



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

NIBIO RAPPORT | NIBIO REPORT

VOL.: 2, NR.: 51, 2016

Restaurering av myr på Smøla 2011 - 2015

Effekter på vegetasjon og klimagassutslipp

SIMON WELDON OG ARNE GRØNLUND

Klima- og miljødivisjonen

TITTEL/TITLE

Restaurering av myr på Smøla 2011 - 2015

Effekter på vegetasjon og klimagassutslipp

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Simon Weldon og Arne Grønlund

| | | | | | | |
|---------------------------|--------------------------------|-------------|--|----------------------------------|--|---|
| DATO/DATE: | RAPPORT REPORT NO.: | NR./ | TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY: | PROSJEKT NR./PROJECT NO.: | SAKSNR./ARCHIVE NO.: | |
| 30.04.2016 | 2/51/216 | | Åpen | Prosjektnr | 2016/527 | |
| ISBN-NR./ISBN-NO: | | | ISBN DIGITAL VERSJON/ ISBN DIGITAL VERSION: | ISSN-NR./ISSN-NO: | ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES: | ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES: |
| ISBN nr 978-82-17-01619-9 | | | | ISSN nr 2464-1162 | 27 | Vedlegg |

OPPDRAKSGIVER/EMPLOYER:

Nasjonalt utviklingsprogram for klimatiltak i jordbruket (2011 – 2013) / Klima- og miljøprogrammet (2014-2015) / Stiftelsen Fondet for Jord- og Myrundersøkelser

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Nanna Bergan

STIKKORD/KEYWORDS:

Restaurering av myr, vegetasjon, klimagasser

Peat restoration, vegetation, greenhouse gases

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Jordkvalitet og klima

Soil Quality and Climate Changes

SAMMENDRAG/SUMMARY:

Rapporten viser resultatene fra vegetasjonsundersøkelser og klimagassutslipp på et prøvefelt for restaurering av dyrket myr som er tatt ut av drift.

Tidligere dyrking av hatt effekt på vegetasjonen i lang tid. Etter 35 år ute av drift er vegetasjonen fortsatt mer lik dyrket enn udyrket myr.

Blokkering av kanaler har ført til høyere grunnvannsstand og reduserte CO₂-utslipp. Utslippene av metan var negativt (ikke signifikant) korrelert med grunnvannstanden og var dessuten korrelert med frekvensen av svampvevede plantearter. Permanent høytstående grunnvann og rask etablering av opprinnelig myrvegetasjon ser ut til å være en forutsetning for framtidig karbonbinding og lave klimagassutslipp fra restaurert myr.

Summary

This report shows the results from vegetation analyses and greenhouse gas emissions from a time series of abandoned cultivated peatland.

**NIBIO**NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Earlier cultivation has had a long term effect on the composition of the plant community. After 35 years of abandonment, and despite relatively high standing water due to poor drainage, the old abandoned site is more similar to the areas with more recent cultivation than it is to the pristine peat.

Blocking the ditches has resulted in a higher water table which has reduced CO₂ emissions. Despite the well-known connection between water table and CH₄ emission, our study showed no correlation. Instead there was a strong positive relationship with the frequency of plants species that can act as a channel for methane emissions. Frequency of these plants was highest in the sites which have experienced cultivation and much reduced in the pristine peatland. This suggests that the intermediate vegetation which establishes after cultivation ends could to some degree reduce the saving in global warming potential from the reduction in CO₂ emissions.

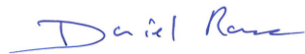
Permanent high water table and swift establishment of native peatland plants looks to have the strongest potential to reduce greenhouse gas emissions and protect the stored organic matter in abandoned cultivated peatlands.

LAND/COUNTRY: Norge
FYLKE/COUNTY: Møre og Romsdal
KOMMUNE/MUNICIPALITY: Smøla
STED/LOKALITET: Moldstad, Frostadheia

GODKJENT /APPROVED

Daniel Rasse

NAVN/NAME



PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER

Simon Weldon

NAVN/NAME



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

FORORD

Prosjektet "Klimagassutslipp fra restaurert myr på Smøla" er finansiert av Nasjonalt utviklingsprogram for klimatiltak i jordbruket (2011 – 2013), Klima- og miljøprogrammet (2014-2015) og Stiftelsen Fondet for Jord- og Myrundersøkelser. Smøla kommune har stilt arealer til disposisjon for prosjektet.

Prosjektet er gjennomført av NIBIO. Simon Weldon har vært prosjektleder og ansvarlig for prøvetaking og laboratorieanalyser. Peter Dörsch, ved Universitetet for miljø- og biovitenskap har gitt råd om opplegg for prøvetaking. Vegetasjonsundersøkelsene er utført av Johan Rydlöv, Rydlövs Naturinventering.

Prosjektet startet i 2011. Resultatene fra de 3 første årene er presentert i Bioforsk rapport nr 185, 2013. I denne rapporten er det presentert resultater av vegetasjonsundersøkelser og gassmåling av hele prosjektperioden. På grunn av tekniske problemer foreligger det ikke resultater av gassmålinger for 2014.

Vi vil takke Smøla kommune, spesielt Rannei Botten fra Smøla Myr Museet for kontinuerlig støtte gjennom de siste fem årene. Takk også til Nina Ugelvik og Hilde Warholm for hjelp med utføring av feltarbeid.

Ås, 16. mars 2016

Daniel Rasse

INNHOLD

| | | |
|-------|--------------------------------|----|
| 0 | SAMMENDRAG | 6 |
| 1 | INNLEDNING | 8 |
| 2 | OMRÅDE OG METODER | 9 |
| 2.1 | Beskrivelse av området | 9 |
| 2.2 | Klima..... | 9 |
| 2.3 | Beskrivelse av prøvefelt | 10 |
| 2.4 | Prøvetaking og metoder..... | 12 |
| 2.4.1 | Vegetasjonsanalyser | 12 |
| 2.4.2 | Grunnvannstand | 12 |
| 2.4.3 | Måling av gassflukser..... | 13 |
| 3 | RESULTATER | 14 |
| 3.1 | Grunnvannstand..... | 14 |
| 3.2 | Vegetasjon..... | 15 |
| 3.3 | Gassflukser | 16 |
| 4 | DISKUSJON..... | 20 |
| 4.1 | Grunnvannstand..... | 20 |
| 4.2 | Vegetasjon..... | 20 |
| 4.3 | Klimagassbalanse | 21 |
| 5 | KONKLUSJONER..... | 24 |
| 6 | LITTERATURREFERANSER | 25 |

0 SAMMENDRAG

Innledning

Restaurering av tidligere myr er et aktuelt tiltak for å redusere utslipp av klimagasser, bygge opp karbonlageret og øke det biologiske mangfoldet. Det første prosjektet med restaurering av dyrket myr i Norge ble satt i gang på Smøla i 2011. Resultater fra de 3 første årene er presentert i en tidligere rapport. I denne rapporten er det presentert resultater fra vegetasjonsundersøkelser og måling av klimagassutslipp for hele prosjektperioden.

Områder og metoder

Myrene på Smøla ligger direkte på fjell og er svært næringsfattig i naturlig tilstand. Prøvefeltet ble nydyrket i 1956. Den ene del av feltet har vært ute av drift i ca 35 år og den andre delen i 10-15 år. Kanalene rundt feltet ble gjentettet på tre punkter våren 2013. Til sammen 6 arealtyper er undersøkt:

- Dyrket myr med vanlig jordbruksdrift
- Randsonen mellom dyrket myr og areal som nylig er tatt ut av drift
- Referensefelt på areal som er nylig tatt ut av drift og som ikke skal restaureres
- Restaureringsfelt på areal som nylig er tatt ut av drift
- Restaureringsfelt på areal som har vært ute av drift i lang tid
- Udyrket myr

Vegetasjonsanalyse ble gjort på alle arealtypene. Måling av grunnvann og gassutslipp ble gjort på de 4 delfeltene som var ute av drift.

Resultater

På grunn av variasjon i grøftetilstanden var det betydelige forskjeller i avstand til grunnvannsspeilet på feltene før kanalene ble blokkert. Blokkering av kanalene førte til høyere grunnvann, men effekten av blokkeringen var bare statistisk signifikant i 2015.

Ved bruk av Ellenbergs indikatorverdier ble vegetasjonen karakterisert etter krav til jordreaksjon (pH), næringskrav, toleranse for fuktighet, artsriktighet samt frekvensen av ikke-karplanter og svampvevede arter. Vegetasjonen på arealet i drift er minst artsrik og indikerer høyt næringsinnhold og høy pH. Vegetasjonen på udyrket myr er mest artsrik og fuktighetstolerant. Den består av arter som indikerer lavt næringsinnhold og lav pH og har høyest innhold av ikke-karplanter og relativt lavt innhold av svampvevede arter. Areal ute av drift har en artssammensetning som ligger mellom udyrket og dyrket myr i drift.

Målt i CO₂-ekvivalenter var fluksene av CO₂ er vesentlig større enn fluksene av metan og lystgass. Lystgassfluksene var helt ubetydelige. CO₂-fluksene var positivt korrelert med avstanden til grunnvannet. Blokkering av kanalene førte derfor til reduserte CO₂-utslipp i 2015 som følge av høyere grunnvannstand. Når en ser feltene under ett er det en negativ sammenheng mellom avstand til grunnvann og metan -fluks, men innen hvert felt er sammenhengen mindre tydelig. Det er også en positiv sammenheng mellom frekvensen av svampvevede arter i vegetasjonen og metan utslipp.

Diskusjon

Blokkering av kanalene førte til høyere grunnvannsstand i 2015, men gir ingen sikkerhet for at vannstand skal holde seg høy over hele feltet. Topografi, nedbør og fordampning har også stor betydning.

Dyrking fører til store endringer i økosystemet på grunn av introduksjon av nye plantearter og tilføring av kalk og næringsstoffer. Disse faktorene har hatt stor betydning for vegetasjonen i lang tid etter at jorda ble tatt ut av drift. Ødelagte grøfter som følge av myrsynking antas å være hovedårsaken til at dyrket myr tas ut av drift. Areal ute av drift representerer derfor en gradient i både i tid etter dyrking og dreneringstilstand. Begge disse faktorene har hatt betydning for endringene i vegetasjonen etter at driften opphørte. Indikatorverdiene for vegetasjon viser at endringene har vært størst på det feltet som har vært ute av drift i lengst tid. Forskjellene i vegetasjon var likevel større mellom udyrket myr og dyrket myr ute av drift, enn mellom delfeltene innen tidligere dyrket myr. Dette viser at vegetasjonen vil være ulik naturlig myrvegetasjon i lang tid etter dyrking opphører. Udyrket myr har høyest innhold av sphagnum-moser, som kan vokse ved svært lavt næringsinnhold og har stor evne til å akkumulere karbon.

