

UTSLIPP AV DRIVHUSGASSENE N₂O OG CH₄ FRA SANDFILTRE OG KONSTRUERTE VÅTMARKER I SØR-NORGE

Emission of the greenhouse gases N₂O and CH₄ from sand filters and constructed wetlands in south-east Norway

av ANNE KRISTINE SØVIK¹ og BJØRN KLØVE^{1, 2}

¹ Bioforsk – Norwegian Institute for Agricultural and Environmental Research – Soil and Environment Division, Frederik A. Dahls vei 20, 1432 Ås, Norway
e-post: anne.sovik@bioforsk.no

² Water Resources and Environmental Engineering Laboratory, Department of Process and Environmental Engineering, PL 4300, 90014 University of Oulu, Finland
e-post: bjorn.klove@oulu.fi



Abstract

This article reports about flux measurements of CH₄ and N₂O from two types of constructed wetlands in south-eastern Norway, a free surface water (FSW) wetland polishing chemically treated municipal wastewater and a meso scale sub-surface flow (SSF) wetland receiving wastewater from a single domestic household. Fluxes of both gases had a large temporal and spatial variation. The average flux of CH₄ was found to be 160 og 110 mg CH₄-C m⁻² d⁻¹ in the FSW and SSF wetlands, respectively, while the average flux of N₂O was 8,3 og 75 mg N₂O-N m⁻² d⁻¹, respectively. The measured fluxes of methane are in the same range as fluxes measured in other types of constructed wetlands, and are also similar to fluxes from natural wetlands in the subarctic and boreal zones. Regarding fluxes of N₂O, constructed wetlands treating wastewater have in general higher emission rates than European forested ecosystems, but seem to have rates comparable to most European agricultural ecosystems. The climatic impact of constructed wetlands is considered to be low, and the positive effects such as improved water quality are considered to be more important than the negative effects from the greenhouse gas emissions.

Key words – constructed wetlands, methane, nitrous oxide, greenhouse gases, wastewater, temporal and spatial variation

Sammendrag

Artikkelen oppsummerer målinger av lystgass- og metanutslipp fra to typer konstruerte våtmarker i sør-Norge, et etterpoleringsanlegg i Skjønhaug og et pilotskala-anlegg bestående av et skjellsandfilter. De målte gassfluksene viste stor variasjon både i rom og tid. Gjennomsnittlige metanflukser ble målt til 160 og 110 mg CH₄-C m⁻² d⁻¹ i henholdsvis etterpoleringsanlegget i Skjønhaug og sandfilteret i Ski. Tallene for lystgass var på henholdsvis 8,3 og 75 mg N₂O-N m⁻² d⁻¹. Utslippsratene for metan i Ski og Skjønhaug er i samme størrelsesorden som rater målt i andre konstruerte våtmarksanlegg. Ratene er også sammenlignbare med utslippsrater fra naturlige våtmarker i nordlige strøk. Når det gjelder lystgassutslipp har konstruerte våtmarker utslippsrater som generelt er høyere enn de fleste europeiske skogsjordstypene, men som kan sammenlignes med utslippsrater fra europeisk landbruksjord. Innvirkningen som disse systemene har på det globale klimaet antas å være relativt liten, og de positive effektene når det gjelder vannkvalitet vurderes som viktigere enn de negative effektene av drivhusgassutslippene.

Innledning

Det er generell enighet om at de observerte økningene i de atmosfæriske konsentrasjonene av drivhusgasser som lystgass (N_2O), metan (CH_4) og karbondioksid (CO_2) grunnet utstrakt bruk av fossilt brensel, intensivt landbruk og endringer i arealbruk har ført til gradvis varmere klima. Produksjon av N_2O i jord og påfølgende utslipp står for ca. 70 % av både antropogene og naturlige N_2O kilder (Smith, 1997). Andre kilder er brenning av biomasse og utslipp fra industrien og bilparken. Økningen av N_2O -innholdet i atmosfæren er på ca. 0,3 % per år, og gassen antas å være ansvarlig for ca. 5 % av den globale oppvarmingen (IPCC, 2001a). N_2O har et globalt oppvarmingspotensiale på 296 relativt til CO_2 (over en 100 års periode) (IPCC, 2001b). Metanutslipp stammer fra fermentering i tarmsystemet til dyr og mennesker så vel som fra terrestriske og akvatiske økosystemer (Watson et al., 1992). Terrestrisk produksjon av CH_4 er vanligvis assosiert med våtmarker, rismarker og avfallsfyllinger (Bartlett og Harris, 1993). Metan har et globalt oppvarmingspotensiale på ca 23 relativt til CO_2 (over en 100 års periode) (IPCC 2001b) og gassen bidrar til ca 25 % av den globale oppvarmingen (Mosier, 1998).

Det er publisert mange studier angående målinger av metan og lystgassflukser fra ulike typer økosystemer som f.eks landbruksjord (Baggs et al., 2000; Machefert et al., 2002), rismarker (Yang et al., 2003; Jain et al., 2004), vegetasjonssoner (Hefting et al., 2003) og naturlige og manipulerede våtmarker (Bubier et al., 1993; Glenn et al., 1993; Martikainen et al., 1995; Augustin et al., 1998; Maljanen et al., 2001; Kang og Freeman, 2002). Naturlige våtmarker som f.eks myr er karakterisert ved anaerobe forhold i den vannmettede jorden og lav nedbrytningsrate av organisk materiale i forhold til vekstraten av nytt fersk organisk materiale (torv). Slike systemer akkumulerer karbon og er derfor viktige karbonlagre (Augustin et al., 1998), men naturlige våtmarker kan også slippe ut betydelige mengder CH_4 . Produksjonen av lystgass er av mindre betydning da mangel på oksygen hindrer nitrifikasjon, og lav tilførsel av nitrat begrenser denitrifikasjonen (Regina et al., 1996).

