

NPO-REDEGØRELSEN

- Tilførsel af kvælstof, fosfor og organisk stof til grundvand, fersk og marint overfladevand
- Virkningen af denne tilførsel
- Forslag til afhjælpende foranstaltninger

Aug. 1984

miljøstyrelsen · Strandgade 29 · 1401 København K · Tlf. (01) 57 83 10

AES

0000000000000000

0000000000000000

0000000000000000

0000000000000000

- Tilførsel af kvælstof, fosfor og organisk stof til grundvand, fersk og marint overfladevand
- Virkningen af denne tilførsel
- Forslag til afhjælpende foranstaltninger

MILJØSTYRELSEN
BIBLIOTEKET
STRANDGADE 29
1401 KØBENHAVN K

Indholdsfortegnelse

1: Indledning	5
1.1. Baggrunden for redegørelsen	5
1.2. Tilrettelæggelse af arbejdet	5
1.3. Kommissorium	6
1.4. Styringsgruppens vurdering	7
2. Sammenfatning	9
2.1. Indledning	9
2.2. Introduktion om NPO	10
2.3. Kilderne til NPO-belastningen	10
2.4. NPO og vandkvalitet	14
2.5. Mulige foranstaltninger til nedbringelse af belastningen med NPO	21
3. Introduktion om NPO	27
3.1. De væsentligste kilder til belastningen med kvælstof, fosfor og organisk stof	30
3.2. Omdannelse og transport af stofferne	31
3.3. Konsekvenserne af belastningen	32
4. Kilderne til NPO-belastningen	35
4.1. Land- og skovbrug	35
4.1.1. Gårdbidrag	35
4.1.2. Markbidrag	39
4.1.3. Udvaskning af N, P og organisk stof fra skovarealer	53
4.2. Spildevand	56
4.2.1. Udledning af N, P og organisk stof fra kommunale spildevandsanlæg	56
4.2.2. Udledning af husspildevand uden for byområder	63
4.2.3. Direkte udledning af industrispildevand	66
4.2.4. Udledning af NPO fra overfladisk afstrømning fra befæstede arealer	69
4.2.5. Udledning af NPO fra lossepladser	71
4.3. Dambrug	72
4.4. Luften	73
4.4.1. Tilførsel til luften (emissioner)	73
4.4.2. Deposition fra luften (N og P)	77
4.4.3. Konklusioner	79
4.5. Tilførsel fra havområder	79
Litteraturliste	80

5. NPO og vandkvalitet	83
5.1. Grundvand	83
5.1.1. NPO-tilførsel og grundvandskvalitet	83
5.1.2. Kortlægning af grundvandets kvalitet	86
5.1.3. Vurdering af udviklingstendensen for grundvandskvalitet	93
5.1.4. Fosfatbelastning af grundvand	94
5.2. Vandløb	95
5.2.1. NPO-tilførsel og vandkvalitet i vandløb	95
5.2.2. Kortlægning af vandkvaliteten i danske vandløb	96
5.2.3. Vurdering af udviklingstendensen i vandkvaliteten i vandløbene	101
5.3. Søer	104
5.3.1. NPO-tilførsel og vandkvaliteten i søer	104
5.3.2. Kortlægning af vandkvaliteten i danske søer	105
5.3.3. Vurdering af udviklingstendensen i vandkvaliteten i danske søer	109
5.4. Marine områder	112
5.4.1. Kystvandene	112
5.4.2. Indre åbne havområder	124
Litteraturliste	136
6. Mulige foranstaltninger til nedbringelse af NPO-belastningen	139
6.1. Indledning	139
6.2. Landbruget	141
6.2.1. Generelt om foranstaltninger til reduktion af belastningen fra landbruget	141
6.2.2. Naturgødning	142
6.2.3. Handelsgødning	144
6.2.4. Ensilage	144
6.2.5. Afløb af produktionsspildevand og lignende	144
6.2.6. Omkostninger	145
6.2.7. Sammenfatning vedrørende foranstaltningsforslag	145
6.3. Dambrug	146
6.4. Spildevand	148
6.4.1. Sammenfatning af belastningen fra spildevand	148
6.4.2. Kommunale spildevandsanlæg	150
6.4.3. Reduktion af forforindholdet i vaskemidler	159
6.4.4. Spredt bebyggelse m.v.	160
6.4.5. Industri (direkte udledninger)	161
6.4.6. Vurdering af behovet for foranstaltninger til begrænsning af udslip af NPO med spildevandet	164
6.5. Luftdeposition	167
6.5.1. Sammenfatning af NPO-belastningen via luften	167
6.5.2. Landbruget	167
6.5.3. Kraftværker	167
6.5.4. Trafikken	168
6.5.5. Industri	169
6.5.6. Forskning og udvikling	169
6.6. Havtransport	169

Bilag 1: Indhold af organisk stof, totalkvælstof og totalfosfor i en række landbrugsudledninger og i byspildevand	173
Bilag 2: Beregnede gårdbidrag af naturgødnings-N i vandløbsoplande	175
Bilag 3: N-udvaskningsmodellen	176
Bilag 4: N-udvaskningsmodellens resultater for primær- og amtskommuner	188
Bilag 5: Notat vedr. kvælstofudvaskningen opdelt efter belastningen med naturgødning	195
Bilag 6: Beregning af ammoniakfordampning fra naturgødning i Danmark	201
Bilag 7: Beskrivelse af vandskiftmodellen	206
Bilag 8: Beskrivelse af vandkvalitetsmodellen	210
Ordliste	215

1. Indledning

1.1. Baggrunden for redegørelsen

I forbindelse med miljøbeskyttelseslovens revision i efteråret 1981 afgav miljøministeren en redegørelse til folketinget. I redegørelsen påpegede den daværende miljøminister de alvorlige trusler for kvaliteten af grundvand og overfladevand, der lå i tilførslerne af specielt næringssalte.

Bla. på denne baggrund er der siden gennemført en lang række undersøgelser, der nærmere belyser sammenhængen mellem på den ene side miljøkvaliteten i grundvand og overfladevand og på den anden side tilførslen af kvælstof, fosfor og organisk stof. Af disse kan nævnes miljøstyrelsens redegørelser »Opgørelse af belastning fra land af de indre danske farvande med organisk stof, total-N og total-P«, marts 1984, »Nitrat i drikkevand og grundvand i Danmark«, oktober 1983 og »Iltsvind og fiskedød i 1981«, januar 1984.

Denne redegørelse vil sammenfatte de foreliggende undersøgelser om NPO-problematikken. Herudover er der i direkte tilknytning til arbejdet med redegørelsen gennemført en række projekter.

1.2. Tilrettelæggelse af arbejdet

I efteråret nedsatte miljøstyrelsen en styringsgruppe for udarbejdelse af NPO-redegørelsen. I styringsgruppen har deltaget:

Fra landbrugsministeriet

Kontorchef Flemming Duus Mathiesen, landbrugsministeriet
Fuldmægtig Knud Mortensen, landbrugsministeriet
Forstander A. Dam Kofoed, Statens Planteavlsforsøg
Forstander Lorenz Hansen, Statens Planteavlsforsøg

Fra miljøstyrelsen

Overingeniør Henrik Sandbech (formand)
Cand. scient. Gunvor Bennekou
Civilingeniør Erik Thomsen
Cand. scient. Kurt Overgaard
Cand. scient. Tonny Niilonen
Cand. scient. Peter Markmann
Cand. scient. Ole Have Jørgensen,
Forstander Carsten Hunding, miljøstyrelsens ferskvandslaboratorium
Forstander Arne Nielsen, miljøstyrelsens havforureningslaboratorium
Forstander Eivind Hansen, miljøstyrelsens center for jordøkologi
Fuldmægtig Christian Kruse (sekretær indtil 1. marts 1984)
Sekretær for styringsgruppen:
Fuldmægtig Jørgen Schou (efter 1. marts 1984)
Fuldmægtig Lennart Emborg
Fuldmægtig Henrik Wichmann

Styringsgruppen besluttede at nedsætte 4 kilde/sekto-orienterede og 3 medie-orienterede arbejdsgrupper.

De kilde/sekto-orienterede arbejdsgrupper har udarbejdet basismaterialet til beskrivelse af potentiel og faktisk forurening i relation til vandmedierne samt mulige foranstaltninger til nedbringelse af belastningen. De 4 kilde/sektorgrupper vedrører

- landbrug og skovbrug
- dambrug
- deposition (industri, energi, trafik)
- spildevand.

Medie-arbejdsgrupperne har udarbejdet basismaterialet til beskrivelse og kortlægning af kvalitet og udviklingstendenser i de forskellige recipienttyper. De 3 mediegrupper vedrører

- grundvand
- ferskvand
- marine områder.

1.3. Kommissorium

Styringsgruppen vedtog at arbejde ud fra følgende kommissorium:

Med henblik på at udarbejde en redegørelse til miljøministeren om tilførsel af kvælstof, fosfor og organisk stof til grundvand og fersk og marint overfladevand samt virkninger af denne tilførsel, nedsættes en styringsgruppe med repræsentanter for miljøstyrelsen og landbrugsministeriet.

Styringsgruppen har arbejdet ud fra følgende kommissorium:

»Redegørelsen skal præsentere den viden, som er tilvejebragt gennem de senere års omfattende forsøgs- og udredningsvirksomhed, og på baggrund heraf give en vurdering af belastningens årsager og virkninger samt vurdere eventuelle fremtidige tiltag. Redegørelsen skal udarbejdes på grundlag af følgende disposition:

Tilstandsbeskrivelse og tendensvurdering af aktuelle og potentielle belastningstyper i grund- og overfladevand, der skyldes tilførsel af kvælstof, fosfor og organisk stof.

Beskrivelse af stofbalance, og dermed tilførslen til grund- og overfladevand for:

- landbrug
- skovbrug
- boliger
- industri
- dambrug samt
- beskrivelse af tilførslen med nedbør, vinddrift m.v. og transporten fra grundvand til overfladevand.

Transport, omsætning, deponering, henholdsvis inaktivering og virkning af kvælstof, fosfor og organisk stof i vandløb, søer, kystnære havområder, åbne farvande samt grundvand.

Beskrivelse af mulige foranstaltninger til nedbringelse af belastningen og dens konsekvenser.

Eventuelt overveje en prioritering af disse foranstaltninger. I denne prioritering bør økonomiske analyser søges inddraget.

1.4. Styringsgruppens vurdering

Arbejdet har været af et betydeligt omfang og er udført under et vist tids-pres. Det er imidlertid styringsgruppens opfattelse, at redegørelsen opfylder intentionen om at præsentere den eksisterende viden vedrørende belastningen af grund- og overfladevand med næringssalte og organisk stof. Som det fremgår af redegørelsen, er der på en række punkter behov for yderligere undersøgelser, men styringsgruppen er samtidig enig om at den nuværende viden udgør et tilstrækkeligt grundlag for at kunne træffe beslutninger om yderligere foranstaltninger til nedbringelse af NPO-belastningen.

Redegørelsen vil blive oversendt til miljøministeren og vil senere danne baggrund for den handlingsplan, miljøministeren har lovet at forelægge folketinget i efteråret 1984.

Landbrugs- ministeriets bemærk- ninger

Landbrugsministeriets repræsentanter har følgende bemærkninger til NPO-redegørelsen:

»Landbrugsministeriet har efter anmodning fra miljøstyrelsen deltaget i udvalgsarbejdet vedrørende NPO-redegørelsen. Baggrunden for miljøministeriets ønske om at inddrage landbrugsministeriet i arbejdet var primært at sikre den landbrugsmæssige ekspertise i udvalgsarbejdet.

Landbrugsministeriet har fra starten af udvalgsarbejdet haft betænkeligheder ved det stærke tidspres, udvalgsarbejdet har været gennemført under, og ministeriet finder ikke, at det har været muligt i fornødent omfang at få en tilstrækkelig belysning af NPO-problematikken i relation til de landbrugsmæssige forudsætninger. Landbrugsministeriet forudsætter derfor, at der snarest sker en supplerende af redegørelsen.

På baggrund af det gennemførte analysearbejde er det landbrugsministeriets opfattelse, at NPO-udvalgets resultater kan sammenfattes således:

- der er ikke på landsplan konstateret noget væsentligt overforbrug af kvælstofhandelsgødning,
- det må på baggrund af udvalgsarbejdets foreliggende resultater vurderes, at der er problemer i relation til husdyrgødningens håndtering, lagring og udnyttelse.

Problemerne omkring husdyrgødningen og dens fordeling på landbrugsarealet rummer efter landbrugsministeriets foreløbige vurderinger hovedforklaringen på de konstaterede miljøproblemer.

Disse spørgsmål er ikke tilstrækkeligt belyst i rapporten og bør undersøges nærmere, før der udarbejdes forslag til foranstaltninger på området.

Efter landbrugsministeriets opfattelse mangler der en sammenfattende beskrivelse af kildevurderingerne for NPO i relation til de i kapitel 6 omtalte foranstaltningsmuligheder. Det er efter landbrugsministeriets opfat-

telse væsentligt, at der tilvejebringes et bedre prioriteringsgrundlag for de udgifter, der er forbundet med gennemførelsen af foranstaltninger på området. På denne baggrund betragter landbrugsministeriet de i kapitel 6 beskrevne forslag som en skitse, der nærmere må detailvurderes før konkrete forslag fremlægges.

Landbrugsministeriet er enig med miljøstyrelsen i, at der bør gribes ind overfor de miljømæssige gener som følge af uhensigtsmæssig opbevaring af naturgødning, men ministeriet finder ikke, at der i det af miljøstyrelsen fremlagte materiale er dokumenteret et behov af så drastisk et omfang, som skitseret i kapitel 6. Det er således landbrugsministeriets opfattelse, at specielt forslaget om 12 måneders lagerkapacitet for husdyrgødning er for vidtgående, idet 6 måneders lagerkapacitet givetvis vil betyde en væsentlig forbedring, kombineret med en øget indsats på rådgivningsområdet.

Angående forslaget om indførelse af en afgift på handelsgødning har det ikke været muligt under udvalgsarbejdet at få en nærmere redegørelse for de miljømæssige positive virkninger af en sådan afgift. Det er landbrugsministeriets vurdering, at en afgift på kvælstofgødning med udgangspunkt i den kendsgerning, at der ikke på landsplan er konstateret et væsentligt overforbrug, alene vil virke som en skat på en produktionsfaktor i landbruget uden væsentlig miljømæssig effekt.

Endelig skal landbrugsministeriet præcisere, at det ikke på grundlag af det i redegørelsen fremlagte materiale er muligt at vurdere de økonomiske aspekter af et miljømæssigt investeringskrav på 6-8 mia. kr. Ikke mindst set i lyset af de aktuelle konjunkturforskel for landbrugserhvervet er der tale om en meget betydelig udgift, som nærmere bør vurderes, før der iværksættes mere specifikke ordninger.«

2. Sammenfatning

2.1. Indledning

Dette kapitel er en kort sammenfatning af de enkelte afsnit i redegørelsen. I øvrigt er redegørelsen bygget således op, at der i kapitel 3 gives en generel introduktion til NPO-problematikken. I kapitel 4 beskrives kilderne til belastningen med NPO og i kapitel 5 gennemgås miljøkvaliteten i grundvand, søer, vandløb og marine områder som følge af denne belastning. I kapitel 6 behandles en række forslag til afhjælpende foranstaltninger.

2.2. Introduktion om NPO

Fosfor og kvælstof er nødvendige næringsstoffer for planter. I forskellige forbindelser, men hovedsageligt som nitrat og fosfat, optages det af planterne og frigives påny, når planterne dør. Fra jorden kan fosfor og kvælstof i større eller mindre grad transporteres til det omgivende miljø, især grundvand og overfladevand. Kvælstof kan også tilføres til luften enten som frit kvælstof eller ammoniak.

»Belastningen med næringssalte – især kvælstof – er efterhånden så stor, at usædvanlige klimatiske perioder også fremover vil kunne udløse iltsvind og fiskedød i de åbne danske farvande«. (Iltsvind og Fiskedød i 1981, miljøstyrelsen 1984).

»Såvel i Danmark som i mange andre lande er man blevet opmærksom på, at der i mange områder gennem de sidste årtier er sket en stadig stigning i grundvandets nitrathold. Dette har betydet, at der mange steder er stigende problemer med at overholde de fastsatte grænseværdier for nitrat i drikkevandet«. (Nitrat i drikkevand og grundvand i Danmark, miljøstyrelsen, 1983).

Disse citater fra miljøstyrelsen illustrerer, at der, til trods for den hidtidige indsats til begrænsning af belastningen af miljøet med bl.a. næringssalte og organisk stof, fortsat er problemer og tilsyneladende stigende miljøproblemer på dette område.

NPO-redegørelsen tager udgangspunkt i disse problemer og søger at give en samlet oversigt og dokumentation, som kan anvendes i den senere beslutningsproces om afhjælpende foranstaltninger.

For at kunne beslutte hvilke foranstaltninger, der skal sættes ind, er det nødvendigt at have kendskab til det komplekse sæt af faktorer, som påvirker kredsløbet for kvælstof, fosfor og organisk stof.

Til illustration af kredsløbet for kvælstof og fosfor er der vist to figurer, figur 3.1 og 3.2, se side 28 og 29. Disse giver en meget forenklet fremstilling, men giver et vist overblik over de mange faktorer, som bliver behandlet nærmere i redegørelsen. Der er ikke vist et kredsløb for organisk stof. De

miljømæssige problemer med organisk stof er knyttet til iltforbruget ved nedbrydningen, og et kredsløb er derfor ikke relevant her.

2.3. Kilderne til NPO-belastningen

Land- og skovbrug

Landbruget er kilde til NPO-belastningen af grundvand og overfladevand; de to væsentligste kilder er gårdbidrag og markbidrag.

Gårdbidrag omfatter afløb fra alje- og gyllebeholdere, ensilagestakke og møddingspladser samt afløb af afmindeligt husspildevand, spildevand fra malkerum o.lign. Afløb fra markmøddinger og ensilage i markstakke indgår også i gårdbidraget. På baggrund af det kommunale og amtskommunale tilsynsarbejde anslås det, at omkring halvdelen af landbrugsejendomme med dyrehold har forhold i forbindelse med opbevaring af gødning eller afløbsforhold, som er miljømæssigt uacceptable og dermed i strid med miljøbeskyttelsesloven og miljøreglementet.

Den samlede belastning fra gårdbidraget er meget usikkert bestemt. De anslåede udledte mængder af NPO fremgår af følgende tabel.

Markbidraget omfatter udvaskning og overfladisk afstrømning af NPO fra landbrugsjorden. Størrelsen af bidraget afhænger af en lang række faktorer, bl.a. afgrøde, jordtype, dyrkningspraksis, herunder tilførsel af gødning. Også uden landbrugsmæssig drift på arealerne vil der være tale om en vis udvaskning. Kvælstofkredsløbet i jordbrugets planteproduktion karakteriseres bedst som en dynamisk ligevægtstilstand. De væsentligste størrelser i kredsløbet er:

- den tilførte kvælstofmængde,
- jordens lager af organisk bundet kvælstof,
- de høstede kvælstofmængde,
- den kvælstofmængde, som tabes til luft og vand.

I forbindelse med redegørelsesarbejdet er der udarbejdet en beregningsmodel, som under en række forenkledte forudsætninger beregner den udvaskede mængde kvælstof fra landbrugsarealer.

I modelberegningerne inddeles landbrugsbedrifterne i 9 »belastningsgrupper« efter forholdet mellem den enkelte bedrifts produktion af naturgødning og størrelsen af bedriftens dyrkningsareal. Belastningsgrupperne fordeles endvidere på amtskommuner og kommuner landet over.

Der tages hensyn til jordtype, afgrøde og forsøgsmæssigt bestemte udvaskningsforudsætninger samt den forventede landbrugsøkonomisk optimale gødningsmængde på arealerne. På dette grundlag beregnes udvaskningen for arealerne i hver belastningsgruppe.

Resultaterne viser, at den gennemsnitlige udvaskning varierer over landet fra ca. 40 kg/ha i Storstrøms amtskommune til ca. 65 kg/ha i Ringkjøbing amtskommune. Det hænger først og fremmest sammen med jordtypeforskelle, idet udvaskningen er større på jyske sandjordsarealer end på øernes lerjorder og fordi afstrømningen er større i Jylland end på øerne. For landet som helhed viser modelberegningerne, at der udvaskes ca. 53 kg N pr. ha pr. år i gennemsnit.

Variationen i udvaskningen pr. ha er størst mellem de forskellige belastningsgrupper, og variationen mellem dele af landet er således i høj grad udtryk for fordelingen af belastningsgrupperne over landet. Den største andel af de »højere« belastningsgrupper (gruppe 5-9 med mere end 200 kg N/ha fra naturgødning) findes således i de vest- og nordjyske amtskommuner samt Vejle amtskommune.

Endvidere fremgår det, at de højere belastningsgruppers andel af dyrkningsarealet er dobbelt så stort i Jylland som på øerne.

Modellens resultater vurderes dels ud fra en bedømmelse af de enkelte beregningsforudsætninger dels ud fra opstilling af en samlet kvælstofbalance for landet som helhed.

Opstillingen af en samlet *kvælstofbalance* for landet som helhed viser, at udvaskningen sandsynligvis i praksis er større end de 53 kg/ha, modelberegningerne viser, nemlig mellem 70 og 90 kg/ha. Det sandsynliggøres videre at modellen viser mindre regionale forskelle i udvaskningen, end man må forventes i virkeligheden. Landbrugsministeriets repræsentanter i styringsgruppen har ikke kunnet tiltræde fremstillingen af kvælstofbalancen, jfr. side 48.

Der indgår endvidere forudsætninger i modelberegningerne, som understøtter denne bedømmelse. Det er bl.a. forudsætninger omkring udnyttelsesgraden af N i naturgødning, fastsættelse af et gennemsnitligt optimalt N-forbrug på de enkelte afgrøder for hele den betragtede 5-års periode og en forudsætning om, at udvaskningen ved undergødskning reduceres med samme procentsats, som der undergødskes med.

Udvaskningen af *fosfor* fra danske landbrugsjorder er lille og anses ikke generelt for at være noget forureningsmæssigt problem. Dette skyldes, at fosfor normalt er bundet på uopløselig form. Størrelsen af markbidraget fremgår af nedenstående tabel.

	N tons pr. år	P tons pr. år	Bl _s tons pr. år
Ensilagestakke	2.000	300	40.000
Malkerum m.v.	70	365	1.100
Gødningsoplag	60.000	3.800*	280.000*
Gårdbidrag ialt (afrundet)	60.000	4.400	320.000
Markbidrag	200.000		
Skovbidrag	100		

* Beregnet ud fra bilag 1, og en antagelse om at bidraget fra gødningsoplag består af 50% møddingsvand, 37,5% kvægajle og 12,5% svineajle.

Spildevand

Spildevandet stammer fra 4 hovedkilder (1) kommunale spildevandsanlæg, (2) bebyggelse, som ikke er tilsluttet kommunale spildevandsanlæg, (3) industri, som udleder spildevandet direkte og (4) overfladeafstrømning f.eks. fra befæstede arealer.

Størstedelen af Danmarks bysamfund er kloakerede og hovedparten af spildevandet ledes til kommunale spildevandsanlæg. De kommunale spildevandsanlæg behandler samlet spildevand svarende til 10,5 mio, p.e., mens den samlede behandlingskapacitet er ca. 12,5 mio p.e.

