

Kvæggyllens indflydelse på kemiske og mikrobiologiske parametre i profiler fra en sandblandet lerjord og en grovsandet jord

Effect of cattle slurry on chemical and microbiological parameters in profiles from a sandy loam and a coarse sand

BENT T. CHRISTENSEN, FINN EILAND og ANNE-MARGRETHE LIND

Resumé

På jordprøver udtaget i marts og november 1985 i jordprofilen (0-215 cm) på en grov sandblandet lerjord (JB 5) og en grovsandet jord (JB 1) blev bestemt pH, Ft, Kt, total-C, total-N og $\text{Ba}(\text{OH})_2$ -ekstraherbart C. På prøverne udtaget i marts blev desuden bestemt NO_3^- indhold, CO_2 og N_2O udvikling ved inkubation (10°C), samt ATP indhold og antal af denitrificerende bakterier (MPN).

Jordprøverne blev udtaget som borekerner i dybderne 0-30, 35-65, 85-115 og 185-215 cm i led med årlig tilførsel af 100 t kvæggylle pr. ha eller tilsvarende mængder handelsgødning. Borekerne blev udtaget efter 12 års (JB 1, 11 år) tilførsel af gødning. Sædskiftet var roer, vårbyg, ital. rajgræs (JB 1, majs) og vårbyg.

I de øverste 30 cm af profilen bevirkede tilførsel af kvæggylle på begge jordtyper en stigning i den mikrobielle biomasse og aktivitet, et større antal denitrificerende bakterier og en større denitrifi-

kationsevne set i forhold til tilførsel af handelsgødning. Desuden gav tilførsel af gylle højere Kt værdier i 0-30 cm og 35-65 cm lagene på den sandblandede lerjord. Derudover blev der ikke registreret betydende forskelle mellem de to gødningsformers indflydelse på de målte parametre i jordprofilen.

Idet undersøgelsen alene belyser, om anvendelsen af gylle i forhold til handelsgødning har afstedkommet varige, og med de her anvendte metoder, målbare ændringer i jordprofilen, kan temporære stigninger i denitrifikationen i de dybere jordlag ikke udelukkes.

På resultater fra prøveindsamlingen i marts opnåedes god korrelation mellem N_2O udvikling (denitrifikation) og mikrobiel aktivitet (CO_2 udvikling), mikrobiel biomasse (ATP indhold), total-C indhold, $\text{Ba}(\text{OH})_2$ -ekstraherbart C og total-N indhold ($P < 0,0001$). De nævnte parametre var også indbyrdes godt korrelerede.

Nøgleord: Kvæggylle, jordprofil, denitrifikation, organisk stof, mikrobiel biomasse.

Summary

Soil was sampled in March and November 1985 from soil profiles (0–215 cm) of a sandy loam and a coarse sand. Samples were analysed for pH, extractable P and K (Ft and Kt), total-C, total-N, and $\text{Ba}(\text{OH})_2$ -extractable C. Soil sampled in March was also analysed for NO_3^- content, CO_2 and N_2O evolution (incubation at 10°C), ATP content and numbers of denitrifying bacteria (MPN).

Samples were taken from 0–30 cm, 35–65 cm, 85–115 cm and 185–215 cm depth in plots receiving annual dressings of 100 t cattle slurry per ha or equivalent amounts of mineral fertilizer. The soils were taken after 12 years (coarse sand, 11 years) of consecutive treatment. The crop rotation was beets, spring barley, ital. ryegrass (maize on the coarse sand) and spring barley.

Compared to mineral fertilizer, cattle slurry caused an increase in the 0–30 cm horizon of both

soils in microbial biomass and activity, a higher number of denitrifying bacteria and a greater denitrification capacity. Higher values for extractable K (Kt) were also observed after use of slurry in the 0–30 cm and 35–65 cm horizons of the sandy loam. Except for these effects, cattle slurry did not cause significant differences in the measured parameters.

Since the sampling approach only revealed whether cattle slurry produces long-term effects in the soil profile, slurry induced short term increases in the denitrification rate in the deeper soil layers can not be excluded.

Results from the March sampling showed that denitrification (N_2O evolution) was highly correlated with microbial biomass (ATP content), microbial activity (CO_2 evolution), total-C content, $\text{Ba}(\text{OH})_2$ extractable C and total-N content ($P < 0.0001$). These parameters also showed a good mutual correlation.

Key words: Cattle slurry, soil profile, denitrification, organic matter, microbial biomass.

Indledning

I perioder med nedadgående vandbevægelse kan anvendelsen af større mængder gylle give anledning til, at såvel næringssalte som organiske forbindelser transporteres fra pløjelaget til de underliggende jordlag og eventuelt ud af rodzonen (6, 16, 17, 19). Især for nitrats vedkommende påkalder nedvaskning sig interesse, idet nitrat er meget mobilt i jorden, og idet udvaskning fra rodzonen kan medvirke til næringssaltbelastningen af det omgivende miljø.

Ved denitrifikation kan nitrat i jorden omdannes til luftformige kvælstofforbindelser (N_2 og N_2O), hvorved nitratudvaskningen reduceres. De vigtigste betingelser for denitrifikation er tilstedeværelse af nitrat, denitrificerende bakterier, letomsættelige kulstofforbindelser og lav iltspænding. I dyrket jord må det formodes, at koncentrationen af letomsætteligt organisk stof er en vigtig begrænsende faktor for denitrifikationen i de dybere jordlag.

Denitrifikationen i jord tilført husdyrgødning er fundet at være større end i jord tilført handelsgødning (4, 14). Dette kan blandt andet tilskrives,

at der ved anvendelse af husdyrgødning tilføres jorden letomsættelige organiske forbindelser, som kan fungere som energikilde for de denitrificerende mikroorganismer. Idet flere undersøgelser har vist, at anvendelsen af store mængder husdyrgødning kan medføre en stigning i de dybere jordlags indhold af opløst og opløseligt organisk stof (10, 17, 19), kan det antages, at anvendelse af større mængder gylle vil kunne forøge potentialet for denitrifikation i de dybere jordlag set i forhold til anvendelse af tilsvarende mængder kvælstof i handelsgødning.

