

UNIVERSITETET FOR MILJØ- OG BIOVITENSKAP



Forord

Dette er ei mastergradsoppgåve i Miljø – og naturressursar med studieretning Terrestrisk miljø ved Universitetet for miljø – og biovitskap (UMB), Ås. Feltarbeidet vart utført ved Bioforsk Vest Fureneset i ytre Sunnfjord.

Fyrst og fremst vil eg takke hovudrettleiaren min, Peter Dörsch, for hjelp med planlegginga av feltarbeidet, rettleiing undervegs, hans inspirerande engasjement og hjelp under skriveprosessen. Eg vil og takke tilleggsrettleiar Lars Bakken for rettleiing undervegs. Ekstern rettleiar, Samson Øpstad ved Bioforsk Vest Fureneset, vil eg takke for både hjelp under feltarbeidet, råd undervegs, og for at han utvida måleperioden og gjorde masteroppgåva mi meir utfyllande. Trygve Fredriksen fortener ei stor takk for både opplæring i gassmåling og laboratoriearbeid, samt planlegging av feltarbeidet. Ei stor takk går til Grethe Bloch for opplæring i laboratoriearbeid og for analysering av nitrat. Takk til Shahid Nameed og Jing Zhu for hjelp under måling av gassprøvene, og Jing Zhu for hjelp med statistikk i oppgåva. Takk til Trond Børresen som fann tilbake til jordtettleikstal og Marina Bleken for god hjelp med avlingstala. Eg vil og takke dei tilsette på Bioforsk Vest Fureneset som har hjelpt meg under feltarbeidet, og ei spesiell takk går til Merete Myromslien som tok gass - og jordprøver utover sommaren og hausten. Takk til venner og familie som har hatt tolmod med meg og trua på meg. Ei spesiell takk går til medstudentar for godt samhald og gode minner, og som eg kunne dele gleder og frustrasjon med under arbeidet med oppgåva. Mona Hovlandsdal vil eg takke for at ho alltid stiller opp for meg, og Sigbjørn Andreas Eide for at han tok godt vare på meg under innspurten av oppgåva. Eg vil og takke Anne Nistad som trass i at hennar eiga innlevering av masteroppgåva nærma seg, tok seg tid til å lese korrektur.

Eg vil og rette ei stor takk til Yara Norge som gjennom Yara – stipendet gav meg mogleik til å utvide forsøket og ta fleire analysar, og som gav meg ekstra motivasjon gjennom arbeidet med masteroppgåva.

Ås, mai 2011

Linn Hovlandsdal

Samandrag

Kultivert jord er den viktigaste antropogene kjelda til dinitrogenoksid (N_2O), også kalla lystgass. N_2O er ein klimagass og bidreg til øydelegging av stratosfærisk ozon. Dyrka myrjord har ein større emisjon av N_2O enn mineraljord. Sjølv om dyrka myrjord berre utgjer 7 – 8 % av det totale dyrka arealet i Noreg, kan dei potensielt vere ein stor bidragsytar til N_2O - emisjonen frå norsk jordbruk. pH i jord er ein nøkkelvariabel for dei fleste biologiske prosessane i jorda. Kalking kan føre til midlertidig auke i mineraliseringa av karbon og nitrogen som vidare kan føre til auka nitrifikasjon og denitrifikasjon, som er hovudkjeldene til N_2O – emisjon frå jord. Langtidseffekten av kalking derimot kan føre til redusert emisjon av N_2O gjennom regulering av N_2O produktforholdet i nitrifikasjon ($N_2O/(NO_2^- + NO_3^-)$) og denitrifikasjon ($N_2O/(N_2O + N_2)$). Denne feltstudien vart gjennomført på eit forsøksfelt på Fureneset i ytre Sunnfjord der ulik mengd mineralmateriale (skjelsand eller morene) vart blanda inn for meir enn 30 år sidan for å forbetre jorda sine fysiske eigenskapar. Bakgrunnen for denne feltstudien var eit laboratorieforsøk med jord frå dette forsøksfeltet som synte at enzymet som reduserar N_2O til N_2 i denitrifikasjon, N_2O - reduktase, fungerte betre i ruter med skjelsandinnblanding samanlikna med sur kontrolljord. For å undersøke om dette også kan gjelde for N_2O - emisjon under feltbetingelsar vart det tatt gass - og jordprøver annankvar dag i juli og utover sommaren og hausten. Det vart og undersøkt om kalkinga førte til nitrogenutvasking om hausten.

Kalking for over 30 år sidan hadde signifikant negativ effekt på N_2O - emisjonen i juli når det var eit overskot av mineralsk nitrogen tilgjengeleg etter gjødsling. Auke i N_2O – emisjon etter nedbør i byrjinga av juli tyda på at denitrifikasjon var hovudprosessen for danning av N_2O . Det vart funnen overraskande låge bakgrunnsemisjonar av N_2O etter at nitrogen frå gjødsling gjekk ned, og kalkinga hadde ikkje lenger signifikant effekt på emisjonen av N_2O . Kumulert for heile perioden synte N_2O - emisjonen ein lineær negativ samanheng med pH som ei følgje av kalkinga for over 30 år sidan. Det kan antakast at mikrobefunnet har tilpassa seg pH - endringane som ei følgje av denne kalkinga. Derfor er den tydelege kalkingseffekten mest truleg eit resultat av pH sin direkte innverknad på funksjonen av enzyma i denitrifikasjonen, som laboratorieeksperimentet indikerar. Den overraskande låge bakgrunnsemisjonen av N_2O kan knytast til låg substrattilgjengelegheit truleg på grunn av høg grunnvasstand som kan ha ført til redusert mineralisering og nitrifisering. Denne feltstudien viser at kalking har eit stort potensial til å redusere gjødslingsindusert emisjon av N_2O frå kultivert organisk jord. I tillegg

kan det forventast reduksjon av N_2O ved optimalisert gjødslingstype og gjødslingsmengd.
Utvaskinga av nitrogen vart vurdert som låg på hausten.

Abstract

Cultivated soils are the most important anthropogenic source of nitrous oxide (N_2O). N_2O is a greenhouse gas and contributes to the destruction of stratospheric ozone. Peat soils that are cultivated have higher emissions of N_2O than mineral soils. Even if cultivated peat only accounts for 7 - 8 % of the total cultivated area in Norway, they can potentially be a major contributor of N_2O from Norwegian agriculture. pH is a master variable for most biological processes in soil. Liming can cause a temporary increase in mineralization of carbon and nitrogen, and this may lead to increased nitrification and denitrification, which are the main sources of N_2O - emissions from soil. Long term effects of liming on the other hand can lead to reduced emissions of N_2O through the regulation of the N_2O product ratio of nitrification ($\text{N}_2\text{O}/(\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-)$) and denitrification ($\text{N}_2\text{O}/(\text{N}_2\text{O} + \text{N}_2)$). This field study was carried out on an experimental trial in Fureneset in outer Sunnfjord in which different rates of mineral addition (shell sand or moraine soil) were applied more than 30 years ago to improve the physical properties of the soil. The background for the present field study was a laboratory study with soils from this field experiment that showed that the enzyme that reduces N_2O to N_2 during denitrification, N_2O - reductase, performed better in plots with shell sand compared to the acid control soil. To test whether this would have an effect on in situ N_2O - emissions, gas and soil samples were taken every other day in July and throughout the summer and autumn. It was also investigated whether liming led to nitrogen leaching in the autumn.

Liming 30 years ago had a significantly negative effect on N_2O - emissions in July when there were excess of mineral nitrogen available after fertilization. Increase in the N_2O - emissions after precipitation in the beginning of July indicated that denitrification was the main contributor of the formation of N_2O . Background emissions of N_2O were surprisingly low after fertilized nitrogen had decreased, and liming had no longer significant effect on N_2O emissions. Cumulated over the entire measurement period, N_2O - emissions showed a linear negative relationship with soil pH as affected by liming 30 years ago. It may be assumed that the microbial communities have adapted to the pH - changes as a result of liming. Therefore, the clear liming effect on N_2O - emissions most likely reflects a direct pH effect on the enzymatic functioning of denitrification, as indicated by the laboratory experiment. The surprisingly low background emissions of N_2O are probably due to low substrate availability, presumably caused by high water table levels which could have limited mineralization and nitrification. This field study showed that liming has a great potential to reduce fertilizer

induced N₂O - emissions from cultivated organic soils. In addition it is expected that optimization of fertilizer type and amount could further reduce the N₂O - emissions. In the autumn leaching of nitrogen was evaluated as low.

Innholdsliste

Forord	i
Samandrag	ii
Abstract	iv
1. Innleiing	1
2. Bakgrunn	4
2.1 Mikrobiell produksjon av lystgass	4
2.1.1 Nitrifikasjon	5
2.1.2 Denitrifikasjon.....	6
2.2 Miljøfaktorar som kontrollerar N ₂ O – emisjon	7
2.2.1 Jordtemperatur, vassinnhald og grunnvasstand.....	7
2.3 Effekt av kalking og pH på nitrifikasjon og denitrifikasjon.....	8
3. Materiale og metode.....	11
3.1 Feltområde.....	11
3.2 Forsøksdesign.....	11
3.3 Innsamlingsmetodar	13
3.3.1 Gassprøver.....	13
3.3.2 Jordprøver.....	14
3.3.3 Grunnvasstand og jordvæske	14
3.3.4 Avling.....	14
3.4 Analyse.....	15
3.4.1 Gass	15
3.4.2 Nitrat og ammonium	15
3.4.3 pH.....	16
3.4.4 Vassinnhald	16
3.5 Dataanalyse	16
3.5.1 Statisk analyse	17
4. Resultat.....	18
4.1 Miljøfaktorar	18
4.2 Ammonium og nitrat	20
4.2.1 Toppjorda	20
4.2.2 Jordprøver frå ulike djup	23

4.2.3 Jordvæske	23
4.3 Lystgasseemisjon	25
4.3.1 Variabilitet i N ₂ O - emisjon	27
4.4 Effekt av pH	30
4.5 Effekt av avling	30
4.6 Emisjonsfaktor	31
5. Diskusjon.....	32
5.1 Lystgasseemisjon	32
5.1.1 Bakgrunnseemisjon	33
5.1.2 Emisjon som følge av gjødsling	34
5.1.3 Variabilitet i N ₂ O – emisjon.....	35
5.2 Mineralsk nitrogen i djupe jordlag	37
5.3 Emisjonsfaktorar	37
5.4 Tiltak for å redusere N ₂ O emisjon frå dyrka organisk jord.....	38
6. Konklusjon	39
7. Referansar.....	40

1. Innleiing

Menneska har endra dei største biogeokjemiske syklusane på jorda, inkludert nitrogensyklusen (Falkowski et al. 2000). Forbrenning av fossilt brensel, produksjon av nitrogengjødsel og utbreidd kultivering av nitrogenfikserande plantar har ført til auke i globalt reaktivt nitrogen (Galloway et al. 2003). Før menneska tok til å endre nitrogensyklusen var det balanse mellom det som vart tilført gjennom naturleg nitrogenfiksering, og det som gjekk ut av systemet gjennom mikrobiell nitrogenreduksjon til dinitrogen (N_2). Dette er ikkje lenger tilfellet, og det vert anslått at menneska har dobla tilførselen av reaktivt nitrogen til landjorda (Vitousek et al. 1997). Endringane i nitrogensyklusen har resultert i eit vidt spekter av både gunstige og ugunstige endringar for menneska og økosystemet. Gjennom Haber – Bosch prosessen har menneska gjort nitrogen meir tilgjengeleg og mogleggjort større matproduksjon ved å tilføre nitrogengjødsel, men framleis er nitrogenmangel eit faktum nokon stader (Galloway et al. 2003). Reaktivt nitrogen er mobilt og det same atomet av reaktivt nitrogen kan skape fleire miljøresponsar i atmosfæren, det terrestriske og akvatiske økosystemet, både nær og langt vekk frå kjelda (Galloway et al. 2008). Akkumulering av reaktivt nitrogen har mellom anna ført til forsuring av jord og vatn (Vitousek et al. 1997) og eutrofiering av salt – og ferskvatn (Pierzynski et al. 2005). Kor stor innverknad dei aukande tilførslane av nitrogen kjem til å få i biosfæren er framleis ukjent (Galloway et al. 2008) sidan det ikkje er kjent om mettingspunktet er nådd (Bakken & Bleken 1998).

Menneskeleg aktivitet har ført til aukande konsentrasjonar av klimagassar i atmosfæren, deriblant dinitrogenoksid (N_2O), også kalla lystgass. I 2008 var konsentrasjonen av N_2O 321,8 ppb, det vil seie 19 % over preindustrielle nivå (WMO 2009). N_2O er ein klimagass med eit globalt oppvarmingspotential på 296 over ein periode på 100 år samanlinka med karbondioksid (CO_2) (Ramaswamy et al. 2001). I tillegg bidreg N_2O til øydelegging av ozon i stratosfæren (Ravishankara et al. 2009). Kultivert jord er den viktigaste antropogene kjelda til N_2O – emisjon, og bidreg med om lag 50 – 70 % av den globale antropogene emisjonen (IPCC 2000). I Noreg, som har ein høvesvis liten agronomisk sektor, er dette bidraget estimert til 47 % (SFT 2005). IPCC (2006) estimerar at emisjonsfaktoren for jordbruksjord er 1 % av tilført nitrogen, men denne faktoren tek ikkje omsyn til jordtype, jordkultur, gjødseltype eller klima (IPCC 2006). N_2O emisjonen frå jordbruk er estimert til 6,2 Mt N_2O - N pr år, der om

lag ein tredjedel vert emittert direkte frå jorda, ein tredjedel kjem frå animalsk avfall og den siste tredjedelen kjem frå indirekte N_2O emisjon gjennom ammoniakk (NH_3), nitrogen oksid (NO_x) og nitrattap. Utsleppet frå industri er estimert til 0,7 til 1,8 Mt N (IPCC 2000).

Dyrka myrjord i Noreg utgjer 7 – 8 % av det totale dyrka arealet (Grønlund et al. 2008), men gjødsla drenert myrjord har ein større N_2O – emisjon enn mineraljord. Til og med når drenert myrjord er ugjødsla kan emisjonen av N_2O vere stor samanlikna med mineraljord (Maljanen et al. 2010). Drenering av myr fører til at ein større del av jorda vert eksponert for oksygen, nedbrytinga av organisk materiale aukar, som igjen aukar mikrobiell nitrogenomsetning og dermed N_2O – emisjonen (Kasimir-Klemedtsson et al. 1997). Dette gjer drenert myr til signifikante kjelder for klimagassar, i hovudsak N_2O og CO_2 , men emisjonen av metan (CH_4) vert redusert ved drenering. Emisjonen varierar med kultiveringsmetodar, avling og klima. Til dømes er N_2O – emisjonen frå korndyrka jord større enn emisjonen frå eng (Maljanen et al. 2010). Til samanlikning har uforstyrta myr vanlegvis ein ubetydeleg N_2O – emisjon, og kan i nokon høver ta opp N_2O (Martikainen et al. 1993). Unntaket er næringsrik myr, slik som til dømes urterike granmyrar og oreskog (Maljanen et al. 2010) samt kryoturbert jord (Repo et al. 2009). Kultivert myr i Finland som har vore ute av produksjon (det vil seie at jorda ikkje lenger vert pløgd eller gjødsla) i 20 – 30 år viste overraskande nok ingen reduksjon i N_2O – emisjonen. Emisjonen frå dei tidlegare kultiverte myrane var derimot høgare enn emisjonen frå grasdyrka myr (Maljanen et al. 2007). I Nord – Noreg vart det funnen liknande resultat, der emisjonen frå tidlegare kultivert myr hadde den same emisjonen som kultivert myr framleis i hevd , men denne jorda hadde berre vore ute av produksjon i 5 år (Kløve et al. 2010).

pH er ein nøkkelvariabel for dei fleste biologiske prosessane i jorda (Brady & Weil 1999), inkludert dei fleste nitrogentransformasjonsprosessane (Mørkved et al. 2007). Mangfaldet og diversiteten til bakteriesamfunn i jorda ser også ut til å vere påverka av pH med ein lågare diversitet i sur jord enn i mindre sur jord og nøytral jord (Fierer & Jackson 2006). Kalking kan derfor føre til midlertidig auke i karbon - og nitrogenmineralisering som vidare kan auke nitrifikasjonen og denitrifikasjonen (Baggs et al. 2010), som er hovudkjeldene til N_2O – emisjon frå jord (Bremner 1997). Over eit lengre tidsperspektiv kan kalking derimot minke N_2O emisjonen gjennom regulering av N_2O produktforholdet i denitrifikasjon ($N_2O/(N_2O + N_2)$) og nitrifikasjon ($N_2O/(NO_2^- + NO_3^-)$). Endring i produktforhold avheng av mikrobane sin

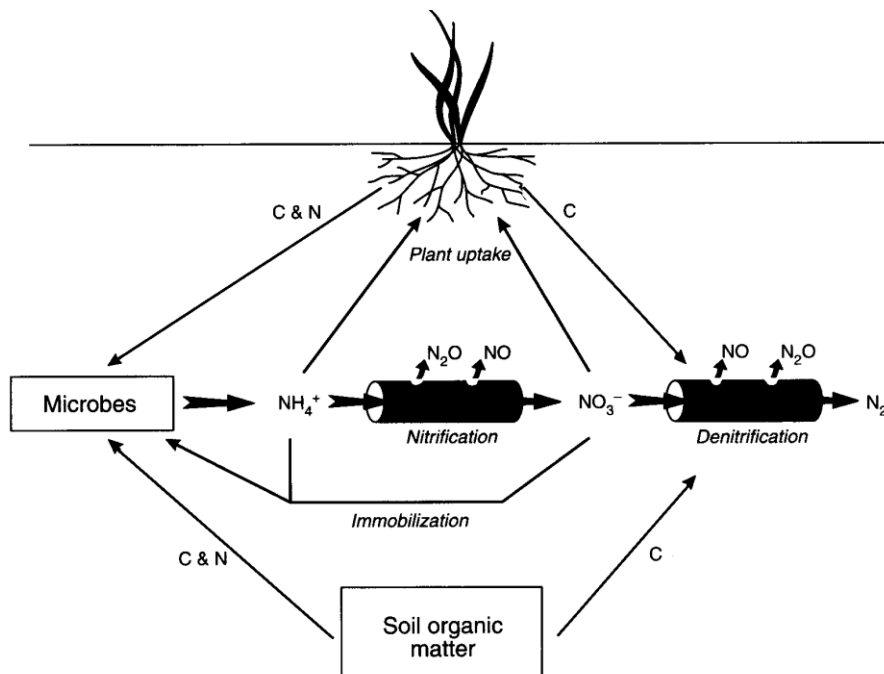
fysiologiske respons på pH og/ eller endring i samansetnaden av bakteriesamfunnet (Mørkved et al. 2007). Danning av N_2O er ein del av nitrogensyklusen og er derfor uunngåeleg. Det bør derfor fokuserast på måtar å redusere $N_2O:N_2$ forholdet på (Zaman et al. 2008). Forsøk tydar på at ved låg pH aukar N_2O – produktforholdet og meir N_2O vert emittert (Liu et al. 2010; Mørkved et al. 2007; Simek & Cooper 2002). Dette indikerar at kalking av sur jord kan redusere emisjonen av N_2O , men det er gjort relativt få undersøkingar på langtidseffekten av kalking på lystgassemisjonen (Baggs et al. 2010).

