



NPo-forskning fra Miljøstyrelsen

Nr. C13 1990

Kvælstofomsætning og stofbalance i ånære områder



Miljøministeriet **Miljøstyrelsen**

NPo-forskning fra Miljøstyrelsen
Nr. C13 1990

Kvælstofomsætning og stofbalance i ånære områder

Per Ambus
Københavns Universitet
Carl Christian Hoffmann
Danmarks Miljøundersøgelser

MILJØSTYRELSEN
BIBLIOTEKET
Strandgade 29
1401 København K

Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Indhold

	<u>Sammendrag</u>	5
<u>1.</u>	<u>Indledning</u>	7
1.1	Kvælstofomsætning i vandløbsnære områder	7
1.2	Formål	10
<u>2.</u>	<u>Materialer og metoder</u>	12
2.1	Forsøgslokalitet	12
2.2	Metodik	12
	2.2.1 Forsøgsopstilling	12
	2.2.2 Fysiske og kemiske målinger	14
	2.2.3 Denitrifikationsmålinger	15
	2.2.4 Kvælstof-15 forsøg	16
	2.2.5 Vand- og stofbalance	17
<u>3.</u>	<u>Resultater og diskussion</u>	19
3.1	Jordbundsforhold	19
3.2	Denitrifikation	20
	3.2.1 Undersøgelse af metode til aktuel denitrifikation	20
	3.2.2 Aktuel denitrifikation, edafiske forhold og effekt af drænvand	24
	3.2.3 Potentiel denitrifikation og regulering af aktiviteten	35
3.3	Andre kvælstofomsættende processer	38

3.4	Vandbalance, næringssalte og stofbalance	42
3.4.1	Vandbalance	43
3.4.2	Næringssaltkoncentrationer	45
3.4.3	Stofbalance	51
3.4.4	Diskussion af stofbalance	54
<u>4.</u>	<u>Konklusion</u>	56
<u>5.</u>	<u>Litteraturliste</u>	62

Appendix

Registreringsblad

Sammendrag

I et moseområde ved det øvre løb af Langevad Å blev bredzonens evne til at tilbageholde næringssalte, især nitrat, undersøgt. Det eksperimentelle design bestod i at overrisle bredzonen med drønvand fra de ovenfor liggende marker.

Denitrifikation. Den vigtigste mikrobiologiske proces for kvælstoffjernelsen, denitrifikationen, blev nøje undersøgt og kvantificeret. Denitrifikationens betydning i forhold til de øvrige processer i kvælstofcyklus blev belyst.

Vand- og stoftransport. Transporten af vand og næringssalte (NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , tot-N, tot-P) gennem bredzonen blev målt i forbindelse med overrislingen, og massebalancer for vand og næringssalte blev opstillet.

Overrisling øgede denitrifikationen med op til 66 kg N ha⁻¹ år⁻¹. Resultaterne fra overrislingsforsøget viste, at den aktuelle denitrifikation steg fra 1.5-3 mg $\text{N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$ til 10-40 mg $\text{N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$. Enkelte målinger tæt ved drønduløbet nåede end- og højere, 70-180 mg $\text{N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$. I området hvor effekten af overrislingen var mest udtalt øgedes denitrifikationen med 66 kg N ha⁻¹ år⁻¹.

Nitrat begrænsede denitrifikationen. Tilsætning af substrat, NO_3^- , til prøver taget fra både kontrolarealet og det overrislede areal viste, at denitrifikationen var substratbegrænset og at hastigheden kunne øges fra 5 - 30 gange efter tilsætning af nitrat. Det konkluderes, at den aktuelle denitrifikationsrate i den overrislede bredzone var diffusionsbegrænset.

Potentiel denitrifikation regu- Undersøgelse af den potentielle denitrifikation (DEA) gav til resultat, at potentialet varierer

leret af vand-
indholdet.

med vandindholdet i mosen. DEA kunne øges (ca 130%) ved tilsætning af glucose, mens nitrat-tilsætning kun gav en mindre forøgelse.

Den mikrobiologiske nitratreduktion var hovedsagligt forårsaget af denitrifikation, men dissimilativ reduktion til ammonium og assimilativ reduktion kunne også ses. Nitrifikationen var substratbegrænset og den lave nitrifikation begrænsede nitratreduktionen.

Lav infiltrationskapacitet.

Vandbalancen for det overrislede areal viste, at nedsivningen af vand gennem rodzonen var beskeden, fra 20-50 l m⁻² dag⁻¹, hvilket viser, at tørvens infiltrationskapacitet er meget lille. Rigelig nedbør i vinteren 1989/90 gav meget store drænvandsmængder, med det resultat at hele ådalen var oversvømmet i en længere periode. Det er derfor tvivlsomt om en ådal med så begrænset et areal som den undersøgte har en praktisk funktion som næringssaltfilter.

Et relativt lille areal begrænser effektiviteten.

Denitrifikationen kunne redegøre for 10-40 % af nitratreduktionen.

De opstillede massebalancer viste, at nitrat blev tilbageholdt (udenfor oversvømmelsesperioden) i alle tre tidsrum, der er undersøgt, forår 1989, efterår 1989 og forår 1990. Tilbageholdelsen androg fra 140 til 200 mg NO₃-N m⁻² dag⁻¹, hvoraf denitrifikationen kunne redegøre for 10-40 % af nitratreduktionen (varierede med årstiden). En væsentlig del af den yderligere nitratreduktion synes at kunne forklares med planteoptagelse og mikrobiel nitrat-assimilation.

1 Indledning

1.1 Kvælstofomsætning i vandløbsnære områder

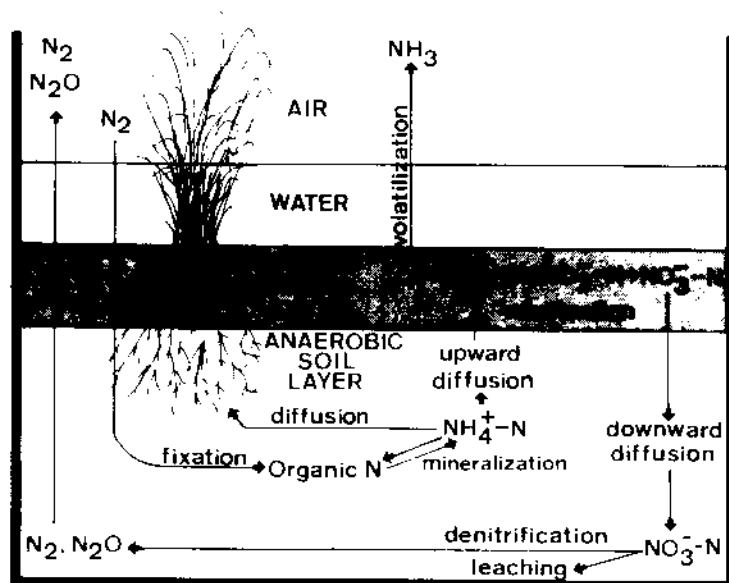
Næringsstofferne tilbageholdes i bredzonerne. Udyrkede zoner langs vandløb og søer udgør en bufferzone mellem agerlandet og recipienten. I både danske (Brüsch og Bendix, 1987; Brüsch og Nilsson, 1990) og udenlandske undersøgelser (Lowrance et al., 1983; Yates og Sheridan, 1983; Peterjohn og Correll, 1984; Jacobs og Gilliam, 1985) er det vist, at de vandløbsnære arealer kan udgøre et næringssaltfilter, hvor næringssalte opløst i det udstømmende vand tilbageholdes eller fjernes. Undersøgelserne har især fokuseret på kvælstof, men også fosfor, calcium og magnesium tilbageholdes i bufferzonerne.

Filtereffekten er en kombination af planteoptagelse, mikrobiologisk omsætning og kemiske reaktioner. Udover en reduceret udvaskning, betyder omsætningsprocesserne i bredzonen også, at en relativ større del af næringsstofferne kan tilføres recipienten bundet i organiske forbindelser.

Figur 1.1 viser en skematisk oversigt over de vigtigste kvælstofprocesser i en vanddækket jord. Nogle af processerne skal i det følgende omtales nærmere.

Denitrifikation-
en er den vigtig-
ste proces for
kvælstoffjernel-
sen. Den vigtigste mikrobiologiske proces for kvælstoffjernelsen er denitrifikationen, hvor nitrat via en række mellemprodukter reduceres bakterielt til frit kvælstof (N_2), som fordampes til atmosfæren. Denne proces forløber kun under iltfrie forhold og er afhængig af letom-sættelige kulstofforbindelser som energikilde.

Figur 1.1
Skematisk oversigt over nogle kvælstofomsættende processer i en vanddækket jord (Patrick, 1982).



Det frigivne N_2 kan vende tilbage til miljøet via biologisk kvælstoffiksering. Under danske forhold har denne proces formodentlig kun betydning i de ånære områder, der bevokses med el (Lorenzen og Frederiksen, 1987).

Nitrat kan også reduceres til ammonium via DNRA.

En anden type anaerob nitratreducerende proces er dissimilatorisk nitratreduktion til ammonium (DNRA), der udføres af bakterier. Denne er dog af ringe betydning i terrestriske økosystemer og forløber kun, hvor nitrat introduceres i et stærkt reduceret miljø (er ikke vist i figur 1.1). Processen kan tænkes at forløbe, hvis en anaerob mose oversvømmes med nitratholdigt vand, men viden herom er meget sparsom.

Nitrat reduceres også gennem optagelse i planter og mikroorganismer, men fælles for disse processer (og DNRA) er, at kvælstoffet forbliver i miljøet og potentielt senere kan udvaskes. En foranstaltning for at nedbringe den potentielle udvaskning er at høste plantebiomassen.

Efter hændelsen af planter og mikroorganismer mineraliseres det organiske stof, og det bundne kvælstof frigives som ammonium. Ammoniumkvælstoffet kan igen indbygges i planter og mikroorganismer (immobilisering) eller oxideres til nitrat (nitrifikation). Nitrifikationen er en aerob proces, mens mineraliseringen forløber både under anaerobe og aerobe forhold, dog hurtigere under aerobe betingelser.

C/N-forholdet afgør om kvælstof akkumuleres eller frigives fra miljøet.

Hvorvidt de kvælstofomsættende processer vil akkumulere eller frigive kvælstof til miljøet afhænger af kulstof-kvælstofforholdet (C/N-forholdet) af det materiale som er under omsætning. Et højt C/N-forhold ($> 10-15$) medfører nettoimmobilisering, mens kvælstof frigives ved lave C/N-forhold. Da det jordorganiske stof kan ses som bestående af to puljer, en stor stabil og en mindre biologisk labil, er det kun C/N-forholdet i denne mindre pulje som er af relevans. Der findes dog ingen metode til kvantitativt at adskille de to puljer.

De skiftende vandforhold i det øverste profil medfører skiftende iltforhold.

Hvornår de enkelte processer forløber afhænger af substrat- og iltforholdene. Eng- og moseområder langs vandløb vil, afhængigt af afstrømnings- og drænforhold, være oversvømmet i kortere eller længere perioder hvert år. Disse periodevis oversvømmelser betyder, at iltforholdene varierer betragteligt i de øverste tørvelag. I perioder med højt vandspejl, evt. oversvømmelse, vil den aerobe zone være indsnævret til de øverste få cm af jordprofilen. Med faldende grundvandsspejl vil grænsen mellem den aerobe og anaerobe zone bevæge sig ned efter.

I det aerobe volumen er nitrat den dominerende uorganiske kvælstofform, mens ammonium dominerer i det anaerobe volumen. Det betyder, at denitrifikationsprocessen er afhængig af, at

Skiftende vand-
indhold kan øge
kvælstoftabet.

nitrat diffunderer fra det aerobe jordlag ind i den anaerobe zone. Nitratdannelsen kan afhænge af, at ammonium diffunderer den modsatte vej, fra det anaerobe til det aerobe miljø, især i situationer med en snæver aerob zone (figur 1.1). Det er vist, at ammoniumdiffusionen kan begrænse denitrifikationen og dermed kvælstoftabet fra en oversvømmet organisk jord (Reddy og Rao, 1983). Under alternerende forhold, hvor jorden periodevis oversvømmes h.h.v. tørlægges stimuleres mineraliseringen og de kvælstofomsættende processer. Gennem den tørre periode er mineralisering og nitrifikation de fremherskende processer og der kan ophobes store mængder nitrat i jorden. Ved en efterfølgende oversvømmelse vil nitraten hurtigt denitrificeres. Herved opnås et større kvælstoftab til atmosfæren end under statiske forhold. I den oversvømmede periode er der samtidig gode betingelser for at nitrat i udstrømmende vand reduceres gennem denitrifikation.

1.2. Formål

Med dette projekt har formålet været at

- kvantificere denitrifikationen i et vandløbsnært område og undersøge hvilke faktorer der regulerer processen
- undersøge hvorledes vand fra markdræn påvirker processen og vurdere om det har betydning for nitratudvaskningen til vandløb
- bestemme andre kvælstofomsættende processer i området og vurdere samspillet mellem disse og denitrifikationen
- måle næringsstoftransporten gennem rodzonen og vurdere områdets betydning som nærings-saltfilter

Projektarbejdet vedrørende de kvælstofomsættende processer (kapitel 3.1 - 3.3) er udført af Københavns Universitet, Institut for Populationsbiologi ved Per Ambus og Søren Christensen. Denne del af projektet har især fokuseret på denitrifikationsprocessen. Arbejdet med næringsstoftransport (kapitel 3.4) er udført af Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Terrestrisk Økologi, Silkeborg ved Carl Christian Hoffmann.

2 Materialer og metoder

2.1 Forsøgslokalitet

Lavmose.

Undersøgelserne blev udført på en udrænet lavmose ved det øvre løb af Langevad Å. Mosen består af ferskvandstørv med en tykkelse på mindst seks meter, og kan karakteriseres som et overgangs-kær med en vegetation domineret af star-græsser; tørvemosser ses ikke. Området repræsenterer derfor en fugtbundstype, der er meget almindelig i Danmark øst for israndslinien.

Gennem de sidste 15 år har mosen ligget uberrørt, men har forinden været græsset af kvæg.

Langs foden af ådalsskrænten udmunder flere steder markdræn fra landbrugsområderne i baglandet. De hydrogeologiske forhold i mosen medfører, at vandbevægelsen overvejende er horisontal, da der i 20 - 30 cm dybde findes hydrofobe tørvelag (Brüsch W., personlig samtale, 1988). I afstrømningsperioden løber drænvandet derfor henover mosen, som er helt eller delvis oversvømmet.

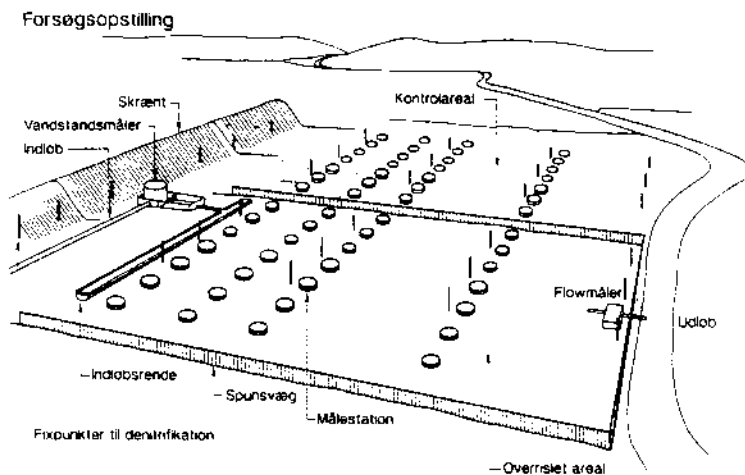
2.2 Metodik

2.2.1 Forsøgsopstilling

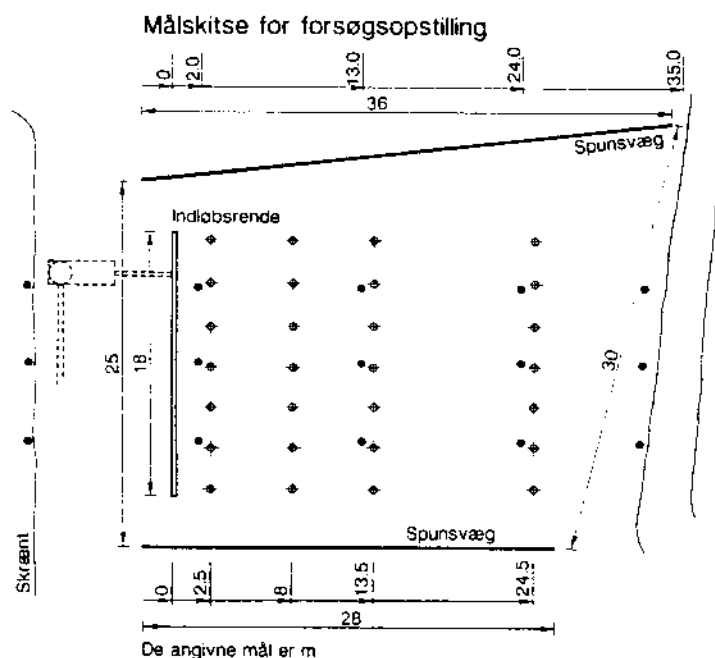
Der blev valgt et område af mosen som var relativt homogent med hensyn til topografi og vegetation, og som ikke direkte var påvirket af udstrømmende drænvand.