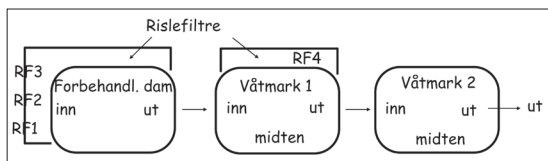
Konstruerte våtmarker som brukes for å rense ulike typer avløpsvann kan sees som en kombinasjon av naturlige våtmarker og konvensjonelle renseanlegg. I Norge har slike anlegg blitt benyttet med suksess med hensyn på rensing av næringsstoffer og organisk materiale fra kommunalt avløpsvann (Harris og Mæhlum, 2003), landbruksavrenning (Braskerud, 2002) og sigevann fra avfallsfyllinger (Mæhlum, 1995). Når våtmarker brukes for å rense avløpsvann vil deres hydrologiske og mikrobielle prosesser endres. Våtmarkene vil være permanent vannmettede og variasjoner i vanntemperaturen vil i stor grad være kontrollert av temperaturen i avløpsvannet.

Økt tilførsel av næringsstoffer og organisk materiale vil øke produktiviteten til økosystemet og trolig øke produksjonen av gasser som N_2O og CH_4 . Det finnes etter hvert en del data angående utslipp av drivhusgasser fra konstruerte våtmarker. De studiene som er gjort hittil indikerer at betydelige mengder N_2O og CH_4 kan slippe ut fra slike systemer (Freeman et al. 1997; Tanner et al. 1997; Fey et al., 1999; Gui et al., 2000; Johansson et al., 2003, 2004; Mander et al., 2003, 2005a og b; Karjalainen et al., 2005; Kløve et al., 2005; Stadmark og Leonardson, 2005; Teiter og Mander, 2005; Liikanen et al., 2006; Søvik og Kløve, 2006; Søvik et al., 2006). Spørsmålet blir dermed om konstruerte våtmarker som blir brukt for å beskytte innsjøer og vassdrag mot eutrofiering er en løsning på et miljøproblem, eller om et problem blir erstattet med et annet, dvs eutrofieringen blir redusert men utslippene av drivhusgasser øker. Konstruerte våtmarker er populære rensesystemer og det anlegges stadig flere både i industri- og utviklingsland. Det er derfor behov for å kjenne til mengden drivhusgasser som slipper ut fra disse systemene.

Denne artikkelen oppsummerer målinger av lystgass- og metanutslipp fra to typer konstruerte våtmarker i sør-Norge (Kløve et al., 2005; Søvik og Kløve, 2006), dvs et etterpoleringsanlegg med tre dammer og et rislefilter, og et pilotprosjekt bestående av et sandfilter med horisontal strømning i kombinasjon med et forfilter med vertikal strømning. Arbeidet ble utført i regi av EU-prosjektet PRIMROSE (PRocess based Integrated Managment of constructed and Riverine wetlands for Optimal control of wastewater at catchment Scale). Gassfluksene er sammenlignet med flukser målt i konstruerte våtmarker i Estland, Finland og Polen (også i regi av PRIMROSE prosjektet) (Søvik et al., 2006) og med tidligere målinger i både konstruerte våtmarker og andre temperære og boreale økosystemer så vel som fra konvensjonelle renseanlegg.

Feltlokalteter og gassmålinger

Etterpoleringsanlegget i Skjønhaug (sør-øst Norge) ble bygget i 1999 for å bedre kvaliteten av utslippsvannet til en sårbar resipient. Anlegget består av en forbehandlingsdam (DAM) ($1000 m^2$), et rislefilter (RF) av Leca 2–4 mm ($550 m^2$) og to våtmarksfiltre (VM 1 og 2 på henholdsvis 1400 og $1100 m^2$) og mottar kjemisk felt avløpsvann fra 3000 pe (Fig. 1). Vannet spres utover rislefiltrene ved hjelp av dyser og drenerer ut i forbehandlingsdammen og første våtmark (Fig. 1). Våtmarksfiltrene er dammer beplantet med dunkjevle, sjøsvik og sverdlilje. I sommerhalvåret (juli – sep.) er gjennomsnittlig vannmengde inn og ut av anlegget på henholdsvis 410 og $350 m^3 d^{-1}$, mens det i vinterhalvåret er på



Figur 1. Skjematisert oversikt over etterpoleringsanlegget i Skjønhaug.

henholdsvis 630 og 700 m³ d⁻¹. Oppholdstiden i anlegget er ca. 4 dager med normal sommerbelastning. Det ble målt gassflukser ved innløpet, i midten (bare for våtmarksfiltrere) og ved utløpet av alle tre dammene, så vel som fra rislefiltrere (RF1–RF4). Målingene ble foretatt to ganger om høsten, en gang om vinteren og en gang om sommeren (2001–2002). Samtidig med gassmålingene ble det tatt ut vannprøver for kjemisk analyse.