Med den her gennemførte undersøgelse blev det søgt belyst, hvorvidt anvendelse af kvæggylle påvirker nogle kemiske og mikrobiologiske parametre i to jordprofiler, specielt med henblik på en vurdering af betingelserne for en øget denitrifikation efter årlig anvendelse af større mængder gylle. Til det formål blev der udtaget intakte borekerner i markforsøg anlagt på en grov sandblandet lerjord og en grovsandet jord. De anvendte led blev årligt tilført enten 100 t kvæggylle pr. ha eller en tilsvarende mængde handelsgødning.

Flere undersøgelser har påvist en god overensstemmelse mellem opløseligt organisk stof i jorden (ekstraktion med vand, CaCl_2 eller $\text{Ba}(\text{OH})_2$) og jordens denitrifikationspotentiale (2, 3, 18). Endvidere fandt *Jenkinson* (11), at der for en række jorde var god korrelation mellem indholdet af $\text{Ba}(\text{OH})_2$ -ekstraherbart C og mængden af potentielt tilgængeligt organisk bundet N (mineraliserbart ved inkubation). For at afgrænse en fraktion af det organiske stof i jorden, som kunne have betydning for denitrifikationens omfang, blev der på de indsamlede jordprøver foretaget en bestemmelse af $\text{Ba}(\text{OH})_2$ -ekstraherbart C.

Materialer og metoder

Markforsøg

Der blev udtaget jord fra et fastliggende markforsøg placeret ved Askov (JB 5, grov sandblandet lerjord) og Lundgård (JB 1, grovsandet jord). *Larsen* og *Kjellerup* (12) har beskrevet forsøgsplan, jordbund og resultater vedrørende udbytter og næringsstofbalancer.

Til undersøgelsen blev udvalgt led 6 (100 t kvæggylle/ha/år, svarende til en gennemsnitlig årlig tilførsel af 384 kg total-N, 72 kg P og 322 kg K), og led 3 (2 NPK/ha/år, svarende til en gennemsnitlig årlig tilførsel af 240 kg N, med P og K mængder svarende til led 6). Første udbringning af gylle ved Askov og Lundgård var henholdsvis vinteren 1972/73 og vinteren 1973/74.

Sædskiftet ved Askov var roer, vårbyg, ital. rajgræs og vårbyg, mens der i sædskiftet ved Lundgård indgik majs i stedet for ital. rajgræs. I 1985, hvor jorden blev indsamlet, var afgrøderne ved Askov og Lundgård henholdsvis roer og vårbyg.

Udtagning af jordprøver

På begge forsøgssteder blev der fra hver af to fællesparceller i led 3 og 6 udtaget borekerner sidst i marts og igen sidst i november 1985 ved, at der i hver parcel gennemførtes fire borer til en dybde af 215 cm. Intakte borekerner blev udtaget i dybderne 0–30 cm, 35–65 cm, 85–115 cm og 185–215 cm. Fra hvert jordlag indsamledes i to messingrør (43 mm diam.) jord repræsenterende henholdsvis de øverste og nederste 15 cm af laget. Alle rør blev umiddelbart efter udtagningen forseglet og opbevaret ved 5°C indtil analysering.

Analyser

Borekernerne fra de to samhørende messingrør blev under sterile forhold presset ud af rørene og blandet til en prøve.

Prøver udtaget marts 1985 blev analyseret for vandindhold, $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$, Ft, Kt, total-C, total-N, NO_3^- -N, $\text{Ba}(\text{OH})_2$ -ekstraherbart C, CO_2 og N_2O udvikling, ATP-indhold samt antal af denitrificerende bakterier. Der blev analyseret på to delprøver fra hver boring og dybde, med undtagelse af pH , Kt og Ft, hvor der alene blev målt for hver parcel og dybde, idet de fire enkeltprøver fra samhørende dybder blandedes.

Prøver udtaget november 1985 blev alene analyseret for aktuelt vandindhold, $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$, Ft, Kt, total-C, total-N og $\text{Ba}(\text{OH})_2$ -ekstraherbart C. Samtlige analyser gennemførtes på enkeltprøver.

Aktuelt vandindhold blev bestemt ved tørring ved 105°C i 24 timer. Analyser for total-C, total-N, NO_3^- -N, Ft, Kt og $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ gennemførtes som beskrevet i »Fælles arbejdsmetoder for jordbundsanalyser«.

Ved måling af $\text{Ba}(\text{OH})_2$ -ekstraherbart C blev der afvejet 30 g fugtig jord i en 370 ml glasbeholder med låg. Efter tilsætning af 100 ml 0,05 M $\text{Ba}(\text{OH})_2$ opløsning blev prøven rystet i 30 min. i et roterende rysteapparat (48 omdrejninger pr. min.). Efter henstand i 30 min. filtreredes prøven over i en 100 ml plastflaske. Den filtrerede prøve blev opbevaret i nedfrosset tilstand indtil analyse for total organisk C (Dohrmann® TOC (DC 54) analysator).

Bestemmelse af CO_2 og N_2O udviklingen fra jorden blev anvendt som et udtryk for henholdsvis jordens mikrobielle aktivitet og jordens denitrifikationsevne. Udviklingen blev bestemt ved at inkubere 25 g fugtig jord i cylindriske kolber (volumen, 124 ml) ved 10°C. Udstyr og anvendte reagenser steriliseredes før brug, ligesom håndteringen af jord foregik under sterile forhold. Før inkubation blev jordprøvens vandindhold indstillet til 60 pct. af vandholdende evne. For at modvirke, at nitratmangel begrænsede denitrifikationen tilsattes nitrat, således at jorden i alt indeholdt 0,01 pct. NO_3^- -N. Endelig blev jordprøven pakket, så dens tæthed under inkubationen svarede til jordens rumvægt i naturlig lejring. Der blev anvendt to gentagelser og to blindprøver. Under inkubationen var kolberne påsat tætsluttende låg monteret med et septum, der tillod udtagning af luftprøver fra kolben.