Kontrol- og overrislet område.

To delområder, et kontrolområde og et overrislet område, blev etableret. Vandet fra et nærliggende dræn blev ledt til et reservoir for-



Figur 2.1
Oversigt over
forsøgsopstilling
ved Langevad Å.



Figur 2.2
Målskitse for det
overrislede
areal.

synet med 90° Thompson-overfald og vandstandsmåler til kontinuert måling af indløbsflowet (figur 2.1). Det afdrænede område er ca. 6.8 ha (Hansen B., Det Danske Hedeselskab, samtale 1990). Fra reservoiret løb vandet ud i en 18 meter lang tagrende med perforeringer i

siden (indløbsrenden), der fordelte vandet over en bred front.

Ved forsøgstarten i juni 1988 blev der gravet en grøft mellem de to områder for at afskære drænvandet fra kontrolområdet. Denne løsning viste sig imidlertid at være utilstrækkelig, og der blev senere, januar 1989, nedgravet en spunsvæg omkring det overrislede område.

De to områder vil fremover benævnes kontrol/reference h.h.v. overrislet.

2.2.2 Fysiske og kemiske målinger

Edafiske parametre. Nitrat (NO_3^-) og nitrit (NO_2^-) er bestemt ved at måle på vandige ekstrakter af friske jordprøver. De anførte NO_3^- -koncentrationer er i alle tilfælde summen af nitrat og nitrit. Nitrit udgjorde mellem 3 og 40 % af den totale sum. Organisk kulstof (COD) opløst i jordvandet blev målt i de samme vand-ekstrakter efter en membranfiltrering ($< 0.45 \mu\text{m}$). Ammonium (NH_4^+) blev målt i 1 N KCl ekstrakter. Herudover blev der også målt $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$, glødetab, total kvælstof (N) og - kulstof (C). N - og C koncentrationerne er alle steder beregnet på basis af ovntørret jord, enten i % eller absolutte mængder. Vandindholdet er opgivet som jordens vandfyldte porevolumen i % (% wfp).

Jordvand, drænvand og overfladevand På det indstrømmende drænvand og det udstømmende overfladevand blev der hver 14. dag analyseret for følgende parametre:

NH_4^+ , NO_3^- , total-N, PO_4^{--} , total-P og SO_4^{--} .

Total-N og total-P blev bestemt på både filtrerede og ufiltrerede prøver.

Jordvandet blev hver 4. - 6. uge analyseret for følgende parametre :

NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} og SO_4^{2-} .

Jordvandet blev udtaget fra 28 stationer placeret i 4 rækker i stigende afstand fra indløbet (se figur 2.1 og 2.2). Der blev udtaget prøver fra opslidsede PVC-rør, nedsat i to dybder : 0 - 15 cm og 15 - 30 cm. På referenceparcellen udtoges prøver på tilsvarende måde fra identiske stationer.

2.2.3 Denitrifikationsmålinger

Acetyleninhiberingstekniken.

Denitrifikationsaktiviteten blev bestemt på uforstyrrede jordkerner ved brug af acetyleninhiberingstekniken (Rice og Smith, 1982; Parkin et al., 1985). Acetylen blokerer det sidste led i denitrifikationsprocessen, reduktionen af lattergas (N_2O) til frit kvælstof. N_2O -produktionen, der måles gaschromatografisk, er derfor et udtryk for denitrifikationsaktiviteten.

Aktuel denitrifikation.

Jordkerner blev indsamlet i PVC rør (45 mm $\varnothing$) fra de øverste 15 cm tørv med ca. 3 ugers mellemrum gennem halvandet år. Prøverne blev udtaget omkring 12 fixpunkter i hvert område placeret i fire afstande fra skrænten (figur 2.1). Acetylen (C_2H_2) på gasform blev injiceret direkte i jordkernen, hvorefter rørene forinkuberedes 16 timer i acetylenatmosfære for at få gassen fordelt i hele jordvolumet. N_2O -produktionen blev målt i lukkede rør og denitrifikationen beregnet. Efter N_2O -målingerne blev det enkelte rør analyseret for vandindhold, NO_3^- og COD. I en kortere periode blev der også målt på

prøver udtaget i ådalsskrænten.

Potentiel denitrifikation.

Potentiel denitrifikation blev målt under forhold, der var optimale for processen. Prøverne blev opslemmet i en opløsning af glucose, nitrat og chloramphenicol, og inkuberet under en iltfri atmosfære. Chloramphenicol blev anvendt for at blokere enzymsyntesen, hvorved der fås et mål for jordens aktive enzympulje (Smith og Tiedje, 1979).

Begrænsende faktorer for denitrifikationsprocessen blev undersøgt ved manipulationer både på intakte jordkerner og opslemmede prøver. Nitrat og glucose blev tilsat enkeltvis eller i kombination, og prøverne inkuberet både med og uden ilt. Chloramphenicol blev også anvendt i næringsopløsningerne til de intakte prøver.

Til potentiel denitrifikation blev indsamlet prøver i kontrolområdet fire gange med tre måneders mellemrum. Prøverne blev samlet i de øverste 5 cm tørv samt de øverste 5 cm af den vandmættede zone i samme afstande fra skrænten som ved de aktuelle målinger (figur 2.1).

2.2.4 Kvælstof-15 forsøg

Mineralisering, immobilisering, nitrifikation og nitratreduktion.

Bruttorater for kvælstofomsættende processer blev bestemt i isotopfortyndingsforsøg (Koike og Hattori, 1978). Til intakte prøver blev tilsat opløsninger med N-15 mærket NO_3^- eller NH_4^+ , og ændringer i N-15 berigelser og næringssaltkoncentrationer målt efter 24 timer. Bruttorater for mineralisering, immobilisering, nitrifikation og nitratreduktion blev bestemt for 0-5 og 5-10 cm profilet. Fra alle forsøgsled blev desuden indsamlet gasprøver til bestemmelse af denitrifikationen. Der var ikke plantevækst i prøverne.

Til udregninger er benyttet Kirkham og Bartholomew's model (Kirkham og Bartholomew, 1954).

2.2.5 Vand- og stofbalance

En simpel vandbalance.

Den nedsatte spunsvæg omkring det overrislede areal gjorde det muligt at opstille en simpel vandbalance for arealet. Opgørelsen er foretaget ud fra følgende resonnement :
Indløbsvandet (drænvandet) løber overfladisk af, perkolerer gennem rodzonen eller fordamper fra arealet. Hertil kommer desuden nedbøren, der falder på arealet. Vandbalancen for arealet kan herefter udtrykkes på følgende måde :

$$\text{Indløb} + \text{nedbør} = \text{udløb} + \text{nedsivning} + \text{fordampning}$$

Måling af ind- og udløb.

Som nævnt i indledningen blev indløbsvandet inden overrislingen ledt gennem et reservoir påmonteret et Thompson overfald og en selvregistrerende mekanisk vandstandsmåler, der var kalibreret til overfaldet. Usikkerheden på målingen blev vurderet til ca 5 %. For at forbedre måleusikkerheden fra 5 til 0.5 % blev indløbsmængderne fra 1. januar 1990 endvidere målt v.hj.a. en flowmåler (magnetgennemstrømningsmåler), der dels var koblet til en tæller dels forbundet til en datalogger. Udløbsmængden blev målt med en selvregistrerende flowmåler, som derudover også var koblet til en datalogger. Flowmålingerne blev logget med et times intervaller. Nedbør og fordampning blev erhvervet fra den nærliggende klimastation, der var opstillet af Statens Planteavlfsforsøg (Jordbrugsmeteorologisk tjeneste, Forsøgsanlæg Foulum; Olesen, 1990). Nedsivningen kan herefter beregnes som eneste ubekendte i ovennævnte udtryk.

Flowmålinger blev også logget.

Stofbalancen for det overrislede areal er opgjort på baggrund af det opstillede vandbalanceudtryk. Våd- og tørdeposition blev målt på den nærliggende klimastation af Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Forureningskilder og Luftforurening (Grundahl og Hansen, 1990). Ved beregningen af stofbalancen er det antaget, at der ikke sker tab af stof til atmosfæren ved fordampning.

Det overrislede areal er på 853 m². Dimensionerne er angivet på figur 2.2.

3 Resultater og diskussion

3.1 Jordbundsforhold

I tabel 3.1 er vist resultaterne af jorbundsanalyser fra mose og ådalsskrænt ved Langevad Å.

Tabel 3.1

Nogle relevante jordbundsparametre. 0-15 cm dybde

	pH	glødetab (%)	C (%)	N (%)	C/N	vol.vægt (g cm ⁻³)
Mose (n=24)	7.33	52.66	26.77	2.01	13.35	0.27
Skrænt (n=6)	5.87	19.19	9.02	0.95	9.48	0.68

Analyserne blev udført på prøver indsamlet omkring fixpunkterne til denitrifikationsmålingerne (figur 1.1). Der var ingen tendenser til stedvariation af de målte parametre. De viste værdier er derfor gennemsnit af alle målinger.

Sammenlignes skrænt og mosejord er der stor forskel i resultaterne. pH, glødetab, total-C og -N og C/N-forholdet var størst i mosen. Det ses også, at mosejordens høje organiske indhold gav sig udslag i en relativ lav volumenvægt.

Høj pH.

Den høje pH-værdi og det relativt høje mineralindhold (47 %) i mosejorden vidner om, at der tilføres en del mineralstoffer ved udvaskning fra baglandet.

Stabilt C/N-forhold.

C/N-forholdet i både skrænt og eng ligger inden for det interval, der medfører, at forholdet ikke ændres under nedbrydningen. De her målte tal er dog for den totale pulje og angiver ikke C/N-forholdet i den letomsættelige del af det organiske stof.

3.2 Denitrifikation

3.2.1 Undersøgelse af metode til aktuel denitrifikation

Diffusionsbe-
grænsning kan fø-
re til underesti-
mering af deni-
trifikationen.

Gasudveksling mellem jordkerne og luftfase. Ved måling af denitrifikation er det bl.a. vigtigt at sikre sig, at begrænsninger i udvekslingen af gas mellem jordkerne og luftfase ikke fører til fejlestimeringer. Det er især ved målinger på meget kompakt jord eller prøver med højt vandindhold, at problemer kan opstå. Begrænsninger i gasdiffusionen kan betyde, at der ikke opnås en fuldstændig blokering af N_2O -reduktionen, da acetylenet ikke er fordelt i hele prøvevolumet. Et andet problem kan være, at der ikke er ligevægt mellem den producerede N_2O og N_2O i luftfasen over prøven, d.v.s. N_2O akkumuleres i jordvandet. I begge situationer vil denitrifikationsaktiviteten underestimeres.

Acetylen var
jævnt fordelt.

Forinkubation bevirkede, at acetylen blev fordelt i hele prøven (afsnit 2.2.3). Dette kunne bl.a. konstateres ved, at acetylenmålinger i bunden af prøver viste samme koncentration som i toppen.

N_2O -mængden i jordvandet blev beregnet ud fra koncentrationen i luftfasen og absorptionskoefficienten for lattergas i vand. Denne fremgangsmåde forudsætter, at der er ligevægt mellem lattergas i vand- og luftfasen. Rigtigheden af denne antagelse blev undersøgt på vandmættede prøver fra mosen.

20 prøver blev indsamlet og forinkuberet på sædvanlig vis. Efter forinkubationen blev N_2O -koncentrationen i luftfasen målt, og fra halvdelen af rørene blev jordkernerne straks overført til en kolbe og det vandopløste N_2O be-

stemt ved en udrystning af prøven. De øvrige prøver blev inkuberet i yderligere 4 timer, hvorefter den samme procedure blev gentaget (T0 - og T4 prøver).

Denitrifikationen blev beregnet på to måder. Denitrifikationsraten blev dels beregnet ud fra differensen af den gennemsnitlige totale N_2O -mængde fundet ved udrystning efter 0 hhv. 4 timer (den reelle denitrifikation, metode A i tabel 3.2), dels ud fra N_2O -akkumuleringen i luftfasen i prøverne inkuberet i 4 timer (metode B i tabel 3.2).

Tabel 3.2

Denitrifikationsrater bestemt ved to fremgangsmåder.

Denitrifikationsrater ng N_2O -N g^{-1} time $^{-1}$	
metode A	metode B
-132.8 (621)*	63.7 (75)

* gennemsnit (std.)

Metode A h.h.v. B, se tekst ovenfor.

I både T0 - og T4 prøverne varierede mængden af N_2O relativt meget, % CV for T0 h.h.v. T4 var 148 og 104. Variationskoefficienter på over 100 % er ikke ualmindelige i denne type målinger og skyldes ofte, at nogle få prøver udviser en meget stor aktivitet.

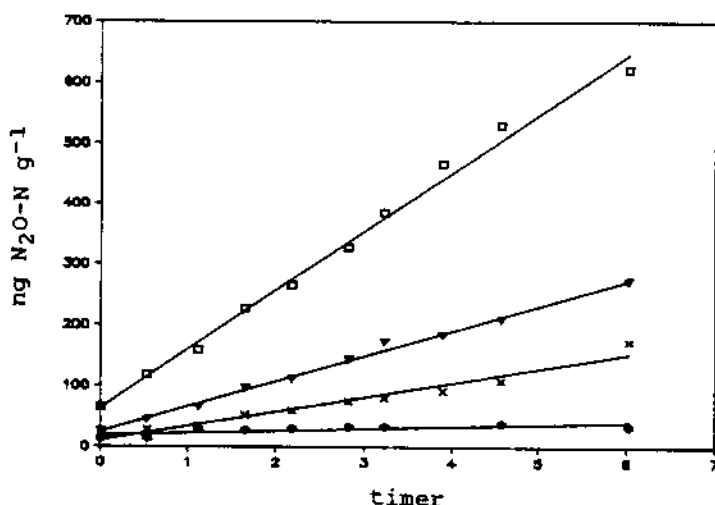
Det var ikke muligt at bestemme denitrifikationsaktiviteten ved differensberegning (tabel 3.2, metode A). Det negative resultat er et artefakt som følge af, at T0-prøverne havde et større gennemsnit end T4-prøverne. Den høje T0-værdi skyldes især én prøve, et såkaldt "hot spot". Et større prøveantal havde øget sandsynligheden for også at få et "hot spot" blandt T4-prøverne. Løbende målinger på N_2O -akkumuleringen i rørene inkuberet 4 timer gav en rate på 63.7 ng N_2O -N g^{-1} time $^{-1}$ (tabel 3.2, metode

B). Variationskoefficienten på gennemsnittet af de ti rør var 117 %.

Den anvendte metode bestemmer lattergasmængden i rør med 88 %.

I T4-rørene udgjorde mængden af lattergas, estimeret ud fra målinger i gasfasen, i gennemsnit 88 % af N_2O -mængderne fundet ved udrysting af prøverne. Da aktiviteten varierede betydeligt blev det undersøgt, om der kunne ses en sammenhæng mellem aktivitet og procent estimeret N_2O . Den fremkomne korrelation, $r=-0.26915$, var negativ (men ikke signifikant), hvilket antyder, at sikkerheden i målingerne er størst ved relativt lave rater.

Figur 3.1
 N_2O -akkumulering
i fire prøverør.