67% af spildevandet renses mekanisk-biologisk, 20% renses mekanisk, mens ca. 10% udledes uden rensning.

Omkring en fjerdedel af spildevandet tilledes anlæg, som afleder til ferske recipienter. Af dette renses 86% mekanisk-biologisk, og kun en meget lille del udledes uden rensning. De øvrige ¼ af spildevandet tilledes anlæg, som afleder til marine recipienter. Der tilledes nogenlunde lige store mængder husspildevand og industrispildevand til de kommunale spildevandsanlæg.

Der foretages i redegørelsen en opdeling af udledningerne af NPO på recipienter, amtskommuner og afstrømningsområder. Disse opgørelser gør det muligt at vurdere hvor problemerne er størst og hvor der er behov for yderligere rensning. Udledningen af NPO med spildevand er sammenfattet i følgende tabel.

Sammenfatning af NPO-udledningerne med spildevand

Udledninger	Recipient	N × 1.000 t pr. år efter rensning	P × 1.000 t pr. år efter rensning	BI ₅ × 1.000 t pr. år efter rensning
Kommunale rensningsanlæg	Fersk	8,5	2,9	10,9
	Marin	15,6	4,3	61,0
Spredt bebyg. – Sommerhuse – Landsbyer	Overflade- recip.	1,3	0,45	5,2
	Jord	1,6	0,47	5,2
Industri (direkte) (udsprøjtning)	Fersk	0,15	0,2	0,2
	Marin	4,2	3,2	41,0
	Jord	0,9	0,25	8,8
Overfladeafstrømning (befæstede arealer m.v.)	Fersk og Marin	0,8	0,1	1,7

(Amtskommunernes tal)

Husspildevand fra områder uden for byområderne, dvs. landsbyer med mindre end 200 indbyggere spredt bebyggelse samt sommerhusområder, kan kun opgøres skønsmæssigt.

På baggrund af forskellige overvejelser omkring antallet af mennesker, som bor i disse områder, spildevandets indhold af NPO og de behandlingsmetoder, som er i anvendelse, er man nået frem til de angivne størrelser.

Ved direkte udledning af industrispildevand forstås udledning, som ikke går via det kommunale afløbsnet. Størstedelen af NPO fra direkte udledning af industrispildevand udledes til marine recipienter (80% for N, 92% for P og 82% for organisk stof). En mindre del udsprøjtes på markarealer (17% for N, 7% for P og 18% for organisk stof). Mindre end 3% af de direkte udledninger af NPO fra industrien udledes til ferske recipienter.

Udledningen af industrispildevand er opdelt på afstrømningsområder, hvilket gør det muligt senere at identificere visse problemområder.

Udledningen fra overfladisk afstrømning fra befæstede arealer er beregnet ud fra visse forudsætninger om mængder, stofkoncentrationer, m.v.

Dambrug Der findes ca. 550 dambrug og ca. 15 havbrug (anlæg på søterritoriet). Så godt som alle dambrug findes i Jylland.

Forureningen med NPO opstår dels som følge af foderspild, dels fra fiskenes stofskifteproduktion. Foderspildet er særlig stort ved fordring med vådfoder (hakket fisk) som normalt resulterer i udledning af fiskerester, fiskeolie m.v.

Den danske produktion af dambrugsørreder er fra 1974 til 1983 steget fra ca. 12.000 tons til omkring 24.000 tons. Antallet af dambrug har i den samme periode været en smule faldende.

Udledningen af NPO fra dambrug er beregnet til følgende for alle dambrug:

N: 1.200–4.700 tons pr. år,

P: 235–700 tons pr. år,

Organisk stof (BI₂): 2.400 tons pr. år.

Disse mængder er (i tabel 4.3.1) fordelt på bokse (afstrømningsområder). Udledningen af organisk stof fra dambrug udgør en meget betydelig enkeltkilde til udledning af dette stof til vandløb og søer sammenlignet med andre tilladte kilder. Udledningen påvirker recipienten nedstrøms dambruget.

En undersøgelse i Ringkøbing amtskommune viser, at omkring 25% af de 100 dambrug giver væsentlige forureningsproblemer i recipienten.

Luften Landbruget er den største emittent af N til luften, ca. 100.000 tons pr. år. Denne emission stammer fra fordampning af ammoniak fra naturgødning.

Andre store emittenter er kraftværkerne (37.100 tons pr. år) trafikken (27.800 tons pr. år) og industrien (10.600 tons pr. år).

Landbrugets bidrag til depositionen af kvælstof via luften menes at være større end bidraget til depositionen fra andre kilder.

Danske kilder bidrager relativt mere til depositionen af N som ammonium – kvælstof, end danske kilder bidrager til deposition af N som kvælstofilter (NO_x). For NO_x bidrager danske kilder med 11–18%.

Den samlede deposition af N via luften er beregnet til ca. 20 kg N pr. ha som gennemsnit for landet og de omliggende vandområder.

Fosfordepositionen via luften er meget lille, men den kan have betydning for søer under særlige forhold.

Havområder Der er særdeles store vanskeligheder med at opgøre tilførslen af næringsalte fra de omliggende havområder (Skagerak og Østersøen) til de danske farvande.

Dels er datamaterialet begrænset, dels er variationen i transporten over tid meget stor, og endelig sker der en omsætning af næringssaltene undervejs i transportforløbet. Det skønnes, at ved direkte indstrømning af

atlanterhavsvand tilføres i størrelsesordenen 100.000 tons uorganisk kvælstof, og at der via Jyllandsstrømmen indtransporteres i størrelsesordenen 10.000–100.000 tons uorganisk kvælstof til den nordlige del af Kattegat. Der foretages modelberegninger, som giver et indtryk af, hvilke effekter en ændring af tilførslerne vil have på planteplanktonproduktionen i de danske farvande.

2.4. NPO og vandkvalitet

I kapitel 5 beskrives miljøkvaliteten i de 4 vandige medier, som modtager udledningerne af NPO. Det er grundvandet, søerne, vandløbene og de marine områder.

For hvert medium beskrives først hvilke effekter tilførslen af NPO har i det pågældende medium. Dernæst redegøres der for den kortlægning af miljøkvaliteten i mediet, som er foretaget, og endelig vurderes udviklingstendensen for miljøkvaliteten i mediet.

Grundvand

På danske mineraljorder sker *kvælstofudvaskningen fra rodzonen* næsten udelukkende i form af nitrat (NO_3).

Opløst nitrat bevæger sig frit med jordvandet og bindes ikke i jorden. Kvælstofudvaskningen fra rodzonen bestemmes af et komplekst samspil af en række faktorer, som dels er naturgivne og dels menneskeskabte. De vigtigste er: nedbørs- og fordampningsforhold, afstrømningsforhold, dyrkningsjordens beskaffenhed, de geologiske forhold, afgrøderne, dyrkningsomstændigheder og tilførslen af gødning. Undersøgelser, forsøg og praktiske erfaringer viser, at der tabes mest kvælstof fra de lette sandjorder og mindst fra de svære lerjorder. Det er sandjordens store porer, gode vandledende evne og mindre vandholdende evne, som betinger en større udvaskning end fra lerjorder.

Lerjorden har endvidere en væsentlig større evne til at reducere nitrat til luftformig kvælstof (denitrifikation). Denitrifikationstab på sandjorder er således 5–10 kg/ha, og på lerjorder 30–70 kg/ha.

Endelig er lerjordene ofte dræned, hvilket medfører, at en del nedsvivende nitrat føres med drænvandet ud i vandløb og søer fremfor at nedsive til grundvandet. På lerjorder siver gennemsnitlig en fjerdedel (eller omkring 6 kg/ha/år) af den udvaskede kvælstofmængde mod grundvandet, mens $\frac{3}{4}$ (eller omkring 39 kg/ha/år) siver til grundvandet på den lerblandede sandjord.

Menneskets nitratindtagelse sker gennem fødevarer og drikkevand. Det skønnes, at den almindelige danske kost (excl. vand) medfører nitratindtag på ca. 50 mg pr. dag. Det højeste tilladte nitratindhold i drikkevand er 50 mg/l. Med dette indhold vil drikkevandet bidrage med 67% af det samlede nitratindtag i dansk kost (2 l drikkevand pr. dag).

Spædbørn er særligt udsatte for sundhedsskader som følge af for højt nitratindtag (methæmoglobinæum). En vis øget risiko for mavekræft synes at være sandsynliggjort i områder med forhøjet nitratindhold i drikkevandet.

**Kortlægning
af grund-
vands nitrat-
indhold**

Miljøstyrelsen har i redegørelsen: »Nitrat i drikkevand og grundvand i Danmark«, oktober 1983, foretaget en *kortlægning af grundvandets nitratindhold* og udviklingstendenserne heri for hele landet.

Det fremgår af denne undersøgelse, at middelværdien for nitratkoncentrationen op til 1960 lå på ca. 4 mg/l. Derefter er der sket en gradvis forøgelse af middelværdierne til det nuværende niveau på ca. 13 mg/l. Disse tal dækker over store lokale variationer.

Undersøgelsen har analyseret vandprøver fra vandværker med en udpumpning på mere end 10.000 m³/år. Disse vandværker dækker 99% af den samlede drikkevandsindvinding fra vandværker.

For landet som helhed kan der drages følgende hovedkonklusioner for de undersøgte vandværker:

- 8% leverer drikkevand, hvor den højst tilladelige værdi for nitrat (50 mg/l) overskrides.
- 19% leverer drikkevand, hvor den vejledende kravværdi (25 mg/l) overskrides.
- 37% vandværker leverer drikkevand med mere end 5 mg nitrat pr. l.
- Nitratbelastningen af vandværkerne i Ribe, Århus, Viborg og Nordjyllands amtskommuner er markant højere end den gennemsnitlige belastning for landet som helhed. Dette gælder for ethvert af de tre valgte nitratniveauer. I disse amtskommuner leverer gennemsnitlig 14% af vandværkerne drikkevand, hvor grænseværdien for nitrat på 50 mg/l er overskredet.
- Nitratbelastningen af vandværkerne i Ringkjøbing og Sønderjyllands amtskommuner ligger nær landsgennemsnittet.
- Nitratbelastningen af vandværkerne i de øvrige amtskommuner – Øernes amtskommuner og Vejle amtskommune – ligger markant under landsgennemsnittet. I disse amtskommuner er det middel 3% af de undersøgte vandværker, som leverer drikkevand med mere end 50 mg nitrat pr. l.

For den leverede drikkevandsmængde fra de undersøgte vandværker kan der drages følgende hovedkonklusioner for landet som helhed:

- 2% af drikkevandet overskrider den højest tilladelige værdi for nitrat på 50 mg/l.
- 8% af drikkevandet overskrider den vejledende kravværdi for nitrat på 25 mg/l.
- 25% af drikkevandet indeholder mere end 5 mg nitrat pr. l.
- Nitratbelastningen af vandværksleveret drikkevand i Ribe, Århus og Viborg amtskommuner ligger væsentligt over den gennemsnitlige belastning for landet som helhed. Gennemsnitlig 4,7% af vandværksleveret drikkevand i disse amtskommuner overskrider grænseværdien for nitrat på 50 mg/l.
- Nitratbelastningen af vandværksleveret drikkevand i Sønderjyllands og Ringkjøbing amtskommuner ligger nær landsgennemsnittet.
- Nitratbelastningen af det vandværksleverede drikkevand i de øvrige amtskommuner excl. Bornholm – dvs. Øernes og Vejle amtskommuner – ligger væsentligt under landsgennemsnittet. Gennemsnitligt overskri-

des grænseværdien for nitrat på 50 mg/l i 1% af drikkevandet i disse amtskommuner.

15% af befolkningen forsynes med vand fra enkeltanlæg, som er for små til at indgå i det rutinemæssige offentlige tilsyn, og de indgår ikke i undersøgelsen. Der synes ikke at være tvivl om, at enkeltanlæg generelt er kraftigere nitratbelastede end den almene vandforsyning.

Anvendelse af *fosfat* i landbruget og industrien vil kun yderst sjældent kunne forårsage en stigning i grundvandets indhold af fosfat.

Udviklings- tendenser

Vurderingen af *udviklingstendensen for grundvandskvaliteten* bygger på analyse af tidsserier for nitratinholdet i drikkevandet. Materialet er sparsomt, men giver mulighed for at drage følgende kvalitative konklusioner samt delkonklusioner for de enkelte analyserede amtskommuner:

- Et betydeligt antal vandværker i Sønderjylland, Ribe, Ringkjøbing, Århus, Viborg og Nordjyllands amtskommuner skønnes at have et stigende nitratinhold i drikkevandet.
- På grundlag af tidsserierne fra Sønderjylland, Ringkjøbing og Viborg amtskommuner skønnes det, at den gennemsnitlige stigning i drikkevandets nitratinhold er fra 2 til 4 mg/l pr. år.
- Det skønnes, at drikkevandet på ¼ af vandværkerne i Ribe amtskommune og på ⅓ af vandværkerne i Ringkjøbing amtskommune har et stigende indhold af nitrat.
- Der er ikke tegn på, at nitratkoncentrationen stabiliseres på bestemte niveauer i de analyserede tidsserier.
- Nitratkoncentrationen i blandingsvand fra borer på 5 kildepladser under Københavns Vandsforsyning, som oppumper fra udstrakte artesiske kalkreservoirer, viser en svag, men statistisk signifikant stigning på 0,4 mg/l pr. år i gennemsnit over de sidste 20 år.

Vandløb

Tilførsel af NPO til vandløb giver direkte eller indirekte anledning til forringelse af livsbetingelserne for en stor del af de organismer, der normalt lever i vandløbene.

Tilførsel af organisk stof betyder således forbrug af ilt til nedbrydning heraf. Når iltindholdet falder giver det skader på dyr og planter i vandet.

Kvælstof og fosfor er vigtige plantenæringsstoffer, der enten kan stamme fra nedbrydningen af organisk stof eller være tilført direkte til vandløbet. Høje koncentrationer af kvælstof og fosfor kan i lysåbne vandløb medføre en stor produktion af alger med store udsving i iltforbrug og pH-værdi i vandet til følge.

Kvælstof på ammonium/ammoniak-form kan omdannes til nitrat under forbrug af ilt. Ammoniak er i sig selv en stærk fiskegift.

Kortlægning af miljø- kvalitet

Kortlægning af miljøkvaliteten i dansk vandløb bygger på det tilsynsarbejde, som udføres af amtsrådene i henhold til miljøbeskyttelsesloven. På baggrund af dette materiale og supplerende materiale indsamlet af miljøstyrelsen, kan man drage følgende konklusioner vedr. forureningstilstanden i vandløb og årsagerne dertil:

- Udledninger af møddingvand, ajle, gylle og ensilagesaft fra landbrug er en dominerende forureningskilde navnlig i de små vandløb. Det bemærkes, at enhver udledning af alje og ensilagesaft er ulovlig, ligesom udledning af møddingvand er ulovlig i det omfang det giver anledning til forurening.
- Urenset eller mekanisk rensset husspildevand er en betydelig forureningskilde i en del vandløb. Utilstrækkeligt biologisk rensset spildevand samt udledninger fra spredt bebyggelse forårsager også i visse tilfælde en uacceptabel forureningstilstand.
- Dambrug er stadig en alvorlig forureningskilde i visse vandløb.
- Forureningsproblemerne er størst i de små vandløb.

Udviklingstendenser

Vurderingen af *udviklingstendensen i miljøkvaliteten* i vandløbene bygger ligeledes på de amtskommunale tilsynsrapporter. En række amtskommuner har således vurderet udviklingen fra begyndelsen af 1970'erne til slutningen af 1970'erne. Det fremgår af tabel 5.2.1, at de fleste målestationer ikke har ændret forureningsgrad i denne periode. I alle amtskommuner er der samtidig konstateret betydelige forbedringer (op til 2 forureningsgrader) i mange vandløb. Alle har dog også registreret et stort antal stationer, hvor situationen er blevet forværret.

Som årsag til forbedringerne angiver amtsrådene:

- mindre bysamfund, der tidligere udledte mangelfuldt rensset eller urensset spildevand, er nu kloakeret, og spildevandet ført til rensningsanlæg,
- ulovlige landbrugsudledninger er i visse områder bragt til ophør.

Som årsag til forværringerne angiver amtsrådene:

- forøgede udledninger fra rensningsanlæg,
- overbelastning af enkelte rensningsanlægs hydrauliske og biologiske kapacitet,
- der er anvendt samme rensningsgrad på næsten alle rensningsanlæg uden hensyntagen til recipienten,
- mindsket vandføring (specielt på Sjælland),
- et stigende antal ulovlige landbrugsudledninger i visse områder.

Det fremgår af en oversigt fra Vejle amtskommune, at arbejdet med forbedring af forureningstilstanden i vandløbene først synes at have givet forbedringer i de allerseneste år, men at der stadig refter et antal vandløbsstrækninger, hvor forureningstilstanden må anses for uacceptabel.

Søer

Ligesom i vandløb skaber *tilførsel af NPO til søerne* forringede livsbetingelser for de fleste organismer i søerne.

Direkte tilførsel af organisk stof til en sø via tilløb vil kun sjældent være af betydning, fordi det organiske stof i reglen nedbrydes i tilløbet eller i selve søen. Derimod er produktion af organisk stof i selve søen af stor betydning. Denne produktion styres primært af lyset og af tilførslen af næringssalte. Det er især forøget tilførsel af N og P, der har betydning for om en sø vil blive overeutrofieret (overgødet).

Det kan medføre problemer såsom sensommer-opblomstring af blågrønalger, den såkaldte »vandblomst«, med iltsvind til følge.

Forholdet mellem N og P i søvandet er normalt 7 til 1 (på vægtbasis). Forskydes denne ligevægt, vil væksten i søen blive begrænset af det næringsstof, som er i underskud. I dybe søer er eutrofieringsproblemerne knyttet til søernes indre dynamik, f.eks. vandudskiftningen mellem forskellige vandlag i søen.

Kortlægning af vandkvaliteten

Kortlægning af vandkvaliteten i danske søer er foretaget på baggrund af materiale indsamlet af amtskommunerne som led i tilsynsarbejdet. Materialet tillader ikke en bedømmelse af vandkvaliteten i alle søer over hele landet.

Man har derfor valgt at belyse vandkvaliteten i søerne ved hjælp af en række eksempler. Det fremgår af de oplysninger, som er indeholdt i eksemplerne samt det materiale, som i øvrigt findes tilgængeligt, at mange danske søer er i en alt for dårlig miljømæssig tilstand. Dette bliver stærkt understreget ved en sammenligning med forholdene i relativt uforurenede søer i skov- og hedeområder.

Både danske og udenlandske undersøgelser har imidlertid dokumenteret, at søernes tilstand kan forbedres væsentligt ved at begrænse tilførslen af P.

De beskrevne eksempler viser imidlertid også, at der kræves en differentieret indsats for at forbedre søernes økologiske tilstand. Søernes belastningsforhold er forskellige både kvantitativt og med hensyn til fordelingen på kilder. Det vil derfor være forskelligt, hvilke kilder man skal koncentrere sig om for at forbedre tilstanden i den enkelte sø.

Udviklingstendenser

Udviklingstendensen for vandkvaliteten i søerne er vanskelig at vurdere, fordi det amtskommunale materiale ikke indeholder tidsserier, som viser udviklingen.

Det synes dog klart, at der for mange søer kan opnås væsentlige forbedringer ved begrænsning af tilførsel af N og specielt P, mens der på den anden side må forventes yderligere forværringer, hvis der ikke gribes ind. Endvidere må de enkelte søer vurderes for sig og virkemidlerne afstemmes efter de lokale forhold.

Marine områder

Tilførslerne af N og P fra atmosfæren og de omkringliggende have har sammen med afstrømningen fra land betydning for de åbne indre farvandes vandkvalitet. Kystvandene repræsenterer den del af havet, der direkte modtager belastningen fra land. I alle vore mere lukkede fjord- og bugtområder er lokale tilførsler af næringssalte dominerende og afgørende for vandkvaliteten.

Tilførslen af næringsstoffer (eutrofiering) såvel uorganiske som organiske kvælstof- og fosforforbindelser har betydning for algeproduktionen.

Næringsstofferne optages af planktonalger og indbygges i organisk stof under algernes vækst. Næringsstofferne afgives igen til vandmasserne, ved algernes eget stofskifte, ved dyreplanktonets græsning på algerne, og når alger og dyr dør og nedbrydes ved forrådnelse i vandmasserne eller på havbunden.

Størrelsen af algernes produktion, og dermed det mulige iltforbrug til nedbrydning af det organiske stof, er afhængig af hastigheden, hvormed

næringsstofferne gøres tilgængelige for planktonalgerne i det belyste overfladelag. Planteplanktonets produktion i kystvandene begrænses efter områdets beliggenhed hovedsageligt af:

- kvælstof ved stor tilførsel af fosforrigt spildevand,
- fosfor på grund af stor kvælstofafstrømning fra det åbne land,
- fosfor om foråret og kvælstof sommer og efterår ved stor tilførsel af spildevand og afstrømning fra det åbne land.

De indre åbne havområder har generelt et lavere eutrofieringsniveau end kystområderne, og planteplanktonets produktion er hovedsageligt begrænset af tilførsel af kvælstof.

Afgørende for eutrofieringsproblemerne omfang er imidlertid temperatur, strømnings- og opblandingsforhold, som har betydning for tilførslerne af ilt til bundvandet samt betydning for planteplanktonets vækstforhold. Navnlig i fjordområder med hyppige tilfælde af iltsvind ses en massiv påvirkning af havbundens dyreliv. Dyrelivet forarmes og kan i værste tilfælde helt mangle. Der kan muligvis også være en forbindelse til en eutrofieringsbetinget kraftig udvikling af storlger, makrofyter, langs kysterne. I de åbne havområder er der nu også blevet observeret eutrofieringsproblemer i form af unaturlige tilfælde af iltsvind og fiskedød.

Kortlægning af vand- kvaliteten

Kortlægning af vandkvaliteten i de marine områder bygger på data fra miljøstyrelsens Bæltprojekt, materiale fra det amtskommunale recipienttilsyn samt modelberegninger for vandskifte og vandkvalitet i de åbne havområder (den biologiske model).

For *kystvanden*es vedkommende viser materialet, at middelkoncentrationerne af total-kvælstof og total-fosfor i overfladevandlaget i en række områder er stærkt forhøjet i forhold til, hvad der findes i de åbne havområder. En nøjere gennemgang af undersøgelsesresultaterne viser, at åbne bugter og fjorde med et godt vandskifte har værdier, der ikke afviger stærkt fra forholdene i de åbne havområder. Dette gælder f.eks. Køge Bugt, Kalundborg Fjord og Århus Bugt. I mere lukkede bugter og fjorde er værdierne til gengæld, uden undtagelse, stærkt forhøjet i forhold til de åbne havområder. Fjorde med et meget stort afstrømningsareal i forhold til vandskiftet har fortrinsvis høje kvælstofbelastninger. Det gælder f.eks. Randers Fjord og Nakskov Fjord. I lukkede områder med beskedent afstrømningsområde, men med ret kraftig belastning af byspildevand, ses fosforkoncentrationen at være særlig forhøjet. Det gælder f.eks. Roskilde Fjord, Haderslev Fjord og Flensborg Fjord.

Recipientundersøgelser gennemført af amtskommunerne igennem de senere år har vist, at der i adskillige fjordområder hersker dårlige iltforhold hovedsagelig i sommer- og eftersommerperioden.