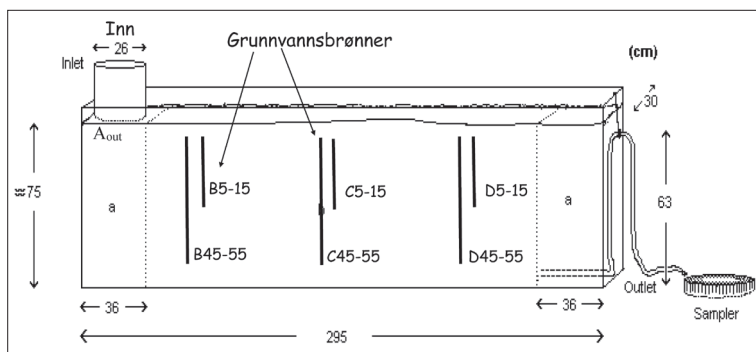
Pilotanlegget på Ski (sør-øst Norge) ble bygget i 1999 inni et drivhus. Anlegget bestod av et kar i plexiglass og rustfritt stål (0,89 m²) fylt med finkornet skjellsand og et forfilter (0,053 m²) i plexiglass fylt med grovkornet skjellsand. Anlegget ble forsynt med avløpsvann fra én husholdning (Kløve et al., 2005) (Fig. 2). Forfilteret (FF) var aerobt med vertikal strømning, mens hovedfilteret (HF) var anaerobt med horisontal strømning. Det var ikke plantet vegetasjon på noen av filtrere. Mengde vann inn i anlegget varierte mellom 0,012 og 0,072 m³ d⁻¹, noe som ga oppholdstider på henholdsvis 18 and 3 dager. Det ble målt gassflukser på fire steder langsetter hovedfilteret (dvs. ved A, B, C og D, se Fig. 2) og på toppen av forfilteret. Når anlegget ble kjørt med FF ble det bare tatt ut gassprøver ved B, C og D fra hovedfilteret. Det ble også tatt ut vannprøver fra grunnvannsbrønnene og fra inn- og utløp til begge filtrere for kjemisk analyse. Anlegget ble prøvetatt 8 ganger i 2001,

med og uten forfilter, og med lav og høy belastning (hver forsøksbetingelse ble kjørt 2 ganger).

Gassfluksene i begge anleggene ble målt med lukkede metalkamre (Skjønhaug, d: 57 cm, h: 35 cm; Ski, d: 23 cm, h: 14 cm) med tre innfelte gummiseptum. Kamrene ble enten presset ned i filtermaterialet (Ski og rislefiltrere i Skjønhaug) eller plassert på metallstenger som var drevet ned i bunnsedimentene (dammene i Skjønhaug). Gassprøver ble tatt fra kamrene etter 0, 30 og 60 min med en dobbelsidig nål som samtidig ble presset gjennom septumet til kammeret og septumet til en evakuert glassflaske. Konsentrasjonen til gassene ble målt med en gasskromatograf (Sitaula et al., 1992). Mer detaljerte beskrivelser av feltlokalitetene og forsøksmetodene finnes i Kløve et al. (2005) og Søvik og Kløve (2006).

Metanflukser

Skjønhaug: De målte metanfluksene viste stor variasjon (både i rom og tid) og varierte fra -1,2 til 1900 mg CH₄-C m⁻² d⁻¹. Bare to av tre målinger viste negativ fluks. Gjennomsnittet for alle målingene var 160 mg m⁻² d⁻¹ med et standardavvik på 400 mg m⁻² d⁻¹. Gjennomsnittet for høst, vinter og sommer var henholdsvis 240, 180 og 42 mg m⁻² d⁻¹ (Tabell 1). Fluksene for disse tre årstidene var ikke signifikant forskjellige. Det var heller ingen signifikant forskjell mellom fluksene fra rislefiltrere og dammene hverken om høsten eller sommeren. Metanfluksene var ikke korrelert med noen av de målte vannkjemiske parametrene (dvs. tot N, NO₃-N, NH₄-N, tot P, PO₄-P, TOC, DOC, pH, vanntemperatur og O₂). Dette gjaldt både hele datasettet og når dataene ble delt opp i henhold til årstidene. Manglende korrelasjon mellom de målte vannkjemiske parametrene og metanfluksene kan delvis skyldes at oppløst metan kan transporteres med vannet og er dermed ikke nødvendigvis produsert på det stedet der fluksene ble målt. Produksjon av metan i jord og våtmarker er hovedsakelig kontrollert



Figur 2. Skjematisert oversikt over pilotanlegget i Ski, med et forfilter med vertikal strømning og et hovedfilter med horisontal strømning.

Tabell 1. *Middelverdier for metan og lystgassflukser fra ulike lokaliteter og årstider (Skjønhaug) og ved ulike forsøksoppsett (Ski).*

Skjøn	CH ₄ -C (mg m ⁻² d ⁻¹)				N ₂ O-N (mg m ⁻² d ⁻¹)			
	04.10.01	24.10.01	13.02.02	09.07.02	04.10.01	24.10.01	13.02.02	09.07.02
DAM	–	–	12	13	–	–	0,093	0,28
VM1	150	760	380	18	12	5,3	0,20	0,52
VM2	32	–	81	110	5,0	–	0,025	0,49
RF	32	–	–	9,3	60	–	–	1,7
middel	240 ^a	–	180	42	21 ^a A	–	0,11 C	0,80 B
Ski	m/FF h ^b	m/FF l ^b	u/FF h	u/FF l	m/FF h	m/FF l	u/FF h	u/FF l
FF	300	50	–	–	1000	460	–	–
HF	4,9	2,8	230	140	21	15	7,8	12

^a omfatter målinger fra både 04.10.01 og 24.10.01

^b h og l står for henholdsvis høy og lav belastning

A, B og C refererer til resultater fra ANOVA med påfølgende Tukey Kramer test.

av temperatur, tilgang på substrat og redokstilstanden. Til tross for signifikante forskjeller i vanntemperaturen (1–6°C om vinteren, 5–12°C om høsten og 15–18°C om sommeren) ble det altså ikke observert noen signifikante forskjeller i metanproduksjon fra de ulike årstidene.