Temperatur og tilgang på oksygen er viktige påvirkningsfaktorer for produksjon av CO₂. På grunn av små temperaturvariasjoner i måleperioden var det ingen tydelig sammenheng mellom lufttemperatur og CO₂-utslipp. Det var derimot god sammenheng mellom avstand til grunnvann og CO₂-utslipp. En permanent høy grunnvannsstand fører til anaerobt miljø som hemmer nedbrytningsprosessene og er en viktig forutsetning for å begrense CO₂-utslipp fra dyrket myr.

Netto utslipp av metan er differansen mellom produksjon i dypere jordlag og forbruk av metan nær jordoverflata. Produksjon av metan er betinget av et anaerobt miljø. Det ble likevel ikke påvist noen signifikant sammenheng mellom grunnvannsavstand og metan -utslipp. En forklaring kan være at lavere vannstand kan føre til åpnere transportkanaler i jorda, raskere utslipp og mindre forbruk av metan i det øverste jordlaget.

Vegetasjonen kan også være en viktig påvirkningsfaktor for utslipp av metan på myr. Karplanter som vokser på våtmarker har rørsystemer som brukes for å transportere oksygen til røttene. Disse rørsystemene kan være transportkanaler for metan som dermed unngår å bli forbrukt i det øverste jordlaget.

Dyrket myr en viktig kilde til lystgassutslipp. I våre målinger var lystgassutslippene likevel svært lave, trolig på grunn av mangel på nitrat i jorda.

Konklusjoner

Prosjektet har gitt oss nyttig kunnskap om utfordringer med restaurering av myr. Permanent høytstående grunnvann og re-etablering av myrvegetasjon med høyt innhold av sphagnum-moser er viktige forutsetninger for en vellykket restaurering som kan bidra til framtidig karbonbinding og lave klimagassutslipp.

1 INNLEDNING

Drenering og dyrking av myr fører til nedbryting av organisk materiale, sammensynking av torva og store utslipp av klimagasser i form av CO₂ og lystgass. Dyrket myr som ligger over dyrkbar undergrunnsjord vil etter hvert omdannes til mineraljord. Sammensynkingen av torvlaget kan også føre til at jorda må tas ut av drift. De viktigste årsakene er problemer med drenering som følge av grunn torv over fjell eller steinrik undergrunn, eller for lite fall for drenevang på grunn av lav beliggenhet i forhold til elv eller innsjø. Klimagassutslippene fra dyrket myr kan fortsette etter at jordbruksdriften er opphørt (Maljanen et al. 2007 og 2013), forutsatt at dreneringssystemet fortsatt fungerer.

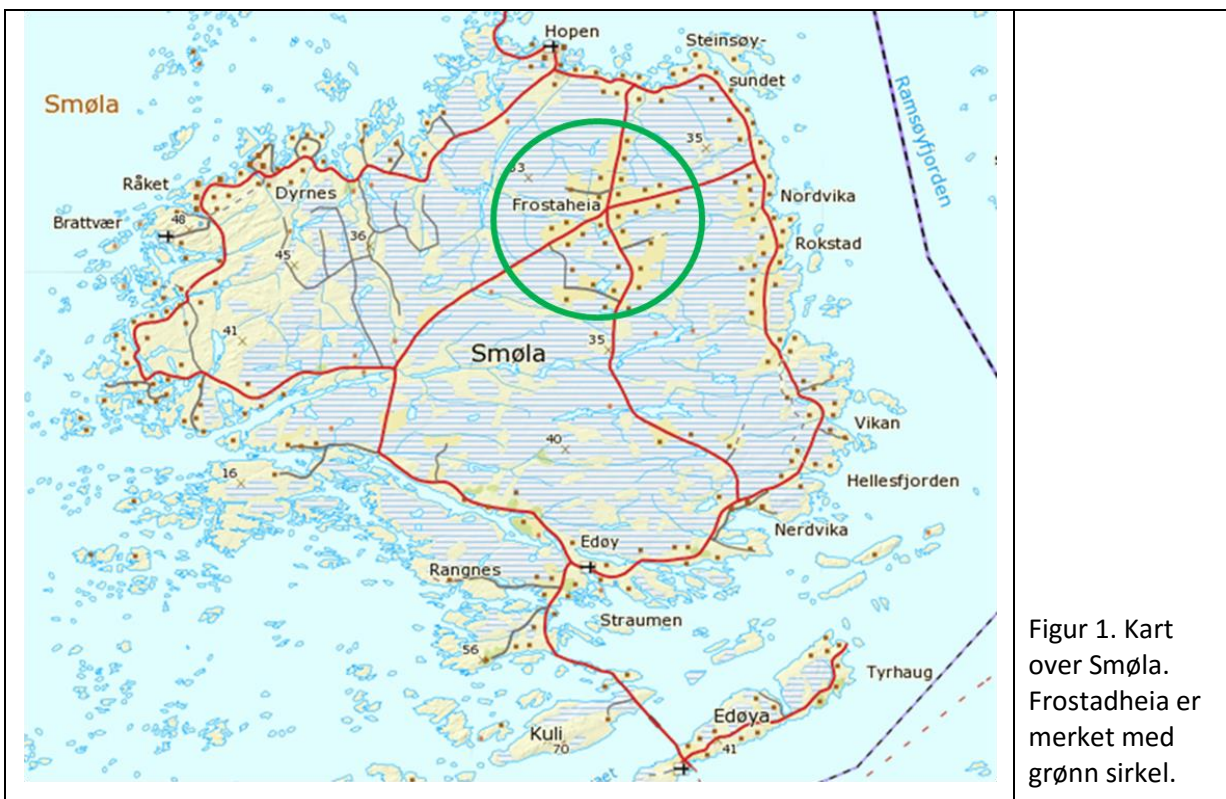
Restaurering av myr, i form av heving av grunnvannet og reetablering av myrvegetasjon, antas å være et aktuelt tiltak for å redusere klimagassutslippene fra dyrket myr, og med stort potensial for karbonbinding i jord (Smith et al. 2007). Effektene av høyere grunnvannstand kan antas å føre til redusert nedbrytning av det organiske materialet og etter hvert gjenoppbygging torva og binding av karbon, men også til økte utslipp av metan (Best 1997). Reetablering av myrvegetasjonen vil også bidra til endret landskapsbilde og økt biologisk mangfold. Dette tiltaket er først og fremst aktuelt for myr som er tatt ut av drift, men det er også et mulig tiltak på myr som er i drift og som krever omfattende drenering. I prosjektet Klimakur 2020 er restaurering av myr vurdert som et av de mest kostnadseffektive klimatiltak i Norge (Grønlund et al. 2010, Leffertstra & Fjeldal 2010).

Det første prosjektet med restaurering av dyrket myr i Norge ble satt i gang på Smøla i 2011. Målsettingen var å utprøve og demonstrere metoder for restaurering av dyrket myr som er tatt ut av drift, samt å måle effektene av restaurering på utslipp av CO₂, lystgass og metan. Resultater fra de 3 første årene er presentert av Grønlund & Weldon (2013). De to første årene ble det bare tatt ut gassprøver. Blokkering av kanaler ble gjort våren 2013. I denne rapporten er det presentert resultater fra vegetasjonsundersøkelser og måling av klimagassutslipp for hele prosjektperioden.

2 OMRÅDE OG METODER

2.1 Beskrivelse av området

Myrene i området ligger direkte på fjell og er av typen nedbørsmyr som er svært næringsfattig i naturlig tilstand. Mesteparten av de dyrkbare områdene består av torv som er lite omdannet og har en tykkelse på 2-4 meter. Forsøket med restaurering er lagt til området ved Norsk Myrmuseum på Frostadheia (figur 1). Bureisingen i området ble gjort i perioden 1930-1983. Myrmuseet er anlagt på forsøksgården Moldstad, som ble etablert for å løse problemer med næringsmangel og dyrkingsteknikk, og som var i drift i perioden 1937-1995.



2.2 Klima

Smøla har et typisk kystklima med relativt kjølige somre og milde vintre og med en gjennomsnittlig årstemperatur på 5,7 grader (tabell 1). Gjennomsnittlig årsnedbør er 1155 mm hvorav ca 40 prosent kommer i perioden april-september (tabell 2).

Tabell 1. Temperaturnormaler 1961-1990 og månedsmiddeltemperatur (°C) for 2011-2015 for Veiholmen på Smøla. Kilde: Meteorologisk institutt.

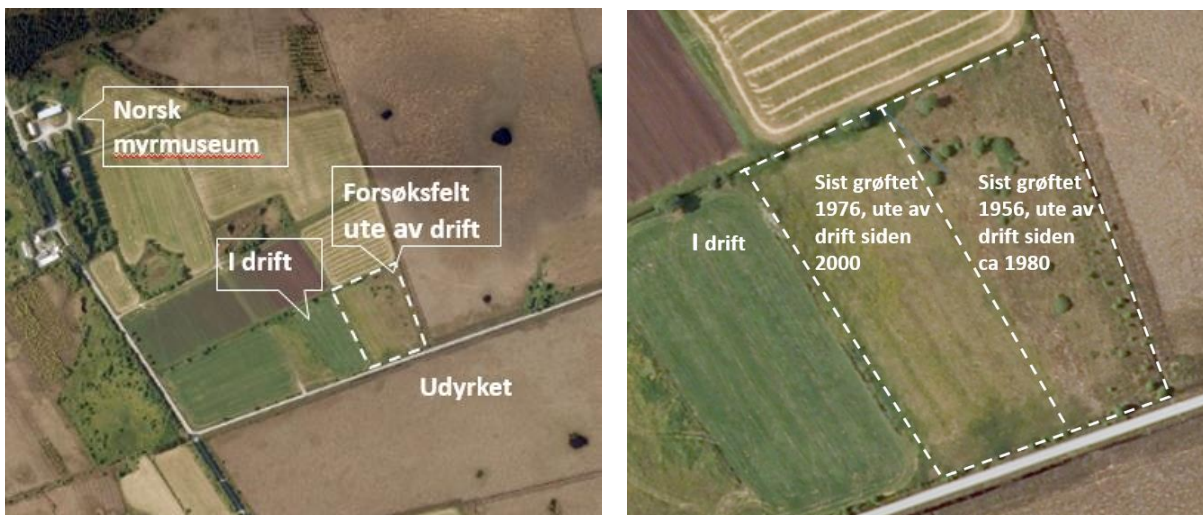
| | Jan | Feb | Mars | April | Mai | Feltsesongen | | | | | Nov | Des | Gjennomsnitt | |
|--------|-----|-----|------|-------|-----|--------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-----|-----|--------------|------------|
| | | | | | | Juni | Juli | Aug | Sep | Okt | | | Juni- okt | Året |
| Normal | 2,0 | 1,9 | 2,8 | 4,7 | 8,1 | 10,9 | 12,4 | 12,9 | 10,8 | 8,3 | 4,9 | 2,9 | 11,06 | 6,9 |
| 2011 | 3,3 | 1,7 | 3,1 | 6,7 | 8,9 | 10,9 | 12 | 13,5 | 13 | 10 | 8,7 | 4,9 | 11,88 | 8,1 |
| 2012 | 3,6 | 3,9 | 5,6 | 4,3 | 7,2 | 10,3 | 11,9 | 12,5 | 10,8 | 7,4 | 6,3 | 0,6 | 10,58 | 7,0 |
| 2013 | 2,1 | 1,9 | 1,2 | 4,2 | 8,9 | 11,3 | 12,3 | 13,8 | 12,7 | 9,2 | 6,4 | 5,7 | 11,86 | 7,5 |
| 2014 | 2,3 | 5,2 | 5 | 6 | 8,3 | 11,3 | 15,3 | 15,3 | 13,3 | 10,4 | 7,4 | 4,7 | 13,12 | 8,7 |
| 2015 | 3,8 | 4,7 | 5,2 | 5,5 | 7,8 | 9,4 | 12 | 15,3 | 12,9 | 10,7 | 7,5 | 6,3 | 12,06 | 8,4 |