Der er endvidere i en række kystvande konstateret påvirkninger af flora og fauna, som i undersøgelserne vurderes som eutrofiering forårsaget af landbaserede kilder. Sådanne påvirkninger menes konstateret ikke blot i de områder, der har høje næringssaltkoncentrationer, men også f.eks. i de mere kystnære dele af Århus Bugt, der som helhed ikke er særligt kraftigt belastet i forhold til de åbne havområder.

Vurderingen af de amtskommunale overvågningsdata har vist, at de un-

dersøgte fjorde og bugter kan inddeles i få karakteristiske grupper, alt efter hvilket næringssalt, der er begrænsende for planteproduktionen eller skønnes at kunne gøres begrænsende ved indgreb mod kilderne.

Udviklings- tendenser

Som udgangspunkt for en vurdering af *udviklingstendensen for vandkvaliteten i kystvandene* er det rimeligt at antage, at så godt som alle danske kystvande indtil begyndelsen af dette århundrede har haft et lavt eutrofieringsniveau med kvælstof som det mest begrænsende næringssalt.

I kystvande med stigende urbanisering og med et beskedent afstrømningsområde, har spildevandstilledningerne medført stigende belastning hovedsageligt med fosfor, men dog også med kvælstof. Eutrofieringsniveauet er øget.

Der kan forventes en hurtig positiv effekt fra kvælstofbegrænsning, men det er vigtigt, at fosfortilførslen også begrænses, selv om udløsning af fosfor deponeret i bundlagene over en vis årrække vil medføre, at der ikke med sikkerhed vil kunne registreres forbedringer i vandkvaliteten på basis af nedtrapning af fosfortilførslen.

Den anden udviklingstendens kan vi forvente i vandområder med stort afstrømningsområde. Her er der sandsynlighed for, at kvælstoftilførslen er steget over en årrække. Her er fosfor begrænsende i forårmånederne og først i løbet af sommeren bliver kvælstof begrænsende.

Ved fortsat stigende kvælstoftilførsel vil der være overskud af kvælstof året igennem, således at fosfor generelt bliver begrænsende for planteproduktionen.

I disse områder vil formindskelse af fosfortilførslen give hurtig forbedring af vandkvaliteten, men de for store kvælstoftilførsler, der har forårsaget denne eutrofiering, bør ligeledes begrænses.

For *de indre åbne havområders* vedkommende har man, bl.a. på baggrund af de alvorlige tilfælde af iltsvind og fiskedød i danske farvande, anvendt en biologisk model til bedømmelse af iltforholdene. Den biologiske model er sammensat af en vandskiftemodel og en vandkvalitetsmodel. Resultatet af beregningerne angiver omfanget af planteplanktonproduktionen i de enkelte dele af de åbne havområder. Der gennemføres endvidere beregninger over effekten på planteplanktonproduktionen af ændringer i tilførslen af næringssalte. Beregningerne kan sammensættes i følgende konklusioner:

1. Transporten af næringssalte fra de omkringsliggende have har stor betydning for produktionsforholdene i Kattegat og Store Bælt, idet en halvering af transporterne vil kunne nedsætte produktionen med ca. 25%.
2. Bidraget fra land i perioden 1. marts – 15. oktober er af mindre betydning, idet en halvering vil kunne nedsætte produktionen med ca. 3%. Landbidragets betydning er muligvis undervurderet.
3. Afstrømningen fra land i perioden 15. oktober – 1. marts, der har stor indflydelse på vinterkoncentrationen af næringssalte er af lignende betydning, som bidraget fra land i perioden 1. marts – 15. oktober (ca. 4%).

4. Atmosfærens bidrag med nitrat-kvælstof og ammoniak-kvælstof er af minimal betydning.
5. Planteplanktonets produktion kan begrænses med ca. 7% ved enten at halvere tilførslerne af kvælstof og fosfor eller kvælstof alene.
6. Begrænsning af fosfor alene har en minimal virkning.

**Udviklings-
tendensen
for vand-
kvaliteten**

Det er meget vanskeligt at vurdere *udviklingstendensen for vandkvaliteten* i de indre åbne farvande generelt.

I Kattegat, Øresund og Bælthavet er vinterkoncentrationen af *kvælstof-næringssalte* generelt steget betydeligt fra 1976 til 1981 og niveauet var i 1982-83 stadig væsentligt højere end i 1975-77. Denne udvikling i vinterkoncentrationerne af kvælstof-næringssalte i de åbne indre danske havområder fra 1975 til 1983 svarer nøje til udviklingen i vandafstrømningen og dermed kvælstofbelastningen fra land i samme periode.

Også sommerkoncentrationen af kvælstof-næringssalte i de dybere vandlag er steget betydeligt (ca. 100 mikrogram N/L) i Kattegat, Øresund og Store Bælt fra 1976 til 1981, mens koncentrationen i den vestlige Østersø (Femern Bælt, Arkona Bækkenet) kun i 1981 viser høje værdier.

Koncentrationen af *fosfat* i bundvandet i det østlige Kattegat er sandsynligvis steget lidt fra 1960'erne til perioden 1974-78 og muligvis også fra 1930'erne til 1960'erne.

I Øresunds bundvand er fosfatkoncentrationen steget fra 1950'erne og frem til 1974-75, hvor de højeste koncentrationer målt. Derefter falder koncentrationen generelt i Bæltprojektperioden.

Der er i de sidste par år registreret unormalt lave *iltværdier* i de åbne havområder. Den vestlige Østersø, Århus Bugt og det syd-østlige Kattegat er alle områder med vanddybder på/eller over 15 m. Der er jævnligt målt lave iltværdier i efterårsperioden, men ikke så alarmerende lave som i 1981. I 1982 var forholdene udmærkede i de åbne havområder, mens forholdene i 1983 i en kortere periode var værre end i 1981.

2.5. Mulige foranstaltninger til nedbringelse af belastningen med NPO

I dette kapitel vurderes en række foranstaltninger til nedbringelse af NPO-belastningen.

På en række områder giver det eksisterende regelsæt mulighed for en regulering af NPO-belastningen til recipienterne:

- jord og grundvand
- vandløb, søer og kystvande
- luft

Det er først og fremmest regulering i medfør af lov om miljøbeskyttelse, vandløbsloven og vandforsyningsloven.

Ved udarbejdelsen af forslag til foranstaltninger til nedbringelse af NPO-udledningen fra de enkelte kilder er der taget udgangspunkt i de eksisterende reguleringsmuligheder.

Oplysningerne i kapitel 4 om kilderne og i kapitel 5 om miljøkvaliteten giver mulighed for at udpege nogle af de recipientområder, hvor en yderligere begrænsning i tillædningen af NPO er nødvendig for at opnå en rimelig miljøkvalitet eller undgå forringelser.

Det har dog ikke i fuldt omfang været muligt at kvantificere udledningen af NPO fra de enkelte kilder på delområder, ligesom der i visse tilfælde mangler viden om de kvantitative årsagssammenhænge mellem udledning af NPO og påvirkning af miljøkvalitet.

Gennemgangen af foranstaltninger afspejler områder, hvor datagrundlaget er mangelfuldt, eller hvor årsagssammenhænge ikke er fuldt belyst.

Ved præsentationen af foranstaltningerne er det søgt at give en bred gennemgang af mulige foranstaltninger inden for de enkelte kildeområder.

Gennemgang har karakter af et idékatalog, idet der ikke er foretaget en prioritering af de enkelte foranstaltninger.

Landbruget

Følgende foranstaltninger foreslås til afhjælpning af landbrugets belastning af miljøet med NPO:

- Miljøreglementets indretningsmæssige bestemmelser *strammes* på en række punkter og *udvides* til også umiddelbart at gælde for gødningsoplag etableret før miljølovens ikrafttræden.
- Gødningsopbevaringsanlæg skal have en kapacitet, der kan sikre, at udbringningen på marken kun sker på et efter forholdene hensigtsmæssigt tidspunkt. Det kan være nødvendigt med en lagerkapacitet på op til 12 måneder.
- Markmøddinger og ensilering af saftgivende afgrøde i markstakke forbydes.
- Udbringning af naturgødning må ikke finde sted på frosne eller snedækkede arealer.
- Der fastsættes maksimalværdier for arealbelastning med kvælstof. Herunder bør overvejes i hvilken grad der skal fastsættes regler for hvor store mængder, der må udbringes på forskellige tider af året.
- Det bør overvejes at pålægge kvælstofindholdet i handelsgødningen en afgift. Provenuet af denne afgift kan eventuelt anvendes til foranstaltninger til effektivisering af kvælstofanvendelsen i landbrugserhvervet.
- Der er også fremover behov for en forøget informations- og vejledningsindsats, hvad angår dyrkningspraksis samt godt landmandsskab i øvrigt samt en stadig forskningsindsats indenfor samme område (f.eks. forbedring af kvælstofprognoser).
- Der er tillige behov for en forskningsindsats med hensyn til miljøpåvirkningen som følge af forskellige driftsformer og dyrkningspraksis.

Alle disse foranstaltningsforslag er generelle, dvs., det er foranstaltninger, der foreslås indført for alle brug i landet som helhed. Det er sandsynligt, at der i forbindelse med opfyldelsen af recipientkvalitetsplanlægningen og vandindvindingsplanlægningen i en række tilfælde vil være behov for en mere selektiv stramning, hvad angår landbrugets kvælstofanvendelse og arealanvendelse. I sådanne tilfælde kan der således være tale om en yderligere regulering, med hensyn til f.eks. afgrødevalg og gødningstilførsel.

Endelig skal det nævnes, at den kommunale og amtskommunale tilsyns- og kontrolvirksomhed bør strammes betydeligt op, ikke mindst fordi hovedparten af de anførte foranstaltningsforslag vil stille yderligere krav til omfanget og effektiviteten af denne virksomhed, såfremt foranstaltningerne skal have den ønskede effekt.

Iværksættelse af disse foranstaltninger vil kunne nedbringe udledningen af NPO fra den landbrugsmæssige drift med følgende minimumsstørrelser:

Gårdbidraget: Afløb og nedsivning fra staldgødning og ensilage falder helt bort, og reduceres således med ca. 60.000 tons N, ca. 4.400 tons P og ca. 320.000 tons organisk stof (BI₅) pr år.

Markbidraget: Dyrkning af efterafgrøder og afgrøder med sent høst-tidspunkt vil samlet set kunne reducere udvaskningen med ca. 30.000 tons N pr. år.

Samlet set vil der således kunne opnås en reduktion af kvælstoftabet til miljøet på mindst 90.000 tons pr. år, hvilket svarer til, at tabet nedbringes med omkring 35%. Udledningen af organisk stof vil kunne reduceres med ca. 320.000 tons (BI₅), og en række mere tilfældige og kortvarige udledninger vil blive stoppet. Disse er mængdemæssigt små, men kan have alvorlige følger for den pågældende recipient.

På baggrund af en række antagelser om indretning og kapacitet m.v. for de eksisterende obevaringsanlæg for naturgødning og anlæg til ensilering kan det skønnes, at en udvidelse af kapaciteten på gødningsopbevaringsanlæg på bedrifter med dyrehold på op til 12 måneder vil kræve *investeringer* af en størrelsesorden på 6–8 mia kr. Heraf tegner udvidelsen af kapaciteten på ajlebeholdere sig for lidt over halvdelen. I disse tal modregnes den forøgede gødningsværdi af naturgødningen i form af besparelser i indkøb af handelsgødning. Disse besparelser kan skønnes at være af en størrelsesorden på mindst 250 mio kr. Dette skal sammenlignes med årlige kapitalomkostninger af størrelsesorden 480–640 mio kr.

Gennemførelse af bestemmelserne vedrørende ensileringsfaciliteterne vil kræve investeringer af en størrelsesorden på 300 mio kr., hvori der skal modregnes den forøgede foderværdi af ensilagen, der vurderes nogenlunde at modsvare omkostningerne.

Dambrug Der foreslås følgende foranstaltninger:

- Brugen af vådfoder bør snarest bringes til ophør.
- Alle eksisterende dambrug bør indrettes, så risikoen for forurening begrænses, bl.a. ved etablering af bundfædningsbassiner og fjernelse af direkte udløb fra de enkelte damme.
- Udvikling af nye fodertyper.
- Produktionsbegrænsning.

Omlægningen til tørfoder skønnes at ville reducere udledningerne af næringssalte med ca. 1.500 tons N og ca. 200 tons P, og vil kun medføre begrænsende meromkostninger for erhvervet.

Det skønnes at ca. 50% af dambrugene ikke har bundfældningsbassiner. Etableres disse, med en rensningseffekt på 30%, vil der i disse anlæg kunne tilbageholdes ca. 500–1.000 tons organisk stof, 200–400 tons N og 500–1.000 tons fosfor.

Omkostningerne ved etableringen vil være ca. 250.000 kr. pr. anlæg eller samlet 70 mio kr. Effekten af evt. forskning vedrørende nye fodertyper kan ikke angives idag.

Det skønnes videre, at der vil være behov for at pålægge dambrug, som ligger ved særligt følsomme recipienten, specielle produktionsbegrænsninger.

Spildevand

Sammenfattende vil der være behov for følgende foranstaltninger overfor udledningerne af spildevand til sikring af de nødvendige forbedringer og forebyggelse af forværringer af vandkvaliteten.

Kommunale rensningsanlæg

- Givne udledningstilladelser bør håndhæves.
- Alle udledninger af spildevand bør renses.
- På mange rensningsanlæg er der behov for bedre rensning for NPO til forskellige recipienter i henhold til recipientkvalitetsplanerne.

Undersøgelser i 5 amtskommuner har vist at 16–46% af rensningsanlæggene ikke overholder ét eller flere af kravene i udledningstilladelserne. Håndhævelse af kravene vil således have en effekt, selvom det er vanskeligt at kvantificere den.

10% af spildevandet udledes urenset, heraf 17% af spildevandet til marine recipienter. Renses alle udledninger, vil de udledte mængder falde tilsvarende.

Behovet for øget rensning på de enkelte anlæg må bedømmes af amtsrådene som led i recipientkvalitetsplanlægningen. Der er gennemført en række regneeksempler med alternative rensningsniveauer, men en samlet bedømmelse må afvente de lokale/regionale beslutninger. Det skønnes på baggrund af de gennemførte regneeksempler, at det maksimale niveau for investeringer i anlæg til forbedringer på rensningsanlæggene er ca. 3 mia kr. med tilsvarende forøgede driftsomkostninger på 250 mio kr. pr. år. For disse beløb vil man kunne reducere udledningerne af organisk stof til alle recipienter med 75% (54.000 tons), kvælstof med 80% (19.000 tons) og fosfor med ca. 90% (6.500 tons).

Industrispildevand

Det vil i mange områder af landet være nødvendigt at gennemføre forbedringer af rensningen af industrispildevand af samme grad som for det kommunale spildevand.

Ligesom for det kommunale spildevand må det konkrete rensningsniveau for industrispildevand fastlægges af amtsrådene på baggrund af recipientkvalitetsplanlægningen og under hensyn til allerede givne udledningstilladelser.

Et regneeksempel viser at det maksimale niveau for omkostningerne til disse forbedringer vil være i størrelsesorden 2 mia kr., i anlægsomkostnin-

ger og øgede årlige driftsomkostninger på ca. 150 mio kr.

Med sådanne investeringer vil man kunne reducere udledningen med 90% for organisk stof (45.000 tons), 80% for kvælstof (4.200 tons) og 90% for fosfor (3-3.300 tons).

Endvidere bør udsprøjtningen af industrispildevand begrænses og spildevandet i stedet ledes til et kommunalt spildevandsanlæg.

Andre typer spildevand

Tvungen tømningsordning for septiktanke bør indføres. Omkostningerne må bæres af husejerne.

Luft-deposition

En stor del af det kvælstof, som deponeres via luften er NO_x fra udenlandske kilder. En begrænsning af denne deposition kræver derfor en bredere international indsats, som allerede er igangsat. Det foreslås at dette arbejde fortsættes og intensiveres.

Begrænsning af fordampningstab fra landbrugets opbevaring og anvendelse af naturgødning og anden kvælstofholdig gødning bør reduceres.

Det kan ske bl.a. gennem nogle af de foranstaltninger vedr. gødningsopbevaring, som er foreslået i afsnittet om landbrug (6.2) og bør endvidere støttes af øget forsknings- og udviklingsarbejde.

Hav-transport

En væsentlig formindskelse af belastningen af de åbne danske havområder med næringssalte vil kræve en bredere international indsats, idet havet belastes såvel fra land, som fra luften og andre havområder.

De internationale havkonventioner, som specielt er aktuelle i denne forbindelse er Østersø- og Pariskonventionen. Begge konventioner søger at begrænse den landbaserede havforurening.

Der foregår allerede en del arbejde i Østersøkonventionen, mens problemet først for nylig er blevet rejst i Pariskonventionen. Den kommende Nordsøkonference vil pålægge bl.a. Pariskonventionen at intensivere arbejde med næringssalte og eutrofiering.

Dette arbejde bør fra dansk side støttes og intensiveres sideløbende med den nationale indsats til begrænsning af udledningerne af næringssalte til havet.

3. Introduktion om NPO

»Belastningen med næringssalte – især kvælstof – er efterhånden så stor, at usædvanlige klimatiske perioder også fremover vil kunne udløse iltsvind og fiskedød i de åbne danske farvande«. (Iltsvind og Fiskedød i 1981, miljøstyrelsen 1984).

»Såvel i Danmark som i mange andre lande er man blevet opmærksom på, at der i mange områder gennem de sidste årtier er sket en stadig stigning i grundvandets nitrathold. Dette har betydet, at der mange steder er stigende problemer med at overholde de fastsatte grænseværdier for nitrat i drikkevandet«. (Nitrat i drikkevand og grundvand i Danmark, miljøstyrelsen, 1983).

Disse citater fra miljøstyrelsen illustrerer, at der er problemer og øjensynligt stigende problemer i miljøet på grund af belastningen med næringssalte. Indenfor visse områder har der i mange år været gjort en stor indsats for at mindske belastningen. I de sidste 10 år er der anvendt ca. 5 milliarder kroner til bygning af nye rensningsanlæg. Denne indsats har medført en reduktion i udledning af organisk stof, hvilket mange steder har medført en positiv effekt på vandløbenes tilstand.

Til trods for den hidtidige indsats er der fortsat og tilsyneladende stigende miljøproblemer forårsaget af belastningen med kvælstof, fosfor og organisk stof.

For at kunne vurdere foranstaltningerne og deres effekt, er det nødvendigt at have kendskab til:

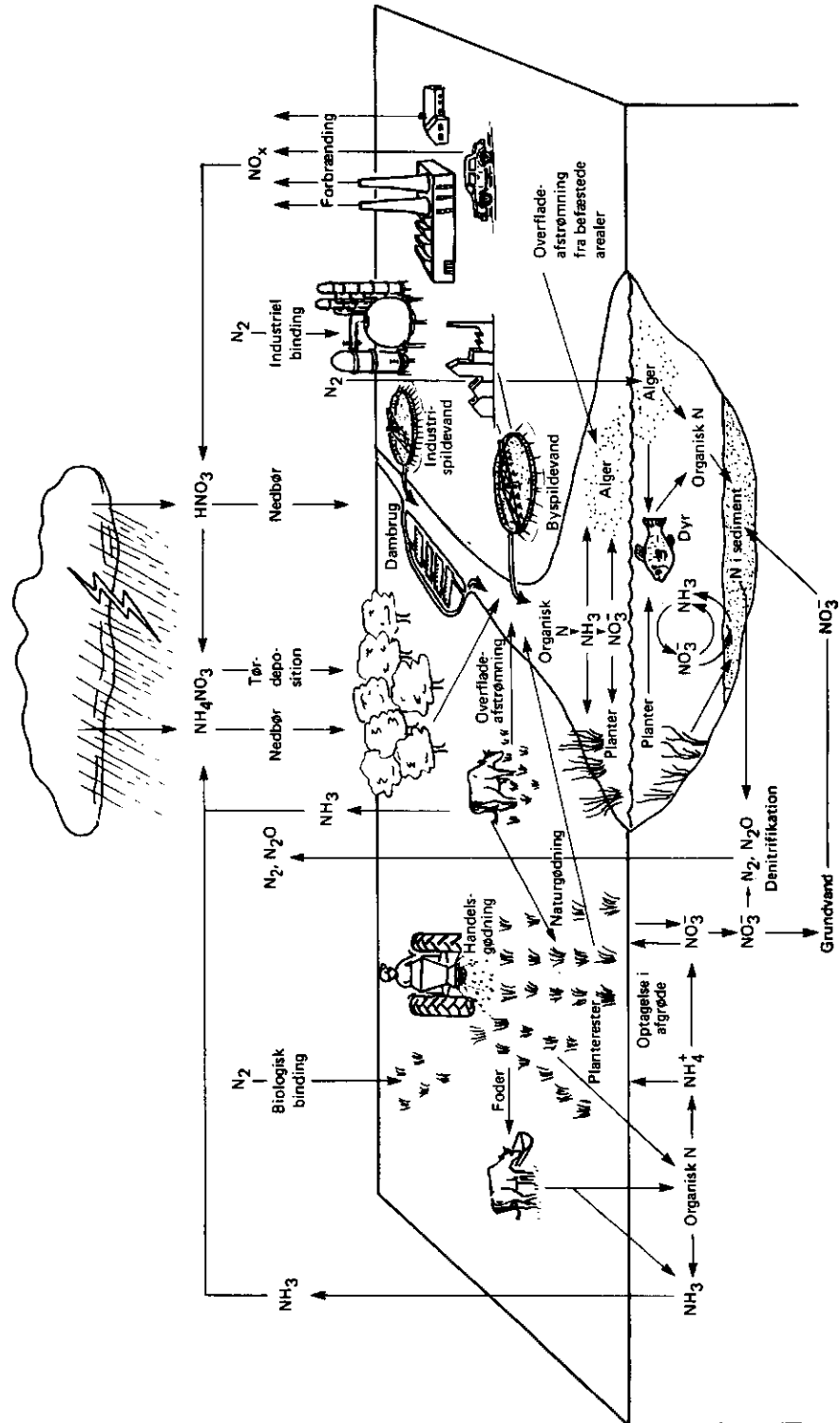
- belastningens størrelse
- kilderne til belastningen
- belastningens fordeling på medierne: jord, luft og vand
- udveksling og transport af stofferne mellem medierne
- stoffernes omdannelse
- konsekvenserne af belastningen

For at kunne beslutte hvilke foranstaltninger, der skal sættes ind for at mindske problemerne, er det endvidere nødvendigt at kende foranstaltningernes økonomiske omkostninger.