Ski: Tabell 1 oppgir middelverdier for metanfluksene fra forfilteret og hovedfilteret ved de fire ulike forsøksbetingelsene (dvs med og uten forfilter og med høy og lav belastning). De målte metanfluksene viste stor variasjon (både i rom og tid) og varierte fra –120 til 1150 mg CH₄-C m⁻² d⁻¹. Ti av 59 målinger viste negativ fluks. Gjennomsnittet for alle målingene var 110 mg CH₄-C m⁻² d⁻¹, med et standardavvik på 200 mg CH₄-C m⁻² d⁻¹. Fluksene fra forfilteret var ikke signifikant forskjellig fra fluksene fra hovedfilteret (middelverdier på henholdsvis 130 og 97 mg CH₄-C m⁻² d⁻¹), dette gjelder det totale datasettet. Høy belastning på forfilteret førte til delvis anaerobe forhold, og dermed høye metanflukser. Ved bruk av forfilter var metanfluksene fra hovedfilteret signifikant lavere enn fluksene fra forfilteret (Tabell 1). Ble anlegget derimot kjørt uten forfilter var metanfluksene fra hovedfilteret tilsvarende det som var blitt målt tidligere for forfilteret (Tabell 1). Dette viser at metanproduksjonen i anlegget er relatert til mengde organisk karbon i det innkomne vannet. Det ble ikke funnet noen signifikant forskjell i metanfluksene fra anlegget når det ble kjørt med høy og lav belastning, dette gjaldt både for kjøring med forfilter og uten forfilter. Metanfluksene var positivt korrelert med de vannkjemiske parametrene tot N, NH₄, PO₄ og TOC, og negativt korrelert med redoxpotensialet og O₂.

Lystgassflukser

Skjønhaug: Lystgassfluksene viste også stor variasjon, –0,49 til 110 mg N₂O-N m⁻² d⁻¹. Som for metan var det bare to av målingene som viste en negativ fluks. Gjennomsnittet for alle målingene var 8,3 mg m⁻² d⁻¹ med et standardavvik på 21 mg m⁻² d⁻¹. Gjennomsnittet for høst, vinter og sommer var henholdsvis 21; 0,11 and 0,80 mg m⁻² d⁻¹ (Tabell 1). Disse fluksene ble funnet å være signifikant forskjellige, se Tabell 1. Videre var fluksene fra rislefilterne signifikant høyere enn fluksene fra dammene om høsten, men ikke om sommeren. Lystgassfluksene var positivt korrelert med innholdet av NH₄-N (hele datasettet). Dette kan indikere at nitrifikasjonsprosessen bidrar vesentlig til lystgassproduksjonen i anlegget. For vinterdatasettet var fluksene negativt korrelert med vanntemperaturen, med de høyest fluksene målt for vanntemperaturer rundt 1°C, og de laveste fluksene målt for temperaturer rundt 3°C. Dette kan skyldes at produktforholdet N₂O/(N₂O + N₂) øker med avtagende temperaturer, noe som blant annet er dokumentert av Keeney et al. (1979) og Avalakki et al. (1995). De fleste faktorer som reduserer denitrifikasjonsraten fører til en akkumulering av N₂O som hovedsluttprodukt (Firestone and Davidson, 1989).

Ski: De målte lystgassfluksene varierte mellom –2,1 og 1200 mg N₂O-N m⁻² d⁻¹. Syv av 61 målinger viste negativ fluks. Gjennomsnittet for alle tallene lå på 75 mg N₂O-N m⁻² d⁻¹ med et standardavvik på 240 mg N₂O-N m⁻² d⁻¹. Fluksene fra forfilteret er signifikant høyere enn fluksene fra hovedfilteret (middelverdier på henholdsvis 640 og 13 mg N₂O-N m⁻² d⁻¹), dette gjel-

Tabell 2. Første kolonne gir gjennomsnittlig lystgassfluks ($\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$) som prosent av gjennomsnittlig konsentrasjon av total N ($\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$) inn i anlegget. Andre kolonne gir gjennomsnittlig lystgassfluks ($\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$) som prosent av gjennomsnittlig N fjerning (=tot N inn – tot N ut) ($\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$).

	N ₂ O-N / total N inn ^a (%)	N ₂ O-N / total N fjernet (%)
Skjønhaug – høst ^b	0,5	2,3
Skjønhaug – vinter	0,002	0,008
Skjønhaug – sommer	0,02	0,09
Ski FF ^c	4,1	54
Ski HF m/FF ^c	1,7	11
Ski HF u/FF ^c	0,7	4,7

^a Gjennomsnittlig konsentrasjon av total N inn ($\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$) ble beregnet ved å multiplisere årsgjennomsnittet for konsentrasjonen i innløpet (mg m^{-3}) med den hydrauliske belastningen ($\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$).

^b Den hydrauliske belastningen i anlegget om høsten ble satt lik den for sommerhalvåret.

^c Den hydrauliske belastningen er gjennomsnittet av høy og lav belastning.

der hele datasettet. Ved bruk av forfilter var lystgassfluksene fra hovedfilteret signifikant lavere enn fluksene fra forfilteret (Tabell 1). Ble anlegget kjørt uten forfilter var fluksene fra hovedfilteret fremdeles mye lavere enn det som ble målt tidligere for forfilteret. Det ble ikke funnet noen signifikant forskjell i lystgassfluksene med høy og lav belastning av avløpsvann inn i systemet, dette gjaldt både for kjøring med forfilter og uten forfilter. Målingene viser at forfilteret har et stort potensiale for lystgassproduksjon, noe som trolig skyldes blandingen av aerobe og anaerobe forhold innad i filteret. Forfilteret er konstruert for å oksidere NH₄ til NO₃ før vannet ledes ned i hovedfilteret med påfølgende denitrifikasjon. Nitrifikasjonsprosessen kan produsere N₂O ved mikro-aerobiske forhold (Mosier, 1998; Dundee and Hopkins, 2001), mens høy belastning av avløpsvann kan gi delvis anaerobe forhold hvor nitrater kan denitrifiseres. Tilstedeværelsen av oksygen kan imidlertid øke produktforholdet N₂O/(N₂O + N₂) i denitrifikasjonsprosessen som blant annet vist av Mørkved et al. (2005). Lystgassfluksene var positivt korrelert med redoxpotensialet.