Tabell 2. Nedbørnormaler 1961-1990 og månedsnedbør (mm) for 2011-2015 for Moldstad på Smøla. Kilde: Meteorologisk institutt.

| | Jan | Feb | Mars | April | Mai | Feltsesongen | | | | | Nov | Des | Sum | |
|--------|-----|-----|------|-------|-----|--------------|------------|------------|------------|------------|-----|-----|--------------|-------------|
| | | | | | | Juni | Juli | Aug | Sep | Okt | | | Juni- okt | Året |
| Normal | 106 | 85 | 79 | 64 | 49 | 59 | 78 | 89 | 139 | 148 | 125 | 134 | 513 | 1155 |
| 2011 | 95 | 119 | 162 | 106 | 31 | 78 | 86 | 76 | 140 | 132 | 74 | 149 | 513 | 1247 |
| 2012 | 87 | 177 | 218 | 120 | 38 | 28 | 80 | 84 | 160 | 104 | 104 | 43 | 456 | 1242 |
| 2013 | 51 | 60 | 99 | 90 | 64 | 102 | 146 | 173 | 108 | 127 | 158 | 168 | 656 | 1347 |
| 2014 | 11 | 20 | 108 | 67 | 38 | 50 | 33 | 63 | 114 | 189 | 58 | 247 | 448 | 997 |
| 2015 | 148 | 87 | 139 | 129 | 50 | 125 | 76 | 74 | 92 | 133 | 220 | 200 | 500 | 1479 |

2.3 Beskrivelse av prøvelfelt

Lokaliseringen av feltet for restaurering av myr er vist i figur 2. Feltet har et areal på ca 14 dekar og ble nydyrket i 1956. Den vestre delen, som grenser til et felt som fortsatt er i drift, ble sist omgrøftet i 1976 og antas å ha vært ute av drift de siste ca 10-15 årene. Den østre delen har ikke vært omgrøftet og har vært ute av drift i lang tid, trolig siden ca 1980.



Figur 2. Lokalisering av felt for restaurering av myr på området ved Norsk myrmuseum.

Kanalene rundt feltet ble gjentettet på tre punkter våren 2013. På grunnlag av arealbruk og behandling kan området grupperes i 6 arealtyper:

D. Dyrket myr i vanlig jordbruksdrift

I. Ikke høstet, men med vanlig grasvegetasjon (randsonen mellom feltet i drift og nylig tatt ut av drift).

R1. Referensfelt på areal som er nylig tatt ut av drift og som ikke skal restaureres

R2. Restaureringsfelt på areal som nylig er tatt ut av drift

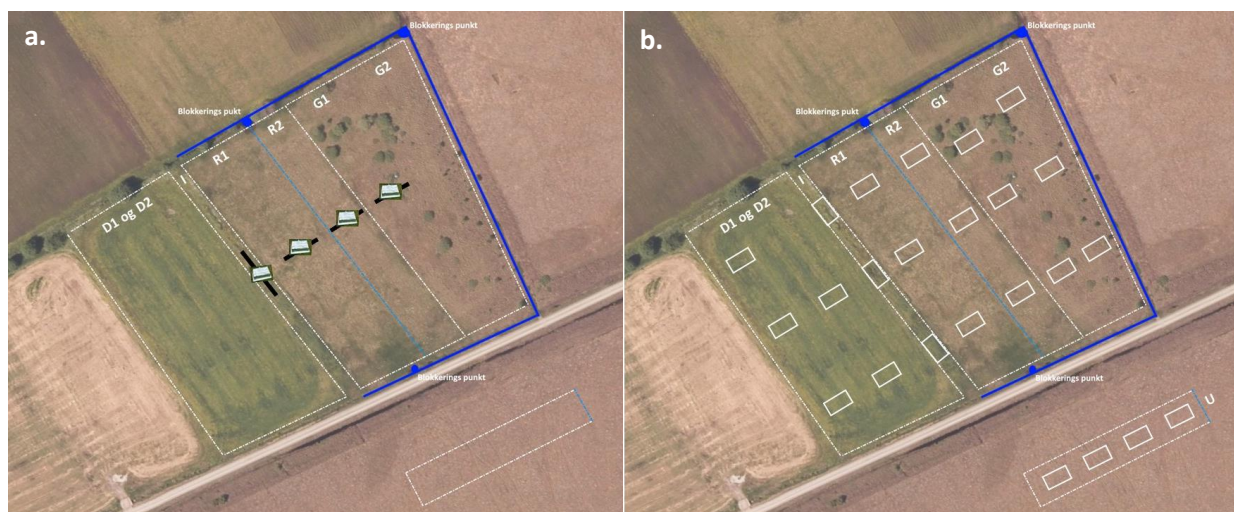
G1 & G2. Restaureringsfelt på areal som har vært ute av drift i lang tid

U. Udyrket myr

Lokaliseringen av delfeltene er vist i figur 4. Vegetasjonen ble undersøkt på alle delfeltene, inklusivt feltet i drift og på udyrket myr. Måling av grunnvann og uttak av gassprøver ble gjort på de 4 delfeltene som var ute av drift.



Figur 3. Kanal etter blokkering.
Foto tatt 2014.



Figur 4. Lokalteter for gassmåling (a) og ruter for vegetasjonsanalyser (b).

2.4 Prøvetaking og metoder

2.4.1 Vegetasjonsanalyser

Vegetasjonen ble registrert på rektangulære hovedruter med størrelse 3x6 meter. Det ble totalt undersøkt 24 hovedruter, fordelt på:

- 5 ruter på areal i drift (D1 og D2)
- 3 ruter på kantsonen som ikke var høstet (I)
- 3 ruter på referansefeltet, nylig er tatt ut av drift (R1)
- 3 ruter på restaureringsfelt på areal som nylig er tatt ut av drift (R2)
- 6 ruter restaureringsfelt på areal som har vært ute av drift i lang tid (G1 og G2)
- 4 ruter på udyrket myr (U)

På disse rutene ble alle arter registrert. I hver av hjørnene på hovedrutene ble det lagt ut 4 småruter med størrelse 0,5 x 0,5 meter hvor frekvensfordelingen av artene ble registrert.

Hver planteart er klassifisert etter Ellenbergs indikatorverdier (Ellenberg 1974) for krav til jordreaksjon (pH), næringsinnhold og fuktighet. For hver rute ble det beregnet en gjennomsnittlig indikatorverdi for surhet, næringsinnhold og fuktighet, samt indeks for karplanter/ikke-karplanter og svampvevede arter.

2.4.2 Grunnvannstand

På samtlige prøvepunkt var det satt ned grunnvannsbrønner som besto av perforerte plastrør. Avstanden til grunnvann ble gjort ved hvert uttak av gassprøver.

2.4.3 Måling av gassflukser

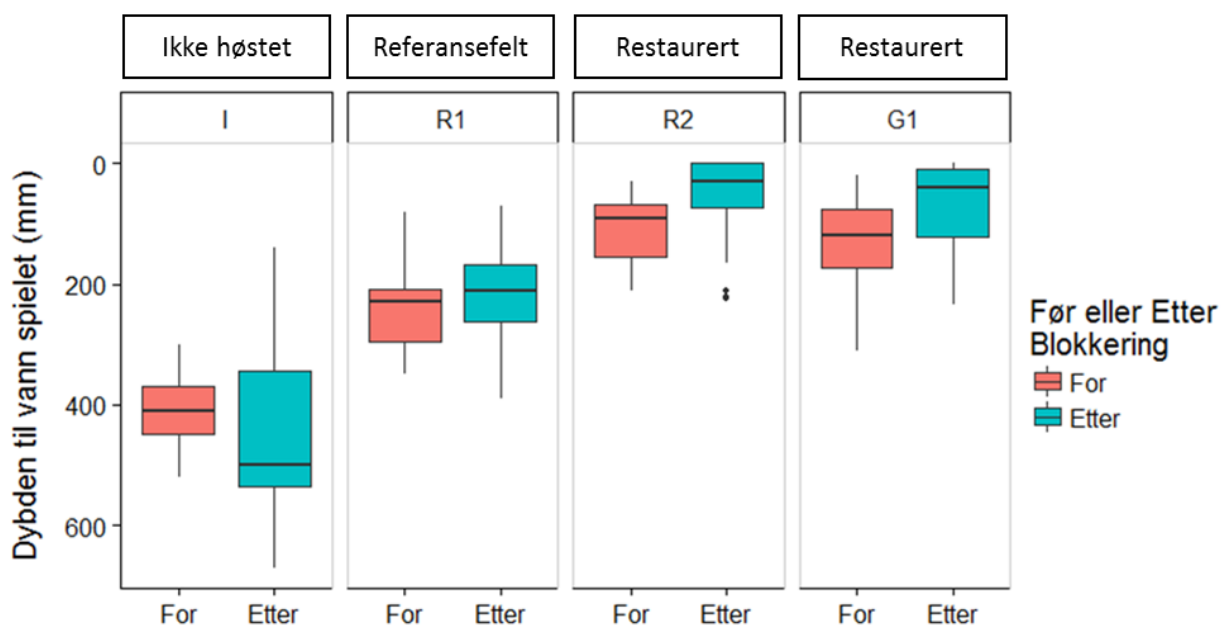
Gassprøvene ble tatt ut ved bruk av lukkede statiske kammerer, beskrevet av Davidson et al. (2002). Det ble lagt ut 3 kammerer på felt I og 4 kammerer og på de øvrige delfeltene (R1, R2 og G1). Kammerne var laget av aluminium og besto av en rektangulær ramme som var plassert permanent i jorda, og en ugjennomsiktig boks som var plassert i et spor på toppen av rammen med bunnen opp mens gassmålingene ble foretatt.