I denne oppgåva vert langtidseffekten av kalking på lystgassemisjonen undersøkt på dyrka organisk jord. Hypotesen er at jord som ikkje har fått tilført kalk eller tilført lite kalk, har ein større emisjon enn jord med større kalkmengd tilført. Sidan kalking kan føre til auka mineralisering vert eventuell utvasking av nitrogen undersøkt.

2. Bakgrunn

2.1 Mikrobiell produksjon av lystgass

Hovudkjeldene til N_2O -emisjonen frå jord kjem av dei mikrobielle transformasjonsprosessane nitrifikasjon og denitrifikasjon (Bremner 1997). Ved nitrifikasjon vert ammonium (NH_4^+) ved mikrobiell oksidasjon omdanna til nitritt (NO_2^-) og deretter nitrat (NO_3^-). Denitrifikasjon er mikrobiell reduksjon av nitrat til nitrogenoksid (NO), lystgass (N_2O) og dinitrogen (N_2). Lystgass og dinitrogen vert produsert ved nitrifikasjonen som eit biprodukt, men er obligate produkt ved denitrifikasjon. Firestone og Davidson har utvikla ein modell med namn ”Hole in the pipe” som viser samspelet mellom begge prosessane, og verknaden på N_2O danning i jord. Modellen går ut på at dess meir nitrogen som går gjennom røyret, dess meir nitrogen vert pressa gjennom holet i røyret (fig. 1). Det vil seie at dess meir nitrogen som vert tilført anten som gjødsel, planterestar eller liknande, dess meir lystgass vert emittert frå jorda ved mikrobiell aktivitet (Davidson et al. 2000). Dette er observert frå eng, der emisjonen er konsentrert til ein relativ kort periode etter gjødsling (Clayton et al. 1997). I tillegg er det ein bakgrunnsemisjon som ein følge av mineralisering av organisk materiale (humus) (Smith et al. 2006).

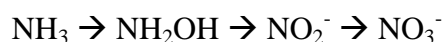


Figur 1. ”Hole in the pipe” modell. Emisjonen av NO og N_2O frå jord vert regulert gjennom sirkulasjonsraten til nitrogen og produktforholdet av nitrifikasjon ($N_2O:NO_3^-$) og denitrifikasjon ($N_2O:N_2$) symbolisert ved den relative storleiken til hola i røyra. (Tilpassa frå Firestone & Davidson 1989, henta frå Fan 2010).

Det er ikkje berre mengd ammonium oksidert frå nitrifikasjon eller nitrat redusert frå denitrifikasjon som avgjer kor mykje N₂O som vert emittert. Eit anna reguleringsnivå er gitt ved storleiken på hola i røret. Tilgjengeleg organisk karbon, pH, oksygen og vassinnhald i jord verkar inn på relativ produsert mengd N₂O, symbolisert av den relative storleiken på hola (Davidson et al. 2000). I tillegg har typen bakteriesamfunn i jorda innverknad på kor mykje N₂O som vert emittert frå jorda (Holtan-Hartwig et al. 2000). Plantar verkar og inn på N₂O – emisjonen frå jord, men dette er dårleg forstått og så langt er det observert motstridande resultat. Generelt er det slik at jord utan plantar har ein høgare N₂O – emisjon enn jord der det veks planter (Maljanen et al. 2003; Maljanen et al. 2007). Plantar konkurrerar med mikroorganismane om nitrat og ammonium, og kan redusere nitrifikasjon og denitrifikasjon ved opptak av desse næringsstoffa (Maljanen et al. 2003).

2.1.1 Nitrifikasjon

Nitrifikasjon vert utført av to grupper bakteriar. Det første steget i nitrifikasjonen er oksidasjon av ammoniakk (NH₃) til nitritt (NO₂⁻) og vert katalysert av ammoniakkoksidierende bakteriar (AOB). Det neste steget i nitrifikasjonen vert katalysert av nitrittoksidierende bakteriar (NOB) som oksiderar nitritt til nitrat (NO₃⁻). Dette er autotrofe bakteriar som får energien sin frå oksidasjon av NH₄⁺ / NH₃ eller NO₂⁻. Sidan det første steget i oksidasjonen krev oksygen vil prosessen kun skje under aerobe forhold. Stega i nitrifikasjonen er vist under:

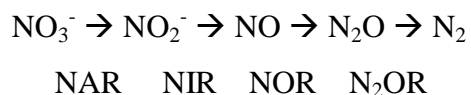


Enzyma involvert i nitrifikasjonen er ammoniakk monooksygenase, hydroksylamin oksidoreduktase og nitrittoksidoreduktase (Mørkved 2006). Mekanisemen bak N₂O produksjon frå nitrifikasjon er framleis ikkje heilt forstått, men det er vist at ved oksidasjon av hydroksylamin (NH₂OH) kan det dannast N₂O. I tillegg kan autotrofe nitrifiserar produsere N₂O og N₂ ved reduksjon av NO₂⁻. Denne prosessen vert kalla ”nitrifier denitrifikasjon” (Wrage et al. 2001), men det er ikkje alle ammoniakkoksidierende bakteriar som kan drive denitrifikasjon (Dundee & Hopkins 2001). Det vert gått ut i frå at ”nitrifier denitrifikasjon” er ein mekanisme bakteriane har for å verne seg sjølv mot giftige konsentrasjonar av NO og NO₂⁻ (Mørkved et al. 2007). Kor stor innverknad ”nitrifier denitrifikasjon” har på

produksjonen av N₂O i jord er uvisst (Wrage et al. 2004). Det kan tyde på at ”nitrifier denitrifikasjon” har mindre innverknad i våt jord, men i tørr jord kan ”nitrifier denitrifikasjon” utgjere opp til 30 % av den totale N₂O produksjonen (Wrage et al. 2001). Heterotrof nitrifikasjon kan og bidra til N₂O – emisjon, men har synt seg å ha mindre innverknad i jordbruksjord (Beauchamp 1997). Det har nyleg vorte oppdaga ei ny gruppe nitrifiserande organismar, ammoniakkokksiderande archaea (AOA), som ser ut til å vere av betydning i sur jord (Gubry-Rangin et al. 2010), men ikkje noko er kjent om N₂O – produksjon frå desse organismane.

2.1.2 Denitrifikasjon

I motsetnad til nitrifikasjon, som er avgrensa til eit fåtal av bakteriar og archaea artar, er evna til å drive denitrifikasjon taksonomisk meir utbredt. Denitrifikasjon vert driven av fakultative heterotrofe eller kjemolitotrofe bakteriar, samt nokon soppar og archaea (Conrad 2002). Vanlegvis vert denitrifikasjon sett på som ein anaerob prosess, men det er vist at aerob denitrifikasjon kan skje både under alternerande anearobe/aerobe fasar og under heilt aerobe forhold (Morley et al. 2008). I staden for O₂ vert nitrat brukt som elektronakseptor under oksidering av organisk eller uorganisk (H₂, H₂S, Fe²⁺) materiale (elektron donor) (Conrad 2002). Sjølv om det er fleire ulike grupper av organismar som kan denitrifisere er stega i prosessen alltid dei same, men det er observert at reduksjonen av N₂O til N₂ ofte manglar hos sopp og actinomycetes, samt hos fleire bakteriar. (Ambus & Zechmeister-Boltenstern 2007; Conrad 2002). Det er ikkje alle bakteriar som har intakte gen for enzymet som katalyserar reduksjonen av N₂O til N₂, og sjølv om dei har det er det ikkje alltid dei uttrykker det (Bakken & Dörsch 2007). Dei fire stega i denitrifikasjonen er vist under der forkortingane under pilene representerar enzyma som katalyserar prosessane i reaksjonane:



NAR er nitrat-reduktase, NIR er nitritt-reduktase, NOR er nitrogenoksid-reduktase og N₂OR er dinitrogenoksid-reduktase (Mørkved 2006). Både syntesen og aktiviteten av enzyma vert regulert av oksygen (van Spanning et al. 2007), men kor sensitive dei ulike enzyma er til oksygen varierar. Anaerobe forhold induserar syntesen av enzyma i denitrifikasjonen, men i

dei fleste tilfeller ligg syntesen av N_2O – reduktase etter dei andre enzyma (Dendooven & Anderson 1995). Derfor vert det forventet relativt meir N_2O – emisjon i byrjinga av denitrifikasjonen. Sensitiviteten til oksygen varierer hos ulike denitrifiserarar (Cavigelli & Robertson 2001). Dette tyder på at typen bakteriesamfunn i jorda har innverknad på kor mykje N_2O som vert produsert, kor mykje av N_2O vert redusert til N_2 , og dermed kor mykje N_2O som vert emittert frå jorda (Holtan-Hartwig et al. 2000).

Kjemodenitrifikasjon er ein ikkje – biologisk reaksjon der mellomprodukt frå oksidasjonen av ammonium til nitritt, hydroxylamin, eller nitritt sjølv, vert nedbrote saman med organisk eller uorganisk materiale (Wrage et al. 2001). Denne reaksjonen skjer berre når $pH < 5$ (Stevens et al. 1998), og hovudprodukta ved sure forhold er NO og N_2O (Wrage et al. 2001). Ein studie av Bremner (1997) tyder på at det vert produsert lite N_2O ved kjemodenitrifikasjon, og i følge Beauchamp (1997) spelar kjemodenitrifikasjon ei lita rolle i jordbruksjord. N_2O kan og verte produsert ved dissimilatorisk nitratreduksjon til ammonium (DNRA), men har kun synt seg å vere signifikant ved høg pH (Stevens et al. 1998).

2.2 Miljøfaktorar som kontrollerar N_2O – emisjon

2.2.1 Jordtemperatur, vassinnhald og grunnvasstand

Emisjonen av gassar frå jorda vert i stor grad påverka av dei jordfysiske eigenskapane. Strukturen og vassinnhaldet i jorda er avgjerande for kor stor fraksjon av det totale gassproduktet som vert emittert som N_2O (Smith et al. 2003). Vassinnhaldet i jorda verkar inn på både transport og diffusjon av gassar og næringsstoff, og er avgjerande for både nitrifikasjon og denitrifikasjon. Sidan jorda er heterogen og består av både anaerobe og aerobe porar vil denitrifikasjon og nitrifikasjon kunne skje samstundes. Nitrifikasjon er ein aerob prosess, men O_2 – begrensingar til dømes ved høg respirasjon eller høgt vassinnhald kan N_2O – produktforholdet ($N_2O / (NO_2^- + NO_3^-)$) auke (Dundee & Hopkins 2001; Prosser 1989). Forsøk har vist at ved oksygenkonsentrasjonar i jorda $< 5\%$ er denitrifikasjon den viktigaste mikrobielle respirasjonsprosessen når nitrat er tilgjengeleg (Philipot et al. 2007), og våtare jord fører til ein større N_2O - emisjon, på grunn av eit høgare anoksisk volum i jorda (Baggs et al. 2010; Stevens et al. 1998; Wrage et al. 2004). I vassmetta, til dels anaerob jord, går derimot diffusjonen sakte og meir N_2O vert redusert og emittert som N_2 (Davidson et al.

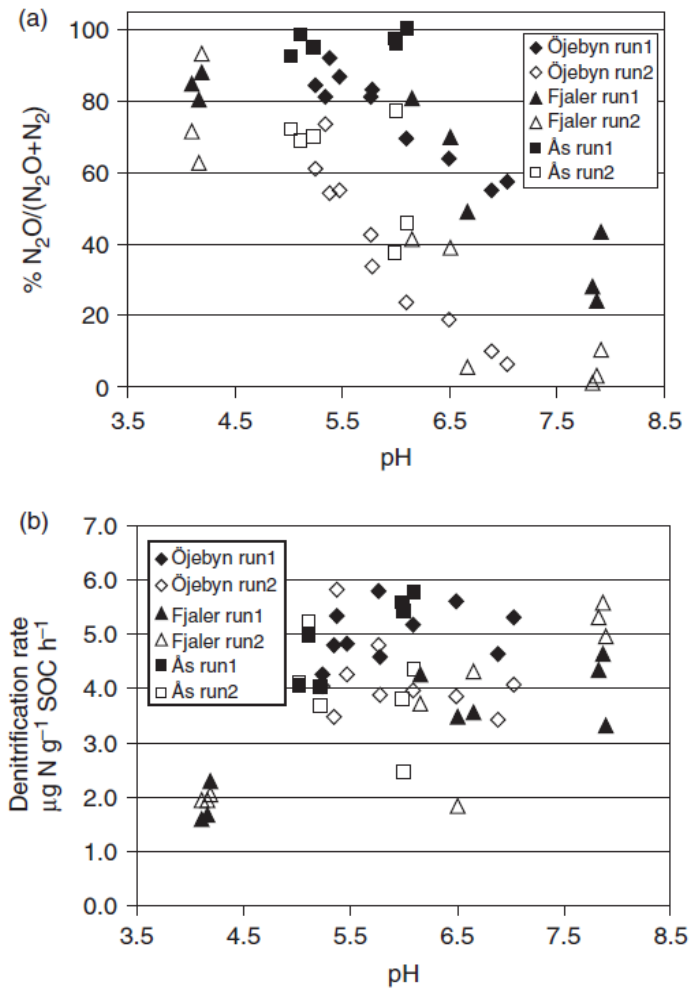
2000). Det same vil gjelde for ei vassmetta jord med tett struktur. Alle biologiske prosessar, inkludert nitrifikasjon og denitrifikasjon, avheng av temperaturen, og det kan forventast at $N_2O:N_2$ forholdet aukar ved aukande temperaturar. Dette er observert i laboratorieforsøk. Observasjonar frå feltstudiar syner derimot eit varierende resultat. Ei forklaring kan vere at aukande temperaturar fører til aukande transpirasjon hos plantar, som kan føre til vassmangel (Philippot et al. 2007). Grunnvasstand vil og vere avgjerande for mengd N_2O emittert frå jorda. Senking av grunnvasstanden etter drenering aukar emisjonen av N_2O frå organisk jord, og det vert antatt at N_2O – emisjonen er størst frå organisk jord med høgt nitrogeninnhald (Kasimir-Klemedtsson et al. 1997).

2.3 Effekt av kalking og pH på nitrifikasjon og denitrifikasjon

pH i jorda har ein stor innverknad på **nitrifikasjon** i hovudsak gjennom tilgjengelegheita av ammoniakk. Låg pH fører til redusert tilgjengelegheit av ammoniakk (likevekta vert forskyvd mot ammonium), samt reduksjon i talet på autotrofe nitrifiserande bakteriar (Jiang & Bakken 1999). I sur jord er det ofte høge konsentrasjonar av ammonium og låge konsentrasjonar av nitrat. Dette er ein indikasjon på reduksjon i nitrifikasjonsaktiviteten. I alkalisk jord er det motsette observert (Cuhel et al. 2010). Tidlegare vart det gått ut i frå at nitrifikasjon ikkje kunne skje i jord med $pH < 5$, men det er no vist at nitrifikasjon også kan skje i sur jord (De Boer & Kowalchuk 2001; Prosser 1989), tilsynelatande saman med AOA. N_2O – produktforholdet ved nitrifikasjon vert påverka av pH, men dette er lite undersøkt. Fleire studiar tyder på at forholdet er lågare i alkalisk enn i sur jord (Goodroad & Keeney 1984; Martikainen & Deboer 1993; Mørkved et al. 2007). Mørkved et al. (2007) har undersøkt korleis langtidseffekten av kalking og pH verka inn på produktforholdet til N_2O ved nitrifikasjon på mellom anna den organiske jorda frå Fjaler. Dei kom fram til at ved $pH \geq 5$ var N_2O produktforholdet frå den organiske jorda upåverka av pH, medan jorda med lågast pH (4,1 og 4,2) hadde eit N_2O produktforhold som var 2 storleiksordenar større enn jord med $pH \geq 5$. Sjølv om dei to lågaste pH – behandlingane vart utelukka, var N_2O produktforholdet ikkje påverka av pH. Årsaka til at sur jord har eit høgt N_2O produktforholdet frå nitrifikasjon er usikkert. Mørkved et al. (2007) foreslo at noko av N_2O produsert ved nitrifikasjon kom frå kjemodenitrifikasjon, men at denitrifikasjon bidrog mest til N_2O produksjonen.