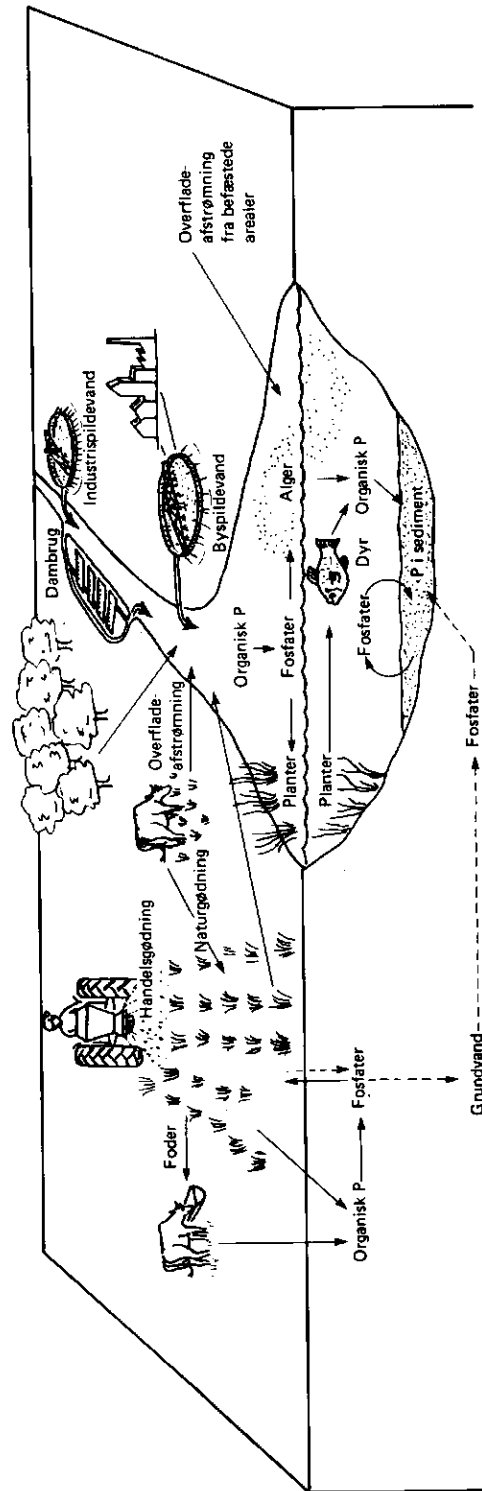
Der er således mange faktorer, der influerer på hinanden, og sammenhænge er temmelig komplicerede. For at anskueliggøre sammenhænge er det valgt at give en grafisk fremstilling af kvælstof- og fosforkredsløbet, jfr. figur 3.1 og figur 3.2. En sådan fremstilling vil altid give et forenklet billede af virkeligheden. Manglerne er bl.a.

- at hastigheden af de enkelte dele af kredsløbet ikke er anført,
- at importen fra andre områder ikke er medtaget,
- at ikke alle de komplicerede kemiske omdannelser er medtaget, samt
- at transportvejene er stærkt forenklede.

Figur 3.1. Kvælstofkredsløbet.



Figur 3.2. Fosforkredsløbet.



Fremstillingen er trods manglerne valgt, fordi der derved skabes et overblik over, hvorledes stofferne strømmer gennem systemet, ligesom det af kredsløbet fremgår, at stofferne ikke »bliver væk« eller »tabes«.

Også uafhængig af menneskelige aktiviteter er stofferne i kredsløb. Tilstedeværelsen af et stof er ikke ensbetydende med et menneskeskabt miljøproblem eller et problem i det hele taget, for eksempel medfører ikke alle af mennesket forårsagede ændringer af kredsløbet et miljøproblem, men menneskelig aktivitet har medført, *at* belastningen er blevet større, *at* omsætningen accelererer visse steder, og *at* der andre steder sker en ophobning af stoffer i systemet.

Der er ikke lavet en grafisk fremstilling af kredsløbet af organisk stof. Det hænger sammen med, at organisk stof ikke er ét stof, men en forbindelse af mange grundstoffer, hvoraf kulstof, ilt og brint mængdemæssigt udgør hovedparten. Kredsløbene af disse stoffer hver for sig er ikke særlig interessante i en miljømæssig sammenhæng. Miljøproblemerne i forbindelse med belastningen af omgivelserne med organisk stof er forårsaget af, at der ved nedbrydningen af organisk stof forbruges ilt, som hentes fra det omgivende miljø, der derved kan blive iltfattigt.

Kilderne til belastningen med organisk stof svarer til kilderne med kvælstof og fosfor, hvorfor nedenstående gennemgang af delelementerne i kredsløbet også omfatter organisk stof.

3.1. De væsentligste kilder til belastningen med kvælstof, fosfor og organisk stof

Fosfor og kvælstof er nødvendige næringsstoffer for planter. I forskellige forbindelser, hovedsageligt som nitrat og fosfat, optages de af planterne. Når planterne dør nedbrydes de og næringsstofferne frigives påny. Fra jorden kan fosfor og kvælstof i større eller mindre grad transporteres til det omgivende miljø, især grundvand og overfladevand. Kvælstof kan også tilføres til luften enten som frit kvælstof eller ammoniak.

Ved landbrugsmæssig drift af jorden tilføres gødning i form af natur- og handelsgødning. Herved stiger produktionen. Samtidig dyrkes i stigende grad afgrøder, som på grund af kort vækstsæson frilægger jorden i efterårs- og vinterperioden. Herved kan udvaskningen til det omgivende miljø forøges.

Overfladisk afstrømning indeholdende kvælstof, fosfor og organisk stof forekommer oftest hvis naturgødning udbringes på et i relation til klimatiske forhold, uheldigt tidspunkt. Især udbringning om vinteren på frossen jord kan medføre overfladeafstrømning. Gødningsudbringning kan også medføre, at kvælstof i form af ammoniak afdamper til luften.

Fosfor forekommer i jorden hovedsageligt som tungtopløselige fosfater, og er derfor kun i ringe grad udsat for udvaskning. Kvælstof indgår derimod i letopløselige nitrat- og ammoniumforbindelser. Ammoniumforbindelserne bindes kemisk til jordpartiklerne, hvorimod nitraterne er fritbevægelige i jordvæsken. Kvælstoffet kan derfor, såfremt der er overskudsnedbør, udvaskes fra rodzonen og enten via dræn løbe til overfladevand eller ned mod grundvandet.

I forbindelse med opbevaring af husdyrsgødning og foder – specielt ensilerede afgrøder – kan det omgivende miljø blive belastet med kvælstof, fosfor og organisk stof, såfremt opbevaringsforholdene ikke er tilfredsstillende.

Spildevand fra husholdninger og forskellige produktioner, f.eks. industri og dambrug, tilfører kvælstof, fosfor og organisk stof til overfladevandet. En mindre del af spildevandet nedsiver gennem jorden, hvilket kan betyde en tilførsel af kvælstof – som nitrat – til grundvandet.

Såfremt spildevandet renses, vil en del af det i spildevandet indeholdte fosfor, kvælstof og organisk stof, koncentreres i slammet. Ved visse former for rensning bliver en del af kvælstoffet omdannet til luftformigt kvælstof.

Slammet fra spildevandsrensning deponeres ofte sammen med fast affald på lossepladser. Her er fosfor bundet i tungtopløselige forbindelser, hvorimod gennemsivende regnvand kan borttransportere de vandopløselige kvælstofforbindelser og nedbrydningsprodukterne fra det organiske stof.

En del slam opfylder kravene til at kunne udnyttes i jordbruget.

Ved afbrænding bl.a. af fossile brændstoffer, kan kvælstoffet omdannes til kvælstofilter (NO_x), der afgives til atmosfæren.

Det i luften frie kvælstof (N_2) kan dels bindes af visse mikroorganismer – og på den måde tilføres jorden – dels ved en industriel proces bringes til at reagere med brint under dannelse af ammoniak, som kan anvendes til gødning og fremstilling af andre kvælstofgødninger.

3.2. Omdannelse og transport af stofferne

Specielt kvælstofs omdannelser er komplicerede, idet kvælstof indgår i mange forbindelser, der dels kan være luftformige, dels vandopløselige, dels tungere bundet.

Når organisk stof nedbrydes, vil det organiskbundne kvælstof ved hjælp af mikroorganismer omdannes til ammoniak (NH_3) eller ammoniumionen (NH_4^+), der er vandopløselig. Ammoniak kan afdampe til luften. Ved en proces – nitrifikation – kan ammoniumionen under forbrug af ilt omdannes til nitration (NO_3^-), hvilket vil reducere det omgivne miljø's iltindhold. Nitrat, som er vandopløseligt, kan under iltfrie forhold omdannes til frit kvælstof (N_2), som er luftformigt, og derfor vil gå op i atmosfæren. Denne proces kaldes denitrifikation. Foruden frit kvælstof – som udgør hovedparten af atmosfæren – findes mange luftformige kvælstofforbindelser bl.a. kvælstofilter (NO_x). Omdannelserne af de forskellige kvælstofforbindelser i atmosfæren er ret komplicerede. Visse vandopløselige forbindelser kan med nedbøren tilføres jorden og vandoverfladerne, ligesom andre ved tørdeposition kan tilføres jorden og vandoverfladerne.

De forskellige omdannelser af kvælstof afhænger som nævnt af iltforholdene, men også mange andre faktorer både biologiske og fysisk-kemiske, har betydning for hvilke processer, der finder sted, og hastigheden af processerne.

Transporten er bl.a. afhængig af vandopløseligheden. Således kan ni-

trat transporteres ned gennem jorden – og hvis det ikke inden da omdannes til frit kvælstof – havne i grundvandet. I overfladevand kan nitrat transporteres fra vandløb og søer til havet, undervejs kan kvælstoffet flere gange optages af planter og indgå i dyr og igen frigives ved deres nedbrydning. Afhængig af forholdene kan det i længere tid bindes i sedimentet. En del af kvælstoffet kan også under transporten blive omdannet til frit kvælstof.

Visse af de luftformige kvælstofforbindelser kan transporteres over meget lange afstande.

Fosfor indgår i færre forbindelser, hovedsageligt som organisk bundet fosfor og forskellige fosfater (bl.a. PO_4^-). Fosfor optræder ikke i luftformige forbindelser.

Det organisk bundne fosfor omdannes ved nedbrydning til fosfater. Ligeledes vil mineralernes fosforindhold demineraliseres til fosfater. Mange fosfater er vandopløselige, men i jorden bindes fosfaterne til jordbundens kolloider, hvorfor transporten i jorden er ringe. I overfladevand vil fosfater transporteret med vandet blive indbygget i organisk stof, hvorefter det frigives ved nedbrydning. I søer samt i havet vil der ske en akkumulering af fosfor i sedimentet, dels organisk bundet fosfor, dels uorganisk absorberede eller udfældede kalk-, aluminium- og jernfosfater. Ved høje pH-værdier kan der ske en frigørelse af det sedimentbundne fosfor, der således igen kan indgå i omsætningen. Under iltsvind kan fosfat frigøres, mens der ophobes fosfat, når der er ilt tilstede. Transporttiderne er især afhængige af, om der forekommer en sedimentering undervejs.

Størstedelen af det til vandløb og søer tilførte kvælstof og fosfor vil således ende i havet. Foruden transporten fra danske landområder, tilføres de danske havområder også kvælstof og fosfor fra de omliggende have, fra luften samt fra udenlandske landområder.

3.3. Konsekvenserne af belastningen

Effekten af tilførsel og tilstedeværelse af kvælstof, fosfor og organisk stof i grundvand, vandløb, søer og kystvande afhænger dels af koncentration og mængden, dels af den kemiske forbindelse, hvori kvælstof eller fosfor indgår.

På grund af nitrats letopløselighed kan det nå ned i grundvandet. Grundvand med for højt nitrathold kan udgøre en sundhedsrisiko, hvis det oppumpes og anvendes til drikkevand for dyr og mennesker (jfr. i øvrigt 5.1.2).

En mindre del af det indtagne nitrat kan i mundhulen reduceres til nitrit. En mindre del af dette nitrit optages i blodet og reagerer med hæmoglobin under dannelse methæmoglobin, som ikke er i stand til at binde ilt.

Specielt for spædbørn er det risikabelt at indtage vand med høje nitratkoncentrationer. Spædbørn har et ringe mavesyreindhold, hvorfor der også i maven kan ske en reduktion af nitrat, ofte med dannelse af store mængder nitrit til følge. Da spædbørn endvidere til dels mangler visse enzymer, der igen omdanner methæmoglobin til hæmoglobin, kan for høj nitratinntagelse hos spædbørn i værste fald medføre død på grund af ilt-

mangel (blå børn). Det bemærkes, at der ikke i Danmark er konstateret dødsfald som følge af nitratingtagelse. Nitrit kan i maven reagere med visse organiske aminer under dannelse af nitrosaminer. Nitrosaminer har i dyreforsøg vist sig at være kræftfremkaldende.

Konsekvenserne af tilførslen af kvælstof til overfladevand afhænger af kvælstofforbindelsens karakter.

Ammoniak er stærkt giftigt. Forholdet mellem ammonium/ammoniak afhænger af pH og temperatur. Ved stigende pH stiger den relative andel af ammoniak. Udledning af organisk bundet kvælstof, som omdannes til ammonium/ammoniak, og direkte udledning af ammoniak har endvidere den effekt, at ilten i recipienten forbruges under omdannelsen af ammoniak til nitrat.

Nitrat, ammonium og fosfat er også næringssalte for vandplanter og alger. Stigende tilførsel medfører normalt stigende planteproduktion. Størrelsen af planteproduktionen afhænger bl.a. af forholdet mellem kvælstof og fosfor. I planktonalger er forholdet i gennemsnit 7 kvælstof til 1 fosfor. Hvis forholdet i vandet er væsentlig større end 7, vil fosfor først blive brugt op og produktionen vil blive begrænset af fosfor. Hvis forholdet i vandet er mindre end 7, vil det være omvendt, og produktionen vil være kvælstofbegrænset.

I vandløb kan høje næringssaltkoncentrationer medføre så massive forekomster af trådformede alger, at iltsvingningerne mellem dagen (højt iltindhold) og natten (lavt iltindhold) bliver så store, at en del dyr ikke kan overleve. I søer kan den forøgede planktonproduktion også medføre store svingninger i ilt og pH.

I dybe søer kan der opstå iltsvind i bunden gennem længere tid på grund af nedbrydning af døde planter, der sedimenterer. Længerevarende iltsvind kan medføre, at bunddyrene uddør, og sedimentet bliver til sort slam med svovlbrinteudvikling. Ændring i næringssaltforholdene i søer kan også ændre sammensætningen af algearter, og eventuelt favorisere giftige alger.

I kystvandene kan der opstå de samme problemer som i søerne. Her afhænger eutrofieringsproblemerne også af de fysiske faktorer, som har betydning for tilførsel af ilt til bundvandet. Ligeledes er primærproduktionen influeret af belastningen fra tilgrænsende havområder.

Effekten af tilførslen af organisk stof hænger hovedsageligt sammen med det iltforbrug, der sker under nedbrydningen. Problemerne eksisterer hovedsageligt i vandløb.

Denne omtale af belastningen, omdannelsen og effekten af belastningen har været rent kvalitativ. I det følgende kapitel vil belastningen søges kvantificeret. I det næstfølgende kapitel 5 vil effekten af belastningen blive kvantificeret. Og endelig vil der i kapitel 6 blive gennemgået mulige foranstaltninger for at mindske belastningen og de hermed forbundne økonomiske omkostninger vil i nogen udstrækning blive diskuteret.

4. Kilderne til NPO-belastningen

4.1. Land- og skovbrug

Landbruget optræder som kilde til NPO-belastningen af de vandige medier på flere måder, som imidlertid kan inddeles i to hovedgrupper, nemlig i gårdbidrag og markbidrag.

Gårdbidrag omfatter afløb fra ajle- og gyllebeholdere, ensilagestakke og møddingspladser i det omfang, disse ikke er indrettet på miljømæssig forsvarlig måde eller har utilstrækkelig kapacitet i forhold til produktionens størrelse på de enkelte bedrifter. Endvidere omfatter gårdbidraget afløb af almindeligt husspildevand samt afløb fra malkerum og lignende.

Endelig belastes medierne tillige med NPO af afløb fra markmøddinger samt fra ensilering, som foregår i markstakke.

Gårdbidragene omtales i 4.1.1, idet dog afløbet af almindeligt husspildevand omtales i 4.3.2.

Markbidrag omfatter udvaskning og overfladisk afstrømning af NPO-komponenter fra landbrugsjordene. Disse bidrags størrelse afhænger af en lang række faktorer, bl.a. afgrøde, jordtype, dyrkningspraksis, herunder tilførslen til landbrugsjordene af handels- og naturgødning, idet det dog skal nævnes, at der selv uden en landbrugsmæssig drift på arealerne ville være tale om en vis udvaskning. Markbidraget omtales i 4.1.2.

Endvidere giver også *skovarealerne* anledning til udvaskning, hvilket omtales i 4.1.3.

4.1.1. Gårdbidrag

Strukturændringerne indenfor landbruget har medført en koncentration af såvel svineavl som kvægavl i større besætninger, uden at der i alle tilfælde er sikret tilstrækkelig opbevaringskapacitet.

Der er hermed skabt basis for såvel mere permanente udledninger af NPO-holdige komponenter, som forøget risiko for kortvarige udledninger af disse, f.eks. i perioder med kraftig nedbør.

Karakterisering af udledninger fra gødningsoplag og ensilagestakke

Kilderne til udledninger af ajle, møddingsvand og ensilagesaft er permanente, mens udledningerne ofte er periodiske. Dette skyldes, at udledningerne – bortset fra egentlige uheld – oftest optræder, eller har det største omfang under regnvejr og tøbrud, hvorunder mødding- og ensilagepladserne kan løbe over som følge af utilstrækkelige eller defekte afgrænsninger (mure o.lign.) samt som følge af tilførsel af store mængder tagvand og vand fra gårdspladser og lignende. Der findes dog nogle eksempler på systematiske udpumpninger af ajle og gylle til vandløb.

NPO-bidragene fra de forskellige typer gødningsoplag og fra ensilagestakke når således ofte frem til drænsystemer og åbne recipienter ved over-

fladisk afstrømning eller via nedsivning til drænsystemer. I flere tilfælde forekommer tillige tilslutning af afløb fra møddingspladser og ensilageoplag direkte til drænsystemer, hvilket er ulovligt.

Såvel ajle og ensilagesaft som møddingsvand har et meget højt indhold af iltforbrugende stoffer og stoffer med næringsmæssig værdi for planter. Endvidere indeholder ajle og møddingsvand ammoniak (NH_3), der er en stærk gift for fisk og smådyr.

Størrelsesordenen af indholdet af iltforbrugende stoffer, ammoniak og totalkvælstof (TN) samt total-fosfor (TP) fremgår af bilag 1, hvori tillige er anført værdier for almindeligt husspildevand og recipientvand. Det fremgår, at møddingsvand i gennemsnit har større BI_5 end alje, medens ajle har det største ammoniakindhold.

En meget begrænset udledning eller udsivning af f.eks. møddingsvand til et vandløb vil, selv ved betydelig fortynding (f.eks. 1.000 gange fortynding) bevirke en mærkbar forøgelse af vandløbets indhold af BI_5 , TN og TP. Forøgelsen af BI_5 vil i relativt rene vandløb ofte kunne registreres ved en biologisk bedømmelse i form af en forøget forureningsgrad, jfr. regneeksemplet i tabel 4.1.1, medens effekten af TN- og TP-bidragene fortrinsvis vil kunne konstateres i søer, fjorde og havet, hvor disse næringssalte vil bevirke en øget planteplanktonproduktion med deraf følgende nedsat sigtddybde og risiko for sekundært iltsvind.

Tabel 4.1.1. Regneeksempel vedrørende BI_5 -effekt i recipient, som følge af udledning af møddingsvand

Recipienten opstrøms udledning	Vandløb med $\text{F}^{\circ}\text{II}$ svarende til et BI_5 på 3 mg/l. Vandføring: 100 l/sek.
Udledning eller udsivning:	Møddingsvand med et BI_5 på 20.000 mg/l Mængde (intensitet): 1/10 l/sek.
Recipienten nedstrøms udledningen:	Vandføring ialt $100 + 1/10$ l/sek. $\text{BI}_5 \text{ på } \frac{(100 \times 3) + (1/100 \times 20.000)}{100 + 1/10}$ 23 mg/l, hvilket svarer til $\text{F}^{\circ}\text{IV}$

Omfanget af udledninger fra gødningsoplag og ensilagestakke

Amtskommunerne og særligt visse primærkommuner har igennem de seneste 4–5 år intensiveret såvel recipienttilsynet i landbrugsområderne, som tilsyns- og kontrolaktiviteterne omkring selve landbrugsejendommene. Resultaterne heraf er i mange tilfælde præsenteret i rapportform. Miljøstyrelsen har tidligere foretaget en bearbejdning af disse rapporter, særligt for de områder, hvor alle ejendommene indenfor et samlet afstrømningsopland eller et større område er gennemgået, uden at der i forvejen har været mistanke om særligt uacceptable forhold. Resultaterne heraf viser, jfr. tabel 4.1.2, at der i de undersøgte områder i 9 kommuner (omfattende ca. 2.000 landbrugsejendomme med besætninger) er op til 79%, og i gen-

nemsnit godt 50% af ejendommene med husdyrhold, hvor tilsynsmyndigheden har konstateret forhold omkring gødnings- og ensilageopbevaringen, som er klart miljømæssigt uacceptable, det vil sige overtrædelser af miljøbeskyttelseslovens § 17 eller forhold i strid med bestemmelserne i reglementet om miljøbeskyttelse.

Resultaterne viser endvidere, jfr. tabel 4.1.3, at møddingsvand udgør langt størsteparten af udledningerne fra gødnings- og ensilageoplagerne med andele heraf på op til 96%, og i gennemsnit 79%.

De konstaterede afløb fra gylletanke, ajlebeholdere og ensilagestakke udgør således kun en ret begrænset del af udledningerne.

Tabel 4.1.2. Oversigt over landbrugsejendomme med ulovlige eller miljømæssigt uhensigtsmæssige forhold

Kommuner, hvori større samlede »tilfældige« afstrømningsområder er undersøgt	Ejendomme med uacceptable forhold i procent af samlet antal ejendomme med besætning	
Christiansfeld	65%	(82)
Egvad	76%	(146)
Haderslev	79%	(137)
Kolding	61%	(46)
Lemvig	72%	(303)
Møn	55%	(65)
Rødding	21%*	(540)*
Skjern	43%	(510)
Struer	34%*	(426)*
Gennemsnit	55%	
Antal ejendomme ialt	2.255	

Anm.: Tal i parentes angiver det samlede antal undersøgte ejendomme med besætning. Med * er angivet, at det samlede antal undersøgte ejendomme også omfatter de besætningsløse.

Kilde: Miljøstyrelsen, landbrugskontoret: notat vedr. vandforurening forårsaget af landbrugsmæssige udledninger af næringssalte og organisk stof, særligt fra landbrugsejendomme med husdyrhold, 14. april 1983.

Tabel 4.1.3. Møddingsvand-forårsagede uacceptable forhold ved landbrugsejendomme i procent af samtlige uacceptable forhold.

Kommune	Møddingsvandsandel	Samlede antal ejendomme med uacceptable forhold
Lemvig	96%	182
Møn	61%	36
Skjern	79%	220

Kilde: se tabel 4.1.2.

Opbevaringsforhold for naturgødning og ensilage

En undersøgelse af forholdene omkring landbrugsejendommenes opbevaring af naturgødning og ensilage, som OBSERVA har gennemført for miljøstyrelsen i 1984, synes at bekræfte det foranstående.