Lattergasproduktionen var konstant.

N_2O -akkumulering i fire prøverør forløb lineært gennem seks timer (figur 3.1). Et forhold der også vidner om, at gasudvekslingen i den enkelte prøve ikke begrænses, eller at prøverne på anden måde er påvirket af faktorer, der giver anledning til en tidsmæssig variation i aktiviteten.

Det konkluderes, at N_2O -produktionen i prøverne forløber med konstant hastighed i mindst seks timer, samt at denne produktion kan bestemmes med tilfredsstillende nøjagtighed ved den anvendte metode.

Antallet af denitrificerende bakterier er størst i overfladen.

Prøvetagningsdybden. Antallet af denitrificerende bakterier er normalt størst i overfladejorden, hvor produktion og tilførsel af nitrat og organisk stof er størst. Den vertikale fordeling af organismerne vil i nogen grad bero på lokale forhold. Det er dog sådan, at der selv i miljøer, hvor der aldrig optræder denitrificerende forhold kan findes bakterier, som indeholder de nødvendige enzymer, uvist af hvilken grund.

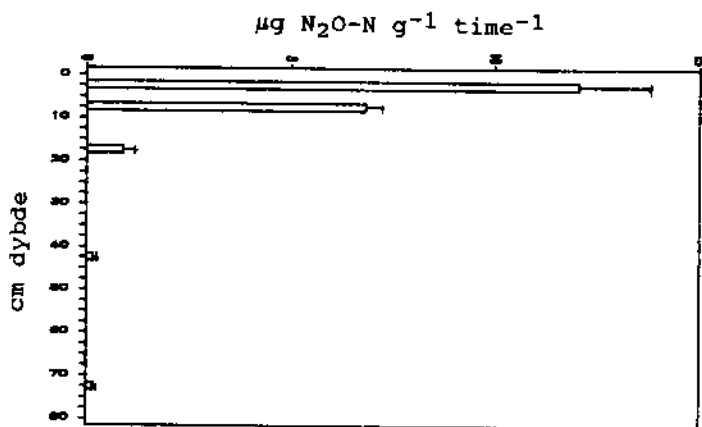
I to profiler, ved foden af ådalsskrænten og ved vandløbet, blev der indsamlet jordprøver fra 0-5, 5-10, 15-20, 40-45 og 70-75 cm's dybde. Potentiel denitrifikation blev målt i hver jordprøve og enzymkapaciteten i 0-75 cm profillet beregnet ved lineær integration. Se figur 3.2.

I et 75 cm profil findes 85 % af denitrifikationspotentialet i de øverste 15 cm.

De viste resultater er gennemsnit alle prøver da der ikke var forskel imellem de to profiler. Enzymkapaciteten aftog stærkt nedefter i de øverste 20 cm, hvorunder den var konstant og lav. Den aktive enzymmængde svarer til en kapacitet på $27.2 \text{ g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ time}^{-1}$, hvor 85 % findes i de øverste 15 cm.

En prøveindsamling dybere end 15 cm vil altså kun forøge prøvens enzymindhold med nogle få procent, hvorfor en prøvedybde på 15 cm er tilstrækkelig.

Figur 3.2
Denitrifikations-
potentiallet i et
profil ved Lange-
vad Å. —|— an-
giver standardaf-
vigelse. $n = 6$



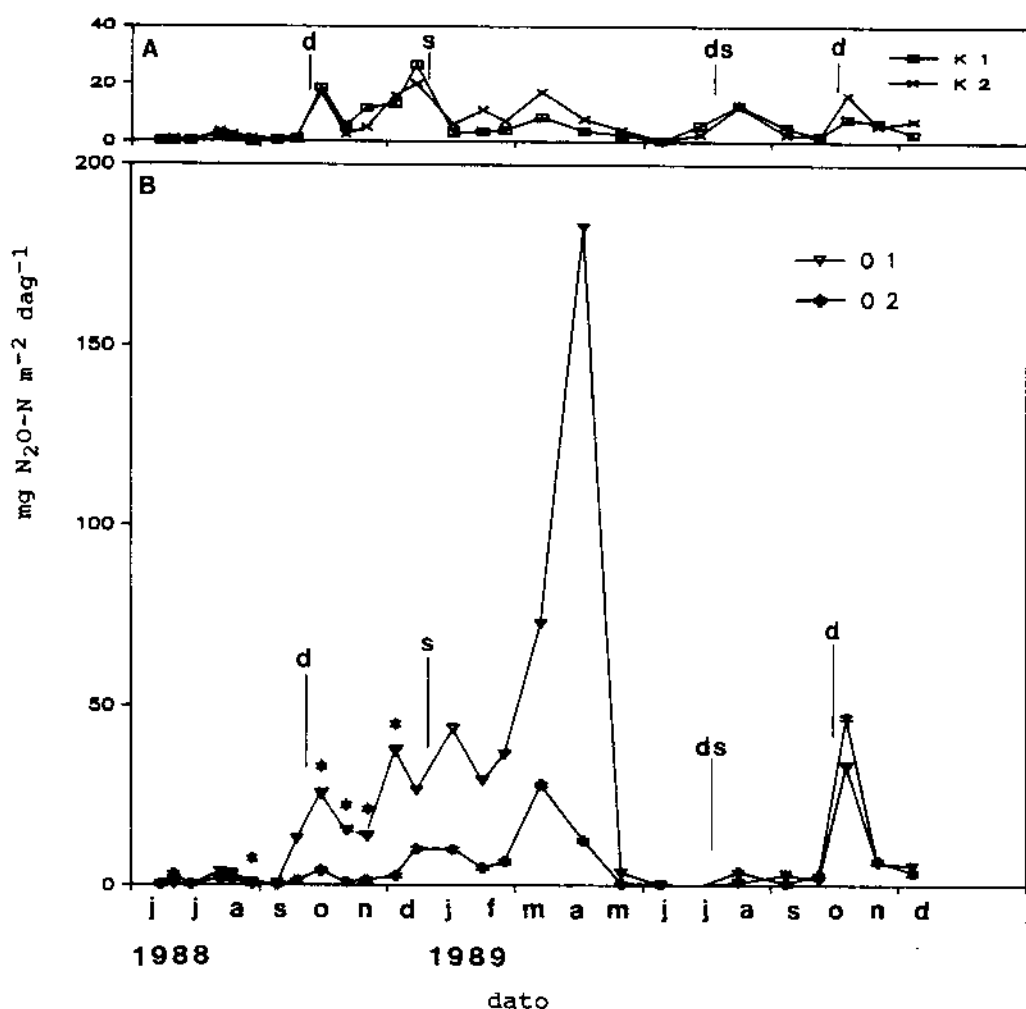
En tilsvarende undersøgelse i en skovklædt bredzone viste samme meget markante vertikale gradient af denitrifikationspotentiallet (Ambus og Lowrance, 1990). 68 - 88 % af potentiallet kunne måles i de øverste to cm af et ti cm profil.

3.2.2 Aktuel denitrifikation, edafiske forhold og effekt af drænvand

Denitrifikationen. Denitrifikationsaktiviteten på Ådalsskrænten var altid meget lav, $< 1 \text{ mg N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$, hvorfor målingerne blev indstillet. I det følgende skal derfor kun diskuteres resultater fra moseområdet.

Konstant denitrifikation i kontrolområdet.

Denitrifikationsaktiviteten blev målt i alt 27 gange, heraf de 16 i afstrømningsperioden. I kontrolområdet var aktiviteten relativt konstant, omkring $3 \text{ mg N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$ (figur 3.3). Nogle få målegange viste en mindre stigning i aktiviteten, især i perioden oktober - december det første år. Der var ikke tendens til nogen variation med hensyn til afstanden fra vandløbet.



Figur 3.3

Denitrifikationsaktiviteten i kontrol (A) - og overrislet (B) område. K1 og K2 h.h.v. O1 og O2 refererer til gennemsnittet af seks prøver indsamlet nærmest skrænten (1) eller vandløbet (2) fra kontrol- og overrislet område. d = drænet vandførende; ds = drænet tørt; s = spunsvæg gravet ned; * = signifikant forskel på denitrifikation i kontrol og overrislet område ($p < 0.05$).

Aktiviteten i det overrislede område varierede mere, både med hensyn til tid og sted. I sommeren var der konstant lav aktivitet, under 4 mg N₂O-N m⁻² dag⁻¹, mens der i vintermånederne kunne måles en denitrifikation mellem 10 og 40 mg N₂O-N m⁻² dag⁻¹. En enkelt observation viste 180 mg N₂O-N m⁻² dag⁻¹. En t-test afslørede en

signifikant højere denitrifikation ved drænudløbet end nær vandløbet i fem tilfælde, heraf de fire i afstrømningsperioden (figur 3.3). Af hensyn til overskueligheden er standardafvigelser ikke indtegnet på figuren, men CV varierer typisk mellem 100 og 200 %.

Nitrat, vand og COD. Tørveprøvernes indhold af nitrat og vand viste en tydelig tidsvariation (figur 3.4 B,C). Der var dog ikke nogen variation med afstanden fra indløbsrenden, som for denitrifikationens vedkommende, og der er derfor kun vist gennemsnitsværdier for de to områder.

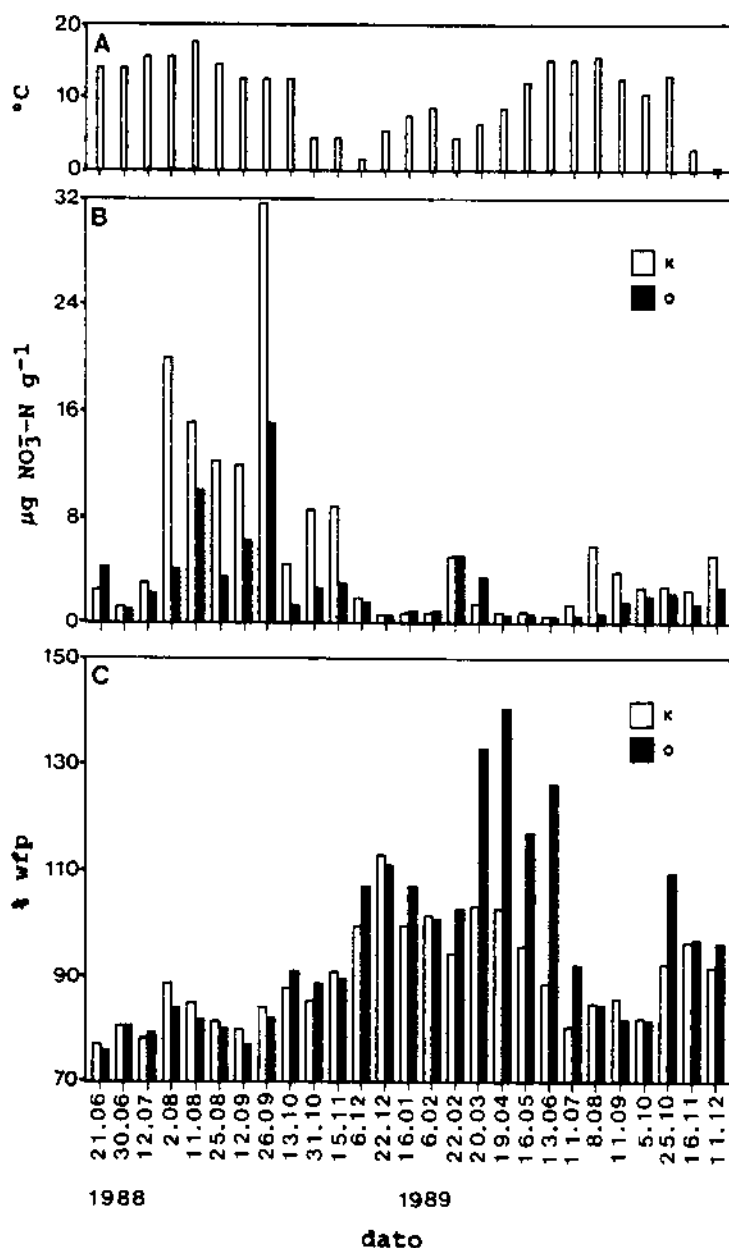
Nitratkoncentrationen var størst om sommeren.

Gennem den første sommer og tidlige efterår var der en tendens til et stigende nitratindhold i jorden i hele området, fra 3-4 til 16-32 $\mu\text{g NO}_3\text{-N g}^{-1}$. I oktober 1988 faldt nitratindholdet i begge områder og forblev lavt gennem vinteren, 1-8 $\mu\text{g NO}_3\text{-N g}^{-1}$. I sommeren 1989 steg nitratkoncentrationen igen, dog uden at nå niveauet fra den foregående sommer. Der kunne ikke ses noget fald den følgende vinter.

Mosen oversvømmet om vinteren.

Vandindholdet i de to områder var generelt ens gennem sommermånederne med værdier omkring 80 % wfp. Ved 100 % wfp er jordens porevolumen vandfyldt og værdier herover viser, at mosen har været oversvømmet. Dette var tilfældet i det meste af afstrømningsperioderne, men med det højeste niveau i det overrislede område, 110 - 130 % wfp.

Mængden af opløst kulstof i tørv var varierede fra 103 til 515 $\mu\text{g C g}^{-1}$. Der var ingen entydig variation, hverken i tid eller sted, og resultaterne skal ikke omtales nærmere.

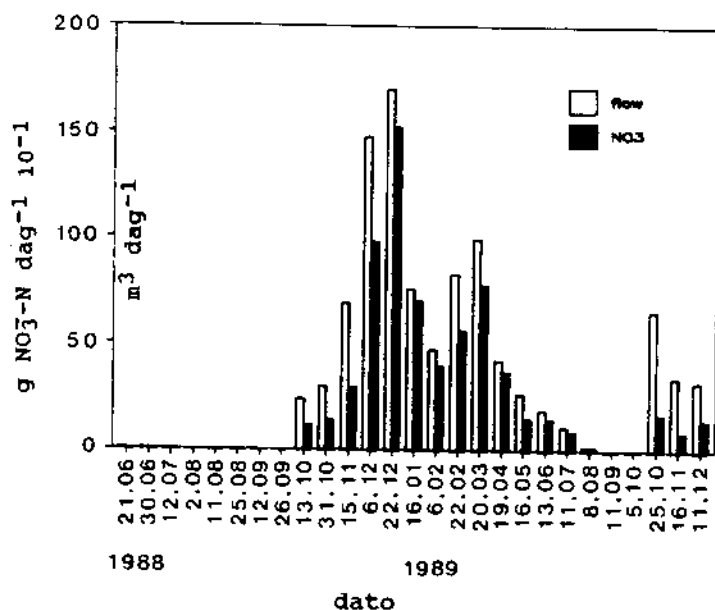


Figur 3.4
 Forløbet af tem-
 peratur (A), ni-
 tratinhold (B)
 og vandindhold
 (C) gennem måle-
 perioden. K =
 kontrolområde;
 O = overrislet
 område.

Flow og nitratindhold i dræn. I perioden fra oktober 1988 til juli 1989 og igen fra oktober 1989 var drænet vandførende (figur 3.5 og 3.8 B). Flowet var størst i vintermånederne, hvilket medførte at den største nitratudvaskning også fandt sted her, da nitratkoncentra-

492 g NO_3^- -N tilføres per dag.

tionen i drænvandet var relativt konstant. Den gennemsnitlige nitratudvaskning var 492 g NO_3^- -N dag⁻¹, hvilket svarer til en daglig udvaskning på 73 g NO_3^- -N ha⁻¹ afdrænet areal. I hele måleperioden blev der udvasket 159 kg NO_3^- -N, eller 23.4 kg NO_3^- -N ha⁻¹ afdrænet areal. For NH_4^+ er tallene betydeligt mindre. Der blev kun udvasket 25 g NH_4^+ -N i hele perioden.



Figur 3.5
Drænflow og daglig udvaskningsrate af nitratkvælstof.

Effekt af drænet. Det udstømmende drænvand medfører, at jordbundsforholdene ændres. Vandindholdet og dermed jordens anaerobe volumen stiger. Næringsstofferforholdene ændres også, da nogle af disse også tilføres med drænvandet. En yderligere effekt kunne være, at det oversvømmede areal forblev frostfrit i perioder med let frost, hvilket dog ikke er af betydning for dette studie, da begge vinterperioder var frostfri (figur 3.4 A). Ud fra disse betragtninger forventes drænvandet at have en stimulerende effekt på denitrifikationen.