Sporet i rammene var fylt med vann for å hindre gasslekkasje under prøvetakingen. Prøvene ble tatt ved bruk av en kanyle som ble koblet til små vakuumflasker (vacutainere) hvor gassprøven ble samlet. Det ble tatt ut prøver etter 0, 10 og 30 minutter etter at kammeret var plassert i rammen. I 2013 ble prøveseriene utvidet til 1, 15, 30 og 45 minutter for å øke sikkerheten i målingene.

Gasskonsentrasjonen ble målt på en gasskromatograf av typen Agilent 7890A GC med autosampler. Kromatografen består av tre forskjellige detektorer: Thermal Conductivity Detector (TCD) for måling av CO₂, Flame Ionising Detector (FID) for måling av metan og Electron Capture Device (ECD) for måling av lystgass. Utslipp av klimagasser ble beregnet på grunnlag av den lineære økningen av gasskonsentrasjonen over tid. Målingene ble kontrollert for å identifisere avvikende observasjoner (outliers) på grunn av feil med prøvetaking eller måling. I tillegg var det nødvendig å se om den lineære modellen var riktigst eller om gassmetning i kammeret kunne ført til redusert utslipp over tid (Davidson et al 2002; Kutzbach et al. 2007). For å redusere effekten av gassmetning var det noen ganger nødvendig å bruke en polynom modell for den ikke lineære sammenhengen mellom gasskonsentrasjonene som beskrevet av Kutzbach et al. (2007).

3 RESULTATER

3.1 Grunnvannstand



Figur 5. Box-plot med avstand til grunnvannsspeilet før (2011 og 2012) og etter (2013 og 2015) blokkering av kanaler. Vannrett strek inne i boks er median, topp og bunnen er 75% og 25% kvartiler (henholdsvis) og de lodrette linjene representere spredning av data.

De røde boksene i figur 5 viser at det var betydelige forskjeller i avstand til grunnvannsspeilet på feltene før kanalene ble blokkert. Disse forskjellene må antas å være et resultat av grøftetilstanden. Rekkefølgen var $I < R1 < R2 \approx G$. De turkise boksene viser at det også var forskjeller etter blokkeringen og i den samme rekkefølgen. For å teste forskjellene mellom felt og år har vi brukt en lineær modell. Modellen viser at det var signifikante forskjeller i vannspeilet mellom feltene i gjennomsnitt for hele måleperioden (P-verdi $< 0,01$).

Gjennomsnittsnedbøren i feltsesongen 2013 var 656 mm som over gjennomsnittet for perioden (513 mm). Både i 2011, 2012 og 2015 var nedbøren nærmere gjennomsnittet. Resultatene fra modellen viste at grunnvannet sto lavere i 2012 enn i de andre årene (P-verdi $< 0,05$). Det var ingen signifikant forskjell i gjennomsnittlig grunnvannsnivå i de andre årene. Dette betyr at den høye nedbøren i 2013 ikke bidro til signifikant høyere grunnvannstand.

Modellen viser en effekt av blokkering av kanalene i 2015. I forhold til de andre feltene hadde restaureringsfeltene (R2 og G1) signifikant høyere vannstand (P-verdier: $< 0,05$) som kunne forklares av blokkeringen.

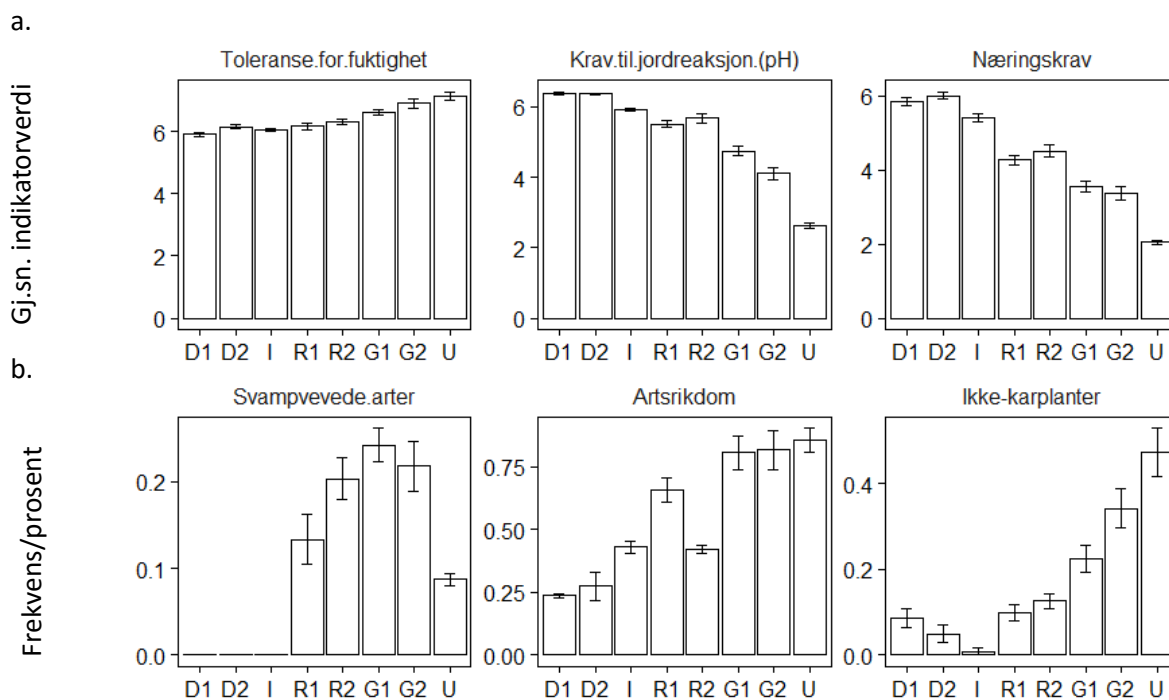
3.2 Vegetasjon

På grunnlag av vegetasjonsanalysene er det beregnet krav til jordreaksjon (pH), næringskrav, toleranse for fuktighet, artsrikdom samt frekvensen av ikke-karplanter og svampvevede arter etter Ellenbergs indikatorverdier. Toleranse for fuktighet er vist i en skala fra 5 til 7, hvor 5 indikerer fuktig jord og 7 indikerer konstant fuktig, men ikke vannmettet jord. Krav til jordreaksjon og næringsinnhold er vist i en skala fra 1 til 7, hvor 1 indikerer ekstremt næringsfattig jord og 7 indikerer næringsrik jord.

Resultatene av vegetasjonsanalysene er vist i figur 6. Det er en tydelig gradient i artssammensetning fra areal i drift til udyrket myr. Areal ute av drift har en artssammensetning som ligger mellom udyrket og dyrket myr i drift. Randsonen som ikke er høstet (I) er påvirket av jordbruksdriften og er derfor mer lik det arealet som er i drift enn det som er tatt ut av drift. Arealet i drift (både D1, D2 og I) består av arter som indikerer høyt næringsinnhold og høy pH. Vegetasjonen er også mindre fuktighetstolerant og inneholder ingen svampvevede arter eller ikke-karplanter. Arealet som er i drift og høstet (D1 og D2) er dominert av kulturplanter og har derfor lavere artsrikdom enn de øvrige arealtypene.

Udyrket myr har den mest artsrike vegetasjonen. Den er også mest fuktighetstolerant og består av arter som indikerer lavt næringsinnhold og lav pH. Den har høyest innhold av ikke-karplanter og relativt lavt innhold av svampvevede arter.

Området som senest er tatt ut av drift (R1 og R2) har lavere artsrikdom enn det området som har vært lengst ute av drift (G1 og G2). For de øvrige indikatorene er det små forskjeller mellom områdene som har vært ute av drift (R1, R2, G1 og G2). Indikatorverdiene for både fuktighetstoleranse og svampvevede arter er høyere på restaureringsfeltet (R2 og G1) enn på referansefeltet (R1). Svampvevede arter er mer vanlig på de våteste områdene som er ute av drift, men har lavere forekomst på udyrket myr. Dette skyldes trolig lavere innhold av karplanter på udyrket myr.



Figur 6. Indikatorverdier for vegetasjon basert på Ellenbergs system. 6 a. viser gjennomsnitt av arter og 6 b. viser frekvens baserte antall arter per felt.

3.3 Gassflukser

Medianverdiene for CO₂, metan og lystgass for årene 2011, 2013, 2015 for hvert av feltene er vist i tabell 3. For metan varierer verdiene fra -0,003 til 5,3 mg CH₄ m⁻² h⁻¹, med lavest utslipp på felt I og høyest på felt R2. Tilsvarende verdier for CO₂ viser størst fluks fra felt I og minst fra felt G1. Lystgassutslippene var svært lave, men viste en gradient fra lavest på felt G1 og høyest på felt I.

