 2006 til 2008. n-: antall prøveflater der arten avtok, n+: antall prøveflater der arten økte i mengde. p angir sannsynligheten for at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, $p \leq 0,05$ er uthevet). Arter som viser en tendens til endring, men som ikke er signifikant er tatt med, men ikke uthevet.

	Kreklinghei Forsøl						Kreklinghei Stangnes					
	Prosent			Frekvens			Prosent			Frekvens		
	n -	n +	p	n -	n +	p	n -	n +	p	n -	n +	p
Fjellkreking	0	5	0,039	0	0	1,000	3	0	0,102	0	0	1,000
Skrubbær	0	2	0,180	0	3	0,083	0	4	0,059	0	4	0,059
Bergsigd	0	5	0,042	1	1	0,654	1	3	0,144	0	2	0,179
Etasjemose	0	1	0,317	0	2	0,157	0	1	0,317	0	4	0,066
Frynsemose	5	0	0,041	0	3	0,083	3	0	0,109	0	2	0,180
Grå reinlav	1	4	0,221	0	1	0,317	0	0	1,000	0	6	0,026
Lys reinlav	2	2	1,000	1	0	0,317	5	0	0,042	3	1	0,197
Syllav	0	0	1,000	4	2	0,528	0	2	0,157	0	4	0,066
	Myr Forsøl						Myr Stangnes					
	Prosent			Frekvens								
	n -	n +	p	n -	n +	p	n -	n +	p	n -	n +	p
Tranebær	0	3	0,083	0	5	0,041	0	1	0,317	0	5	0,043
Grasmose	0	0	1,000	5	1	0,096	0	1	0,317	2	2	0,705
Frynsemose	1	1	1,000	2	2	0,705	0	2	0,180	0	4	0,066

4.2 Plantevekst

Figur 11 viser at veksten for fjellkreklingen i heia på Stangnes i perioden 2006-2008 har vært større sammenlignet med Forsøl. Denne forskjellen var nesten signifikant (t-test: $t = -2.017$ og $p = 0,056$). Variasjonen i lengdevekst for fjellkrekling i heia på Stangnes var imidlertid større enn på heia i Forsøl. Lengdeveksten av fjellkrekling på myr viste store variasjoner både innen og mellom lokalitetene. Vi fant ingen signifikante forskjeller med hensyn til vekst fra 2006 til 2008 for fjellkrekling på myr, fjellreinlav (hei), etasjemose (hei) samt rusttorvmose (myr) på de to lokalitetene. Men i forhold til fjellkrekling så viste de andre artene redusert vekst på Stangnes sammenlignet med Forsøl.



Figur 11. Plantevekst (mm) for fjellkrekling, etasjemose, fjellreinlav og rusttorvmose for lokalitetene på Forsøl og Stangnes i perioden 2006-2008. Veksten for rusttorvmose gjelder ett år (2007-2008). Søylen viser gjennomsnitt $\pm 1SD$. $n = 20$.

Når det gjelder reinlav så var det vanskelig å måle veksten i perioden 2006-2008 (også nevnt i metodekapitlet 3.2) på grunn av at merkingen var mer eller mindre bortvasket. Fjellreinlaven kan dermed ikke brukes effektivt til overvåking på individnivå over mange år. I Figur 12 presenterer vi et bilde tatt av individnummer 6 på Forsøl og legg merke til at her har det forekommet omfattende lavvekst rundt overvåkingsindividet fra 2006-2008, mens overvåkingsindividet ikke har hatt noen betydelig vekst. Vi vil foreslå at individovervåkingen blir utført på en annen art, brun fargelav (jfr. momenter i Kapittel 3.2). Dekning og høyde av reinlav kan derimot brukes i overvåking på rutenivå.

Målingene av lengdevekst i perioden 2006-2008 hos fjellkrekling viste at veksten var signifikant større i hei på Stangnes enn på Forsøl. Dette er konsistent med situasjonen i 2006 da vi målte siste års lengdevekst for denne arten på hei fra 2005 til 2006, og disse målingene viste også at lengdeveksten var signifikant større på Stangnes sammenlignet med Forsøl. Med andre ord så viser målingene av lengdevekst for fjellkrekling at de samme forskjellene var påvist i 2006 som i 2008 og dermed kan man konkludere at det ikke har funnet sted noen påvirkning fra Snøhvit-anlegget.

For de tre andre artene, etasjemose og fjellreinlav var det ingen signifikante forskjeller mellom lokalitetene og man kan dermed konkludere med at noen påvirkning fra Snøwhvit-anlegget heller ikke har funnet sted for disse artene.

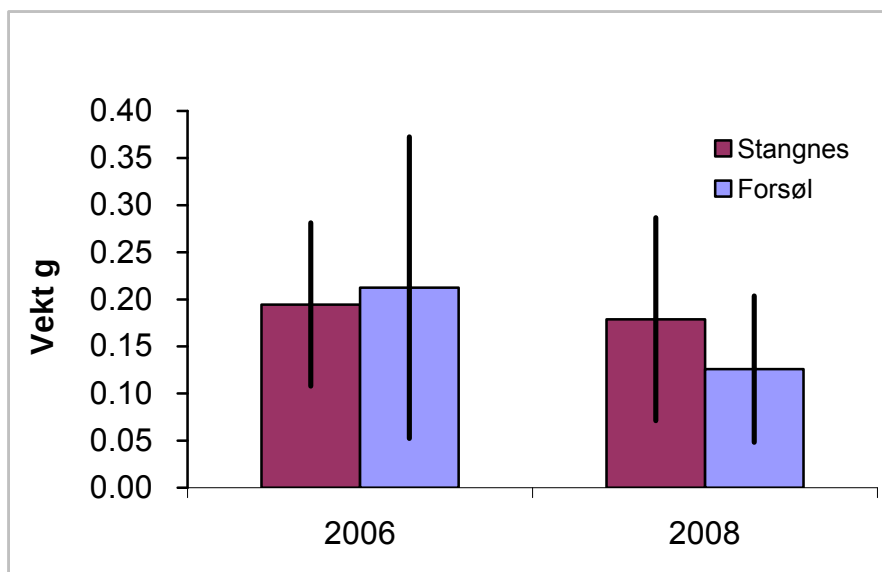


Figur 12. Individnummer 6 på Forsøl i henholdsvis 2006 (venstre) og 2008 (høyre). Legg merke til omfattende lavvekst rundt overvåkingsindividet fra 2006 til 2008, mens selve overvåkingsindividet ikke har hatt noen betydelig vekst. Merkingen av "nullpunktet" (øverste hovedforgreining) på individet (ved hjelp av rød sprittusj) var også visket ut.

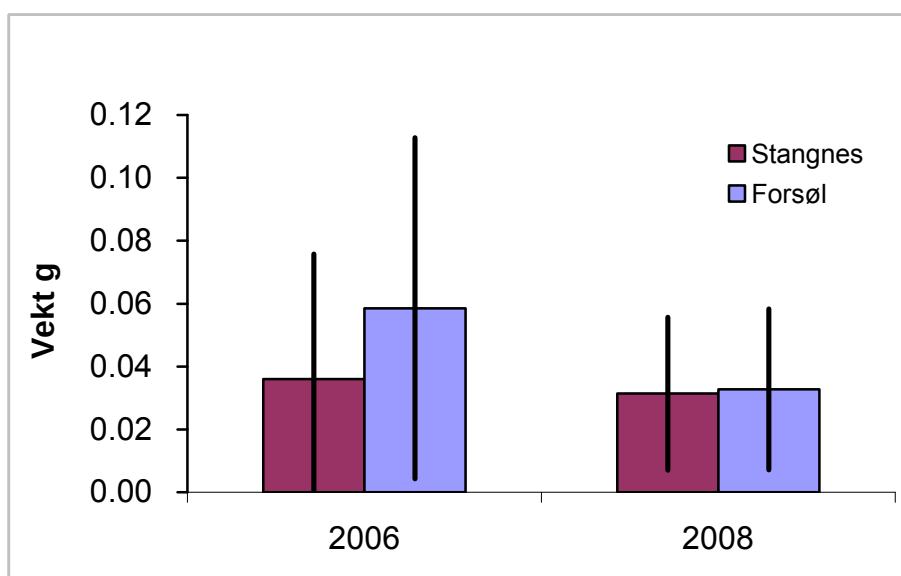
4.3 Forhold mellom overjordisk og underjordisk plantebiomasse

Som i 2006 utviser harerug i 2008 en viss variasjon i vekt av både rot (**Figur 13**) og skudd (**Figur 14**), samt i forholdet mellom rotvekt og skuddvekt (**Figur 15**). En signifikansanalyse med data av rot-til-skudd-forhold fra både 2006 og 2008 viser at det er signifikante forskjeller mellom lokalitetene med høyeste verdier på Stangnes, men ingen signifikante forskjeller mellom årene.

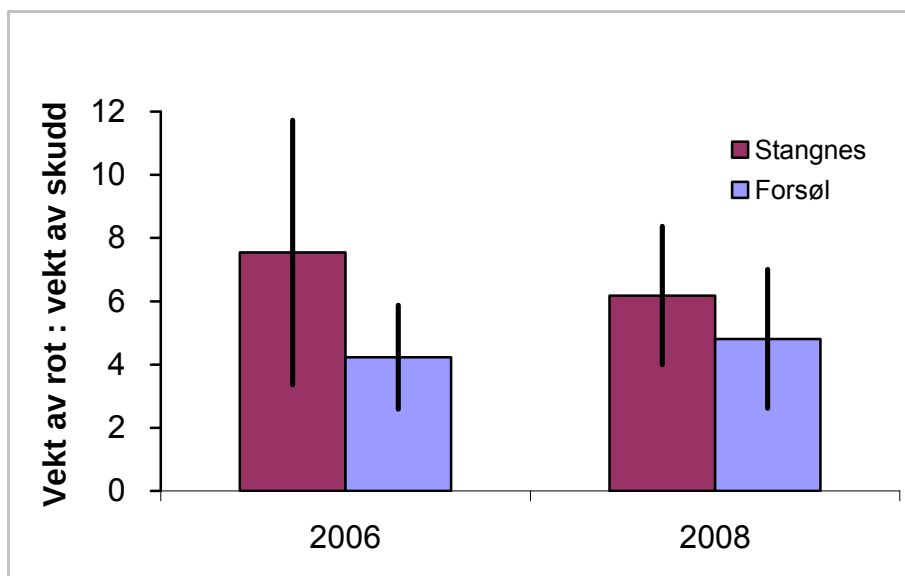
Rotvekt og skuddvekt viser ingen signifikante forskjeller, verken mellom lokalitetene eller årene. Følgelig har det ikke skjedd noen forandringer i forholdet mellom Forsøl og Stangnes i løpet av disse to årene. Det er derfor ingenting som tyder på at oppstart av LNG-anleggets aktiviteter eller endringer i andre eksterne faktorer har påvirket overjordisk og underjordisk biomasse eller forholdet mellom disse. Forskjellen i rot-til-skudd-forholdet mellom lokalitetene skyldes trolig ulike vekstforhold.



Figur 13. Vekt av rot av harerug på lokalitetene Stangnes og Forsøl i 2006 og 2008. Søylene viser gjennomsnitt $\pm 1SD$. $n = 15$.



Figur 14. Vekt av skudd av harerug på lokalitetene Stangnes og Forsøl i 2006 og 2008. Søylene viser gjennomsnitt $\pm 1SD$. $n = 15$.

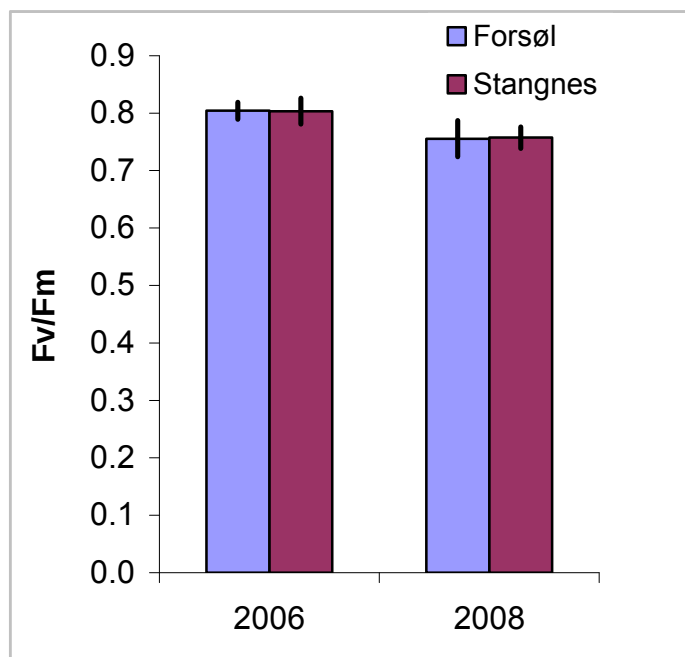


Figur 15. Vektforholdet mellom skudd og rot hos harerug fra lokalitetene Stangnes og Forsøl i 2006 og 2008. Søylene viser gjennomsnitt $\pm$ 1SD. $n = 15$.

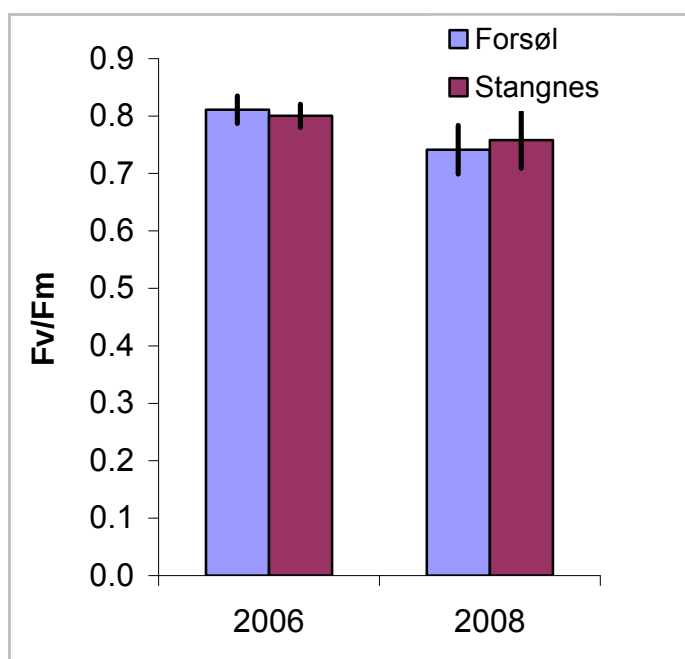
4.4 Fotosynteseaktivitet (fluorescens og gassutveksling)

Klorofyllfluorescens hos de fem undersøkte artene, molte (**Figur 16**), fjellkrekling (**Figur 17**), storvrenge (**Figur 18**), vanlig duskull (**Figur 19**) og rusttorvmose (**Figur 20**) var i 2008, som i 2006, lik på de to lokalitetene. Alle artene bortsett fra storvrenge hadde imidlertid en signifikant reduksjon i fluorescensverdier fra 2006 til 2008 på begge lokalitetene. Siden det var signifikant reduksjon på begge lokalitetene, er det lite trolig at reduksjonene kan knyttes til utslipp fra LNG-anlegget. Det er nok heller andre faktorer som spiller inn. Reduksjonene er relativt små, men indikerer like fullt at vegetasjonen var noe stresset på måletidspunktet i august 2008. Høyst sannsynlig skyldes økt stressnivå klimatiske forhold, for eksempel mildværsperioder i løpet av vinteren 2007/2008 med varige skader på bladverk (jf. Bjerke & Tømmervik 2008), kald vår og sommer, eller nedbørsfattig vekstsesong. Våre egne målinger fra andre steder i landsdelen viser at det ikke kun er i Kvaløya-området at vegetasjonen i 2008 var noe stresset. Dette gir ytterligere indikasjon på at et regionalt klimatisk fenomen har forårsaket økninga i stressnivå.

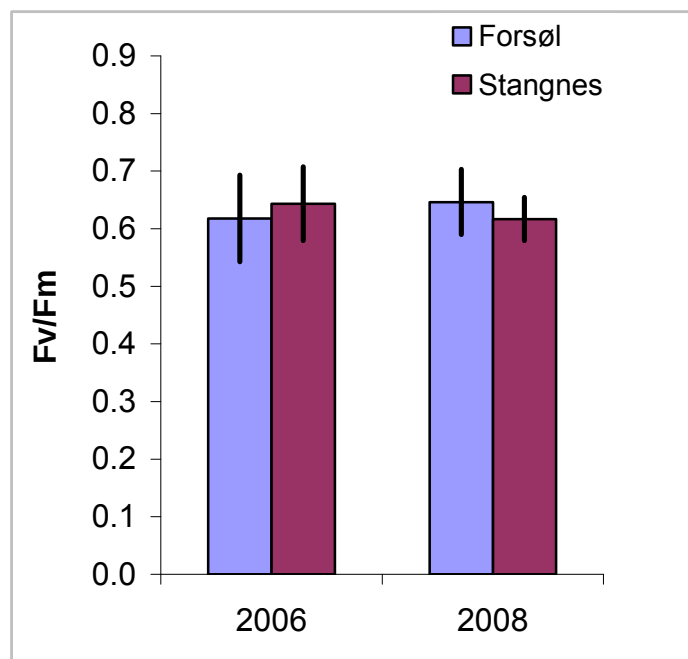
I 2006 var det en signifikant høyere netto fotosynteserate hos fjellkrekling fra Forsøl. En signifikansanalyse inkludert årets data viser at forskjellen mellom lokalitetene fortsatt er tydelig ($P < 0,001$) med høyest verdier på Forsøl. Netto fotosynteserate i 2008 var signifikant høyere enn i 2006 (**Figur 21**) ($P = 0,010$). Det var ingen signifikant interaksjon mellom lokalitet og år ($P = 0,801$). Mørkerespirasjon viser ingen forskjeller mellom lokalitetene ($P = 0,222$) eller år ($P = 0,896$) (**Figur 22**). Årsaken til høyere netto fotosynteserate i 2008 enn i 2006 er ukjent. Dataene står i kontrast til for eksempel fluorescensverdiene for fjellkrekling, som viser en reduksjon fra 2006 til 2008. Vår hypotese er at den suboptimale vekstsesongen i 2008 førte til redusert lengdevekst av både skudd og blader. For å kompensere for redusert vekst, kan kreklingen ha bygget opp et høyere klorofyllnivå i de overvintrende bladene, og derved gitt høyere verdier per bladareal, og -vekt, i 2008 i forhold til i 2006.



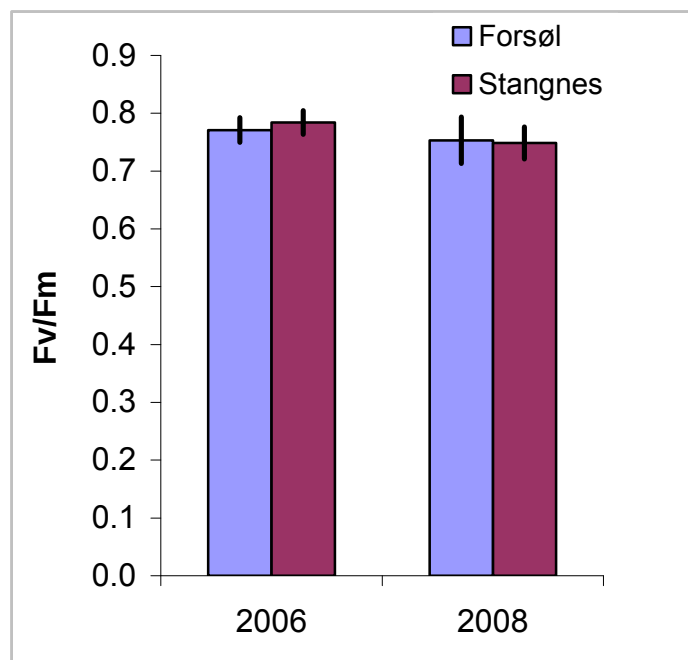
Figur 16. Klorofyllfluorescens av molte i 2006 og 2008. Søylen viser gjennomsnitt $\pm 1SD$. $n = 15$.



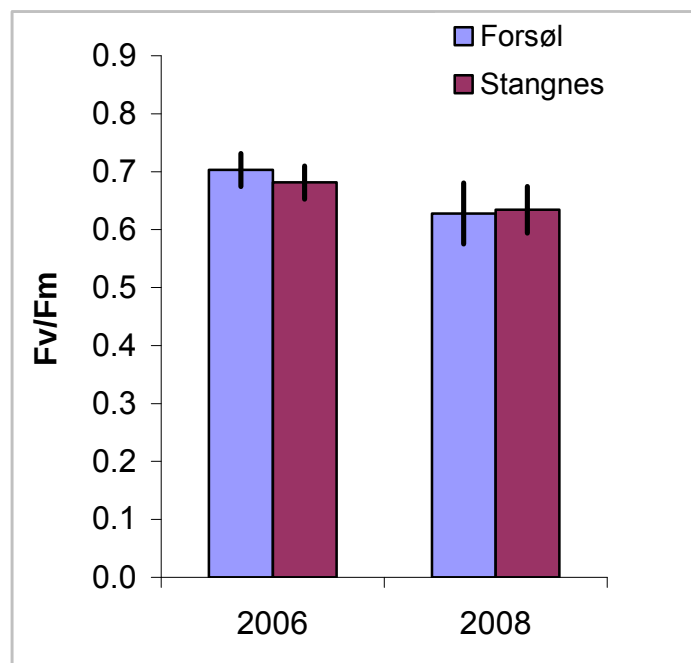
Figur 17. Klorofyllfluorescens av fjellkrekling i 2006 og 2008. Søylen viser gjennomsnitt $\pm 1SD$. $n = 15$.