Denitrifikationen øges ved overrisling med drænvand. Der var da også et tydeligt sammenfald mellem afstrømningsperioden og perioden med høj denitrifikation (figur 3.3). Ved afstrømningens start i oktober steg aktiviteten i begge områder, i det overrislede mest nær drænudløbet. Efter etablering af spunsveg i januar var drænvandet afskåret kontrolområdet, hvor aktiviteten faldt igen. I det overrislede område forblev aktiviteten høj gennem det meste af afstrømningsperioden, men faldt dog ca. seks uger inden drænet helt blev tørlagt. Afstrømningen var da også meget lav i disse sidste uger (figur 3.5), hvilket også gav sig udslag i et faldende vandindhold (figur 3.4 C). Gennem resten af måleperioden var aktiviteten lav. Kun en enkelt observation, umiddelbart efter drænstart i oktober 1989, viste en relativ høj værdi. Den lave temperatur i november/december 1989 var formodentlig årsagen til, at denitrifikationen ikke fortsat øgedes som i den foregående vinter.

Nitratkoncentrationen ens i kontrol- og overrislet område. På trods af nitrattilførselen til det overrislede område i afstrømningsperioden, var der ikke forskel i nitratkoncentrationen i tørven i de to områder (figur 3.4 B). Den høje denitrifikationsaktivitet i det overrislede område medførte tilsyneladende, at det nitrat som diffunderede fra det overfladiske drænvand og ind i jordvandet hurtigt blev reduceret, således at nitratkoncentrationen kom ned på samme niveau som i kontrolområdet.

Nitrattilførslen til det overrislede område er den direkte årsag til den øgede denitrifikationsaktivitet. Dette blev bl.a. eftervist i et forsøg, hvor prøver fra de to områder fik tilsat nitrat og kulstof (tabel 3.3).

Tabel 3.3

Denitrifikation i intakte rør og opslemninger
% wfp = 95-140. April 1989.

		ng N ₂ O-N g ⁻¹ time ⁻¹		
		Overrislet anaerob	Kontrol anaerob	aerob
Tilsætning		Intakte rør		
ingen	95 (110)*		17 (121)	14 (32)
N	462 (29)		489 (39)	528 (31)
N & C	832 (54)		717 (10)	877 (16)
		Opslemninger		
N & C	8100 (31)		7440 (10)	im*
Forhold	Effekt af behandling			
N:ingen	4.9		29.6	
N&C:N	1.8		1.5	
opsl.:rør	9.7		10.4	

* gennemsnit (% CV), n=4-16.

ikke målt

Nitrattilførselen I de ikke behandlede rør var der en fem til seks gange større denitrifikation i overrislet end i kontrol, omtrent det samme forhold som i felten. Nitrattilsætning til intakte prøver indsamlet ved indløbsrenden (overrislet) øgede aktiviteten med en faktor fem, hvorimod der i prøverne fra kontrolområdet kunne måles en 30 gange større aktivitet efter behandling med nitrat, idet aktiviteten kom op på samme niveau som i overrislet jord. Der kunne altså konstateres en nitratbegrænsning i alle prøver, men mest i prøver fra kontrolområdet. I begge områder medførte kulstoftilsætning kun en relativ lille respons, fra 1.5 til 1.8 gange stigning.

Ingen ilthæmning. I aerobe jordkerner fra kontrolområdet var denitrifikationen ikke lavere end i de anaerobt inkuberede rør fra samme sted, hvilket viser at processen ikke var hæmmet af ilt i den relativt våde jordbund.

Det ses også, at der var tendens til en større enzymkapacitet (aktivitet i opslemninger) i det

overrislede område. Dette kan både være en følge af, at organismerne er blevet flere i antal under de bedre betingelser for denitrifikation, men også af, at den enkelte organisme danner flere af de nødvendige enzymer.

Substratdiffusion hæmmer denitrifikationen.

Et forhold på ca. ti mellem raterne i opslemninger og intakte prøver (begge substratbehandelede) viser, at substratdiffusion hæmmer aktiviteten. Graden af diffusionsbegrænsning afhænger bl.a. af jordstrukturen, substratforbruget og -koncentrationen i jordvæsken.

Eftersom vandindholdet i de to områder generelt set var ens, kan det ikke forklare nogen forskel i denitrifikationsaktiviteten. Dette kan også konkluderes ud fra, at nitratkoncentrationen faldt brat i kontrolområdet da vandindholdet steg (figur 3.4 B og C), et forhold der viser, at betingelserne m.h.t. anaerobitet blev opfyldt, hvorfor nitraten blev denitrificeret.

Negativ sammenhæng mellem temperatur og aktivitet.

Der ses generelt en negativ sammenhæng mellem temperaturen og denitrifikationsaktiviteten i dette forsøg (sammenlign figur 3.3 med 3.4 A). Forklaringen er, at de øvrige betingelser for denitrifikation fortrinsvis er opfyldt i de kølige efterårs-, vinter- og forårmåneder.

Dræneffekten var størst i området tættest ved indløbsrenden (figur 3.3 B). En regressionsanalyse på data fra Ol-prøverne indsamlet i afstrømningsperioderne gav følgende resultat.

$$y = 1.2656 \cdot N + 0.0136 \cdot V + 0.0014 \cdot NI - 0.8058,$$

hvor partiel R^2

$y = \log_e(\text{denitrifikationsraten})$	
$N = \log_e(\text{nitratkoncentrationen})$	0.1664
$V = \% \text{ wfp}$	0.1048
$NI = \text{tilførselsrate for nitrat}$	0.1872

De målte parametre kunne forklare 46 % af variationen i denitrifikationen.

Modellen er signifikant på 5 % niveauet og kan forklare 46 % af denitrifikationsvariationen. Temperaturen kunne ikke opfylde kravet om 5 % signifikans og indgår ikke i modellen. En forudsigelighed på 46 % er et "pænt" resultat, og ligger omkring den størrelse der sædvanligvis opnås i denitrifikationsstudier (Myrold, 1988).

Høj naturlig kapacitet for nitrutfjernelse i bredzonen.

Selvom overrislingen således har øget denitrifikationen med en faktor to til seks (figur 3.3 og tabel 3.3) er der nogenlunde samme høje aktivitet i kontrol og overrislet område ved "mætning" af processen med NO_3^- . Engområdets naturlige kapacitet med hensyn til denitrifikation er derfor meget høj og en øget nitrattilførsel vil, under de rette betingelser, umiddelbart medføre en meget stor denitrifikation og dermed nitrutfjernelse.

Denitrifikationen størst tættest ved drænuddøbet.

Kvælstoftabet med og uden dræntilførsel. Det daglige kvælstoftab i afstrømningsperioden var ca. fire gange større i område O1 sammenlignet med O2 (tabel 3.4). Årsagen til denne forskel skyldes områdets topografi. Drænvandet løb jævnt fordelt over området det første stykke efter indløbsrenden. Men længere ud mod vandløbet samledes det nitratholdige vand i lavtliggende "kanaler", hvilket betød at store områder af engtørven nærmest vandløbet var relativt upåvirket af drænvandet.

Vandets korte opholdstid medførte en relativ lille nitrutfjernelse.

En anden forklaring kunne være, at nitrat i det udstrømmende vand blev reduceret til så lave niveauer, at det ikke længere kunne stimulere denitrifikationen. Dette er dog næppe sandsynligt. Anslås område O1 til at dække et areal på 400 m^2 vil det daglige kvælstoftab herfra være ca. $16 \text{ g N}_2\text{O-N}$ i afstrømningsperioden, eller kun 3.3 % af det nitratkvælstof som dagligt tilføres med drænet. Nitratmålinger på det ud-

strømmende vand bekræftede da også dette forhold, da der ikke kunne måles nogen væsentlig reduktion i nitratindholdet efter den hurtige passage af det lille effektivt overrislede område. Disse målinger blev dog ikke udført systematisk.

Tabel 3.4

Daglige og totale kvælstoftab i kontrol og overrislet område.

	- afstrømning 215 dg, n=12	+ afstrømning 323 dg, n=15	total 538 dg, n=27
mg N ₂ O-N m ⁻² dag ⁻¹			
K1*	3.03 (154) ^{\$}	7.96 (84)	5.99 (74)
K2 [#]	3.02 (139)	9.52 (62)	6.92 (56)
O1 [□]	2.12 (194)	39.50 (159)	24.57 (154)
O2 [£]	1.43 (118)	9.82 (130)	6.47 (119)
kg N ₂ O-N ha ⁻¹			
K1	6.5 (154)	25.7 (84)	32.2 (74)
K2	6.5 (139)	30.7 (62)	37.2 (56)
O1	4.6 (194)	127.6 (159)	132.2 (154)
O2	3.1 (118)	31.7 (130)	34.8 (119)

* kontrol 23 og 34 meter fra vandløb

kontrol 1 og 12 meter fra vandløb

□ overrislet 23 og 34 meter fra vandløb

£ overrislet 1 og 12 meter fra vandløb

\$ gennemsnit (% CV)

Drænet øger denitrifikationen med 66 kg N ha⁻¹ år⁻¹

1 ha mose denitrificerer nitrat udvasket fra 4.3 ha agerland.

Kvælstoftabet fra det overrislede område nærmest vandløbet var ikke forskellig fra værdierne for kontrolområdet, hvor der i gennemsnit denitrificeredes ca. 6.5 mg N₂O-N m⁻² dag⁻¹. Den nitrat som reduceres herved er dannet ved nitrifikation eller tilført ved nedfald eller diffus udsivning. Overrisling med drænvand medførte, at aktiviteten øgedes med ca. 18 mg N₂O-N m⁻² dag⁻¹, hvilket svarer til "extra" denitrifikation på 97 kg N ha⁻¹ for hele måleperioden, eller 66 kg N ha⁻¹ år⁻¹. Hvis "basaldenitrifikationen" var den samme i O1 som i de øvrige områder medfører dette, at arealforholdet mellem afdrænet agerland og denitrificerende

moseområde skal være 4.3:1, hvis al nitrat udvasket fra marken skal denitrificeres.

Denne beregning forudsætter selvfølgelig, at der hersker de samme forhold i hele bredzonen som i område O1 i dette studie, samt at udvaskningen er af samme størrelse. Men som det fremgår af et tidligere afsnit, er der et meget stort potentiale for denitrifikation i det undersøgte moseområde. Og hermed også en teoretisk mulighed for at opnå endnu højere kvælstof-tab ved en hensigtsmæssig håndtering af drænvandet. Lang opholdstid og et stort moseareal i forhold til volumet af vand vil betyde en øget nitrat-reduktion som følge af den naturlige denitrifikation.

En hensigtsmæssig håndtering af drænvandet kan medføre høj nitratfjernelse.

Denitrifikation af samme størrelse i Rabis Bæk.

Denitrifikationen i et moseområde ved Rabis Bæk var af samme størrelsesorden som ved Langevad Å, både den naturlige og efter substrattilsætninger (tabel 3.5). Målingerne ved Rabis Bæk blev udført 1.11.89. Samme dag blev nitratreduktionen målt i Rabis Bæk mosen (tabel 4.1 i Brüsck og Nilsson, 1990). Resultaterne viste en fin overensstemmelse i nitratreduktionen fundet ved de to metoder, idet denitrifikationen gav 93 mg $N_2O-N\ m^{-2}\ dag^{-1}$, mens nitratreduktionsundersøgelserne gav 109 mg $N_2O-N\ m^{-2}\ dag^{-1}$. Det sene tidspunkt på året betyder, at væsentlige bidrag fra planteoptagelse kan udelukkes.

Samme reduktion fundet ved to metoder.

Den naturlige succession medfører, at moseområderne springer i krat og skov af f.eks. pile-, elle- og birketræer. Målinger af denitrifikationsaktiviteten i vandløbsnære skovområder viser meget varierende resultater (tabel 3.5). I sumpområder med elle- eller asketræer var aktiviteten væsentlig lavere end i moseområderne, selv efter substrattilsætning. Det samme var tilfældet i en Sphagnummose bevokset med

Lav aktivitet i elle- og askesump

Høj aktivitet i skovområder. nåletræer. I modsætning hertil står observationer fra skovområder i USA, hvor denitrifikationen var mellem 3 og 44 gange højere end i de danske moser hvis nitrat ikke begrænsede processen (tabel 3.5). En New Zealandsk undersøgelse i en skov overrislet med iltet byspildevand viste en nitratreduktion af samme størrelse som denitrifikationen i moseområderne efter nitrattilsætning. Kulstoftilsætning havde kun en relativ lille effekt på denitrifikationen i de tilfælde, hvor det blev undersøgt.

Tabel 3.5
Denitrifikation i forskellige vandløbsnære områder.

Type og lokalitet	mg N m ⁻² dag ⁻¹			Reference
	ubehandlet	+NO ₃ ⁻	+NO ₃ ⁻ og org-C	
Mose, Langevad	16	441	835	denne rapport
-, Rabis Bæk	93	179	343	Ambus, 1990 [@]
Ellesump, DK	0.5	7	13	Struwe og Kjøller, 1989
Askesump, DK	<0.1	7	11	-
Skovklædt Sphagnum mose, USA	0.03	0.7		Urban et al., 1988
Skov, USA (loamy sand)	14	1260	1220	Ambus og Lowrance, 1990
-, USA (fine loamy sand)	11	7931	11531	-
Skov, N.Z.			219*	Schipper et al., 1989

[@] ikke publiceret. For nærmere oplysning se Brusch og Nilsson, 1990.

* målt som nitratreduktion i skov overrislet med iltet byspildevand.

3.2.3 Potentiel denitrifikation og regulering af aktiviteten

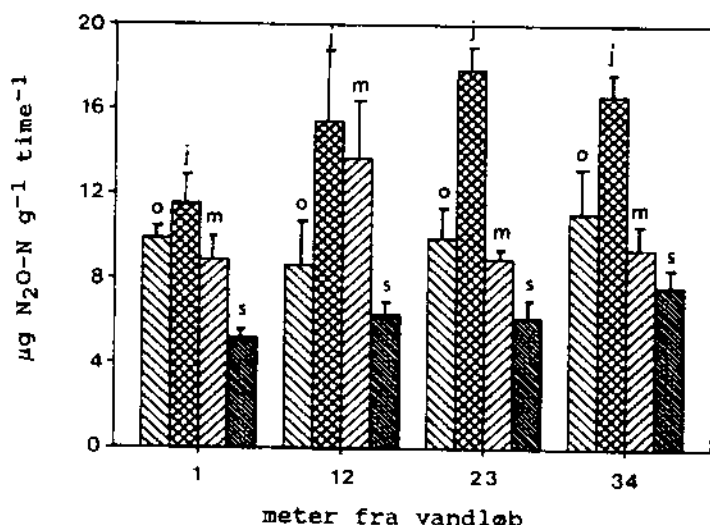
Potentiel denitrifikation (DEA) i overfladen og grundvandszonen. Den potentielle denitrifikation, denitrifying enzyme activity DEA, blev bestemt for at undersøge om enzymaktiviteten varierer under de naturlige forhold i mosen. Variationen blev undersøgt både med hensyn til tid og afstand

fra vandløbet, og både i overflade - og grundvandszonen (umættet h.h.v. mættet).

DEA varierede med årstiderne i overfladen.

I de øverste 0-5 cm, varierede DEA mellem 5.2 og 17.9 $\mu\text{g N}_2\text{O-N g}^{-1} \text{ time}^{-1}$ (figur 3.6), hvilket svarer til 1.7 - 5.8 $\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$. Der var ingen entydige tendenser til, at DEA varierede med afstanden fra vandløbet. Derimod var der en tydelig årstidsvariation. DEA var størst i januar og mindst i september, mens målingerne fra oktober og maj viste ens værdier, omkring årsgennemsnittet.

Figur 3.6
Potentiell denitrifikation i fire afstande fra vandløbet i kontrolområdet målt i oktober (o), januar (j), maj (m) og september (s) måned. | | angiver standardafvigelse; $n = 3$.