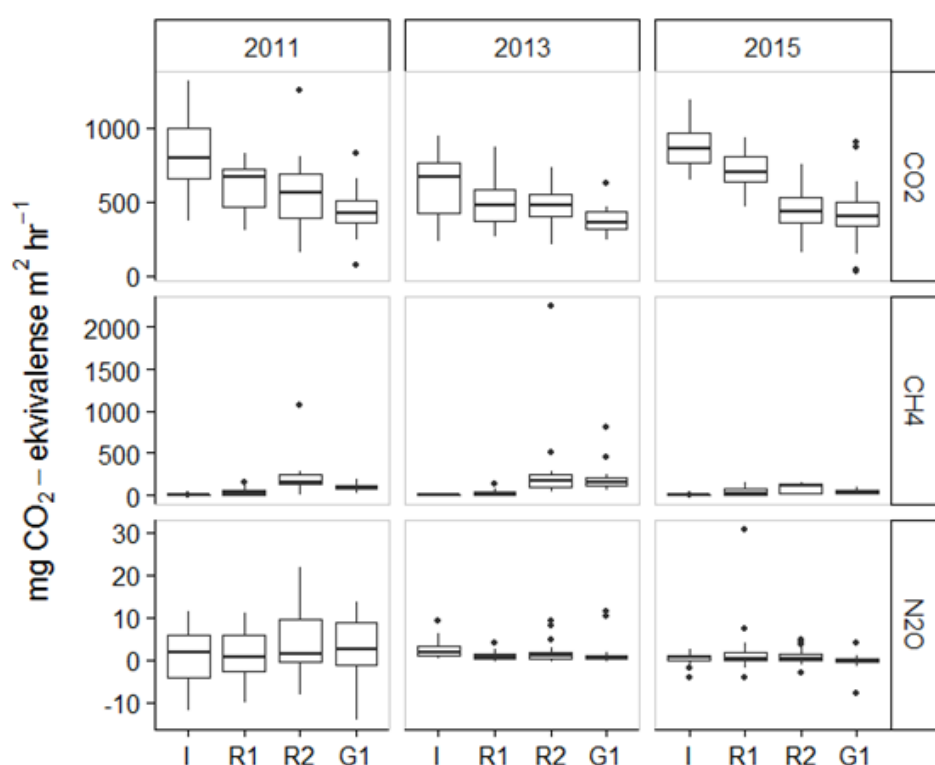
Tabell 3. Medianverdier av flukser av de 3 klimagassene for hvert felt for årene 2011, 2013 og 2015.

| Felt | mg CH ₄ m ² hr ⁻¹ | mg CO ₂ m ² hr ⁻¹ | mg N ₂ O m ² hr ⁻¹ |
|-----------|--|--|---|
| I | -0,003 (±0,007) | 762,67 (±68,39) | 0,0033 (±0,003) |
| R1 | 1,08 (±0,44) | 645,33 (±42,88) | 0,0020 (±0,004) |
| R2 | 5,33 (±3,56) | 447,33 (±46,82) | 0,0018 (±0,004) |
| G1 | 3,2 (±1,09) | 385 (±39,24) | 0,0013 (±0,003) |

95% konfidensintervall (n=4)

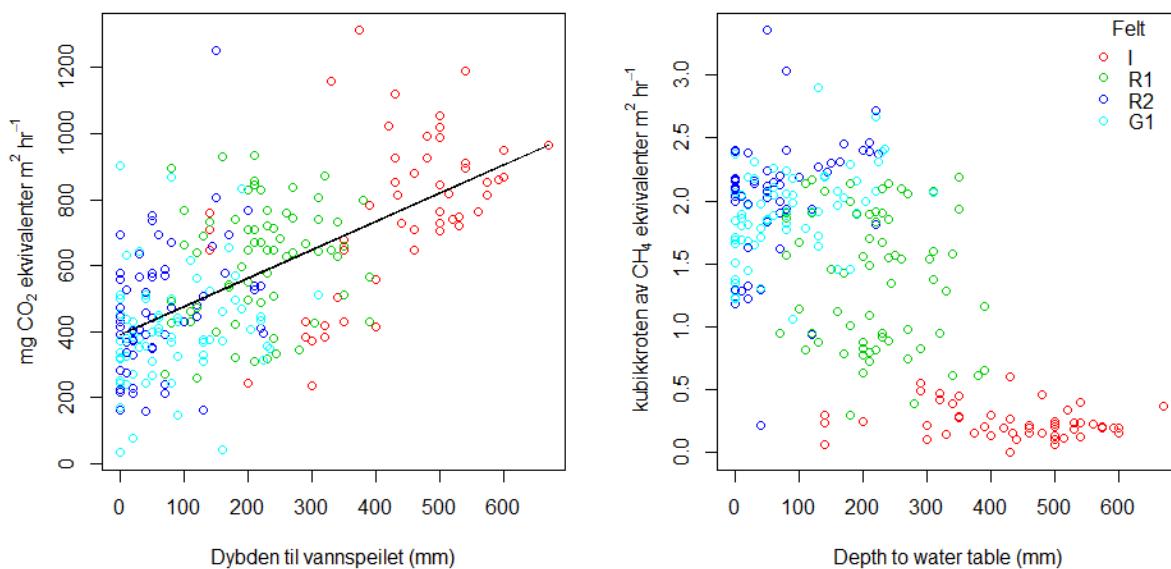
For å sammenligne effekten og betydningen av klimagassene på global oppvarming er de er angitt i samme skala, som CO₂-ekvivalenter, hvor metan og lystgass har henholdsvis 25 og 298 ganger så stort oppvarmingspotensial (GWP) som CO₂.

Resultatene av gassmålingen er vist i figur 7. Fluksene er vist som CO₂-ekvivalenter med ulik skala for de tre gassene. Figuren viser at fluksene av CO₂ er vesentlig større enn av de andre gassene målt i CO₂-ekvivalenter, med unntak av noen ekstreme verdier av metan i 2013. N₂O-utslippene er svært lave og variere rundt null. Dataene for CO₂ fra 2012 viste seg å være av variabel kvalitet og ble derfor ikke brukte i videre analysene. CO₂ viser et nokså regelmessig mønster fra år til år, med bare små forskjeller mellom årene. Utslippene av metan viser stor variasjon og er størst på felt R2 i alle årene.



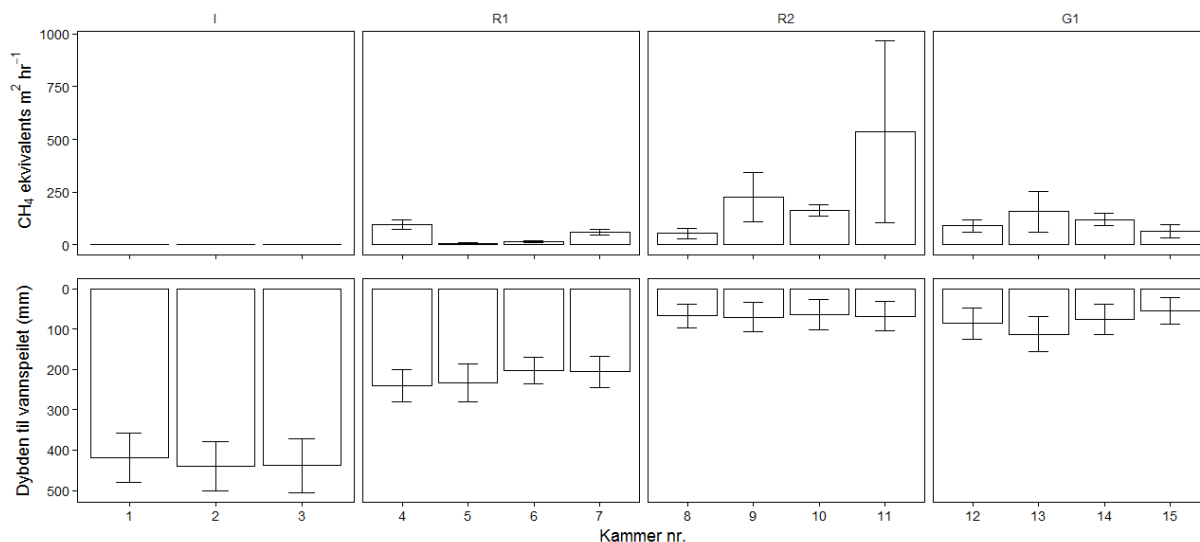
Figur 7. Boks-plot som viser målte gassflukser på Smøla. «Outliers» er vist som punkter.

Sammenhengen mellom dybde til grunnvannsspeil og fluks av CO₂ og metan er vist i figur 8. Fluksene av både CO₂ og metan viser korrelasjon med avstanden til grunnvann. CO₂-fluksene viser en signifikant positiv korrelasjon (p-verdi < 0,001). Dette indikerer at høyt vanninnhold hindrer nedbrytingen av torv til CO₂. Metanfluksene viser derimot en negativ korrelasjon med grunnvannsavstanden når man ser feltene under ett.



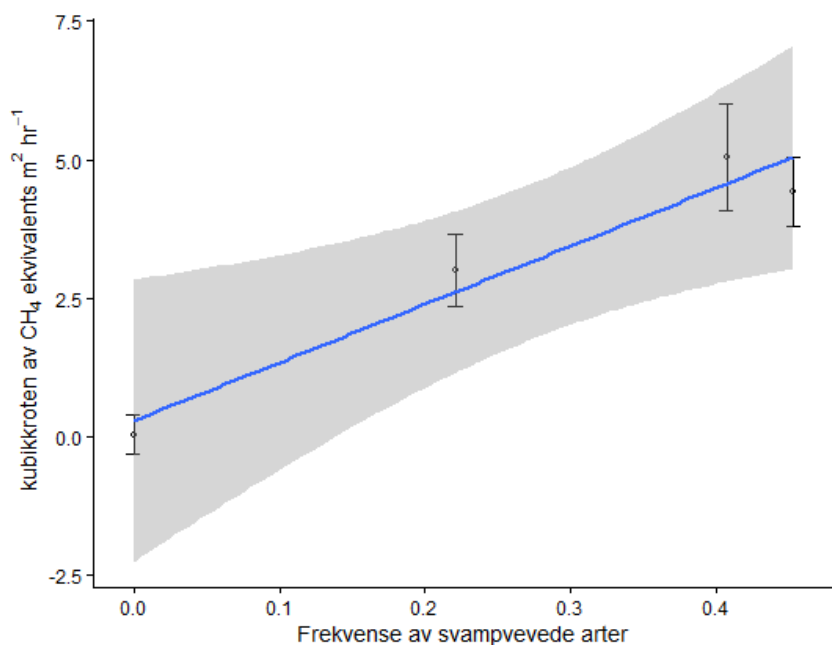
Figur 8. Sammenhengen mellom grunnvannsavstand og flukser av CO₂ (til venstre) og metan (til høyre) angitt som CO₂-ekvivalenter.

Figur 9 viser sammenhengen mellom grunnvannsavstand og metan fluks for hvert enkelt felt. Selv om det er signifikant sammenheng mellom grunnvannstanden og gassflukser for alle målingene under ett, er den ikke signifikant innen hvert felt. Det er ingen signifikant sammenheng mellom grunnvannstand og metanfluks på feltene I og R1. På feltene R2 og G1 er det en tendens til at metan fluksene øker med lavere vannstand.