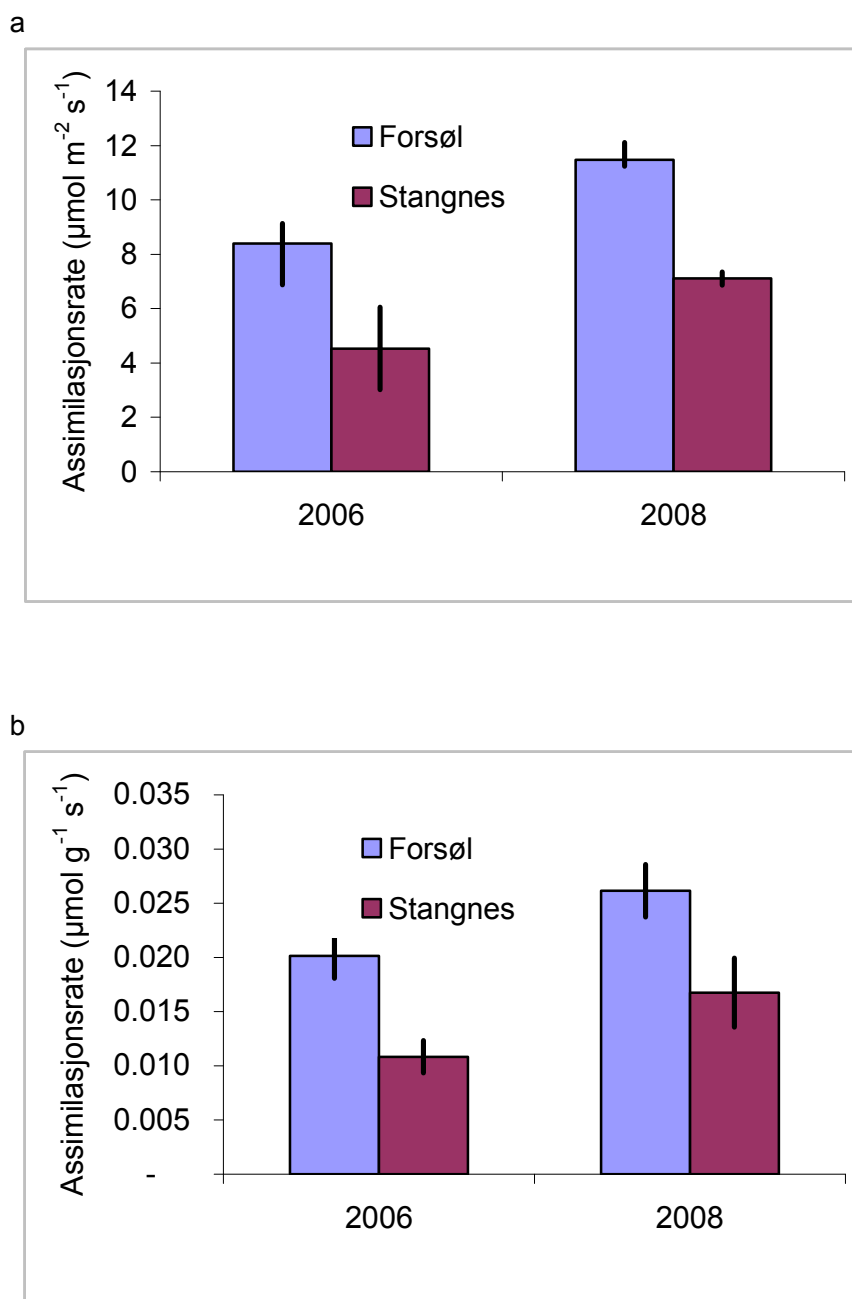
Figur 18. Klorofyllfluorescens av storvrenge i 2006 og 2008. Søylen viser gjennomsnitt $\pm 1SD$. $n = 15$.



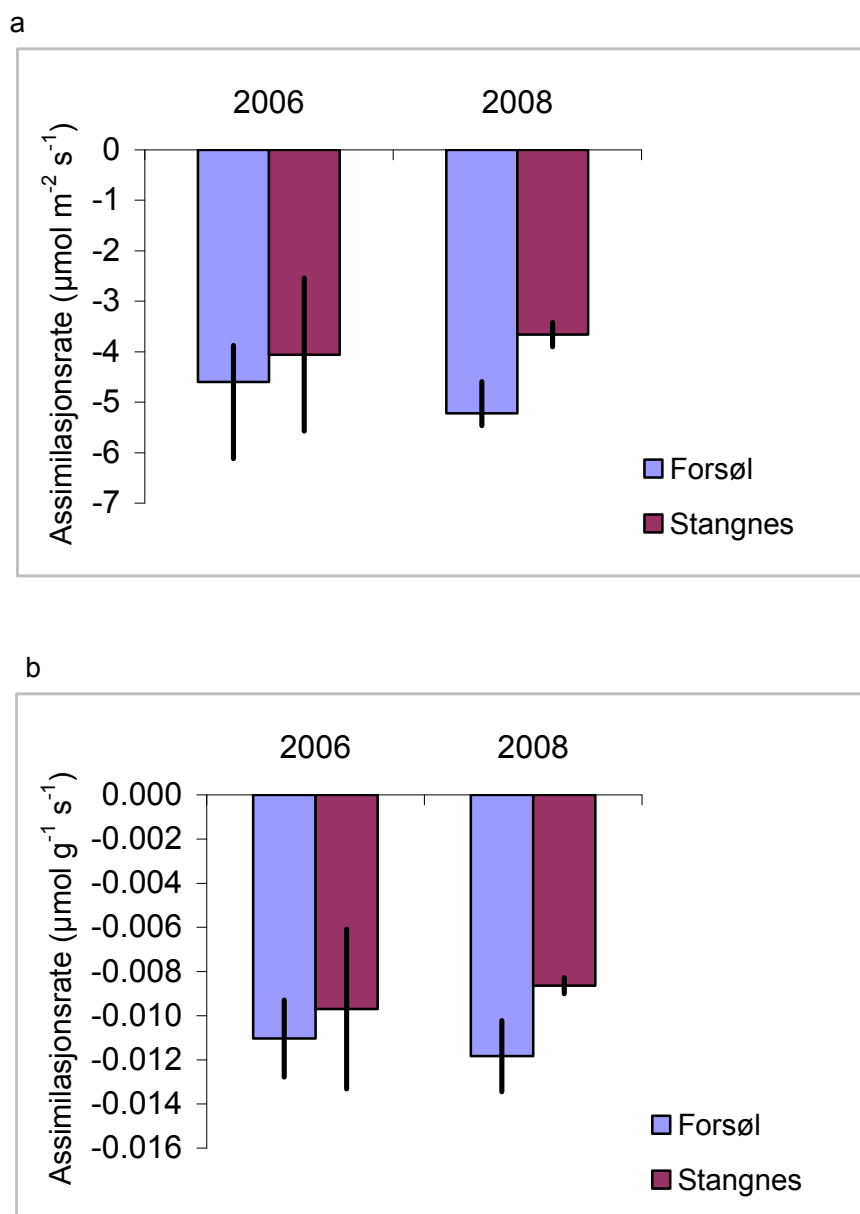
Figur 19. Klorofyllfluorescens av vanlig duskull i 2006 og 2008. Søylen viser gjennomsnitt $\pm 1SD$. $n = 15$.



Figur 20. Klorofyllfluorescens av rusttorvmose i 2006 og 2008. Søylen viser gjennomsnitt $\pm$ 1SD. $n = 15$.



Figur 21. Netto fotosyntese hos fjellkreking i 2006 og 2008 som en funksjon av areal (a) og som en funksjon av vekt (b). Søylen viser gjennomsnitt $\pm 1\text{SE}$. $n = 6$.



Figur 22. Mørkerespirasjon hos fjellkrekling i 2006 og 2008 som en funksjon av areal (a) og som en funksjon av vekt (b). Søylen viser gjennomsnitt $\pm$ 1SE. $n = 6$ ($n = 5$ for Stangnes i 2006).

4.5 Kjemisk innhold i planter

Plantenæringsstoffer

De aller fleste av de analyserte elementene er viktige byggesteiner i plantene, og er sentrale i plantemetabolismen eller stoffomsetningen enten direkte eller indirekte, dvs. dette er stoffer som plantene må ta opp for å kunne gjennomføre livssyklusen sin. Opptak og naturlig mengde av slike næringsstoffer varierer noe mellom artsgrupper og enkeltarter. Generelt er det de samme næringsstoffene som er viktige for moser, lav og karplanter, men mekanismene som styrer opptak og omsetning er noe forskjellige (Longton 1988). For lav og moser representerer opptak fra luft og vatn en viktig kilde for næringstilførsel, selv om nyere forskning viser at også for disse artsgruppene er substratet av betydning for næringstilgang.

Datasettet fra 2006 viste at fordelingen av grunnstoffer var ganske lik for den undersøkte mosen og laven. Nitrogen var det enkeltstoffet som fantes i størst mengder hos begge artene. Torvmosen hadde noe høyere innhold av viktige makronæringsstoff som kalsium (Ca), kalium (K), magnesium (Mg) og natrium (Na) sammenliknet med laven. Hos moser er den største konsentrasjonen av nitrogen, fosfor og kalium i grønne deler av planten, mens kalsium og magnesium akkumuleres i de brune plantedelene. Dette har sammenheng med hvilke prosesser stoffene er en del av. Partikler i lufta som lander på overflata av moser og lav kan påvirke resultatet av næringsinnhold i planteprøver, selv om stoffene ikke inngår i fysiologiske prosesser (Longton 1988). Næringsinnholdet vil også kunne variere gjennom sesongen, og er forskjellig i plantevev av ulik alder (Bates 2000). Det er dermed viktig å gjennomføre innsamling og analyse til samme tid og med samme prosedyre for å sikre sammenliknbare data. Variasjonen gjennom året er større for moser og høyere planter enn for lav (se for eksempel Chapin et al. 1980).

Endringer i kjemiske parametre i plantevev fra 2006 til 2008

De fleste målte parametrene i reinlav og torvmose viste ingen signifikante endringer fra 2006 til 2008, bl.a. makronæringsstoffer som kalsium (Ca), magnesium (Mg), fosfor (P) og svovel (S) og innholdet av nitrogen i plantene. Kun et fåtall av de analyserte elementene viste statistisk signifikante forskjeller mellom analyseårene, basert på gjennomsnitt av fem prøver fra hver art fra hver lokalitet (**Tabell 3**). Verdiene for hver prøve er vist i **Vedlegg 14 a,b**. For en rekke av de analyserte stoffene var nivåene begge år under eller nær deteksjonsgrensen. Dette gjaldt As, Be, Cd, Co, Cr, Ga, Li, Mo, Ni, Pb, Sc, Se, V og Y.

I reinlav har det skjedd en betydelig reduksjon av bor (B) både på Forsøl og på Stangnes med størst tilbakegang på Forsøl. Innhold av natrium (Na) har gått svakt fram på Forsøl, mens det har skjedd en markert økning av sink (Zn) i reinlav på begge lokaliteter, med størst økning på Forsøl. I rusttorvmose har det skjedd en svak tilbakegang i jerninnhold (Fe) på Forsøl. Kalium (K) har økt noe i rusttorvmose på Stangnes, mens sink har en betydelig tilbakegang på Stangnes. Hva dette skyldes er vanskelig å forklare, men verdiene fra 2006 fra Stangnes var unaturlig høye. Forskjeller i kjemisk innhold av reinlav kan delvis skyldes innsamlingsmetodikk og sammensetningen av prøvematerialet. Da det var særdeles lite lys reinlav å finne, måtte det også samles noe grå reinlav inn i prøvene, og noe strø av kreklingblad ble med i analysene.

Hovedkonklusjonen er imidlertid at det kjemiske innhold i plantene har endret seg lite etter at LNG-anlegget er satt i drift, og at et eventuelt økt nitrogennedfall foreløpig ikke kan gjenfinnes i plantene.

Tabell 3. Statistisk signifikante endringer av kjemiske elementer i plantevevsprøver fra lys reinlav/fjellreinlav (*Cladonia arbuscula coll.*) og rusttorvmose (*Sphagnum fuscum*) fra overvåkingfeltene på Forsøl (felt A og B) og Stangnes (felt C og D) i 2006 til 2009. I tillegg verdier for Kjeldahl nitrogen (Kj-N). ** = $p < 0,01$, * = $p < 0,05$. Verdiene i tabellen er gjennomsnitt og standardavvik (SD) av fem prøver hvert år.

Element År	Måle- enhet	Lys reinlav/fjellreinlav				Rusttorvmose			
		Forsøl A		Stangnes C		Forsøl B		Stangnes D	
		Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD
B - 06	µmol/kg	365,2	80,5	349,2	86,8				
B - 08	µmol/kg	186,4	15,9	234,2	15,7				
Endring	µmol/kg	-178,8**		-115,0**					
Fe - 06	mmol/kg					3,11	1,0		
Fe - 08	mmol/kg					2,2	0,5		
Endring	mmol/kg					-0,9*			
K - 06	mmol/kg							106,1	14,5
K - 08	mmol/kg							124,9	11,1
Endring	mmol/kg							18,8*	
Kj-N - 06	mmol/kg	267,6	16,0	335,2	28,2	353,2	54,2	413,8	62,9
Kj-N - 08	mmol/kg	270,4	9,9	306,8	66,2	389,8	57,2	397,6	25,1
Endring	mmol/kg	2,8		-28,4		36,6		-16,2	
Na - 06	mmol/kg	6,1	0,4						
Na - 08	mmol/kg	7,2	0,5						
Endring	mmol/kg	1,1*							
Zn - 06	µmol/kg	184,0	17,9	190,6	9,1			2073,4	753,6
Zn - 08	µmol/kg	276,6	83,0	227,2	16,8			729,2	380,8
Endring	µmol/kg	92,6*		36,6**				-1344,2*	

Tungmetaller

Resultatene fra analyse av totalinnhold av tungmetaller viser at Zn er det grunnstoffet som forekommer i høyeste konsentrasjoner i de innsamla plantene, men det er også registrert Pb, Ni og Hg i både reinlaven og torvmosen (**Tabell 4, Vedlegg 14 a,b**).

Sink (Zn) er en naturlig bestanddel i plantene, og inngår i viktige fysiologiske prosesser. Det er derfor naturlig at nivået av dette metallet er høyere enn nivået av de andre tungmetallene, som ikke inngår naturlig i plantene. Innholdet av sink var høyere i torvmosen enn i reinlaven når data fra begge lokalitetene analyseres samlet (*t*-test; $p < 0,001$). Dette viste også analysene av Zn fra kjemisk innhold i planter ovenfor.

De viktigste kildene til bly (Pb), nikkel (Ni) og kvikksølv (Hg) er enten gjennom bakgrunnsverdier i berggrunnen eller forurensning fra nære eller fjerne kilder. Trolig er berggrunnen den viktigste kilden til variasjon av innholdet av tungmetaller i de målte plantene. Det er ingen tydelige forskjeller på nivået av bly, nikkel eller kvikksølv mellom arter eller mellom lokaliteter. Tungmetall kan akkumuleres i moser og lav opp til konsentrasjoner mye høyere enn det som finnes i miljøet rundt, og gjør disse organismegruppene egnet for overvåking av forurensning.

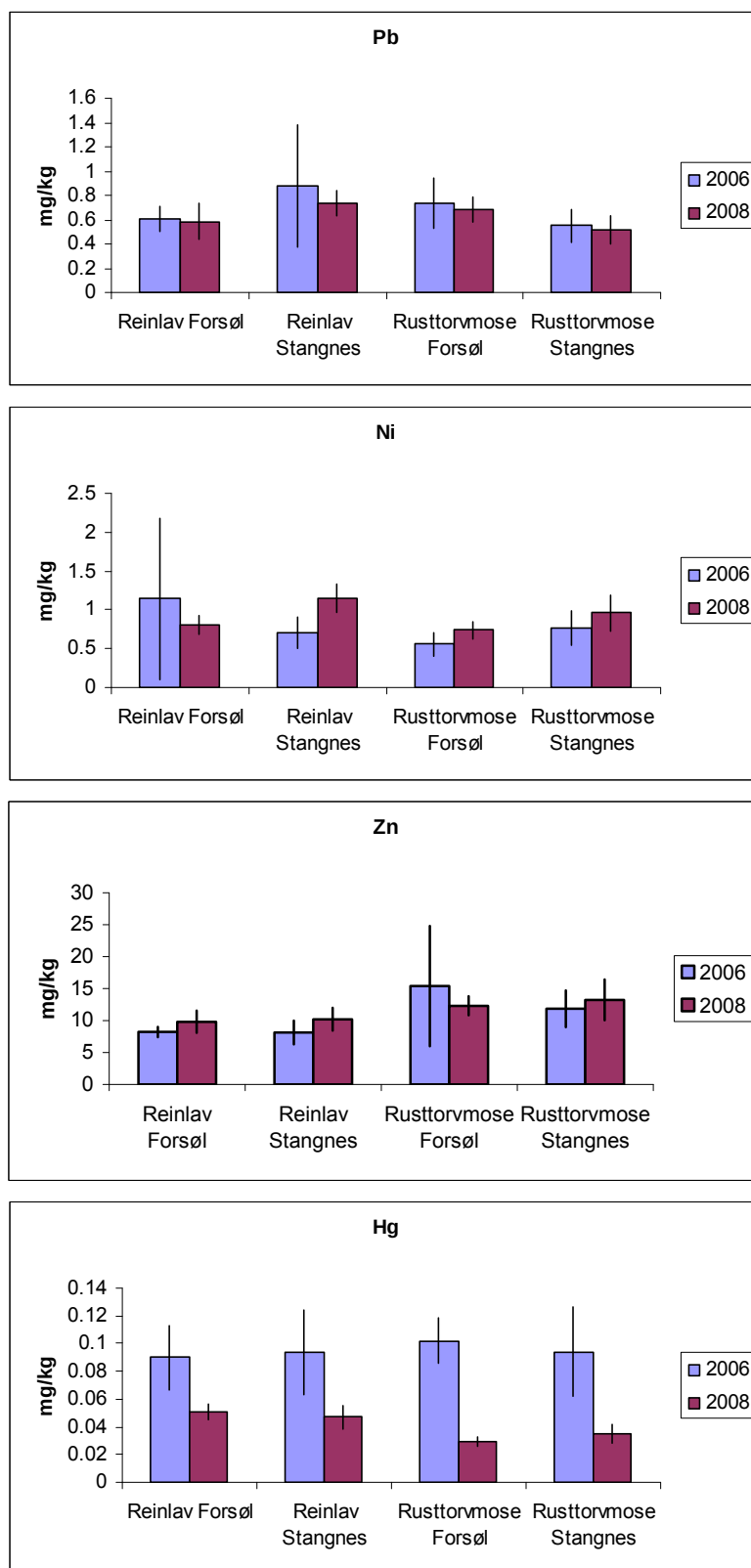
Endringer i tungmetaller i plantevev fra 2006 til 2008

Det har ikke skjedd signifikante endringer i innhold av bly og Zn fra 2006 til 2008 (**Tabell 4 og Figur 23**). Nikkel har gått signifikant fram i reinlav fra Stangnes. Sink har gått signifikant fram i reinlav fra Forsøl, noe som også er påvist fra analysen av kjemisk innhold (**Tabell 3**), men gjennomsnittsverdien for Stangnes er også noe høyere i 2008. Kvikksølv viser betydelig tilbakegang for alle prøver på begge lokalitetene. Bortsett fra verdiene av kvikksølv er endringene i

plantematerialet små, og det er ingen trend i at lokaliteten Forsøl, som i utgangspunktet er mer eksponert for nedfall av forurensende stoffer, er blitt mer forurenset. Den betydelige nedgangen i kvikksølv på alle lokaliteter og for begge planteartene kan tyde på en metodisk feil i analyseprosessen enten i 2006 eller i 2008.

Tabell 4. Tungmetaller i plantevevsprøver av lys reinlav/fjellreinlav (*Cladonia arbuscula coll.*) fra hei og rusttorvmose (*Sphagnum fuscum*) fra myr fra forsøksfeltene Forsøl (felt A og B) og Stangnes (felt C og D) i 2006 og 2008. Statistisk signifikante endringer uthevet. **= $p < 0,01$, *= $p < 0,05$ (Mann Whitney test). Verdiene er gjennomsnitt og standardavvik (SD) av fem prøver hvert år.

Tungmetall År	Måle- enhet	Lys reinlav/fjellreinlav				Rusttorvmose			
		Forsøl A		Stangnes C		Forsøl B		Stangnes D	
		Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD
Pb-06	µg/g	0,61	0,10	0,88	0,50	0,74	0,21	0,55	0,14
Pb-08		0,59	0,15	0,74	0,10	0,68	0,10	0,51	0,11
Endring		-0,02		-0,14		-0,14		-0,04	
Ni - 06	µg/g	1,14	1,04	0,70	0,20	0,56	0,15	0,76	0,22
Ni - 08		0,80	0,12	1,14	0,18	0,74	0,11	0,96	0,23
Endring		-0,34		0,44*		0,18		0,20	
Zn - 06	µg/g	8,22	0,81	8,14	1,86	15,40	9,40	11,84	2,86
Zn - 08		9,82	1,73	10,20	1,79	12,32	1,50	13,24	3,19
Endring		1,60*		2,06		-3,08		1,40	
Hg - 06	mg/kg	0,090	0,023	0,094	0,030	0,102	0,016	0,094	0,031
Hg - 08		0,050	0,006	0,047	0,009	0,029	0,003	0,035	0,007
Endring		-0,040**		-0,047**		-0,073**		-0,059**	

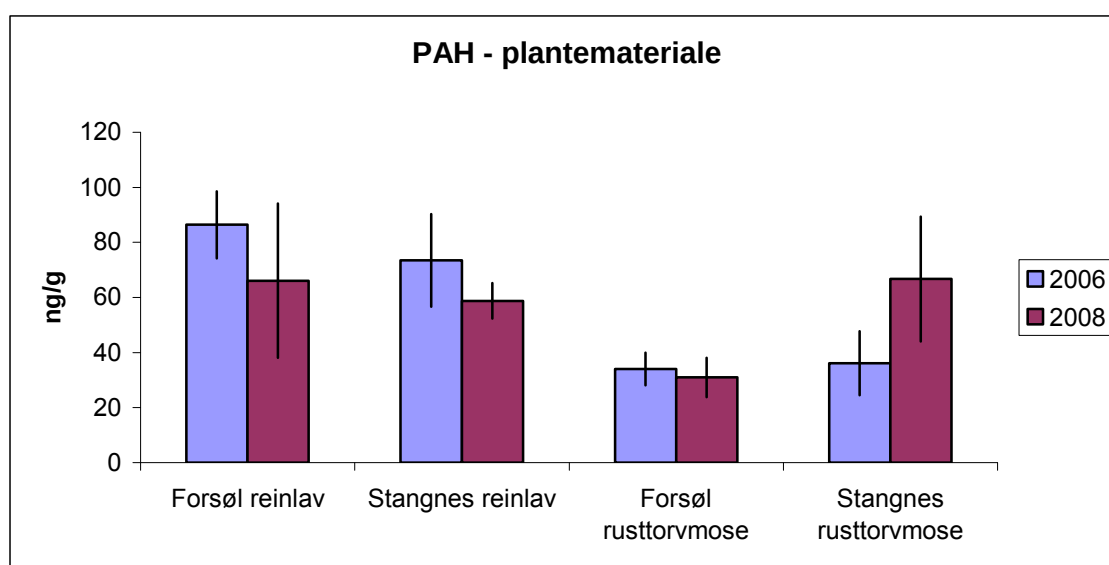


Figur 23. Innhold av tungmetallene Pb, Ni, Zn og Hg i plantep prøver av lys reinlav/fjellreinlav (*Cladonia arbuscula* coll.) og rusttorvmose (*Sphagnum fuscum*) fra feltene Forsøl og Stangnes i 2006 og 2008. Verdiene i figuren er gjennomsnittsnitt og standardavvik (SD) for fem prøver.