Undersøgelsen vedrørende opbevaringen af husdyrsgødningen viser således, at:

- netop møddingspladser er den mest udbredte gødningsopbevaringsform (findes på 88% af samtlige ejendomme med kvæg og/eller svinebesætninger), og at de generelt er ret gamle (60% anlagt før 1970 og 72% før 1974 (miljøbeskyttelseslovens ikrafttræden), samt at kun omkring halvdelen af møddingerne er omgivet af mure, og at også kun omkring halvdelen af møddingernes afløb føres til en eller anden form for beholder,
- ajlebeholdere, der findes på 77% af ejendommene, er generelt ret gamle (78% anlagt før 1970) og har en kapacitet på ca. 4 måneder i gennemsnit for ejendommene med primært kvægbesætninger og ca. 6-7 måneder i gennemsnit for ejendomme med primært svinebesætninger.
- at gyllebeholdere, der kun findes på ialt 22% af ejendommene, generelt er nye (87% bygget efter 1970).

Undersøgelsen af ensilageforholdene viser, at:

- 46% af samtlige adspurgte landbrugsejendomme har ensilage,
- så godt som alle ejendomme med primært kvægbesætning har ensilage,
- godt halvdelen af den samlede ensilagemængde (opgjort til 10,7 mio m³ i 1983) er saftgivende,
- omkring halvdelen af den samlede ensilagemængde opbevares i markstakke (heraf ca. 2/3 på forskellige pladser år efter år), og at ensilagesaften på 80% af de resterende ejendomme opsamles i beholder (gylle-, ajletank eller lignende).

Det kan herefter skønnes, at der udledes af størrelsesordenen 2 mio m³ ensilagesaft eller ca. 2.000 tons N, 300 tons P og 40.000 tons organisk stof, målt som BI₅. Det væsentligste miljøproblem ved udledningen af ensilagesaft er således det meget kraftige iltsvind, der opstår i recipienten.

Udledninger af vand

Af den ovennævnte OBSERVA-undersøgelse fremgår det, at ialt ca. 8% af de adspurgte ejendomme oplyser, at skylle-/vaskevand fra malkerum m.v. går til ajle-/gyllebeholder eller lignende. En række undersøgelser viser, at disse udledninger udgør en ubetydelig del af de samlede gårdbidrag.

Nielsson og Sundahl har i 1982 gennemført en række undersøgelser af svenske forhold, der viser en spildevandsmængde på 12 l/døgn/ko i malkekvægsbesætninger samt bidrag pr. døgn pr. ko på ca. 3 g BI₅, ca. 0.2 g TN og ca. 1 g TP; det vil sige malkerumsbidrag på 1/10-1/20 pe-ko.

På baggrund af disse forhold kan det skønnes, at den samlede mængde NPO, der tilføres overfladerecipienterne med produktionsspildevand og lignende, på årsbasis er af størrelsesordenen ca. 1.100 tons BI₅, 70 tons TN og 365 tons TP, idet der er regnet med en malkekvægbestand på 1 mio stk.

**Udledninger
fra dræn-
systemer**

Miljøstyrelsen har til brug for denne redegørelse, uanset et meget sparsomt materiale, søgt – bl.a. på basis af foreløbige resultater af igangværende undersøgelser – at vurdere, hvor store mængder af specielt kvælstof, der fra landbrugets gødningsoplæg (møddingspladser, ajle- og gyllebeholdere) når direkte frem til vandløbene i nedbørsperioder eller i forbindelse med permanente udledninger eller uheld, som overløb og lækage fra beholdere. Dette bidrag, kaldet *det aktuelle naturgødningsbidrag* (se bilag 2) er beregnet under forudsætning af, at de øvrige gårdbidrag (udledningerne af ensilagesaft, husspildevand og skyllevand fra malkeum m.v.) er negligeable i forhold til såvel markbidraget, som det aktuelle naturgødningsbidrag. Ved beregningerne er anvendt målte eller skønnede markbidrag.

Resultaterne af disse beregninger viser, at 2–30% af kvælstofindholdet i den samlede årlige naturgødningsproduktion når frem til vandløbene. Beregningerne er vist i tabelform i bilag 2.

Sønderjyllands amtskommune/Flensborg Fjord Kommissionen har i 1983 overslagsmæssigt beregnet værdier af samme størrelsesorden (godt 20% for den del af den potentielle naturgødningsproduktion, der når direkte frem til recipienterne).

Såfremt det forudsættes, at et sted mellem 2 og 30% af den samlede potentielle naturgødningsproduktion af kvælstof på ca. 250.000 tons N/år når direkte frem til recipienterne, og det antages, at denne mængde naturgødning er jævnt fordelt over hele Danmark, vil N-tilførslen til de indre danske farvande være 5.000–53.000 tons N pr. år, eller skønsmæssigt ca. 30.000 tons N pr. år.

Dette stemmer iøvrigt godt overens med de 23.000 tons N pr. år, der er skønnet i miljøstyrelsens belastningsredegørelse fra 1983 på basis af en skønnet andel af gårdbidrag (kaldet ulovlige udledninger) på 25% af de samlede N-bidrag til de indre danske farvande.

**Gårdbidrag,
der nedsiver
mod grund-
vandet**

Ovenstående vedrører udelukkende den del af gårdbidraget, der belaster overfladerecipienterne. En del af gårdbidraget vil imidlertid kunne nedsive mod grundvandet med en eventuel kvælstofforurening af dette til følge. Denne problematik foreligger kun meget sparsomt belyst, og en opgørelse på landsplan er ikke skønnet mulig, men nedsivningen vurderes at være af samme størrelsesorden som udledning til overfladerecipienterne.

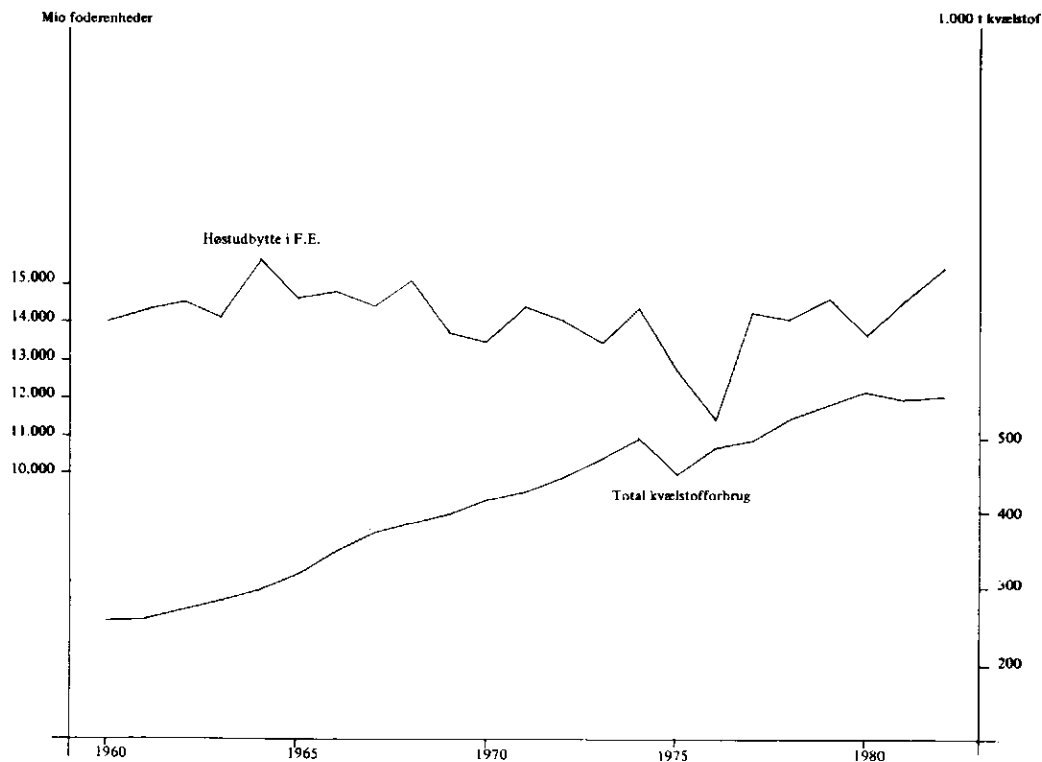
**Udvaskning
af kvælstof**

4.1.2. Markbidrag

Kvælstof er en af de væsentligste produktionsfaktorer i landbrugets plantedyrkning. Kvælstofnedfald fra atmosfæren og kvælstof, frigjort ved nedbrydning af organisk stof i jorden, dækker ikke under almindelige dyrkningsforhold den kvælstofmængde, der er nødvendig for at opnå det udbytte, som klimaet og de øvrige dyrkningsbetingelser giver mulighed for. Dette er baggrunden for anvendelsen af kvælstofgødning i landbruget.

Førhen var naturgødning den eneste form for kvælstofgødning, men omkring århundredeskiftet blev handelsgødning taget i anvendelse herhjemme. Siden da er forbruget af kvælstofgødning steget støt, og især indenfor de sidste 20–30 år er der sket en stor stigning i forbruget.

Figur 4.1.1. Udviklingen i landbrugets kvælstofforbrug og høstudbytte



Anm.: Figuren viser udviklingen i det samlede kvælstofforbrug i både handels- og husdyrgødning fra 1960 til 1982 samt udviklingen i det samlede høstudbytte. Høstudbyttet er opgjort i foderenheder excl. afgrøder, der primært anvendes til andre formål end til foder, dvs. olieafgrøder, frø til udsæd, konserverter, blomster etc. Denne kurve undervurderer derfor udviklingen i den samlede vegetabiliske produktion. Dyrkningen af oliefrø m.v. er steget fra 75.000 ha i 1960 til ca. 200.000 ha i 1982.

Samtidig er der sket en halvering af græsarealerne (både permanente og i omdrift) fra 1,0 mio ha i 1960 til 0,55 mio ha i 1982, og desuden er betydelige græsarealer omlagt fra kløvergræsmarker til marker med græs i renbestand. Herved er kvælstofbindingen fra luften faldet stærkt. Endvidere har der været en omlægning af andre foderafgrøder (f.eks. roer) med et stort udbytte i foderenheder (ca. 7-9.000 f.e./ha) til korn med ca. 4-5.000 f.e./ha. En direkte sammenligning mellem de to kurver kan derfor ikke foretages.

I den samme periode er udbyttet af en række afgrøder også steget betydeligt, dels som følge af den øgede kvælstoftilførsel, men også som følge af forbedringer i andre dyrkningsmæssige foranstaltninger og gennem anvendelse af nye forædlede og mere produktive plantesorter og -stammer. Udviklingen i kvælstoftilførslen og høstudbyttet er vist i figur 4.1.1.

Samtidig er der i perioden sket en ændring i afgrødefordelingen i landbruget med øget vægt på korndyrkning, især vårsæd. Dette har medført, at større arealer nu end for 20–30 år siden ligger ubevokset i efterårs- og vintermånederne, hvorved kvælstofoptagelsen som helhed i planterne i efterårsperioden er relativt formindsket. I de allerseneste år er der dog sket en ændring indenfor kornarealet, således at arealet med vintersæd er øget og vårsædsarealet formindsket.

I de sidste 20–30 år er der endvidere sket en ændring i landbrugets struktur. Der har således været en klar tendens til, at husdyrbestanden er blevet koncentreret på færre bedrifter end tidligere. Endvidere er der sket en ændring i husdyrbestandens regionale fordeling, således at en relativt større del af denne findes i Jylland. Dette betyder bl.a. en mere ujævn fordeling af naturgødning end tidligere, både i relation til de enkelte bedrifter og regionalt.

Den stigende kvælstofanvendelse – herunder anvendelse af store mængder naturgødning –, den ændrede afgrødefordeling og koncentration af naturgødningen på færre bedrifter har miljømæssige konsekvenser.

Både kvælstoftilførslen til planterne og den mængde kvælstof, der fjernes med afgrøderne ved høst, er øget. Den kvælstofmængde, der er i omløb i planteproduktionen, er således øget, eller sagt på en anden måde: Kvælstofomsætningen i markbruget ligger på et højere niveau nu end tidligere.

Denne øgede kvælstofmængde i omløb har givet mulighed for en større udvaskning fra planternes rodzone, og derigennem vil kvælstoftilførslen få indflydelse på kvælstofudvaskningen.

Kvælstofkredsløbet i jordbrugets planteproduktion karakteriseres bedst som en dynamisk ligevægtstilstand. De væsentligste størrelser i kredsløbet er:

- den tilførte kvælstofmængde,
- jordens lager af organisk bundet kvælstof,
- den høstede kvælstofmængde,
- den kvælstofmængde, som tabes til luft og vand.

Kvælstof-tilførslen

Kvælstoftilførslen stammer fra tilførsel af handelsgødning og naturgødning, fra atmosfærisk nedfald og fra biologisk kvælstofbinding i jorden. I bælgeplanteafgrøder bindes desuden luftformigt kvælstof ved hjælp af knoldebakterier (symbiotisk N-binding).

Den største kvælstoftilførsel sker med handels- og naturgødning, undtagen til rene bælgeplanteafgrøder.

Ændringen af *jordens lager af organisk bundet kvælstof* afhænger bl.a. af jordens humusindhold og af driftsformen, herunder tilførslen med naturgødning. I et år, hvor der tilføres store mængder naturgødning i forhold til planternes kvælstofbehov vil lageret således stige, mens der i perioder

med mindre eller måske slet ingen naturgødningstilførsel vil ske en mineralisering af det organiske bundne kvælstof, hvorfor der vil indtræde et netto-fald i lageret.

**Høstet
kvælstof-
mængde**

Den høstede kvælstofmængde afhænger af afgrøden og udbyttets størrelse. Afgrødernes tørstofudbytte stiger normalt med øget kvælstoftilførsel op til tilførsler, svarende til de landbrugsøkonomisk optimale mængder. Proteinudbyttet og kvælstofoptagelsen kan dog stige derudover.

Kvælstoftilførslen med handelsgødning sker hovedsageligt i det tidlige forår omkring såtidspunktet. Der doseres efter afgrødearten, men på såtidspunktet er det ikke muligt at dosere efter den kommende vækstsæsons klimaforhold. Man må tilføre kvælstof ud fra viden om gennemsnitlige optimale mængder fastlagt i markforsøg gennem en længere årrække og ud fra dyrkningserfaringer i det pågældende område. De landbrugsøkonomisk optimale mængder er bestemt af afgrødearten, dyrkningsbetingelserne i vækstsæsonen samt af prisrelationerne mellem bl.a. handelsgødning og foder/salgsværdien af afgrøden. Den gødningsmængde, der ville have været optimal for det aktuelle år, kan derfor først bestemmes præcist ved vækstsæsonens afslutning. I de seneste år er der dog sket en intensivering af indsatsen med henblik på forbedring af kvælstofprognoser, markstyringsprogrammer m.v.

Planterne udnytter kvælstoffet i naturgødning ringere end kvælstoffet i handelsgødning. Det skyldes dels, at en stor del af naturgødningens kvælstof er på organisk form, og derfor må mineraliseres, inden planterne kan udnytte det, og dels, at naturgødningen – som før nævnt – i nogen grad udbringes på uhensigtsmæssige tidspunkter.

Naturgødningen udnyttes generelt bedst af roer og majs. Dette skyldes bl.a., at disse afgrøder har en længere vækstperiode end korn, og at der derfor er mere tid til mineralisering af det organisk bundne kvælstof i gødningen.

**Tab af
kvælstof**

Tabet af kvælstof sker dels gennem *udvaskning*, dels ved *denitrifikation*, det vil sige omdannelse af nitrat til atmosfærisk kvælstof og dels ved *fordampningstab af ammoniak* (se 4.4.1).

Denitrifikationen giver ikke anledning til belastningsproblemer, hvorimod udvaskningen af nitrat-kvælstof udgør en forureningsrisiko for grundvand og overfladevand. De miljømæssige konsekvenser af ammoniakfordampningen er ikke tilstrækkeligt belyst.

Kvælstofudvaskningen fra dyrket jord sker hovedsageligt i efterårs- og vintermånedene, hvor den væsentligste vandafstrømning finder sted. Hovedparten af den udvaskede kvælstofmængde stammer fra mineraliseringen af jordens organiske kvælstoflager og af planterester efter høst.

Udvaskningen i vækstperioden er normalt lille. Det skyldes lille vandafstrømning i denne periode, og at planterne optager kvælstof. Der kan dog ske udvaskning af tilført handelsgødning på sandjord og under normale klimaforhold. Eksempelvis kan store nedbørsmængder i perioden efter udbringning af handelsgødning om foråret medføre udvaskning. Ligele-

des kan dårlige vækstbetingelser, f.eks. længere tids vandmangel i vækstperioden, medføre ringe plantevækst og dermed lille kvælstofoptagelse. Dette medfører så igen udvaskning efter høst, når der sker afstrømning, fordi det tilførte kvælstof er blevet dårligt udnyttet.

For naturgødningens vedkommende gælder principielt det samme, som for handelsgødningen. Den bedste udnyttelse af kvælstoffet opnås, når udbringning sker i forbindelse med planternes vækstperiode, altså normalt ved forårsudbringning. Ved udbringning på andre tidspunkter, specielt om efteråret, er der forøget risiko for udvaskning af kvælstof. Dette er en medvirkende faktor til den førnævnte dårligere udnyttelse af især efterårsudbragt naturgødning end af forårsudbragt.

Efterårsudbringning giver mulighed for størst udvaskning, fordi jordtemperaturen er høj nok til, at der kan foregå mineralisering af naturgødningens organisk bundne kvælstof og omdannelse af ammoniakken til nitrat. Dette frigivne nitrat kan så udvaskes med efterårets og vinterens afstrømning.

Handelsgødningen tilføres – som før nævnt – normalt ved vækstsæsonens start, altså når planterne har brug for kvælstoffet. Dette er imidlertid ikke altid tilfældet for naturgødningens vedkommende. Driftstekniske forhold og manglende lagerkapacitet kan medføre udbringning af naturgødning på uhensigtsmæssige tidspunkter med hensyn til kvælstofudnyttelsen og udvaskningsrisikoen.

Af driftstekniske forhold kan nævnes hensynet til et godt såbed om foråret på lerjorde. Her kan det være nødvendigt at udbringe og nedpløje naturgødning i løbet af efterår eller vinter. Dette skyldes, at forårsplojning på lerjorde ofte vil medføre et såbed med ringere spiringsbetingelser end efterårs- og vinterplojning.

Beregning af størrelsen af kvælstofudvaskningen

I forbindelse med denne redegørelse har miljøstyrelsen, Landbrugsministeriets arealdatakontor og Statens Planteavlsvforsøg udarbejdet en model til beregning af udvaskning af kvælstof fra planternes rodzone som et gennemsnit fra perioden 1978–82. I det følgende skal hovedprincipperne i denne model kort skitseres. En mere detaljeret beskrivelse af modellen findes i bilag 3.

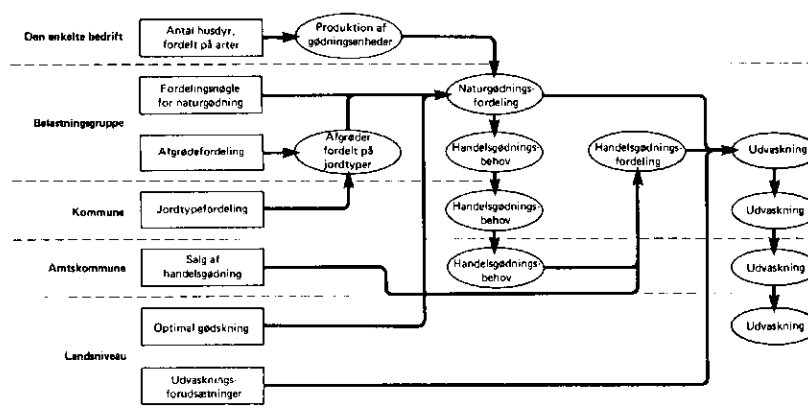
Angående en samlet beskrivelse af det udførte beregningsarbejde skal landbrugsministeriets repræsentanter i styringsgruppen henvise til landbrugsministeriets redegørelse: »Kvælstoftilførsel og kvælstofudvaskning i dansk planteproduktion, gennemsnitsopgørelser for perioden 1978–1982«.

Modellens struktur fremgår af figur 4.1.2.

På baggrund af oplysninger fra Danmarks Statistiks landbrugsstatistik beregnes hver enkelt bedrifts produktion af gødningsenheder (GE), (1 GE svarer til 80 kg N), der sættes i forhold til bedriftens dyrkningsareal, hvorefter bedrifterne i hver enkelt kommune inddeles i 9 belastningsgrupper.

Dyrkningsarealet i hver enkelt belastningsgruppe er i forvejen inddelt med henblik på afgrøder (15) på baggrund af Danmarks Statistiks landbrugsstatistik og kommunernes dyrkningsareal er inddelt i jordtyper på baggrund af arealdatakontorets jordklassificeringssystem. Jordtypefor-

Figur 4.1.2. Model til beregning af udvaskning af kvælstof fra planternes rodzone.



delingen overføres på kommunens belastningsgrupper, således at fordelingen af jordtyper i belastningsgrupperne svarer til fordelingen i kommunerne.

Naturgødningen regnet i kg N fordeles nu på de forskellige afgrøder (og dermed på de forskellige jordtyper) i hver belastningsgruppe ved hjælp af en fordelingsnøgle, hvori indgår den landbrugsøkonomisk optimale gødskning for de enkelte afgrøder. Den optimale gødskningsmængde, der er opgivet som et enkelt tal pr. afgrødetype som gennemsnit for hele landet samt for beregningsperioden, svarer til den anbefalede gødskningsmængde og altså ikke til den mængde, man efterfølgende ville være i stand til at fastslå som værende den optimale. Den optimale gødskningsmængde er endvidere opgivet i effektiv N, hvilket svarer til handelsgødnings-N ud fra et landbrugsmæssigt udnyttelsessynspunkt. Det var derfor nødvendigt ved fordelingen af naturgødningen at multiplicere naturgødningens kvælstofindhold med en værdifaktor på 0,4, der afspejler naturgødningens effektivitet ud fra et dyrkningsmæssigt synspunkt. Værdifaktoren angiver således den del af den tilførte naturgødning, der ved mineraliseringen gøres tilgængelig for planterne i den pågældende vækstsæson. For de højere belastningsgrupper anvendes en lavere faktor (se bilag 3). Det således fordelte naturgødningskvælstof, relateret til de optimale gødskningsmængder, udkrystalliserer for hver belastningsgruppe et handelsgødningsbehov, der summeres for hver amtskommune for eventuelt at kunne korrigeres med salget af handelsgødning (Danmarks Statistik) før en endelig fordeling af handelsgødningskvælstoffet kan foretages i de enkelte belastningsgrupper.

Herefter beregnes udvaskningen for hver belastningsgruppe på basis af den ovenfor beregnede tilførsel af effektivt kvælstof i handels- og naturgødning samt på basis af nogle forudsætninger, der bl.a. bygger på en

række forsøgsmålinger. Disse forudsætninger indebærer, at der ved optimal gødsning udvaskes en fast mængde kvælstof, afhængig af afgrødejordtypekombination, at der ved overgødsning udvaskes op til 50% af det effektive kvælstofindhold i overgødskningen afhængig af jordtypen, og at der ved gødsning med naturgødning udvaskes dobbelt så meget, som ved gødsning med handelsgødning.

Ved undergødsning reduceres udvaskningen proportionalt i forhold til den optimale situation (se nærmere bilag 3).

Det er vigtigt at bemærke, at der bag forudsætningerne ligger, at jordens organiske kvælstoflager på kort sigt kan betragtes som værende konstant og endeligt, at størrelsen af udvaskningen ved optimal gødsning for de forskellige afgrødejordtypekombinationer som nævnt er fastsat ud fra konkrete målinger, således at denitrifikationen implicit optræder som en residual.