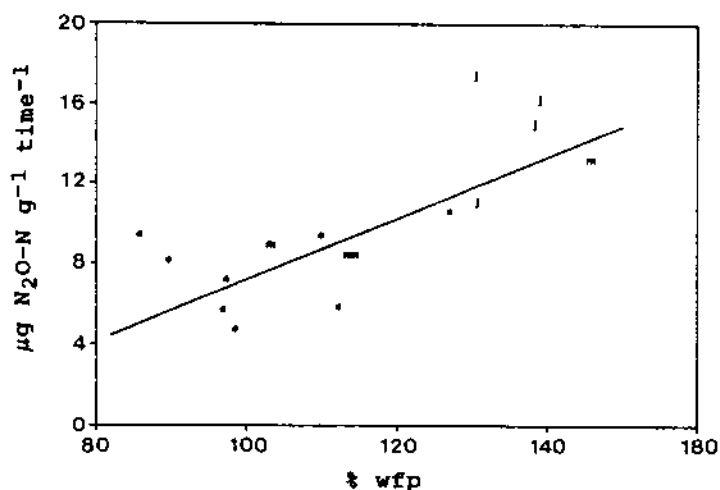


Vandindholdet kunne forklare 59 % af variationen i DEA.

Det var især de varierende vandforhold, og dermed varierende iltforhold, der medførte tidsvariationen. Sammenhængen mellem DEA og vandindholdet er vist i figur 3.7. Regressionen er signifikant på 1 % niveauet ($R^2 = 0.5884$).

En lav iltkoncentration, < 5 %, er en forudsætning for denitrificerende bakteriers enzymsyntese og -aktivitet. Den største DEA blev da netop også målt under vinterens våde forhold, mens den mindste DEA kunne måles i den relativt tørre sensommer. Bemærk, at flere prøver var vandfyldte, % wfp ≥ 100 .

Figur 3.7
Sammenhæng mellem
DEA og vandind-
hold. o = okto-
ber, j = januar,
m = maj og s =
september.



Den naturlige denitrifikationsaktivitet i samme område var kun 0.05 - 1.3 % af den potentielle. I kapitel 3.2.2 blev det vist, at diffusionen af substrat kan udgøre en væsentlig begrænsning for aktiviteten, hvorfor reel substratbegrænsning kun kan undersøges i opslemmede prøver. Enzymaktiviteten øgedes altid efter substrattilsætning (både kulstof og nitrat), i gennemsnit fire gange i forhold til ubehandlede prøver. Kulstof øgede DEA i gennemsnit 130 %, mens nitrattilsætning i mange tilfælde ikke gav større DEA end prøver alene tilsat kulstof. I gennemsnit øgede nitrat enzymaktiviteten med 30 %. Der var ingen tendenser til variation i substratbegrænsningen, hverken med hensyn til afstand fra vandløbet eller årstid.

Højere diffusionsrate var sandsynligvis forklaringen på nitrat-effekten af drænvandet.

Således var kulstofforholdene i mosen reelt begrænsende for enzymaktiviteten, selv under vinterens relativt lave nitratkoncentrationer. Nitratbegrænsningen i de intakte jordkerner, diskuteret i kapitel 3.2.2, var derfor snarere et resultat af diffusionsbegrænsning end nitratmangel i miljøet. Hvis nitratproduktionen eller -tilførselen udefra øges, vil transporten af nitrat til det anaerobe, denitrificeren-

de jordvolumen også øges. Det er sandsynligvis denne mekanisme som forårsagede den øgede denitrifikation ved overrislingen med nitratholdigt drønvand. Ved en tilstrækkelig høj nitratkoncentration vil diffusion og forbrug være lige store, og systemet vil ikke længere være begrænset.

I grundvandszonen var DEA 5.1 gange lavere end i overfladen.

DEA i den mættede zone varierede meget, mellem 0.8 og 6.2 $\mu\text{g N}_2\text{O-N g}^{-1} \text{ time}^{-1}$. I gennemsnit var DEA 5.1 gange lavere her, end i prøverne fra overfladejorden. Indsamlingsdybden var mellem 15 og 25 cm, også i perioder med højt grundvandsspejl eller oversvømmelse. Små afvigelser i denne dybde har sandsynligvis medført noget af variationen, idet DEA aftog stærkt i det øverste 20 cm profil; diskuteret i kapitel 3.2.1. Der var ingen tendenser til sammenhænge mellem variationen af DEA og tidspunktet eller afstanden til vandløbet.

Kulstof gav også den største respons i grundvandsprøverne.

Også i grundvandszonen var kulstof det substrat, som gav den største respons ved tilsætning, i gennemsnit 140 %. Nitrat gav i gennemsnit en 53 % stigning af DEA. Dette forhold var gældende til alle tider og på alle steder.

3.3 Andre kvælstofomsættende processer

Immobilisering, mineralisering, nitrifikation og nitratreduktion.

Ved brug af isotopfortyndingsprincippet og ^{15}N -mærket substrat blev der målt bruttorater af immobilisering, mineralisering, nitrifikation og nitratreduktion (tabel 3.6). Desuden blev der målt ^{15}N gasudvikling for at bestemme denitrifikationen. Denitrifikationsmålingerne mislykkedes imidlertid delvis, idet analyseudstyrets følsomhed ikke muliggjorde en egentlig kvantificering af processen.

Til bestemmelse af immobilisering og mineralisering blev tilsat $^{15}\text{NH}_4^+$, mens $^{15}\text{NO}_3^-$ blev anvendt til at bestemme nitrifikation og nitratreduktion. Næringsstofferne blev tilsat i små mængder så betingelserne ændredes minimalt. I et supplerende forsøgsled blev desuden tilsat umærket NH_4^+ for at undersøge om nitrifikationen var substratbegrænset, og for at eliminere assimilatorisk nitratreduktion (idet mikroorganismerne indbygger ammonium frem for nitrat).

Forsøgene blev udført med intakte jordsøjler indsamlet i kontrolområdet i november 1989. På det tidspunkt var grundvandsspejlet omtrent i terrænhøjde, % wfp = 107. Raterne angivet i tabel 3.6 har i gennemsnit en variationskoefficient på 53 %.

Tabel 3.6
Rater af forskellige kvælstofomsættende processer.

	Dybde	$\mu\text{g N g}^{-1} \text{ time}^{-1}$				Denitrif.
		Immobil.	Mineralis.	Nitrifik.	N-red	
A	0-5 cm	0.86 [#]	1.14	0.25	0.47	+*
	5-10 cm	0.42	0.42	0.05	0.58	
B	0-5 cm	im [□]	im	0.66	0.40	+
	5-10 cm	im	im	0.15	0.46	

A $^{15}\text{NH}_4^+$ tilsat til Immobil. og Mineralis. bestemmelse, $^{15}\text{NO}_3^-$ tilsat til Nitrifik. og N-red bestemmelse.

B $^{15}\text{NO}_3^- + ^{14}\text{NH}_4^+$ tilsat.

[#] gennemsnit af fire rør; gennemsnits CV = 54%.

* målelig ^{15}N -gasudvikling

□ ikke målt.

I overfladen ses nettomineralisering og -nitratreduktion.

Differensen mellem bruttomineralisering og bruttoimmobilisering, nettomineraliseringen, var $0.28 \mu\text{g N g}^{-1} \text{ time}^{-1}$ i 0-5 cm dybde. Den overskydende ammonium blev dog hurtigt oxideret, idet nitrifikationsraten var af samme størrelse, $0.25 \mu\text{g N g}^{-1} \text{ time}^{-1}$. Da nitrifikationen yderligere kun var ca. halvt så stor som

nitratreduktionen, 0.25 mod 0.47 $\mu\text{g N g}^{-1}$ time⁻¹, betød det, at også nitraten hurtigt forsvandt. Forsøget gav dog ikke mulighed for at afgøre, hvor meget af nitratreduktionen der kunne tilskrives denitrifikation, kun at denitrifikationsprocessen fandt sted.

I 0-5 cm ingen nettomineralisering, men netto nitratreduktion.

I 5-10 cm dybde var bruttoimmobilisering og -mineralisering numerisk ens, dvs. en nettomineralisering lig nul. Nitratreduktionen var også her højere end nitrifikationen, ca. ti gange, 0.58 h.h.v. 0.05 $\mu\text{g N g}^{-1}$ time⁻¹.

Nitratreduktion begrænset af nitrifikation.

Nitratreduktionen forløb således hurtigere end nitrifikationen i begge dybder. Det er dog vigtigt at være opmærksom på, at nitratreduktionen er målt ved en substratkonzentration større end den naturlige, mens nitrifikationen er målt ved den naturlige substratkonzentration (¹⁵NO₃ tilsat i begge tilfælde). Derfor kan forholdet mellem de to procesrater afvige fra forholdet *in situ*. I forsøgsleddet, hvor også umærket NH₄⁺ blev tilsat, øgedes nitrifikationen, mens nitratreduktionen aftog i begge dybder. Ændringen af de to processer i overfladen var så stor, at nitratomsætningen nu medførte en netto produktion. Forskellene i nitratreduktion med og uden ammoniumtilsætning er ikke statistisk påviselig, men tendensen kan skyldes, at mikroorganismerne har assimileret nitrat ved det lave ammoniumindhold.

Nitrifikationen substratbegrænset.

Generelt viste resultaterne, at den mikrobiologiske omsætning, undtaget nitratreduktionen, var større i 0-5 cm end i 5-10 cm dybde. De bedre iltforhold i de øverste cm udgør uden tvivl en stor del af forklaringen på disse forskelle.

Det var kun delvis muligt at skelne kvantitativt mellem de nitratreducerende processer. Nitratreduktionen var størst i forsøget uden ammoniumtilsætning, i gennemsnit en forskel på $0.1 \mu\text{g N g}^{-1} \text{ time}^{-1}$. Denne størrelse kan tilskrives assimilatorisk reduktion under antagelse af, at nitratassimilation fuldstændig ophørte efter ammoniumtilsætning. Den resterende reduktion, $0.43 \mu\text{g N}^{-1} \text{ time}^{-1}$, er så summen af denitrifikation og DNRA. DNRA foregik sandsynligvis ikke i de øverste 5 cm, idet der ikke kunne måles nogen produktion af ^{15}N -ammonium efter tilsætning af $^{15}\text{NO}_3^-$ og umærket ammonium.

DNRA i 5-10 cm dybde.

I 5-10 cm prøverne øgedes ^{15}N -indholdet af ammonium derimod med 0.2 % (56 % stigning) efter tilsætning af mærket NO_3^- og umærket NH_4^+ , hvilket indikerer DNRA. At DNRA kun kunne observeres i prøverne fra den største dybde hænger ganske fint sammen med teorien om, at processen favoriseres over denitrifikation ved mere reducerede betingelser. Det var dog ikke muligt at beregne en rate, men eftersom det kun var 3.8 % af den resterende ^{15}N der kunne måles i ammoniumpuljen er processen ubetydelig for netto nitratomsætningen.

N_2O -produktion og NO_3^- -reduktion af samme størrelse.

NO_3^- -reduktionen var af samme størrelsesorden som den lattergasproduktion der kunne måles fra nitratbehandlede rør (tabel 3.3), hvilket også viser, at nitrat overvejende reduceres ved denitrifikation. Nitratreduktionen og lattergasproduktionen var dog væsentlig større end denitrifikationen *in situ*, hvor nitratkoncentrationen var lavere.

Målingerne viser en relativ lille nettoomsætning af uorganisk N når mineralisering, immobilisering, nitrifikation og denitrifikation adderes. Det samme fandt Schou 1990, der målte

kvalstofmineraliseringen i samme moseområde året forinden (Schou, 1990). Nettomineralisering var da mellem 0 og $-0.02 \mu\text{g N g}^{-1} \text{ time}^{-1}$ (ammonium + nitrat), et fald der kunne tilskrives et fald i nitratindholdet, mens ammonium steg en smule. I et hollandsk moseområde var nettoomsætningen derimod positiv, men relativ lav i november måned, $0.07 - 0.16 \mu\text{g N g}^{-1} \text{ time}^{-1}$ (Verhoeven og Arts, 1987). De refererede talstørrelser er dog beregnet ud fra 4 hhv. 6 ugers inkubationstider, hvor den daglige variation, f.eks. som følge af varierende vand- og temperaturforhold, ikke kendes.

Nitratreduktionen var hovedsagligt forårsaget af denitrifikation, men også assimilativ reduktion og DNRA fandt sted (planteoptagelse ikke undersøgt). Nitrifikationen var hæmmet af substratmangel og begrænsede nitratreduktionen. Årsagen til den lave nitrifikation var formodentlig en begrænset ilttilgang som følge af det relative høje vandindhold. Bedre iltforhold vil stimulere de aerobe processer, mineralisering og nitrifikation, mens denitrifikationen hæmmes. Ændres iltforholdene i tilstrækkelig grad vil nitrat ophobes i jorden, som det bl.a. kunne ses i sommermånederne (figur 3.4). Potentialitet for nitratproduktion er meget stort, bruttomineraliseringen svarer til en daglig kvælstofomsætning i størrelsesordenen 650 mg m^{-2} , eller ca. 100 gange mere end der aktuelt tabes ved denitrifikation.

3.4 Vandbalance, næringssalte og stofbalance

Vand- og stofbalancerne er opgjort for tre perioder : foråret 1989, efteråret 1989 og foråret 1990. De to første perioder adskilles af sommeren 1989, hvor drænvandet ikke løb. De to sidste perioder adskilles af en længerevarende

oversvømmelsessituation på henved tre måneder. Vinteren 1989/90 var bemærkelsesværdig mild, og det betød, at planterne ikke visnede væk i nær samme omfang som i mere normale vintre.

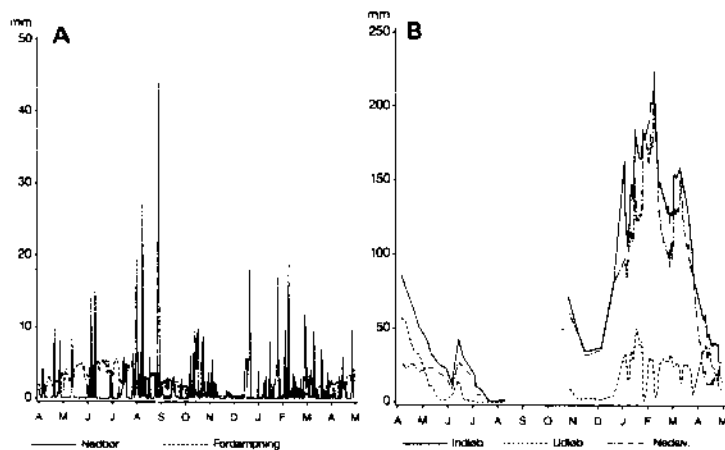
3.4.1 Vandbalance

Vandbalancen for det overrislede område omfatter perioderne 1.4.89 - 11.7.89, 23.10.89 - 21.12.89 og 4.1.90 - 30.4.89.

Nedbør og fordampning.

Vandbalanceparametrene nedbør og fordampning, der blev målt på den nærliggende klimastation (Olesen, 1990) er afbildet på figur 3.8 A. Ved beregningerne er den potentielle evapotranspiration anvendt, da en tidligere undersøgelse fra et tilsvarende område viste, at der er god overenstemmelse mellem aktuel og potentiel fordampning under vandmættede forhold (dvs. med grundvandsspejlet liggende omkring jordoverfladen) (Dahl, 1990). Netop sidstnævnte forhold er årsag til, at det ikke er den aktuelle fordampning, der er anvendt, da jorden ved klimastationen ikke blev overrislet med vand, med det resultat at den aktuelle fordampning var mindre end den potentielle.

Figur 3.8
Nedbør og fordampning målt på klimastationen (A), samt indløb, udløb og beregnet nedslivning på det overrislede areal (B), april 1989 til maj 1990.
Enhed : mm dag⁻¹.