Endring i polyaromatiske hydrokarboner (PAH) i plantevev fra 2006 til 2008

Analysene av PAH i plantemateriale viste begge år høyeste verdier for komponentene naftalen, fenantren og fluoranten, både hos lys reinlav/fjellreinlav og rusttorvmose (**Vedlegg 17-18**). Disse stoffene utgjør over 70 % av de totale PAH-konsentrasjonene i plantene. Innholdet av PAH er noe høyere i lav enn i rusttorvmose (**Figur 24**), noe som gjelder for de fleste av PAH-komponentene. På Forsøl har gjennomsnittsverdiene av total PAH for reinlav og rusttorvmose gått noe tilbake, men endringen er ikke signifikant. Innholdet av PAH i rusttorvmose på Forsøl var omtrent lik i 2006 og i 2008, mens PAH på Stangnes viste en signifikant økning ($p < 0.05$ ved Mann Whitney test). Det ser således ut til at innholdet av PAH i plantevev ikke er påvirket av økte utslipp fra LNG-anlegget, da Forsøl er den mest eksponerte lokaliteten.

Verdiene er generelt lave sammenlignet med forurensede områder der innhold i plantemateriale kan variere fra 300 til 3000 ng/g (jfr. Viscari 1999, Orlinski 2002, Guidotti et al. 2003, Liu et al. 2005, Blasco et al. 2006). En av lavprøvene på Stangnes fra 2006 (2/2006 i **Vedlegg 17**) viste svært høye verdier, men flere elementer i denne prøven ble analysert ved gjenvinning og oppfyller ikke NILUs kvalitetskrav. Denne er derfor ikke med i gjennomsnittsverdiene vist **Figur 24**.



Figur 24. Gjennomsnittlig innhold av 16 komponenters PAH i lysreinlav/fjellreinlav (*Cladonia arbuscula coll.*) og rusttorvmose (*Sphagnum fuscum*) på lokalitetene Forsøl og Stangnes i 2006 og 2008. Standardavvik angitt. $n=5$ for hver art på hver lokalitet med unntak av lavprøvene fra Stangnes der $n=4$.

4.6 Kjemisk innhold i jord

Plantenæringsstoffer

De kjemiske analysene av plantenæringsstoffer og andre vekstrelaterte variabler (**Tabell 5, Vedlegg 15-16**) viser et generelt næringsfattig, surt jordsmonn i kreklinghei og et noe rikere jordsmonn i bakkemyrene. Det er generelt små forskjeller mellom jordsmonnet innen de samme naturtyper på de to ulike lokalitetene. Feltene på Stangnes viser imidlertid svakt høyere verdier av kalsium i jordsmonnet, noe som sammen med ulikt mikroklima kan forklare den høyere artsdiversiteten på disse feltene. Tilgang på mer kalsium (Ca) kan skyldes forskjeller i berggrunn ettersom Forsøl ligger på ultrafattig kvartsdioritt, mens Stangnes ligger på svakt rikere granittisk gneiss, som forvitrer raskere enn kvartsdioritt. Dette vises spesielt i vegetasjonen rundt feltene, der flere sigevannspåvirkede områder ved feltet på Stangnes inneholder middels kalkkrevende arter som dvergjamne, gulstarr og jåblom (*Selaginella selaginoides*, *Carex flava*, *Parnassia palustre*).

Tabell 5. Endringer i gjennomsnittlige jordkjemiske data (Snitt) fra kreklinghei og bakkemyr på lokalitetene Forsøl og Stangnes fra 2006 til 2008. Gjennomsnitt av 6 prøver fra hver naturtype. Glødetap (Gl. tap) og basemetning (Base) i %. pH i vannekstrakt (pH-v) og pH i CaCl₂-ekstraksjon (pH-Ca). Kjeldahl nitrogen (Kj-N) og ammoniumacetat-ekstraherbart P, H, Na, K, Ca, Mg og utbyttingskapasitet (Kap) i mmol/kg tørr jord. Statistisk signifikante endringer med **uthevet skrift** (Wilcoxon ettvalgstest av endringer i seks prøver mellom to år, $p \leq 0,05$).

Lokalitet		Gl. tap	pH-v	pH-Ca	Kj-N	P	H	Na	K	Ca	Mg	Kap	Base
Hei													
Forsøl	2006	90,0	4,27	3,33	923	4,36	90,8	14,9	17,0	61,5	70,6	387,7	76,5
	2008	96,6	4,29	3,38	796	4,28	78,8	20,7	19,0	81,3	74,5	432,5	81,3
	Endring	3,4	0,02	0,05	-127	-0,08	-12,0	5,80	2,0	19,8	3,9	44,8	4,8
Stangnes	Snitt	84,5	4,38	3,47	899	3,76	80,0	11,4	17,8	71,1	65,0	383,6	78,6
	2008	92,4	4,31	3,44	968	4,73	78,6	14,7	19,6	86,5	72,4	433,7	81,2
	Endring	7,9	-0,07	-0,03	69	0,97	-1,4	3,3	1,8	15,4	7,4	50,1	2,6
Myr													
Forsøl	Snitt	94,7	5,28	4,24	748	2,03	59,5	21,0	17,7	140,4	127,9	638,9	89,6
	2008	93,0	5,08	4,17	883	1,82	47,2	22,8	16,1	133,2	109,0	573,3	91,0
	Endring	-1,7	-0,20	-0,07	135	-0,21	-12,3	1,8	-1,6	-7,2	-18,9	-65,6	1,4
Stangnes	Snitt	97,0	4,97	3,95	787	3,01	73,7	17,2	16,3	157,0	90,1	606,0	87,0
	2008	95,5	4,73	3,79	861	3,06	56,5	19,4	15,2	139,1	83,6	539,3	88,9
	Endring	-2,5	-0,24	-0,16	74	0,05	-17,2	2,2	-1,1	-17,9	-24,4	-66,7	1,9

Endringer i jordkjemi i kreklinghei fra 2006 til 2008

Det har skjedd flere signifikante endringer i næringsinnhold i humusjorda, men endringene er relativt små (**Tabell 5**). Jordsmonnet viser noe høyere næringsinnhold i 2008 på begge lokalitetene med en svak økning i basekationer som Na, K, Ca og Mg og reduksjon av hydrogenioner, noe som gir høyere utbyttingskapasitet og basemetning. Økningen er størst på Forsøl. Total nitrogen i jordsmonnet har gått noe tilbake på Forsøl, mens det har gått fram på Stangnes. Et eventuelt høyere nitrogennedfall på lokaliteten Forsøl, som var forventet ut fra spredningsberegninger, kan ikke gjenfinnes i jordsmonnet fra kreklingheia.

Endringer i jordkjemi i bakkemyr fra 2006 til 2008

Det har skjedd få signifikante endringer i jordkjemiske parametere fra 2006 til 2008 i myrjorda. Begge lokalitetene viser imidlertid et svakt fattigere og surere jordsmonn med en reduksjon i basekationer (K, Ca og Mg) og utbyttingskapasitet og en nedgang i pH. Totalt nitrogen har økt signifikant på Forsøl (økning på 135 mmol/kg tørr jord), mens fosfor (P) har gått noe tilbake.

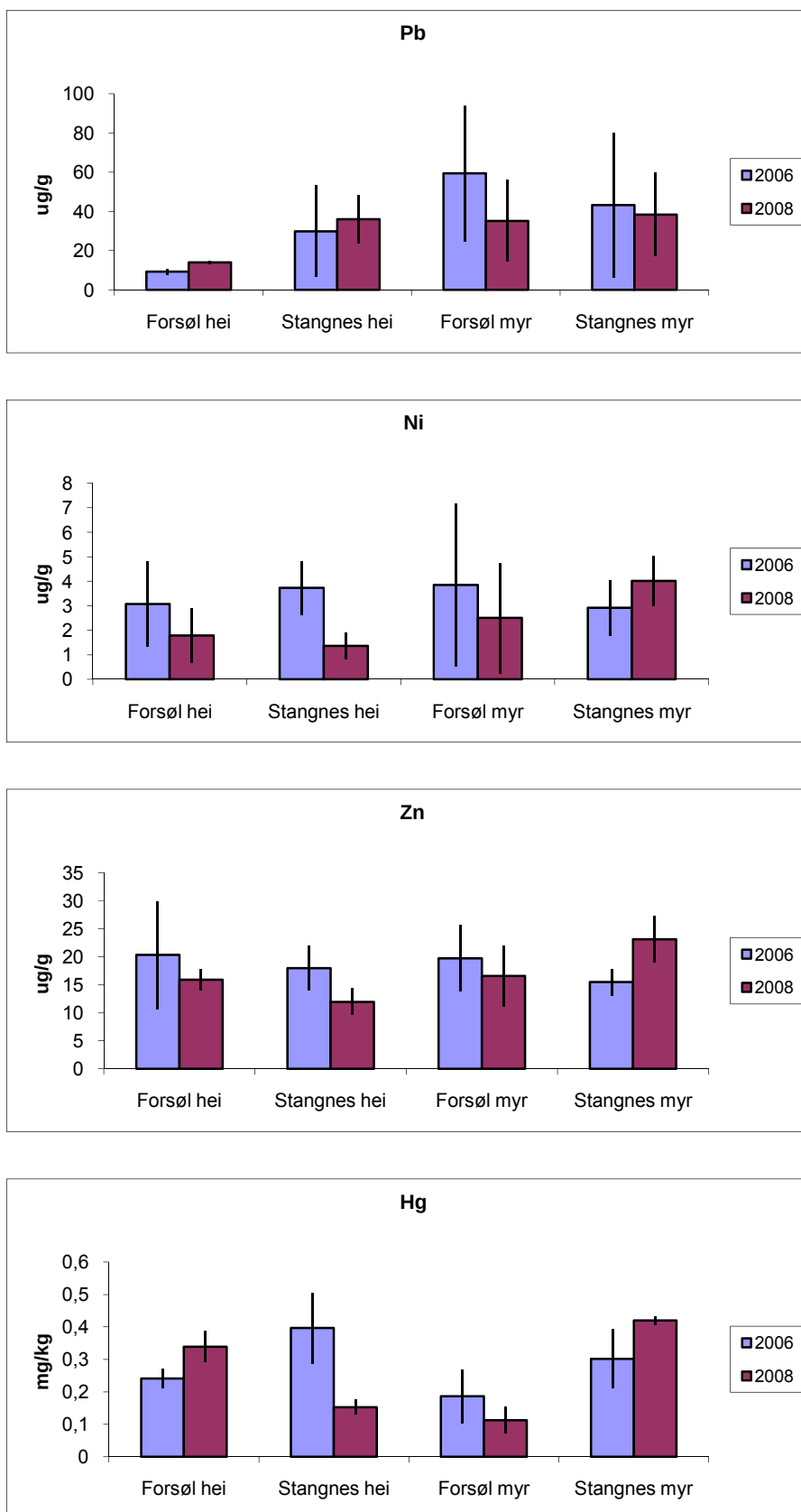
Endringene i jordkjemi er så små at de like godt kan skyldes år til år variasjoner eller normal variasjon i jordsmonnet innen samme prøverute, og det er således lite trolig at de målte endringene skyldes utslipp av komponenter fra LNG-anlegget. Innhold av nitrogen økte imidlertid i alle torvprøvene fra Forsøl fra 2006 til 2008, men tatt i betraktning at alle humusprøvene fra kreklingheia på samme lokalitet viste reduksjon av nitrogen i samme tidsrom, er det usikkert om økningen i torvjorda kan skyldes økte nitrogenutslipp.

Endringer i tungmetaller i jordsmonn fra 2006 til 2008

Innhold av tungmetallene Ni, Zn og Hg i jordsmonnet er relativt små i begge naturtyper, og de fleste verdiene er normale i forhold til hva som er vanlig i fattige humusjorder (**Vedlegg 15-16**). Enkelte jordprøver fra Stangnes viste imidlertid svært høye verdier av Pb. Prøve D5 fra bakkemyr viste svært høye verdier begge analyseår, mens prøve C4₂ fra kreklinghei viste svært høy verdi i 2008. De høye verdiene kan skyldes lokal forurensing, for eksempel blyhagl fra jakt,

da det innen lokaliteten ble funnet tomhylser av haglpatroner. Disse prøvene er ikke med i gjennomsnittsverdiene i **Figur 25** som viser innhold av de ulike tungmetallene i 2006 og 2008.

Bortsett fra kvikksølv var det få signifikante endringer i de ulike analysefeltene. For bly det registrert en svak men signifikant økning av konsentrasjonen i humus fra krekingheia på Forsøl. Nikkel gikk signifikant tilbake i jord fra krekingheia på Stangnes, mens sink ikke viste signifikante endringer på noen av lokalitetene. Innhold av Hg endret seg signifikant i begge vegetasjonstyper på begge lokaliteter. På Forsøl økte innholdet av Hg i jordsmonnet fra krekinghei, mens det avtok i torvjorda. På Stangnes derimot avtok Hg i jordsmonnet fra krekingheia, mens det økte i torvjorda. Mangel på tydelige trender mellom lokalitetene og relativt stor variasjon i enkeltmålinger tyder på lokale forurensinger. Det er lite sannsynlig at endringene skyldes utslipp til luft fra LNG-anlegget.

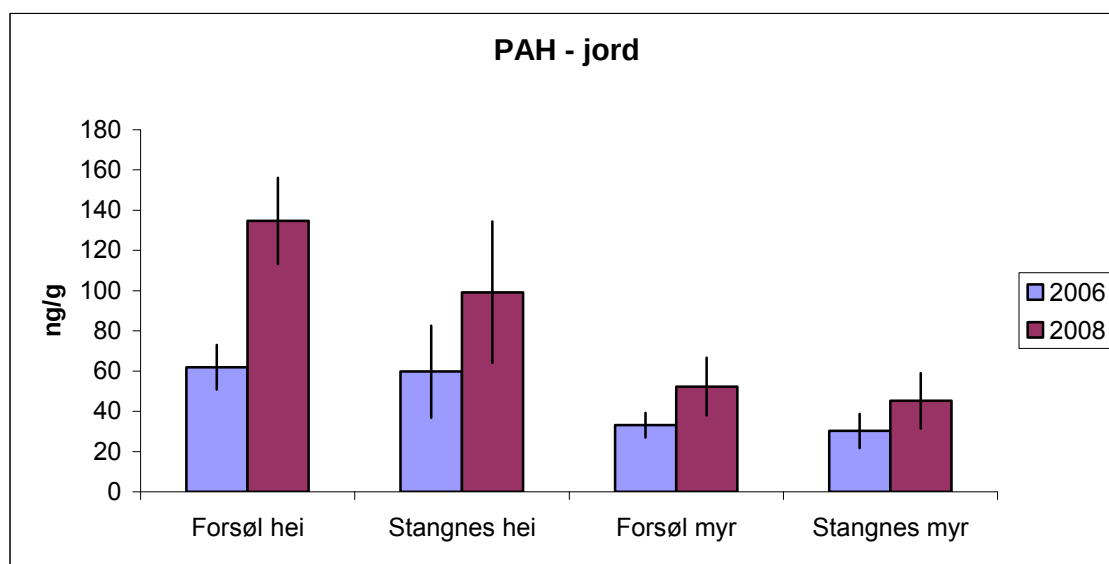


Figur 25. Tungmetaller i jord fra kretinghei og bakkemyr på overvåkingsområdene Forsøl og Stangnes i 2006 og 2008. Gjennomsnitt og standardavvik av 6 prøver (Pb i hei og bakkemyr på Stangnes, 5 prøver).

Endringer i polyaromatiske hydrokarboner (PAH) i jordsmonn fra 2006 til 2008

I 2006 hadde lokalitetene Forsøl og Stangnes omtrent like PAH verdier i jordsmonnet (**Figur 26**). Verdiene var noe høyere i humusjord fra krekingheia enn i torvjord fra myr. I grunnlagsrapporten fra 2006 (Aarrestad et al. 2006) er det dessverre en feil i figur 16 side 28, der data fra bakkemyr-Forsøl og krekingheia-Stangnes er byttet om. I 2008 ble det målt en betydelig økning av PAH i jordsmonnet både på Forsøl og på Stangnes med størst økning i krekingheia på Forsøl (**Figur 26, Vedlegg 19-20**). Bortsett fra endringen i krekingheia på Stangnes var alle endringer statistisk signifikant (Wilcoxon ettutvalgstest av endringer i seks prøver mellom to år, $p \leq 0,05$). Den gjennomsnittlige økningen i krekingheia er på over 100%. Økningen gjelder for de aller fleste av PAH komponentene, også de som antas å være kreftframkallende som benzo(b/j/k)fluorantener, inden(1,2,3-cd)pyren og benzo(ghi)perylene (**Vedlegg 19-20**). PAH verdiene er imidlertid lavere sammenlignet med forurensede områder, se for eksempel Migaszewski et al. (2002) der PAH i humusjord ligger mellom 300 og 1900 ppm.

De økte verdiene kan skyldes utslipp av sotpartikler fra LNG anlegget ved fakling i oppstartfasen vinterstid 2008, særlig med tanke på at Forsøl som ligger nærmest anlegget har de høyeste verdiene. Økningen i torvjord i myr er mindre enn i humusjord i krekingheia. Dette kan skyldes at noe av mengden PAH som avsettes på myr blir transportert bort ved sigevannet i myra. Den økte forurensingen med PAH kunne ikke gjenspores i plantematerialet, se ovenfor. Dette kan skyldes at PAH som avsettes på vegetasjonen blir vasket ned i jordsmonnet av regnvær (merk at analysene ble utført i august om lag et halvt år etter de større sot-utslippene vinterstid) og at opptak av PAH i plantene går langsomt.



Figur 26. Gjennomsnittsverdier av 16 komponents PAH i jord fra krekingheia og bakkemyr fra Forsøl og Stangnes i 2006 og 2008. Standard avvik angitt. $n=6$ for hver vegetasjonstype på hver lokalitet.

5 Forslag til videreføring og endringer i overvåkingsmetodikk basert på erfaringer fra analysene i 2006 og 2008

5.1 Vegetasjonens artssammensetning

Markvegetasjon utgjør et viktig fundament for andre komponenter i terrestriske økosystemer som utgangspunkt for næringskjeder og som en viktig del av artenes habitat. Et bredt spekter av plantearter med ulike økologiske tilpasninger gjør det også sannsynlig at noen av artene i markvegetasjonen vil respondere på forskjellige naturlige eller menneskeskapte påvirkninger. Det er derfor særdeles viktig å fortsette denne overvåkingen som en essensiell komponent i overvåkingsprogrammet for Snøhvit. Gjenanalyser av vegetasjonens artssammensetning i permanent merkede ruter gir nøyaktig informasjon om eventuelle endringer over tid, særlig når man benytter både den subjektive dekningskalaen og frekvensmetodikken ved mengdemålingene.

Feltarbeidet i 2008 viste en viss slitasje på krekling i heivegetasjonen rundt analyserutene pga. trakk under selve analyseringen. Dette er ikke til å unngå, men av tidligere erfaringer fra andre overvåkingsprosjekter fører dette ikke til endringer inne i rutene. For å unngå unødig slitasje anbefaler vi en gjenanalyse hvert femte år. Endringer i arter og artssammensetning, som skyldes påvirkning av nitrogengjødsling og forsuring, skjer sakte. Det er derfor viktig at en slik overvåking har et langsiktig perspektiv på minst 10-20 år.

5.2 Plantevekst

Det viste seg at vekstmålinger av fjellreinlav var vanskelig å utføre etter den opprinnelige metodikk, pga. utvisking av tusjmerker, stor gjenvekst av lav under beskyttelsesskjermene og nedbrytning av laven ved det målte nullpunktet, se diskusjon i kapittel 3.2. I stedet opprettet vi en ny vekstmåling på brun fargelav (*Parmelia omphalodes*), som ikke beites av rein og som er tallrik på berg både på Forsøl og på Stangnes. Vi anbefaler at vekstmåling på lav videreføres for denne arten og at vekstmålingene for fjellreinlav tas ut av overvåkingsprogrammet.

Vekstvariabler er nyttige i overvåkingssammenheng, i og med at stress ofte fører til redusert vekst. En stor fare med for langt tidsrom mellom hver overvåking er at markeringer (for eksempel ringer på krekling og etasjemose) forsvinner eller forringes, at vekst over mange år gjør at det er vanskelig å gjenfinne enkeltindivider. Totalt sett vil lange tidsrom redusere muligheten for gjenfinning og dermed også måling av gjenvekst. For måling av vekst kan derfor fem år mellom hver overvåking vise seg å være for mye. For disse parameterne er kortere tidsrom å anbefale. Helst bør de analyseres hvert år. Dette kan gjøres i forbindelse med et årlig vedlikehold av lokalitetene, noe som er helt nødvendig pga. slitasje på utstyr av hardført klima og menneskers bruk av utmarka til rekreasjonsformål.

Skjermene som ble benyttet for å beskytte plantene mot beite viste etter to år tegn på rustskader. Dette skyldes trolig det ekstreme oseaniske klimaet med mye havsalt i nedbøren. Tilsvarende skjermmer har stått upåvirket på Finnmarksvidda i seks år uten tegn til rustskader. Skjermene bør erstattes neste år med nye som tåler det hardføre klimaet.

5.3 Forhold mellom overjordisk og underjordisk plantebiomasse

Harerug viste seg i 2006 å være den eneste egnede planten for måling av forholdet mellom rot og skudd. De aller fleste andre plantene som vokser på Stangnes og Forsøl har et komplekst rotsystem med underjordiske utløpere som flettes sammen med utløpere fra andre individer.

Biomassemålingene i 2006 og i 2008 viste at underjordisk og overjordisk biomasse varierte betydelig innenfor hver lokalitet. Effekten av en ekstern faktor skal være svært stor for at den skal kunne vises gjennom den interne variasjonen. I et slikt tilfelle vil nok effektene i langt større grad vises på andre responsvariabler. Følgelig vurderer vi det slik at det er lite hensiktsmessig å videreføre overvåkingen av overjordisk og underjordisk biomasse av harerug.