Efter tilsætning af 10 pct. acetylen inkuberedes kolberne i 4 timer og N_2O indholdet blev bestemt og anvendt som et udtryk for startkoncentrationen ved beregning af denitrifikationshastigheden. Efter 1 døgn inkubation bestemtes indholdet af N_2O i kolberne, og efter 2 døgn bestemtes N_2O indholdet atter. Efter udskiftning af luften i kolberne og yderligere 7 døgn inkubation målt CO_2 indholdet. Det sikredes, at der ikke forekom acetylen i kolberne i denne periode. Måling af luftprøvernes indhold af CO_2 og N_2O blev foretaget på gaskromatograf (14).

ATP (adenosin trifosfat) indholdet i prøver fra det øverste jordlag blev bestemt med luciferin/luciferase metoden, som beskrevet af *Eiland* (8). For prøver fra dybere jordlag blev metoden modificeret for at undgå en stor fortynding af jordsuspensionen efter ekstraktion med syre. Til 2 ml af jordsuspensionen tilsattes 8 ml Tris-EDTA buffer, hvorefter pH indstilledes til 7,5 ved hjælp af 5 M og 1 M NaOH opløsning. Luciferin/luciferase enzymet (Lumit^R, Lumac) blev opløst i Heepes buffer og opbevaret i mørke i 2 timer ved 20°C før brug (9). ATP indholdet bestemtes ved fotometri (Lumacounter M 2080) og giver et udtryk for størrelsen af den mikrobielle biomasse.

Antallet af denitrificerende bakterier i jorden bestemtes ved MPN metoden (Most Probable Number), som beskrevet af *deMan* (15). Resultater opnået ved denne metode giver et udtryk for

det potentielle antal af denitrificerende bakterier. Til en kolbe med 90 ml ionbyttet vand overførtes 10 g fugtig jord. Opslemningen blev behandlet i blender i et halvt minut, hvorefter der fremstillede en fortyndingsrække med 10 fortyndingsgrader (fra 1:10 til 1:100). Fra hver fortynding blev 10 reagensglas podet med hver 1 ml, og fra hver jordprøve blev der foretaget 100 podninger.

Det blev forudsat, at MPN-tallene følger en logaritmisk normalfordeling. Der er derfor anvendt geometriske gennemsnitstal, og konfidensintervaller er beregnet ud fra logaritmetransformerede MPN-tal.

De viste korrelationskoefficienter blev beregnet ved hjælp af proceduren corr (1) under forudsætning af, at data var normalfordelte.

Resultater og diskussion

Tekstur og jordkemi

Mens lerindholdet i Lundgård profilen var det samme i alle dybder, steg lerindholdet i Askov profilen fra 13 pct. i 0–30 cm laget til 23 pct. i de underliggende lag (tabel 1). Stigningen i lerindholdet modsvarede af et fald i indholdet af organisk stof, fin- og grovsand, mens silt udviste en lille variation med dybden i profilen. I Lundgård profilen faldt indholdet af organisk stof, silt og finsand med stigende dybde, mens indholdet af grovsand steg, især i det nederste jordlag.

Tabel 1. Tekstur og pH i profilerne fra Askov og Lundgård. Anførte værdier er gennemsnit af handels- og husdyrgødede led.

Texture and pH in the soil profiles from Askov and Lundgård. Values are means of mineral fertilizer and cattle slurry treatments.

Dybde, cm <i>Depth, cm</i>	pH <i>pH</i>	pct. af tørvægt, % <i>dry weight</i>				
		Org. stof <i>Organic matter</i>	Ler <i>Clay</i>	Silt <i>Silt</i>	Finsand <i>Fine sand</i>	Grovsand <i>Coarse sand</i>
Askov						
0– 30	6,4	3,9	13	13	38	32
35– 65	5,9	1,0	23	13	34	29
85–115	5,0	0,5	23	14	34	28
185–215	5,3	0,2	23	14	36	27
Lundgård						
0– 30	6,5	2,3	5	5	22	66
35– 65	6,5	0,7	5	3	22	69
85–115	6,0	0,3	5	3	26	66
185–215	5,5	0,1	4	2	12	82

For $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$, Ft, Kt, total-C, total-N og $\text{Ba}(\text{OH})_2\text{-C}$ observeredes der kun mindre og ikke systematiske forskelle mellem de to indsamlingstidspunkter. Derfor er disse parametre angivet som gennemsnit af forårs- og efterårsudtagningen.

Jordens pH faldt med stigende dybde for begge jordtyper, men forskellen mellem dybderne 0–30 cm og 35–65 cm var lille (tabel 1).

Såvel Askov som Lundgård jorden havde Ft værdier i området 7 til 8 i det øverste jordlag (fig. 1). Der blev kun fundet ubetydelige forskelle mellem de handelsgødede og husdyrgødede led, hvilket er i overensstemmelse med, at de to led tilføres samme mængder P i de to gødningsformer. I Askov profilen blev der målt meget lave Ft-værdier i dyberne 35–65 cm og 85–115 cm, mens der i dybden 185–215 cm målt Ft på omkring 5.