Utslipp av lystgass i forhold til N i innløpet og N fjernet i anleggene

Lystgassfluks gitt som prosent av innkonsentrasjon av total N varierte mellom 0,002 og 0,5 % for Skjønhaug anlegget. Dette tilsvarer det som ble funnet i et annet konstruert våtmarksanlegg med dammer i Sverige (0,02–0,5 %) (Johansson et al., 2003). I anlegget i Ski

var prosentandelen noe høyere, mellom 0,7 og 4,1 %, med den høyeste prosentandelen funnet for forfilteret (Tabell 2).

Lystgassfluks gitt som prosent av det fjernede nitrogenet lå mellom 0,008 og 2,3 % i Skjønhaug og mellom 4,7 og 54 % i Ski (Tabell 2). Det er særlig forfilteret i pilotanlegget i Ski som peker seg ut med at store deler av det fjernede nitrogenet slipper ut som lystgass. Dette skyldes trolig blandingen av aerobe og anaerobe forhold i dette filteret som diskutert i avsnittet over, noe som bidrar til at relativt store mengder lystgass produseres via både nitrifikasjons- og denitrifikasjonsprosessen.

Sammenligning med andre konstruerte våtmarker og økosystemer – metan

Utslippsratene for metan i Ski og Skjønhaug er i same størrelsesorden som rater målt i konstruerte våtmarksanlegg i Estland, Finland og Polen (Tabell 1 og 3) så vel som i anlegg i Sverige og New Zealand (Tabell 4).

Det er gjort mye arbeid med hensyn på måling av metanflukser fra naturlige våtmarker i nordlige strøk. Vanlige våtmarker i subarktiske og boreale soner er minerogene og ombrogene torvproduserende myrer. Målinger fra nordlige våtmarker (breddegrad 45°–70°N) gir fluksmålinger som varierer fra 1 til omkring 1500 mg CH₄-C m⁻² d⁻¹ (Tabell 4). De fleste av fluksmålingene fra de konstruerte våtmarkene er av same størrelsesorden. Eneste unntak er en måling fra våtmarken Kodijärve i Estland hvor det ble målt opp mot 38 000 mg CH₄-C

Tabell 3. Gjennomsnittlige flukser av lystgass og metan fra Estland, Finland og Polen. Verdien før skråstreken er for sommerperioden, mens verdien etter skråstreken er for vinterperioden. Tallene er hentet fra artikkelen til Søvik et al. (2006) som oppsummerer resultater fra EU prosjektet: "Process based Integrated Management of constructed and Riverine wetlands for Optimal control of wastewater at catchment Scale (PRIMROSE)" (EVK1-CT-2000-00065). Resultater fra disse våtmarkene finnes også i Karjalainen et al. (2005), Liikanen et al. (2006), Mander et al. (2003, 2005 a og b), Teiter og Mander (2005).

Land	Navn på våtmark	Type våtmark ^a	mg CH ₄ -C m ⁻² d ⁻¹ Middelverdi	mg N ₂ O-N m ⁻² d ⁻¹ Middelverdi
Estland	Kodijärve	HSSF	340 / 1,5	7,1 / 1,6
	Kõo	VSSF	110 / 34	15 / 5,3
	Kõo	HSSF	160 / 11	4,2 / 1,1
Finland	Hovi	FSW	29 / 46	0,40 / 0,09
	Kompsasuo	OGF	310 / 3,6	0,19 / 0,03
	Lakeus	FSW	350 / 52	0,35 / -0,02
	Ruka	OGF	160 / 51	4,9 / 0,19
Polen	Nowa S.	HSSF	670 / 44	- / -

^a HSSF – "horizontal sub-surface flow" – filter med horisontal mettet strømning

VSSF – "vertical sub-surface flow" – filter med vertikal umettet strømning

FSW – "free surface water" – konstruert våtmark som består av en eller flere dammer

OGF – "combined overland and groundwater flow" – konstruert våtmark som er en kombinasjon av overflatestrømning og undergrunnsstrømning.

m⁻² d⁻¹ (Søvik et al., 2006), en fluks som er ca 25 ganger høyere enn den høyeste fluksen som er blitt målt i naturlige, nordlige våtmarker. En slik høy fluks er trolig relatert til svært høye belastninger med avløpsvann.

Sammenligning med andre konstruerte våtmarker og økosystemer – lystgass

De målte lystgassfluksene fra anleggene i Ski og Skjønhaug tilsvarer det som er blitt målt i konstruerte våtmarker i Estland og Finland (Tabell 1 og 3). Som for de norske anleggene var fluksene fra filtre med horisontal strømning generelt litt høyere enn fluksene fra våtmarkene med dammer (FSW) og kombinasjonsvåtmarkene (OGF). Det estiske filteret med vertikal strømning hadde en gjennomsnittlig fluks i samme størrelsesorden som fluksene fra rislefilteret i Skjønhaug, den var imidlertid langt lavere enn fluksene som ble målt i det vertikale filteret i Ski. Andre studier relatert til utslipp av lystgass fra konstruerte våtmarksdammer rapporterer om flukser mellom -5,3 til 28 mg N₂O-N m⁻² d⁻¹ (Fey et al., 1999; Gui et al., 2000; Johansson et al., 2003) (Tabell 5). Fluksene fra Skjønhaug er i same størrelsesorden som fluksene fra Sverige (Johansson et al. (2003), mens fluksene fra våtmarksdammene i Finland er lavere og mer av samme størrelsesorden som fluksene i studiene

til Fey et al (1999) og Gui et al. (2001). Utslippsrater fra kommunale renseanlegg er rapportert til å kunne være så høye som 1100 mg N₂O-N m⁻² d⁻¹ (Czepiel et al., 1995) (Tabell 5). Slike høye utslippsrater har også blitt målt i forfilteret med vertikal strømning i Ski.