Beregningernes resultater

I tabel 4.1.4 nedenfor er vist modellens resultater for landet som helhed. Det fremgår af tabellen, at udvaskningen af kvælstof i gennemsnit for landet som helhed er beregnet til 53 N/ha. Denne udvaskning inkluderer baggrundsudvaskningen, dvs. den udvaskning, der ville have fundet sted uden en landbrugsmæssig drift på arealerne. Udvasningen fra danske skovarealer er angivet til max. 5 kg N/ha pr. år (jfr. 4.1.4).

**Tabel 4.1.4. Kvælstofbehov, -forbrug og -udvaskning.
Middeltal for 1978-1982. Hele landet**

Dyrket areal	2906129 ha
Optimal gødsning	161 kg/N/ha
Handelsgødning	131 kg/N/ha
Naturgødning, effektiv	33 kg/N/ha
Naturgødning, med udnyttelsesfaktor 0.4	34 kg/N/ha
Naturgødning, total	85 kg/N/ha
Overgødsning	3 kg/N/ha
Udvaskning (incl. baggrundsudvaskning)	53 kg/N/ha

Kilde: Resultater fra N-udvaskningsmodellen.

Endvidere viser tabellen, at der som gennemsnit for perioden er beregnet en overgødsning på 3 kg N/ha. Overgødsningen fremkommer som tilført handelsgødning + tilført naturgødning + optimal gødsning og er altså udtryk for en overgødsning set ud fra et dyrkningsmæssigt synspunkt. I beregningen er det således tilførslen af *effektiv* naturgødning, der anvendes og som er 33 kg N/ha som gennemsnit for hele landet. Den totale kvælstoftilførsel med naturgødning er imidlertid som det fremgår 85 kg/ha incl. fordampningstab. Ialt udbringes der således i gennemsnit på landbrugsjorden 216 kg/N/ha med kvælstofgødning incl. fordampningstab. Tabel 4.1.5. viser de samme forhold for de forskellige amtskommuner.

**Tabel 4.1.5. Kvælstofbehov, - forbrug og -udvaskning.
Middeltal for 1978-1982. Amtskommuner.**

	Areal ha	Opti. gød.	Hand. gød.	Naturgødning eff.	Naturgødning udf. 0,4	total	Over- gød.	Udvask- ning
Kbh., Frbg., Roskilde	131.348	142	130	16	17	42	5	47
Vestsjælland	210.307	136	112	20	21	53	-3	45
Storstrøms	249.828	130	119	15	16	39	4	40
Bornholms	37.038	140	102	28	28	70	-11	42
Fyn	250.872	149	121	28	29	73	0	48
Sønderjylland	291.113	177	134	39	40	99	-4	54
Ribe	211.302	195	138	45	46	115	-11	55
Vejle	205.706	163	140	36	37	93	13	57
Ringkøbing	322.799	171	141	39	39	98	9	65
Århus	296.850	154	135	30	31	77	11	57
Viborg	276.125	171	126	43	44	100	-3	57
Nordjylland	422.839	167	136	38	39	98	7	-

Kilde: som tabel 4.1.4.

Som det fremgår af tabellen, varierer den gennemsnitlige udvaskning pr. ha mellem amtskommunerne mellem 40 kg N/ha og 65 kg N/ha med hhv. Storstrøms amtskommune og Ringkøbing amtskommune som yderpunkter. Det fremgår tillige, at der ikke er nogen entydig sammenhæng mellem overgødskning og udvaskning. Til eksempel herpå kan situationen i Viborg amtskommune og amtskommunerne på øerne betragtes. I alle amtskommuner er der omtrent balance i kvælstoftilførslen, men udvaskningen er klart større i Viborg amtskommune end på øerne. Det hænger først og fremmest sammen med jordtypeforskelle, idet udvaskningen er større på jyske sandjordsarealer end på øernes lerjorde, bl.a. fordi afstrømningen er større i Jylland end på øerne. Viborg amtskommune har mere sandede jorder end øerne, og afstrømningen er større i denne amtskommune end på øerne.

Ligeledes er der heller ikke nogen klar sammenhæng mellem den tilførte naturgødningsmængde og udvaskningen. Eksempelvis tilføres der i gennemsnit landbrugsjorden i Viborg amtskommune knap 3 gange så meget naturgødning pr. ha som i Storstrøms amtskommune, - alligevel er den gennemsnitlige udvaskning pr. ha kun 17 kg større i Viborg amtskommune. Dette forhold hænger naturligvis også sammen med forskelle i afgrødestruktur og jordbundsforhold, og derudover af nogle modeltekniske forhold, jfr. senere.

En tabellering tilsvarende tabel 4.1.5 for de forskellige primærkommuner findes i bilag 4.

Forskellene i udvaskningen pr. ha er naturligvis mest udpræget mellem de forskellige belastningsgrupper. Forskellen i den gennemsnitlige udvaskning pr. ha mellem såvel amtskommuner som primærkommuner er således i høj grad bestemt af graden af repræsentation af de forskellige belastningsgrupper i de enkelte amtskommuner og primærkommuner.

Tabel 4.1.6. Belastningsgruppernes fordeling i de enkelte amtskommuner, 1982.

Arter	Belastningsgrupper								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
	kg N pr. ha								
	0-4	4-80	80-160	160-200	200-240	240-320	320-400	400-800	> 800
Kbh. Frbg. Rosk. ha	55.732	55.458	12.977	3.111	1.935	1.589	595	312	57
ha i procent	42.3	42.0	9.8	2.4	1.5	1.2	0.5	0.2	0.04
Antal kommuner	47	42	42	30	28	27	21	18	9
Vestsjælland, ha	68.106	95.726	27.707	7.554	3.817	3.949	1.143	700	117
ha i procent	32.6	45.8	13.3	3.6	1.8	1.9	0.5	0.3	0.06
Antal kommuner	23	23	23	23	22	22	22	20	15
Storstrøms, ha	100.881	111.459	25.215	4.650	2.665	2.380	923	737	39
ha i procent	40.5	44.8	10.1	1.9	1.1	1.0	0.4	0.3	0.02
Antal kommuner	24	24	24	23	23	23	19	20	11
Bornholm, ha	7.524	17.661	7.382	1.407	1.173	1.101	296	83	16
ha i procent	20.5	48.2	20.1	3.8	3.2	3.0	0.8	0.2	0.04
Antal kommuner	5	5	5	5	5	5	4	3	3
Fyn, ha	74.916	91.154	43.021	15.338	9.726	9.272	2.676	1.837	83
ha i procent	30.2	36.8	17.3	6.2	3.9	3.7	1.1	0.7	0.03
Antal kommuner	32	32	32	32	31	32	26	30	19
Sønderjylland, ha	34.782	85.909	118.921	28.072	13.079	7.606	1.012	642	31
ha i procent	12.0	29.6	41.0	9.7	4.5	2.6	0.3	0.2	0.01
Antal kommuner	23	23	23	23	23	23	18	16	6
Ribe, ha	24.829	53.655	73.409	30.277	16.514	9.997	1.291	439	33
ha i procent	11.7	25.5	34.9	14.4	7.9	4.7	0.6	0.2	0.02
Antal kommuner	14	14	14	14	13	12	11	11	10
Vejle, ha	41.273	70.811	52.122	18.577	10.547	8.042	2.193	1.027	65
ha i procent	20.2	34.6	25.5	9.1	5.2	3.9	1.1	0.5	0.03
Antal kommuner	16	16	16	16	16	16	16	16	12
Ringkjøbing, ha	53.280	102.169	97.172	32.643	19.413	13.711	2.843	1.202	80
ha i procent	16.5	31.7	30.1	10.1	8.0	4.3	0.9	0.4	0.02
Antal kommuner	18	18	18	18	18	18	16	17	6
Århus, ha	87.259	118.157	69.385	19.630	10.958	6.236	1.726	588	109
ha i procent	22.9	40.2	23.6	6.7	3.7	2.1	0.6	0.2	0.04
Antal kommuner	26	26	26	26	26	26	26	18	12
Viborg, ha	39.223	84.267	79.576	32.716	19.068	13.984	43.523	1.633	131
ha i procent	14.3	30.7	29.0	11.9	7.0	5.1	1.3	0.6	0.05
Antal kommuner	17	17	17	17	17	17	17	16	12
Nordjylland, ha	69.196	137.460	125.089	40.963	22.903	17.191	3.616	1.112	112
ha i procent	16.6	32.9	30.0	9.8	5.5	4.1	0.9	0.3	0.03
Antal kommuner	27	27	27	26	26	26	26	23	17
Øerne, ha	307.159	371.458	116.302	32.060	19.316	18.291	5.633	3.669	292
ha i procent	35.1	42.5	13.3	3.7	2.2	2.1	0.6	0.4	0.03
Jylland, ha	329.642	852.428	651.674	202.482	112.482	76.667	16.204	6.623	541
ha i procent	16.4	32.4	30.6	10.1	5.6	3.8	0.8	0.3	0.02
Total areal, ha	636.801	1.023.886	731.976	234.938	131.798	94.958	21.837	10.292	833
ha i procent	21.2	35.5	25.4	8.1	4.6	3.3	0.8	0.4	0.02

Kilde: Som tabel 4.1.4.

Anm.: Tabellen viser tillige for hver amtskommune det antal kommuner, hvori de enkelte belastningsgrupper er repræsenteret.

Disse forhold er illustreret i tabel 4.1.6 og 4.1.7. Tabel 4.1.6 viser, at den største andel af de 'højere' belastningsgrupper med mere end 200 kg N/ha (gruppe 5-9) findes i de vest- og nordjyske amtskommuner samt Vejle amtskommune (10-14%). Endvidere fremgår det, at de højere belastningsgruppers andel af dyrkningsarealet er dobbelt så stort i Jylland som på Øerne.

Tabel 4.1.7 nedenfor giver et indtryk af forskellen i udvaskningsniveauet mellem de forskellige belastningsgrupper, ikke mindst når man betragter minimums og maximumsværdierne. I bilag 5 er vist en tabellering tilsvarende tabel 4.1.7 for de forskellige amtskommuner.

Tabel 4.1.7. Udvasningen i de enkelte belastningsgrupper for hele landet. Gennemsnit for perioden 1978-82.

Belastning		Udvasning kg N/ha/år			
Gruppe	kg N/ha	Areal ha	Middel-værdi	Min.	Max.
1	0-4	544.966	44	29	67
2	4-80	1.067.383	50	12	70
3	80-160	800.995	60	11	104
4	160-200	242.969	58	15	121
5	200-240	130.133	57	12	83
6	240-320	91.408	57	12	130
7	320-400	21.456	71	23	158
8	400-800	9.875	103	25	283
9	> 800	857			

Kilde: som tabel 4.1.4.

Anm.: Der er ikke vist tal for udvasningen i belastningsgruppe 9. Dette hænger sammen med at det må forventes, at de faktiske udbragte mængder kvælstof med naturgødning i gruppe 9 i mange tilfælde er mindre end angivet af belastningsgruppen. For store tilførsler af kvælstof vil have negativ virkning på udbyttet, og man vil i dette tilfælde udbringe en del af gødningsmængden på andre ejendomme end hvor den produceres. Udvasningstallene for belastningsgruppe 9 vil derfor være urealistiske, men indgår dog i beregningerne af den samlede udvasning.

Nordjyllands amtskommune indgår kun i arealerne.

Landbrugsministeriets repræsentanter i styringsgruppen kan ikke tiltræde fremstillingen pp. 49-52. Den i tabel 4.1.8 anførte kvælstoftotalbalance er ikke i overensstemmelse med det materiale, der under udvalgsarbejdet har været fremlagt til belysning af spørgsmålet, jfr. i øvrigt de endelige notater af 18. juni og 15. juni 1984 fra henholdsvis landbrugsministeriets arealdatakantor og miljøstyrelsens center for jordøkologi.

Miljøstyrelsen skal i den anledning bemærke, at den foreliggende totalbalance i tabel 4.1.8 er baseret på og i overensstemmelse med den af center for jordøkologi foretagne opgørelse af de enkelte poster. På basis af nye oplysninger og vurderinger har miljøstyrelsen derefter foretaget en revur-

dering af usikkerheden på de enkelte poster og dermed også af det endelige skøn over størrelsen af udvaskningen fra landbrugsarealer. Miljøstyrelsen skal i den forbindelse beklage, at landbrugsministeriet under det afsluttende arbejde har afvist af indgå i et samarbejde omkring udarbejdelsen af en totalbalance for kvælstof.

Opstilling af kvælstofbalance for landbruget

En anden måde at vurdere størrelsen af udvaskningen af kvælstof fra rodzonen på er ved en opstilling af en kvælstofbalance for landbruget. En sådan balance kan anvendes til at sige noget om den samlede kvælstofudvaskning for landet som helhed, men ikke som den ovenfor beskrevne model, noget om udvaskningens variation på forskellige dele af landbrugsjorden.

Tabel 4.1.8 viser en totalbalance for kvælstof i dansk landbrug. I det følgende skal de enkelte poster på balancen kommenteres nærmere.

Tabel 4.1.8. Totalbalance for kvælstof i dansk landbrug 1981-82.

	Tilførsel		Bortførsel	
	1.000 kg/ha tons		1000 kg/ha tons	
Handelsgødning	376	130	Nettosalg af planteprodukter	30 10
Importeret foder + fiskeprodukter	180	60	Nettosalg af animalske produkter	70 25
Regnvand + tørdeposition	60	20	Halmaffrænding	6 2
Biologisk N-binding	30	10	Denitrifikation i rodzonen	90 30
			Ammoniakfordampningen	130 45
			Afløb og nedsivning fra staldgødning og ensilage	60 20
			Udvaskning (model)	160 53
			»Rest«	100 35
Balance	646	220		646 220

En række af posterne på både tilførsels- og bortførselssiden kan værdisættes relativt præcist på basis af oplysninger fra Danmarks Statistik.

På tilførselssiden drejer det sig om den tilførte mængde kvælstof i *handelsgødning*, der således kan ansættes til ca. 376.000 tons eller ca. 130 kg/ha. Endvidere gælder det *importeret foder + fiskeprodukter*, der kan ansættes til 180.000 tons eller ca. 60 kg/ha. Denne opgørelse er dog lidt usikker bl.a. p.g.a. usikkerheden om forholdet mellem indholdet af råprotein og fordøjeligt råprotein i de forskellige foderstoffer.

På bortførselssiden drejer det sig for det første om *nettosalget af planteprodukter*. Denne post er værdisat ved først af beregne N-indholdet i solgte produkter (korn, kartofler, fabriksroer, raps m.m.) og derefter fra-trække N-indholdet i »returprodukter« (bl.a. klid, mask, bærmø, sukkerroeaaffald). Denne opgørelse viser et nettosalg på 30.000 tons eller ca. 10 kg/ha.

For det andet drejer det sig om *nettosalg af animalske produkter*, der på tilsvarende måde kan opgøres til 70.000 tons eller ca. 25 kg/ha.

Endelig drejer det sig for det tredje om bortførslen af kvælstof ved *halm-afbrænding*. Denne mængde kan fastsættes til 6.000 tons eller 2 kg/ha, når der tages hensyn til at Danmarks Statistiks opgørelse inkluderer både afbrændt og nedpløjet halm.

De resterende poster på kvælstofbalancen er behæftet med en vis, varierende usikkerhed. På tilførselssiden er *regnvand og tørdeposition* skønnet at bidrage med 60.000 tons eller ca. 20 kg/ha. De seneste målinger fra 1977 viste at regnvandsbidraget udgjorde ca. 15 kg/ha med stigende tendens. Dertil kommer en tørdeposition, som er ukendt. På denne baggrund skønnes det, at det totale bidrag af nitrat og ammonium i 1981-82 er mindst 20 kg/ha.

Biologisk N-binding omfatter dels bindingen ved fritlevende organismer i jorden og dels den symbiotiske binding i forbindelse med dyrkningen af bælgeplanter. Statens Planteavlsvforsøg anslår den totale binding til at være af størrelsesordenen 10 kg/ha.

Den samlede kvælstoftilførsel til landbruget kan således sættes til ca. 646.000 tons eller 220 kg N/ha.

Statens Planteavlsvforsøg har skønnet *denitrifikationen i rodzonen* til at være ca. 25 kg/ha, mens Hansen og Aslyng (1984) har skønnet, at 0-15% af den tilførte kvælstofgødning denitrificeres. Ud fra disse skøn er en gennemsnitsværdi på ca. 30 kg/ha eller ca. 90.000 tons anvendt i balancen.

Ammoniakfordampningen i forbindelse med opbevaring og udbringning af naturgødning er i forbindelse med dette redegørelsesarbejde (jfr. 4.4.1) opgjort til 80.000-120.000 tons. Hertil kommer imidlertid fordampningen fra ammoniakbehandlet halm samt fra udbringning af handelsgødning, således at den samlede ammoniakfordampning kan anslås til at være af størrelsesordenen 130.000 tons eller ca. 45 kg/ha.

Afløb og nedsivning fra staldgødning og ensilage foreligger der ingen sikre oplysninger om. På baggrund af afsnit 4.1.1 kan afløbet anslås til ca. 30.000 tons om året. Antages det skønsmæssigt at nedsivningen er af nogenlunde samme størrelse som afløbet, så fås en værdi på ca. 60.000 tons for afløb + nedsivning eller ca. 20 kg/ha.

Udvaskning fra rodzonen er i den ovenfor beskrevne N-udvaskningsmodel beregnet til 53 kg N/ha eller ca. 160.000 tons. Indsættes dette resultat i balancen, opstår der en »rest« på 100.000 tons N.

Disse 100.000 tons N skal fordeles på balancens poster ud fra en vurdering af usikkerheden omkring opgørelsen af posterne.

Tilførslen er for hovedpartens vedkommende temmelig sikkert bestemt. På bortførelsessiden hersker der specielt usikkerhed omkring opgørelsen af denitrifikationen, ammoniakfordampningen, afløb og nedsivning fra staldgødning og udvaskningen.

Med hensyn til denitrifikationen kan der argumenteres for, at en mere rimelig størrelsesorden for denitrifikation kunne være ca. 120.000 tons, når man tager hensyn til de store mængder naturgødning, der udbringes.

Afløb og nedsivning fra staldgødning og ensilage er også usikkert bestemt, men de 60.000 tons angivet i balancen udgør ca. 20% af kvælstofindholdet i den samlede årlige naturgødningsproduktion. Anvendelse af

en endnu højere værdi for denne post vurderes derfor som værende urealistisk. Samtidig skal det bemærkes, at en større værdi for afløb og nedsivning alt andet lige vil betyde mindre værdier for denitrifikation og ammoniakfordampning.

Anvendes maksimalværdierne for denitrifikation og ammoniakfordampning, reduceres »resten« til 50.000 tons, der herefter må tillægges udvaskningen, således at udvaskningen bliver mindst på godt 70 kg N/ha. En forsigtig konklusion på basis af en total kvælstofbalancebetragtning må således være, at udvaskningen fra rodzonen ligger i intervallet 70–90 kg N/ha.

Vurdering af N-udvaskningsmodel- len og dens resultater

Foranstående antyder, at N-udvaskningsmodellens resultater undervurderer det generelle niveau for kvælstofudvaskningen. Tidligere er det blevet anført, at modellen tillige undervurderer forskelle i udvaskning mellem kommuner, specielt i forhold til de forskelle, der eksisterer mellem kommunerne hvad angår naturgødningstildelingen.

I det følgende omtales en række modelforudsætninger etc., der er af væsentlig betydning for størrelsen af den kvælstofudvaskning, modellen beregner.

1. Fordelingsnøglen for naturgødningen. Den anvendte fordelingsnøgle indebærer, at fordelingen af naturgødningen indenfor en enkelt belastningsgruppe i den enkelte kommune finder sted som om belastningsgruppen bestod af en enkelt bedrift. Dette betyder, at naturgødningen i modellen bliver fordelt langt mere optimalt end det i realiteten vil være muligt på de enkelte bedrifter.

2. Nyttetærfaktor. Anvendelse af en nyttetærfaktor på 0,4 har en temmelig afgørende indflydelse på modellens udvaskningsresultater. Modellens anvendelse af nyttetærfaktoren betyder, at 60% af det tilførte kvælstof med naturgødningen ikke udgør en udvaskningsrisiko, men henregnes som denitrifikation + ammoniakfordampning.

En del af de 60% kvælstof vil imidlertid have en gødningseffekt de følgende år. Denne eftervirkning af naturgødningen indgår ikke i modelberegningerne og medfører at modellen giver formindskede udvaskningsstørrelser.

3. Forudsætningerne for beregning af udvaskningerne. Kombineret med nyttetærfaktoren på 0,4 betyder forudsætningerne for beregning af udvaskningen, at der højst kan udvaskes 12–40% af det totale naturgødningskvælstof, der modelmæssigt gødes for meget med i forhold til de optimale gødskningsmængder, afhængig af jordtypen.

Kombineret med det forhold, at de forskellige optimale gødskningsmængder for de forskellige afgrøde/jordtypekombinationer er de samme dels for hele perioden og dels for hele landet, betyder forudsætningerne for beregning af udvaskningen ved over- og undergødskning, at niveauet for udvaskningen bliver mindre end hvad man måtte forvente, samt at de regionale forskelle i udvaskningen indsnævres.

Endelig betyder forudsætningerne for beregning af udvaskningen, at udvaskningen ved undergødskning reduceres med samme procentsats,

som undergødskningen udgør i forhold til optimal gødskningsbehov. Dette er ikke tilfældet i praksis, idet der sker udvaskning, selv om der ikke tilføres gødning. Udvasningen ved undergødskning er derfor underestimeret.

På baggrund af ovennævnte forhold samt de anførte totalbalancebetragtninger for kvælstof må det konkluderes, at N-udvaskningsmodellens resultater udviser et lavere udvaskningsniveau samt mindre regionale forskelle i udvaskningen, end hvad man måtte forvente i virkeligheden. Modellens resultater udgør imidlertid en værdifuld kortlægning af de fordelingsmæssige problemer der eksisterer i landbruget vedrørende naturgødningen. Dette kombineret med den *variation* i udvaskningen mellem forskellige belastningsgrupper, som modelberegningerne viser, jfr. tabel 4.1.7. giver herudover mulighed for på baggrund af modellens resultater at konkludere, at den disharmoni, der er mellem husdyrmængden og arealstørrelsen i de høje belastningsgrupper giver mulighed for uacceptable miljøbelastninger af grundvandet og overfladevandet fra ejendommene der tilhører disse belastningsgrupper.

Udvaskning af fosfor

Udvaskningen af fosfat fra jorden er i hovedsagen styret af jordens pH og jordens indhold af jern, aluminium og calcium. Det er en generel erfaring, at fosfat ved lavt pH hovedsageligt bindes som jern- eller aluminiumfosfat, mens fosfat ved højt pH især bindes som calciumfosfat. Ved pH omkring 6-7 findes de største koncentrationer af fosfat i jordvæsken; men selv ved dette pH interval vil en stor del af jordens indhold af fosfor findes på uopløselig form.

Indholdet af fosfat i jordvæsken er som følge heraf ret lavt og relativt konstant, idet den opløste fosfat vil være i ligevægt med jordens indhold af en række fosfatforbindelser. Danske dræn- og lysimeterundersøgelser bekræfter dette forhold, idet de viser, at det afstrømmende vand har et lavt indhold af fosfat 0,02-0,05 mg P/l, svarende til 37-200 g udvasket P/ha (tabel 4.1.9).