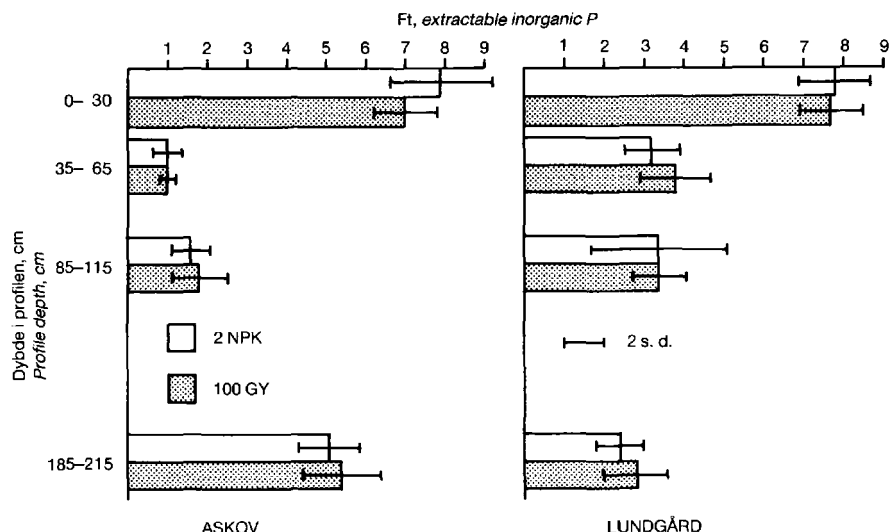


Fig. 1. Ft værdier i profilerne fra Askov og Lundgård. 2 NPK og 100 GY angiver henholdsvis handels- og husdyrgødede led.

The content of extractable inorganic P in the profiles from Askov and Lundgård. 2 NPK and 100 GY denotes treatments receiving mineral fertilizer and cattle slurry, respectively. s.d. denotes standard deviation.

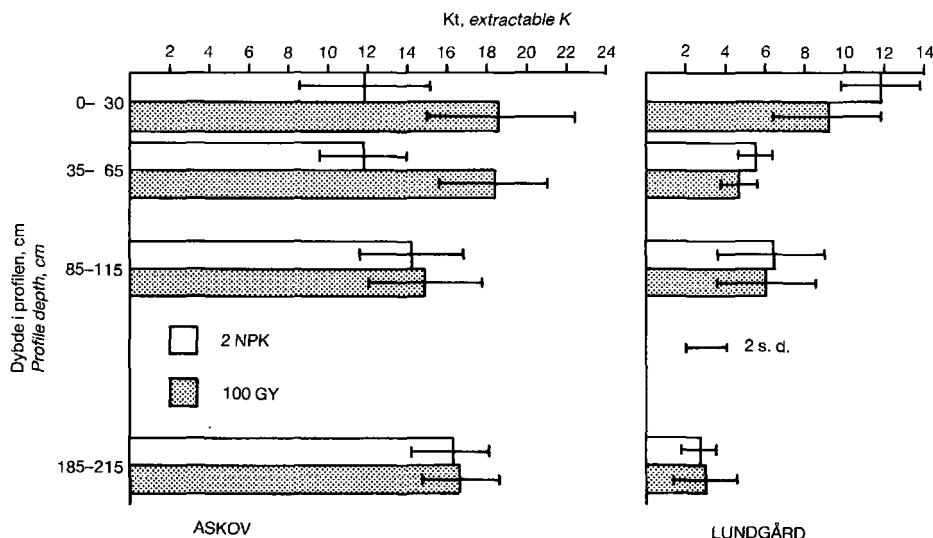


Fig. 2. Kt værdier i profilerne fra Askov og Lundgård. For yderligere forklaring af figurtekst, se fig. 1.

The content of extractable K in the profiles from Askov and Lundgård. For further legend, see Fig. 1.

Tabel 2. Indholdet af total-C og total-N i profilerne fra Askov og Lundgård. Anførte værdier er gns. $\pm$ s.d.
Total-C and total-N contents in the soil profiles from Askov and Lundgård. Values are means $\pm$ standard deviations.

Dybde, cm Depth, cm	Total-C, pct.		Total-N, pct.	
	2 NPK ¹⁾	100 GY ²⁾	2 NPK	100 GY
Askov				
0– 30	2,25 $\pm$ 0,29	2,29 $\pm$ 0,33	0,163 $\pm$ 0,014	0,169 $\pm$ 0,019
35– 65	0,43 $\pm$ 0,12	0,41 $\pm$ 0,16	0,042 $\pm$ 0,014	0,037 $\pm$ 0,008
85–115	0,19 $\pm$ 0,07	0,17 $\pm$ 0,05	0,021 $\pm$ 0,004	0,022 $\pm$ 0,006
185–215	0,11 $\pm$ 0,02	0,12 $\pm$ 0,02	0,018 $\pm$ 0,001	0,018 $\pm$ 0,002
Lundgård				
0– 30	1,21 $\pm$ 0,18	1,44 $\pm$ 0,24	0,084 $\pm$ 0,011	0,096 $\pm$ 0,012
35– 65	0,40 $\pm$ 0,08	0,35 $\pm$ 0,10	0,027 $\pm$ 0,005	0,028 $\pm$ 0,012
85–115	0,16 $\pm$ 0,06	0,15 $\pm$ 0,05	0,014 $\pm$ 0,005	0,013 $\pm$ 0,004
185–215	0,04 $\pm$ 0,02	0,05 $\pm$ 0,03	0,007 $\pm$ 0,003	0,007 $\pm$ 0,003

¹⁾ 2 NPK = handelsgødnet led, *mineral fertilizer treatment*.

²⁾ 100 GY = led tilført kvæggylle, *cattle slurry treatment*.

Modsat Askov viste Lundgård profilen stort set samme Ft værdier i dybderne under 0–30 cm, med tendens til et svagt fald med stigende dybde. Det skal anføres, at Ft værdier primært angiver et mål for den plantetilgængelige P-status i pløjelaget, mens betydningen af Ft værdier i de dybeste lag er mere usikker.

Fordelingen af Kt værdier i de forskellige dybder er vist i fig. 2. Selv om der tilførtes samme mængder K med handelsgødning og gylle (12) udviste Askov profilen efter anvendelse af kvæggylle højere Kt værdier (18–19) i 0–30 cm og 35–65 cm dybde. Tilsvarende er fundet af Larsen og Kjellerup (12). Også i lagene 85–115 cm og 185–215 cm målttes høje Kt værdier (14–17), men i disse lag fandtes værdier af samme størrelse efter anvendelse af de to gødningsformer.