Lystgassfluksene målt fra en minerogen myr og vegetasjonssoner er generelt noe lavere enn det som er blitt observert for konstruerte våtmarker (Tabell 1, 3 og 5). Høye lystgassfluks i vegetasjonssoner forekommer imidlertid også, i en skogkledd vegetasjonssone i Nederland ble det enkelte steder målt lystgassfluks opp mot 100 mg N₂O-N m⁻² d⁻¹ (Hefting et al., 2003). Europeisk skogsjord har årgjennomsnitt mellom 12 og 730 mg N₂O-N m⁻² år⁻¹, mens europeisk landbruksjord har årgjennomsnitt mellom 210 og 2400 mg N₂O-N m⁻² år⁻¹ (Machefert et al., 2002) (Tabell 5). Årgjennomsnittet for anlegget i Skjønhaug er på 1000 mg N₂O-N m⁻² år⁻¹, mens årgjennomsnittet i Kodijärve, i det vertikale filteret i Kõo, i Lakeus, i Ruka (tall fra Søvik et al., 2006) ligger på henholdsvis 1600, 3700, 1100 og 1100 mg N₂O-N m⁻² år⁻¹ (hvis vi antar at året består av 6 mnd med sommer og 6 mnd med vinter). Dermed ser det ut som om våtmarker konstruert for å rense ulike typer avløpsvann generelt har utslippsrater som er høyere enn de fleste europeiske skogsjordstypene, men som kan sammenlignes med utslippsrater fra europeisk landbruksjord.

Tabell 4. *Metanflukser fra konstruerte våtmarker og naturlige, nordlige våtmarker.*

	Lokalitet	mg CH ₄ -C m ⁻² d ⁻¹ ^a	Målesesong	Referanse
Konstruerte våtmarker	Sverige	11 – 970	2003 – 2004	Stadmark og Leonardson, 2005
	Sverige	110 ^b	Apr.–Okt.	Johansson et al., 2004
	New Zealand	36 – 360 ^c	Jan. (sommer)	Tanner et al., 1997
Ombrogen myr	Wales	0,1 – 4,8	Jan. – Des.	Kang og Freeman, 2002
Sump	Wales	0 – 75	Jan. – Des.	Kang og Freeman, 2002
Tundra	Alaska	26 – 200	Aug.	Sebacher et al., 1986
Minerogen myr	Canada	0 – 1500	Mai – Okt.	Vitt et al., 1990
Ombrogen myr	Minnesota	25 – 1500	Aug.	Harriss et al., 1985
Subarktisk myr	Sverige	0,2 – 22	Jun. – Sep.	Svensson og Rosswall, 1984
Subarktisk myr	Sverige	60 – 700	Jun. – Sep.	Svensson og Rosswall, 1984

^a Spennvidden til datasettet

^b Gjennomsnittlig verdi

^c Spennvidde av medianverdier

Globalt oppvarmingspotensiale

Metan- og lystgassflukser gitt som CO₂ ekvivalenter er vist i Tabell 6. I etterpoleringsanlegget i Skjønhaug kan det se ut som om metanfluksene fra dammene har større betydning enn lystgassfluksene når det gjelder det globale oppvarmingspotensiale, mens situasjonen er omvendt for rislefilterene. Når det gjelder forfilteret i pilotanlegget i Ski bidrar utslippet av lystgass i betydelig større grad til

oppvarmingspotensiale enn metanutslippet. For hovedfilteret ser det ut som om bidraget fra de to gassene er mer i samme størrelsesorden. For å beregne det gjennomsnittlige arealbidraget fra hvert anlegg er CO₂ ekvivalentene (for både metan- og lystgass) fra de respektive filterene multiplisert med de enkelte arealene, og summen er så dividert med anleggets totale areal (Tabell 6). Tallene indikerer at sandfiltre med forfiltre har et større bidrag til det globale oppvarmingspotensiale enn sand-

Tabell 5. *Lystgassflukser fra naturlige og konstruerte våtmarker, renseanlegg og landbruks- og skogsjord.*

	Lokalitet	mg N ₂ O-N m ⁻² d ⁻¹ ^a	Målesesong	Referanse
Konstruerte våtmarker i form av dammer	Sverige	-5,3 – 28	Apr. – Okt.	Johansson et al., 2003
	Tyskland	3,2	vinter	Fey et al., 1999
	Kina	-0,06 – 3,0	Jun. – Des.	Gui et al., 2001
Andre næringsrike våtmarks-systemer	Tyskland	1,4 – 3,8 ^b	1995	Augustin et al., 1998
	Danmark	0,14 – 6,3 ^c	Jul.-93–Jun.-94	Paludan og Blicher-Mathiesen, 1996
	Nederland	0,5 – 1,1 ^c	Feb. – Nov.	Hefting et al., 2003
	Nederland	5,5 ^c	Feb. – Nov.	Hefting et al., 2003
	Estland	-0,08 – 4,3 ^c	2001–2003	Teiter og Mander, 2005
Konvensjonelle renseanlegg	USA	76 – 1100 ^d	–	Czepiel et al., 1995
	USA	6,4 – 26 ^c	–	Czepiel et al., 1995
		mg N ₂ O-N m ⁻² år ⁻¹ ^f		
Landbruks- og skogsjord		12 – 730 ^g	–	Machefert et al., 2002
		210 – 2400 ^h	–	Machefert et al., 2002

^a Spennvidden til datasettet eller gjennomsnittsverdien

^b Data fra en minerogen myr

^c Data fra vegetasjonssoner

^d Luftet tank

^e Ikke luftet tank

^f Spennvidde av gjennomsnittsverdier

^g Skogsjord

^h Landbruksjord

CO₂ ekvivalenter pr. år. Konstruerte våtmarkers innvirkning på det globale klimaet antas derfor å være relativt liten, og de positive effektene som disse anleggene har når det gjelder vannkvalitet vurderes som viktigere enn de negative effektene av drivhusgassutslippene.