Som følge af at organisk bundet P lettere kan udvaskes, kan der på trods af jordens tilbageholdelsesmekanismer ske en større udvaskning af fosfor end den nævnte, hvis jorden belastes kraftigt med organisk fosfat, f.eks. ved nedsivningsanlæg, gødningsoplæg og lignende. I en række kildevæld til Hald sø i Viborg amtskommune er der fundet fosfor i koncentrationer på 0,1-0,2 mg/l, der er meget høje i forhold til normalkoncentrationerne i drænvand, hvilket højst sandsynligt er forårsaget af, at jorden i kildevældernes opland tilføres store mængder organisk fosfat.

Overfladeafstrømning af fosfor vil i hovedsagen kun kunne finde sted ved tøbrud, og vil kun være af miljømæssig betydning på arealer, der skråner ned mod vandløb, vandhuller eller lignende. I disse begrænsede områder kan fosforafstrømningen give store forureningsproblemer, fordi fosforindholdet i det afstrømmende vand vil være høj i forhold til fosforkoncentrationerne i recipienten.

Det må imidlertid konkluderes, at udvaskningen af P fra danske landbrugsjorder generelt ikke er noget forureningsmæssigt problem.

Tabel 4.1.9. Koncentrationen af fosfor i drænvandet samt i jordvand udtaget fra lysimetre.

	Forsøgs- varighed	Gødnings- type*	Forsøgs- type	udvaskning pr. år	
				mg P/l (cv %)	g P/ha (cv %)
Pedersen (1983)	10 år	h + n	markdræn	0,03 (48)	37 (58)
Kjellerup og Kofoed (1979)	5 år	h	–	0,05 (27)	56 (126)
Kjellerup og Kofoed (1983)	8 år	h	lysimeter	0,02 (72)	90 (67)
Simmelgård (1980)	2–6 år	h	mark- forsøg (jordvand)	0,02–0,04	60–200

* h = handelsgødning, n = naturgødning.

4.1.3. Udvaskning af N, P og organisk stof fra skovarealer

Skov- og plantageøkosystemer er karakteriserede ved, at der i en omdrift sker en ophobning af C (kulstof), N og andre stoffer, som er knyttet til C-cirkulationen. Ophobningen af C og N stiger igennem en række omdriftsperioder, men nærmer sig et niveau, hvorom C og N-indholdet i efterfølgende omdrifter er nogenlunde konstant. Under de klimaforhold, der hersker i Danmark finder man høje C/N-forhold i jordens organiske materiale i bevoksninger på tidligere heder, medens C/N-forholdet er faldende med antallet af omdrifter. C/N-forholdet kan variere fra 30 eller mere på mortyper til 10 eller mindre på muldjorde.

Ved afslutningen af en omdrift, hvor man fælder bevoksningen, sker der et brat fald i ophobningen. Faldet skyldes dels fældningen, dels at der i nogle år er kraftig mineralisering af organisk materiale på jordoverfladen og i jorden. Resultatet af disse processer er en næringsstoffrigørelse, som kan udnyttes af selvetableret vegetation og plantede træer. En del af næringsstofferne vil imidlertid blive udvasket, og på skråninger vil der kunne ske en overfladeafstrømning, som dels kan medføre opløste stoffer, dels kan transportere opslemmet materiale, organisk såvel som uorganisk (erosion). Udvaskningen af næringsstoffer afhænger foruden af klimaforholdene af jordens teksturforhold og det mineralogiske udgangsmateriale.

Hvor en given lokalitet befinder sig i forhold til den langsigtede balancetilstand, er afhængig af afstanden i perioder fra en udgangssituation i form af en ren mineraljord/gletscher aflejring, vandaflejret mineraljord, klit m.m. eller i afstanden til en udpiningstilstand (hede, overdrev, strøelsesbenyttelse, brand m.v.).

Der savnes danske forskningsresultater af, hvad der sker i danske skove og plantager ved forskellige indgreb.

Man kan dog ved en gennemgang af udenlandske undersøgelser få en kvalitativ indsigt, men næppe en kvantitativ fornemmelse heraf.

**Uforstyrret,
sluttet øko-
system**

Der foreligger et par undersøgelser af vstdanske lokaliteter. I forbindelse med skovstyrelsens skovgødskningsprogram har man målt N- og P-afstrømninger via nogle små vandløb på Klosterheden.

Klosterhedeundersøgelsen viser N-afstrømninger mellem 0,4 og 2,1 kg total-N/ha/år, medens P-afstrømningerne varierer mellem 0,05 og 0,15 kg total-P/ha/år. Uanset usikkerheden omkring oplandsafgrænsningerne i undersøgelsen og en vis påvirkning af plantageareal er det en realistisk konklusion, at man på Klosterheden har N-udvaskninger, som for sluttede rødgranbevoksninger maksimalt ligger på niveauet 3 kg/ha/år, og P-udvaskninger, som næppe overstiger 0,3 kg/ha/år.

Disse værdier ligger på niveau med de værdier, man kan regne sig til ud fra de koncentrationer af plantenæringsstoffer i jordvandet i 2 m's dybde, som er publiceret fra kontrolparcellerne i Hedeselskabets slamudbringningsforsøg i Hesselvig plantage. De ligger også på niveau med de angivelser af N-udvaskning fra plantageområder på Feldborg statsskovdistrikt og Viborg statsskovdistrikt, som er fremkommet efter IHD-undersøgelserne.

Fra vore moræneskove foreligger der ikke tilsvarende data. I forbindelse med Statens Forstlige Forsøgsvæsens dræningsforsøg i Billesborg Indelukke har DGU (Danmark Geologisk Undersøgelser) i en kortere årrække taget drænvandsprøver, dels fra en parcel bevokset med 80-årig bøg, dels fra en renafdrift (bøg), som er tilplantet med rødgran. De foreliggende tal kan kun anvendes til meget usikre skøn over udvaskningen. Sådanne skøn viser en N-udvaskning af størrelsesordenen 1-3 kg/ha/år og en P-udvaskning af størrelsesordenen 0,015-0,030 kg/ha/år.

Ovennævnte usikre skøn viser en udvaskning af N fra skove på morænejorde af nogenlunde samme størrelsesorden som for skovene på de sandede jorde, medens P-udvaskningen synes omkring en faktor 4 mindre end på sandjord.

Også fra egeskov på svær lerjord må man forvente et arealbidrag af næringsstoffer og organisk stof ved afstrømning via grøfterne. Florasammensætningen gør, at omsætningshastigheden er stor (god muld), og der vil ved løvfald lande mange blade i de vandaflørende grøfter. Statens Plan-teavlsforsøg, Højer har for nogle år først i 1970'erne indsamlet data fra Ganneskov på Stevns, og disse viser således N- og P-bidrag fra et areal på svær lerjord umiddelbart efter renafdrift af ca. 50-årig rødgran på 4,0-6,5 kg N/ha/år og 0,045-0,049 kg P/ha/år, og på et andet, større egebevokset areal 2,8-3,5 kg N/ha/år og 0,014-0,048 kg P/ha/år; størst i det mest nedbørige år (1972).

**Skov-
økosystemer
under inten-
siv drift**

Ved specielle driftsformer, intensiv skovdrift og skovpleje som f.eks. renafdrift, stærk udtynding eller samling af hugstaffald i stribet åbnes mulighed for forøget udvaskning af næringsstoffer og organisk stof. En lang række udenlandske undersøgelser viser, at renafdrift og bevoksningssplejeforanstaltninger som tyndinger, medfører øjeblikkelige og hyppigt drastiske stigninger i udvaskningen af næringsstoffer og en række andre stoffer. Bedst oplyst foreligger forholdene for NO_3^- , NH_4^+ , medens der er få oplysninger om P.

For N drejer det sig om stigninger i udvaskningen efter afdrift, der varierer mellem 50% og 5-600% eller mere. For de øvrige nævnte stoffers ved-

kommende er stigningen i reglen mindre end 100%. Ved tyndinger er udslaget mindre og falder iøvrigt med tyndingsintensiteten. Variationen fra studie til studie er meget betydelig.

Varigheden af udslaget er gennemgående kort undtagen, hvor afstrømningsområdet holdes vegetationsfrit. En typisk varighed er 5 til maksimalt 10 år.

Hvor hugstetterladenskaberne samles i striber (ofte på kørespor), som ikke brændes, antages det, at alt organisk materiale er omsat (mineraliseret), før der bliver brug for sporene ved den første tynding af den unge bevoksning (12–15 år efter plantningen). Striberne virker stærkt vegetations- og fordampningsdæmpende, hvilket giver gode mineraliseringsbetingelser (konstant jordfugtighed og afdæmpede temperaturvariationer) samtidig med, at der er relativt betydelige vandmængder til rådighed for udvaskningen og transporten af de ved mineraliseringen frigjorte stoffer. Potentielt drejer det sig om, at ialt ca. 300 kg N/ha udvaskes, og heraf vil formentlig hovedmængden blive mineraliseret i den omtalte 12–15 årige periodes første 2–5 år.

Gødskning

Pyntegrønt- og juletrækulturer gødes løbende som erstatning for de næringsstoffer, der bortføres med afgrøderne. For pyntegrønt drejer det sig om årlige tilførsler på niveauet 150 kg N pr. ha. I juletrækulturer gennemføres ofte en gødskning med N-gødning i august–september for at få træerne godt grønne inden høsten. I disse kulturer anvendes 50–100 kg N pr. ha.

I vedproduktionsbevoksninger på vstdanske sandjorder gennemføres gødskning med NPK-gødning i de sidste 10–20 år af omdriften. Der tilføres 125 kg N pr. ha hvert 5. år. Ferskvandslaboratoriets omtalte undersøgelser på Klosterhede distrikt var en opfølgning af dette program.

Endelig kan det nævnes, at man ved nykultur i vestjyske plantager hyppigt grundforbedrer med 500 kg superfosfat pr. ha.

Samlet vurdering af udvaskningen fra skovarealer

Det totale skovareal udgør en forholdsvis lille andel af landets areal (12%), og arealer under kultur, hvor der sker næringsstofmobilisering, er kun en lille del heraf.

Arealer med pyntegrønt og juletræer udgør også kun en lille andel, og er i mange tilfælde tidligere tjenestejorder, dvs. landbrugsarealer.

De foreliggende danske undersøgelser af arealbidragene fra skov af N synes at vise, at der er tale om mængder på maksimalt ca. 5 kg N/ha/år. Der synes at være en meget lille variation indenfor landets grænser, hvilket dog nok i nogen grad hænger sammen med beliggenheden og karakteren af de valgte undersøgelseslokaliteter. Det må imidlertid vurderes, at arealbidragene fra skov på sandede jorde i al væsentlighed skyldes udvaskning, medens en del af arealbidragene fra skov på de lerede jorde sker forholdsvis overfladisk ved afstrømning fra grøfter og lignende.

4.2. Spildevand

Langt størstedelen af Danmarks bysamfund er kloakerede og hovedparten af spildevandet ledes således via kommunale spildevandsanlæg til de ferske og – hovedsagelig – de marine vande.

På landsplan ledes nogenlunde lige store mængder industrispildevand og husspildevand til kommunale spildevandsanlæg.

Herudover afledes der husspildevand fra enkelte mindre bysamfund, spredte bebyggelser og sommerhusområder uden egentlig kloakering, og en række større virksomheder har egen, direkte udledning af industrispildevand.

Den overfladiske afstrømning fra befæstede arealer består fortrinsvis af regnvand, og indenfor de kloakerede områder ledes denne spildevandstype i et vist omfang direkte til recipient udenom de kommunale rensningsanlæg.

I det følgende omtales således hver for sig udledninger gennem kommunale spildevandsanlæg, udledninger fra spredt bebyggelse, sommerhusområder, direkte udledninger fra industri og afløb fra befæstede arealer. Endvidere omtales afløb fra lossepladser.

4.2.1. Udledning af N, P og organisk stof fra kommunale spildevandsanlæg

Opgørelsen af de udledte spildevandsmængder fra kommunale spildevandsanlæg i nærværende afsnit bygger for det første på resultaterne af en rundspørge, miljøstyrelsen har foretaget til samtlige amtskommuner om udledningen af N, P og organisk stof fra kommunale spildevandsanlæg i 1983. Dernæst bygger opgørelsen på en redegørelse om udledningen af N, P og organisk stof fra de kommunale spildevandsanlæg, som I. Krüger A/S har udarbejdet for miljøstyrelsen i 1984.

Resultaterne fra den amtskommunale undersøgelse kan inddeles efter nuværende rensningsforanstaltning, recipienttype og amtsvis, mens resultaterne fra I. Krüger A/S kan inddeles efter nuværende rensningsforanstaltning, recipienttype og afstrømningsområde.

Herudover adskiller de to undersøgelser sig fra hinanden ved, at den amtskommunale undersøgelse hovedsageligt er baseret på målte værdier for de forskellige parametre, mens undersøgelsen fra Krüger baserer sig på dimensioneringsgrundlaget for spildevandsanlæggene.

Endvidere omfatter Krügers undersøgelse kun anlæg, der er dimensioneret til mere end 500–700 p.e., mens den amtskommunale undersøgelse i princippet omfatter alle anlæg. Således omfatter den amtskommunale undersøgelse 2.244 kommunale spildevandsanlæg, hvorimod Krügers redegørelse kun omfatter 803 anlæg. Alligevel er spildevandsmængderne større i Krügers redegørelse, nemlig over 12 mio p.e. mod ca. 10.5 mio p.e. i de amtskommunale undersøgelser. Dette skyldes, at hovedparten af spildevandsanlæggene modtager mindre mængder spildevand, end de er dimensioneret til. Det skal dog i denne forbindelse nævnes, at der findes talrige eksempler på, at spildevandsanlæg er overbelastede eller underdimensionerede.

Den amtskommunale undersøgelse giver således et mere korrekt udtryk

for spildevandsmængder og udledningsmængder, og resultaterne herfra er derfor anvendt ved beskrivelsen af, hvorledes spildevandet renses og udledes på amtsniveau i øjeblikket. Krügers undersøgelse derimod er velegnet til en vurdering af konsekvenserne af etablering af yderligere rensningsforanstaltninger, og resultaterne er desforuden anvendt i forbindelse med opdelingen af udledningerne på afstrømningsområder.

Spildevands- mængder og spildevandets rensning

Den amtskommunale undersøgelse viser, at der ialt tilledes ca. 10,5 mio p.e. spildevand til kommunale spildevandsanlæg. Denne mængde spildevand har følgende indhold af kvælstof, fosfor og organisk stof:

36.285 tons kvælstof pr. år,
11.502 tons fosfor pr. år og
230.358 tons organisk stof pr. år, målt som BI_5 .

Rensningen af disse ca. 10,5 mio p.e. spildevand, er vist i tabel 4.2.1.

Tabel 4.2.1. Rensningsforanstaltninger på kommunale rensningsanlæg.

Rensningsforanstaltning	mio. p.e.	procent
ingen rensning	1,09	10
mekanisk	2,06	20
mekanisk-biologisk	7,09	67
mekanisk-kemisk	0,05	0,5
mekanisk-biologisk-kemisk	0,17	2
mekanisk-biologisk med kvælstoffjernelse	0,05	0,5
Ialt	10,51	100

Kilde: Rundspørge til amtskommunerne, miljøstyrelsen, 1984.

Den mekaniske rensning virker ved bundfældning af suspenderet stof, som herefter fjernes som slam. Ved denne rensningstype kan der regnes med en fjernelse af 20–40% af spildevandets indhold af BI_5 , alt efter spildevandets sammensætning. Den biologiske rensning foregår ved hjælp af mikroorganismer. Herved kan fjernes op til 85–95% af det organiske stof samt en varierende del af N og P.

Den kemiske rensning er især rettet mod fjernelse af P, og foregår ved en fældning med jern eller aluminiumsalte. Rensningsmetoderne kan kombineres på forskellig vis, afhængig af spildevandets sammensætning samt målsætningen for den konkrete recipient.

På baggrund af den rensningsaktivitet, der fremgår af tabel 4.2.1, udledes der følgende mængder fra de kommunale spildevandsanlæg:

ca. 24.000 tons kvælstof pr. år,
ca. 7.000 tons fosfor pr. år, og
ca. 72.000 tons organisk stof pr. år, målt som BI_5 .

I forhold til de tilledte mængder, svarer udledningen til 66% for kvælstof, 63% for fosfor og 31% for organisk stof.

**Udledning
fra kommunale spildevandsanlæg,
fordelt på recipienttyper
og amtskommuner**

a) Udledning til ferskvandsrecipienter

Ialt tilledes der 3,7 mio p.e. til spildevandsanlæg, der afleder til ferskvandsområder. Af denne tilledning renses 8% mekanisk, 86% mekanisk-biologisk, 5% mekanisk-biologisk-kemisk eller mekanisk-kemisk og knapt 1% mekanisk-biologisk med kvælstoffjernelse. En meget lille del udledes urenset.

I tabel 4.2.2 er givet en oversigt over udledningen af N, P og organisk stof fra kommunale spildevandsanlæg til ferske recipienter i de enkelte amtskommuner.

Tabel 4.2.2. Udledte mængder af N, P og organisk stof til ferskvandsområder fra kommunale spildevandsanlæg. 1983.

Udledte mængder	Total-N tons/år	Total-P tons/år	BI ₅ tons/år
Amtskommune			
Hovedstadsområdet	1.074	358	1.156
Bornholm	8	3	52
Vestsjælland	254	162	670
Storstrøms	1.051	321	1.079
Fyn	748	288	1.297
Sønderjylland	447	161	1.466
Vejle	560	167	804
Ribe	684	233	543
Århus	1.106	384	1.463
Ringkjøbing	835	292	786
Viborg	812	269	928
Nordjylland	901	309	657
Total	8.480	2.947	10.901

Kilde: som tabel 4.2.1.

b) Udledning til saltvandsrecipienter

Ialt tilledes der 6,8 mio p.e. til kommunale spildevandsanlæg, der afleder til saltvandsområder. Af denne tilledning bliver 17% ikke rensset, 26% bliver mekanisk rensset, og 56% bliver mekanisk-biologisk rensset og mekanisk-kemisk og mekanisk-biologisk med kvælstoffjernelse tegner sig for mindre end 1%.

I tabel 4.2.3 er vist udledningen af N, P og organisk stof fra kommunale spildevandsanlæg til saltvandsrecipienterne i de enkelte amtskommuner.

I tabel 4.2.4 er vist den samlede fordeling af udledningerne på ferskvands- og saltvandsrecipienter, dels i tons/år, dels i procent. Til trods for at tilledningen til kommunale spildevandsanlæg, der udleder til ferskvandsrecipienter udgør ca. 1/3 af den totale spildevandsmængde, svarer udledningen kun til 15% for BI₅, hvorimod fordelingen af N og P udledningen på ferskvands- og saltvandsrecipienter stort set svarer til fordelingen

i tilledningen. Det hænger som tidligere nævnt sammen med, at biologisk rensning er mere udbredt til ferskvandsområder, og at den biologiske rensning især er virkningsfuld over for organisk stof.

Tabel 4.2.3. Udledte mængder af N, P og organisk stof til saltvandsområder fra kommunale spildevandsanlæg, 1983.

Udledte mængder	Total-N tons/år	Total-P tons/år	BI ₅ tons/år
Amtskommune			
Hovedstadsområdet	6.397	1.558	9.459
Bornholm	314	98	1.885
Vestsjælland	192	87	213
Storstrøms	695	207	2.485
Fyn	699	215	3.055
Sønderjylland	419	95	1.849
Vejle	846	191	5.743
Ribe	883	339	3.844
Århus	1.081	268	6.590
Ringkjøbing	220	558	334
Viborg	491	163	1.601
Nordjylland	3.362	1.020	23.948
Total	15.599	4.299	61.006

Kilde: som tabel 4.2.1.

Tabel 4.2.4. Udledningens fordeling på ferskvands- og saltvandsrecipienter.

	Udledning			N procent	P procent	BI ₅ procent
	tons N/år	tons P/år	tons BI ₅ /år			
Ferskvand	8.480	2.947	10.901	35	41	15
Saltvand	15.599	4.299	61.006	65	59	85
Total	24.079	7.246	71.907	100	100	100

Kilde: som tabel 4.2.1.

**Udledninger
fra kommu-
nale spildevandsanlæg
fordelt på
afstrømnings-
områder**

I tabellerne 4.2.5, 4.2.6 og 4.2.7 nedenfor, er udledninger fra kommunale spildevandsanlæg fordelt på afstrømningsområder (bokse). Afstrømningsområderne fremgår af figur 4.2.1 og er i øvrigt identiske med de afstrømningsområder, der anvendtes i miljøstyrelsens såkaldte belastningsundersøgelse fra 1983, for så vidt angår den del af landet, der afstrømmer til de indre danske farvande. De øvrige dele af landet (Bornholm, Jylland vest for den jyske højderyg samt de vestlige dele af Nordjylland) er til brug i denne sammenhæng tillige inddelt i bokse. I tabellerne er udledningerne endvidere opdelt på recipienttyper.

Tabel 4.2.5. Udledning af N i tons/år fordelt på bokse og recipienttyper.

Box nr.	a	b	c	d	total
5.01				7	7
5.02	6	285	19	37	347
5.03	0	10		499	509
6.01		92		2.357	2.449
6.02	103	347		9.588	10.038
6.03		5		11	16
6.04		9		165	174
6.06	920	106	13	765	1.804
6.07	6			117	123
6.08		10		893	903
6.09		27		77	104
6.10	15	121	245	553	934
6.11	15	102		172	289
6.12	725	621		959	2.305
6.13	64	423	102	177	766
6.14		122	73	282	477
6.15	1.305	39		28	1.372
6.16		28		12	40
6.17	197	58	520	34	809
6.18	342	498	16	800	1.656
7.01	1.120		907	148	2.175
7.02		3		224	227
7.03	2.360	57	289	161	2.867
7.04	1.203	1.204	1.068	147	3.622
7.05	39			1.013	1.052
8.01	447			388	835
9.01	1.211				1.211
9.02	631			7	638
9.03	58	1.282		588	1.928
Ialt	10.767	5.449	3.252	20.209	39.677

recipienttype a): søer samt vandløb til søer og lukkede fjorde,

recipienttype b): vandløb til åbne bugter, sund, bælter og have,

recipienttype c): lukkede fjorde og øvrige lukkede salte og brakke vande,

recipienttype d): åbne bugter, sund, bælter og have.

Kilde: Redegørelse til miljøstyrelsen fra I. Krüger A/S, 1984.

Tabel 4.2.6. Udladning af P i tons/år fordelt på bokse og recipienttyper.

Box nr.	a	b	c	d	total
5.01				2	2
5.02	2	98	6	13	119
5.03		4		172	176
6.01		32		880	912
6.02	35	120		3.635	3.790
6.03		2		4	6
6.04		3		63	66
6.06	311	36	20	281	648
6.07	2			45	47
6.08		3		322	325
6.09		9		27	36
6.10	6	42	95	210	353
6.11	5	35		66	106
6.12	260	226		367	853
6.13	22	153	38	66	279
6.14		42	26	109	177
6.15	519	13		10	542
6.16		10		4	14
6.17	70	20	200	13	303
6.18	118	171	5	308	602
7.01	391		324	56	771
7.02		1		86	87
7.03	791	20	67	61	939
7.04	432	450	369	53	1.304
7.05	14			382	396
8.01	161			123	284
9.01	435				435
9.02	218			2	220
9.03	20	447		226	693
Ialt	3.812	1.937	1.150	7.586	14.485

recipienttype a): søer samt vandløb til søer og lukkede fjorde,
recipienttype b): vandløb til åbne bugter, sund, bælter og have,
recipienttype c): lukkede fjorde og øvrige lukkede salte og brakke vande,
recipienttype d): åbne bugter, sund, bælter og have.