Kt værdierne på Lundgård jorden var generelt lavere, og modsat Askov jorden afveg Kt ikke væsentligt mellem led tilført gylle og handelsgødning. De højeste Kt-værdier (9–12) blev fundet i 0–30 cm laget. I de to underliggende lag faldt Kt til 4–6, og i det nederste lag lå Kt på 3.

De højere Kt værdier i 0–30 cm og 35–65 cm dybderne ved Askov efter anvendelse af gylle kan skyldes, at planteoptagelsen af K efter gylle var væsentlig mindre end efter anvendelse af handelsgødning (12). De lavere værdier på Lundgård kan skyldes en større udvaskning af K på denne grovsandede jord.

Tabel 2 viser indholdet af total-C og total-N i de

handelsgødgede (led 3) og husdyrgødgede forsøgsled (led 6). Indholdet af total-C og total-N faldt med stigende dybde for begge jordtyper og behandlinger. Mens total-C indholdet i 0–30 cm laget var 2,25–2,29 pct. og 1,21–1,44 pct. i henholdsvis Askov og Lundgård profilen, var de tilsvarende indhold i 185–215 cm laget 0,11–0,12 pct. og 0,04–0,05 pct. Anvendelsen af gylle gav et svagt

Tabel 3. Indholdet af Ba(OH)₂-ekstraherbart C i profilerne fra Askov og Lundgård. Anførte værdier er gns. $\pm$ s.d. 2 NPK og 100 GY, se tabel 2.

Content of Ba(OH)₂-extractable C in the soil profiles from Askov and Lundgård. Values are means $\pm$ standard deviations. See table 2 for 2 NPK and 100 GY.

Dybde, cm Depth, cm	Ba(OH) ₂ -C, μ g C/g jord Ba(OH) ₂ -C, μ g C/g soil	
	2 NPK	100 GY
Askov		
0– 30	273 $\pm$ 65	259 $\pm$ 56
35– 65	86 $\pm$ 31	91 $\pm$ 38
85–115	46 $\pm$ 18	51 $\pm$ 19
185–215	24 $\pm$ 5	27 $\pm$ 8
Lundgård		
0– 30	199 $\pm$ 61	204 $\pm$ 39
35– 65	91 $\pm$ 20	85 $\pm$ 13
85–115	65 $\pm$ 22	74 $\pm$ 30
185–215	30 $\pm$ 19	39 $\pm$ 14

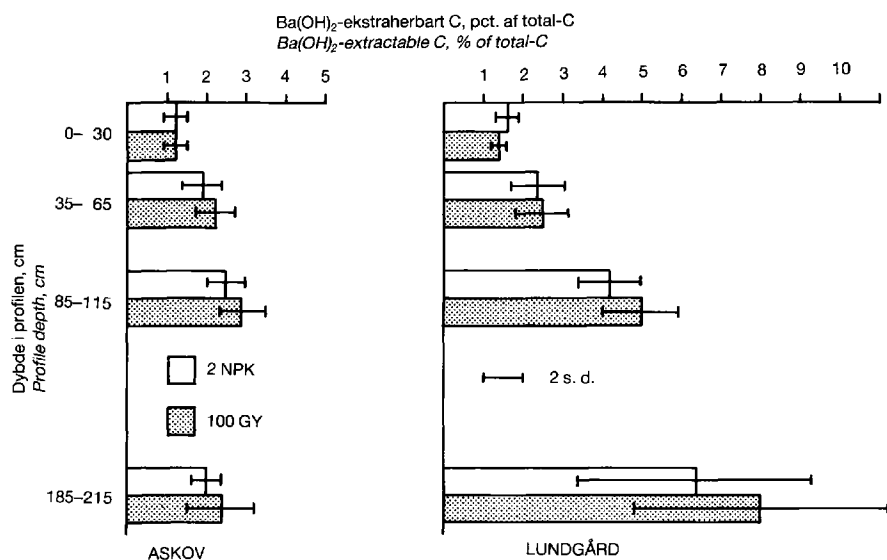


Fig. 3. Indhold af Ba(OH)₂-ekstraherbart C i profilerne fra Askov og Lundgård, udtrykt som pct. af total-C indholdet. For yderligere forklaring af figurtekst, se fig. 1.

The content of Ba(OH)₂-extractable C in the profiles from Askov and Lundgård expressed as % total C content. For further legend, see Fig. 1.

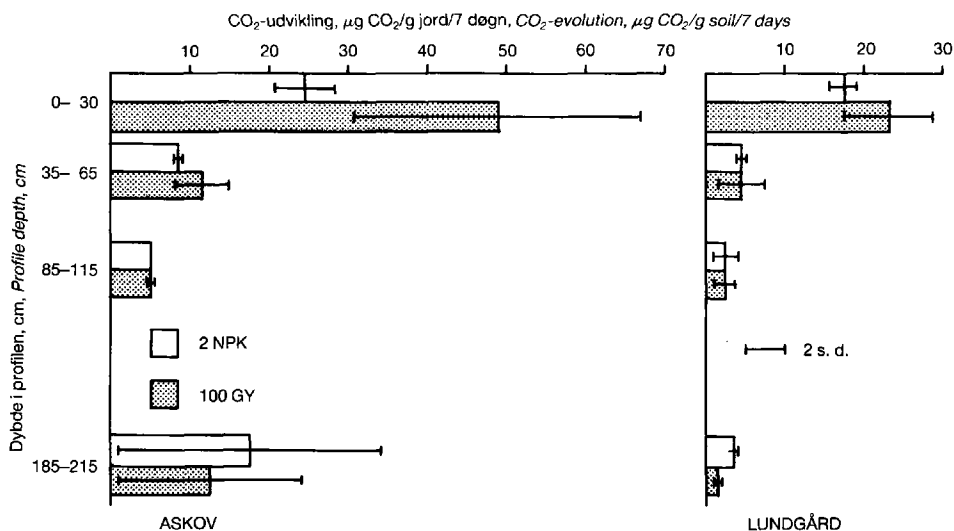


Fig. 4. CO₂ udviklingen fra jordprøver udtaget i profilerne fra Askov og Lundgård. Prøverne blev inkuberet i 7 døgn ved 10°C og 60 pct. af vandholdende evne. For yderligere forklaring af figurtekst, se fig. 1.