5.4 Fotosynteseaktivitet

En overvåking på kun to lokaliteter med flere års mellomrom gir generelt manglende romlig variasjon og dårlig oppløsning i tid. Dette gjelder spesielt for de fysiologiske aktivitetene fotosyntese, mørkerespirasjon og klorofyllfluorescens. Disse parametrene kan variere betydelig over korte tidsperioder, i og med at værforhold har sterk påvirkningsgrad på disse variablene. Følgelig er det vanskelig å vurdere en punktmåling et år mot en punktmåling på tilsvarende tidspunkt et annet år. Årstidsvariasjoner gjør at målingene bør foretas på samme tidspunkt hvert år, men for å kunne vurdere effekten av et punktutslipp i forhold til effekten av klimatiske og fenologiske forhold, bør disse målingene foretas ved mange anledninger i løpet av vekstsesongen. Kun da vil man kunne se gjennom støyen produsert av variable vær- og klimaforhold.

Slike frekvente målinger har det ikke vært rom for i henhold til omfanget av overvåkingsprogrammet. Hvis analysene av fotosynteseaktivitet skal gi god nok informasjon, må det utføres flere analyser i året. Et alternativ er å utelukke disse målingene i en framtidig overvåking og stole på at andre responsvariabler fanger opp eventuelle effekter.

5.5 Kjemisk innhold i planter

Det kjemiske innhold i plantene har endret seg lite etter at LNG-anlegget ble satt i drift, og et eventuelt økt nitrogennedfall kunne foreløpig ikke spores i plantene. Ett år med eksponering er imidlertid lite for å kunne detektere eventuelle endringer i plantevev. Avsatte stoffer vil tas opp av planter og akkumuleres over tid. Vi vil derfor anbefale at de kjemiske analysene av plantenæringsstoffer, tungmetaller og PAH også utføres ved neste gjenanalyse, fortrinnsvis om fem år. Særlig nitrogen, fosfor og PAH vil være interessant å følge videre med tanke på eutrofiering av økosystemer og siden PAH har vist en signifikant økning i jordsmonnet, med størst økning på Forsøl.

5.6 Kjemisk innhold i jord

Analysene av næringsparametere viste generelt små endringer fra 2006 til 2008 og noe motstridende trender mellom utvikling i kreklinghei og i myr, der myrjord var blitt svakt fattigere, mens humusjord fra kreklinghei var blitt svakt rikere. Totalt nitrogeninnhold økte i myrjord på Forsøl, mens fosfor gikk tilbake. Endringen i myr er typisk for myrer i sørlige deler av Skandinavia med økt nitrogenavsetning. Her er myrene blitt mettet med nitrogen, mens fosfor er blitt den begrensede næringsfaktor (Aerts et al. 1992, Gunnarsson et al. 2002). Dette er en trend som bør følges nøye videre.

Innhold av tungmetaller viste ingen trender som kan knyttes til utslipp fra LNG-anlegget. Innhold av bly i jordsmonnet viste store variasjoner, noe som kan skyldes andre lokale foruren-

singer som blyhagl fra jakt, og kan vurderes tas bort fra overvåkingsprogrammet. Ett år med eksponering av mulige forsurende eller forurensende stoffer er lite for å detektere eventuelle effekter på jordsmonn. Vi anbefaler derfor å utføre de jordkjemiske analysene, både næringsparametere og tungmetaller (med et mulig unntak for bly), etter fem år, for deretter å utføre jordsmonnsanalyser hvert tiende år. Dette er i tråd med nasjonale overvåkingsprogram som TOV (Program for terrestrisk naturovervåking).

PAH var det eneste stoffet som viste en betydelig og signifikant økning i jordsmonnet, der endringene mest sannsynlig er et resultat av utslipp fra LNG-anlegget på Melkøya. Det vil være av stor interesse å følge den videre utvikling, særlig siden flere av PAH-stoffene er kjent for å være kreftframkallende.

5.7 Overordnet vurdering

Vi har til nå sammenlignet to områder; ett som antas å ligge i maksimumssonen for nitrogenedfall fra LNG-anlegget (lokalitet Forsøl) og ett som antas å ligge i et lavavsetningsområde (Stangnes). Dette er et såkalt ikke-replisert design, i og med at det kun finnes en eksperimentell enhet for hver "behandling". Den eksperimentelle enheten i en studie som dette er lokaliteten, ikke enkeltmålingene gjort innenfor hver lokalitet (jfr. Hurlbert 1984, 2004). Dersom det blir registrert forskjeller mellom Forsøl og Stangnes i fremtiden, vil man vanskelig kunne si med sikkerhet (dvs. med støtte i statistiske signifikansanalyser) om forskjellene skyldes utslipp fra LNG-anlegget eller om det skyldes andre faktorer. Man vil måtte begrense seg til indikasjoner, lik de formuleringene vi har benyttet i denne rapporten (for eksempel "...*lite sannsynlig at endringene skyldes utslipp til luft fra LNG-anlegget...*"). For at man med sikkerhet skal kunne anslå de biologiske og edafiske effektene av et punktutslipp, slik som LNG-anlegget på Melkøya, kreves det flere enheter enn to lokaliteter. Ved bruk av flere lokaliteter vil også variasjoner i måleresultater som skyldes lokale forhold lettere kunne skilles fra en eventuell påvirkning fra LNG-anlegget.

Den mest velegnete metodikken er å etablere en gradientanalyse med valgte lokaliteter i ulik avstand fra punktutslippet og med antatt ulik påvirkningsgrad. Ved å gjennomføre de samme undersøkelsene, som er gjort på de to eksisterende lokalitetene, på samtlige lokaliteter, vil biologiske og edafiske responser fanges opp i langt bedre grad, i og med at dataene kan behandles statistisk på en langt sterkere måte (Økland 2007). Dette er et design vi er godt kjent med fra andre prosjekter, for eksempel i forbindelse med punktutslippene ved den russisk-norske grensa (jf. Myking et al. i trykk). Det er således en fordel om overvåkingsprogrammet kan utvides til en gradientanalyse med flere lokaliteter enn de som ble analysert i 2006 og 2008.

I behandlingen av resultatene fra gjenanalysene vil vi ha nytte av resultater fra overvåking av luft for bedre å kunne vurdere om de målte endringer i det terrestriske miljø kan relateres til utslipp fra LNG-anlegget. Dette har vi dessverre ikke hatt tid til å innhente innen for prosjektrammen. Vi vil derfor anbefale at det utføres en felles gjennomgang av resultater fra alle overvåkingsprogrammene luft, vann og terrestrisk overvåking, utført av henholdsvis NILU, NIVA og NINA når rapportene er ferdigstilt.

Referanser

- Aarrestad, P. A., Eilertsen, O. & Frisvoll, A. A. 1996. Overvåking av ombrotrof myr, Havmyran-Hitra 1995. Undersøkelser av vegetasjon, torv og myrvann. - NINA Oppdragsmelding 423: 1-78.
- Aarrestad, P. A. & Wilmann, B. 2002. Miljøovervåking på Tjeldbergodden og Terningvatn: overvåking av vegetasjon og næringsforhold i jord i 1993/94 og 2001. - NINA Oppdragsmelding 742: 1-45.
- Aerts, R., Wallen, B. & Malmer, N. 1992. Growth-limiting nutrients in *Sphagnum*-dominated bogs subject to low and high atmospheric nitrogen supply. - *Journal of Ecology* 80: 131-140.
- Achermann, B. & Bobbink, R. (eds.) 2003. Empirical critical loads for nitrogen. Expert Workshop, Berne, 11-13 November 2002. Proceedings. - Bern, Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape, SAEFL. (Environmental documentation 164).
- Bakkestuen, V., Stabbetorp, O. E. & Framstad, E. 2001. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell nasjonalpark - reanalyser 2000. - NINA Oppdragsmelding 700: 1-41.
- Bates, J. W. 2000. Mineral nutrition, substratum, and pollution. - I: Shaw, A. J. & Goffinet, B., (red.): *Bryophyte biology*, pp.248-311. Cambridge University Press, Cambridge.
- Bilger, W. & Björkman, O. 1990. Role of xanthophyll cycle in photoprotection elucidated by measurements of light-induced absorbance changes, fluorescence and photosynthesis in *Hedera canariensis*. - *Photosynthesis Research* 25: 173-185.
- Bjerke, J. W. & Tømmervik, H. 2008. Observerte skader på nordnorske planter i løpet av vår og sommer 2006: omfang og mulige årsaker. - *Blyttia* 66: 90-96.
- Blasco, M., Domeno, C. & Nerin, C. 2006. Use of lichens as pollution biomonitors in remote areas: Comparison of PAHs extracted from lichens and atmospheric particles sampled in and around the Somport tunnel (Pyrenees). - *Environmental Science & Technology* 40: 6384-6391.
- Blomberg, K. 1972. Tillväxtstudier hos *Empetrum hermaphroditum* (Growth studies in *E. hermaphroditum*). - Trebetygsuppsatts, Botaniska inst., Stockholms universitet, 46 pp.
- Bruteig, I. E. 2002. Miljøovervåking Tjeldbergodden. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen 1999. - Allforsk rapport 18: 1-39.
- Carroll, J. A., Caporn, S. J. M., Cawley, L., Read, D. J. & Lee, J. A. 1999. The effect of increased deposition of atmospheric nitrogen on *Calluna vulgaris* in upland Britain. - *New Phytologist* 141: 423-431.
- Chapin, F. S. I., Johnson, D. A. & McKendrick, J. D. 1980. Seasonal movement of nutrients in plants of different growth forms in an Alaskan tundra ecosystem: implications for herbivory. - *Journal of Ecology* 68: 189-209.
- Clymo, R. S. 1970. The growth of *Sphagnum*: methods of measurements. - *Journal of Ecology* 58: 13-49.
- Eilertsen, O. & Often, A. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Gutulia nasjonalpark. - NINA Oppdragsmelding 285: 1-69.
- Erikstad, K. 2001. Studies of the epiphytic lichen *Hypogymnia physodes* in a monitoring project. - Hovedfagsoppgave, NTNU, Trondheim.
- Fowler, J., Cohen, L. & Jarvis, P. 1998. Practical statistics for field biology (2. utgave). Wiley, Chichester. 259 s.
- Frisvoll, A., Elvebakk, A., Flatberg, K. I. & Økland, R. H. 1995. Sjekkliste over norske mosar. Vitenskapleg og norsk namneverk. - NINA Temahefte 4: 1-104.
- Gjerstad, K. I. 2006. Modellering av spredning og avsetning basert på prognoser for utslipp, Miljøovervåking av utslipp til luft fra Snøhvit-Hammerfest LNG. - NILU OR 31/2006.
- Grimmer, G. & Böhneke, H. 1972. Bestimmung des Gesamtgehaltes aller polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe in Luftstaub und Kraftfahrzeugabgas mit der Capillar-Gas-Chromatographie. - *Fresenius Zeitschrift für Analytische Chemie* 261:310-314.
- Guidotti, M., Stella, D., Owczarek, M., De Marco, A. & De Simone, C. 2003. Lichens as polycyclic aromatic hydrocarbon bioaccumulators used in atmospheric pollution studies. - *Journal of Chromatography A* 985: 185-190.
- Gunnarsson, U. & Rydin, H. 2000. Nitrogen fertilization reduces *Sphagnum* production in bog communities. - *New Phytologist* 147: 527-537.

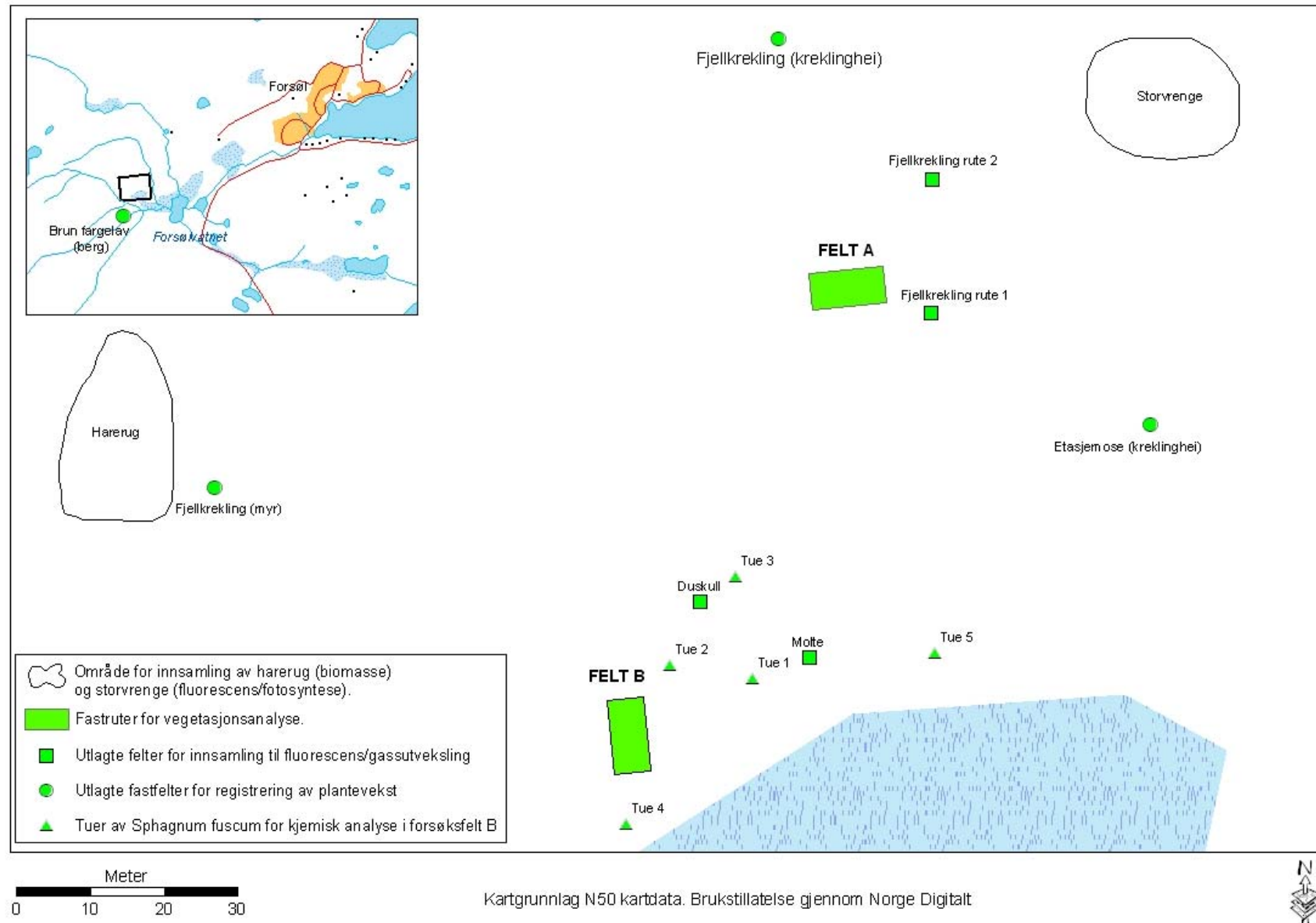
- Gunnarsson, U., Malmer, N. & Rydin, H. 2002. Dynamics or constancy in *Sphagnum* dominated mire ecosystems: - a 40-year study. - *Ecography* 25: 685-704.
- Hole, L. R. & Tørseth, K. 2002. Deposition of major inorganic compounds in Norway 1978-1982 and 1997-2001 status and trends. - NILU OR 61/2002.
- Holien, H. & Tønsberg, T. 2006. Norsk lavflora. - Tapir Akademisk Forlag, Trondheim. 224 s.
- Hurlbert, S. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs* 54: 187-211.
- Hurlbert, S. 2004. On misinterpretations of pseudoreplication and related matters: a reply to Oksanen. *Oikos* 104: 591-597.
- Jaklin, J. 1987. Liquid-liquid micro-partition. An efficient sample preparation technique in the analysis of polycyclic aromatic compounds (PACs). - *Fresenius Zeitschrift für Analytische Chemie* 327:723-724.
- Krog, H., Østhaugen, H. & Tønsberg, T. 1994. Lavflora. Norske busk- og bladlav. - Universitetsforlaget, Oslo. 368 s.
- Lid, J. & Lid, D. T. 2005. Norsk flora. - Det Norske Samlaget, Oslo.
- Liu, X., Zhang, G., Jones, K. C., Li, X., Peng, X. & Qi, S. 2005. Compositional fractionation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in mosses (*Hypnum plumaeformae* WILS.) from northern slope of Nanling Mountains, South China. - *Atmospheric Environment* 39: 5490-5499.
- Longton, R. E. 1988. Biology of polar bryophytes and lichens. *Studies in polar research*. - Cambridge University Press, Cambridge.
- Migaszwski, Z. M., Galuszka, A. & Paslawski, P. 2002. Polynuclear aromatic hydrocarbons, phenols, and trace metals in selected soil profiles and plant bioindicators in the Holy Cross Mountains, South-Central Poland. - *Environment International* 28: 303-313.
- Myking, T., Aarrestad, P. A., Derome, J., Bakkestuen, V., Bjerke, J. W., Gytarsky, M., Isaeva, L., Karaban, R., Korotkov, V., Lindgren, M., Lindroos, A.-J., Røseberg, I., Salemaa, M., Tømmervik, H. & Vassilieva, N.: Effects of air pollution from a nickel-copper industrial complex on boreal forest vegetation in the joint Russian, Norwegian, Finnish border area. *Boreal Environment Research*. I trykk.
- Nybakken, L., Gauslaa, Y. & Solhaug, K. A. 2000: Lys- og varmefølsomhet til brune og bleke populasjoner av bladlaven lungenever *Lobaria pulmonaria*. - *Blyttia* 58, 185-191.
- Ogner, G., Wickstrøm, T., Remedios, G., Gjelsvik, S., Hensel, G. R., Jacobsen, J. E., Olsen, M., Skretting, E. & Sørli, B. 1999. The chemical analysis program of the Norwegian Forest Research Institute 2000. Ås. 23 s.
- Orlinski, R. 2002. Multipoint moss passive samplers assessment of urban airborne polycyclic aromatic hydrocarbons: concentrations profile and distribution along Warsaw main streets. - *Chemosphere* 48: 181-186.
- Santesson, R., Moberg, R., Nordin, A. Tønsberg, T. & Vitikainen O. 2004. Lichen-forming and lichenicolous fungi of Fennoscandia. - *Museum og Evolution*, Uppsala University. 359 s.
- Schreiber, U., Schliwa, U. & Bilger, W. 1986. Continuous recording of photochemical and non-photochemical chlorophyll fluorescence quenching with a new type of modulation fluorometer. - *Photosynthesis Research* 10: 51-62.
- SFT 1992. Virkninger av luftforurensinger på helse og miljø - anbefalte luftkvalitetskriterier. - Oslo, SFT-rapport 92:16.
- Sigmond, E., Gustavson, M. & Roberts, D. 1984. Berggrunnskart over Norge. M. 1 : 1 mill. - Norges geol. Unders., Statens kartverk. Nasjonalatlas for Norge, kartblad 2.2.1.
- Sokal, R. R. & Rohlf, F. J. 1995. *Biometry*. ed.3. - Freeman, New York.
- Statoil 2006. Konsekvenser av utslipp til luft fra Hammerfest LNG (fase 1). - Intern Statoil rapport.
- van der Eerden, L. J., Dueck, T. A., Berdowski, J. J. M., Greven, H. C. & van Dobben, H. F. 1991. Influence of NH₃ and (NH₄)₂ SO₄ on heathland vegetation. - *Acta Botanica Neerlandica* 40: 281-296.
- Viskari, E.-L. 1999. Epicuticular wax of Norway spruce needles as indicator of traffic pollutant deposition. - *Water Air and Soil Pollution* 121: 327-337.
- Økland, T., Bakkestuen, V., Økland, R. H. & Eilertsen, O. 2001. Vegetasjonsendringer i Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog. - NIJOS rapport 08/2001: 1-46.

- Økland, R. H. 1990. Vegetation ecology: theory, methods and applications with reference to Fennoscandia. - *Sommerfeltia* Suppl. 1: 1-233.
- Økland R. H. 2007. Wise use of statistical tools in ecological field studies. – *Folia Geobotanica* 42: 123–140.