Takk

Dette arbeidet er blitt utført som en del av PRIMROSE prosjektet om konstruerte våtmarker (<http://primrose.jordforsk.no>) finansiert via den Europeiske Kommisjon (kontrakt CVK1-2000-00065).

Referanser

- Augustin, J., W. Merbach og J. Rogasik. 1998. Factors influencing nitrous oxide and methane emissions from mineral-trophic fens in northeast Germany. *Biol. Fert. Soils*, 28:1–4.
- Avalakki, U.K., W.M. Strong og P.G. Saffigna. 1995. Measurement of gaseous emissions from denitrification of applied nitrogen-15. I Effect of cover duration. *Austral. J. Soil Resour.*, 33:77–87.
- Baggs, E.M., R.M. Rees, K.A. Smith og A.J.A. Vinten. 2000. Nitrous oxide emission from soils after incorporating crop residues. *Soil Use Managem.*, 16:82–87.
- Bartlett, K.B. og R.C. Harriss. 1993. Review and assessment of methane emissions from wetlands. *Chemosphere*, 26:261–320.
- Braskerud, B.C. 2002. Factors affecting nitrogen retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution. *Ecol. Engineer.*, 18:351–370.
- Bubier, J.L., T.R. Moore og N.T. Roulet. 1993. Methane emissions from wetlands in the midboreal region of northern Ontario, Canada. *Ecology*, 74:2240–2254.
- Czepiel, P., P. Crill og R. Harriss. 1995. Nitrous oxide emissions from municipal wastewater treatment. *Environ. Sci. Technol.*, 29:2352–2356.
- Dundee, L. og D.W. Hopkins. 2001. Different sensitivities to oxygen of nitrous oxide production by *Nitrosomonas europaea* and *Nitrosolobus multififormis*. *Soil Biol. Biochem.*, 33:1563–1565.
- Fey, A., G. Benckiser og J.C.G. Ottow. 1999. Emissions of nitrous oxide from a constructed wetland using a groundfilter and macrophytes in wastewater purification of a dairy farm. *Biol. Fert. Soils*, 29:354–359.
- Firestone, M.K. og E.A. Davidson. 1989. Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. I: M.O. Andrea og D.S. Schimel (editor) *Exchange of Trace Gases between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere*. John Wiley & Sons Ltd, pp 7–21.
- Freeman, C., M.A. Lock, S. Hughes, B. Reynolds og J.A. Hudson. 1997. Nitrous oxide emissions and the use of wetlands for water quality amelioration. *Environ. Sci. Tech.*, 31:2438–2440.
- Gui, P., K. Xu, M. Mizuochi, R. Inamori, P. Tai, T. Sun og Y. Inamori. 2001. The emission of greenhouse gases from constructed wetland for wastewater treatment. I: IWA Conferences 2000, the 7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Lake Buena Vista, Florida. IWA Publishing, London, pp 277–285.
- Glenn, S., A. Heyes og T. Moore. 1993. Carbon-dioxide and methane fluxes from drained peat soils, southern Quebec. *Global Biogeochem. Cycles*, 7:247–257.
- Harris, T.Z. og T. Mæhlum. 2003. Nitrogen removal in light-weight aggregate pretreatment filter columns and mesocosm wetlands. I: Ü. Mander og P. Jenssen (editor) *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Cold Climates*. International Series on Advances in Ecological Sciences, WIT Press, Great Britain.
- Harris, R.C., E. Gorham, D.I. Sebacher, K.B. Bartlett og P.A. Flebbe. 1985. Methane flux from northern peatlands. *Nature*, 315:652–654.
- Hefting, M.M., R. Bobbink og H. de Caluwe. 2003. Nitrous oxide emission and denitrification in chronically nitrate-loaded riparian buffer zones. *J. Environ. Qual.*, 32:1194–1203.
- Hessen, D.O., 1996. Metanproduksjon i norske innsjøer og våtmarker. SFT rapport 96:17.
- IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. 2001a. *Climate change 2001: The scientific basis. Summary for policy makers*.
- IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. 2001b. *Climate Change 2001 – The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Houghton, J.T., Ding, Y., Griggs, D.J., Noguer, M., van der Linden, P.J., Dai, X., Maskell, K. og Johnson, C.A. (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, UK., 881 p.
- Jain, N., H. Pathak, S. Mitra og A. Bhatia. 2004. Emission of methane from rice fields – a review. *J. Scient. Industr. Res.*, 63:101–115.
- Johansson, A.E., Å. Kasimir Klemetsson, L. Klemetsson og B.H. Svensson. 2003. Nitrous oxide exchanges with the atmosphere of a constructed wetland treating wastewater. *Tellus*, 55B:737–750.
- Johansson, A.E., A.-M. Gustavsson, M.G. Öquist og B.H. Svensson. 2004. Methane emissions from a constructed wetland treating wastewater – seasonal and spatial distribution and dependence on edaphic factors. *Water Res.*, 38:3960–3970.
- Kang, H. og C. Freeman. 2002. The influence of hydrochemistry on methane emissions from two contrasting northern wetlands. *Water Air Soil Poll.*, 141:263–272.
- Karjalainen, S.M., J.T. Huttunen, A. Liikanen, T.S. Väisänen, B. Kløve, A. Ylitolonen, K. Heikkinen og P.J. Martikainen. 2005. Nitrous oxide emissions from constructed boreal wetlands used to polish municipal wastewater. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 29:612–617.
- Keeney, D.R., J.R. Fillery og Marx. 1979. Effect of temperature on the gaseous nitrogen products of denitrification in a silt loam soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 43:1124–1128.
- Kløve, B., A.K. Søvik og L. Holtan-Hartwig. 2005. Analysis of nitrogen removal processes in a sub-surface flow carbonate sand filter treating municipal wastewater. *J. Environ. Sci. Health*, 40:1381–1401.
- Liikanen, A., J.T. Huttunen, S.M. Karjalainen, K. Heikkinen, T.S. Väisänen, H. Nykänen og P.J. Martikainen. 2006. Temporal and seasonal changes in greenhouse gas emis-