The evolution of CO₂ from soil samples retrieved from Askov and Lundgård profiles. The soil was incubated for 7 days at 10°C and 60% of water holding capacity. For further legend, see Fig. 1.

Tabel 4. Indhold af ATP og beregnet C indhold i mikrobiel biomasse i profilerne fra Askov og Lundgård. Anførte værdier for ATP indhold er gns. $\pm$ s. d. 2 NPK og 100 GY, se tabel 2.

ATP content and calculated C in microbial biomass in the soil profiles from Askov and Lundgård. Values for ATP content are means $\pm$ standard deviations. See table 2 for 2 NPK and 100 GY.

Dybde, cm <i>Depth, cm</i>	Mikrobiel biomasse <i>Microbial biomass</i>					
	2 NPK			100 GY		
	ng ATP/ g jord <i>ng ATP/ g soil</i>	μ g C/ g jord <i>μg C/ g soil</i>	pct. af total-C <i>% of total-C</i>	ng ATP/ g jord <i>ng ATP/ g soil</i>	μ g C/ g jord <i>μg C/ g soil</i>	pct. af total-C <i>% of total-C</i>
Askov						
0–30	566 $\pm$ 26	105	0,5	1159 $\pm$ 5	216	0,9
35–65	75 $\pm$ 19	14	0,3	90 $\pm$ 54	17	0,4
85–115	32 $\pm$ 1	6	0,3	23 $\pm$ 12	4	0,2
185–215	10 $\pm$ 6	2	0,2	13 $\pm$ 2	2	0,2
Lundgård						
0–30	208 $\pm$ 25	39	0,3	369 $\pm$ 11	69	0,5
35–65	18 $\pm$ 2	3	0,1	31 $\pm$ 22	6	0,2
85–115	7 $\pm$ 1	1	0,1	10 $\pm$ 6	2	0,1
185–215	4 $\pm$ 1	1	0,3	4 $\pm$ 2	1	0,2

øget indhold af C og N i dybden 0–30 cm, mens der i de underliggende dybder kun fandtes ubetydelige forskelle mellem handelsgødede og husdyrgødede led.

Indholdet af $\text{Ba}(\text{OH})_2$ -ekstraherbart C (tabel 3) afveg ikke væsentligt for de to gødningsformer. Der blev i 0–30 cm laget i gennemsnit fundet 265 μ g C/g jord ved Askov og 202 μ g C/g jord ved Lundgård. I 35–65 cm laget var indholdet af $\text{Ba}(\text{OH})_2$ -ekstraherbart C i de to jordtyper mellem 86 og 91 μ g/g jord. I de to underliggende lag faldt indholdet yderligere. De her fundne værdier for $\text{Ba}(\text{OH})_2$ -ekstraherbart C er i overensstemmelse med resultater fundet af *Beauchamp et al.* (2) i en undersøgelse af 9 jordtypers A, B og C horisonter.

Det relative indhold af $\text{Ba}(\text{OH})_2$ -ekstraherbart C (udtrykt som pct. af total-C) i profilerne fremgår af fig. 3. I laget 0–30 cm udgjorde $\text{Ba}(\text{OH})_2$ -ekstraherbart C mellem 1 og 1,5 pct. af total-C indholdet. I de underliggende jordlag fandtes der generelt større værdier. Tendensen til stigning i det relative indhold af $\text{Ba}(\text{OH})_2$ -ekstraherbart C ned gennem profilen var mest markant i Lundgård profilen, hvor indholdet i 185–215 cm laget var 6,5 og 8 pct. af total-C indholdet for henholdsvis handels- og husdyrgødede led (fig. 3).

Mikrobiel biomasse

Der fandtes i alle lag en større mikrobiel biomasse (tabel 4) i Askov end i Lundgård profilen. Ved beregning af C i den mikrobielle biomasse er det målte ATP indhold multipliceret med 186 (se 9). Den mikrobielle biomasse var størst i 0–30 cm laget og faldt med stigende dybde i profilen. I laget 0–30 cm gav tilførsel af gylle på begge jordtyper en større mikrobiel biomasse sammenlignet med tilførsel af handelsgødning. I de underliggende lag målttes ikke betydende forskelle mellem virkningen af de to gødningsformer.

I 0–30 cm laget udgjorde den mikrobielle biomasse mellem 0,3 og 0,9 pct. af total-C indholdet, mens den i de underliggende lag udgjorde mellem 0,1 og 0,4 pct. I 0–30 cm var en større del af total-C indholdet i de husdyrgødede led til stede som mikrobiel biomasse sammenlignet med handelsgødede led. Størrelsen af den mikrobielle biomasse i 0–30 cm laget er i overensstemmelse med tidligere undersøgelser i samme markforsøg (7, 9).

C indholdet i den mikrobielle biomasse udgjorde en mindre del af total-C indholdet end C ekstraheret med $\text{Ba}(\text{OH})_2$, hvilket kan tyde på, at der med $\text{Ba}(\text{OH})_2$ ekstraheres C, der ikke er indbygget i den mikrobielle biomasse.

Aktiviteten af den mikrobielle biomasse målt ved CO₂ udvikling under inkubation ved 10°C faldt på begge forsøgslokaliteter med stigende dybde i profilen indtil 85–115 cm (fig. 4). Sammenlignet med 85–115 cm fandtes for Askov profilen en større mikrobiel aktivitet i laget 185–215 cm. Dette var ikke tilfældet for Lundgård profilen. I 0–30 cm laget var CO₂ udviklingen størst fra jord tilført gylle, mens der i de underliggende lag ikke var forskelle mellem de to gødningsformer.