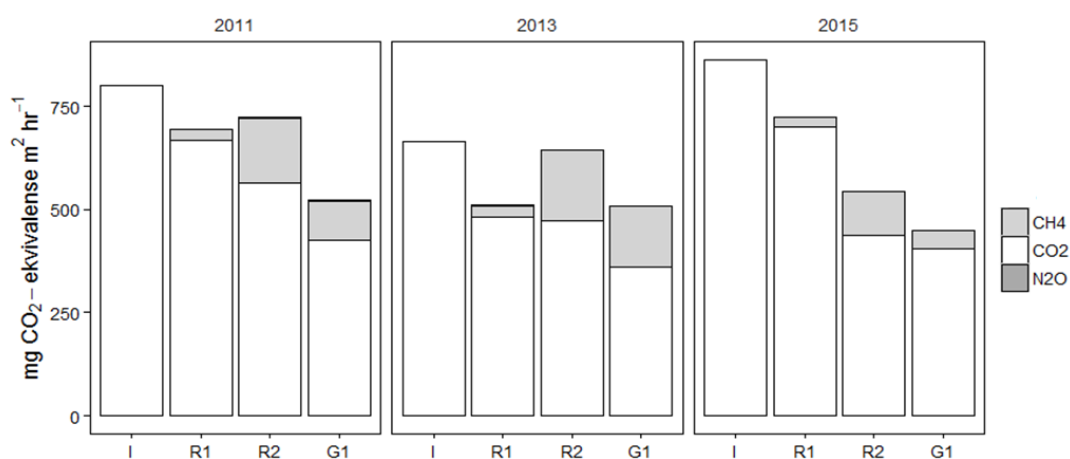
Figur 9. Metanfluks og dybde til grunnvann innen hvert felt og målekammer for årene 2011, 2013 og 2015. Høyden på boksene i figurene viser gjennomsnittsverdier og de vertikale linjene viser standardfeil.

Når vi sammenligner utslipp mellom feltene, finner vi en signifikant korrelasjon (p-verdi < 0,001***) mellom frekvensen av svampvevede arter per felt og metanutslipp (figur 10). En slik sammenheng er som forventet og er godt dokumentert i andre undersøkelser (Dias et al. 2010).



Figur 10. Sammenheng mellom metanfluks, angitt som kubikkroten av beregnet verdi i CO₂-ekvivalenter, og frekvens svampvevede arter.

De totale klimagassutslippene hvor hvert felt og år er vist i figur 11. Når en sammenligner de ulike gassene, ser en at CO₂ gir størst utslipp målt i CO₂-ekvivalenter. På felt R2 og G1 er det også et betydelig utslipp av metan.



Figur 11 Medianverdier av gassflukser per felt år.

4 DISKUSJON

4.1 Grunnvannstand

Målingene har vist at blokkering av kanalene har gitt en betydelig effekt på grunnvannsstanden i 2015. Den samme effekten ble ikke vist i 2013 umiddelbart etter blokkeringen.

Før restaurering var det en betydelig gradient i grunnvannsavstand på feltet. Det området som hadde vært ute av drift i lengst tid (G1,) hadde bare vært grøftet en gang. Grøftene på dette feltet kan derfor ha vært i dårlig stand før prosjektet startet. Dette kan ha påvirket dreneringen på det tilgrensende restaureringsfeltet (R2).

4.2 Vegetasjon

Feltet på Moldstad representerer en variasjon i både fuktighet og tid etter at jordbruksdriften var opphørt. Det var derfor velegnet som forsøksfelt for restaurering. Dette gir muligheter til å undersøke effekten av stans i jordbruksdriften og heving av vannstand på vegetasjonen over lengre sikt. Endringer i vegetasjon er en konsekvens av både tiden siden dyrkingen opphørte og endringer i vannstand. Men en kan ikke forvente synlig effekt av restaurering og hevet grunnvannstand på vegetasjonen allerede 2 år etter blokkering av kanalene.

Dyrking har en sterk effekt på sammensetning av plantesamfunnet både på grunn av introduksjon av nye plantearter, regelmessig fornying av enga, og tilføring av kalk og næringsstoffer. Disse faktorene synes å ha hatt effekt på sammensetning av plantesamfunnet i lang tid etter at jordbruksdriften opphørte.

De viktigste årsakene til at dyrket myr på Smøla blir tatt ut av drift er at grøftesystemet ikke fungerer på grunn av sammensynkingen av torva, og at dybden til fjell er så liten at ny grøfting ikke er lønnsomt. Tidspunktet for at jorda blir tatt ut av drift antas derfor å være sammenfallende med behovet for ny grøfting. Dette innebærer at feltet representerer en gradient i både tid etter dyrking og dreningstilstand og fuktighet. Begge disse faktorene har derfor hatt betydning for endringene i vegetasjonen i tiden etter at driften opphørte.

Ellenberg's indikatorverdier kan brukes til å karakterisere jordtilstanden på feltene. Ved tolking av indikatorverdier må en ta hensyn til innbyrdes sammenheng mellom enkelte indikatorer. Dette er tilfelle for pH- og næringskrav som ofte henger sammen på grunn av forholdet mellom pH og tilgjengelighet av næringsstoffer i jord.

Resultatene vises at gradienten for næringsstoffer og pH følger det samme mønsteret. Det er også tydelig at feltene som er blitt delt opp som følge av blokkering av kanaler fortsatt viser større likhet med hverandre enn andre felt. Parene som representeres samme felt er D1 og D2 (kultivert), R1 og R2 (nylig tatt ut av drift) og G1 og G2 (lang tid ute av drift). Felt I, som ikke er høstet, men er påvirket av jordbruksdrift, ligger mellom D1/D2 og R1/R2. Felt U, som er uberørt myr, viser størst forskjell fra de andre feltene og har forekomst av planter som har lavest næringskrav, størst toleranse for lav pH (langt lavere enn felt G1 og G2) og høyeste toleranse for fuktighet.

For nesten alle indikatorene er uberørte myr signifikant forskjellige fra alle feltene som tidligere har vært i drift. Av spesiell interesse er felt G1 og G2 som har vært ute av drift i omtrent 35 år og fortsatt er mer lik de nyere nedlagt feltene enn urørt myr. Den kanskje viktigste forskjellen er at felt G1 og G2 har høyere forekomst av karplanter. Ikke-karplanter slik som sphagnum-moser er typisk for myrplanter og har også større evne til karbonlagring enn karplanter. Lav pH og mangel på oksygen er de viktigste årsakene til at nedbrytning av organiske karbon er begrenset på myr. Ikke-karplanter har evne til å utnytte lav pH og dårlig næringstilstand, men er også i noen grad årsaken til at forholdene er blitt dårlige for karplanter (Clymo & Hayward, 1982). De skaper forhold som fører til lav pH og mangel på næringsstoffer, og kan utnytte den lave tilførselen av næringsstoffer som kommer med nedbøren. Dette betyr at forekomst av ikke-karplanter er en viktig faktor for å skape et økosystem på myr med potensial for karbonlagring. Men våre resultater viser at selv om det er lenge siden felt G1 og G2 ble tatt ut av drift, er forekomsten av ikke-karplanter vesentlig lavere enn på uberørt myr.

Det er en tydelig forskjell mellom feltene som har vært dyrket og uberørt myr. Tilførsel av kalk og plantenæringsstoffer ser ut til å ha hatt effekter på plantesamfunnet i lang tid. I tillegg viser flere andre undersøkelser at vannstanden har sterk påvirkning på utvikling av karplanter og ikke-karplanter (Weltzin et al. 2000; Bubier et al. 2007). Torvmose er avhengig av relativt høy og stabilt vannstand for å kunne konkurrere mot karplanter (Strack et al. 2006). I tillegg kan karplanter stimulere jordprosesser med roteksudater som bidrar til økt mikrobiologisk aktivitet, sterkere mineralisering av organisk materiale i jord og økt frigjøring av nitrogen (Dijkstra et al. 2007, Fontaine et al 2007). Selv om dreneringen på felt G1 og G2 er dårligere enn andre deler av felten, har kanalene likevel hatt en viss funksjon, og kan forklare noe av forskjellene mellom tidligere dyrket myr og urørt myr etter så lang tid etter jordbruksdriften opphørte.

4.3 Klimagassbalanse

Flere undersøkelser har påviste sterkt sammenheng mellom temperatur og flukser av klimagasser (Berglund et al 2010). Smøla har et typisk kystklima hvor temperaturen er sterkt påvirket av havtemperaturen. Temperaturforskjellene er relativt små, både mellom årstider og dag og natt. I vårt prosjekt har vi benyttet temperaturdata fra Veiholmen på nordspissen av Smøla, ca 12 km fra Moldstad. Gassmålingene er gjennomført innenfor en relativt kort periode i vekstsesongen, hvor det var liten variasjonen i temperatur. Det er derfor vanskelig å påvise effekter av daglig temperatur på gassfluksene. Vi har heller ikke kunne påvise noen sterk sammenheng mellom gjennomsnittlig lufttemperatur for periodene og CO₂-fluks. Dette skyldes at mineraliseringen av organisk materiale er avhengig av flere andre faktorer og ikke minst jordtemperaturen, som kan vise et annet variasjonsmønster enn lufttemperaturen. Jordtemperaturen på 5-10 cm er antatt å være den viktigste påvirkningsfaktoren for produksjon av drivhusgasser (Elsgaard et al. 2012). Jordtemperaturen kan også være påvirket av vannivå som kan være en buffer mot raske temperaturendringer (Oechel et al. 1998). Generelt varierer jordtemperaturen saktere enn lufttemperaturen. Variasjoner i jordtemperaturen er derfor ofte bare mulig å påvise over lengre tid med større temperaturforskjeller enn det vi har registrert. Temperaturen er likevel viktig, fordi regional endring i gjennomsnittlig lufttemperatur kan føre til endringer i gjennomsnittlig jordtemperatur som kan føre til økning i mineraliseringspotensial og -hastighet (Oechel et al. 1998, Weltzin et al 2000, Chow et al. 2006). I tillegg kan økt temperatur føre til klimagassutslipp

som følge av økt evapotranspirasjon og lavere fuktighet i jorda (Oechel et al. 1998). Å holdet et stabilt høyt grunnvannsnivå kan derfor være en utfordring i fremtiden.