I ein litteraturgjennomgangsartikkel av Simek og Cooper (2002) om effekten av pH i jord på **denitrifikasjon**, slår dei fast at både denitrifikasjonsraten og forholdet mellom dei produserte gassane vert påverka, men resultatane var motstridande. Fleire forsøk tyda på at ved låg pH er denitrifikasjonsraten og enzymaktiviteten låg, samstundes som $N_2O:N_2$ forholdet aukar og meir N_2O vert frigjort. pH verkar inn både direkte og indirekte på N_2O – emisjonen frå jord, og dei motstridande resultatane i artikkelen til Simek og Cooper har truleg fleire årsaker. Årsaka til at kalkingsforsøk har gitt ulike resultat kan vere på grunn av at ulike samfunn av mikroorganismar treng ulik tid på å tilpasse seg, og då vert lengda på forsøket avgjerande. Forsøka til Baggs et al. (2010) viser at det er stor skilnad på effekten av pH – endringar over kort og lang tid. Den totale N_2O – emisjonen frå langtidsforsøket i undersøkinga var høgare i jord ved pH 4,5 enn i jord med pH 7,0 i både gjødsling og ugjødsling behandling. Derimot førte kalking av ei sur jord (pH 4,5) til ein emisjon fire gongar større enn for langtidsforsøket med pH 7,0. Medan i forsøket der jorda vart forsura frå pH 5,6 til 4,3, vart N_2O – emisjonen redusert. Undersøkinga til Baggs et al. (2010) viste og at hovudkjelda til N_2O – emisjon frå kalking av jord, både i langtidsforsøket og korttidsforsøket, var ammoniakkoksidasjon, medan 80 % av N_2O – emisjonen frå langtidsforsøket med pH 4,5 kom frå denitrifikasjon. Cuhel et al. (2010) fann derimot at denitrifikasjon var hovudprosessen for N_2O – emisjonen for både låg og høg pH, men dette var eit korttidsforsøk.

pH i jorda verkar direkte inn på N_2O – emisjonen gjennom regulasjonen av N_2O – reductase, enzymet som reduserar N_2O til N_2 . Dette visast i ein konsistent høgare relativ N_2O danning (produktforhold) ved lågare pH som Liu et al. (2010) fann ved samanlikning av $N_2O:N_2$ produktforhold frå ulike langtidskalkingsforsøk, inklusiv jorda i denne masteroppgåva (Fjaler) (fig. 2 a). Denitrifikasjonsraten var uavhengig av pH etter at raten vart normalisert for jorda sitt innhald av organisk karbon, som er avgjerande for mikrobiell biomasse i jord (fig. 2 b). Normalisering av organisk karboninnhald i jorda var naudsynt sidan det er vanskeleg å skilje mellom ein direkte og indirekte effekt av pH. Dette er fordi pH over tid kan påverke karbonlageret og dermed storleiken av mikrobiell biomasse. Korleis pH påverkar enzyma direkte er framleis ikkje heilt klart. Eksperiment med reinkulturar av *Paracoccus denitrificans* (Bergaust et al. 2010) og inkuberingsforsøket til Liu et al. (2010) tyder på at det høge $N_2O:N_2$ – produktforholdet ved låg pH er eit resultat av at proteinsyntesa av N_2O – reductase vert forstyrra ved låg pH, medan dei andre enzyma involvert i denitrifikasjon ser ut til å vere mindre følsame for låg pH.



Figur 2. Produktforhold ($\text{N}_2\text{O}/(\text{N}_2\text{O} + \text{N}_2)$) og denitrifikasjonsrate etter anoksisk inkubasjon frå tre kalkingsforsøk Fjaler, Öjebyn og Ås. Produktforhold (a) uttrykt som mol % ($\text{N}_2\text{O}/(\text{N}_2\text{O} + \text{N}_2)$) og denitrifikasjonsrate (b) uttrykt som $\mu\text{g} (\text{N}_2\text{O} + \text{N}_2) -\text{N g}^{-1} \text{SOC h}^{-1}$. Opne symbol (run 2) viser resultat etter 2 vekers anaerob førinkubasjon. (Kjelde: Liu et al. 2010).

3. Materiale og metode

3.1 Feltområde

Feltarbeidet vart utført på eit forsøksfelt etablert i 1977 ved Bioforsk Vest Fureneset i Fjaler kommune i ytre Sunnfjord. Dette er ei ombrotrof myr karakterisert som brenntorvmyr (Myhr 1980) (Sapric Histosol) med omdanningsgrad H5 – H7 etter von Post skala (Samson Øpstad, pers. kom.). Det organiske laget er > 1 m. Denne jordarten er godt omdanna, og har ein tett struktur og vert dermed vanskeleg å drenere (Hovde & Myhr 1980). For å betre torvjorda sine fysiske eigenskapar vart feltet drenert i 1977, tilført ulike mengder med anten morene (undergrunnsjord) eller skjelsand, og dyrka til engforsøk. Torvjorda vart fresa ned til 15 cm før og etter tilført mineralmateriale. Enga har ikkje vorte fornya sidan 1988 og har ei varierende botanisk samansetnad, der særleg ubehandla torvjord har mykje ugras (Sognnes 1996). Gjennomsnittleg CN – forhold for alle behandlingane er 22, 5 % (Liu et al. 2010).

Klimaet er eit typisk kystklima med mykje nedbør og liten skilnad mellom sommar og vintertemperatur (Sognnes et al. 2006). Verdiane for normalperioden (1961 – 1990) er 2010 mm og 7,0 °C (Nordin, ved Meteorologisk institutt, e-post 28.02.11). Nedbør og gjennomsnittstemperatur for 2010 var høvesvis 1789,0 mm og 5,8 °C. I perioden då gassmålingar vart utført frå 1. juli til 1. november 2010 var nedbør og gjennomsnittstemperaturen høvesvis 939,8 mm og 12,2 °C (VIPS 2011).

3.2 Forsøksdesign

Forsøket frå 1977 var eit tofaktorielt forsøk med ulik innblanding av skjelsand og morene. I denne oppgåva var berre ei morenebehandling inkludert sidan dette hovudsakleg er ein studie på langtidseffekten av kalking. Totalt var fem behandlingar inkludert i forsøket og N₂O emisjonen vart målt frå to ruter for kvar behandling (tab. 1). For kvar rute vart det etablert to mikroplot for N₂O - emisjonsmåling, som til saman gjer fire mikroplot for kvar behandling. Behandlingsrutene som vart brukt i feltstudien var frå gjentak 2 og 3 (fig. 3).

Alle behandlingane vart gjødsla likt. Vårgjødslinga var 75 kg/daa med Fullgjødsel 18 – 3 – 15 og etter 1. hausting vart det gjødsla 53 kg/daa med Fullgjødsel 18 – 3 – 15. I 2010 vart feltet hausta første gong 22. juni og gjødsla 28. juni. Gjødsla vart spreia med traktor og eksaktspreiar og feltet vart hausta med slåmaskin. Mikroplota vart etablert 29. juni 2010. Det vart tatt gassmålingar og jordprøver annankvar dag frå og med 1. juli til og med 23.

Tabell 1. Behandlinger og ruter inkludert i forsøket.

Behandling	Tilført mengde skjelsand (Sk) eller morene (Gr) (m ³ /daa)	Rute
A	Kontroll	12 og 18
Sk b	20	7 og 11
Sk c	40	10 og 20
Sk d	80	5 og 21
Gr c	40	8 og 22

juli, til saman 12 uttak. Utover hausten fortsette Merete Myromslien ved Bioforsk Vest Fureneset å ta gassprøver, jordprøver og jordvæske. Desse prøvene vart tatt ein gong i veka fram til uttak 17, med unntak av eit opphald i slutten av august og starten av september. Deretter vart det tatt to gassmålingar i oktober og ei i november.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
	Gr	Sk	Sk	Sk		Sk	Gr	Gr	Sk	Sk	
a	b	c	d	d	a	b	c	d	c	b	a
13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
	Sk	Gr	Gr	Gr		Gr	Sk	Sk	Gr	Gr	
a	b	c	d	d	a	b	c	d	c	b	a
Gjentak 1				Gjentak 2				Gjentak 3			

Anleggsrute: 12,5 m * 8 m = 100 m²

Hausterute: 8,0 m * 1,5 m = 12,5 m²

a : ikkje påkøyring Sk : skjelsand

b: 20 m³/daa Gr: morene (undergrunnsjord)

c : 40 m³/daa

d: 80 m³/daa

Figur 3. Forsøksplan og behandlingar frå 1977. Tjukke linjer indikerar skiljet mellom gjentak 1, 2 og 3. Rutene inkludert i feltstudiet er skravert.

3.3 Innsamlingsmetodar

3.3.1 Gassprøver

Emisjonen av N_2O vart målt ved ein statisk kammermetode beståande av permanente rammer plassert i jorda (51,2 * 51,2 * 19,5 cm) og kammer (55,5 * 55,2 * 19,5 cm) av aluminium. Kammera var utstyrt med ein open slange (30 cm lang, 0,4 cm diameter) med ein trevegs stoppventil og ein open slange (45 cm lang, 0,4 cm diameter) for å utlikne luftrykket. Rammene vart utplassert og pressa 10 - 15 cm ned i jorda to dagar før første gassmåling. Toppen av rammene har ein kanal som vart fylt med vatn før kammera vart plassert (fig. 4 a) Dette sikrar at kammeret vert lufttett. N_2O emisjonsraten vart bestemt ved å plassere kammera på rammene og ta 15 ml gassprøver etter 0, 15, 30 og 45 minutt (fig. 4 b). Tida vart målt ved hjelp av stoppeklokker. Gassprøvene vart tatt med ei 20 ml eingongssprøyte og overført til 10 ml evakuerte glasvials med septa av betylgummi. Før første gassprøve vart tatt, vart lufta i slangen fjerna ved å presse lufta inn og ut av sprøyta to gongar. Omrøring av kammerluft med elektrisk vifte har synt seg å vere unaudsynt (Fan 2010). Ved dei følgjande tre gassprøvetidspunkta vart derfor lufta i kammeret omrørt manuelt. Manuell omrøring vart gjort ved å presse lufta inn i sprøyta og ut i kammeret tre gongar før prøvetaking. Temperaturen i



Figur 4. Oppsett av statisk kammermetode med a) permanente rammer med kanal for vatn og b) kammer plassert over rammer ved måling av N_2O – emisjon.

kammeret vart målt før og etter prøvetakinga. Jordtemperaturen vart målt utanfor kammera.

3.3.2 Jordprøver

For kvar gassmåling vart det tatt jordprøver frå 0 – 20 cm med eit 2 cm jordbor rundt rammene. Det vart tatt minimum 5 stikk for kvar jordprøve. Jorda vart blanda i ei bøtte og lagt i pose med lynlås og plassert i ein kjølebag. Jordprøver til ammonium – og nitratanalyse vart overført til 50 ml sentrifugerør og frosne ned saman med jord til pH – måling så raskt som mogleg etter prøvetaking. For bestemming av vassinnhald vart jordprøvene tørka i tørkeskap på 60 °C i ei veke. Der rammene stod tett (< 10 cm) vart det tatt ei sampleprøve for begge rammene, medan der rammene stod lenger frå kvarandre (20 - 30 cm) vart det tatt ei jordprøve frå kvar ramme. Til saman vart det tatt 15 jordprøver ved kvart uttak. Etter 2. hausting vart alle rammene, unntatt 2, plassert tettare og det vart tatt 10 jordprøver ved kvart uttak. I slutten av oktober vart det i tillegg tatt jordprøver frå 0 – 20, 20 – 40 og 40 – 60 cm frå kvar rute.

3.3.3 Grunnvasstand og jordvæske

I midten av september vart det plassert ut eit piezometer (diameter 2,7 cm) ved kvar rute for å måle grunnvasstand. Samstundes med piezometera vart det for kvar rute sett ut lysimeter av typen Macrorhizon for feltbruk med porestorleik 0,1 µm for å måle ammonium og nitratkonsentrasjonar i jordvæska. 3 lysimeter vart sett ned i jorda for kvar rute og jordvæskene vart henta frå 10, 30 og 50 cm djupne. Jordvæskene vart overført til 50 ml sentrifugerør og frosne ned fram til analysering.

3.3.4 Avling

Avlingsdata og resultat frå NIR – analyse av avling frå feltet vart gitt av Bioforsk Vest Fureneset. NIR – analysane vart utført ved Bioforsk Løken. Det vart berre brukt data frå 2. hausting sidan gassemisjonen vart målt etter 1. hausting. Nitrogeninnhald i % av tørrstoffavling vart rekna ut ved å dividere % råprotein av tørrstoff på standardverdien 6,25. Deretter vart total mengd nitrogen i tørrstoffavling rekna ut for kvar rute.

3.4 Analyse

3.4.1 Gass

N₂O konsentrasjonen i prøvene vart analysert med ein gasskromatograf (GC) utstyrt med ei 30 m porapac Q kapillærkolonne (0,53 mm diameter) ved 38 °C med helium som bregass. Gasskromatografen var utstyrt med backflushing for å halde tilbake vatn. Relativ N₂O konsentrasjon (ppmv) vart målt med ein electron capture detector (ECD) som vart køyrt ved 375 °C med 17 mm pr min argon – metanblanding (10/90 %) som makeup gass. CO₂ fluks vart målt som ein kontroll for å bedømme kvaliteten av kammermetoden og vart analysert med ein varmetråddetektor (TCD) ved 200 °C.

3.4.2 Nitrat og ammonium

Jord

45 g frosen jord vart overført til 100 ml duranflasker og rista i 1 time med 50 ml 2 M KCl, med ristemaskina Bühler SM 25 innstilt på 100 ristingar i minuttet. Prøvene vart så filtrert gjennom Schleider & Schuell 125 mm foldefilter over i matte FIA – rør og vart nedfrosne fram til analysering. Nitrat vart analysert ved hjelp av flow injection analyser (FIA Star 5010 analyser, Tecator) med deteksjonsgrense 0,1 mg/L. For ammonium vart metoden Norsk Standard 4746 brukt. Prøvene vart fortynna digitalt med Hamilton Microlab 1000 Plus og analysert med Gilford spektrofotometer (Stasar II). Konsentrasjonar av mineralsk nitrogen vart omrekna til µg/g tørrvekt jord, der vassinnhald ved prøvetakinga vart tatt omsyn til. I tillegg vart jordprøvene omrekna til g/daa jord. Det var ikkje praktisk mogleg å ta sylindrerprøver ved prøvetidspunktet då jorda var for våt. Verdier for jordtettleik frå hovudfagsoppgåva til Liv Synnøve Sognes frå 1996 vart derfor nytta til å rekne ut konsentrasjonane av nitrat og ammonium per daa jord.

Jordvæske

Jordvæskene vart tina og overført til klare FIA- rør. Nitrat vart analysert med flow injection analyser (FIA Star 5010 analyser, Tecator). Deteksjonsgrensa til FIA var 0,02 mg/L. Ammonium vart analysert etter Norsk Standard 4746 og målt med Gilford spektrofotometer (Stasar II). Eigenfargen til jordvæska vart målt først og trekt i frå.

3.4.3 pH

40 g frosen jord vart lagt i vegeskip og tørka ved 35 – 40 °C i ei veke og sikta med ei 2 mm stålsikt. pH vart bestemt ved bruk av destillert vatn som ekstraksjonsmiddel etter ein metode for tørre og sikta prøver (Krogstad 2009). Prøvene vart målt med pH elektroden ORION modell SA720.

3.4.4 Vassinnhald

Om lag 100 g fersk jord vart tørka i tørkeskap ved 60 °C i ei veke. Vassinnhaldet vart bestemt gravimetrisk frå massen av jorda før og etter tørking ved hjelp av denne likninga

$$w = (m_{\text{våt}} - m_{\text{tørr}}) / m_{\text{tørr}}$$

Verdiar for jordtettleik frå 1996 vart nytta til å rekne ut volumetrisk vassinnhald (cm^3/cm^3).

Dette vart gjort ved å multiplisere dei respektive jordtettleikane med gravimetrisk vassinnhald frå kvart uttak.

3.5 Dataanalyse

Gassemisjonen av N_2O vart kalkulert ved å evaluere endring i N_2O – konsentrasjonar i kammera over tid. Konsentrasjonar vart overført til rekneark i Excel og plotta mot dei respektive tidsintervalla i prøvetakinga og undersøkt enkeltvis. Plotta vart så tilpassa, anten til første orden (lineær) eller andre orden (polynom), for å gje den relative konsentrasjonsendring per kammervolum og minutt. Fluksraten vart funnen ved bruk av denne likninga:

$$FN_2O = d [\text{N}_2\text{O}] * 10^{-6} / dt * V / V_m * 28 * 60 / A * 1\,000\,000$$

FN_2O er emisjonsfluksen i $\mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{h}^{-1}$, $d [\text{N}_2\text{O}] / dt$ er i endring N_2O konsentrasjon (ppmv min^{-1}), V er kammervolum (L), V_m er molvolum ved kammertemperatur (L mol^{-1}) og A er arealet dekt av kammera (m^2). Det vart antatt at temperaturen i kammeret steig lineært etter at kammeret vart plassert, derfor vart gjennomsnittstemperaturen av starten og slutten av gassmålinga brukt.