Indløb, udløb og nedsivning.	De målte værdier for drænvandsindløb, overfladisk udløb samt den beregnede nedsivning gennem rodzonen er vist på figur 3.8 B. I foråret 1989 faldt den overfladiske afstrømning i takt med faldet i drænvandstilstrømningen. Efter et par kraftige nedbørshændelser i begyndelsen af juni 1989 ophørte det overfladiske udløb og alt vand infiltreredes. Infiltrationen af vand gennem rodzonen var ikke særlig stor, kun ca $19 \text{ l m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$ for perioden som helhed (figur 3.8 B og tabel 3.8). Det bemærkes iøvrigt, at 8.6 % af vandet fordampede. Ses der bort fra et par dage omkring d. 11. august (grundet kraftige regnskyl), så løb drænvandet ikke fra 23.7.89 til 23.10.89. I efteråret 1989 infiltreredes det meste drænvand, i gennemsnit ca $50 \text{ l m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$. Dette må ses i sammenhæng med, at der frem til 18.12.89 ikke faldt nedbør af betydning (figur 3.8 A), samt at grundvandstanden i hele området var faldet støt gennem vækstsæsonen, dvs. området var tørret ud. Dette afspejles ligeledes af den stejlt faldende mængde drænvand i samme tidsrum. I dagene fra 18.12.89 til 22.12.89 steg mængden af drænvand ganske betydeligt, op til 200 mm per dag, hvilket skete i forbindelse med kraftig nedbør. Denne hændelse blev starten på en længere periode, hvor hele ådalen forblev oversvømmet på grund af gentagne kraftige nedbørstilfælde i januar og februar. Perioden med næsten konstant oversvømmelse varede frem til midten af marts 1990.
Stor nedsivning i efteråret 1989.	
Længerevarende oversvømmelse startet sidst i december.	
Ukorrekt beregning af nedsivning i oversvømmelsesperioden.	Som det fremgår af figur 3.8 B var der til stadighed overfladisk udløb fra den overrislede parcel i oversvømmelsesperioden, men den beregnede nedsivning er ikke korrekt, da hele ådalen var mere eller mindre totalt oversvømmet, således at der foregik afstrømning i hele ådalens bredde. Fra midten af marts 1990 svarede afstrømningsforholdene til forholdene i foråret

1989, med en gennemsnitlig nedsivning på ca 47 l m⁻² dag⁻¹.

Tabel 3.7

Vandbalancen for den overrislede parcel.

Enhed : m³ vand ha⁻¹.

	FORÅR 1989	EFTERÅR 1989	FORÅR 1990	TOTAL
DAGE	102	58	48	208
H2O_IND	37744	30457	33762	101964
H2O_UD	15559	1743	10570	27872
H2O_NED	19820	29279	22731	71830
NEDBØR	970	748	41989	2207
POTDAMP	3336	183	950	4469

I forhold til belastningen med drænvand havde nedbør og fordampning ikke megen vægt i vandbalancen, hvilket kan ses i tabel 3.7, hvor vandbalancen er opgjort for de tre perioder: 1.4.89 - 11.7.89, 24.10.89 - 21.12.89 og 13.3.90 - 30.4.90.

Vandbalance forsøgt beregnet for oversvømmelsesperioden.

I appendix er vand- og stofbalancen forsøgt opgjort for perioden 4.1.90 - 13.3.90, hvor hele ådalen var mere eller mindre oversvømmet. De målte indløbsmængder er korrekte, mens udløbsmængderne kun afspejler, at en del vand har passeret den "overrislede parcel" gennem dennes udløb. Det må antages, at der ikke har været nedsivning af betydning, mens oversvømmelserne har stået på.

3.4.2 Næringssaltkoncentrationer

Som grundlag for beregning af stofbalancen for det overrislede areal er næringssaltkoncentrationerne målt i indløbsvandet, udløbsvandet og på 28 stationer i 0 - 15 og 15 - 30 cm dybde i stigende afstand fra indløbsrenden (figur 2.2).

Endvidere er der målt jordvandskoncentrationer på 28 stationer med samme beliggenhed og i de samme dybder på referenceparcellen (figur 2.1 og 2.2) til belysning af eventuelle forskelle i jordvandskoncentrationerne på de to arealer.

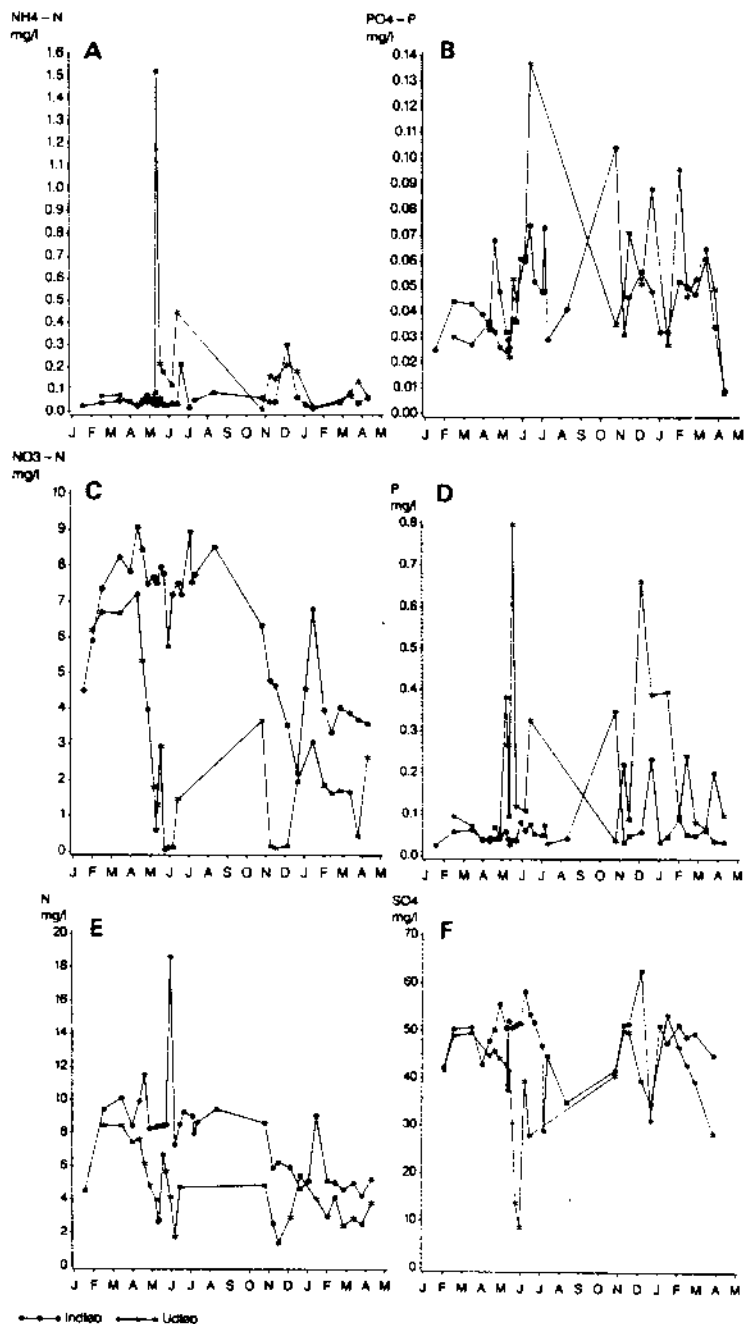
Ingen gradient i næringssaltkoncentrationer fra skrænten til åen.

Næringssaltkoncentrationerne for de to arealer er vist på figurerne 3.9, 3.10 og 3.11. For begge parceller gælder, at der ikke blev fundet systematiske forskelle i jordvandskoncentrationerne mellem stationerne fra de fire rækker, hvilket betyder, at der i rodzonen ikke var nogen koncentrationsgradient for næringssaltene fra ådalsskrænten og ud til vandløbet. For den overrislede parcel (og ligeledes referenceparcellen i oversvømmelsesperioder) kan forklaringen være, at tørven har lille infiltrationskapacitet/hydraulisk ledningsevne, der medfører, at tilførslen af næringssalte til rodzonen er tilsvarende beskeden, således at den tilførte mængde næringssalte forbruges af planter og mikroorganismer i den takt de tilføres. De viste næringssaltkoncentrationer er derfor et gennemsnit for alle stationer på hver af de to arealer.

Nitratkoncentrationen altid mindst i udløbet.

Koncentrationen af nitrat, der blev tilført det overrislede areal varierede mellem 4 og 9 mg $\text{NO}_3\text{-N l}^{-1}$. Udløbskoncentrationerne udviste samme mønster, dog med større amplitude, men hele tiden med koncentrationer, der lå under indløbskoncentrationerne (figur 3.9 C). Bemærk iøvrigt at det også gælder i oversvømmelsesperioden januar - marts 1990. De tilsvarende koncentrationer af nitrat i jordvandet (figur 3.10 B) lå i hele forsøgsperioden lavere eller lige så lavt som koncentrationen i udløbets vand. På referenceparcellen kunne ses to mindre nitrat-toppe i april 1989 og i marts 1990. Den første top fremkom i forbindelse med, at grundvands-

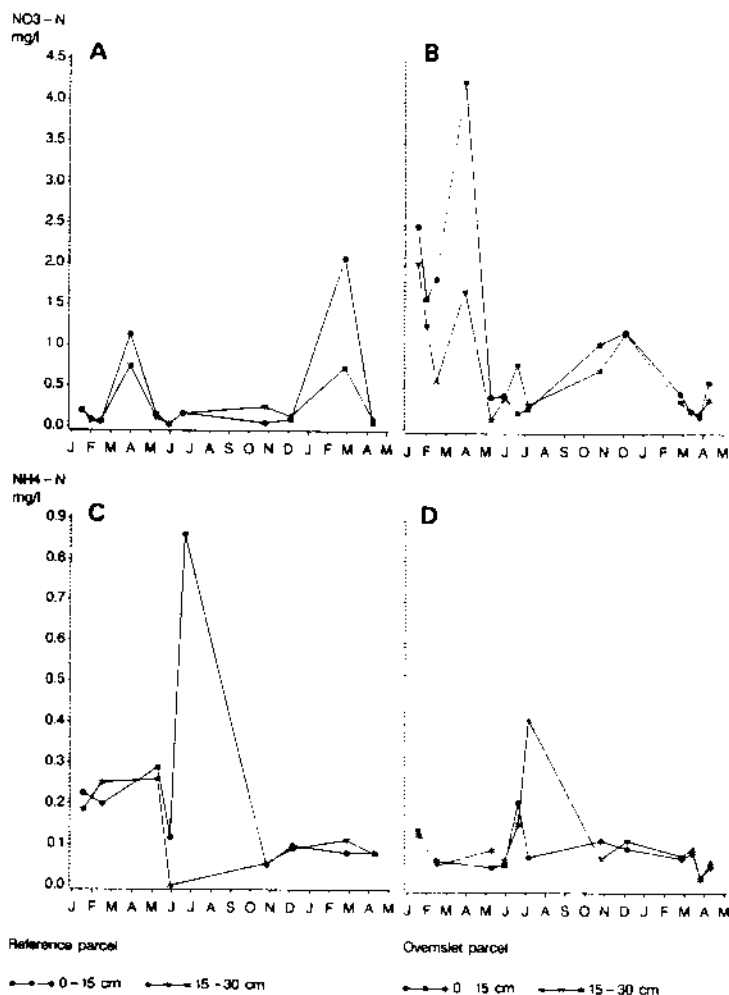
spejlet sank og nitrifikationen fik bedre vilkår til at virke, kombineret med at vækstsæsonen ikke var startet for alvor og dermed heller ikke planternes optagelse af nærings-salte.



Figur 3.9

Ind- og udløbs-koncentrationer af: NH_4^+ (A), PO_4^{3-} (B), NO_3^- (C), tot-P (D), tot-N (E) og SO_4^{2-} (F) på det overrislede areal.

Ved den næste top i marts 1990 var ådalen stadig oversvømmet, og det kan være forklaringen på den "høje" nitratværdi i den øverste del af rodzonen.



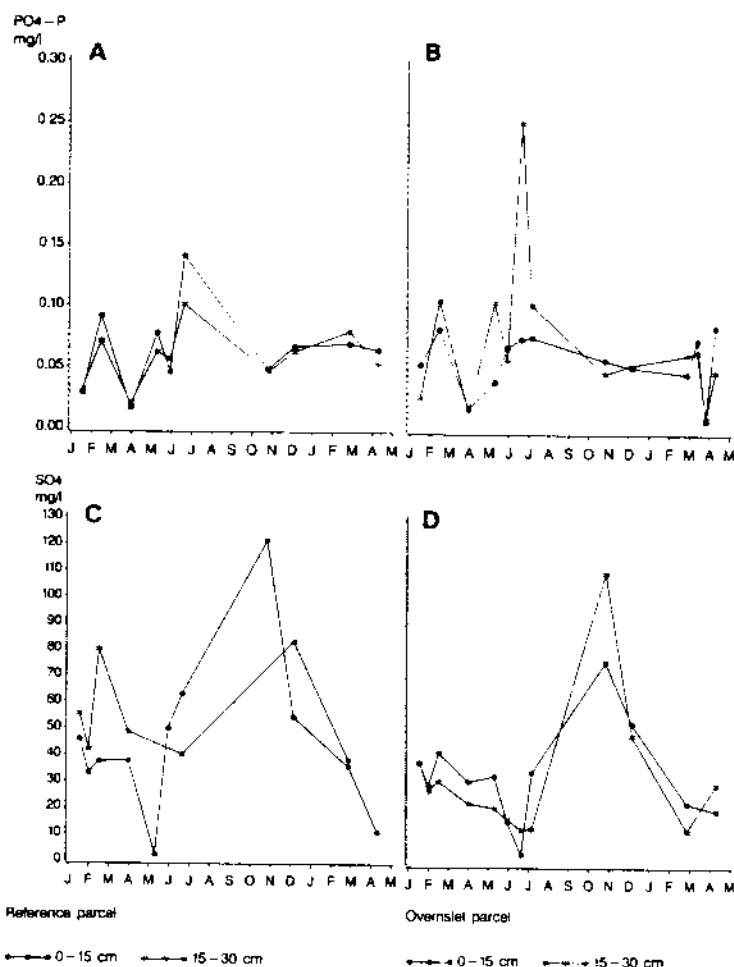
Figur 3.10
 Nitrat og ammoniumkonc. i 0 - 15 og 15 - 30 cm dybde på referencearealet (A og C) og det overrislede areal (B og D).

Små koncentrationer af ammonium i både jordvand og overfladevand.

Ammoniumkoncentrationen i drænvandet lå meget stabilt på 0.05 - 0.1 mg NH₄⁺-N l⁻¹ gennem stort set hele undersøgelsesperioden, mens indholdet i udløbsvandet varierede mere i sommer- og efterårsmånederne i 1989 (figur 3.9 A). Med en enkel undtagelse på hver af de to arealer var jordvandskoncentrationerne for ammonium ens i

Nitrat domine-
rede.

begge de målte dybder og niveauerne, omkring $0.1 \text{ mg NH}_4^+-\text{N l}^{-1}$, lå tæt på hinanden (figur 3.10 C og D). Total-N i indløb og udløb viste, at det var nitrat, der udgjorde den dominerende fraktion (figur 3.9 C og E). Koncentrationen af organisk kvælstof udgjorde kun en mindre del, $0 - 2 \text{ mg N l}^{-1}$ (ikke vist på figur). Kun en gang, i juni 1989, kunne ses et betydeligt indhold af organisk kvælstof i indløbsvandet.



Figur 3.11
Fosfat og sulfat
konc. i 0 - 15 og
15 - 30 cm dybde
på referenceare-
alet (A og C) og
det overrislede
areal (B og D).

De gennemsnitlige indløbskoncentrationer for organisk kvælstof i de tre perioder, forår 1989, efterår 1989, forår 1990, var henholdsvis

1.5, 1.9 og 1.0 mg N l⁻¹, mens de tilsvarende udløbskoncentrationer var 1.0, 1.7 og 1.2 mg N l⁻¹. Analyse af total-N (og P) blev også udført på filtrerede prøver, men mængderne af opløst organisk kvælstof (og fosfor) var meget små og ofte ikke målelige.

Sulfat varierede som nitrat.

Sulfatkoncentrationerne i indløbsvandet og udløbsvandet fra det overrislede areal minder om variationsmønstret for nitrat (figur 3.9 C og F). Fra april til juni 1989 og igen i marts - april 1990 lå sulfatkoncentrationen i udløbsvandet markant under indløbskoncentrationen. Indholdet af sulfat i jordvandet på det overrislede areal lå tilsvarende under indholdet i indløbsvandet i de to ovennævnte perioder, mens det modsatte var tilfældet i efteråret 1989 (figur 3.11 D).