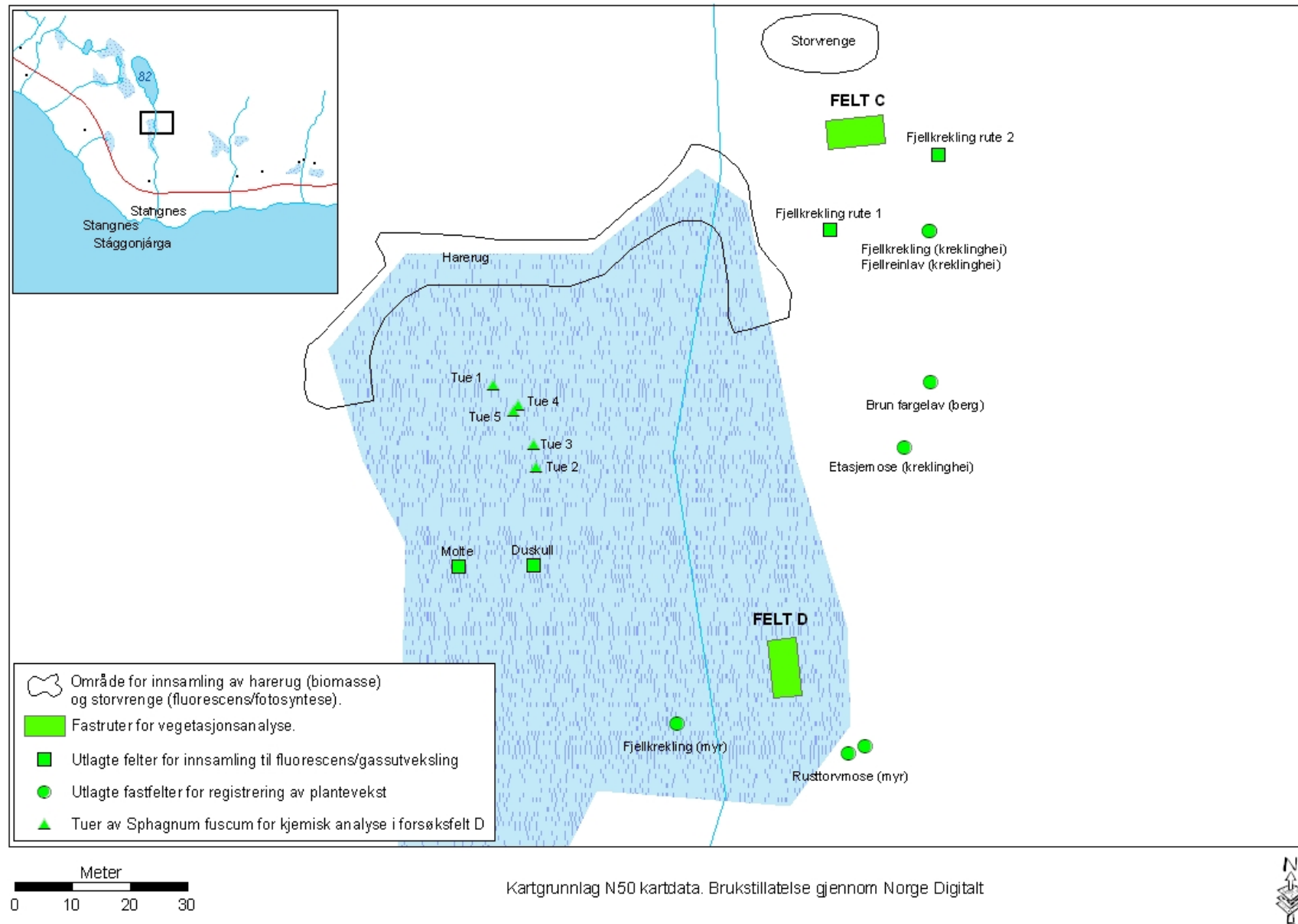
6 Vedlegg

- Vedlegg 1. Overvåkingsdesign for lokaliteten Forsøl.
- Vedlegg 2. Overvåkingsdesign for lokaliteten Stangnes.
- Vedlegg 3. Figurer over feltene A-D med analyseruter.
- Vedlegg 4. Plantearter i fast merkede analyseruter. Latinske og norske navn.
- Vedlegg 5. Vegetasjonsanalyser i kreklinghei på Forsøl og Stangnes. % dekning av arter.
- Vedlegg 6. Vegetasjonsanalyser i kreklinghei på Forsøl og Stangnes. Frekvensmål av arter.
- Vedlegg 7. Vegetasjonsanalyser i bakkemyr på Forsøl og Stangnes. % dekning av arter.
- Vedlegg 8. Vegetasjonsanalyser i bakkemyr på Forsøl og Stangnes. Frekvensmål av arter.
- Vedlegg 9a. Skuddlengder av ulike arter i kreklinghei.
- Vedlegg 9b. Skuddlengder og vekst av ulike arter i bakkemyr.
- Vedlegg 10. Posisjon og bildenummer for brun fargelav (*Parmelia omphalodes*).
- Vedlegg 11. Overjordisk og underjordisk biomasse av harerug (*Bistorta vivipara*).
- Vedlegg 12. Klorofyllfluorescensmålinger (Fv/Fm) av ulike plantearter på Forsøl og Stangnes.
- Vedlegg 13. Gassutveksling hos fjellkreking (*Empetrum nigrum* ssp. *hermaphroditum*).
- Vedlegg 14a. Kjemisk innhold i planteprøver fra lys reinlav (*Cladonia arbuscula* coll.).
- Vedlegg 14b. Kjemisk innhold i planteprøver fra rusttorvmose (*Sphagnum fuscum*).
- Vedlegg 15a. Jordkjemiske data fra ruteanalysene i kreklinghei på Forsøl.
- Vedlegg 15b. Jordkjemiske data fra ruteanalysene i kreklinghei på Stangnes.
- Vedlegg 16a. Jordkjemiske data fra ruteanalysene i bakkemyr på Forsøl.
- Vedlegg 16a. Jordkjemiske data fra ruteanalysene i bakkemyr på Stangnes.
- Vedlegg 17. PAH-verdier i plantemateriale fra lys reinlav (*Cladonia arbuscula* coll.) på Forsøl og Stangnes.
- Vedlegg 18. PAH-verdier i plantemateriale fra rusttorvmose (*Sphagnum fuscum*) på Forsøl og Stangnes.
- Vedlegg 19. PAH-verdier fra jordprøver i kreklinghei på Forsøl og Stangnes.
- Vedlegg 20. PAH-verdier fra jordprøver i bakkemyr på Forsøl og Stangnes

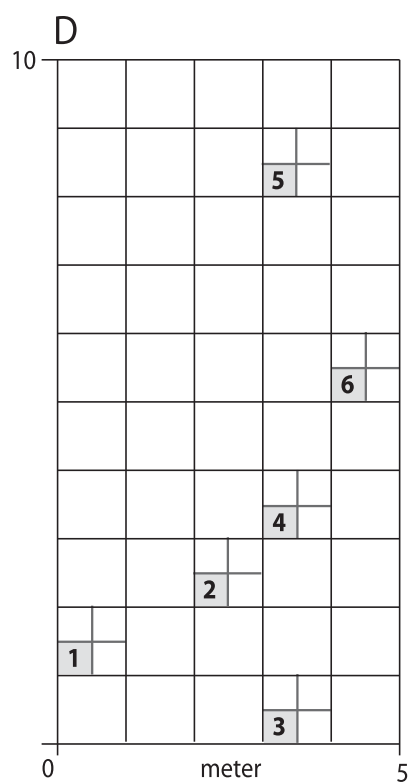
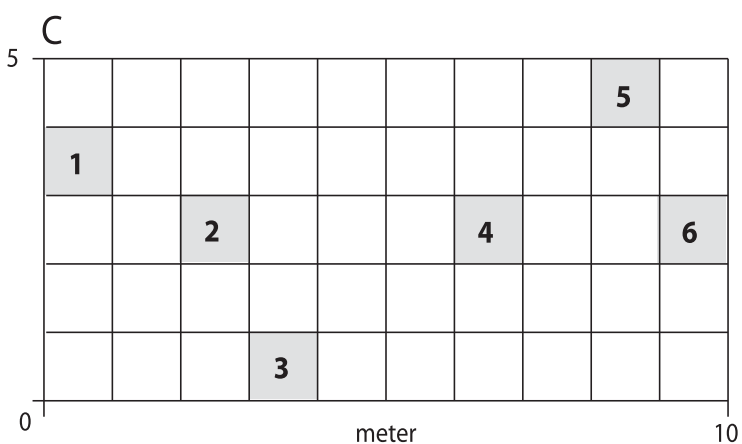
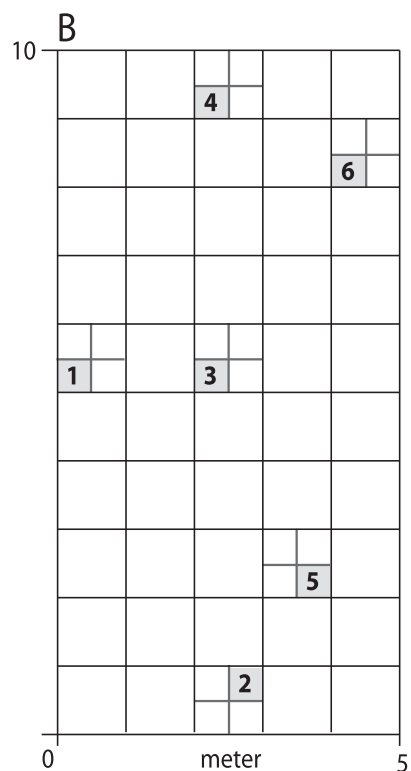
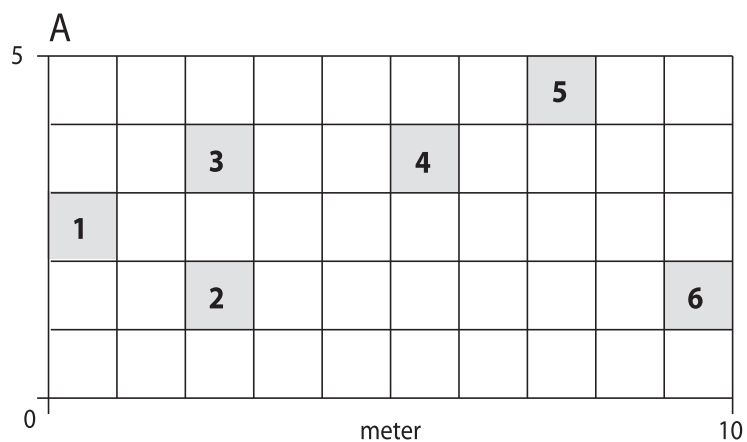
Vedlegg 1. Overvåkingsdesign for lokaliteten Forsøl.



Vedlegg 2. Overvåkingsdesign for lokaliteten Stangnes.



Vedlegg 3. Skjematisk oversikt over vegetasjonsanalysenes beliggenhet i overvåkingsfeltene.
 Felt A: Kreklinghei på Forsøl. Felt B: Bakkemyr på Forsøl. Felt C: Kreklinghei på Stangnes.
 Felt D: Bakkemyr på Stangnes.



Vedlegg 4. Plantearter i fast merkede analyseruter. Latinske og norske navn.

Kodenavn	Latinsk navn	Norsk navn	Hei	Myr
Lyng og dvergbusker				
Andr pol	Andromeda polifolia	Kvitlyng		X
Betu nan	Betula nana	Dvergbjørk		X
Em ni.he	Empetrum nigrum ssp. hermaphroditum	Fjellkrekling	X	X
Oxycoccz	Oxycoccus sp.	Tranebærslekta		X
Vacc myr	Vaccinium myrtillus	Blåbær	X	
Vacc uli	Vaccinium uliginosum	Blokkebær (skinntryte)	X	X
Vacc vit	Vaccinium vitis-idaea	Tyttebær	X	
Urter og karsporeplanter				
Chap sue	Chamaepericlymenum suecicum	Skrubbær	X	X
Coma pal	Comarum palustre	Myrhatt		X
Dros rot	Drosera rotundifolia	Rundsoldogg		X
Equi arv	Equisetum arvense	Åkersnelle	X	X
Meny tri	Menyanthes trifoliata	Bukkeblad		X
Parn pal	Parnassia palustris	Jåblom		X
Ping vul	Pinguicula vulgaris	Tettegras		X
Rubu chm	Rubus chamaemorus	Molte		X
Gras og halvgras				
Aven fle	Avenella flexuosa	Smyle	X	X
C lasioc	Carex lasiocarpa	Trådstorr		X
C paucif	Carex pauciflora	Sveltstorr		X
C pauper	Carex paupercula	Frynsestorr		X
C rostra	Carex rostrata	Flaskestorr		X
Cala lap	Calamagrostis lapponica	Finnmarksrøyrkvein		X
Erio ang	Eriophorum angustifolium	Duskull		X
Erio vag	Eriophorum vaginatum	Torvull		X
Nard str	Nardus stricta	Finnskjegg		X
Tr ce.ce	Trichophorum cespitosum ssp. cespitosum	Småbjønnskjegg		X
Bladmoser				
Brac ref	Brachythecium reflexum	Sprikelundmose	X	
Dicr mon	Dicranum montanum	Stubbesigd	X	
Dicr sco	Dicranum scoparium	Ribbesigd	X	X
Dicr spa	Dicranum spadiceum	Rørsigd		X
Dicr/fus	Dicranum fuscescens/flexicaule	Berg-/Lyngsigd	X	
Dicranuz	Dicranum sp.	Sigdmose	X	
Hylo spl	Hylocomium splendens	Etasjemose	X	
Pleu sch	Pleurozium schreberi	Furumose	X	X
Pohl nut	Pohlia nutans	Vegnikke	X	X
Poly com	Polytrichum commune	Storbjørnemose	X	
Poly str	Polytrichum strictum	Filtbjørnemose	X	
Raco lan	Racomitrium lanuginosum	Heigråmose	X	
Rhiz pse	Rhizomnium pseudopunctatum	Fjellrundmose		X
Rhyt squ	Rhytidiadelphus squarrosus	Engkransmose	X	
Sani unc	Sanionia uncinata	Klobleikmose	X	
Sph cent	Sphagnum centrale	Kratt-torvmose		X
Sph papi	Sphagnum papillosum	Vortetorvmose		X
Sph ripa	Sphagnum riparium	Skartorvmose		X
Sph russ	Sphagnum russowii	Tvaretorvmose		X

Vedlegg 4 forts.

Kodenavn	Latinsk navn	Norsk navn	Hei	Myr
Sph squa	Sphagnum squarrosum	Spriketorvmose		X
Sph subn	Sphagnum subnitens	Blanktorvmose		X
Sph warn	Sphagnum warnstorffii	Rosetorvmose		X
Sph/fall	Sphagnum fallax gr.	Broddtorvmose mm.		X
Stra str	Straminergon stramineum	Grasmose		X
Levermoser				
Anas min	Anastrophyllum minutum	Tråddraugmose	X	
Barb bin	Barbilophozia binsteadii	Torvskjeggmose	X	
Barb flo	Barbilophozia floerkei	Lyngskjeggmose	X	
Barb kun	Barbilophozia kunzeana	Myrskjeggmose	X	
Barb lyc	Barbilophozia lycopodioides	Gåsefotskjeggmose	X	
Barb rub	Barbilophozia rubescens	Heiskjeggmose	X	
Caly mue	Calypogeia muelleriana	Sumpflak		X
Caly sph	Calypogeia sphagnicola	Sveltflak		X
Calypogz	Calypogeia sp.	Flakmose		X
Ceph bic	Cephalozia bicuspidata	Broddglefsemose		X
Ceph lun	Cephalozia lunulifolia	Myrglefsemose		X
Cephaloz	Cephalozia sp.	Glefsemose		X
Clad flu	Cladopodiella fluitans	Myrsnutemose		X
Hepatica	Hepaticae	Levermoser		X
Loph obt	Lophozia obtusa	Buttflik	X	X
Loph/ven	Lophozia ventricosa coll.	Grokorn-/Skogflik	X	X
Lophoziz	Lophozia sp.	Flikmose		X
Ptil cil	Ptilidium ciliare	Bakkefrynse	X	X
Scapaniz	Scapania sp.	Tvibladmose		X
Blad-og busklav				
Alec nig	Alectoria nigricans	Jervskjegg	X	
Bryc div	Bryocaulon divergens	Fjelltagg	X	
Ceta eri	Cetraria ericetorum	Smal islandslav	X	
Clad arb	Cladonia arbuscula	Lys reinlav/Fjellreinlav	X	
Clad bel	Cladonia bellidiflora	Blomsterlav	X	
Clad can	Cladonia carneola	Bleikbeger	X	
Clad cri	Cladonia crispata	Traktlav	X	
Clad fur	Cladonia furcata	Gaffellav	X	
Clad gri	Cladonia gracilis	Syllav	X	
Clad raa	Cladonia rangiferina	Grå reinlav	X	
Clad unc	Cladonia uncialis	Pigglav	X	
Clad/chl	Cladonia chlorophaea coll.	Pulverbrunbeger/Kornbrunbeger	X	
Cladoniz	Cladonia sp.	Begerlav	X	
Flav cuc	Flavocetraria cucullata	Gulskjerpe	X	
Neph arc	Nephroma arcticum	Storvrenge	X	
Parm sul	Parmelia sulcata	Bristlav	X	
Pelt sca	Peltigera scabrosa	Runever	X	
Psoo hyp	Psoroma hypnorum	Skjellfiltlav	X	
Stereocz	Stereocaulon sp.	Saltlav	X	
Skorpelav og alger				
Ochr fri	Ochrolechia frigida	Fjellkorkje	X	
Algae	Chlorophyceae	Grønnalge	X	

Vedlegg 5. Vegetasjonsanalyser i kreklinghei på Forsøl og Stangnes. % dekning av arter.

Forsøl												Stangnes												
Analysruter	A1	A1	A2	A2	A3	A3	A4	A4	A5	A5	A6	A6	C1	C1	C2	C2	C3	C3	C4	C4	C5	C5	C6	C6
År	06	08	06	08	06	08	06	08	06	08	06	08	06	08	06	08	06	08	06	08	06	08	06	08
Lyng og dvergbusker																								
Em ni.he	70	75	58	65	78	82	70	75	70	70	55	60	78	65	88	75	55	55	55	55	55	75	65	
Vacc myr	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	3	8	4	2	3	2	2	1	1
Vacc uli	3	4	2	1	1	1	2	2	1	1	.	.	.	.	.	2	1	4	3	25	20	3	3	
Vacc vit	1	1	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.	5	5	10	12	18	15	2	3	2	4	2	3
Urter og karsporeplanter																								
Chap sue	1	1	2	2	2	3	3	3	2	4	2	2	2	3	1	2	8	10	1	2	1	1	1	1
Equi arv	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	1	1	1
Gras og halvgras																								
Aven fle	1	1	1	1	3	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	.	.	.	.
Bladmoser																								
Brac ref	.	1	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Dicr mon	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Dicr sco	2	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	4	5	3	3	5	1
Dicr/fus	6	10	4	6	1	2	10	12	15	15	12	15	6	5	10	10	20	20	6	30	5	15	20	35
Dicranuz	.	.	1	1	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Hylo spl	.	1	.	.	1	1	3	3	1	1	1	1	.	.	1	1	1	1	1	1	1	.	.	
Pleu sch	6	4	12	8	40	25	60	60	10	12	12	12	25	25	45	45	60	65	60	30	60	35	20	12
Pohl nut	.	.	.	1	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	1	.	.	1	1	1
Poly com	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.
Poly str	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.
Raco lan	1	1	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rhyt squ	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sani unc	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.
Levermoser																								
Anas min	1	1	.	1	.	.	.	.	.	.	1	1	1	1	.	1	.	1	1	.	.	.	.	.
Barb bin	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Barb flo	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	2	1	2	1	1	1	.	.	1	1	1	1
Barb kun	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	1	1	.	.
Barb lyc	1	.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	1	1	1
Barb rub	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.
Loph obt	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	1	1	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.
Loph/ven	.	.	1	1	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.
Ptil cil	45	20	40	30	40	30	20	20	55	50	25	20	70	60	40	35	15	12	20	20	30	30	30	30
Blad-og busklav																								
Alec nig	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	1	.
Bryc div	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.
Ceta eri	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Clad arb	6	5	2	3	5	5	4	3	5	5	1	2	4	2	10	8	6	3	2	2	12	8	2	1
Clad bel	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	1	.	.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Clad can	1	1	1	.	1	1	1	1	1	1	1	1	.	.	.	1	1	.	1	1	1	1	1	1
Clad cri	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Clad fur	1	.	1	1	1	.	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Clad gri	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	2	2
Clad raa	1	2	18	25	3	10	1	2	18	15	20	20	1	1	2	2	1	1	1	1	1	1	1	1
Clad unc	1	2	2	1	1	1	1	1	1	1	8	2	3	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	2
Clad/chl	1	1	.	1	.	.	1	1	1	1	1	1	.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Cladoniz	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	1	1
Flav cuc	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.
Neph arc	.	.	2	1	1	1	1	1	2	2	8	8	1	1	4	2	.	.	.	.	1	1	1	12
Parm sul	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.
Pelt sca	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	3	1	1	.	.	1	1	1	2	.	.
Psoo hyp	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	1	1	1	1	1	1
Stereocz	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	1	1	1	1	.	.	1	1	.	.
Skorpelav og Alger																								
Ochr fri	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	1	1	.	1	.	.	2	1	2	2	.	.
Algae	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	1	.	.	.	.

Vedlegg 6. Vegetasjonsanalyser i kreklinghei på Forsøl og Stangnes. Frekvensmål av arter.

	Forsøl												Stangnes											
Analysruter	A1	A1	A2	A2	A3	A3	A4	A4	A5	A5	A6	A6	C1	C1	C2	C2	C3	C3	C4	C4	C5	C5	C6	C6
År	06	08	06	08	06	08	06	08	06	08	06	08	06	08	06	08	06	08	06	08	06	08	06	08
Lyng og dvergbusker																								
Em ni.he	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16
Vacc myr	4	4	7	6	3	2	8	9	9	10	4	5	1	1	16	16	15	16	15	15	16	16	11	11
Vacc uli	11	11	3	2	5	3	3	3	5	5	.	.	.	.	.	3	3	7	8	16	16	14	14	
Vacc vit	3	2	.	.	.	.	3	3	.	.	.	.	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	
Urter og karsporeplanter																								
Chap sue	9	10	15	15	15	15	12	13	13	14	15	15	13	14	13	15	16	16	13	14	8	8	5	6
Equi arv	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	10	6	4	8	
Gras og halvgras																								
Aven fle	7	6	4	5	10	11	7	8	9	8	7	6	8	8	8	9	11	11	7	7	.	.	.	.
Bladmoser																								
Brac ref	.	1	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Dicr mon	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Dicr sco	7	5	9	8	3	5	8	9	5	4	3	1	4	4	6	5	9	10	10	13	7	10	6	4
Dicr/fus	16	16	10	15	11	10	15	15	16	16	16	16	14	14	14	15	16	16	16	16	14	16	16	16
Dicranuz	.	.	1	1	2	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Hylo spl	.	1	.	.	1	2	10	10	3	3	2	2	.	.	1	2	.	1	2	4	1	6	.	.
Pleu sch	16	16	15	16	14	15	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	13	15	16	15	16	
Pohl nut	.	.	.	1	.	.	3	3	.	.	.	.	.	.	2	2	.	.	.	2	.	.	1	4
Poly com	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	2	4	5	.	.	.	.	.	.	.	.
Poly str	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	4	.	.
Raco lan	3	3	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rhyt squ	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sani unc	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.
Levermoser																								
Anas min	4	6	.	1	.	.	.	.	.	.	3	2	1	3	.	1	.	.	1	1	.	.	.	.
Barb bin	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Barb flo	2	4	6	5	6	6	9	9	12	12	3	4	9	11	12	14	3	3	.	.	9	7	1	3
Barb kun	.	.	.	.	.	.	2	2	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	2	2	.	.	.
Barb lyc	1	.	4	2	1	1	6	6	4	1	.	.	2	3	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.
Barb rub	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.
Loph obt	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	1	1	2	2	.	.	.	.	.	.	.	.
Loph/ven	.	.	1	2	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.
Ptil cil	16	16	14	15	15	16	14	14	15	16	16	16	16	16	16	16	15	16	13	15	16	16	16	16
Blad-og busklav																								
Alec nig	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	1	.
Bryc div	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.
Ceta eri	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Clad arb	16	16	16	15	16	16	16	16	16	16	16	16	14	15	16	16	16	16	14	10	16	15	15	13
Clad bel	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	2	.	.	1	1	1	3	7	7	6	4	1	2
Clad can	2	3	4	.	3	1	4	2	6	7	2	5	.	.	.	1	1	.	6	7	7	7	4	6
Clad cri	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Clad fur	6	.	1	5	3	.	7	4	15	15	5	1	4	2	2	3	5	6	2	2	5	4	5	4
Clad gri	13	8	9	15	13	9	9	6	15	16	12	11	16	16	8	12	4	5	11	12	16	16	13	15
Clad raa	10	10	16	16	16	16	10	11	16	16	16	16	10	11	7	8	3	4	1	8	1	6	2	6
Clad unc	7	7	9	9	10	10	8	8	7	9	12	16	12	12	5	7	5	6	9	13	10	9	10	11
Clad/chl	1	1	.	2	.	.	3	2	5	7	7	5	.	1	1	1	4	3	9	10	5	9	9	3
Cladoniz	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	4	1	4	1
Flav cuc	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.
Neph arc	.	.	8	6	3	3	1	1	9	5	14	14	6	6	4	4	.	.	.	.	1	1	14	13
Parm sul	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.
Pelt sca	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	8	10	1	2	.	.	1	1	8	8	.	.
Psoo hyp	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	1	.	.	1	1	3	3	4	4
Stereocz	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	7	7	3	6	1	1	.	.	4	6	.	.
Skorpelav og Alger																								
Ochr fri	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	2	6	.	2	.	.	3	2	6	9	.	.
Algae	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	2	.	.	.	.