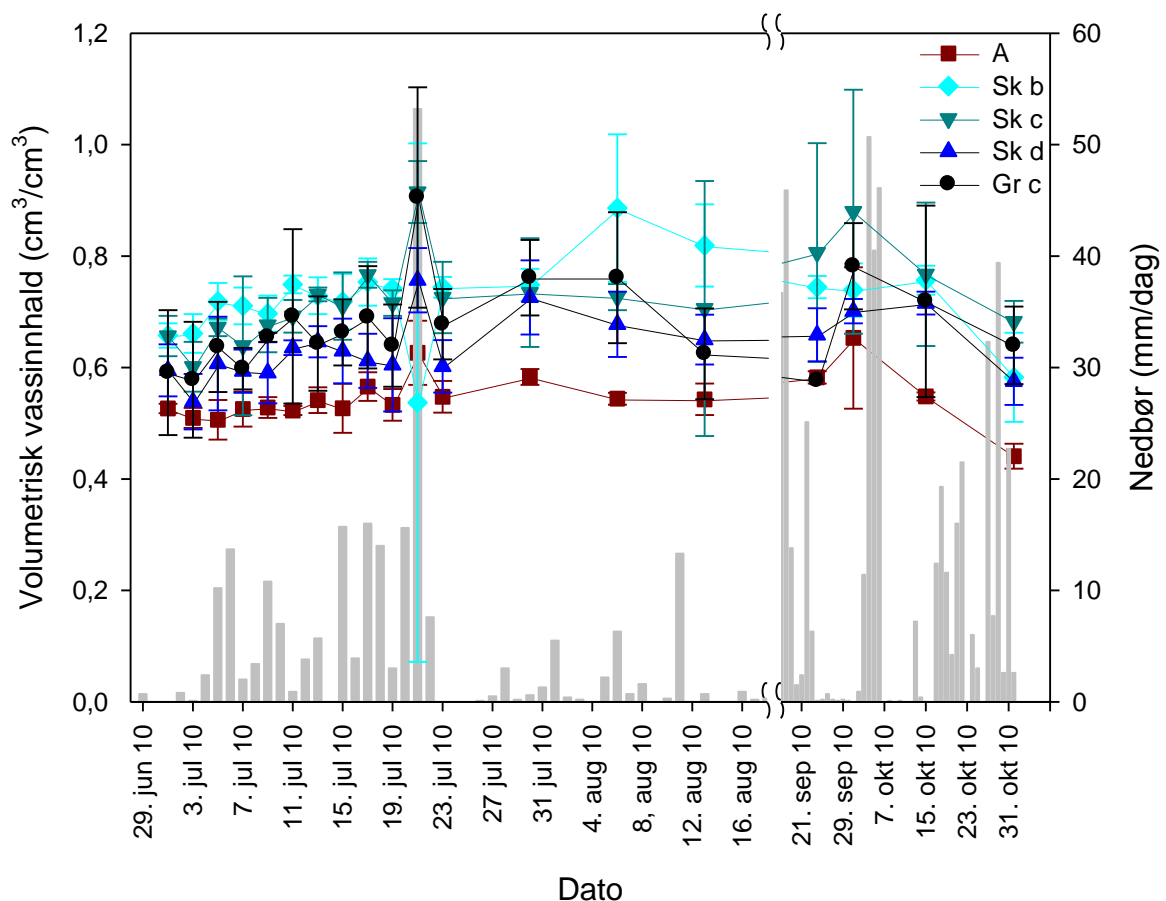
3.5.1 Statisk analyse

Kumulativ emisjon for kvart mikroplot vart integrert lineært over tid der det vart antatt at emisjonsraten mellom to uttak var gjennomsnittet av dei to målte ratane. Gjennomsnittet av flukssummane per behandling ($n = 4$) for dei ulike måleperiodane vart samalikna med ein 2 – sampte t –test. Effekten av kalkinnblanding og moreneinnblanding vart testa separat med One Way Anova. Det vart og tatt regresjonsanalyse for å undersøke effekten av pH og total mengd nitrogen i avling på kumulativ N_2O emisjon. Statistiske analysar vart utført med statistikkprogrammet Minitab versjon 15.

4. Resultat

4.1 Miljøfaktorar

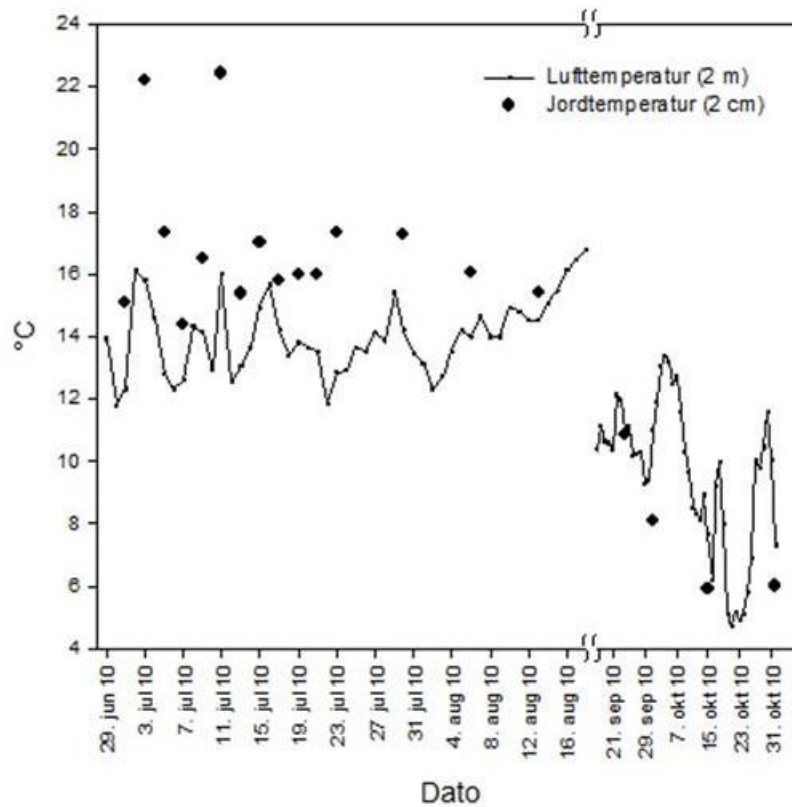
Nedbør og gjennomsnittleg volumetrisk vassinnhald for dei fem behandlingane er vist i fig. 5. I byrjinga av juli var det lite nedbør og relativt tørt, men nedbørsmengdene auka utover i juli. Mot slutten av juli og i august var det relativt lite nedbør, men i september og oktober auka nedbørsmengdene. Trass i nedbørskilnadane hadde ubehandla jord eit relativt stabilt volumetrisk vassinnhald, men vassinnhaldet var mindre samanlikna med mineralinnblanda jord. Volumetrisk vassinnhald i mineralinnblanda jord synte ein større variabilitet, særleg skjelsand b. Det kom mykje nedbør 21. juli (53 mm) så vassinnhaldet ved dette tidspunktet er truleg noko overestimert.



Figur 5. Volumetrisk vassinnhald (cm^3/cm^3) for dei ulike behandlingane og nedbør (mm/dag) i måleperioden 1. juli til 1. november 2010.

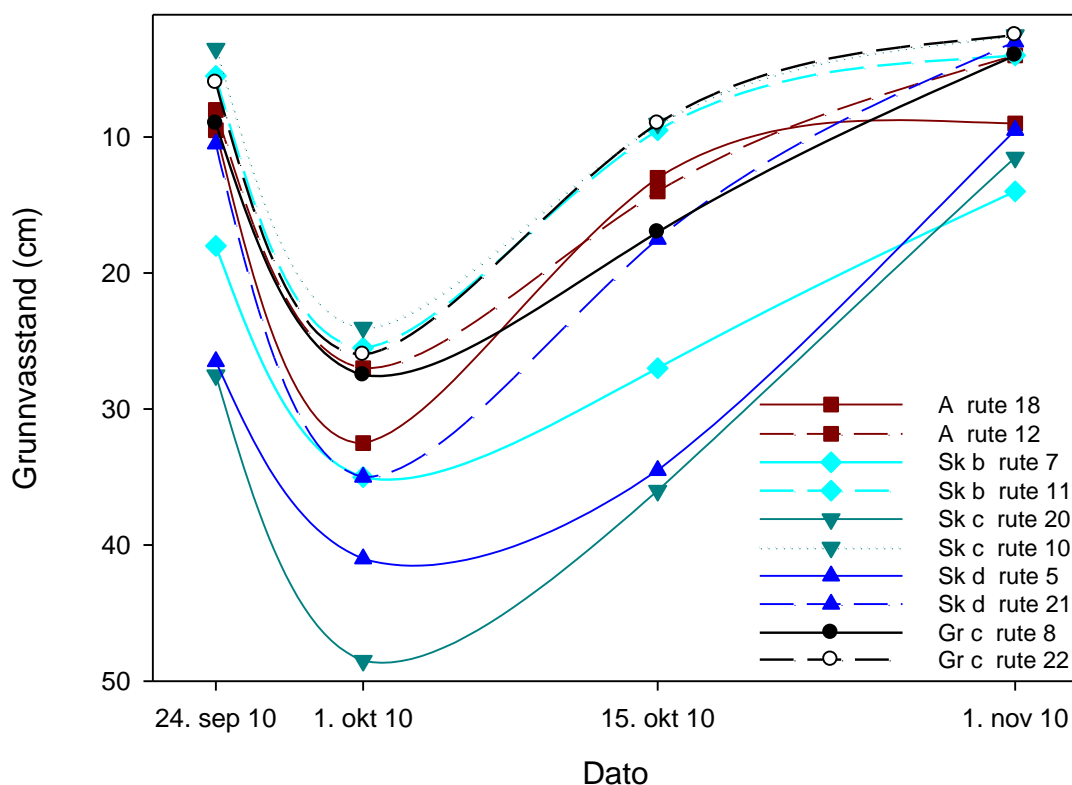
Sidan det var små skilnadar i jordtemperatur ($\pm 1\text{ }^\circ\text{C}$) mellom dei ulike behandlingane vart gjennomsnittsverdien for alle behandlingar brukt (fig. 6). Jordtemperaturane varierte mellom

14 og 22 °C i vekstsesongen. I slutten av oktober var temperaturen 6 °C. Frå juli til august var jordtemperaturane over lufttemperaturen, medan frå september til slutten av måleperioden låg jordtemperaturane under lufttemperaturen (fig. 6).



Figur 6. Gjennomsnittleg lufttemperatur (°C) (2 m over bakken) og jordtemperatur (°C) (2 cm djup) i måleperioden 1. juli til 1. november 2010.

I midten av september vart det plassert ut piezometer for å måle grunnvasstanden i rutene. Grunnvasstanden varierte temporalt, både mellom og innan behandlingane (fig. 7). For alle rutene sank grunnvasstanden frå 24. september til 1. oktober, og frå 1. oktober til 1. november auka grunnvasstanden. Det var til dels stor variasjon i grunnvasstand mellom rutene med skjelsandinnblanding. Den største variasjonen var mellom skjelsand c rutene, der rute 10 hadde den høgste grunnvasstanden i det målte tidsrommet. For skjelsand d rutene hadde rute 21 den høgste grunnvasstanden, og rute 11 hadde den høgste grunnvasstanden av skjelsand b rutene. Ubehandla kontroll og moreneinnblanda jord hadde liten variasjon i grunnvasstand mellom rutene, men grunnvassnivået var høgast for rute 12 for ubehandla jord og rute 22 for moreneinnblanding. Alle rutene med høge grunnvassnivå innan behandlingane var frå gjentak 3 (fig. 3).



Figur 7. Grunnvasstand (cm) for begge rutene i kvar behandling målt frå slutten av september til 1. november 2010.

4.2 Ammonium og nitrat

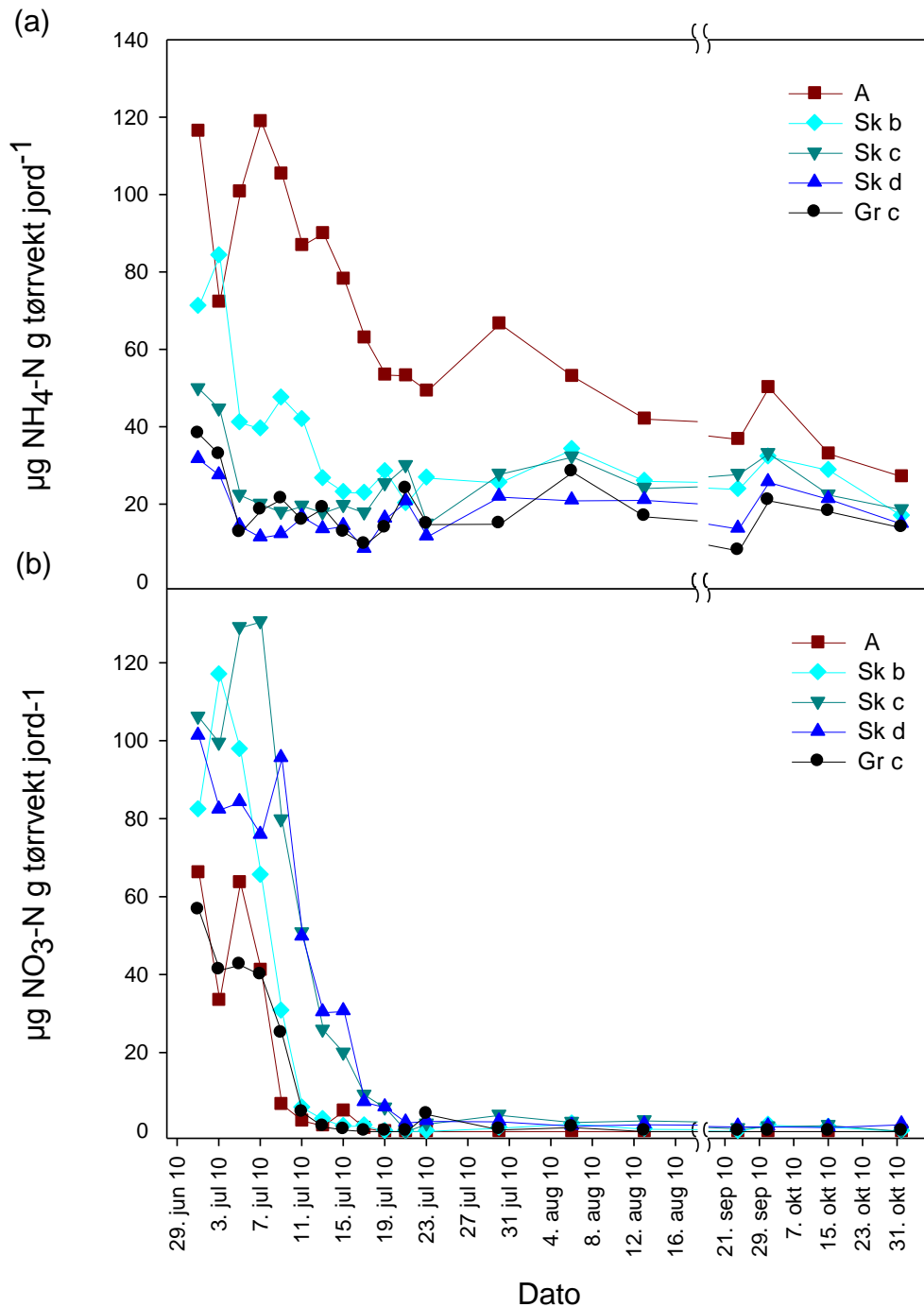
4.2.1 Toppjorda

Konsentrasjonane av ammonium og nitrat i dei øvste 20 cm av jorda viste tydelege skilnadar mellom ubehandla og mineralinnblanda jord, men for alle behandlingane vart konsentrasjonane redusert i løpet av vekstsesongen (fig. 8 a og b). Dei høge konsentrasjonane i starten skuldast at feltet vart gjødsla 28. juni, tre dagar før jordprøvetakinga.

Ammoniumkonsentrasjonen var høgast i ubehandla jord (A), men konsentrasjonen sank raskt i løpet av juli (fig. 8 a). Mineralinnblanda jord hadde låge ammoniumkonsentrasjonar. I juli var trenden at dess meir kalk jorda vart tilført, dess lågare var ammoniumkonsentrasjonen.

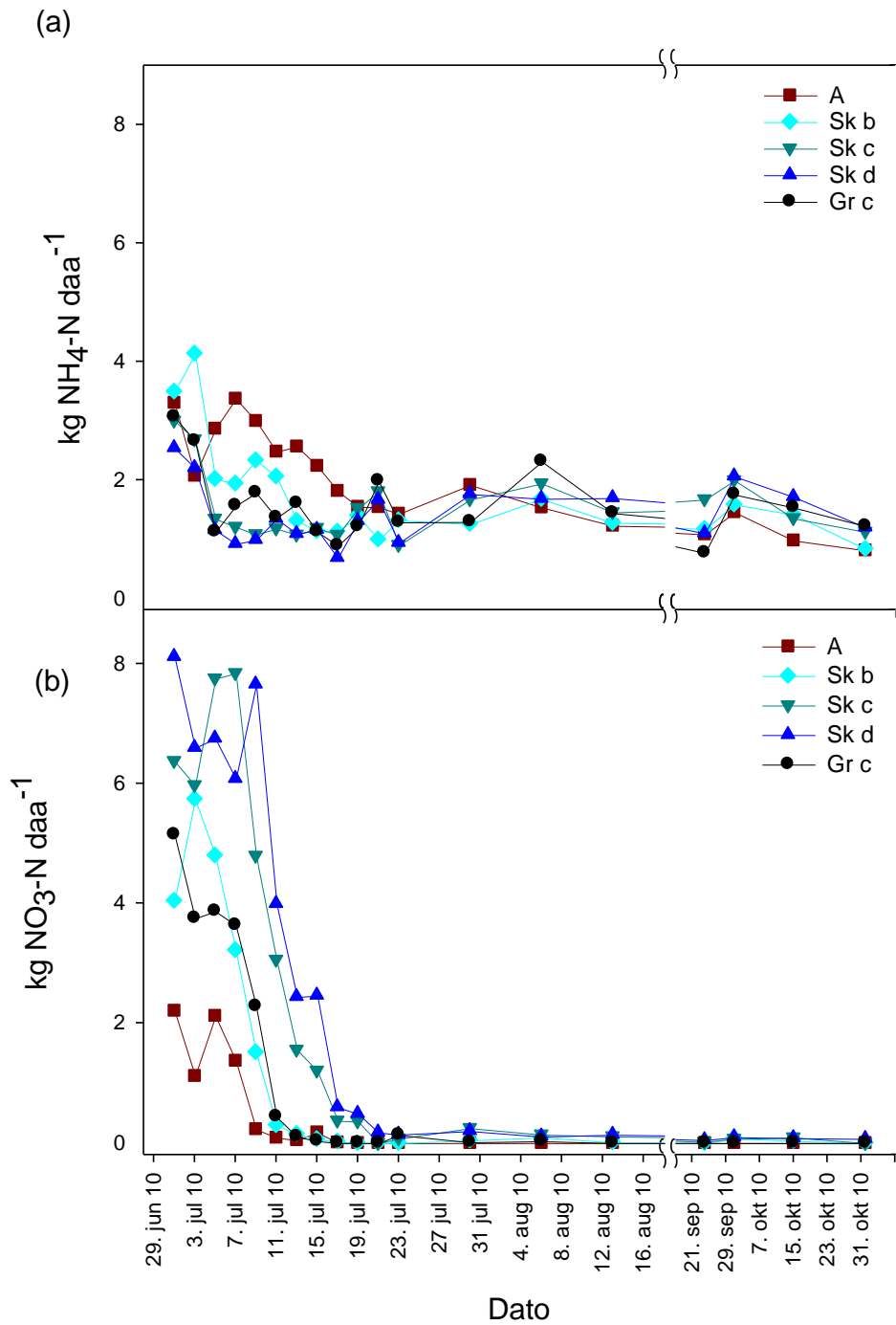
Utover sommaren og hausten var ikkje dette like tydeleg. Ubehandla og moreneinnblanda jord hadde dei lågaste nitratkonsentrasjonane. Dei største innblandingane med skjelsand hadde dei høgste nitratverdiane i juli, men utover sommaren og hausten vart konsentrasjonane redusert, og trenden var ikkje lenger tydeleg. For å ta omsyn til ulik jordtettleik til dei ulike

behandlingane vart det rekna ut ammonium og nitratkonsentrasjonar per dekar (fig. 9 a og b). Ammoniumkonsentrasjonen per dekar jord (fig. 9 a) viste den same, men svakare trenden



Figur 8. Gjennomsnittskonsentrasjonar av a) $\text{NH}_4\text{-N}$ og b) $\text{NO}_3\text{-N}$ gram tørrvekt jord⁻¹ for dei ulike behandlingane i måleperioden 1.juli til 1. november 2010.