Resultatene fra Moldstad viser at vannivået var den viktigste påvirkningsfaktoren for CO₂-fluks. Mineralisering av organisk materiale er en prosess som er sterkt påvirket av tilgang til oksygen. Høyt vanninnhold i jord fører til anaerobt miljø som virker hemmende på nedbrytningsprosessene. CO₂-fluksene var signifikant høyere enn metanfluksene, både målt i oppvarmingseffekt og som karbontap. En høy grunnvannstand over tid er en viktig forutsetning for å begrense klimagassutslippene fra dyrket myr (Schrier-Uijl et al. 2013). Men som vi også har påvist i våre målinger på Moldstad, er det ikke alltid lett å kontrollere grunnvannsnivå med et så enkelt tiltak som blokkering av kanalene. Dette er en utfordring som også har vært påpekt av (Kechavarzi et al. 2007). Andre undersøkelser har vist at en kortsiktig heving av grunnvannstanden og et varierende vannivå også kan øke CO₂-utslippene (Miller et al. 2005). Regelmessig tørking og fukting kan føre til økt tilgang til både oksygen og lett nedbrytbart karbon som er viktig for mikroorganismer. For å få maksimal effekt av restaurering på CO₂-utslipp, må man sørge for permanent høy grunnvannstand og anaerobe forhold. I nedbørfattige perioder, hvor hele området er uttørket, kan dette være vanskelig å oppnå i praksis.

Produksjon av metan i myr skjer under vannmettet og anaerobe forhold. Metan kan også forbrukes i myr av såkalte metanotrofe bakterier nær jordoverflata. Netto utslipp av metan er differansen mellom produksjon og forbruk. Dyrket myr kan være et netto sluk for metan når aktiviteten av metanotrofe bakterier er så stor at det også forbrukes bakkenært metan fra luften (Flessa et al. 1998). På Moldstad ser vi en stor variasjon i metanfluks mellom feltene. Dette fenomenet har vi sett på felt I i form av negative flukser. De største fluksene av metan ble målt på felt R2 som også viste størst variasjon i fluks mellom målekammerne.

Effekten av vannstand på metanutslipp har vært vanskeligere å påvise i dette prosjektet. Vi vet at produksjon av metan er avhengig av mangel på oksygen som følge av høyt grunnvannstand. Andre undersøkelser har vist at opp til 78 prosent av netto metanflukser kan skyldes endringer i vannstand. Men vi også vet at utslipp av metan er påvirket av flere faktorer enn tilfellet er for CO₂. På Moldstad var det bare mulig å påvise en negativ sammenheng mellom metanutslipp og avstand til grunnvann på felt R1, men korrelasjonen var ikke signifikant. Paradoksalt ser vi i stedet en økning i metanfluks med lavere vannstand på feltene R2 og G2. En mulig forklaring på dette er at stor grunnvannsavstand i noen tilfeller kan føre til redusert forbruk av metan i det øverste jordlaget. Moore & Davla (1993) viste at høy metanfluks kan komme rett etter at grunnvann er senket på grunn av utslipp av metan fra dypere jordlag. Bellisario et al. (1999) observerte en økning i metanfluks med lavere vannivå, og konkluderte med at dette skyldtes at vannstanden ofte var høy (150 mm), noe som ligner situasjonen på felt R2 og G1 på Moldstad. Det er derfor grunn til å anta at metanproduksjonen er høyere på de områdene som er oftest fuktig og med størst potensial for metanproduksjon, men at lavere vannstand i noen tilfeller kan føre til åpnere transportkanaler og dermed raskere utslipp og redusert oksidasjon av metan i øverste jordlag (Bellisario et al. 1999).

Avstanden til grunnvann har stor betydning for sammensetning av plantesamfunnet (Bubier et al. 2007). Et samfunn mer dominerte av karplanter utgjør et større potensial for utslipp både gjennom direkte transport av metan (Whalen 2005) og tilførsel av lett nedbrytbart organisk materiale fra planterester og

roteksudater (Komulainen og Nykanen 1998, Komulainen et al. 1999). Metanflukser kan bli forsterket som følge av plantearter som inneholder rørsystemer som kan virke som kanaler for metan (Dias et al 2010). Dette gjelder særlig planter med svampaktig og porøst vev som er nødvendig for transport av oksygen til røttene. Gjennom de samme kanalene kan metan transporteres til overflata og dermed unngå å bli forbrukt av metanotrofe bakterier. I andre undersøkelser er det ikke funnet direkte sammenheng mellom svampvevede arter og årlig gjennomsnittlig metanfluks (Treat et al. 2007). Det er likevel enighet om at svampvevede arter er en viktig faktor for metanfluks og at de kan bli brukt som en indikator for potensialet for metanfluks fra myr (Whalen 2005, Joosten & Couwenberg 2009).

Forekomst av svampvevede arter kan forklare variasjoner i metanfluks på Moldstad. En må imidlertid ta hensyn til at frekvensen av arter ikke var målt direkte i rammene og derfor gir grunn til en viss usikkerhet. Den største metanfluksen ble målt ved høy grunnvannstand på det feltet som var senest nedlagt (R2). Det er mulig at metanfluksen kan skyldes at vegetasjonen ikke har tilpasset til de nye forholdene etter at dyrkingen er opphold og grunnvannsstanden er hevet. En kan derfor anta at det kan forvente en kortsiktig økning i metanutslipp etter en blokkering av kanaler på dyrket myr (Augustin & Chojnicki 2008).

Det er en signifikant sammenheng med metanflukser og plantesamfunnet. Ved restaurering av myr er det viktig å etablere et plantesamfunn som ligner på urørt myr. Det vi ser på Moldstad er at selv om det eldste området har vært nedlagt i mer enn 30 år, har det fortsatt et plantesamfunn dominert av karplanter og næringskrevende arter.

Flere tidligere undersøkelser har vist stor produksjon av lystgass etter restaurering (Maljanen et al. 2001; Maljanen et al 2003). Denitrifikasjon er den største kilde til lystgassutslipp. På grunn av høyt karboninnhold, lav pH og høyt vanninnhold, er dyrket myr en stor potensiell kilde til lystgassutslipp. Men denitrifikasjon er avhengig av nitrat og er derfor oftest målt i dyrket jord i drift etter tilførsel av mineralgjødning. Ved lav pH og anaerobe jord er det også mindre nitrifikasjon og større produksjon av NH_4^+ . Overskudd av organisk karbon betyr at det kan være sterk konkurranse om mineralsk nitrogen og derfor lite denitrifikasjon.

I vårt prosjekt har lystgassutslippene vært svært lave gjennom hele prosjektperioden. Det må skyldes at feltene ikke har fått tilførsel av nitrogen siden driften opphørt. Andre undersøkelser vi har utført på Smøla viser at tilførsel av mineralgjødning kan føre til periodevis store utslipp av lystgass (Weldon et al. upublisert). Når man vurderer effekten av restaurering i forhold til dyrket myr, må man også ta hensyn til lystgassutslipp fra dyrket myr som følge av gjødsling.

Selv om prosjektet ikke varte lenge nok til å kunne dokumentere noen effekt på vegetasjonen av blokkering av kanalene, kan dyrkingshistorikken gi oss et visst innblikk i effekten av høyere vannstand. For de årene vi har fått resultater med tilfredsstillende kvalitet kan vi se at vannstanden er viktig for å redusere de totale klimagassutslippene.

5 KONKLUSJONER

Prosjektet på Smøla har gitt oss viktig kunnskap om utfordringene med restaurering av myr og effekten av blokkering av kanaler på grunnvannstanden og klimagassbalansen. Prosjektet har vist at restaurering kan gi god effekt av på klimagassbalansen. Selv om økt metanutslipp kan redusere effekten, var det i de fleste tilfelle en signifikant reduksjon i utslippene målt i CO₂-ekvivalenter. Dersom man også beregner effekten av redusert lystgassutslipp som følge av stans i tilførsel av N-gjødsel, er opphør av jordbruksdrift og restaurering til sammen enda mer effektivt. Siden metan-utslipp innebærer mindre tap av organisk karbon enn med CO₂, er restaurering et godt tiltak for bevaring av organiske karbon i myr.

Det er flere faktorer som bør tas hensyn til dersom restaurering av nedlagt myr skal bli vellykket. Den største forventede effekten er økt karbonlagring og redusert klimagassutslipp. Men på lengre sikt bør man også forvente bedre økosystemtjenester i form av økt biologisk mangfold.

Ved valg av metode for restaurering må en vurdere effekter og kostnader. Mange av de områdene som egner seg til restaurering har liten bruksverdi i dagens tilstand. Men selv etter blokkering av kanaler er det utfordrende å holde et høyt stabilt vannstand over hele feltet, spesielt i nedbørfattige perioder.

Selv om man lykkes med å holde grunnvannstand høyt, må økosystemet få tid til å tilpasse seg. På kort sikt kan økte metanutslipp redusere effekten på klimagassbalansen. Som vi har sett på vegetasjonen på Moldstad, har tidligere jordbruksdrift hatt effekt over lang tid og kan påvirke muligheten til å reetablere et naturlig økosystem som både reduserer klimagassutslippene og begynner å lagre karbon igjen. I noen tilfeller kan det være nødvendig å gjennomføre mer direkte tiltak for å reetablere en vegetasjon mer lik den opprinnelige for å få i gang restaureringsprosessen (Robroek et al. 2009). Ett alternativ er å reetablere myrvegetasjon gjennom aktiv tilførsel av sphagnum-moser. Dette antas å være mest effektivt, men også mest kostbart. Et annet alternativ er å bevare det eksisterende karbonlageret og samtidig maksimere lagring av karbon med det plantesamfunnet som er mulig å etablere (Kareksela et al. 2015).

Restaurering av myr er et relativt nytt konsept og det foreligger begrensede resultater fra lang tids forskning. Det finnes flere suksesshistorier som viser at dette er et godt tiltak, både for å redusere tap av organisk karbon (Hutchinson, 1980), og for å re-etablere økosystemfunksjoner som lagring av karbon (Schrier-Uijl et al. 2013, Kareksela et al. 2015). Dette betyr at tidsserien som er påbegynt på Moldstad er svært viktig å videreføre. Betydningen av organisk karbon både som et klimatiltak og som en ressurs tilsier at myr bør bevares for fremtiden.