Vedlegg 7. Vegetasjonsanalyser i bakkemyr på Forsøl og Stangnes. % dekning av arter.

	Forsøl												Stangnes											
Analysreruter	B1	B1	B2	B2	B3	B3	B4	B4	B5	B5	B6	B6	D1	D1	D2	D2	D3	D3	D4	D4	D5	D5	D6	D6
År	06	08	06	08	06	08	06	08	06	08	06	08	06	08	06	08	06	08	06	08	06	08	06	08
Lyng og dvergbusker																								
Andr pol	3	3	8	12	4	4	3	3	4	5	10	8	2	2	2	2	2	3	2	2	6	5	3	4
Betu nan	2	1	1	2	.	.	.	.	2	2	1	1	3	2	5	4	3	2	1	1	1	1	1	1
Em ni.he	12	15	3	3	30	30	6	10	6	12	12	10	30	25	25	25	15	20	50	50	50	45	30	30
Oxycoccz	1	1	2	2	2	2	1	2	1	2	1	2	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1
Vacc uli	8	15	2	3	1	.	.	.	2	2	1	.	.	.	8	10	2	2	8	10	2	1	2	4
Urter og karsporeplanter																								
Chap sue	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Coma pal	.	.	1	1	1	1	.	.	1	1	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	1	1	1
Dros rot	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.
Equi arv	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Meny tri	.	.	5	1	8	8	4	2	.	1	1	1	1	2	.	.	5	5	1	1	1	1	1	1
Parn pal	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.
Ping vul	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rubu chm	3	3	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Gras og halvgras																								
Aven fle	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.
C lasioc	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
C paucif	1	1	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.	1	1	2	.	1	1	.	.	1	1
C pauper	.	.	2	2	1	1	1	.	1	1	1	1	1	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
C rostra	4	2	10	15	6	7	5	3	3	10	2	2	10	8	2	2	5	5	1	1	2	1	2	1
Cala lap	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Erio ang	4	4	5	5	4	6	6	18	10	15	6	10	5	4	8	8	5	8	10	15	15	20	18	20
Erio vag	4	3	.	.	2	4	10	10	3	3	1	1	.	.	.	.	.	.	.	1	.	2	1	.
Nard str	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	1
Tr ce.ce	.	.	.	.	.	.	.	.	1	3	15	20	2	1	1	1	2	2	1	1	1	1	.	1
Bladmoser																								
Dicr sco	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	1	.	.
Dicr spa	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.
Pleu sch	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.
Pohl nut	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	1	1	.	.	.
Rhiz pse	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	1	1	.	.	.	.	.
Sph cent	1	1	1	1	1	1	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sph papi	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sph ripa	15	15	12	12	40	50	45	40	50	60	.	.	.	.	.	50	45	1	10	1	1	.	.	.
Sph russ	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	2	2	1	1	.	.	.	.	.	.
Sph squa	1	1	.	.	1	1	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.
Sph subn	15	15	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sph warn	50	10	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	10	10	.
Sph/fall	30	30	80	80	20	20	15	10	25	20	55	55	80	80	80	80	40	45	60	40	6	3	40	40
Stra str	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	.	1	1	1	1
Levermoser																								
Caly mue	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	1	.	1	.	.
Caly sph	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1
Calypogz	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.
Ceph bic	1	1	1	1	.	.	1	1	.	.	1	1	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.	1	1
Ceph lun	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	1	1	1	1	1	1	.	.	.	.
Cephaloz	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	1	1	1	1	.	.	.
Clad flu	1	1	1	1	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Hepatica	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Loph obt	.	.	.	.	.	.	1	1	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1
Loph/ven	1	1	1	1	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.
Lophoziz	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.
Ptil cil	1	1	1	2	3	2	1	1	2	2	4	4	1	1	1	1	1	1	1	2	30	40	1	1
Scapaniz	1	1	1	1	.	.	.	.	1	1	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1

[illegible]

Vedlegg 9a. Lengdevekst (mm) av ulike arter i kreklinghei.

Forsøl			Stangnes			Forsøl			Stangnes		
Individ	2006	2008	Individ	2006	2008	Individ	2006	2008	Individ	2006	2008
Etasjemose						Fjellreinlav					
1	19	42	1	10	10	1	7.5		1	9	16
2	22	49	2	11	17	2	12	15.8	2	12	21
3	10	30	3	10		3	10	21.4	3	9	15
4	20	27	4	12	23	4	7	28.2	4	8	14
5	25	36	5	18	41	5	13	22.2	5	9	16
6	16	20	6	20	45	6	8.5	11.6	6	8	17
7	18	26	7	18	50	7	8.5	15.1	7	10	15
8	28	43	8	20		8	11	18.5	8	9	18
9	10		9	19	28	9	10.5	12.7	9	9	14
10	10	30	10	20	40	10	5	11.1	10	12	24
11	8	26	11	20	42	11	7	19.8	11	8	18
12	13	25	12	21	24	12	7	12.6	12	11	20
13	12	35	13	14	24	13	8.5	13.5	13	10	15
14	18	48	14	17	35	14	11.5	17.9	14	12	19
15	20		15	18	28	15	4.5	7.31	15	12	20
16	17	37	16	18	28	16	9.5	26.2	16	6	12
17	19	36	17	14	15	17	10		17	9	20
18	23	26	18	22	26	18	6		18	11	22
19	14		19	18	27	19	10	25	19	8	
20	19	32	20	17	38	20	7	17.3	20	7	15

Fjellkrekling

1	10	23	1	10	22
2	11	22	2	9	10
3	8	18	3	15	50
4	4	12	4	10	11
5	9	29	5	11	21
6	8	22	6	12	49
7	8	24	7	12	32
8	8	19	8	14	81
9	7	21	9	18	68
10	9	20	10	10	19
11	9	24	11	10	13
12	10	21	12	8	9
13	7	22	13	10	28
14	9	26	14	25	67
15	9	25	15	12	31
16	13	20	16	11	19
17	10	22	17	9	13
18	7	7	18	12	33
19	6	14	19	23	78
20	7	7	20	18	21

Manglende verdier i 2008. Individet ikke gjenfunnet.

Vedlegg 9b . Lengdevekst (mm) av ulike arter i bakkemyr.

Forsøl			Stangnes			Forsøl			Stangnes		
Individ	2006	2008	Individ	2006	2008	Individ	2006	2008	Individ	2006	2008
Fjellkreking						Rusttorvmose					
1	14	41	1	12	23	1	6	15	1	13	25
2	18	19	2	13	42	2	5	14	2	8	12
3	33	56	3	9	21	3	4	10	3	9	12
4	15	15	4	22	86	4	4	16	4	12	16
5	16	31	5	19	31	5	5	10	5	7	10
6	17	55	6	21	22	6	5	11	6	14	18
7	22	58	7	14	30	7	4	7	7	9	16
8	33	65	8	15	42	8	5	10	8	10	21
9	16	18	9	11	45	9	8	17	9	11	16
10	13	51	10	17	34	10	4	11	10	10	12
11	35	88	11	17	19	11	6	13	11	7	12
12	14		12	11	27	12	4	16	12	13	21
13	26	26	13	10	24	13	9	15	13	11	16
14	11	31	14	11	29	14	5	12	14	12	14
15	12	24	15	9	26	15	4	9	15	11	18
16	22	53	16	10	24	16	5	12	16	12	24
17	16	70	17	15	35	17	6	13	17	13	22
18	18	19	18	11	39	18	10	22	18	11	24
19	17	32	19	18	34	19	9	20	19	12	19
20	10	27	20	34	116	20	5	11	20	10	15

Manglende verdi. Individet ikke gjenfunnet.

Vedlegg 10. Posisjon og bildenummer for brun fargelav (*Parmelia omphalodes*).

Forsøl

Brun fargelav funnet på bergene ca. 150-200 m sør for analyse-myra.
Senterkoordinat: 34W 0602050 Ø 7848200 N.

Individ	Koordinat (kun tre siste siffer)	Bildenummer
1	050-051 200-201	8879-8880
2	049 200	8881-8882
3	049 200	8883-8884
4	049 200	8885-8886
5	049 200	8887-8888
6	048 203 ¹	8889-8890
7	050 200 ²	8893-8894
8	052 199	8895-8896
9	051 199	8897-8898
10	052 199	8899-8900

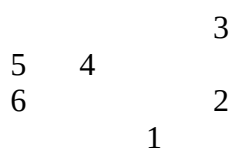
¹ GPS ga plutselig en noe avvikende koordinat, selv om individ 6 er like ved individene 1-5. Følgelig bør GPS-posisjonene kun brukes som veiledende.

² Individene 7-10 på bergflate ca. 2,5 m øst for individene 1-6.

Avstander mellom individene 1-6 i cm.

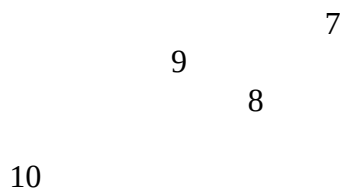
	1	2	3	4	5	6
1	-	18	51	50	59	47
2	18	-	40	47	60	54
3	51	40	-	19	33	43
4	50	47	19	-	14	25
5	59	60	33	14	-	22
6	47	54	43	25	22	-

Omtrentlig intern plassering av individene 1-6.



Avstander mellom individene 7-10 i cm. Omtrentlig intern plassering av individene 7-10.

	7	8	9	10
7	-	55	40	103
8	55	-	28	51
9	40	28	-	65
10	103	51	65	-



Oversiktsbilder:

8891: Har med alle individene 1-6: høyre fot ved 1, venstre fot ved 6. Blyant ved 3. Sprittusjall er synlige på bildet.

8892: Har med alle individene 7-10: 7 ved GPS, 9 ved sprittusj og 10 ved venstre fot.

8901-8904: utsiktbilder fra fargelav-berget.

Stangnes

Brun fargelav funnet på berg ca. 50 m ovenfor (S for) etasjemose-skjerm.

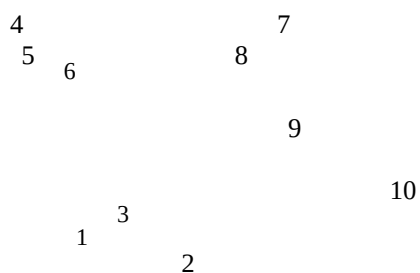
Full koordinat første individ: 34 W 0603576 7825791

Individ	Koordinat (kun tre siste siffer)	Bildenummer
1	576 791	8846-8847
2	575 789	8848-8849
3	574 789	8850-8851
4	573 790	8852-8853
5	574 790	8854-8855
6	573 791	8856-8857
7	573 792	8858-8859
8	573 792	8860-8861
9	574 791	8862-8864
10	576 789	8865-8866

Noen avstander mellom individene i cm.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	-	50	7		170					
2	50	-					227			170
3	7		-	200	170					
4			200	-	30					
5	170		170	30	-	16				
6					16	-	130			
7		227				130	-	9	20	
8							9	-		
9							20		-	195
10		170							195	-

Omtrentlig intern plassering av individene.



Vedlegg 11. Overjordisk og underjordisk biomasse av harerug (*Bistorta vivipara*). Vekt i mg.

Stangnes

2006

2008

2006					2008				
Individ	Vekt rot	skudd	Forhold Rot:skudd	Skudd:rot	Individ	Vekt rot	skudd	Forhold Rot:skudd	Skudd:rot
1	181.4	17.3	10.49	0.10	1	406.0	83.2	4.88	0.20
2	169.7	35.7	4.75	0.21	2	144.2	23.4	6.16	0.16
3	268.1	14.3	18.75	0.05	3	69.3	18.2	3.81	0.26
4	312.4	166.7	1.87	0.53	4	241.1	44.2	5.45	0.18
5	240.3	46.0	5.22	0.19	5	162.5	19.4	8.38	0.12
6	182.8	29.1	6.28	0.16	6	111.3	19.8	5.62	0.18
7	188.1	15.6	12.06	0.08	7	222.9	20.6	10.82	0.09
8	97.6	20.7	4.71	0.21	8	117.3	18.9	6.21	0.16
9					9	77.8	18.0	4.32	0.23
10	89.5	12.7	7.05	0.14	10	32.8	8.7	3.77	0.27
11	48.3	8.4	5.75	0.17	11	330.7	89.9	3.68	0.27
12	129.6	17.2	7.53	0.13	12	270.8	34.7	7.80	0.13
13	188.6	46.4	4.06	0.25	13	279.3	36.8	7.59	0.13
14	290.9	32.5	8.95	0.11	14	98.0	10.4	9.42	0.11
15	335.9	41.4	8.11	0.12	15	118.0	24.6	4.80	0.21

Forsøl

2006

2008

2006					2008				
Individ	Vekt rot	skudd	Forhold Rot:skudd	Skudd:rot	Individ	Vekt rot	skudd	Forhold Rot:skudd	Skudd:rot
16	260.3	64.0	4.07	0.25	16	54.6	6.8	8.03	0.12
17	614.6	127.3	4.83	0.21	17	171.1	73.8	2.32	0.43
18	171.4	24.2	7.08	0.14	18	246.2	37.4	6.58	0.15
19	486.4	214.9	2.26	0.44	19	57.7	17.1	3.37	0.30
20	332.5	74.1	4.49	0.22	20	116.5	35.2	3.31	0.30
21	121.8	26.5	4.60	0.22	21	319.1	44.8	7.12	0.14
22	36.0	10.8	3.33	0.30	22	26.7	9.8	2.72	0.37
23	97.7	12.8	7.63	0.13	23	136.9	26.5	5.17	0.19
24	126.1	23.8	5.30	0.19	24	66.4	11.5	5.77	0.17
25	224.7	60.4	3.72	0.27	25	147.2	28.6	5.15	0.19
26	173.4	92.8	1.87	0.54	26	124.9	24.9	5.02	0.20
27	159.9	43.8	3.65	0.27	27	99.1	52.0	1.91	0.52
28	127.6	47.8	2.67	0.37	28	154.7	96.4	1.60	0.62
29	33.9	12.2	2.78	0.36	29	55.4	6.6	8.39	0.12
30	220.2	42.1	5.23	0.19	30	112.5	19.7	5.71	0.18

Vedlegg 12. Klorofyllfluorescensmålinger (Fv/Fm) av ulike plantearter på Forsøl og Stangnes.

Stangnes				Forsøl			
Art	Måling nr	2006	2008	Art	Måling nr	2006	2008
Em ni.he	1	0.789474	0.746324	Em ni.he	16	0.781250	0.776000
	2	0.809524	0.810491		17	0.815385	0.771000
	3	0.800000	0.744235		18	0.796296	0.753000
	4	0.765625	0.827503		19	0.805970	0.739000
	5	0.791304	0.681081		20	0.823529	0.722000
	6	0.807692	0.765199		21	0.813559	0.617000
	7	0.820225	0.764331		22	0.802632	0.746269
	8	0.800000	0.672727		23	0.818182	0.767176
	9	0.825000	0.700787		24	0.878788	0.794248
	10	0.825000	0.757874		25	0.809524	0.744444
	11	0.815790	0.820633		26	0.822222	0.704225
	12	0.811024	0.806000		27	0.818182	0.737513
	13	0.813954	0.777000		28	0.772727	0.735460
	14	0.811111	0.715000		29	0.794872	0.730159
	15	0.759036	0.785000		30	0.816092	0.787363
Erio ang	1	0.777778	0.759048	Erio ang	16	0.777000	0.778870
	2	0.780220	0.728943		17	0.778000	0.730453
	3	0.736842	0.761830		18	0.801000	0.746741
	4	0.791304	0.766476		19	0.768000	0.661691
	5	0.763158	0.747036		20	0.760000	0.782413
	6	0.773810	0.794918		21	0.808000	0.808061
	7	0.777778	0.732252		22	0.760000	0.802610
	8	0.794872	0.693820		23	0.761000	0.787485
	9	0.754098	0.763578		24	0.725000	0.703022
	10	0.807692	0.748634		25	0.738000	0.762414
	11	0.802083	0.718101		26	0.773000	0.771078
	12	0.805310	0.783859		27	0.770000	0.721139
	13	0.792793	0.773181		28	0.784000	0.750000
	14	0.797872	0.746257		29	0.776000	0.719368
	15	0.805369	0.712934		30	0.785000	0.773663
Neph arc	1	0.644366	0.586334	Neph arc	16	0.536458	0.628433
	2	0.649457	0.593060		17	0.638243	0.570724
	3	0.539267	0.650887		18	0.638095	0.607212
	4	0.488889	0.677618		19	0.629851	0.693160
	5	0.665083	0.654167		20	0.677083	0.660904
	6	0.565000	0.632371		21	0.595541	0.645418
	7	0.658730	0.545852		22	0.650456	0.667146
	8	0.699074	0.588506		23	0.683083	0.603001
	9	0.650887	0.577211		24	0.635790	0.586660
	10	0.631902	0.642994		25	0.547038	0.680672
	11	0.686275	0.594445		26	0.707563	0.661176
	12	0.702381	0.581891		27	0.426667	0.675845
	13	0.693642	0.646775		28	0.549669	0.642694
	14	0.679443	0.637103		29	0.662338	0.678878
	15	0.699346	0.644483		30	0.688995	0.692152

Vedlegg 12. Forts.

Stangnes				Forsøl			
Art	Måling nr	2006	2008	Art	Måling nr	2006	2008
Rubu chm	1	0.813559	0.782609	Rubu chm	16	0.817590	0.679487
	2	0.785441	0.769231		17	0.815934	0.773109
	3	0.826923	0.766876		18	0.814815	0.773956
	4	0.786667	0.758321		19	0.774648	0.776596
	5	0.803774	0.723992		20	0.815287	0.732620
	6	0.818770	0.748293		21	0.809524	0.734644
	7	0.814242	0.768212		22	0.816850	0.779661
	8	0.818965	0.742647		23	0.809524	0.750000
	9	0.827893	0.737740		24	0.808824	0.760797
	10	0.816794	0.747841		25	0.794521	0.792098
	11	0.825521	0.779006		26	0.777778	0.732804
	12	0.760870	0.734247		27	0.810526	0.729921
	13	0.784232	0.773779		28	0.788079	0.735504
	14	0.810811	0.747428		29	0.817664	0.784200
	15	0.760870	0.780392		30	0.794595	0.797243
Sph fusc	1	0.624161	0.619617	Sph fusc	16	0.722222	0.715054
	2	0.714286	0.657005		17	0.729167	0.582393
	3	0.681818	0.663934		18	0.697368	0.667149
	4	0.657143	0.525547		19	0.670732	0.595041
	5	0.690909	0.609375		20	0.708333	0.666991
	6	0.694915	0.673941		21	0.647059	0.615975
	7	0.666667	0.618147		22	0.716049	0.592020
	8	0.711864	0.625369		23	0.693694	0.615752
	9	0.676471	0.586826		24	0.709302	0.614525
	10	0.658863	0.651491		25	0.730435	0.629032
	11	0.656977	0.661623		26	0.654545	0.660000
	12	0.693548	0.630696		27	0.682927	0.672788
	13	0.656250	0.671958		28	0.719697	0.702128
	14	0.706714	0.674923		29	0.715789	0.560976
	15	0.730000	0.642633		30	0.745763	0.526786

For artsforkortelser se Vedlegg 1.

Vedlegg 13. Gassutveksling hos fjellkrekling (*Empetrum nigrum* ssp. *hermaphroditum*).

Lokalitet	År	Areal ¹		Vekt ²		Lokalitet	År	Areal ¹		Vekt ²	
		A ₀	A ₁₀₀₀	A ₀	A ₁₀₀₀			A ₀	A ₁₀₀₀	A ₀	A ₁₀₀₀
Stangnes	2006	-3.68433	3.185984	-0.00882	0.007628	Stangnes	2008	-4.16834	9.812824	-0.00986	0.023207
Stangnes	2006	*	5.80289	*	0.013897	Stangnes	2008	-2.89038	4.664018	-0.00813	0.013124
Stangnes	2006	-0.49401	3.366374	-0.00119	0.008086	Stangnes	2008	-3.16206	11.62697	-0.00728	0.026771
Stangnes	2006	-9.68167	5.506108	-0.02312	0.013151	Stangnes	2008	-3.65505	2.107233	-0.00858	0.004949
Stangnes	2006	-3.11005	2.935666	-0.00744	0.007019	Stangnes	2008	-4.45967	6.822395	-0.00925	0.014144
Stangnes	2006	-3.3192	6.386343	-0.00793	0.015257	Stangnes	2008	-3.62214	7.621501	-0.00872	0.018347
Forsøl	2006	-4.01288	5.957679	-0.00962	0.014286	Forsøl	2008	-3.45661	12.22785	-0.00881	0.031165
Forsøl	2006	-3.05256	6.964114	-0.00734	0.016735	Forsøl	2008	-6.4539	9.368926	-0.01202	0.017442
Forsøl	2006	-5.90206	9.831878	-0.01418	0.023616	Forsøl	2008	-4.66462	11.3603	-0.01078	0.026243
Forsøl	2006	-7.59317	8.639013	-0.01819	0.020698	Forsøl	2008	-4.18373	15.11745	-0.00948	0.034247
Forsøl	2006	-3.84369	11.65772	-0.00923	0.027997	Forsøl	2008	-7.63321	9.048574	-0.01956	0.023182
Forsøl	2006	-3.20643	7.31904	-0.00768	0.017524	Forsøl	2008	-4.92848	11.74731	-0.01035	0.024671

* Feil ved A₀-måling

A₀ = Assimilasjonsrate ved PAR = 0 (= mørkerespirasjon)

A₁₀₀₀ = Assimilasjonsrate ved PAR = 1000 µmol m⁻² s⁻¹ (= netto fotosyntese)

¹ Enhet ved arealbasert mål for gassutveksling er µmol CO₂ m⁻² s⁻¹.

² Enhet ved vektbasert mål for gassutveksling er µmol CO₂ g⁻¹ s⁻¹.

Vedlegg 14 a. Kjemisk innhold i planteprøver fra lys reinlav (*Cladonia arbuscula coll.*).