Fosfat i ind- og udløb fulgte hinanden.

Fosfat i indløb og udløb varierede mellem 0.01 og 0.1 mg PO₄³⁻-P l⁻¹ (figur 3.9 B). Ind- og udløbskoncentrationerne fulgte hinanden i de fleste tilfælde. Målingerne af total-P (figur 3.9 D) i indløbsvandet var stort set identisk med fosfatmålingerne, når en måling fra maj 1989, en fra oktober 1989, en fra december 1989 og en fra februar 1990 undtages. I udløbsvandet var den organiske P-fraktion mere fremtrædende og udgjorde i de fleste tilfælde ca 50 % af den totale fosformængde (organisk-P er ikke vist på figur), i de resterende tilfælde var organisk-P endnu mere fremtrædende. Fosfatkoncentrationerne i jordvandet lå på begge arealer omkring 0.05 mg PO₄³⁻-P l⁻¹ (figur 3.11 A og B).

3.4.3 Stofbalance

Stofbalancerne er udregnet på baggrund af vandbalancen. Næringssaltkoncentrationerne fra dybden 15 - 30 cm er anvendt ved beregningen af hvor meget stof, der nedvaskes. Resultatet af opgørelserne er som nævnt ovenfor samlet i tre perioder : forår 1989, efterår 1989 og forår 1990. Endvidere er der foretaget en opgørelse for oversvømmelsesperioden, med det formål at give et indtryk af den overfladiske stoftransport (se appendix).

Stor procentvis fjernelse af nitrat.

I tabel 3.8 er nitrat balancen opgjort. I de tre nævnte perioder blev henholdsvis 69, 71 og 77 % af den indkomne nitrat tilbageholdt, mens den gennemsnitlige daglige fjernelse var 201, 124 og 198 mg $\text{NO}_3^- \text{-N m}^{-2}$.

Mindre negativ ammonium balance.

Ammoniumbalancen ses i tabel 3.9. Som det fremgik af figurerne 3.9 A og 3.10 D var jordvandskoncentrationerne for ammonium ca 0.05 mg højere end ind- og udløbskoncentrationerne, hvilket giver sig udslag i en lille negativ balance for NH_4^+ .

Tabel 3.8

Stofbalance for nitrat i $\text{kg NO}_3^- \text{-N ha}^{-1}$. De nævnte parametre er nævnt fra oven antallet af dage, indløbsmængde (IND₋), udløbsmængde (UD₋), nedslivningsmængde (NED₋) og tilbageholdt (TILB₋) mængde.

	FORÅR 1989	EFTERÅR 1989	FORÅR 1990	TOTAL
DAGE	102	58	48	208
IND_NO3	299	105	123	526
UD_NO3	74	2	22	98
NED_NO3	13	30	6	50
TILB_NO3	212	72	95	379

Tabel 3.9Stofbalance for ammonium i $\text{kg NH}_4\text{-N ha}^{-1}$.

	FORÅR 1989	EFTERÅR 1989	FORÅR 1990	TOTAL
IND_NH4	2	3	2	7
UD_NH4	2	0	1	3
NED_NH4	3	3	1	7
TILB_NH4	-2	0	-0	-3

Ved beregningen af den totale kvælstofbalance (tabel 3.10), er nedsivningsmængden beregnet ved at anvende den samlede mængde uorganisk kvælstof (N-UORGN), da organisk kvælstof ikke blev målt i jordvandet. Den procentvise tilbageholdelse af total kvælstof i de tre perioder var henholdsvis 70, 76 og 73 %.

Tabel 3.10Stofbalance for total-N i kg ha^{-1} .

	FORÅR 1989	EFTERÅR 1989	FORÅR 1990	TOTAL
IND_TOTN	357	167	159	683
UD_TOTN	91	7	36	135
N_UORGN	16	33	7	56
T_TOTN	249	127	116	492

Fosfor budgettet balancerer.

Mængden af fosfat der passerede ind og ud af den overrislede parcel balancerer stort set (tabel 3.11).

Tabel 3.11Stofbalance for fosfat i kg ha^{-1} .

	FORÅR 1989	EFTERÅR 1989	FORÅR 1990	TOTAL
IND_PO4	2	1	1	4
UD_PO4	1	0	0	1
NED_PO4	2	2	1	4
TILB_PO4	-1	-0	-0	-1

Den totale fosforopgørelse (tabel 3.12) er beregnet efter samme princip som for total-N, dvs. nedsivningsmængden er opgjort på grundlag

af fosfat (NED_PO4), da organisk-P ikke blev målt i jordvandet. Det bemærkes, at der i efteråret 1989 kom forholdsvis meget fosfor ind på det overrislede areal, men at det også blev tilbageholdt, formentlig p.gr.a. den store infiltration (figur 3.8 B).

Tabel 3.12

Stofbalance for total-P i kg ha⁻¹.
(T_TOTP : tilbageholdt P).

	FORÅR 1989	EFTERÅR 1989	FORÅR 1990	TOTAL
IND_TOTP	2	4	1	7
UD_TOTP	2	1	1	4
NED_PO4	2	2	1	4
T_TOTP	-2	2	-1	-1

Stor tilbageholdelse af sulfat i forår 1989 og 1990.

Sulfatbalancen (tabel 3.13) viser, at sulfat blev tilbageholdt i foråret 1989 og foråret 1990, hvilket også kan ses af koncentrationerne i både udløbs- og nedsivningsvand (figur 3.9 F og 3.11 D), der var lavere end indløbsvandets. I efteråret 1989 blev der udvasket en betydelig mængde sulfat med nedsivningsvandet (NED_SO4). Det skal dog bemærkes, at det kun er få målinger i jordvandet, der ligger til grund for nedsivningsberegningerne i efteråret 1989 og foråret 1990.

Tabel 3.13

Stofbalance for sulfat i kg ha⁻¹.

	FORÅR 1989	EFTERÅR 1989	FORÅR 1990	TOTAL
IND_SO4	1873	1369	1519	4762
UD_SO4	670	70	301	1042
NED_SO4	368	2017	570	2955
TILB_SO4	835	-718	648	765

Atmosfærisk deposition.

I alle de ovenfor viste opgørelser for den overrislede parcel mangler bidraget fra den atmosfæriske deposition, selvom det blev målt

Depositionen af
underordnet be-
tydning.

på den nærliggende klimastation. Det skyldes, at undersøgelsesperioderne desværre ikke var sammenfaldende, idet depositions målingerne op-
hørte midt i 1989 (Grundahl og Hansen, 1990). Ved henvendelse til Lone Grundahl, DMU, afd. f. Forureningskilder og Luftforurening blev det oplyst, at depositionen fra 1.6.88 til 1.6.89 var på $7.0 \text{ kg NH}_4^+-\text{N ha}^{-1}$, $5.3 \text{ kg NO}_3^--\text{N ha}^{-1}$, $9.7 \text{ kg SO}_4^{2-}-\text{S ha}^{-1}$, mens $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ med forbehold blev anslået til $0.08 \text{ kg PO}_4^{3-}-\text{P ha}^{-1}$. Med oven-
nævnte tal som udgangspunkt må det konkluderes, at depositionsbidraget kun spiller en rolle for ammoniumbalancen, der vil vise en lille til-
bageholdelse af ammonium, såfremt den indregnes i balancen.

3.4.4. Diskussion af stofbalance

$300 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$
fjernet ved Glum-
sø Sø.

Tidligere forsøg med overrisling af vådområder med drænvand har vist lignende fjernelse af ni-
trat som i nærværende forsøg. Hoffmann (1985) fandt for en rørskov ved Glumsø sø, at der ved en belastning på $46 \text{ l m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$ blev fjernet ca $300 \text{ kg NO}_3^--\text{N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. Ved gentagelse af forsø-
get i 1985 - 86 fandt Jørgensen et al. (1988), ved en belastning på $57 \text{ l m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$, en fjer-
nelse på $811 \text{ kg NO}_3^--\text{N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. Her kunne må-
linger af den aktuelle denitrifikationsrate på et rørskovsbassin der blev endnu hårdere bela-
stet godt gøre, at al nitraten blev denitrifi-
ceret. Et fuldskala forsøg ved Glumsø Sø i sam-
me rørskov som nævnt ovenfor, gav i en periode fra 23.8.89 til 14.3.90 en nitratfjernelse på $158.5 \text{ mg NO}_3^--\text{N m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$ alene via denitrifika-
tionsprocessen (Gervin et al., 1990). Ved et overrislingsforsøg på en fugtig eng i Stevns Ådalen (Dahl et al., 1990) i foråret 1987 blev 400 m^2 eng overrislet med $72 \text{ l åvand m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$, som alt sammen blev infiltreret og perkolerede gennem rodzonen. Belastningen med nitrat var

Overrisling i
Stevns Ådal.

her på $0.3 \text{ g NO}_3\text{-N m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$ ($4.1 \text{ mg NO}_3\text{-N l}^{-1}$), og koncentrationen af nitrat i rodzonen i 5 og 15 cm dybde var henholdsvis 6 og $13 \text{ }\mu\text{g NO}_3\text{-N l}^{-1}$, hvilket umiddelbart svarer til en nitratfjernelse på ca $1000 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. Feltnålinger af den aktuelle denitrifikationsrate kunne ikke bekræfte, at det var denitrifikationsprocessen, der alene var ansvarlig for nitratfjernelsen (Malinovsky og Nielsen, 1987). Et engområde ved Rabis bæk, der naturligt bliver gennemstrømmet/overrislet af nedefra kommende trykvand, gav en nitratfjernelse på $390 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ i 1989 (Brüsch og Nilsson, 1990). Som det fremgår af ovenstående, er stofbalancen for det overrislede areal ved Langevad Å af samme størrelsesorden som fundet i tilsvarende danske overrislingsforsøg.

Sulfatreduktion
lavt redox i for-
år 1989 og 1990.

Tilbageholdelsen af sulfat i foråret 1989 og for-året 1990 viser, at redoxpotentiallet i visse områder af rodzonen har været tilstrækkeligt lavt til, at der kunne foregå sulfatreduktion. Ponnamperuma (1972) nævner at $1500 \text{ ppm SO}_4^{2-}$ kunne reduceres i løbet af seks uger i en neutral - alkalisk jord, der blev oversvømmet (pH ved Langevad Å 7.33).

4 Konklusion

Stort potentiale for denitrifikation i bredzonen.

Aktuelle aktivitet meget lavere end den potentielle.

Nitrat var regulerende for denitrifikationen under overrislingen.

Hydraulisk ledningsevne inddirekte regulerende.

Denitrifikationsundersøgelserne viste, at der er et meget stort potentiale for nitratreduktion i bredzonen ved Langevad Å. Under optimale forhold kunne der denitrificeres $835 \text{ mg N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$ ($3 \text{ ton N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$). Aktuelt var raten dog 20 - 560 gange lavere, $1.5 - 3 \text{ mg N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$ i sommermånederne, mens overrisling med drænvand i vinterhalvåret øgede aktiviteten til $10 - 40 \text{ mg N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$. Aktivitetstigningen i området med den største dræneffekt svarede til, at der denitrificeredes "ekstra" $66 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, samme mængde nitratkvælstof som årligt udvaskedes fra 4.3 ha landbrugsareal.

I sommermånederne var nitratindholdet i mosen højt og denitrifikationen var begrænset af det lave vandindhold. Under de våde forhold i vinterhalvåret var det nitratindholdet i tørvén, der regulerede processen. Nitrifikationen var for lav til at mætte denitrifikationen med substrat, men selv ved overrisling med nitratholdigt drænvand var nitrat begrænsende, idet transporten af nitrat til det aktive jordvolumen var mindre end forbruget. I det drænpåvirkede område kunne nitrattilførselsraterne og nitratkoncentrationerne i tørvén da også forklare 36 % af variationen i denitrifikationen. 10 % yderligere kunne forklares med variationer i vandindholdet.

Således var det indirekte tørvéns hydrauliske ledningsevne, der regulerede processen. Hvis det var muligt at føre mere nitrat frem til de områder hvor denitrifikationen forløber, vil det også være muligt at opnå en større nitratreduktion.

Større nitratreduktion end denitrifikation.

Massebalancen for nitrat viste en større nitratreduktion end de aktuelle denitrifikationsmålinger kunne godtgøre. I det overrislede areal var den gennemsnitlige denitrifikation $25 \text{ mg N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$, 14 % af den målte nitrat tilbageholdelse, $182 \text{ mg NO}_3\text{-N m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$.

Planteoptagelse i foråret bidrager formodentlig til nitratreduktionen

Der kan gives flere forklaringer på denne forskel. En mulighed er væsentlige bidrag fra andre nitratforbrugende processer indeholdt i massebalancen, herunder plante- og mikrobiel optagelse, og dissimilatorisk reduktion til ammonium. I tiden marts - april 1989 varierede denitrifikationen i det overrislede areal mellem 18 og $81 \text{ mg N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$, mens aktiviteten i maj - juni faldt til mellem 0.2 og $2.5 \text{ mg N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$. Den gennemsnitlige nitratreduktion for forårsperioden blev estimeret til at være $208 \text{ mg NO}_3\text{-N m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$. Under antagelse af, at nitratreduktionen var konstant gennem hele perioden fremkommer således en differens på mellem 127 og $208 \text{ mg N m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$. Målinger foretaget i foråret 1988 viste, at 130 - $140 \text{ mg N m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$ kan optages af planterne i området (Andersen, 1989). Således synes planternes kvælstofoptagelse i foråret at kunne forklare en stor del af forskellen i de to resultater. Denne forklaring forudsætter dog, at al kvælstofoptagelse i planterne er på nitratform. Det kan også tilføjes, at der blev konstateret vækst af alger i det overrislede område gennem hele undersøgelsesperioden. Algernes kvælstofoptagelse blev ikke kvantificeret. I efteråret 1989 viste massebalancen for nitrat en reduktion på $124 \text{ mg NO}_3\text{-N m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$, mens den aktuelle denitrifikation i gennemsnit var $19 \text{ mg N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$, altså en differens på omtrent $100 \text{ mg N m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$. På denne årstid har planteoptagelse formodentlig ikke bidraget til nitratreduktionen. Målinger foretaget året for-

Ingen planteop-
tagelse i efter-
året.

inden (Andersen, 1989) viste ingen kvælstofop-
tagelse i planterne i efteråret. Relative milde
vejrforhold medførte dog, at en del af vegeta-
tionen forblev grøn og aktiv gennem efteråret
og vinteren 1989/90.

Mikrobiel nitrat-
assimilation kan
have fjernet
meget nitrat.

N-15 undersøgelser viste, at dissimilatorisk
reduktion af nitrat til ammonium var uden kvan-
titativ betydning for nitratreduktionen, mens
mikrobiel nitratassimilering tilsyneladende
fandt sted. Da ammoniumindholdet i jordvandet
altid var lavt kan det vel tænkes, at den mi-
krobielle assimilation har bidraget kvan-
tativt til nitratreduktionen. En assimilatorisk
reduktion på $0.1 \mu\text{g NO}_3\text{-N g}^{-1} \text{ time}^{-1}$ (side 41)
svarer til $65 \text{ mg NO}_3\text{-N m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$ (0 - 10 cm),
hvilket fint kan forklare forskellen mellem
denitrifikation og nitratreduktion. Assimilati-
onen er dog ikke målt direkte, der er ikke fo-
retaget systematiske målinger, og der er tilsat
nitrat i N-15 forsøget, som blev udført under
relativ tørre forhold.

Fejlestimeringer
i en eller begge
undersøgelser?

En anden forklaring på uoverensstemmelserne
mellem de to resultater kan være fejlestime-
ringer i en eller begge undersøgelser. I for-
bindelse med denitrifikationsmålingerne blev
metoden undersøgt, hvilket bl.a. viste, at N_2O -
produktionen blev underestimeret med 12 %, samt
at usikkerheden kun var svagt korreleret med
aktiviteten. Desuden blev der fundet en fin
overensstemmelse mellem resultaterne fra N-15
forsøget og målinger, hvor felt teknikken blev
anvendt. En fejlkilde i forbindelse med stofba-
lancemålingerne kunne være lækager i spunsvæg-
gen. Sådanne blev imidlertid ikke observeret.
Et kortvarigt tracerforsøg med chlorid (led-
ningsevnedetektion) i starten af november 1990
viste en jævn fordeling af vandet ud over den
øverste tredjedel til halvdel af arealet, samt

at der skete en vis transport af vand fra det overrislede område ind på kontrolområdet, formentlig ved gennemstrømning lokalt i eller under rodzonen. Upåagtet udsivning fører til overestimering af nitratreduktionen, mens N_2O -produktionen blev underestimeret med 12 %.