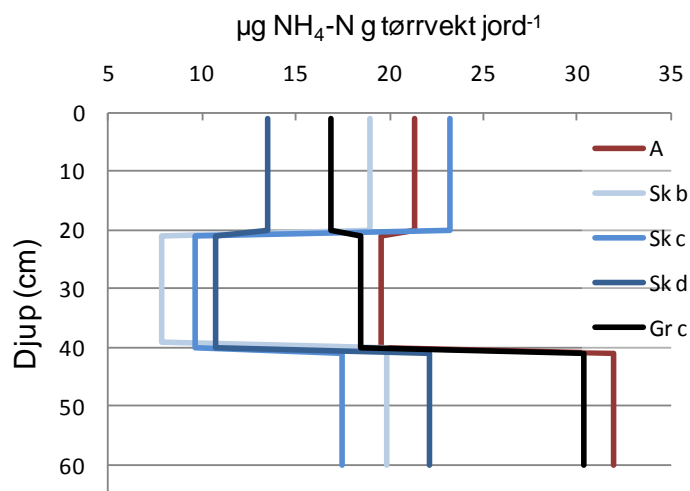
som fig. 8 a, med størst konsentrasjon av ammonium i ubehandla jord, og mindre i mineralinnblanda jord. Trenden for nitratkonsentrasjonane (fig. 9 b) var den same som fig. 8 b, men nitratkonsentrasjonane i moreneinnblanda jord var større.



Figur 9. Gjennomsnittskonsentrasjonar av a) NH₄-N og b) NO₃-N daa⁻¹ for dei ulike behandlingane i måleperioden 1.juli til 1. november 2010.

4.2.2 Jordprøver frå ulike djup

For å undersøke om det var nitrogenutvasking frå feltet vart det teke jordprøver frå ulike djup (0 – 20 cm, 20 – 40 cm og 40 – 60 cm) i slutten av oktober. Nitrat vart kun funnen i toppjorda (0 – 20 cm) for behandling Sk c og Sk d og konsentrasjonane var høvesvis $0,72 \mu\text{g NO}_3\text{-N}$ tørrvekt jord⁻¹ og $1,2 \mu\text{g NO}_3\text{-N}$ tørrvekt jord⁻¹. I motsetnad til nitrat vart ammonium funne i alle djup (fig. 10). Konsentrasjonane synte ingen klar behandlingseffekt i dei øvste 20 cm, men frå 20 - 60 cm var ammoniumkonsentrasjonane minst i skjelsandinnblanda jord.



Figur 10. Ammoniumkonsentrasjonar ($\mu\text{g g}$ tørrvekt jord⁻¹) i 0 - 20 cm, 20 - 40 cm og 40 - 60 cm til dei ulike behandlingane tatt 27.10.10

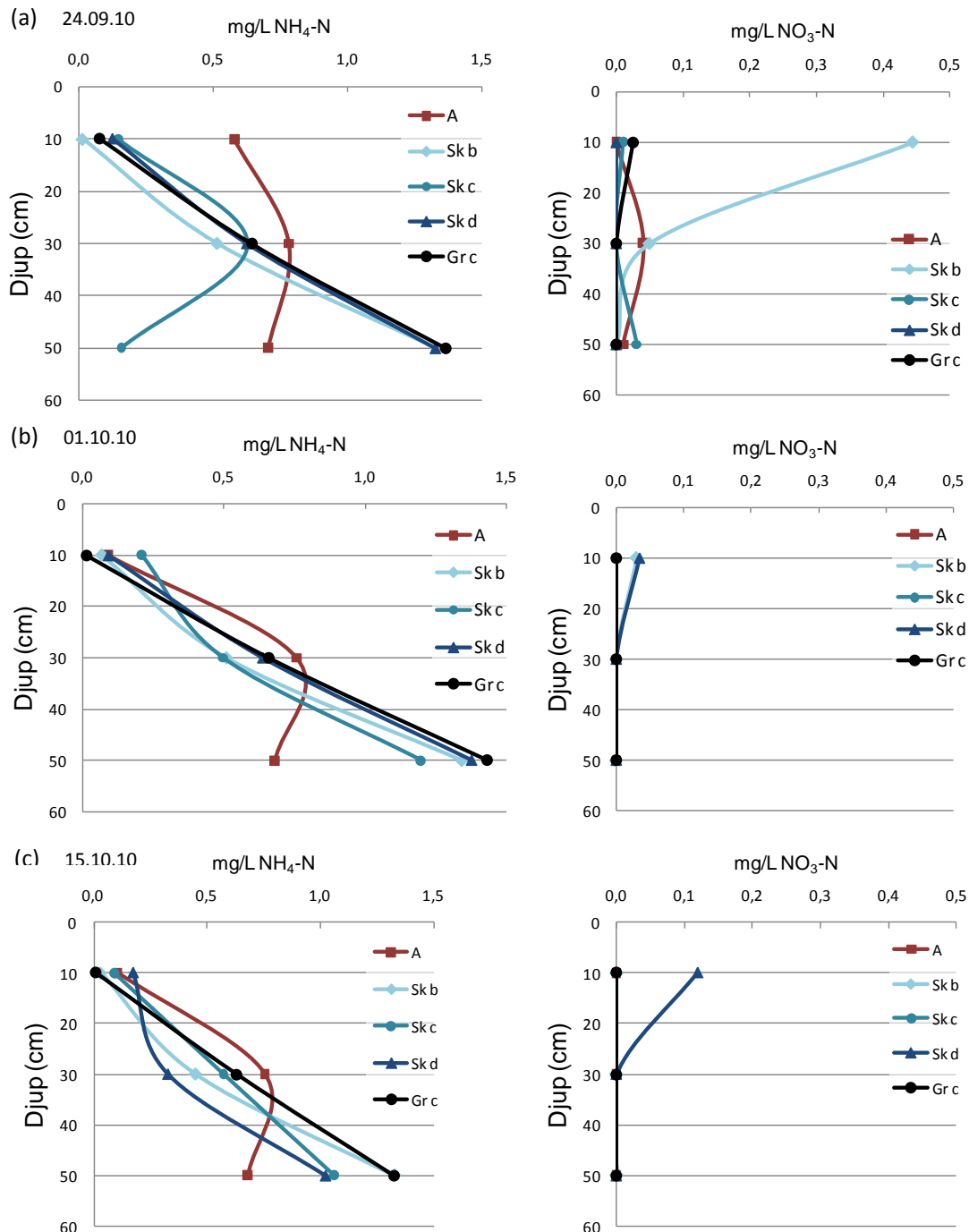
4.2.3 Jordvæske

For å undersøke innhaldet av ammonium og nitrat i jordvæskene vart det plassert ut lysimeter i midten av september. Gjennomsnittskonsentrasjonar for ammonium og nitrat for jordvæskene frå dei ulike rutene er vist i fig. 11. Ammoniumkonsentrasjonane haldt seg relativt stabile gjennom heile det målte tidsrommet og auka med djupet for alle behandlingar, unntatt for ubehandla jord der konsentrasjonen vart størst ved 30 cm (fig. 11 a).

Konsentrasjonen av ammonium i jordvæskene viser den same trenden som dei djupe jordprøvene, med høgast konsentrasjon i moreneinnblanda og ubehandla jord (fig. 10), med unntak av ubehandla jord som hadde høgast konsentrasjon ved 30 cm.

Ammoniumkonsentrasjonen var størst i moreneinnblanda jord. Den låge konsentrasjonen til

skjelsand c ved 50 cm tatt 24.09.10 kan skuldast ein målefeil. Nitratverdiene var generelt låge og var under deteksjonsgrensa for dei fleste behandlingane (fig. 11 b). For den ubehandla torvjorda vart nitratkonsentrasjonane kun detektert første måling ved 30 cm (0,08 mg/L). Nitratkonsentrasjonen i første måling ved 10 cm for skjelsand b var relativt høg (0,45 mg/L).

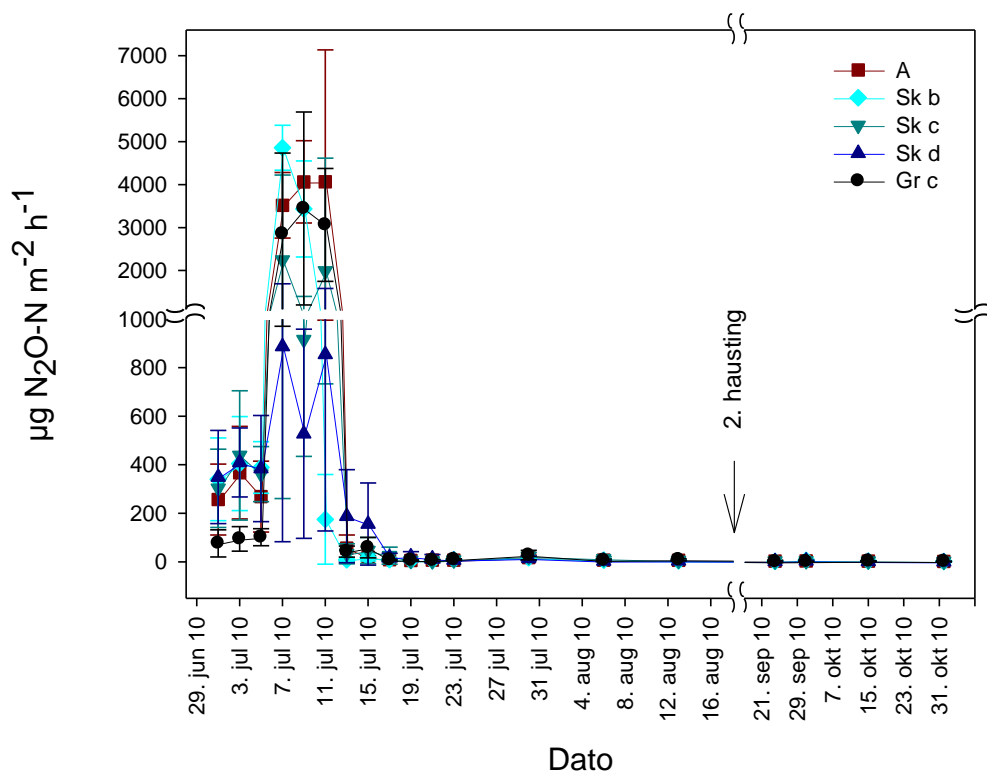


Figur 11. Gjennomsnittskonsentrasjonar for $\text{NH}_4\text{-N}$ (til venstre) og $\text{NO}_3\text{-N}$ (til høgre) i mg/L for jordvæskene for begge ruter for kvar behandlingane tatt ved a) 24.09.10, b) 01.10.0 og c) 15.10.10.

Ved andre måling var det berre skjelsandinnblanding b og d som hadde målbare nitratverdiar, men konsentrasjonane var låge (fig. 11 b), og ved siste måletidspunkt var det berre skjelsand d som gav utslag (fig. 11 c).

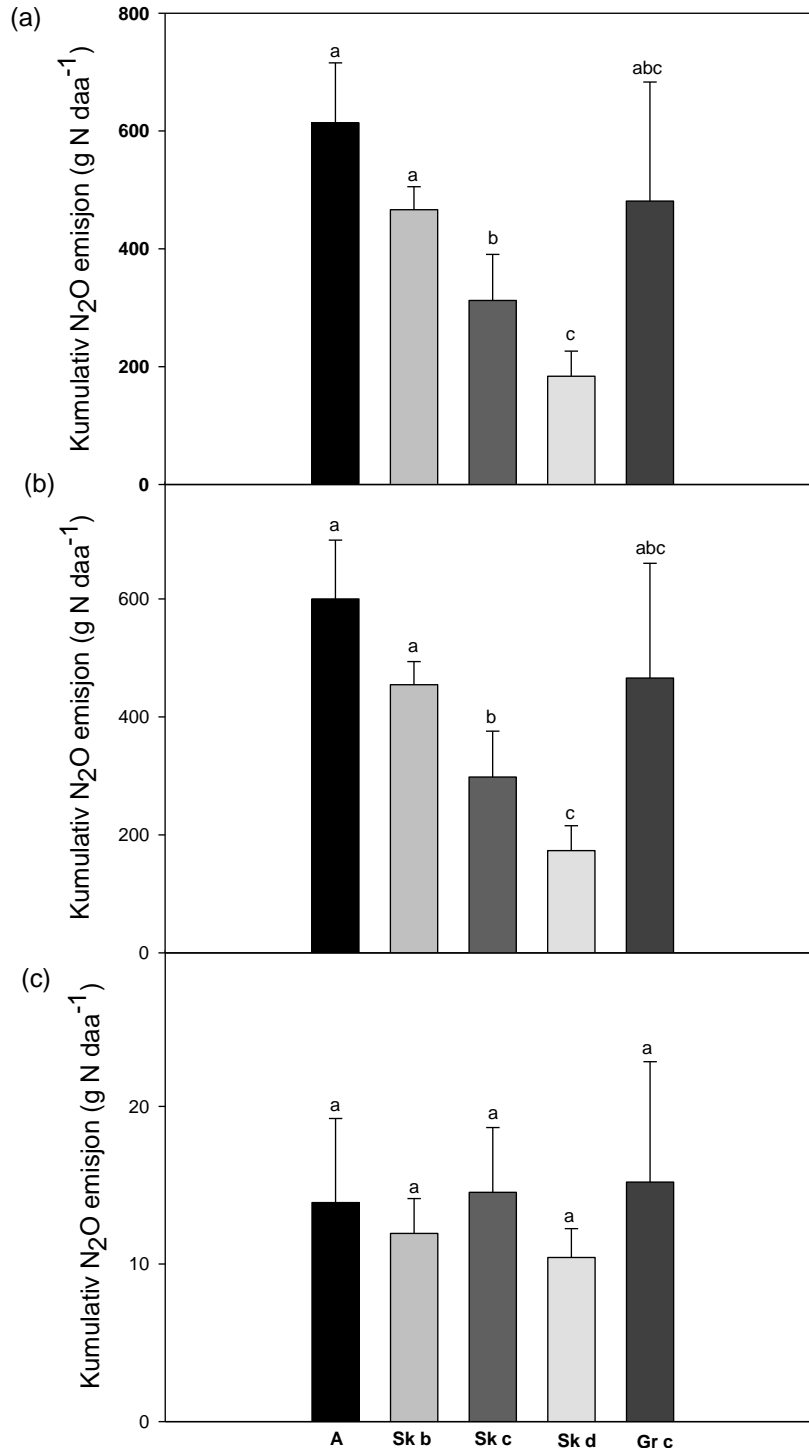
4.3 Lystgassemisjon

Emisjonen av N_2O viste stor variasjon i det målte tidsrommet frå 1. juli til 1. november (fig. 12). Fram til 11. juli auka emisjonen, men deretter vart emisjonen raskt redusert. Innblanding av kalk hadde signifikant effekt på emisjonen ($p = 0,000$), men det hadde ikkje moreneinnblanding. Gjødsling tre dagar før første måling er truleg årsaka til den høge emisjonen i juli. Det var til dels store variasjonar mellom gassemisjonen innan behandlingane, særleg for moreneinnblanda jord. Gjennomsnittleg kumulativ N_2O emisjon for dei ulike behandlingane vart oppdelt i tre periodar for å skilje emisjon som ein følge av gjødsling frå bakgrunnsemisjon ved lågt mineralsk nitrogeninnhald (fig. 13 a, b og c). Fig. 13 a viser



Figur 12. N_2O – emisjon ($\mu\text{g N}_2\text{O} - \text{N m}^{-2} \text{h}^{-1}$) frå dei ulike behandlingane i perioden 1. juli til 1. november 2010. Feltet vart gjødsla 28. juni og hausta for 2. gong 17. august 2010.

kumulativ fluks for heile den målte perioden frå 1. juli til 1. november, fig. 13 b viser kumulativ fluks til og med 19. juli og representerar N₂O emisjonen som følgje av gjødsling, og fig. 13 c viser N₂O emisjonen etter 19. juli. Trass i at nitratkonsentrasjonen var størst for



Figur 13. Kumulativ N₂O emisjon (g N daa⁻¹) for dei ulike behandlingane a) for heile perioden frå 1. juli til 1. november (123 dagar), b) frå og med 1. juli til og med 19. juli (19 dagar) og c) frå 19. juli til og med 1. november (104 dagar) 2010. Ulik bokstav over stolpane indikerar signifikant skilnad i N₂O - emisjonen mellom behandlingane (p < 0,05).