Denitrifikation

Denitrifikationen i jordprøverne på udtagnings-tidspunktet er angivet i tabel 5. Anvendelse af acetylen under inkubationen bevirker, at den målte mængde N₂O er et udtryk for den samlede denitrifikation (N₂O og N₂). Jordprøvernes NO₃⁻ og vandindhold blev før inkubationen justeret til samme niveau, og jordprøverne blev pakket til »naturlig« tæthed. Selv om forskelle i iltpænding i jordprøverne under inkubationen ikke kan udelukkes, anses de målte niveauer for denitrifikationen primært at være relateret til mængden af tilgængeligt organisk stof og til antallet af aktivt denitrificerende bakterier.

Tabel 5. Denitrifikation målt ved N₂O-produktion (inkubering i 2 døgn ved 10°C med 10 pct. acetylen) i profilerne fra Askov og Lundgård. Anførte værdier er gns. ± s.d. 2 NPK og 100 GY, se tabel 2.

Denitrification capacity (measured as N₂O production upon incubation for 2 days at 10°C and with 10% acetylen) in the soil profiles from Askov and Lundgård. Values are means ± standard deviation. See table 2 for 2 NPK and 100 GY.

Dybde, cm Depth, cm	ng N ₂ O-N/time · g jord · 10 ⁻² ng N ₂ O-N/hour · g soil · 10 ⁻²	
	2 NPK	100 GY
Askov		
0– 30	1889 ± 336	4142 ± 451
35– 65	1,6 ± 1,2	13,6 ± 19,2
85–115	1,9 ± 0,3	2,1 ± 1,5
185–215	0,9 ± 0,5	0,8 ± 0,1
Lundgård		
0– 30	0,9 ± 0,7	126 ± 75
35– 65	0,1 ± 0,1	0,4 ± 0,3
85–115	0,2 ± 0,1	0,3 ± 0,2
185–215	0,3 ± 0,1	0,4 ± 0,2

Det øverste jordlag i Askov profilen udviste betydeligt højere denitrifikation end i såvel det øverste lag ved Lundgård som i de underliggende lag. Både ved Askov og Lundgård var denitrifikationen i 0–30 cm laget større i husdyr- end i handelsgødede led. For Askovs vedkommende var denitrifikationen i husdyrgødede led to gange større end i handelsgødede led, mens Lundgård jorden gav værdier der var 50–100 gange større.

Resultater for antal denitrificerende bakterier fremgår af tabel 6. De opnåede resultater for 0–30 cm og de underliggende lag viser samme mønster som denitrifikationsmålingerne, men forskellene er dog mindre udtalte end for denitrifikationen. Antallet af denitrificerende bakterier i 0–30 cm laget var noget lavere end fundet i tidligere undersøgelser af tilsvarende jordtyper (4, 5, 13, 20). For de underliggende lag var der bedre overensstemmelse. Antallet af denitrificerende bakterier vides imidlertid at udvise betydelige årstidsvariationer (4, 5).

På jordprøver udtaget i marts blev der gennemført en korrelationsberegning på de i tabel 7 anførte parameter. Denitrifikationen udtrykt ved N₂O udviklingen under inkubation ved 10°C var

Tabel 6. Antal denitrificerende bakterier (MPN) i profilerne fra Askov og Lundgård. De anførte værdier er geometriske gns. af 4 jordprøver (1 prøve fra hver af 2 boringer og fra 2 fælles parceller) med 95 pct. konfidensintervaller vist i parentes.

Number of denitrifying bacteria (MPN) in the soil profiles from Askov and Lundgård. The figures shown are geometric means of 4 soil samples (1 sample from each of 2 drillings and from 2 replicated plots) with 95% confidence limits shown in brackets.

Dybde, cm Depth, cm	Antal denitrificerende bakterier · 10 ³ Numbers of denitrifying bacteria · 10 ³	
	2 NPK	100 GY
Askov		
0– 30	634 (49–4283)	1426 (586–3472)
35– 65	315 (97–1025)	266 (8–8371)
85–115	5 (1– 109)	10 (0–4980)
185–215	82 (10– 698)	6 (0–4116)
Lundgård		
0– 30	13 (6– 27)	127 (54– 298)
35– 65	6 (0– 113)	57 (5– 650)
85–115	31 (0– 321)	i.m. ¹
185–215	4 (2– 7)	i.m. ¹

1) i.m. = ikke målt, not determined

Tabel 7. Korrelationskoefficienter for de målte parametre ved indsamlingen i marts. Anførte værdier er signifikante med $P < 0,0001$.

Correlation coefficients of the parameters obtained on samples from the March sampling. Values are significant with $P < 0.0001$.

	MPN	CO ₂	ATP	Tot.-C	Ba(OH) ₂ -C	Tot.-N
N ₂ O	0,54	0,74	0,91	0,77	0,64	0,78
MPN		0,61	0,51	0,48	0,35	0,48
CO ₂			0,79	0,71	0,63	0,72
ATP				0,90	0,84	0,90
Tot.-C					0,95	0,98
Ba(OH) ₂ -C						0,94

signifikant korreleret med mikrobiel aktivitet (CO₂ udvikling), mikrobiel biomasse (ATP indhold), total-C indhold, Ba(OH)₂-ekstraherbart C og total-N indhold ($P < 0,0001$). De nævnte parametre var også indbyrdes korreleret.

N₂O udviklingen var bedre korreleret med total-C indholdet i jorden end med den Ba(OH)₂-ekstraherbare C fraktion. Tilsvarende resultat opnåedes i *Beauchamp et al.*'s (2) undersøgelse. De her anvendte jordprøver blev ikke tørret inden analyse, hvorimod dette var tilfældet i de tidligere undersøgelser af sammenhængen mellem denitrifikationsevne og ekstraherbart C (2, 3, 18).

Konklusion

Sammenlignet med anvendelse af handelsgødning gav årlig tilførsel af 100 t kvæggylle pr. ha anledning til en større mikrobiel biomasse og aktivitet, flere denitrificerende bakterier og en større denitrifikation i de øverste 30 cm af jordprofilen på såvel grov sandblandet lerjord som grovsandet jord. Desuden gav tilførsel af gylle anledning til højere Kt værdier i 0–30 cm og 35–65 cm laget på den sandblandede lerjord.