		Forsøl										Stangnes									
		A1	A1	A2	A2	A3	A3	A4	A4	A5	A5	C1	C1	C2	C2	C3	C3	C4	C4	C5	C5
År		2006	2008	2006	2008	2006	2008	2006	2008	2006	2008	2006	2008	2006	2008	2006	2008	2006	2008	2006	2008
Kjemisk innhold																					
Al	mmol/kg	3.84	3.57	3.4	3.22	3.08	3.58	4.21	4.66	4.78	5.38	3.3	4.95	3.97	4.15	3.67	4.01	5.56	4.1	4.15	4.38
B	µmol/kg	469	165	385	199	400	200	308	174	264	194	312	240	290	253	299	239	345	228	500	211
Ba	µmol/kg	35	25	29	67	27	37	38	41	40	51	47	61	46	75	52	42	79	46	56	50
Ca	mmol/kg	27.5	19.3	20.3	28.9	23	21.3	23.9	20.5	23.1	24.8	24	28.6	23.8	36	29.6	24	33.7	25.7	28.4	24.5
Cu	µmol/kg	29	25	22	28	26	26	29	26	28	28	30	32	31	43	36	27	39	28	33	34
Fe	mmol/kg	2.46	2.04	1.7	1.84	1.82	1.85	2.3	2.42	2.32	2.29	1.82	2.24	2.3	2.32	2.11	2.52	3.43	2.51	2.36	2.51
K	mmol/kg	27.9	30.8	31.2	36.6	29.1	34.6	30.6	31.5	29.8	29	36.5	34	29.6	36.3	33.4	31.2	32.6	35.7	33.8	36.2
Mg	mmol/kg	25.4	25	27.6	29.6	26.1	27	27.2	26.3	28.2	26.4	27.7	25.3	25.3	26.8	26.5	25.2	27.7	25.4	24.2	24.7
Mn	mmol/kg	0.72	0.48	0.85	0.87	0.96	0.77	0.99	0.74	0.78	0.52	1.03	1.04	1.23	2.79	3.6	1.55	1.41	0.81	1.29	1.47
KjN	mmol/kg	263	281	272	277	247	269	265	270	291	255	343	273	302	416	323	258	378	264	330	323
Na	mmol/kg	5.78	6.95	6.32	7.54	5.67	7.69	5.9	7.13	6.6	6.53	7	6.33	6.2	5.22	6.14	5.43	5.83	6.96	5.83	6.42
P	mmol/kg	15.1	14.9	13.6	19.1	14.7	18.9	15.1	17.6	13.3	14.3	22	21.7	14.7	24.2	18.3	17.6	24.1	22.1	21.5	22.9
S	mmol/kg	12	11.5	10.9	13	10.7	11.3	12	11.9	12.4	12.1	13.9	13.5	13.1	16.6	15.9	12.1	17.2	14.3	14.3	13.1
Sr	µmol/kg	70	58	81	66	68	63	83	74	89	84	83	89	78	85	79	62	113	72	88	66
Ti	µmol/kg	192	201	152	178	157	178	210	245	205	216	130	179	157	174	158	215	231	197	179	233
Zn	µmol/kg	166	223	213	402	175	322	179	220	187	216	191	208	175	231	194	212	198	238	195	247
Tungmetaller																					
Pb	µg/g	0.66	0.39	0.45	0.81	0.66	0.51	0.55	0.6	0.71	0.62	0.36	0.73	0.57	0.71	1	0.81	0.78	0.86	1.67	0.59
Ni	µg/g	3	0.7	0.6	0.8	0.7	0.7	0.7	0.8	0.7	1	0.5	1.2	0.6	0.9	0.6	1.1	0.8	1.4	1	1.1
Zn	µg/g	7.7	9	9.6	10.6	7.8	8.6	7.7	12.5	8.3	8.4	6	9.6	7	8.4	9.6	9	7.6	11.2	10.5	12.8
Hg	µg/g	0.07	0.04	0.08	0.05	0.08	0.05	0.13	0.06	0.09	0.05	0.08	0.03	0.07	0.05	0.11	0.04	0.07	0.06	0.14	0.05

Vedlegg 14b . Kjemisk innhold i plantepøver fra rusttorvmose (Sphagnum fuscum).

		Forsøl										Stangnes									
		B1	B1	B2	B2	B3	B3	B4	B4	B5	B5	D1	D1	D2	D2	D3	D3	D4	D4	D5	D5
År		2006	2008	2006	2008	2006	2008	2006	2008	2006	2008	2006	2008	2006	2008	2006	2008	2006	2008	2006	2008
Kjemisk innhold																					
Al	mmol/kg	12.1	9.31	7.92	6.79	6.66	5.78	8.41	8.9	5.27	7.65	11.1	9.9	5.25	8.84	4.92	6.43	11.7	7.35	12.4	7.62
B	µmol/kg	229	277	316	248	214	219	281	289	235	246	77	266	464	328	390	377	359	344	275	309
Ba	µmol/kg	120	110	54	80	44	104	87	117	58	59	181	77	68	96	162	146	98	102	51	99
Ca	mmol/kg	99.7	79.9	38.7	34.5	27.6	45.2	48.3	68.7	34.9	38.8	200	60.2	54.3	72	189	124	72.1	70.7	66.4	57.2
Cu	µmol/kg	36	39	34	32	29	37	40	43	35	37	57	47	44	42	50	51	37	41	33	39
Fe	mmol/kg	4.92	2.85	2.41	1.71	2.93	2.34	2.84	2.4	2.43	1.63	59.6	1.85	2.61	2.4	2.73	3.14	2.65	2.5	2.74	2.29
K	mmol/kg	110	103	101	112	89.5	89.9	124	118	103	125	89.3	127	112	117	96.4	117	106	143	127	121
Mg	mmol/kg	113	96.2	65.9	62.7	59.4	77.3	71.8	93.5	73.7	68.2	114	78.4	77.5	80.5	138	112	82.9	79.2	61.8	69.4
Mn	mmol/kg	1.3	1.51	1.1	1.36	0.66	0.62	3.18	2.46	0.66	0.46	5.44	1.54	2.13	1.05	6.35	3.79	1.11	0.8	0.36	1.09
KjN	mmol/kg	341	364	344	392	298	326	444	481	339	386	522	397	409	363	381	414	395	428	362	386
Na	mmol/kg	56.4	57.8	73.9	77	77.7	56.6	70.8	65.5	67.4	75.5	58.9	72.9	88.4	92.9	93	64.8	63.7	65.6	61.5	70.5
P	mmol/kg	10.5	12	9.8	12.7	9.3	9.7	16.1	17.2	9.3	14.8	17.7	15.2	14.8	13.9	14.4	14.8	13	16.3	14.6	14.2
S	mmol/kg	31.7	31.4	25.2	27.9	23.1	26.9	31.7	31.8	22.7	27.2	33.4	25	30.8	34.4	30.7	34.8	27	31.6	27.4	28.2
Sr	µmol/kg	463	323	140	119	118	172	161	261	202	133	496	155	149	178	458	336	206	174	163	160
Ti	µmol/kg	268	192	188	115	171	169	161	125	192	110	236	110	135	127	128	192	110	129	136	136
Zn	µmol/kg	1425	634	978	463	935	450	1830	626	804	881	2702	492	1204	663	1300	514	2516	1400	2645	577
Tungmetaller																					
Pb	µg/g	1	0.73	0.46	0.53	0.62	0.64	0.87	0.77	0.73	0.76	0.5	0.45	0.68	0.57	0.49	0.68	0.7	0.49	0.39	0.39
Ni	µg/g	0.8	0.9	0.4	0.6	0.5	0.8	0.5	0.7	0.6	0.7	0.7	0.8	1.1	1.3	0.5	1	0.8	1	0.7	0.7
Zn	µg/g	12.8	14.8	9.3	11.4	30.9	12.5	7.2	11.9	16.8	11	11.7	9.2	16.8	11.5	10.6	16.9	9.7	16	10.4	12.6
Hg	µg/g	0.09	0.03	0.1	0.03	0.13	0.03	0.1	0.03	0.09	0.03	0.08	0.03	0.15	0.04	0.07	0.04	0.09	0.04	0.08	0.03

Vedlegg 15a. Jordkjemiske data fra ruteanalysene i krekinghei på Forsøl.

Rute År	A1 2006	A1 2008	A2 2006	A2 2008	A3 2006	A3 2008	A4 2006	A4 2008	A5 2006	A5 2008	A6 2006	A6 2008
Kjemisk innhold												
Gl-tap %	79.22	96.47	91.8	96.6	92.71	97.34	92.31	97.23	88.46	96.21	95.56	95.69
pH-vann	4.47	4.38	4.23	4.28	4.28	4.33	4.23	4.22	4.27	4.32	4.14	4.21
pH-CaCl ₂	3.52	3.46	3.28	3.3	3.32	3.38	3.26	3.29	3.32	3.38	3.27	3.28
KjN mmol/kg	968	864	903	803	941	717	875	765	916	796	933	828
H mmol/kg	68	55.1	92.2	71.8	91.2	68.3	101.8	96.9	90.2	85.4	101.1	95.3
Al mmol/kg	6.79	1.77	2.16	1.52	3.17	0.96	2.37	1.5	2.13	1.79	2.6	1.36
Ba µmol/kg	334.7	343.1	191.5	232.9	214.7	216.7	193.1	217.9	180.3	257.3	159.5	181.2
C mmol/kg	300	465	338	375	368	412	343	387	332	393	336	384
Ca mmol/kg	64.23	92.03	61.78	79.68	63.87	80.96	61.31	78.43	61.77	83.41	56.04	73.53
Co µmol/kg	19.4	13.1	4.5	2.9	5.9	0.3	4.8	2.8	3.3	5.4	4.7	2.5
Cr µmol/kg	2.4	5.2	2.6	4.5	2.2	3.9	2.7	3.9	2.3	3.5	0.4	3.7
Fe mmol/kg	0.242	0.193	0.192	0.215	0.255	0.162	0.208	0.208	0.174	0.196	0.225	0.236
K mmol/kg	14.1	19.34	17.06	18.48	18.77	19.07	17.85	18.97	17.09	17.73	17.05	20.64
Mg mmol/kg	65.44	81.94	69.23	67.59	72.15	65.57	73.39	79.33	70.19	75.54	73.31	76.88
Mn mmol/kg	0.292	1.184	0.5	1.213	0.425	1.191	0.426	1.232	0.568	1.202	0.366	0.997
Mo µmol/kg	1	1.2	1.2	1.3	1.2	1.5	1.3	1.5	1.2	1.4	1.2	1.1
Na mmol/kg	12.9	19.9	15.2	21.1	16.1	20.2	15.6	20.7	14.6	20.8	15.1	21.6
Ni µmol/kg	19.4	20	8.8	11	10.4	7.2	8.1	10.7	8.4	13.6	6.3	7.9
P mmol/kg	2.85	4.56	4.55	4.32	4.92	3.7	4.4	4.3	3.83	3.85	5.58	4.95
Pb µmol/kg	3.1	3.5	3.7	93.7	3	5.6	3.8	3.5	3.3	3.5	3.2	4.3
S mmol/kg	1.8	2.49	2.09	2.49	2.21	2.73	1.98	2.48	1.96	2.51	2.23	2.39
Si µmol/kg	186	164	168	23	176	23	200	23	193	187	172	172
Sr µmol/kg	556.3	612.7	435.4	425.9	448.3	375.8	468.6	498.1	427.9	529.6	445.3	470.5
Ti µmol/kg	3	3	3	3	3	4	3	4	3	3	3	3
Zn µmol/kg	255	344	321	302	342	285	315	402	288	326	346	294
Kap mmol(+)/kg	354.9	444.6	387.5	408.4	398.9	403	405.5	454.6	386.9	444.2	392.7	440.4
Basem %	80.7	87.1	75.9	81.8	76.9	82.5	74.7	78.1	76.4	80.2	74.1	77.9
Tungmetaller												
Pb µg/g	10.84	14.76	10.38	14.56	6.983	12.68	9.355	14.4	9.851	14.25	8.143	13.56
Ni µg/g	6.4	3	3.2	2.3	2.8	0.3	2	1	2.5	2.9	1.5	1.2
Zn µg/g	39.5	16.7	16	15.4	14.9	15.2	14.7	19.3	16.4	14	20.4	14.9
Hg µg/g	0.29	0.424	0.25	0.35	0.21	0.334	0.25	0.337	0.24	0.296	0.21	0.295

Vedlegg 15b. Jordkjemiske data fra ruteanalysene i kreklinghei på Stangnes.

Rute	C1	C1	C2	C2	C3	C3	C4	C4	C5	C5	C6	C6
År	2006	2008	2006	2008	2006	2008	2006	2008	2006	2008	2006	2008
Kjemisk innhold												
Gl-tap %	88.35	95.08	88.26	92.61	81.16	94.17	87.61	93.12	87.02	91.54	74.36	87.65
pH-vann	4.34	4.33	4.38	4.27	4.33	4.25	4.32	4.3	4.43	4.34	4.45	4.34
pH-CaCl ₂	3.44	3.43	3.46	3.45	3.44	3.38	3.44	3.43	3.5	3.44	3.54	3.51
KjN mmol/kg	978	944	938	1004	878	997	928	983	898	973	771	909
H mmol/kg	91.6	79.2	83.6	74.5	83.4	85.1	79.9	81.1	81.6	87.7	59.7	63.9
Al mmol/kg	7.09	3.89	5.33	5.71	6.3	5.88	3.79	2.26	2.36	2.47	2.11	1.64
Ba µmol/kg	309	336.2	359.4	409.2	363.7	435.3	362.3	398.2	384.1	453	342.1	385
C mmol/kg	473	468	498	472	464	447	416	450	458	524	426	449
Ca mmol/kg	64.16	82.11	72.97	79.77	67.07	89.69	72.12	90.59	82.93	89.92	67.37	86.88
Co µmol/kg	24.9	19	35.8	56.1	41.9	41	20.2	15.4	30.2	39.7	22.1	19.3
Cr µmol/kg	2.5	4.8	2.8	5.4	2.9	5	3.1	5.6	4	9.1	3.5	5.1
Fe mmol/kg	0.799	0.699	0.849	1.18	0.853	0.921	0.567	0.437	0.403	0.528	0.531	0.384
K mmol/kg	17.77	20.08	18.9	20.15	16.85	17.77	17.43	20.75	18.36	18.7	17.57	20.29
Mg mmol/kg	65.91	70.44	70.07	72.77	63.23	75.4	66.1	73.18	69.21	76.64	55.51	66.24
Mn mmol/kg	0.59	1.259	1.189	1.267	0.959	1.261	0.886	1.78	1.35	1.078	1.563	2.215
Mo µmol/kg	1.3	1.3	1.1	1.2	1.1	1.1	1.1	1.2	1.5	2.1	0.9	1.1
Na mmol/kg	12.3	14.1	12.6	15	10.6	14.9	11.4	16.1	11.7	15.6	9.5	12.5
Ni µmol/kg	29.7	31.8	32.8	42.2	33.3	38.1	26.9	25.2	26.5	34.6	30.4	30.8
P mmol/kg	3.83	4.46	3.9	4.96	3.49	3.78	3.93	5.53	3.9	4.53	3.52	5.12
Pb µmol/kg	6.5	4.9	11.7	18.5	21.1	9.3	13.3	5.9	6.2	317.7	3.4	7
S mmol/kg	2.68	3.17	2.82	2.99	2.44	2.91	2.48	3.29	2.69	2.81	2.38	2.96
Si µmol/kg	235	23	224	153	280	150	292	245	356	354	300	245
Sr µmol/kg	471.1	524.1	505.5	552.1	477.7	587.1	481	522.1	484.4	530	374.7	442.8
Ti µmol/kg	3	3	3	3	3	3	3	3	4	4	2	3
Zn µmol/kg	323	370	335	386	306	374	409	522	347	386	297	350
Kap mmol(+)/kg	383	421	403.6	417.3	373.4	450.4	386.9	449	418.7	457.3	335.7	407.4
Basem %	75.8	80.6	78.7	81.5	77.2	80.6	78.9	81.1	79.9	80.3	81.3	83.2
Tungmetaller												
Pb µg/g	21.82	48.94	14.37	30.71	25.39	27.42	8.623	176.9	16.63	49.69	70.9	23.84
Ni µg/g	3.3	1.7	3.9	1	4	1.1	1.9	0.7	5.2	2.2	4.1	1.5
Zn µg/g	18	10.2	18.5	12.8	21.3	10.3	10.4	16.5	21.2	10.9	18.5	11.1
Hg µg/g	0.33	0.142	0.27	0.156	0.48	0.143	0.3	0.12	0.47	0.18	0.53	0.173

Vedlegg 16a. Jordkjemiske data fra ruteanalysene i bakkemyr på Forsøl.

Rute	B1	B1	B2	B2	B3	B3	B4	B4	B5	B5	B6	B6
År	2006	2008	2006	2008	2006	2008	2006	2008	2006	2008	2006	2008
Kjemisk innhold												
Gl-tap %	93.92	86.26	91.91	95.83	95.45	94.28	96.5	95.89	95.85	91.21	94.78	94.65
pH-vann	5.83	5.51	5.36	5.18	5.01	4.78	5.05	4.72	5.12	5.06	5.28	5.23
pH-CaCl ₂	4.98	4.76	4.33	4.3	3.97	3.96	3.89	3.6	3.99	4.06	4.28	4.34
KjN mmol/kg	822	1149	719	840	821	968	617	663	640	780	871	898
H mmol/kg	18.2	12.3	47.3	24.3	60.2	45.2	99.8	117.7	90	58.1	41.5	25.3
Al mmol/kg	0.97	1.38	4.05	1.16	2.52	3.85	3.12	6.07	3.6	8.21	2.09	1.76
Ba µmol/kg	958.2	870.3	522.2	473.8	516.2	574.3	357.6	316.3	434.8	636.4	588.7	680.6
C mmol/kg	469	424	408	454	604	475	629	302	530	354	499	480
Ca mmol/kg	251.4	187.1	127.1	141.7	118.6	129.7	109.7	85.19	108.4	127.1	127.2	128.2
Co µmol/kg	27.8	30.6	29.6	26.9	42.6	31.4	23.2	26	24.5	53.5	52.1	85.2
Cr µmol/kg	7.9	6.3	0.4	5	11.9	7	0.4	8.1	0.4	7.6	6	6.9
Fe mmol/kg	0.19	0.195	4.177	1.013	1.947	2.538	1.595	4.409	4.094	7.461	0.968	0.814
K mmol/kg	14.4	12.14	16.94	21.11	18.95	17.75	16.28	9.4	21.47	17.68	18.25	18.52
Mg mmol/kg	160	127.2	105.9	113.5	111.8	98.54	142	113	119.2	94.85	128.6	107
Mn mmol/kg	5.894	4.489	0.935	0.782	0.99	0.554	0.808	0.451	0.76	1.045	2.902	1.479
Mo µmol/kg	3.1	1.8	3	2.4	2.5	2.2	4.1	4.4	4.2	3.3	2.9	2.3
Na mmol/kg	24.2	21	18.6	21.7	19.2	23.2	23	28.8	19.1	20.1	21.6	22
Ni µmol/kg	22.2	30.4	12.1	0.3	23.7	19.1	6.7	0.3	6.8	15.4	21.4	15.9
P mmol/kg	1.42	0.99	0.26	2.49	1.64	1.44	3.9	4.07	2.43	0.22	2.53	1.73
Pb µmol/kg	4.8	3.1	12.5	18.9	15.8	8.3	10.1	10.5	22.1	11.4	14.1	9.9
S mmol/kg	3.36	3.28	2.54	3.51	2.82	4.62	2.87	2.91	2.82	2.81	3.57	3.76
Si µmol/kg	1473	1440	1553	1076	1069	919	1436	869	1136	1514	1342	1267
Sr µmol/kg	1098	869.9	665.5	744.3	673.1	689.9	610.1	527.8	576.3	624.8	675.4	659.9
Ti µmol/kg	8	5	7	6	6	5	10	11	10	8	7	6
Zn µmol/kg	258	195	248	240	320	235	270	262	400	279	393	264
Kap mmol(+)/kg	891.5	683	550.8	579.1	561.2	543.8	644	553.2	587.3	541.8	598.8	539
Basem %	96.6	96.9	91.1	95.5	88.9	91.5	84.3	78.6	84.4	88.9	92.1	94.8
Tungmetaller												
Pb µg/g	110.2	15.97	22.46	36.13	17.52	66.38	63.6	8.602	69.24	44.88	73.65	39.11
Ni µg/g	10.4	0.8	1.9	0.9	4.2	6.8	2.1	1.4	2	2.2	2.5	2.9
Zn µg/g	27.1	14.7	20.7	15.9	13.1	24	13.1	7.8	25.3	16.9	19	20.1
Hg µg/g	0.34	0.126	0.15	0.11	0.2	0.179	0.16	0.053	0.1	0.103	0.17	0.104

Vedlegg 16b. Jordkjemiske data fra ruteanalysene i bakkemyr på Stangnes.