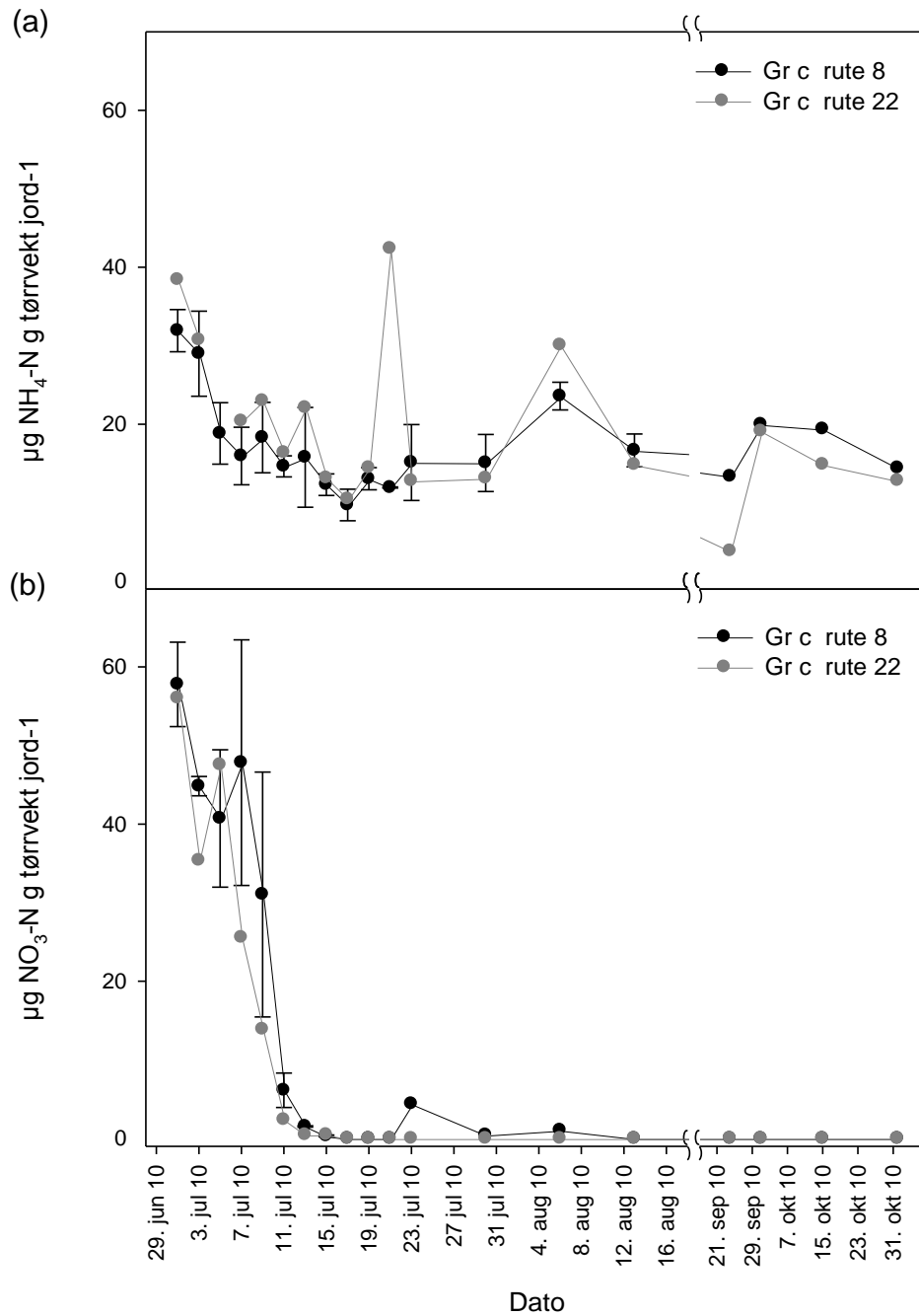
skjelsandrutene i juli (fig. 9 b) hadde desse rutene den minste emisjonen av N₂O (fig. 13 b). For alle periodane var det stor variasjon mellom morenerutene, der rute 22 hadde ein større emisjon enn rute 8 for alle dei inndelte periodane. Kumulativ emisjon frå A for heile perioden var signifikant ulik emisjonen frå Sk c (p = 0,005) og Sk d (p =0,001), men ikkje frå Sk b og Gr c (fig. 13 a). Emisjonen frå behandling Sk d var signifikant mindre enn for behandling A (p = 0,001), Sk b (p = 0,000) og Sk c (p = 0,022), men ikkje Gr c. Emisjonen frå skjelsand c var signifikant mindre enn emisjonen frå behandling A (p= 0,003) og Sk b (p = 0,012). Emisjonen etter 19. juli var betydeleg redusert og viste ingen signifikant effekt av kalking (fig. 13 c).

4.3.1 Variabilitet i N₂O - emisjon

Romleg variabilitet for N₂O – emisjon var størst for behandlingane med morene, der rute 22 hadde ein større N₂O emisjon enn rute 8 for alle dei inndelte periodane. For å undersøke moglege årsaker til dette vart miljøfaktorar og innhald av mineralsk nitrogen for desse rutene undersøkt nærare. Det var ingen store skilnader mellom ammoniumkonsentrasjon (fig. 14 a) eller nitratkonsentrasjon (fig. 14 b) for morenerutene. Fram til 23. juli hadde rute 22 med høgst N₂O emisjon ein noko større konsentrasjon av ammonium enn rute 8, men utover hausten var ikkje dette lenger synleg. Ammoniumkonsentrasjonen for rute 22 tatt 21. juli var høg og kan tyde på at det har skjedd ein målefeil. Det var heller ingen store skilnader mellom rutene når det gjeld nitratkonsentrasjonar, men i starten av juli hadde rute 8 noko høgare konsentrasjonar av nitrat. Derimot var det ein liten skilnad mellom grunnvasstanden til dei ulike morenerutene (fig. 7), der rute 22 med høgst gassemisjon hadde den høgste grunnvasstanden. pH var 5,2 for begge rutene (tab. 2).

Romleg variabilitet for alle behandlingane er synt i tab. 2 som viser kumulativ N₂O – emisjon for kvar rute innan behandlingane og gjennomsnittleg N₂O – emisjon, samt pH og avling. N₂O – emisjonen varierte mellom rammene for kvar enkelt rute og mellom rutene innan behandlingane. Gjennomsnittleg N₂O – emisjon for behandlingane var størst for gjentak 3, med unntak av skjelsandbehandling d. Rutene frå gjentak 3 hadde og høgast grunnvasstand (fig. 7). Ruter med høg pH hadde generelt låg N₂O – emisjon. Totalt nitrogeninnhald i avling (kg N/daa) varierte også mellom rutene innan kvar behandling, særleg for ubehandla og

moreneinnblanda jord. Samanhengen mellom N_2O – emisjon og pH, og N_2O – emisjon og total mengd nitrogen avling vert behandla i komande underkapittel.



Figur 14. Konsentrasjon av a) NH_4-N og b) NO_3-N tørrvekt jord $^{-1}$ for morenerute 8 og 22 i måleperioden 1. juli til 1. november 2010.

Tabell 2. Rutevis N₂O – emisjon for kvar ramme, gjennomsnittleg N₂O – emisjon for kvar rute, samt pH og avling for kvar behandlingsrute.

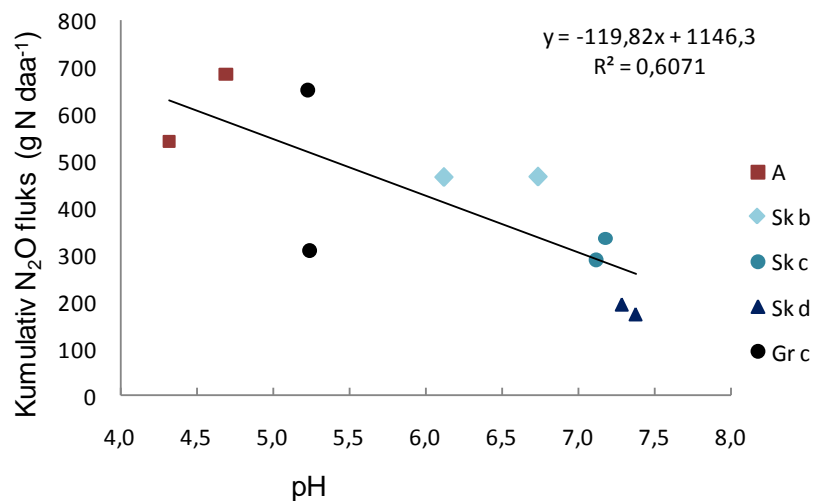
Behandling	gjentak 2		Gjennomsnitt	gjentak 3		Gjennomsnitt
A						
Rute	18			12		
Ramme (nr)	3	4		19	20	
Kumulativ N ₂ O ^a	600	485	542	730	642	686
pH			4,3			4,7
Avling ^b			6,5			5,7
Sk b						
Rute	7			11		
Ramme (nr)	5	6		17	18	
Kumulativ N ₂ O ^a	438	494	466	429	507	467
pH			6,1			6,7
Avling ^b			5,6			5,8
Sk c						
Rute	20			10		
Ramme (nr)	9	10		15	16	
Kumulativ N ₂ O ^a	200	379	290	345	326	335
pH			7,1			7,2
Avling ^b			6,2			5,9
Sk d						
Rute	5			21		
Ramme (nr)	1	2		11	12	
Kumulativ N ₂ O ^a	198	190	194	223	124	174
pH			7,3			7,4
Avling ^b			6,7			6,9
Gr c						
Rute	8			22		
Ramme (nr)	7	8		13	14	
Kumulativ N ₂ O ^a	261	360	310	630	673	652
pH			5,2			5,2
Avling ^b			5,8			6,3

^a Kumulativ N₂O emisjon for heile måleperioden (frå 1. juli til 1. november 2010) i g N₂O-N daa⁻¹

^b Avling i kg total N daa⁻¹ for 2. hausting

4.4 Effekt av pH

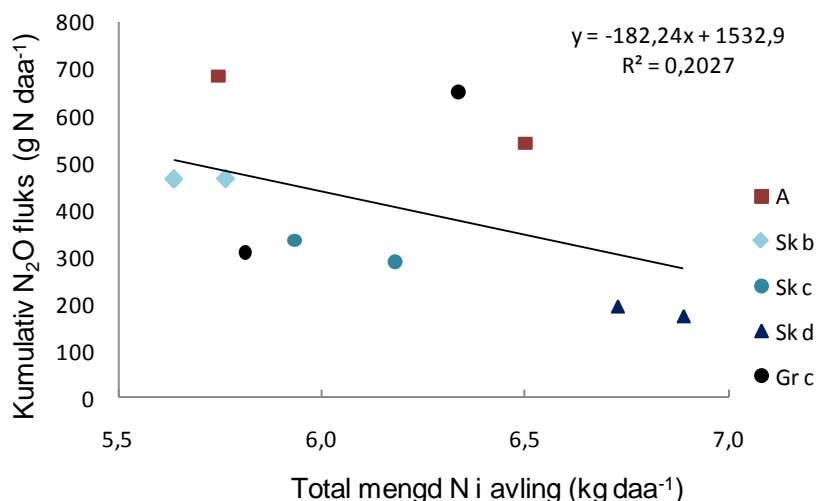
Den kumulativ N₂O emisjonen for heile måleperioden varierte både mellom og innan behandlingane, særleg for rutene med moreneinnblanding. pH hadde likevel signifikant innverknad på N₂O emisjonen ($p = 0,008$). Dette er vist i fig. 15 der kumulativ N₂O emisjon er vist som funksjon av pH i behandlingane. Den kumulative N₂O emisjonen etter 19. juli var ikkje signifikant påverka av pH (ikkje vist).



Figur 15. pH – effekten på kumulativ N₂O emisjon (g N daa⁻¹) frå 1. juli til 1. november 2010. Vist er kumulativ N₂O – emisjon og pH for begge ruter for kvar behandling.

4.5 Effekt av avling

Total mengd nitrogeninnhald i tørrstoffavlinga varierte også for dei ulike behandlingane, og innan behandlingane, særleg for rutene med moreneinnblanding og ubehandla jord. Total mengd nitrogen i tørrstoffavlinga hadde ingen signifikant innverknad på kumulativ N₂O – emisjon, men det kan tyde på at det var ein svak trend med aukande innhald av totalt nitrogen i tørrstoffavlinga med aukande innblanding av skjelsand, og mindre emisjon med større totalt nitrogen i avling (fig. 16). Det var ikkje noko signifikant forhold mellom pH og totalt nitrogen i tørrstoffavling (ikkje vist).



Figur 16. Totalt nitrogen i avling (kg N daa⁻¹) og total kumulativ N₂O fluks (g N daa⁻¹) frå 1. juli til 1. november 2010. Vist er kumulativ N₂O – emisjon og totalt nitrogen i avling for begge ruter for kvar behandling

4.6 Emisjonsfaktor

Sidan emisjonen av N₂O vart målt i ein vekstperiode (frå gjødsling til hausting) vart N₂O – emisjonen samanlikna for kvar behandling med mengd tilført nitrogen (tab. 3). Ubehandla og moreneinnblanda jord hadde den høgste emisjonen per g tilført nitrogen. Emisjonsfaktorane minka med aukande tilførsel av skjelsand. Normalisert for kg totalt nitrogen i avling var trenden den same for N₂O – emisjonen, med minkande emisjon med aukande innblanding av skjelsand. Moreneinnblanding synte litt reduksjon i N₂O - emisjon i høve til behandling A, og ligg om lag på same nivå som skjelsandbehandling b.

Tabell 3. Emisjonsfaktor berekna som N₂O – emisjon for heile perioden relativt til tilført mengd nitrogengjødsel etter 1. hausting og N₂O – emisjon pr kg total mengd N i avling.

Behandling	N ₂ O emisjon (g N/m ²)	Tilført gjødsel (g N/m ²)	Emisjonsfaktor (%)	kg N ₂ O-N/ kg total N i avling (%)
A	0,61	9,5	6,4	10,0
Sk b	0,47		4,9	8,2
Sk c	0,31		3,3	5,2
Sk d	0,18		1,9	2,7
Gr c	0,48		5,0	7,9

5. Diskusjon

Denne feltstudien vart gjennomført for å undersøke om pH – heving over lenger tid kan redusere N₂O – emisjonen frå dyrka organisk jord. Utgangspunktet var eit laboratorieforsøk der jorda i denne oppgåva vart undersøkt som viste at denitrifikasjonsenzymet, N₂O – reductase, fungerte betre i ruter med høg skjelsandinnblanding enn i sur kontrolljord (Liu et al. 2010). N₂O – reductase er det siste enzymet i denitrifikasjonsprosessen og kontrollerar reduksjonen av N₂O til lite reaktivt N₂. Sidan mykje av N₂O – emisjonen frå våt jord kan tenkast å kome frå denitrifikasjon, på grunn av eit høgt anoksisk volum, kunne eit betre fungerande N₂O – enzym resultere i lågare N₂O – emisjon også under feltbetingelsar. Feltundersøkinga vart gjennomført frå 1. juli, etter første hausting, til 1. november. Alle behandlingar vart gjødsla likt, og gjødsling etter første hausting var 9,5 g N/m². Det viste seg at emisjonen av N₂O var størst 2 - 3 veker etter gjødsling før den vart raskt redusert og haldt seg relativt stabilt på eit lågt nivå for resten av den målte perioden.

5.1 Lystgassemisjon

Kumulativ lystgassemisjonen vart oppdelt i tre periodar for å skilje frå emisjonen som ei følgje av gjødsling. For heile perioden frå 1. juli til 1. november hadde kalking ein signifikant effekt på N₂O – emisjonen. Emisjonen frå den største skjelsandinnblandinga var signifikant mindre enn emisjon frå dei andre behandlingane, med unntak av morenebehandlinga. Dette er i samsvar med tidlegare studiar der det er funne at N₂O – emisjonen er tendensielt lågare i nøytral jord i høve til sur jord (Simek & Cooper). Moreneinnblanding har verka inn på dei fysiske faktorane i jorda på same måte som skjelsand (Sognnes 1996), men har hatt minimal effekt på pH og dermed ingen signifikant innverknad på kumulativ emisjon av N₂O. Dette tyder på at det er pH – effekten, og ikkje dei fysiske faktorane ved mineralinnblanding som har hatt størst effekt på emisjonen av N₂O. Kumulativ lystgassemisjon fram til 19. juli var tydeleg prega av nitrogengjødsling (fig. 12). Denne emisjonen var om lag tre storleiksordenar større i høve til emisjonen etter 19. juli, og er årsaka til at kalkinga synte signifikant effekt for heile perioden, trass i at emisjonen etter 19. juli var betydeleg redusert og ikkje synte signifikant effekt av kalking. Låg bakgrunnsemisjon etter 19. juli er overraskande sidan drenert myr har vorte skildra som signifikante kjelder for N₂O – emisjon, også utan tilføring av mineralsk gjødsel (Maljanen et al. 2007; Maljanen et al. 2010). Senking av

grunnvasstanden gjer til at ein større del av jorda vert eksponert for oksygen. Dette aukar nedbrytinga av karbon – og nitrogenlageret i jorda, som igjen fører til auka nitrifikasjons – og denitrifikasjonsaktivitet (Kasimir-Klemedtsson et al. 1997). At dette ikkje var tilfellet for jorda på Fureneset kan ha fleire årsaker.