6 LITTERATURREFERANSER

- Best, E. P. H., & Jacobs, F. H. H. (1997). The influence of raised water table levels on carbon dioxide and methane production in ditch-dissected peat grasslands in the Netherlands. *Ecological Engineering*, 8 (2), 129–144.
- Bellisario, L. M., Bubier, J. L., Moore, T. R. and Chanton, J. P. (1999). Controls on CH₄ emissions from a northern peatland. *Global Biogeochemical Cycles* 13 (1): 81–91.
- Berglund, Ö., Berglund, K., & Klemetsson, L. (2010). A lysimeter study on the effect of temperature on CO₂ emission from cultivated peat soils. *Geoderma*, 154 (3-4), 211–218.
- Berglund, Ö., & Berglund, K. (2011). Influence of water table level and soil properties on emissions of greenhouse gases from cultivated peat soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 43 (5), 923–931.
- Bubier, J. J., Moore, T. R., & Bledzki, L. A. (2007). Effect of nutrient addition on vegetation and carbon cycling in an ombrotrophic bog. *Global Change Biology*, 13 (6), 1168–1186
- Chow, A.T., Tanji, K.K., Gao, S., Dahlgren, R.A., (2006). Temperature, water content and wet–dry cycle effects on DOC production and carbon mineralisation in agricultural peat soils. *Soil Biology and Biochemistry*. 38 (3), 477–488.
- Clymo, R.S., & Hayward, P.M. (1982) in *Bryophyte Ecology* (Smith, A.J.E., ed.), pp. 229-289, Chapman & Hall
- Davidson, E. A., Savage, K., Verchot, L. V, & Navarro, R. (2002). Minimizing artifacts and biases in chamber-based measurements of soil respiration. *Agricultural and Forest Meteorology*, 113 (1-4), 21–37.
- Dias, A. T. C., Hoorens, B., Logtestijn, R. S. P., Vermaat, J. E., & Aerts, R. (2010). Plant Species Composition Can Be Used as a Proxy to Predict Methane Emissions in Peatland Ecosystems After Land-Use Changes. *Ecosystems*, 13 (4), 526–538.
- Dijkstra, F.A., Cheng, W. (2007). Interactions between soil and tree roots accelerate long-term soil carbon decomposition. *Ecology Letters*, 10, 1046–1053.
- Ellenberg, H. (1974) *Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas* / H. Ellenberg // *Scripta geobotanica*. Göttingen, 1974. – Vol. 9. – 197 p.
- Elsgaard, L., Görres, C.-M., Hoffmann, C. C., Blicher-Mathiesen, G., Schelde, K., & Petersen, S. O. (2012). Net ecosystem exchange of CO₂ and carbon balance for eight temperate organic soils under agricultural management. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 162, 52–67.
- Flessa H., Wild U., Klemisch M. & Pfadenhauer J. (1998). Nitrous oxide and methane fluxes from organic soils under agriculture. *European journal of Soil Science*, 49 (2), 327–335.
- Fontaine, S., Barot, S., Barré, P., Bdioui, N., Mary, B. & Rumpel, C. (2007) Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. *Nature*. 450, 277–280
- Grønlund, A., Knoth de Zarruk, K. & Rasse, D. (2010). Klimatiltak i jordbruket – binding av karbon i jordbruksjord. *Bioforsk rapport* 5 (5).

- Grønlund, A., & Weldon, S. (2013) Restaurering av myr på Smøla: Klimagassutslipp fra myr ute av drift. Bioforsk Rapport. Vol. 8 Nr. 185 2013
- Herps, M., Friberg, T., Schelde, K., Jensen, R., Ringgard, R., Vasques, V., Thomsen, A-G. & Sjøgaard, H. (2013). Climate and site management driving factors for the atmospheric greenhouse gas exchange of a restored wetland. *Biogeosciences*, 10, 39-52.
- Hovde, O. (1987). Resultater av kontroll gjennom 32 år på Moldstad, Smøla. *Jord og Myr*, 2, 29-43.
- Hutchinson, J. N. (1980). The record of peat wastage in the East Anglian fenlands at Holme post. *Journal of Ecology*, 68 (1), 229–249.
- Joosten, H., & Couwenberg, J. (2009). Are Emission Reductions from Peatlands MRV-Able? *Wetlands International*, Ede.
- Kareksela, S., Haapalehto, T., Juutinen, R., Matilainen, R., Tahvanainen, T., & Kotiaho, J. S. (2015). Fighting carbon loss of degraded peatlands by jump-starting ecosystem functioning with ecological restoration. *Science of the Total Environment*, 537, 268–276.
- Kechavarzi, C., Dawson, Q., Szaty, J. Ł., & Gnatowski, T. (2007). Water-table management in lowland UK peat soils and its potential impact on CO₂ emission. *Soil Use and Management*, 23 (4) 359–367.
- Komulainen, V., Nykänen, H., Martikainen, P. J., & Laine, J. (1998). Short-term effect of restoration on vegetation change and methane emissions from peatlands drained for forestry in southern Finland. *Canadian Journal of Forest Research*, 1998, 28 (3): 402-411.
- Komulainen, V. M., Tuittila, E. S., Vasander, H. & Laine, J. (1999). Restoration of drained peatlands in southern Finland: initial effects on vegetation change and CO₂ balance. *Journal of Applied Ecology* 36(5): 634-648.
- Kutzbach, L., Schneider, J., Sachs, T., Giebels, M., & Nyk, H. (2007). CO₂ flux determination by closed-chamber methods can be seriously biased by inappropriate application of linear regression, *Biogeosciences*, 4, 1005–1025.
- Leffertstra, H & Fjeldal, P. (2010). Klimakur 2020 – Sektorrapport jordbruk. Tiltak og virkemidler for reduserte utslipp av klimagasser. Klima- og forurensningsdirektoratet. 65s.
- Lohila, A., Aurela M., Tuovinen, J.P., & Laurila T. (2004). Annual CO₂ exchange of a peat field growing spring barley or perennial forage grass. *Journal of Geophysical Research: Atmosphere*. 109, D18, D18116
- Maljanen, M., Hytönen, J., & Martikainen, P. J. (2001). Fluxes of N₂O, CH₄ and CO₂ on afforested boreal agricultural soils. *Plant and Soil*, 231 (1), 113–121.
- Maljanen, M., Liikanen, a, Silvola, J., & Martikainen, P. (2003). Nitrous oxide emissions from boreal organic soil under different land-use. *Soil Biology and Biochemistry*, 35 (5), 689–700.
- Maljanen, M., Hytönen, J., Mäkiranta, P., Alm, J., Minkkinen, K., Laine, J. & Martikainen, P.J. (2007) Greenhouse gas emissions from cultivated and abandoned organic croplands in Finland. *Boreal Environmental Research*. 12 (2), 133-140.

- Maljanen, M., Hytönen, J., Mäkiranta, P., Laine, J., Minkkinen, K. & Martikainen, P.J. (2013). Atmospheric impact of abandoned agricultural soils depends on hydrological conditions. *Boreal Environmental Research*, 18 (3-4), 1239-6095
- Miller, A, Schimel, J., Meixner, T., Sickman, J., & Melack, J. (2005). Episodic rewetting enhances carbon and nitrogen release from chaparral soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 37 (12), 2195–2204.
- Moore, T. R., & Dalva, M. (1993). The influence of temperature and water table position on carbon dioxide and methane emissions from laboratory columns of peatland soils. *Journal of Soil Science*, 44 (4), 651–664.
- Morrison, R., Cumming, A. M. J., Taft, H. E., Kaduk, J., Page, S. E., Jones, D. L., Harding, R. J., & Balzter, H. (2013). Carbon dioxide fluxes at an intensively cultivated temperate lowland peatland in the East Anglian Fens, UK. *Biogeosciences Discussions*, 10 (3), 4193–4223.
- Oechel, W.C., Vourlitis, G.L., Hastings, S.J., Ault, R.P. & Bryant, P. (1998). The effects of water table manipulation and elevated temperature on the net CO₂ flux of wet sedge tundra ecosystems. *Global Change Biology*, 4 (1), 77–90.
- Robroek, B. J. M., van Ruijven, J., Schouten, M. G. C., Breeuwer, A., Crushell, P. H., Berendse, F., & Limpens, J. (2009). Sphagnum re-introduction in degraded peatlands: The effects of aggregation, species identity and water table. *Basic and Applied Ecology* 10 (8), 697–706.
- Schrier-Uijl, A. P., Kroon, P. S., Hendriks, D. M. D., Hensen, A., Van Huissteden, J. C., Leffelaar, P. A., Berendse, F., & Veenendaal, E. M. (2013). Agricultural peat lands; towards a greenhouse gas sink – a synthesis of a Dutch landscape study. *Biogeosciences Discussions*, 10 (6), 9697–9738.
- Smith, P., D. Martino, Z. Cai, D. Gwary, H. Janzen, P. Kumar, B. McCarl, S. Ogle, F. O'Mara, C. Rice, B. Scholes, O. Sirotenko, (2007) Agriculture. In *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate change* [B. Metz, O.R. Davidson, P.R. Bosch, R. Dave, L.A. Meyer (eds)], Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Strack, M., Waller, M. F., & Waddington, J. M. (2006). Sedge succession and peatland methane dynamics: A potential feedback to climate change. *Ecosystems*, 9 (2), 278–287.
- Waddington J. M., Roulet N.T., Swanson R.V. (1996). Water table control of CH₄ emission enhancement by vascular plants in boreal peatlands. *Journal of Geophysical Research-Atmosphere* 101, 22775–85.
- Weltzin, J. F., Pastor, J., Harth, C., Bridgham, S. D., Updegraff, K., & Chapin, C. T. (2000). Response of bog and fen plant communities to warming and water-table manipulations. *Ecology*, 81, 3464–3478
- Whalen, S. C. (2005). Biogeochemistry of methane exchange between natural wetlands and the atmosphere. *Environmental Engineering Science*. 22 (1): 73–94.
- Zelený, D., & Schaffers, A. P. (2012). Too good to be true: Pitfalls of using mean Ellenberg indicator values in vegetation analyses. *Journal of Vegetation Science*, 23 (3), 419–431.

Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO) ble opprettet 1. juli 2015 som en fusjon av Bioforsk, Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning (NILF) og Norsk institutt for skog og landskap.

Bioøkonomi baserer seg på utnyttelse og forvaltning av biologiske ressurser fra jord og hav, fremfor en fossil økonomi som er basert på kull, olje og gass. NIBIO skal være nasjonalt ledende for utvikling av kunnskap om bioøkonomi.

Gjennom forskning og kunnskapsproduksjon skal instituttet bidra til matsikkerhet, bærekraftig ressursforvaltning, innovasjon og verdiskaping innenfor verdikjedene for mat, skog og andre biobaserte næringer. Instituttet skal levere forskning, forvaltningsstøtte og kunnskap til anvendelse i nasjonal beredskap, forvaltning, næringsliv og samfunnet for øvrig.

NIBIO er eid av Landbruks- og matdepartementet som et forvaltningsorgan med særskilte fullmakter og eget styre. Hovedkontoret er på Ås. Instituttet har flere regionale enheter og et avdelingskontor i Oslo.