Rute	D1	D1	D2	D2	D3	D3	D4	D4	D5	D5	D6	D6
År	2006	2008	2006	2008	2006	2008	2006	2008	2006	2008	2006	2008
Kjemisk innhold												
Gl-tap %	98.12	94.02	96.99	97.09	95.66	96.37	95.36	96.58	97.02	94.12	98.66	94.8
pH-vann	5.29	5.15	4.82	4.72	4.97	4.75	4.81	4.59	4.86	4.6	5.05	4.56
pH-CaCl ₂	4.22	4.27	3.76	3.7	3.9	3.75	3.85	3.6	3.87	3.7	4.07	3.69
KjN mmol/kg	709	1175	776	644	612	582	890	654	894	1058	843	1055
H mmol/kg	55.2	17.4	92.4	69.8	93.6	72.9	78.2	89.9	69.9	43.8	53.1	45.3
Al mmol/kg	2	0.94	3.26	4.45	3.13	3.64	2.75	3.4	2.94	2.9	1.83	2.8
Ba µmol/kg	319.3	326.7	241.9	251.2	224.4	189.7	250	201.7	268.2	241.2	288.7	236.5
C mmol/kg	759	495	525	434	590	400	564	475	522	433	567	456
Ca mmol/kg	193.3	210.6	134.1	136.1	159.5	139.8	150.5	111.3	126.4	102.9	178.2	134
Co µmol/kg	120.6	97.6	52.8	87.8	57.4	49.8	64.2	84.1	51.1	47.2	83.2	66.8
Cr µmol/kg	18.2	9.2	6.1	6.6	10.4	7.8	6.4	6.4	4.7	5	8.2	5.9
Fe mmol/kg	0.582	0.384	1.367	2.811	1.148	2.657	1.118	2.333	0.763	0.946	0.632	1.2
K mmol/kg	12.55	11.49	18.32	16.39	15.06	14.12	19.37	17.52	16.33	15	16.41	16.58
Mg mmol/kg	94.31	78.25	86.99	99.25	102.9	98.46	85.87	88.78	79.34	65.42	91.44	71.45
Mn mmol/kg	5.584	3.693	0.667	0.97	1.654	0.882	0.983	1.284	0.747	0.713	3.434	0.643
Mo µmol/kg	3.8	2.1	2.9	3.2	4.1	3.4	2.8	3.1	2.6	2.3	3	1.8
Na mmol/kg	18.3	17.4	17.6	22	18.7	21.1	17.3	22	16.1	16.2	15.2	17.8
Ni µmol/kg	17.6	5.6	18.7	15.6	10	5.6	14.3	14.5	20.9	24	12.1	17.5
P mmol/kg	2.67	2.59	3.07	3.29	2.89	3.02	3.29	3.65	3.15	2.68	2.96	3.12
Pb µmol/kg	16.7	8	11.4	7.3	21.3	7.9	9.4	29.1	20	22.6	11.1	7.3
S mmol/kg	2.72	3.24	2.79	2.92	2.63	2.53	2.71	2.95	2.71	2.74	2.28	3.36
Si µmol/kg	970	955	937	669	1427	1028	1279	712	985	621	972	537
Sr µmol/kg	507.1	538.7	547	543.4	507.8	496.4	553	481.2	511.5	477.2	588.6	544.4
Ti µmol/kg	9	5	7	8	10	9	7	8	6	4	7	5
Zn µmol/kg	193	102	242	261	229	243	254	294	183	166	161	213
Kap mmol(+)/kg	672.5	631.4	571.9	580.8	655.5	586.3	589.6	532.1	515.3	413	630.9	491.9
Basem %	90.1	96.1	83.6	87.6	85.2	87.3	86.4	82.6	86.1	89.1	90.5	90.5
Tungmetaller												
Pb µg/g	58.63	22.32	34.14	18.76	99.66	41	12.65	37.38	420.9	475.3	11.43	72.8
Ni µg/g	3.7	3.3	4.1	3	1.6	5.8	2.7	3.4	3.8	4.2	1.6	4.4
Zn µg/g	15.3	19.2	19.3	21.1	16.9	30.3	13.4	25.3	12.7	22.7	15.3	20.1
Hg µg/g	0.33	0.427	0.32	0.408	0.2	0.422	0.26	0.442	0.46	0.406	0.24	0.415

Vedlegg 17 . PAH-verdier (ng/g) i planteprøver fra lys reinlav (Cladonia arbuscula coll.) på Forsøl og Stangnes.

Forsøl

Prøvenummer	1	1	2	2	3	3	4	4	5	5
År	2006	2008	2006	2008	2006	2008	2006	2008	2006	2008
Acenaften	0.89	2	0.97	2	1.43	0.8	0.62	0.7	1.13	0.6
Acenaftylen	1.1	2	1.08	2	2.33	0.8	0.84	0.7	2.28	0.6
Antracen	0.82	2	0.65	2	1	0.8	0.53	0.7	0.56	0.6
Benz(a)antracen*	1.14	2	0.97	2	1.26	0.8	0.84	0.7	0.69	0.6
Benzo(a)pyren*	0.51	2	0.44	2	0.45	0.8	1.37	0.7	0.32	0.6
Benzo(b/j/k)fluorantener*	2.72	2	2.84	2	2.89	1.33	5.38	1.275	2.33	0.981
Benzo(ghi)perylene	1.08	3.8	0.69	3.8	0.96	1.4	1.52	1.4	0.76	1.2
Dibenz(ac/ah)antracen*	0.14	3.8	0.2	3.8	0.24	1.4	0.33	1.4	0.14	1.2
Fenantren	19.5	13.187	26.5	26.447	23.7	11.629	17.8	9.038	20.8	8.309
Fluoranten	14.5	7.74	23.1	14.461	16.6	7.236	14.5	8.726	11.1	5.403
Fluoren	3.35	2.143	3.4	6.13	4.68	1.553	2.56	1.568	3.86	1.363
Inden(1,2,3-cd)pyren*	1.08	3.8	0.78	3.8	0.92	1.4	1.34	1.4	0.64	1.2
Krysen/Trifenylen	5.18	2.612	5.75	4.133	5.2	3.092	4.51	3.028	3.78	2.045
Naftalen	19.3	20.367	21.9	26.85	29.9	15.149	16.5	17.447	20.4	11.312
Pyren	6.77	4.004	10	9.739	8.63	4.626	6.85	4.974	5.64	3.193
Sum 16 EPA PAH	78.08	73.453	99.27	111.16	100.19	52.815	75.49	53.756	74.43	39.206
Sum mulig kreftfremkallende	5.59	13.6	5.23	13.6	5.76	5.73	9.26	5.475	4.12	4.581

Stangnes

Prøvenummer	1	1	2	2	3	3	4	4	5	5
År	2006	2008	2006	2008	2006	2008	2006	2008	2006	2008
Acenaften	1.23	0.884	4.63	0.819	0.73	0.947	2.12	0.829	0.82	0.745
Acenaftylen	1.27	0.57	10.7	0.7	0.99	0.6	3.05	0.67	0.67	0.47
Antracen	0.75	0.57	5.52	0.7	0.45	0.6	1.1	0.67	0.36	0.558
Benz(a)antracen*	0.39	0.57	0.74	0.7	0.62	0.6	0.47	0.67	0.54	0.47
Benzo(a)pyren*	0.57	0.57	0.23	0.7	0.3	0.6	0.53	0.67	0.34	0.473
Benzo(b/j/k)fluorantener*	2.51	2.084	2.37	2.228	2.07	3.025	2.93	4.169	2.5	2.726
Benzo(ghi)perylene	1.4	1.1	0.79	1.5	0.82	1.13	1.13	1.728	1.12	1.158
Dibenz(ac/ah)antracen*	0.5	1.1	0.24	1.5	0.19	1.13	0.12	1.3	0.17	0.88
Fenantren	29.9	19.661	73.9	13.934	22.7	16.232	24.9	17.648	18.9	15.243
Fluoranten	8.16	12.96	17.8	10.863	13.3	12.242	8.57	13.615	10.5	9.981
Fluoren	3.98	2.545	16.9	2.336	2.69	2.648	6.27	2.574	2.53	2.456
Inden(1,2,3-cd)pyren*	0.99	1.771	0.49	1.5	0.62	1.13	0.77	1.3	0.61	0.896
Krysen/Trifenylen	3.24	3.128	4.29	3.22	3.82	3.49	3.7	4.549	3.57	3.522
Naftalen	16.1	8.832	68	9.491	13.1	8.615	35.5	8.325	7.84	5.545
Pyren	3.75	6.46	9.1	5.235	5.92	5.903	4.5	7.963	4.82	4.94
Sum 16 EPA PAH	74.74	62.805	215.7	55.426	68.32	58.892	95.66	66.68	55.29	50.063
Sum mulig kreftfremkallende	4.96	6.095	4.07	6.628	3.8	6.485	4.82	8.109	4.16	5.445

* = mulig kreftfremkallende

Vedlegg 18. PAH-verdier (ng/g) i planteprøver fra rusttorvmose (*Sphagnum fuscum*) på Forsøl og Stangnes.

Forsøl

Felt	1	1	2	2	3	3	4	4	5	5
År	2006	2008	2006	2008	2006	2008	2006	2008	2006	2008
Acenaften	0.51	0.43	0.46	0.47	0.39	0.58	0.69	0.53	0.38	0.51
Acenaftylen	0.78	0.40	0.67	0.40	0.61	0.40	1.04	0.50	0.33	0.50
Antracen	0.23	0.40	0.22	0.40	0.12	0.40	0.32	0.50	0.18	0.50
Benz(a)antracen*	0.51	0.40	1.17	0.40	0.24	0.40	0.69	0.50	0.16	0.58
Benzo(a)pyren*	0.27	0.40	0.76	0.40	0.21	0.40	1.10	0.50	0.23	0.50
Benzo(b/j/k)fluorantener*	1.08	0.57	2.02	0.68	0.88	0.70	1.84	0.60	0.99	0.60
Benzo(ghi)perylene	0.69	0.75	0.85	0.89	0.58	0.75	0.08	0.94	0.58	0.94
Dibenz(ac/ah)antracen*	0.12	0.75	0.19	0.75	0.06	0.75	0.11	0.94	0.08	0.94
Fenantren	11.40	4.98	5.86	7.37	6.93	3.55	9.97	8.61	7.82	8.49
Fluoranten	5.74	2.98	3.36	3.47	3.00	2.02	5.83	9.35	8.06	4.71
Fluoren	2.12	1.12	1.75	1.51	1.56	1.23	1.80	1.82	1.33	1.29
Inden(1,2,3-cd)pyren*	0.46	0.75	0.69	0.75	0.39	0.75	0.80	0.94	0.45	0.94
Krysen/Trifenylen	1.45	0.72	1.71	0.77	0.87	0.87	1.61	0.98	0.98	1.41
Naftalen	9.25	7.27	8.28	10.09	9.32	10.36	11.70	11.46	7.08	8.41
Pyren	3.35	2.09	2.49	2.61	1.80	1.59	3.47	3.56	4.35	2.97
Sum 16 EPA PAH	37.96	24.00	30.48	30.95	26.96	24.75	41.05	41.71	33.00	33.29
Sum mulig kreftfremkallende	2.44	2.87	4.83	2.98	1.78	3.00	4.54	3.48	1.91	3.55

Stangnes

Felt	1	1	2	2	3	3	4	4	5	5
År	2006	2008	2006	2008	2006	2008	2006	2008	2006	2008
Acenaften	0.53	0.69	1.76	1.00	1.01	2.10	0.52	3.31	0.52	2.23
Acenaftylen	0.39	0.60	1.54	0.80	1.20	0.80	0.68	1.60	0.90	1.60
Antracen	0.11	0.60	0.71	0.80	0.37	0.80	0.21	1.60	0.25	1.60
Benz(a)antracen*	0.25	0.60	0.42	1.03	0.22	0.80	0.36	1.60	3.44	1.60
Benzo(a)pyren*	0.19	0.60	0.28	0.80	0.22	0.80	0.27	1.60	1.28	1.60
Benzo(b/j/k)fluorantener*	0.78	1.65	1.28	1.88	1.11	1.98	1.42	1.57	4.74	1.60
Benzo(ghi)perylene	0.62	1.20	0.87	1.50	0.63	1.50	0.88	3.00	2.01	3.00
Dibenz(ac/ah)antracen*	0.08	1.20	0.13	1.50	0.07	1.50	0.09	3.00	0.38	3.00
Fenantren	7.03	7.13	11.40	13.47	6.14	22.82	6.88	11.08	7.71	22.02
Fluoranten	2.39	2.98	4.95	11.24	2.59	10.04	4.06	3.62	2.98	8.74
Fluoren	1.35	2.18	3.44	2.19	1.59	3.01	1.47	4.95	1.83	6.90
Inden(1,2,3-cd)pyren*	0.34	1.20	0.49	1.50	0.48	1.55	0.53	3.00	1.58	3.00
Krysen/Trifenylen	0.87	1.38	1.28	2.10	0.85	2.00	1.26	1.60	7.06	1.60
Naftalen	7.87	8.51	18.24	8.97	12.20	19.12	7.63	35.61	11.00	26.79
Pyren	1.66	2.31	3.12	6.61	1.53	7.24	2.43	2.61	1.69	5.89
Sum 16 EPA PAH	24.46	32.84	49.91	55.39	30.21	76.05	28.69	79.76	47.37	91.17
Sum mulig kreftfremkallende	1.64	5.25	2.60	6.71	2.10	6.62	2.67	10.77	11.42	10.80

* = mulig kreftfremkallende

Vedlegg 19. PAH-verdier (ng/g) fra jordprøver i kreklinghei på Forsøl og Stangnes. * = mulig kreftfremkallende.

Forsøl

Rute	A1	A1	A2	A2	A3	A3	A4	A4	A5	A5	A6	A6
År	2006	2008	2006	2008	2006	2008	2006	2008	2006	2008	2006	2008
Acenaften	0.46	2.43	0.56	2.51	0.79	1.49	0.76	1.36	0.49	1.39	0.53	2.38
Acenaftylen	0.67	0.90	0.53	0.66	0.57	0.64	0.63	0.58	0.59	0.71	0.49	0.56
Antracen	0.37	0.81	0.34	0.53	0.24	0.58	0.35	0.49	0.37	0.89	0.27	0.47
Benz(a)antracen*	2.32	5.06	2.25	3.86	0.96	3.98	2.07	3.22	2.01	5.21	1.49	2.99
Benzo(a)pyren*	3.37	9.69	3.00	6.38	1.50	7.03	2.92	5.91	2.90	7.65	2.14	5.59
Benzo(b/j/k)fluorantener*	14.00	30.95	12.20	25.73	6.25	22.92	11.70	19.76	11.70	30.85	8.75	18.59
Benzo(ghi)perylene	7.66	13.72	6.16	10.31	3.25	10.83	6.14	8.36	6.35	10.50	4.42	9.20
Dibenz(ac/ah)antracen*	1.27	1.72	0.93	1.09	0.48	1.22	0.66	1.11	0.87	1.39	0.66	0.89
Fenantren	5.72	10.67	6.80	10.87	6.22	10.41	8.28	9.31	5.69	14.63	5.33	8.19
Fluoranten	6.38	19.68	6.83	17.93	3.42	19.30	5.92	18.34	5.99	22.64	5.02	10.81
Fluoren	1.40	2.14	1.40	1.93	1.79	1.93	2.20	1.76	1.23	2.08	1.28	1.75
Inden(1,2,3-cd)pyren*	8.07	15.29	6.16	10.12	3.20	9.80	5.60	8.78	6.28	10.96	4.62	11.13
Krysen/Trifenylen	6.98	16.48	6.40	14.84	2.82	12.31	5.66	11.10	5.52	18.02	4.00	8.78
Naftalen	8.47	16.13	9.41	15.67	9.97	14.68	12.00	13.16	9.79	13.22	10.20	17.58
Pyren	5.14	16.36	5.43	13.04	2.60	14.49	4.46	12.77	4.58	15.63	3.68	8.46
Sum 16 EPA PAH	72.28	162.01	68.40	135.48	44.06	131.63	69.35	115.99	64.36	155.76	52.88	107.36
Sum mulig kreftfremkallende	29.03	62.70	24.54	47.18	12.39	44.96	22.95	38.78	23.76	56.06	17.66	39.19

Stangnes

Rute	C1	C1	C2	C2	C3	C3	C4	C4	C5	C5	C6	C6
År	2006	2008	2006	2008	2006	2008	2006	2008	2006	2008	2006	2008
Acenaften	0.58	2.21	0.41	1.76	0.53	2.77	0.48	1.34	0.67	1.17	0.69	1.28
Acenaftylen	0.47	0.52	0.37	0.48	0.94	0.43	0.44	0.50	0.33	0.50	0.48	0.50
Antracen	0.25	0.33	0.20	0.42	0.24	0.73	0.21	0.32	0.33	0.34	0.29	0.49
Benz(a)antracen*	1.17	1.84	1.14	2.71	2.94	1.39	1.05	2.19	1.60	1.37	1.16	3.92
Benzo(a)pyren*	1.52	3.95	1.46	5.12	8.81	2.62	1.54	4.84	2.12	2.96	1.74	5.39
Benzo(b/j/k)fluorantener*	7.75	16.34	7.85	24.06	25.61	10.77	7.59	18.12	10.20	10.68	8.42	48.10
Benzo(ghi)perylene	3.81	6.43	3.47	8.14	8.90	5.39	3.59	7.36	5.05	5.10	3.47	11.70
Dibenz(ac/ah)antracen*	0.57	1.02	0.69	1.19	3.26	0.44	0.31	0.98	0.63	0.51	0.62	1.86
Fenantren	6.27	5.69	5.10	10.81	5.79	8.65	6.93	6.95	9.43	6.03	7.80	8.45
Fluoranten	4.84	9.63	4.69	15.77	4.10	8.24	4.20	10.75	6.08	7.48	4.87	15.38
Fluoren	1.69	1.54	1.18	1.62	1.71	2.42	1.59	1.49	1.56	1.87	1.82	1.55
Inden(1,2,3-cd)pyren*	3.68	6.67	3.68	9.47	11.30	4.67	3.52	8.38	5.25	4.62	3.61	15.38
Krysen/Trifenylen	4.25	9.03	4.11	12.72	9.10	5.80	4.07	8.40	5.45	5.63	4.56	23.91
Naftalen	9.04	15.94	7.63	12.63	18.46	11.66	8.78	10.33	7.71	10.29	7.07	9.17
Pyren	3.44	7.50	3.28	13.15	3.33	6.05	3.06	8.59	4.64	6.10	3.71	12.48
Sum 16 EPA PAH	49.33	88.65	45.26	120.02	105.02	72.01	47.36	90.55	61.05	64.64	50.31	159.54
Sum mulig kreftfremkallende	14.69	29.82	14.82	42.54	51.92	19.88	14.01	34.51	19.80	20.14	15.55	74.66

Vedlegg 20 . PAH-verdier (ng/g) fra jordprøver i bakkemyr på Forsøl og Stangnes. * = mulig kreftfremkallende.

Forsøl

Rute	A1	A1	A2	A2	A3	A3	A4	A4	A5	A5	A6	A6
År	2006	2008	2006	2008	2006	2008	2006	2008	2006	2008	2006	2008
Acenaften	0.46	2.43	0.56	2.51	0.79	1.49	0.76	1.36	0.49	1.39	0.53	2.38
Acenaftylen	0.67	0.90	0.53	0.66	0.57	0.64	0.63	0.58	0.59	0.71	0.49	0.56
Antracen	0.37	0.81	0.34	0.53	0.24	0.58	0.35	0.49	0.37	0.89	0.27	0.47
Benz(a)antracen*	2.32	5.06	2.25	3.86	0.96	3.98	2.07	3.22	2.01	5.21	1.49	2.99
Benzo(a)pyren*	3.37	9.69	3.00	6.38	1.50	7.03	2.92	5.91	2.90	7.65	2.14	5.59
Benzo(b/j/k)fluorantener*	14.00	30.95	12.20	25.73	6.25	22.92	11.70	19.76	11.70	30.85	8.75	18.59
Benzo(ghi)perylene	7.66	13.72	6.16	10.31	3.25	10.83	6.14	8.36	6.35	10.50	4.42	9.20
Dibenz(ac/ah)antracen*	1.27	1.72	0.93	1.09	0.48	1.22	0.66	1.11	0.87	1.39	0.66	0.89
Fenantren	5.72	10.67	6.80	10.87	6.22	10.41	8.28	9.31	5.69	14.63	5.33	8.19
Fluoranten	6.38	19.68	6.83	17.93	3.42	19.30	5.92	18.34	5.99	22.64	5.02	10.81
Fluoren	1.40	2.14	1.40	1.93	1.79	1.93	2.20	1.76	1.23	2.08	1.28	1.75
Inden(1,2,3-cd)pyren*	8.07	15.29	6.16	10.12	3.20	9.80	5.60	8.78	6.28	10.96	4.62	11.13
Krysen/Trifenylen	6.98	16.48	6.40	14.84	2.82	12.31	5.66	11.10	5.52	18.02	4.00	8.78
Naftalen	8.47	16.13	9.41	15.67	9.97	14.68	12.00	13.16	9.79	13.22	10.20	17.58
Pyren	5.14	16.36	5.43	13.04	2.60	14.49	4.46	12.77	4.58	15.63	3.68	8.46
Sum 16 EPA PAH	72.28	162.01	68.40	135.48	44.06	131.63	69.35	115.99	64.36	155.76	52.88	107.36
Sum mulig kreftfremkallende	29.03	62.70	24.54	47.18	12.39	44.96	22.95	38.78	23.76	56.06	17.66	39.19

Stangnes

Rute	C1	C1	C2	C2	C3	C3	C4	C4	C5	C5	C6	C6
År	2006	2008	2006	2008	2006	2008	2006	2008	2006	2008	2006	2008
Acenaften	0.58	2.21	0.41	1.76	0.53	2.77	0.48	1.34	0.67	1.17	0.69	1.28
Acenaftylen	0.47	0.52	0.37	0.48	0.94	0.43	0.44	0.50	0.33	0.50	0.48	0.50
Antracen	0.25	0.33	0.20	0.42	0.24	0.73	0.21	0.32	0.33	0.34	0.29	0.49
Benz(a)antracen*	1.17	1.84	1.14	2.71	2.94	1.39	1.05	2.19	1.60	1.37	1.16	3.92
Benzo(a)pyren*	1.52	3.95	1.46	5.12	8.81	2.62	1.54	4.84	2.12	2.96	1.74	5.39
Benzo(b/j/k)fluorantener*	7.75	16.34	7.85	24.06	25.61	10.77	7.59	18.12	10.20	10.68	8.42	48.10
Benzo(ghi)perylene	3.81	6.43	3.47	8.14	8.90	5.39	3.59	7.36	5.05	5.10	3.47	11.70
Dibenz(ac/ah)antracen*	0.57	1.02	0.69	1.19	3.26	0.44	0.31	0.98	0.63	0.51	0.62	1.86
Fenantren	6.27	5.69	5.10	10.81	5.79	8.65	6.93	6.95	9.43	6.03	7.80	8.45
Fluoranten	4.84	9.63	4.69	15.77	4.10	8.24	4.20	10.75	6.08	7.48	4.87	15.38
Fluoren	1.69	1.54	1.18	1.62	1.71	2.42	1.59	1.49	1.56	1.87	1.82	1.55
Inden(1,2,3-cd)pyren*	3.68	6.67	3.68	9.47	11.30	4.67	3.52	8.38	5.25	4.62	3.61	15.38
Krysen/Trifenylen	4.25	9.03	4.11	12.72	9.10	5.80	4.07	8.40	5.45	5.63	4.56	23.91
Naftalen	9.04	15.94	7.63	12.63	18.46	11.66	8.78	10.33	7.71	10.29	7.07	9.17
Pyren	3.44	7.50	3.28	13.15	3.33	6.05	3.06	8.59	4.64	6.10	3.71	12.48
Sum 16 EPA PAH	49.33	88.65	45.26	120.02	105.02	72.01	47.36	90.55	61.05	64.64	50.31	159.54
Sum mulig kreftfremkallende	14.69	29.82	14.82	42.54	51.92	19.88	14.01	34.51	19.80	20.14	15.55	74.66

NINA Rapport 421

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-1987-7



Norsk institutt for naturforskning

NINA hovedkontor

Postadresse: 7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, 7047 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

Organisasjonsnummer: NO 950 037 687 MVA

www.nina.no