5.1.1 Bakgrunnsemisjon

Låg bakgrunnsemisjon vart målt både i byrjinga av juli og seinare i vekstperioden etter 19. juli. Årsaka til dei høvesvis låge N_2O – emisjonane i byrjinga av juli, trass i at konsentrasjonen av mineralsk nitrogen var høg, var truleg på grunn av at denitrifikasjon var begrensa av lågt vassinnhald. I motsetnad til dette var det låge konsentrasjonar av mineralsk nitrogen som truleg begrensa N_2O - emisjon etter 19. juli når grunnvasstanden var høg. Konsentrasjonane av nitrat og ammonium gjekk høvesvis raskt ned etter gjødsling (fig. 9 a og b), og dermed var det lite substrat tilgjengeleg for nitrifikasjon og denitrifikasjon utover sommaren og hausten. I tillegg bar feltet preg av å vere dårleg til ufullstendig drenert. Den dårlege dreneringa kan kome av at denne jordtypen er generelt vanskeleg å drenere på grunn av ein tett struktur (Hovde & Myhr 1980). Til dømes førte høge nedbørmengder til at rammene stod fulle av vatn 21. juli. Dette skjedde også på hausten ved store nedbørmengder. Det måtte også leggest ut bord/plankar framfor rammene og grensebelta for å få ein betre bereevne ved gassmaling for ikkje å øydelegge jord og plantar. Oksygenmangel ved høg grunnvasstand kan tenkast å ha redusert nitrifikasjonen, som forklarar dei låge nitratkonsentrasjonane i denne perioden. Den dårlege dreneringa kan og tenkast å ha ført til at meir N_2O vart redusert til N_2 i periodar med mykje nedbør og høg grunnvasstand. CN – forholdet for kvar einskild behandling vart ikkje bestemt i denne feltstudien, men gjennomsnittleg CN - forhold for alle behandlingar har vorte bestemt til 23 (Liu et al. 2010). Klemedtson et al. (2005) fann ein sterk negativ korrelasjon mellom CN – forhold og N_2O – emisjon frå drenert histosol med skog. Resultata tyda på at det var ein terskel for høg N_2O – emisjon under 25. Dette indikerar at N_2O – emisjonen frå jorda på Fureneset kunne ha ein signifikant emisjon av N_2O også utanom gjødslingsperioden, men det kan og vere at det er ein annan terskel som er gjeldande for grasdyrka histosol, kor planteopptaket av nitrogen er større enn for ei skogsjord. Det var ein svak negativ trend mellom totalt nitrogen i avling og kumulativ N_2O – emisjon, som kan tyde på at plantane er meir effektive til å ta opp nitrogen framfor mikroorganismane med aukande skjelsandinnblanding. Dette kan ha påverka

tilgjengelegheita av nitrogensubstrat for både denitrifikasjon og nitrifikasjon, etter at nitrogen tilført ved gjødsling vart tatt opp av plantane eller vaska ut. Dei djupe jordprøvene og jordvæskene tatt på hausten synte imidlertid at det ikkje hadde skjedd nitratutvasking. Likevel utelukkar det ikkje nitratutvasking tidlegare på hausten. Om sommaren er nitratutvasking lite truleg sidan planteopptaket er stort ved dette tidspunktet og overskot av mineralsk nitrogen ved gjødsling har truleg vorte nitrifisert og denitrifisert av mikrobar, og emittert som N_2O som fig. 12 indikerar. Ein annan faktor som verkar inn på emisjonen av N_2O er jordtemperaturen. Det forventast at emisjonen av N_2O er høgast i perioden med høgast temperatur, gitt at det er nok vatn tilgjengeleg. Dette stemmer overeins med den høge emisjonen av N_2O i juli, men jordtemperaturen var høg også i august når det vart målt låge N_2O – emisjonar.

Jordtemperaturen kan dermed ikkje ha vore den viktigaste faktoren for emisjonen av N_2O , men det kan tenkast at den høge jordtemperaturen har vore med å auka emisjonen når det var tilstrekkeleg mineralsk nitrogen tilgjengeleg.

5.1.2 Emisjon som følgje av gjødsling

Emisjonen av N_2O var høgast i juli når det var eit overskot av mineralsk nitrogen tilgjengeleg for nitrifikasjon og denitrifikasjon. Volumetrisk vassinnhald i ubehandla torvjord var høvesvis stabilt gjennom den målte perioden, medan innblanding av mineralmateriale førte til større variasjonar i vassinnhaldet. I byrjinga av juli var det høvesvis tørt og emisjonen av N_2O var høvesvis låg, trass i høge nitratkonsentrasjonar. Etter at det kom nedbør 5. juli auka N_2O emisjonen. I våt jord vil eit større volum vere anoksisk, og det kan derfor tenkast at denitrifikasjon var den viktigaste kjelda til den særleg høge emisjonen av N_2O målt i denne perioden. Ubehandla kontrolljord hadde ein kumulativ N_2O – emisjon på $0,6 \text{ g N/m}^2$ i løpet av 19 dagar etter gjødsling. Mørkved et al. (2007) fann ein N_2O andel av nitrifisert ammonium på høvesvis 1,4 og 7,6 % i ubehandla kontrolljord. Dersom ein går ut i frå at all tilført ammonium ($4,75 \text{ g N/m}^2$) vart nitrifisert, så ville målt N_2O – emisjon utgjere 13 % av nitrifikasjonen, som er om lag dobbelt så høgt som N_2O andelen funnen av Mørkved et al. (2007). Denne andelen vert endå større dersom ein estimerar nitrifikasjonsraten frå målt nedgang i ammoniumkonsentrasjon i behandling A, mellom 7. og 19. juli (fig. 9 a). I dette estimatet vert det antatt at nedgangen skuldast kun nitrifikasjon, og det vert ikkje tatt omsyn til planteopptak eller nitrogenmineralisering. Nedgangen i ammoniumkonsentrasjon i dette tidsrommet var om lag 1 g N/m^2 , som tilsvarar ein nedgang på $1,6 \text{ g N/m}^2$ i løpet av 19 dagar. Målt emisjon av N_2O på $0,6 \text{ g N/m}^2$ ville utgjere eit nitrifikasjonstap på 39 %. Sjølv om

Mørkved et al. (2007) fann høvesvis store nitrifikasjonstap for jorda frå Fureneset, syner desse estimata at målt emisjon av N_2O umogleg kan kome frå nitrifikasjon åleine. Saman med høg emisjon av N_2O etter nedbør indikerer dette at denitrifikasjon er hovudprosessen for danning av N_2O med høge konsentrasjonar av nitrat. I så fall vert det forventa mindre emisjon frå jord med høge skjelsandinnblandingar sidan det vart funnen ein sterk avhengigheit av N_2O – produktforholdet av pH i jorda i laboratorieforsøk (Liu et al. 2010). Dette samsvarar med observasjonane funnen i denne feltstudien. Ruter med høgast innblanding av skjelsand hadde lågast emisjon av N_2O i den perioden det vart antatt at denitrifikasjon var den dominerande prosessen. Derimot var det ikkje funnen nokon statistisk signifikant effekt av kalking på N_2O – emisjonen i perioden med låg emisjon, kor det vert anteke at nitrifikasjon var hovudkjelda. Dette samsvarar med Mørkved et al. (2007) som ikkje fann nokon pH – effekt på N_2O utbyte frå nitrifikasjon. Nitratkonsentrasjonane for dei ulike behandlingane rett etter gjødsling viste store skilnadar med 4 gongar så høg nitratkonsentrasjon i skjelsand d, samanlikna med ubehandla jord (fig. 9 a). Dette kan skuldast at nitrifikasjonshastigheita var pH – avhengig, sidan skilnadane i total mengd N i avling var høvesvis små (tab. 2). Dette førte til eit noko uvanleg mønster med låg emisjon av N_2O frå ruter med høgast konsentrasjon av nitrat, og motsett. Det er ikkje kjent kva dei totale denitrifikasjonstapa av nitrat var.

Litteraturgjennomgangsartikkelen til Simek og Cooper (2002) viser at det ikkje fins noko pH - optimum for denitrifikasjon. Jorda på Fureneset vart kalka for over 30 år sidan og mikrobefunnet har mest truleg tilpassa seg pH – endringane som følgje av kalking. Det må derfor antakast at denitrifikasjonshastigheita var lik for alle behandlingane, og skilnad i nitratkonsentrasjonane skuldast derfor med størst sannsyn ikkje ulik denitrifikasjonshastigheit. Dette indikerer at pH sin innverknad på produktforholdet i denitrifikasjonen ($N_2O:N_2$) var den avgjerande faktoren for storleiken av N_2O – emisjonen frå den organiske jorda på Fureneset. Det er derfor grunn til å tru at pH verkar direkte inn på N_2O – emisjonen gjennom regulering av N_2O – reduktase som vist i laboratorieforsøket til Liu et al. (2010).

5.1.3 Variabilitet i N_2O – emisjon

Det var til dels store variasjonar mellom N_2O – emisjonen innan behandlingane, særleg for moreneinnblanda jord. Ved jordprøvetakinga vart det observert ujamn innblanding av mineralmaterialet i torvjorda. I tillegg var det ein svak helling av feltet som truleg førte til høgare grunnvasstand i gjentak 3. Dette kan ha verka inn på emisjonen av N_2O , særleg sidan bruk av statisk kammermetode målar emisjonen frå eit avgrensa areal ($0,3 \text{ m}^2$). Plasseringa av

kammeret vert derfor av avgjerande betydning. Feltet har ikkje vore pløgd sidan 1988 og enga har til dels mykje ugras, særleg ubehandla kontrolljord. Ujamn vegetasjon kan ha ført til ulik opptak av mineralsk nitrogen mellom rutene. Kontrollrute 18 hadde høgare avling i høve til kontrollrute 12, og hadde ein mindre N_2O - emisjon enn rute 12 (tab. 2). Både grunnvasstand og N_2O – emisjon var høgast frå gjentak 3, med unntak av behandling Sk d. Morenerutene hadde små variasjonar i grunnvasstand i høve til dei skjelsandinnblanda rutene, men hadde likevel størst skilnad i N_2O – emisjon for alle dei inndelte periodane (fig. 13). Variabiliteten i N_2O – emisjonen vart derfor undersøkt nærmare for desse rutene. Morenerutene hadde ingen store skilnadar i konsentrasjon av nitrat og ammonium, med unntak av juli då ammoniumkonsentrasjonen for rute 22 var høgare enn for rute 8 (fig. 12). Dette var også den ruta som hadde høgast N_2O – emisjon. Grunnvasstanden målt om hausten synte at ruta med høgast N_2O – emisjon (rute 22) også hadde høgast grunnvasstand. Om denne trenden gjeld for resten av året kan ikkje seiast sikkert. Sidan skilnaden mellom konsentrasjonen av mineralsk nitrogen for morenerutene var liten, har truleg skilnaden i grunnvasstand hatt større betydning. At ruta med høgast grunnvasstand hadde høgast emisjon er som forventa, sidan eit større volum av jorda vil vere anoksisk, og dermed er forholda betre tilrettelagt for denitrifikasjon. pH - måling av morenerutene synte at dei hadde lik pH så skilnad i emisjon kan ikkje forklarast ut frå surleiksgrad i jorda. Grunnvasstanden har hatt betydeleg innverknad på emisjonen av N_2O sidan også ubehandla, og skjelsandinnbladning b og c hadde høgast emisjon frå ruter med høgast grunnvasstand, men skilnaden i N_2O – emisjon var ikkje so stor for desse rutene (tab. 2). Her har truleg andre faktorar verka inn i tillegg, slik som til dømes skilnad i pH eller avling. For skjelsandbehandling d hadde rute 5 med lågast grunnvasstand den høgast emisjonen, men denne ruta hadde lågast avling og lågast pH av skjelsand d rutene (tab. 2). I rute 5 var pH 7,3 og i rute 21 var pH 7,4. Sjølv om ikkje skilnaden i pH var så stor kan det tenkast at skilnaden i pH kan vere årsaka til emisjonsskilnadane. Rute 5 hadde og lågast total nitrogen i avling. I følgje fig. 16 er det ein svak trend med mindre emisjon med aukande total nitrogen i avling. For behandling Sk b og Gr c var derimot emisjonen størst frå ruta med høgast avling, medan for behandling Sk c var det motsette observert. Ein enkelt faktor kan derfor ikkje forklare bakgrunnsemisjonane.

5.2 Mineralsk nitrogen i djupe jordlag

Sidan kalking kan føre til auka mineralisering av karbon og nitrogen vart det undersøkt om dette har ført til auka utvasking av nitrogen i slutten av vekstperioden. Det vart installert lysimeter i september og tatt jordprøver ved ulike djup i slutten av oktober. Nitrat vart kun funne i toppjorda (0 – 20 cm) for skjelsandinnblanding c og d. Konsentrasjonane av nitrat for jordvæskene var låge, og under deteksjonsgrensa for dei fleste behandlingane (fig. 11).

Resultata tyda på at nitratutvaskinga om hausten var ubetydeleg. Dette kan skuldast at jorda er næringsfattig og har låg mineralisering, samt effektivt opptak av tilført nitrogengjødsling, som kan sjåast ut i frå rask nedgang av mineralsk nitrogen etter gjødsling (fig. 9 a og b). I tillegg kan høg grunnvasstand ha redusert mineralisering og nitrifisering. Låge konsentrasjonar av nitrat samanlikna med ammonium er motsatt av kva Kløve et al. (2010) fann for drenert myr i Nord – Noreg. Derimot har drenert myr i Nederland synt aukande konsentrasjonar av ammonium med jorddjupet (van Beek et al. 2007). Konsentrasjonar av ammonium i jordvæska på Fureneset auka med djupet (fig. 11), og denne trenden gjaldt til dels for dei djupe jordprøvene (fig. 10). Betydinga av denne trenden for ammoniumutvasking er usikker, fordi ammonium i djupe jordlag kan vere frå nitrogenlager som ikkje er delaktig i nitrogenomsetnad på grunn av låg nitrifikasjonshastigheit ved vassmetning i djupe jordlag. Ammoniumkonsentrasjon var høvesvis stor i 40 – 60 cm ($17 - 32 \mu\text{g N tørrvekt jord}^{-1}$), men dette kan skuldast at det vart brukt 2 M KCl som ekstraksjonsmiddel. KCl bytar ut alt ammonium tilstades, som nødvendigvis ikkje er mobilt. Dataane tyder på at dersom det er nitrogenutvasking, så førekjem dette i form av ammonium, som ikkje er so mobilt som nitrat. Faren for nitrogenutvasking frå torvjorda på Fureneset om hausten vurderast derfor som låg.

5.3 Emisjonsfaktorar

Emisjonsfaktorane synte at ubehandla og moreneinnblanda jord hadde høgast N_2O – emisjon per tilført g nitrogen (tab. 3). Gassemisjonen vart målt frå 1. juli, etter 2. gjødsling, til 1. november. Det vil seie at berre ei gjødsling er inkludert i denne emisjonsfaktoren. Om våren er gjødslingsmengda større og det kan tenkast å gje ein større emisjon. Om dei ulike behandlingane har ein like stor emisjon per tilført nitrogen også ved vårgjødsling er vanskeleg å seie noko om. Emisjonen vil i alle høve vere større for heile året. IPCC (2006) brukar eit fast tal for emisjonen frå drenert organisk jord på $8 \text{ kg N}_2\text{O} - \text{N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. Dersom emisjonen etter vårgjødslinga er like stor som gjødslinga etter 1. hausting kan årsemisjonen av N_2O frå

ubehandla jord og morenebehandla jord stige over IPCC sine estimat. Det bør derfor nyttast stadsspesifikke emisjonstal for kultivert brenntorvmyr på Vestlandet. Sidan emisjonen av N₂O er sterkt avhengig av nitrogengjødsling tilseier dette at det bør nyttast ein emisjonsfaktor (prosent av tilført N; tabell 3) i staden for eit fast emisjonstal. Avhengig av behandling låg emisjonsfaktoren mellom 1,9 og 6,4 % av tilført nitrogen, og er som forventa over den estimerte emisjonsfaktoren for mineralsk jord som er 1 % (IPCC 2006). Kalking av jord vil føre til reduksjon av emisjonsfaktoren og redusere N₂O - emisjon frå grovforproduksjon.

5.4 Tiltak for å redusere N₂O emisjon frå dyrka organisk jord

Langtidseffekten av kalking har synt seg å redusere emisjonen av N₂O indusert ved gjødsling frå dyrka organisk jord som er ufullstendig til dårleg drenert. Ei torvjord som er betre drenert vil truleg ha ein større emisjon som ein følgje av auka nedbryting av det organiske karbon – og nitrogenlaget, men emisjonen kan tenkast å vere mindre frå jord med høg pH. I tillegg er myra på Fureneset ei ombrotrof myr og i følgje Kasimir – Klemetsson (1997) og Martikainen (1993) vil emisjonen vere lågare for ei jord med lågt nitrogeninnhald i høve til ei næringsrik myr. Å ta kultivert organisk jord ut av produksjon har overraskande vist seg å ikkje redusere emisjonen av N₂O (Kløve et. al 2010; Maljanen et. al. 2007). Det er ikkje sikkert det vil stemme for denne torvjorda sidan den høge N₂O – emisjonen i juli var i stor grad påverka av nitrogengjødsling og bakgrunnsemisjonen var låg. Alle behandlingar vart gjødsla likt i denne feltstudien. Dersom det hadde vore inkludert ulik gjødslingsmengd og gjødslingstype kunne dette gje informasjon om kva gjødslingsmengd og/eller type som reduserar emisjonen, men samstundes gjer god avling.