Stedvariation kan også føre til fejlestimeringer af begge processer.

En anden overvejelse man kan gøre sig er, om prøvetagningen har dækket et repræsentativt udsnit af området. Nedsivningen af vand gennem rodzonen blev beregnet som differencen mellem indløb og overfladisk udløb, korrigeret for nedbør og fordampning. Det er ikke blevet undersøgt, hvor på arealet den største nedsivning fandt sted, ligesom vandets strømningsretning og bevægelsesmønster ikke er undersøgt detaljeret. Topografien i området bevirkede, at drænvandet samledes i større eller mindre depressioner i overfladen, og det må formodes, at de lavestliggende områder har haft den største nedsivning. Før spunsvæggen blev etableret kunne det ses, at vandet løb skråt hen og ud over kontrolarealet, fordi området her lå lavest. Dette areal er ikke undersøgt intensivt og forholdene her kan muligvis være anderledes både m.h.t. denitrifikationsrater, nedsivning og næringssaltkoncentrationer i jordvandet. Undersøgelserne i det overrislede område viste da også en stor stedvariation i denitrifikationsaktiviteten. De største rater kunne måles tættest ved indløbsrenden, mens tørven længere ud mod vandløbet var mere påvirket af drænvandet. En overvægt af "inaktive" prøver i det indsamlede materiale ville føre til en underestimering af denitrifikationsaktiviteten. I modsætning hertil kan en overvægt af jordvandsmålinger på "gammelt" vand i delområder med relativ lille nedsivning føre til en underestimeret nedsivning og dermed en overstimeret nitratreduktion i stofbalancen.

De eventuelle fejlkilder diskuteret i ovenstående medfører alle en understimering af denitrifikation og en overestimering af nitratreduktionen. Den mest plausible forklaring på de fremkomne forskelle er dog planternes og mikroorganismernes kvælstofassimilering. I den forbindelse er det vigtigt at bemærke, at planteoptagelsen kun bidrager til kvælstoffjernelsen i det omfang biomassen fjernes fra området, eller hvor der er tale om flerårige arter, der akkumulerer kvælstof. I denne undersøgelse kunne der konstateres plantevækst gennem det meste af året, hvilket kan have bidraget til en overestimeret nitrattilbageholdelse. Vinterperioderne var usædvanligt milde og der mangler erfaring med, hvorledes området påvirkes under frostperioder.

Planter bidrager kun til kvælstoffjernelsen hvis biomassen høstes.

Mild vinter kan have ført til overestimeret nitratreduktion.

Overrisling øger netto immobiliseringen.

Den kunstige overrisling kan også have ført til en reduceret remineralisering af det immobiliserede kvælstof. En forlænget periode med vanddække skaber anaerobe forhold en større del af året og dermed ringere betingelser for mineralisering og nitrifikation. Dette kan bl.a. ses af nitratmålingerne (figur 3.4) som viser væsentligere højere værdier i sommeren 1988 (inden overrislingen) end i den følgende sommer. På længere sigt vil balancen i systemet reetableres med et fald i nettoimmobiliseringen og nitratreduktionen til følge.

I de perioder hvor massebalancerne viste en nitratreduktion var drænvandsmængderne relativt beskedne. Fra sidst i december 1989 til midt i marts 1990 derimod, modtog bredzonen hovedparten af drænvandet, samtidig med at hele ådalen var oversvømmet. En mindre reduktion af nitrat indikeredes via målingerne i overfladevandet og jordvandet, men hovedparten af drænvandet strømmede væk sammen med ikke kvantificeret

Bredzonen inefektiv som næringssaltfilter under oversvømmelser.

plantemateriale. Betydningen af bredzonen som næringssaltfilter må i sådan en situation betegnes som værende af lokal karakter, fordi ådalen var for smal til at kunne infiltrere det tilløbende drænvand.

Skal bredzonen fungere effektivt som nærings-saltfilter er det vigtigt at afstemme forholdet mellem tilstrømmende drænvand og overrislet areal så en stor del af vandet kan infiltreres i bredzonen. Undersøgelsen viste en denitrifikation/nitratreduktion mellem 10 og 200 mg N m⁻² dag⁻¹ med et endnu større potentiale for nitratreduktion i området. Ved en hensigtsmæssig udnyttelse af bredzonen vil det nærmeste akvatiske miljø således undgå en belastning med nitratholdigt vand.

En hensigtsmæssig håndtering af bredzonen kan reducere nitratbelastningen af vandløbet.

5 Litteraturliste

- Ambus P. and R.R. Lowrance, 1990.** Denitrification in two coastal plain riparian soils: A comparison of rates and limiting factors. Soil Sci. Soc. Am. J., submitted.
- Andersen V., 1989.** Engarealer som kvælstoffilter. Kvælstofoptag hos planter og denitrifikation. Hovedopgave i Planternes ernæring. Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole.
- Brüsch W. og B. Nilsson, 1990.** Nitratomsætning og vandbevægelse i et vådområde. NPo-rapport C15. Miljøstyrelsen.
- Dahl M., 1990.** Engøkosystem i Stevns Ådal, del 1 : Vandbalance. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen.
- Dahl M., C.C. Hoffmann, L. Kamp-Nielsen og H. Petersen, 1990.** Engøkosystem i Stevns Ådal. Miljøprojekt (in press).
- Gervin L., S. Ipsen og P. Nicolaisen, 1990.** Fuldskalaforsøg med fjernelse af nitrat ved Glumsø sø (foreløbig titel). Specialerapport, Københavns Universitet, Ferskvandsbiologisk Laboratorium. (in press).
- Grundahl L. og J.G. Hansen, 1990.** Atmosfærisk nedfald af næringssalte i Danmark. NPo-rapport A6. Miljøstyrelsen.
- Hoffmann C.C., 1985.** Nitrate reduction in a reedswamp receiving water from an agricultural watershed. Proc. 13th. Symp. on Sediments, Aneboda, Sweden, 1985. p. 41 - 61.

- Jacobs T.C. and J.W. Gilliam, 1985.** Riparian losses of nitrate from agricultural drainage waters. *J. Environ. Qual.* **14**(4), 472-478.
- Jørgensen S.E., C.C. Hoffmann and W.J. Mitsch, 1988.** Modelling nutrient retention by a reedswamp and a wet meadow in Denmark. In : *Wetland Modelling*, p 133 - 151. Ed: Mitsch W.J., M. Straskraba and S.E. Jørgensen, Elsevier 1988.
- Kirkham D. and W.V. Bartholomew, 1954.** Equations for following nutrient transformations in soil, utilizing tracer data. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, **18**, 33-34.
- Koike I. and A. Hattori, 1978.** Simultaneous determinations of nitrification and nitrate reduction in coastal sediments by a ^{15}N dilution technique. *Appl. Environ. Microbiol.*, **35**(5), 853-857.
- Lorenzen H.P. og P. Frederiksen, 1987.** Næringsstofkredsøb, plantesamfund, fauna og plejehov på vandløbsnære arealer med forskellig udnyttelse og naturgivne forhold. *Marginaljorder og miljøinteresser, Miljøministeriets projektundersøgelser 1986, teknikerrapport nr. 24.* Miljøstyrelsen.
- Lowrance R.R., R.L. Todd and L.E. Asmussen, 1983.** Waterborne nutrient budgets for the riparian zone of an agricultural watershed. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **10**, 371-384.

- Malinovsky M. og S.M. Nielsen, 1987.** Denitrifikation i rørskov og på eng. Specialerapport, Københavns Universitet, Ferskvandsbiologisk Laboratorium.
- Myrold D.D., 1988.** Denitrification in ryegrass and winter wheat cropping systems of western Oregon. Soil Sci. Soc. Am. J. 52, 412-416.
- Olesen J. 1990.** Klimastationer i NPO-værkstedsområder. NPO-rapport B17. Miljøstyrelsen.
- Parkin T.B., A.J Sexstone and J.M. Tiedje, 1985.** Comparison of field denitrification rates determined by acetylene-based soil core and nitrogen-15 methods. Soil Sci. Soc. Am. J., 49, 94-99.
- Patrick W.H. Jr., 1982.** Nitrogen transformations in submerged soils. In: Nitrogen in agricultural soils, Agronomy no. 22. pp 449-465.
- Peterjohn W.T. and D.L. Correll, 1984.** Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest. Ecology, 65(5), 1466-1475.
- Ponnamperuma F.N., 1972.** The chemistry of submerged soils. Adv. Agron. 24, p. 29 - 96.
- Reddy K.R. and P.S.C. Rao, 1983.** Nitrogen and phosphorus fluxes from a flooded organic soil. Soil Science, 136(5), 300-307.
- Rice C.W. and M.S. Smith, 1982.** Denitrification in no-till and plowed soils. Soil Sci. Soc. Am. J., 46, 1168-1173.

- Schipper L.A., W.J. Dyck, P.G. Barton and P.D. Hodgkiss, 1989.** Nitrogen renovation by denitrification in forest sewage irrigation systems. *Biological Wastes*, **29**, 181-187.
- Schou L., 1990.** Kvalstofmineralisering i relation til dræning af marginaljorde. Specialrapport, Københavns Universitet, Institut for Populationsbiologi.
- Smith M.S. and J.M. Tiedje, 1979.** Phases of denitrification following oxygen depletion in soil. *Soil Biol. Biochem.*, **11**, 261-267.
- Struwe S. and A. Kjeller, 1989.** Field determination of denitrification in water-logged forest soils. *FEMS Microbiology Ecology*, **62**, 71-78.
- Urban M.R., S.J. Eisenreich and S.E. Bayley, 1988** The relative importance of denitrification and nitrate assimilation in midcontinental bogs. *Limnology and Oceanography*, **33**, 1611-1617.
- Verhoeven J.T.A. and H.H.M. Arts, 1987.** Nutrient dynamics in small mesotrophic fens surrounded by cultivated land II. N and P accumulation in plant biomass in relation to the release of inorganic N and P in the peat soil. *Oecologia*, **72**, 557-561.
- Yates P. and J.M. Sheridan, 1983.** Estimating the effectiveness of vegetated floodplains/wetlands as nitrate-nitrite and orthophosphorus filters. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **9**, 303-314.

Appendix

I tabel 1 og 2 er vand- og stofbalancen opgjort for det overrislede areal i oversvømmelsesperioden. I tabel 1 er nedsivningen (H2O_NED) fejlberegnet, da der netop på grund af de gentagne oversvømmelser i tiden 21.12.89 - 13.3.90 ikke kan have været nedsivning af betydning, da der foregik afstrømning i hele ådalens bredde. I tiden fra 21.12.89 - 3.1.90 er der ikke foretaget nogen opgørelse, da oversvømmelsen var for kraftig til at foretage nogen form for måling. Det skal nævnes, at det var yderst beskedent hvad der løb ind af vand på engen fra udløbssiden (åen), ca 6000 l, hvilket bl.a. må skyldes, at arealet modtog store mængder drænvand. Når vandet steg uden for det overrislede areal kunne det umiddelbart aflæses på det overfladiske udløb fra det overrislede areal, som faldt (se figur 3.8b). De tidspunkter i oversvømmelsesperioden hvor udløbet var nul, var netop når ådalen var totalt oversvømmet.

Tabel 1

Vandbalancen for oversvømmelsesperioden. Suffikserne : _IND og _UD er vand der løber overfladisk til (drænvand) og overfladisk fra det overrislede areal, mens _NED er det vand der perkolerer gennem rodzonen (i dette tilfælde fejlberegnet).

	DATO					TOTAL
	15JAN90	02FEB90	13FEB90	25FEB90	13MAR90	
3DAGE	12	18	11	12	16	69
3H2O_IND	15475	31715	20965	16419	23544	108119
3H2O_UD	3161	5237	2030	3367	3852	17647
3H2O_NED*	*12386	*26870	*19252	*13071	*20108	*91686
3NEDBØR	83	434	367	99	525	1508
3POTDAMP	12	43	50	80	109	294

Stofbalancen i tabel 2 giver et indtryk af hvor store mængder, der er tilført med drænvandet, og hvor store mængder, der trods oversvømmelsen har passeret engparcellen. Det er således kun

parametrene IND_xx og UD_xx, der er korrekt beregnede, hverken tilbageholdte mængder, TILB_ og T_, eller nedsivningsmængder, NED_ og N_, er rigtigt beregnet.

Tabel 2
Stofbalancen for oversvømmelsesperioden.

	DATO					
	15JAN90	02FEB90	13FEB90	25FEB90	13MAR90	TOTAL
DAGE	12	18	11	12	16	69
IND NO3	105	126	70	66	92	459
UD NO3	10	10	3	6	6	35
NED NO3	4	9	6	4	5	29
TILB NO3	91	107	60	56	80	396
IND NH4	0	1	1	1	2	4
UD NH4	0	0	0	0	0	1
NED NH4	1	2	2	1	2	8
TILB NH4	-1	-2	-1	-1	-1	-5
IND TOTN	139	161	105	75	117	598
UD TOTN	13	15	8	8	11	55
N UORGN	5	11	8	5	7	36
T TOTN	122	135	88	62	99	506
IND PO4	0	2	1	1	1	5
UD PO4	0	1	0	0	0	1
NED PO4	1	2	1	1	1	6
TILB PO4	-0	-1	-0	-0	-0	-1
IND TOTP	1	3	1	1	1	7
UD TOTP	1	1	0	0	0	3
NED PO4	1	2	1	1	1	6
T TOTP	-1	1	-1	-0	-0	-2
IND SO4	737	1633	1027	817	1121	5336
UD SO4	170	245	88	134	129	765
NED SO4	159	345	247	168	432	1351
TILB SO4	408	1043	692	516	561	3220

Registreringsblad

Udgiver: Miljøstyrelsen, Strandgade 29, 1401 København K.

Serietitel, nr.: NPo-forskning fra Miljøstyrelsen, C13

Udgivelsesår: 1990

Titel:

Kvælstofomsætning og stofbalance i ånære områder

Undertitel:

Forfatter(e):

Ambus, Per; Hoffmann, Carl Christian

Udførende institution(er):

Københavns Universitet, Institut for Populationsbiologi;
Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Terrestrisk Økologi

Resumé:

I en bredzone ved Langvad Å's øvre løb blev næringssaltomsætning (filtervirkning) undersøgt. Området blev overrislet med drænvand og nitratfjernelsen blev tilbundsgående undersøgt via biologisk denitrifikation. Denitrifikationen og dermed nitratreduktionen øgedes markant ved overrislingen.

Transporten af vand og næringssalte, der passerede bredzonen, blev kvantificeret, og et simpelt input-output regnskab opstillet. Bredzonen udviste en relativt stor filtereffekt over for nitrat og sulfat.

Emneord:

denitrifikation; næringsstoffer; omsætning; drænvand; analysemetoder; nitrogen CAS 7727-37-9

ISBN: 87-503-8862-2

ISSN:

Pris: 70,- kr. (inkl. 22% moms)

Format: A5

Sideantal: 68

Md./år for redaktionens afslutning: december 1990

Oplag: 500

Andre oplysninger:

Rapport fra koordinationsgruppe C for vandløb, søer og marine områder

Tryk: Notex-Grafisk Service Center as

Kvælstofomsætning og stofbalance i ånære områder

I en bredzone ved Langvad Å's øvre løb blev næringssaltomsætning (filtrervirkning) undersøgt. Området blev overrislet med drænvand og nitratfjernelsen blev tilbundsgående undersøgt via biologisk denitrifikation. Denitrifikationen og dermed nitratreduktionen øgedes markant ved overrislingen.

Transporten af vand og næringssalte, der passerede bredzonen, blev kvantificeret, og et simpelt input-outputregnskab opstillet. Bredzonen udviste en relativt stor filtereffekt over for nitrat og sulfat.



Miljøministeriet **Miljøstyrelsen**

Strandgade 29, 1401 København K, tlf. 31 57 83 10

Pris kr. 70.- inkl. 22% moms

ISBN nr. 87-503-8862-2