- sions from a constructed wetland purifying peat mining runoff water. *Ecol. Engineer.*, 26(3):241–251.
- Machefert, S.E., N.B. Dise, K.W.T. Goulding og P.G. Whitehead. 2002. Nitrous oxide emission from a range of land uses across Europe. *Hydrol. Earth Sys. Sci.*, 6:325–337.
- Maljanen, M., J. Hytönen og P. J. Martikainen. 2001: Fluxes of N₂O, CH₄ and CO₂ on afforested boreal agricultural soils. *Plant Soil*, 231:113–121.
- Mander, Ü., V. Kuusemets, K. Lõhmus, T. Muring, S. Teiter og J. Augustin. 2003. Nitrous oxide, dinitrogen and methane emission in a subsurface flow constructed wetland. *Water Sci. Technol.*, 48:135–142.
- Mander, Ü., K. Lõhmus, S. Teiter, K. Nurk, T. Muring og J. Augustin. 2005a. Gaseous fluxes from subsurface flow constructed wetlands for wastewater treatment. *J. Environ. Sci. Health – Part A*, 40:1215–1226.
- Mander, Ü., S. Teiter og J. Augustin. 2005b. Emission of greenhouse gases from constructed wetlands for wastewater treatment and from riparian buffer zones. *Water Sci. Technol.*, 52:167–176.
- Martikainen, P.J., H. Nykänen, J. Alm og J. Silvola. 1995. Change in fluxes of carbon-dioxide, methane and nitrous-oxide due to forest drainage of mire sites of different trophic. *Plant and Soil*, 169:571–577.
- Mosier, A.R. 1998. Soil processes and global change. *Biol. Fertil. Soils*, 27:221–229.
- Mæhlum, T. 1995. Treatment of landfill leachate in on-site lagoons and constructed wetlands. *Wat. Sci. Technol.*, 32:129–135.
- Mørkved, P.T., A.K. Søvik, B. Kløve og L.R. Bakken. 2005. Removal of nitrogen in different wetland filter materials: use of stable nitrogen isotopes to determine factors controlling denitrification and DNRA. *Wat. Sci. Technol.*, 51:63–71.
- Paludan, C. og G. Blicher-Mathiesen. 1996. Losses of inorganic carbon and nitrous oxide from a temperate wetland in relation to nitrate loading. *Biogeochem.*, 35:305–326.
- Regina, K., H. Nykänen, J. Silvola og P. J. Martikainen. 1996. Fluxes of nitrous oxide from boreal peatlands as affected by peatland type, water table level and nitrification capacity. *Biogeochem.*, 35:401–418.
- Sebacher, D.I., R.C. Harriss, K.B. Bartlett, S.M. Sebacher og S.S. Grice. 1986. Atmospheric methane sources: Alaskan tundra bogs, an alpine fen, and a subarctic boreal marsh. *Tellus*, 38B:1–10.
- Sitaula, B., J. Luo og L.R. Bakken. 1992. Rapid analysis of climate gases by wide bore capillary gas chromatography. *J. Environ. Qual.*, 21:493–496.
- Smith, K.A. 1997. Soils and the greenhouse effect. Foreword. *Soil use and management*, 13:229.
- Stadmark, J. og L. Leonardson. 2005. Emissions of greenhouse gases from ponds constructed for nitrogen removal. *Ecol. Engineer.*, 25:542–551.
- Svensson, B.H. og T. Rosswall. 1984. In situ methane production from acid peat in plant communities with different moisture regimes in a subarctic mire. *Oikos*, 43:341–350.
- Søvik, A.K. og B. Kløve. 2006. Emission of the greenhouse gases N₂O and CH₄ from a constructed wetland in south-eastern Norway and its relation to temperature and chemical parameters. Sendt for publisering til *Sci. Tot. Environ.*
- Søvik, A.K., J. Augustin, K. Heikkinen, J.T. Huttunen, J.M., Necki, S.M. Karjalainen, B. Kløve, A. Liikanen, Ü. Mander, M. Puustinen, S. Teiter og P. Wachniew. 2006. Emission of the greenhouse gases N₂O and CH₄ from constructed wetlands in Europe. Akseptert for publisering til *J. Environ. Qual.*
- Tanner, C.C., D.D. Adams og M.T. Downes. 1997. Methane emissions from constructed wetlands treating agricultural wastewaters. *J. Environ. Qual.*, 26:1056–1062.
- Teiter, S. og Ü. Mander. 2005. Emission of N₂O, N₂, CH₄ and CO₂ from constructed wetlands for wastewater treatment and from riparian buffer zones. *Ecol. Engineer.*, 25:528–541.
- Vitt, D., S. Bayley, T. Jin, L. Halsey, B. Parker og R. Craik. 1990. Methane and carbon dioxide production from wetlands in boreal Alberta. Report to Alberta Environment, contract #90-0270.
- Watson, R.T., L.G. Meira Filho, E. Sanhueza og A. Janetos. 1992. Greenhouse gases: sources and sinks. I: Intergovernment Panel on Climate Change (IPCC). IPCC Supplement, pp 29–42.
- Wild, U., A. Lenz, T. Kamp, S. Heinz og J. Pfadenhauer. 2002. Vegetation development, nutrient removal and trace gas fluxes in constructed *Typha* wetlands. I: Ü. Mander og P. Jenssen (editor) *Natural Wetlands for Wastewater Treatment in Cold Climates. Advances in Ecological Sciences 12*. WIT Press, Southampton, Boston, pp 101–125.
- Yang, S.-S., C.-M. Liu, C.-M. Lai og Y.-L. Liu. 2003. Estimation of methane and nitrous oxide emission from paddy fields and uplands during 1990–2000 in Taiwan. *Chemosphere*, 52:1295–1305.