Herudover kunne der ikke for de kemiske parametres vedkommende (Ft, Kt, total-C, total-N, Ba(OH)₂-ekstraherbart C) registreres betydende forskelle mellem de to gødningsformers indflydelse på jordprofilen. Det samme var generelt tilfældet i profilen under 30 cm for de mikrobiologiske parametre (ATP indhold, antal denitrificerende bakterier, N₂O og CO₂ udvikling ved inkubation).

Hvorvidt årlig anvendelse af store mængder gylle kan bevirke en øget denitrifikation i de dy-

bere jordlag kan ikke besvares entydigt ud fra denne undersøgelse, idet undersøgelsen er baseret på to udtagninger af jordprøver gennemført med 8 måneders mellemrum, og for de mikrobiologiske parametres vedkommende, alene på prøver fra et enkelt udtagningstidspunkt. Nedvaskning af organiske forbindelser, og en heraf afledt øget denitrifikation i de dybere lag efter tilførsel af gylle, kan derfor have fundet sted mellem gødningsudbringningen og første prøveindsamling eller mellem de to prøveindsamlinger. Undersøgelsen har således alene belyst, hvorvidt anvendelsen af gylle i forhold til handelsgødning har afstedkommet længerevarende og målbare ændringer i profilerne. De opnåede resultater tyder på, at dette ikke i større udstrækning var tilfældet.

Fremtidige undersøgelser af gylles indflydelse på betingelserne for denitrifikation i dybere liggende jordlag, herunder nedsivning af organiske forbindelser, bør på denne baggrund benytte sig af hyppigere prøveindsamlinger kombineret med løbende udtagning af jordvæskeprøver.

Litteratur

1. Anonymous 1985. SAS Users Guide: Basics, Version 5 Edition Cary, NC: SAS Institute Inc., 1290 pp.
2. Beauchamp, E. G., Gale, C. & Yeomans, J. C. 1980. Organic matter availability for denitrification in soils of different textures and drainage classes. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 11, 1221-1233.
3. Burford, J. R. & Bremner, J. M. 1975. Relationships between the denitrification capacities of soils and total, water-soluble and readily decomposable soil organic matter. *Soil Biol. Biochem.* 7, 389-394.
4. Christensen, S. 1985. Denitrification in an acid soil: effects of slurry and potassium nitrate on the evolution of nitrous oxide and on nitrate-reducing bacteria. *Soil Biol. Biochem.* 17, 757-764.
5. Christensen, S. & Bonde, G. J. 1985. Seasonal variation in numbers and activity of denitrifying bacteria in soil. Taxonomy and physiological groups among isolates. *Tidsskr. Planteavl* 89, 367-372.
6. Comfort, S. D., Motavalli, P. P., Kelling, K. A. & Converse, J. C. 1987. Soil profile N, P and K changes from injected liquid dairy manure or broadcast fertilizer. *Transactions ASAE* 30, 1364-1369.
7. Eiland, F. 1981. The effects of high doses of slurry and farmyard manure on microorganisms in soil. *Tidsskr. Planteavl* 85, 145-152.

8. *Eiland, F.* 1983. A simple method for quantitative determination of ATP in soil. *Soil Biol. Biochem.* 15, 665-670.
9. *Eiland, F.* 1985. Determination of adenosine triphosphate (ATP) and adenylate energy charge (AEC) in soil and use of adenine nucleotides as measures of soil microbial biomass and activity. *Statens Planteavlsforsøg, Beretning nr. S 1777*.
10. *Focht, D. D., Stolzy, L. H. & Meek, B. D.* 1979. Sequential reduction of nitrate and nitrous oxide under field conditions as brought about by organic amendments and irrigation management. *Soil Biol. Biochem.* 11, 37-46.
11. *Jenkinson, D. S.* 1968. Chemical tests for potentially available nitrogen in soil. *J. Sci. Food Agric.* 19, 160-168.
12. *Larsen, K. E. & Kjellerup, V.* 1989. Årlig og periodisk tilførsel af kvæggødning i sædskifte. Mark- og lysimeterforsøg. *Statens Planteavlsforsøg, Beretning nr. S 1979*.
13. *Lind, A.-M.* 1980. Denitrification in the root zone. *Tidsskr. Planteavl* 84, 101-110.
14. *Lind, A.-M.* 1985. Soil air concentration of N_2O over 3 years of field experiments with animal manure and inorganic N-fertilizer. *Tidsskr. Planteavl* 89, 331-340.
15. *deMan, J. C.* 1975. The probability of most probable numbers. *Eur. J. Appl. Microbiol.* 1, 67-78.
16. *Mattingly, G. E. G., Chater, M. & Poulton P. R.* 1974. The Woburn organic manuring experiment II. Soil analyses, 1964-72, with special reference to changes in carbon and nitrogen. Rothamsted Experimental Station, Report for 1973, Part 2, 134-151.
17. *Meek, B. D., MacKenzie, A. J., Donovan, T. J. & Spencer, W. F.* 1974. The effect of large applications of manure on movement of nitrate and carbon in an irrigated desert soil. *J. Environ. Qual.* 3, 253-258.
18. *Stanford, G., Vander Pol, R. A. & Dzienia, S.* 1975. Denitrification rates in relation to total and extractable soil carbon. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 39, 284-289.
19. *Steenhuis, T. S., Bubenzer, G. D., Converse, J. C. & Walter, M. F.* 1981. Winter-spread manure nitrogen loss. *Transactions ASAE* 24, 436-439.
20. *Vinther, F. P., Memon, H. G. & Jensen, V.* 1982. Populations of denitrifying bacteria in agricultural soils under continuous barley cultivation. *Pedobiologia* 24, 319-328.

Manuskript modtaget den 8. marts 1989.