6. Konklusjon

Langtidseffekten av kalking førte til ein reduksjon av N_2O – emisjon i perioden etter gjødsling når det var eit overskot av mineralsk nitrogen. Emisjonen av N_2O minka med aukande skjelsandinnblanding. Teoretisk N_2O - andel av nitrifikasjon (39 %) i dagane etter gjødsling var usannsynleg høgt. Dette tyda på at denitrifikasjon var hovudkjelda til dei høge emisjonane ved høge nitratkonsentrasjonar. Kalkinga vart gjennomført for over 30 år sidan og mikrobane har mest truleg tilpassa seg pH – endringane, som ville innebere at denitrifikasjonshastigheita var lik for alle behandlingane. Reduksjonen av N_2O emisjon frå kalka jord kom derfor mest truleg av pH sin innverknad på $N_2O:N_2$ produktforholdet. Dette samsvarer med laboratorieforsøk med same jord der det vart observert at N_2O – reduktase fungerte dårlegare ved låg pH samanlikna med andre denitrifikasjonsenzym. Etter at gjødslingseffekten var over, var emisjonen av N_2O låg, og kalkinga hadde ingen signifikant effekt. Låg bakgrunnsemisjon er overraskande sidan drenert organisk myr vanlegvis vert rekna som signifikant kjelder for emisjonen av lystgass. Konsentrasjonen av ammonium og nitrat var låg etter at gjødslingseffekten var over, og dermed vart det lite tilgjengeleg substrat for nitrifikasjon og denitrifikasjon. I tillegg har truleg høg grunnvasstand ført til låg nitrogenmineralisering og nitrifikasjon gjennom sommaren og hausten. Det var til dels store skilnadar i N_2O – emisjonen innan behandlingane, som kan knytast til skilnad i grunnvasstand. Det vart funnen ein svak, men ikkje signifikant negativ samanheng mellom N_2O emisjon og total mengd nitrogen i avling. Sidan det ikkje kunne estimerast årsemisjon på grunnlag av desse målingane vart emisjonen av N_2O utrekna som fraksjon av tilført nitrogen etter 1. hausting. Sjølv med den største skjelsandinnblandinga var emisjonsfaktoren (1,9 %) over IPCC sin emisjonsfaktor for heilårsemisjon for mineraljord (1 %). Feltstudien tyda på at kalking har eit stort potensial til å redusere gjødslingsindusert N_2O - emisjon frå dyrka organisk jord. Samstundes kan det forventast ein reduksjon i emisjonen av N_2O ved optimalisering av gjødslingstype og gjødslingsmengd. Nitratutvaskinga om hausten var ubetydeleg, men det vart funnen aukande konsentrasjonar av ammonium med djupet. Sidan ammonium ikkje er so mobilt som nitrat vurderast nitrogenutvaskinga frå jorda som låg.

7. Referansar

- Ambus, P. & Zechmeister-Boltenstern, S. (2007). Denitrification and N-Cycling in Forest Ecosystems. I: Bothe, H., Ferguson, S. J. & Newton, W. E. (red.) *Biology of the Nitrogen Cycle*, s. 343-358: Elsevier.
- Baggs, E. M., Smales, C. L. & Bateman, E. J. (2010). Changing pH shifts the microbial sources as well as the magnitude of N₂O emission from soil. *Biology and Fertility of Soils*, 46 (8): 793-805.
- Bakken, L. R. & Bleken, M. A. (1998). Temporal aspects of N-enrichment and emission of N₂O to the atmosphere. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 52 (2-3): 107-121.
- Bakken, L. R. & Dörsch, P. (2007). Nitrous Oxide Emission and Global Changes: Modeling Approaches. I: Bothe, H., Ferguson, S. J. & Newton, W. E. (red.) *Biology of the Nitrogen Cycle*, s. 381-396: Elsevier.
- Beauchamp, E. G. (1997). Nitrous oxide emission from agricultural soils. *Canadian Journal of Soil Science*, 77 (2): 113-123.
- Bergaust, L., Mao, Y. J., Bakken, L. R. & Frostegard, A. (2010). Denitrification Response Patterns during the Transition to Anoxic Respiration and Posttranscriptional Effects of Suboptimal pH on Nitrogen Oxide Reductase in *Paracoccus denitrificans*. *Applied and Environmental Microbiology*, 76 (19): 6387-6396.
- Brady, N. C. & Weil, R. R. (1999). Soil reaction: Acidity and alkalinity. I: *The Nature and Properties of Soils*: Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ.
- Bremner, J. M. (1997). Sources of nitrous oxide in soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 49 (1-3): 7-16.
- Cavigelli, M. A. & Robertson, G. P. (2001). Role of denitrifier diversity in rates of nitrous oxide consumption in a terrestrial ecosystem. *Soil Biology & Biochemistry*, 33 (3): 297-310.
- Clayton, H., McTaggart, I. P., Parker, J., Swan, L. & Smith, K. A. (1997). Nitrous oxide emissions from fertilised grassland: A 2-year study of the effects of N fertiliser form and environmental conditions. *Biology and Fertility of Soils*, 25 (3): 252-260.
- Conrad, R. (2002). *Microbiological and biochemical background of production and consumption of NO and N₂O in soil*. Gasche, R., Papen, H. & Rennenberg, H. (red.). Trace Gas Exchange in Forest Ecosystems, 1.1. Dordrecht, Netherlands: Kluwer Academic Publishers. 3-34 s.
- Cuhel, J., Simek, M., Laughlin, R. J., Bru, D., Cheneby, D., Watson, C. J. & Philippot, L. (2010). Insights into the Effect of Soil pH on N₂O and N₂ Emissions and Denitrifier Community Size and Activity. *Applied and Environmental Microbiology*, 76 (6): 1870-1878.
- Davidson, E. A., Keller, M., Erickson, H. E., Verchot, L. V. & Veldkamp, E. (2000). Testing a conceptual model of soil emissions of nitrous and nitric oxides. *Bioscience*, 50 (8): 667-680.
- De Boer, W. & Kowalchuk, G. A. (2001). Nitrification in acid soils: micro-organisms and mechanisms. *Soil Biology & Biochemistry*, 33 (7-8): 853-866.
- Dendooven, L. & Anderson, J. M. (1995). USE OF A LEAST-SQUARE OPTIMIZATION PROCEDURE TO ESTIMATE ENZYME CHARACTERISTICS AND SUBSTRATE AFFINITIES IN THE DENITRIFICATION REACTIONS IN SOIL. *Soil Biology & Biochemistry*, 27 (10): 1261-1270.
- Dundee, L. & Hopkins, D. W. (2001). Different sensitivities to oxygen of nitrous oxide production by *Nitrosomonas europaea* and *Nitrosolobus multiformis*. *Soil Biology & Biochemistry*, 33 (11): 1563-1565.

- Falkowski, P., Scholes, R. J., Boyle, E., Canadell, J., Canfield, D., Elser, J., Gruber, N., Hibbard, K., Hogberg, P., Linder, S., et al. (2000). The global carbon cycle: A test of our knowledge of earth as a system. *Science*, 290 (5490): 291-296.
- Fan, H. (2010). *N₂O emissions in crop rotations including green manure*. Master thesis. Ås: Norwegian University of Life Sciences, Department of Plant and Environmental Sciences (IPM). 37 s.
- Fierer, N. & Jackson, R. B. (2006). The diversity and biogeography of soil bacterial communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 103 (3): 626-631.
- Galloway, J. N., Aber, J. D., Erisman, J. W., Seitzinger, S. P., Howarth, R. W., Cowling, E. B. & Cosby, B. J. (2003). The nitrogen cascade. *Bioscience*, 53 (4): 341-356.
- Galloway, J. N., Townsend, A. R., Erisman, J. W., Bekunda, M., Cai, Z. C., Freney, J. R., Martinelli, L. A., Seitzinger, S. P. & Sutton, M. A. (2008). Transformation of the nitrogen cycle: Recent trends, questions, and potential solutions. *Science*, 320 (5878): 889-892.
- Goodroad, L. L. & Keeney, D. R. (1984). NITROUS-OXIDE PRODUCTION IN AEROBIC SOILS UNDER VARYING PH, TEMPERATURE AND WATER-CONTENT. *Soil Biology & Biochemistry*, 16 (1): 39-43.
- Grønlund, A., Knoth de Zarruk, K. & Rasse, D. (2008). Kunnskapsstatus for utslipp og binding av karbon i jordbruksjord. *Bioforsk Rapport*, 3 (132): 47.
- Gubry-Rangin, C., Nicol, G. W. & Prosser, J. I. (2010). Archaea rather than bacteria control nitrification in two agricultural acidic soils. *Fems Microbiology Ecology*, 74 (3): 566-574.
- Holtan-Hartwig, L., Dorsch, P. & Bakken, L. R. (2000). Comparison of denitrifying communities in organic soils: kinetics of NO₃- and N₂O reduction. *Soil Biology & Biochemistry*, 32 (6): 833-843.
- Hovde, A. & Myhr, K. (1980). Grøftforsøk på brenntorvmyr. *Forskning og forsøk i landbruket*, 31: 53-66.
- IPCC. (2000). *Emissions Scenarios (Special Report): "Chapter 3: Scenario Driving Forces"*. Cambridge: Cambridge University Press. Tilgjengelig fra: <http://www.ipcc.ch/ipccreports/sres/emission/index.php?idp=78#anc3> (lest 20.03.11).
- IPCC. (2006). IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. I: Eggleston, H. S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T. & K., T. (red.). *Agriculture, Forestry and Other Land Use*. .
- Jiang, Q. Q. & Bakken, L. R. (1999). Nitrous oxide production and methane oxidation by different ammonia-oxidizing bacteria. *Applied and Environmental Microbiology*, 65 (6): 2679-2684.
- Kasimir-Klemedtsson, A., Klemedtsson, L., Berglund, K., Martikainen, P., Silvola, J. & Oenema, O. (1997). Greenhouse gas emissions from farmed organic soils: a review. *Soil Use and Management*, 13 (4): 245-250.
- Klemedtsson, L., von Arnold, K., Weslien, P. & Gundersen, P. (2005). Soil CN ratio as a scalar parameter to predict nitrous oxide emissions. *Global Change Biology*, 11 (7): 1142-1147.
- Kløve, B., Sveistrup, T. E. & Hauge, A. (2010). Leaching of nutrients and emission of greenhouse gases from peatland cultivation at Bodin, Northern Norway. *Geoderma*, 154 (3-4): 219-232.
- Krogstad, T. (2009). *Laboratoriemetoder til emnet Jord212. Jordanalyse*: Institutt for plante - og miljøvitenskap, UMB.

- Liu, B. B., Morkved, P. T., Frostegard, A. & Bakken, L. R. (2010). Denitrification gene pools, transcription and kinetics of NO, N₂O and N₂ production as affected by soil pH. *Fems Microbiology Ecology*, 72 (3): 407-417.
- Maljanen, M., Liikanen, A., Silvola, J. & Martikainen, P. J. (2003). Nitrous oxide emissions from boreal organic soil under different land-use. *Soil Biology & Biochemistry*, 35 (5): 689-700.
- Maljanen, M., Hytonen, J., Makiranta, P., Alm, J., Minkkinen, K., Laine, J. & Martikainen, P. J. (2007). Greenhouse gas emissions from cultivated and abandoned organic croplands in Finland. *Boreal Environment Research*, 12 (2): 133-140.
- Maljanen, M., Sigurdsson, B. D., Guomundsson, J., Oskarsson, H., Huttunen, J. T. & Martikainen, P. J. (2010). Greenhouse gas balances of managed peatlands in the Nordic countries - present knowledge and gaps. *Biogeosciences*, 7 (9): 2711-2738.
- Martikainen, P. J. & Deboer, W. (1993). NITROUS-OXIDE PRODUCTION AND NITRIFICATION IN ACIDIC SOIL FROM A DUTCH CONIFEROUS FOREST. *Soil Biology & Biochemistry*, 25 (3): 343-347.
- Martikainen, P. J., Nykanen, H., Crill, P. & Silvola, J. (1993). EFFECT OF A LOWERED WATER-TABLE ON NITROUS-OXIDE FLUXES FROM NORTHERN PEATLANDS. *Nature*, 366 (6450): 51-53.
- Morley, N., Baggs, E. M., Dorsch, P. & Bakken, L. (2008). Production of NO, N₂O and N₂ by extracted soil bacteria, regulation by NO₂⁻ and O₂ concentrations. *Fems Microbiology Ecology*, 65 (1): 102-112.
- Myhr, K. (1980). Skjelsand - ein ressurs i kystbygdene. *Vestlandsk landbruk*, 22 (564-566).
- Mørkved, P. T. (2006). *Environmental controls of terrestrial N₂O sources*. Philosophiae doctor. Ås: Universitetet for miljø - og biovitenskap, Institutt for plante - og miljøvitenskap.
- Mørkved, P. T., Dorsch, P. & Bakken, L. R. (2007). The N₂O product ratio of nitrification and its dependence on long-term changes in soil pH. *Soil Biology & Biochemistry*, 39 (8): 2048-2057.
- Philippot, L., Hallin, A. & Schloter, M. (2007). Ecology of Denitrifying Prokaryotes in Agricultural Soil. I: Sparks, D. L. (red.) b. 96 *Advances in Agronomy*, s. 249-306: Elsevier.
- Pierzynski, G. M., Sims, J. T. & Vance, G. F. (2005). Soil Nitrogen and Environmental Quality (p. 133 - 184). I: *in: Soils and environmental quality: 3. edition*, Taylor & Francis.
- Prosser, J. I. (1989). AUTOTROPHIC NITRIFICATION IN BACTERIA. *Advances in Microbial Physiology*, 30: 125-181.
- Ramaswamy, V., Boucher, O., Haigh, J., Hauglustaine, D., Haywood, J., Myhre, G., Nakajima, T., Shi, G. Y. & Solomon, S. (2001). Radiative Forcing of Climate Change. I: Houghton, J. T., Ding, Y., Griggs, D. J., Noguer, M., van der Linden, P. J., Dai, X., Maskell, K. & Johnson, C. A. (red.) *Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, s. 349-416. Cambridge: Cambridge University Press.
- Ravishankara, A. R., Daniel, J. S. & Portmann, R. W. (2009). Nitrous Oxide (N₂O): The Dominant Ozone-Depleting Substance Emitted in the 21st Century. *Science*, 326 (5949): 123-125.
- Repo, M. E., Susiluoto, S., Lind, S. E., Jokinen, S., Elsakov, V., Biasi, C., Virtanen, T. & Martikainen, P. J. (2009). Large N₂O emissions from cryoturbated peat soil in tundra. *Nature Geoscience*, 2 (3): 189-192.

- SFT. (2005). Reduksjon av klimagassutslipp i Norge - En tiltaksanalyse for 2010 og 2020. I: forurensningstilsyn, S. (red.): Versjon 2. September 2005, SBN 82-7655-269-2.
- Simek, M. & Cooper, J. E. (2002). The influence of soil pH on denitrification: progress towards the understanding of this interaction over the last 50 years. *European Journal of Soil Science*, 53 (3): 345-354.
- Smith, K., Bouwman, L. & Braatz, B. (2006). *N₂O: Direct emissions form agricultural soils (Background paper)*. Tilgjengelig fra: http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gp/bgp/4_5_N2O_Agricultural_Soils.pdf.
- Smith, K. A., Ball, T., Conen, F., Dobbie, K. E., Massheder, J. & Rey, A. (2003). Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. *European Journal of Soil Science*, 54 (4): 779-791.
- Sognnes, L. S. (1996). *Virkning av undergrunnsjord og skjellsand tilført på brenntorvmyr*. Hovedoppgave: Norges Landbrukshøyskole, Institutt for jord og vannfag. 73 s.
- Sognnes, L. S., Fystro, G., Opstad, S. L., Arstein, A. & Borresen, T. (2006). Effects of adding moraine soil or shell sand into peat soil on physical properties and grass yield in western Norway. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B-Soil and Plant Science*, 56 (3): 161-170.
- Stevens, R. J., Laughlin, R. J. & Malone, J. P. (1998). Soil pH affects the processes reducing nitrate to nitrous oxide and di-nitrogen. *Soil Biology & Biochemistry*, 30 (8-9): 1119-1126.
- van Beek, C. L., Droogers, P., van Hardeveld, H. A., van den Eertwegh, G., Velthof, G. L. & Oenema, O. (2007). Leaching of solutes from an intensively managed peat soil to surface water. *Water Air and Soil Pollution*, 182 (1-4): 291-301.
- van Spanning, R. J. M., Richardson, D. J. & Ferguson, S. J. (2007). Introduction to the Biochemistry and Molecular Biology of Denitrification. I: Bothe, H., Ferguson, S. J. & Newton, W. E. (red.) *Biology of the Nitrogen Cycle*, s. 3-20: Elsevier.
- VIPS. (2011). *Varsling Innen PlanteSkadegjørere*: Bioforsk og Norsk Landbruksrådgiving. Tilgjengelig fra: <http://www.vips-landbruk.no/weather/we710s.jsp> (lest 21.02.2011).
- Vitousek, P. M., Aber, J. D., Howarth, R. W., Likens, G. E., Matson, P. A., Schindler, D. W., Schlesinger, W. H. & Tilman, G. D. (1997). Human alteration of the global nitrogen cycle: Sources and consequences. *Ecological Applications*, 7 (3): 737-750.
- WMO. (2009). *WMO (World Meteorological Organization)*. WMO Greenhouse Gas Bulletin, No. 4, 2009.
- Wrage, N., Velthof, G. L., van Beusichem, M. L. & Oenema, O. (2001). Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. *Soil Biology & Biochemistry*, 33 (12-13): 1723-1732.
- Wrage, N., Velthof, G. L., Laanbroek, H. J. & Oenema, O. (2004). Nitrous oxide production in grassland soils: assessing the contribution of nitrifier denitrification. *Soil Biology & Biochemistry*, 36 (2): 229-236.
- Zaman, M., Nguyen, M. L. & Sagar, S. (2008). N₂O and N₂ emissions from pasture and wetland soils with and without amendments of nitrate, lime and zeolite under laboratory condition. *Australian Journal of Soil Research*, 46 (6-7): 526-534.