Kilde: som tabel 4.2.5.

Tabel 4.2.7. Udledning af organisk stof, målt som BI₅ i tons/år fordelt på bokse og recipienttyper.

Box nr.	a	b	c	d	total
5.01				5	5
5.02	4	202	15	32	253
5.03		14		2.410	2.424
6.01		82		5.256	5.338
6.02	108	313		17.614	18.035
6.03		3		46	49
6.04		7		700	707
6.06	1.157	89	20	2.128	3.394
6.07	4			479	483
6.08		7		2.433	2.440
6.09		19		163	182
6.10	16	114	1.073	2.057	3.260
6.11	10	75		750	835
6.12	1.231	828		3.986	6.045
6.13	45	623	306	570	1.544
6.14		144	97	1.233	1.474
6.15	1.583	28		20	1.631
6.16		43		59	102
6.17	191	41	2.272	83	2.587
6.18	330	592	11	3.406	4.339
7.01	1.178		1.029	598	2.805
7.02		2		979	981
7.03	2.550	41	321	678	3.590
7.04	1.333	4.068	1.887	176	7.464
7.05	44			3.264	3.308
8.01	549			1.611	2.160
9.01	1.477				1.477
9.02	545			5	550
9.03	41	1.221		2.478	3.740
Ialt	12.396	8.556	7.031	53.219	81.202

recipienttype a): søer samt vandløb til søer og lukkede fjorde,

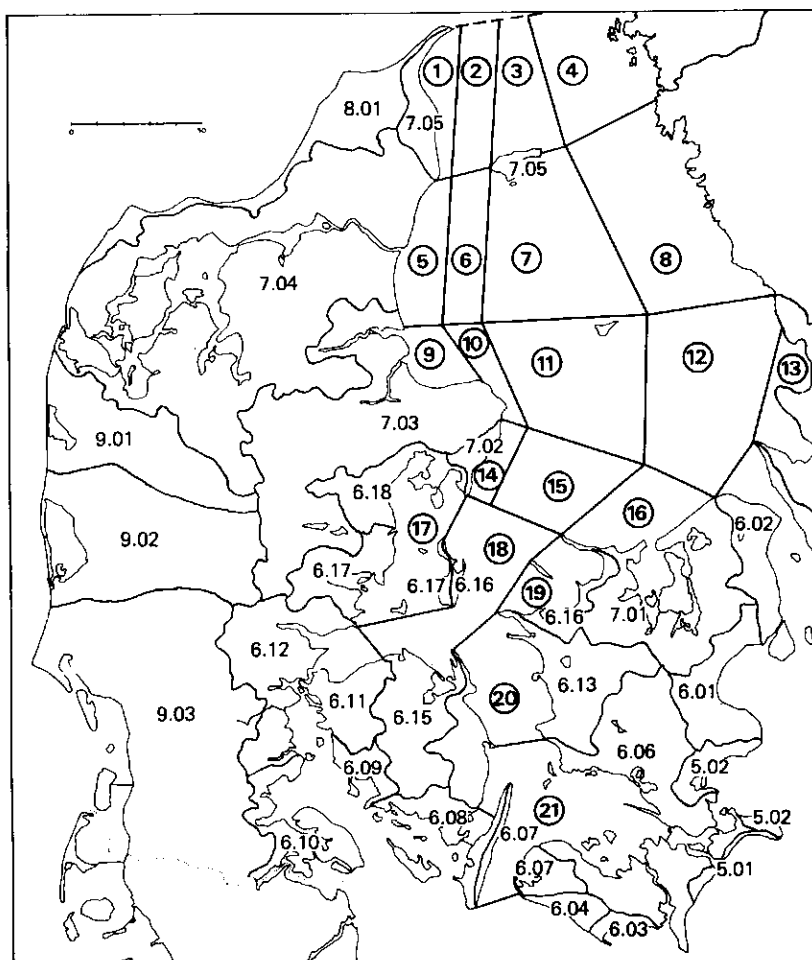
recipienttype b): vandløb til åbne bugter, sunde, bæltter og have,

recipienttype c): lukkede fjorde og øvrige lukkede salte og brakke vande,

recipienttype d): åbne bugter, sunde, bæltter og have.

Kilde: som tabel 4.2.5.

Figur 4.2.1. Boks-inddelingen, afstrømningsområder og marine inddelinger.



Kilde: Landbrugsministeriets arealdatakontor og miljøstyrelsen.

Inddelingen af udledningerne på afstrømningsområder og de nævnte recipienttyper er foretaget på grundlag af Krügers redegørelse, hvorfor tallene ikke er direkte sammenlignelige med tallene fra den amtskommunale redegørelse.

4.2.2. Udledning af husspildevand uden for byområder

Områder udenfor byområder består af landsbyer med mindre end 200 indbyggere, spredt bebyggelse samt sommerhusbebyggelse. Fra denne type områder findes der kun lidt konkret viden om spildevandsmængder og

og behandling. Opgørelserne i dette afsnit er derfor i høj grad baseret på skøn.

**De små
landsbyer**

I 1977 skønnede miljøstyrelsen, at der boede 300.000 mennesker i de 2.500 landsbyer, som har et indbyggertal på under 200.

En del af disse landsbyer er kloakeret, og spildevandet bliver behandlet enten i et anlæg i landsbyen eller bliver transporteret til et større anlæg.

I 1983 fandtes der ca. 1.000 kommunale rensningsanlæg på under 200 p.e. En stor del af disse rensningsanlæg betjener formentlig landsbyer. Dette tyder på at lidt under halvdelen af landsbyerne har eget rensningsanlæg. Hvor stor en del af de øvrige landsbyer der er kloakeret og borttransporterer spildevandet, vides ikke. Udledningen fra de kloakerede landsbyer er medtaget i afsnittet om udledning fra kommunale rensningsanlæg.

Anslår man, at 200.000 mennesker bor i landsbyer, der ikke er kloakerede, og at spildevandet fra halvdelen nedsives i jorden, og fra den anden halvdel tilledes overfladevand efter passage gennem en septiktank, fås tilledning til jorden pr. år på ca. 1.300 tons organisk stof, ca. 120 tons fosfor og 400 tons kvælstof. Tilledningen til overfladevand vil være af samme størrelsesorden.

**Spredt be-
byggelse**

Områder med spredt bebyggelse er typisk landbrugsejendomme. Ialt findes der lidt over 150.000 stuehuse, der er beboet af lidt over 450.000 mennesker.

OBSERVA har for miljøstyrelsen i 1984 foretaget en spørgeskemaundersøgelse om, hvorledes husspildevandet afledes fra landbrugsejendomme. Undersøgelsen omfattede 1.369 ejendomme, der alle havde et jordtilliggende på over 5 ha.

Der er i undersøgelsen redegjort dels for afledning af spildevand fra toiletter (sort spildevand), dels for afledning af vand fra køkkenvaske og badeværelser (gråt spildevand).

Undersøgelsens hovedresultat fremgår af tabel 4.2.8.

Ud fra kendskab til husspildevands normale indhold af kvælstof, fosfor og organisk stof, til normal rensningseffektivitet samt en antagelse om at fordelingen på de 1.369 adspurgte ejendomme svarer til fordelingen for samtlige stuehuse, kan det skønnes, hvor store forureningsmængder, der udledes til overfladevand og afledes til jorden. Dette skøn fremgår af tabel 4.2.9.

I sommerperioden vil afledning til jord være noget større og afledning til overfladevand noget mindre end den i tabellen nævnte. Om vinteren vil forholdet være omvendt.

**Sommerhus-
områder**

Ialt findes der knapt 180.000 sommerhuse i Danmark. I 1977 skønnede miljøstyrelsen, at belægningen i gennemsnit var 4 personer pr. hus i 3 måneder om året. Der findes ingen oversigter over, i hvilket omfang sommerhusområder er kloakeret. Antages det, at spildevandet fra halvdelen af sommerhusene nedsives og fra den anden halvdel tilledes overfladevand efter at have løbet gennem en septiktank, kan det skønnes, at der i de tre sommermåneder afledes 1.200 BI₅, 100 tons fosfor og 330 tons kvælstof til jorden. Tilsvarende mængder afledes til overfladerecipienterne.

Tabel 4.2.8. Den procentvise afledning af husspildevand fra 1.369 landbrugsejendomme (1984).

	Gråt spildevand procent	Sort spildevand procent
Samletank	13	12
Kommunalt eller privat fællesspildevandsanlæg		
Sø, mose eller vandløb – direkte, uden rensning	19	1
Septiktank med udledning til sø, mose eller vandløb		
sommer	10	18
vinter	33	48
Septiktank med afløb til nedsivningsanlæg		
sommer	54	58
vinter	31	28
Septiktank samt sivedræn eller sandfilter med afledning til sø, mose eller vandløb	3	3
Eget biologisk rensningsanlæg med afledning til sø, mose eller vandløb	1	1
Afløbsfrie toiletter	–	7
Total	100	100

Kilde: OBSERVA: Husspildevand i landbruget, 1984.

Tabel 4.2.9. Afledning af spildevand fra stuehuse efter evt. rensning.

	tons N/år	tons P/år	tons BI ₅ /år
Til overfladerecipienten	550	230	2.700
Til jorden	800	250	2.700

**Total
afledning**

Som omtalt transporteres en del af spildevandet til kommunale rensningsanlæg. Bortset fra dette spildevand kan det skønnes, at afledning er som anslået i tabel 4.2.10.

Tabel 4.2.10. Skøn over afledning af husspildevand udenfor kloakerede områder.

	tons N/år	tons P/år	tons BI ₅ /år
Afledning fra landsbyer til			
jord	400	120	1.300
overfladevand	400	120	1.300
Afledning fra stuehuse til			
jord	550	230	2.700
overfladevand	880	250	2.200
Afledning fra sommerhusområder* til			
jord	330	100	1.200
overfladevand	330	100	1.200
Total afledning uden for kloakerede områder	2.890	920	10.400
Total til jord	1.280	450	5.200
Total til overfladevand	1.610	470	5.200

* Afledningen finder sted 3 måneder om året.

4.2.3. Direkte udledning af industrispildevand

I dette afsnit opgøres den direkte udledning af industrispildevand med et indhold af N, P og organisk stof til marine og ferske recipienter. Endvidere indeholder afsnittet en opgørelse af de mængder af kvælstof, fosfor og organisk stof, der udsprøjtes med industrispildevand på markarealer.

Ved direkte udledning forstås spildevand, der ikke tilledes det kommunale afløbsnet – og dermed ikke behandles i eventuelt tilsluttede kommunale renseanlæg.

Opgørelsen er baseret på en redegørelse om industriens direkte spildevandsudledninger, som miljøstyrelsen har ladet firmaet I. Krüger A/S udarbejde.

Det skønnes, at det i opgørelsen er lykkedes at få identificeret samtlige virksomheder med betydende udledninger af NPO, som er sagsbehandlet hos amtskommuner og kommuner. Undtagelserne vil typisk være småindustrier (enkeltmandsvirksomheder), f.eks. håndværkspræget filletteringsvirksomhed på havnene. Bidraget fra disse ligger imidlertid indenfor opgørelsens sikkerhedsmargin (oprunding af værdier).

Udledning af NPO til ferske recipienter

I tabel 4.2.11 er givet en oversigt over de samlede stofmængder, der udledes til ferske recipienter ved direkte udledning af industrispildevand.

På landsplan er der registreret ialt 20 virksomheder med en betydende direkte udledning af NPO.

Tabel 4.2.11. Direkte udledning af industrispildevand til ferske recipienter.

Amtskommune	Udledte mængder i tons/år			
	Total-N	Total-P	BI ₅	COD
Hovedstadsområdet	0,3	0,03	2	4
Vestsjællands amtskommune	2	4	4	13
Storstrøms amtskommune	7	2	64	174
Vejle amtskommune	1	0,2	38	150
Ribe amtskommune	72	4	53	308
Århus amtskommune	14	1	58	134
Ringkjøbing amtskommune	37	10	32	124
Viborg amtskommune	0,5	0,1	0,3	0,6
Den samlede udledning	134	21	251	910

Anm.: De manglende amtskommuner har ingen direkte udledning af industrispildevand til ferske recipienter.

Kilde: I. Krüger A/S. Direkte udledning af industrispildevand, 1984.

**Udledning af
NPO til
marine
recipienter**

I tabel 4.2.12 er givet en oversigt over de samlede stofmængder, der udledes til marine recipienter ved direkte udledning af industrispildevand.

På landsplan er der registreret ialt 58 virksomheder med en betydende direkte udledning af NPO.

Tabel 4.2.12. Direkte udledning af industrispildevand til marine recipienter.

Amtskommune	Udledte mængder i tons/år			
	Total-N	Total-P	BI ₅	COD
Hovedstadsområdet	50	25	6.550	200
Vestsjællands amtskommune	270	64	1.620	4.040
Storstrøms amtskommune	200	14	6.120	10.760
Fyn amtskommune	82	16	2.560	5.400
Sønderjyllands amtskommune	56	12	275	1.200
Vejle amtskommune	1.250	1.870	7.580	30.200
Ribe amtskommune	500	50	5.000	10.000
Århus amtskommune	340	26	2.760	6.680
Ringkjøbing amtskommune	710	1.030	4.200	8.260
Viborg amtskommune	90	9	640	1.240
Nordjyllands amtskommune	400	44	3.750	7.130
Den samlede udledning	4.150	3.160	41.050	113.100

Anm.: De manglende amtskommuner har ingen direkte udledning af industrispildevand til marine recipienter.

Kilde: som tabel 4.2.11.

**Udsprøjtning
af industri-
spildevand**

I tabel 4.2.13 er givet en oversigt over de samlede stofmængder, der udsprøjtes med industrispildevand på markarealer.

Tabel 4.2.13. Udsprøjtning af industrispildevand på markarealer.

Amtskommune	Udsprøjet mængder i tons/år		
	Total-N	Total-P	BI ₅
Vestsjællands amtskommune	6	1,6	35
Storstrøms amtskommune	0,9	0,1	22
Fyns amtskommune	13	2	390
Sønderjyllands amtskommune	106	36	1.500
Vejle amtskommune	24	7	130
Ribe amtskommune	31	12	235
Århus amtskommune	135	33	1.400
Ringkjøbing amtskommune	247	45	1.300
Viborg amtskommune	127	46	1.750
Nordjyllands amtskommune	203	61	2.090
Bornholms amtskommune	6	1,1	30
Den samlede udsprøjtning	900	245	8.882

Kilde: I. Krüger A/S. Udsprøjtning af industrispildevand, 1984.

**Samlet
udledning
af NPO**

I tabel 4.2.14 anføres en oversigt over den samlede udledning fra industrien af NPO.

Tabel 4.2.14. Samlet direkte udledning af industrispildevand fordelt på recipienttyper.

Recipient	Total-N	Total-P	BI ₅
Markarealer	17%	7%	18%
Ferske vande	3%	1%	0,5%
Marine vande	80%	92%	82%
Ialt	100%	100%	100%

Kilde: se tabel 4.2.11 og 4.2.13.

Det fremgår af tabel 4.2.14 at langt de største mængde af NPO udledes til marine recipienter. Dette er imidlertid ikke ensbetydende med at de forureningsmæssige konsekvenser af udledningerne er størst i de marine recipienter.

Direkte udledning af NPO i industrispildevand

I tabel 4.2.15 nedenfor er de direkte udledninger fra industri af N, P og organisk stof fordelt på afstrømningsområder. Afstrømningsområderne svarer til de, der anvendtes i forbindelse med beskrivelsen af udledninger fra kommunale spildevandsanlæg, jfr. 4.2.1.

Tabel 4.2.15. Direkte udledning af industrispildevand fordelt på afstrømningsområder (bokse).

Bokse	BI ₅ tons/år	N tons/år	P tons/år
5.01	0	0	0
5.02	0	0	0
6.01	6.525	147	25
6.02	0	0	0
6.03	0	0	0
6.04	78	6	1
6.06	5.800	342	20
6.07	389	25	1
6.08	0	0	0
6.09	2.544	77	10
6.10	275	56	13
6.11	2	1	5
6.12	7.584	1.248	1.877
6.13	1.360	162	57
6.14	0	0	0
6.15	14	4	2
6.16	146	16	2
6.17	103	5	1
6.18	48	112	13
7.01	127	165	4
7.02	2.562	210	11
7.03	71	22	2
7.04	4.851	835	1.046
7.05	675	68	7
8.01	3.050	300	30
9.03	5.000	500	50

Anm.: Tabellen indeholder ikke udledninger til jord.

Kilde: som tabel 4.2.11. Bokse jfr. Landbrugsministeriets arealdatakontor 1982-11-23 og miljøstyrelsen.

4.2.4. Udledning af NPO fra overfladisk afstrømning fra befæstede arealer

Der findes to hovedgrupper af udledninger for den overfladiske afstrømning fra befæstede arealer. Udledninger fra separatkloakerede områder, hvor overfladevandet afledes separat i eget ledningsnet direkte til recipient og udledninger fra fælleskloakerede områder, hvor overfladevandet bortledes i samme ledningsnet som det øvrige spildevand. Udledningerne sker her via overløbsværker og opblandet med øvrigt spildevand.

En lang række lokale forhold som nedbør, befæstelsens karakter, ledningsnettets udformning m.v. er bestemmende for den enkelte udledning. En nøjere opgørelse af stofmængderne fra denne kilde vil derfor betinge en detaljeret beskrivelse af samtlige udledningers forudsætninger. Et sådant datasæt findes ikke, og vil iøvrigt være betydeligt ressourcekrævende at etablere. Imidlertid vil et skøn over udledningsmængderne på landsbasis kunne foretages via en generalisering, der nødvendigvis indebærer en vis usikkerhed. Der findes i litteraturen flere eksempler på generaliseringsmetoder, der kan vælges.

I tabel 4.2.16 er vist den samlede udledning af NPO fra befæstede arealer, fordelt på henholdsvis separat- og fælleskloakerede områder, som er fremkommet ved en beregningsmetode, der kort skal beskrives i det følgende.

Udledninger af overfladevand fra separatkloakerede områder

Hovedstadsrådet har i samarbejde med Laboratoriet for teknisk Hygiejne, DtH, opstillet en generaliseringsmetode for belastninger fra separatkloakerede områder (Mølleå-systemets opland).

Der er her fundet, at den gennemsnitlige årlige udledning af overfladevand fra de pågældende områder udgør ca. 3.860 m³/bef. ha.

Der er endvidere fundet følgende gennemsnitskoncentrationer for Tot-N, Tot-P og organisk stof, målt som BI₅:

Tot-N: 2,66 mg/l

Tot-P: 0,24 mg/l

BI₅: 6,1 mg/l

På grundlag af miljøstyrelsens sektorregørelse om spildevandsplanlægning, marts 1981, kan det skønnes, at for landet som helhed er ca. 100.000 ha kloakeret med separatsystem.

Ved benyttelse af disse forudsætninger fremkommer den i tabel 4.2.16 viste belastning fra overfladevand fra separatkloakerede arealer.

Udledninger af overfladevand fra fælleskloakerede områder

I dette tilfælde er der for angivelsen af et skøn over belastningen benyttet en simplificering af principperne i Spildevandskomitéens skrift nr. 21.

Det samlede kloakerede areal i landet med fællessystem, kan i henhold til miljøstyrelsens sektorregørelse om spildevandsplanlægning, marts 1981, ansættes til ca. 80.000 ha.

Antal overløbsbygværker er angivet til ca. 4.000. Den gennemsnitlige oplandsstørrelse for det enkelte overløbsbygværk kan herefter fastsættes til ca. 20 ha.

Det er i beregningerne iøvrigt forudsat, at spildevandsbelastningen er 0,5 l/sek./ha, at afløbskapaciteten fra overløbsbelastningen er fem gange så stor, som spildevandsbelastningen, at den fuldtløbende afløbstid er 30 minutter, og at befæstelsesgraden er 0,5. Disse forudsætninger giver en total aflastningsmængde på 2.000 m³/år.

Endvidere er det i beregningerne forudsat, at forholdet mellem ledet overfladevand og spildevand er som 1:8, samt at stofkoncentrationen af det fællesafledede overfladevand svarer til det separat afledede. For spildevandet er der benyttet følgende værdier:

Tot-N: 32 mg/l
 Tot-P: 10 mg/l
 BI₅: 75 mg/l

Tabel 4.2.16. Belastning med NPO fra overfladisk afstrømning fra befæstede arealer.

	separatkloakerede områder	Belastning fra: fælleskloakerede områder	samlet belastning
Vandmængde mio m ³ /år	190	40	230
BI ₅ t/år	1.180	550	1.750
Tot-N t/år	510	235	745
Tot-P t/år	45	50	95

4.2.5. Udledning af NPO fra lossepladser

På lossepladser slutdeponeres normalt alle affaldstyper, det vil sige dagrenovation, erhvervsaffald, storskrald, haveaffald, bygge- og anlægsaffald, slam fra spildevandsrensning anlæg m.v. Lossepladser godkendes af amtsrådet, og amtsrådet tager i forbindelse med godkendelsen stilling til, hvordan forurenede, gennemsivende regnvand (perkolat) skal bortskaffes. I langt de fleste tilfælde kræves det, at perkolatet transporteres til behandling på et kommunalt rensningsanlæg. Kun i tilfælde, hvor det vurderes, at en recipient er tilstrækkeligt robust, eller der ikke er vandindvindingsinteresser, tillades udledning direkte til recipient eller nedsivning til grundvandet.

I en almindelig losseplads findes en stor mængde organisk affald, som nedbrydes med tiden. Nedbrydningsprodukterne er for størstedelens vedkommende vandopløselige, og forlader altså lossepladsen med perkolatet.

Perkolatet indeholder i reglen kun fosfor i relativt lave koncentrationer, mens kvælstofindholdet derimod som regel vil være højt. Da nedbrydningen i lossepladser sker anaerobt, det vil sige uden tilstedeværelse af ilt, vil det meste kvælstof være på ammonium-form og altså vandopløseligt.

Perkolat er især karakteriseret ved et meget højt indhold af organisk stof. Perkolatets sammensætning og koncentrationen af organisk stof ændres med lossepladsens alder, idet koncentrationen af organisk stof er højest i en »ny plads«.

Den mængde perkolat, der transporteres til behandling på kommunale spildevandsanlæg, er inkluderet i opgørelsen i 4.2.1 om udledninger fra kommunale spildevandsanlæg. Der foreligger ingen oplysninger om størrelsen af de mængder perkolat, der enten udledes direkte til recipienten, eller nedsives til grundvandet, men det vurderes, at de er af ringe omfang, og at de kun har forureningsmæssig interesse i enkelte lokale områder.

4.3. Dambrug

Der findes ca. 550 dambrug og ca. 15 havbrug (anlæg på søterritoriet). Så godt som alle dambrug findes i Jylland.

Forureningen med NPO opstår dels som følge af foderspild, dels fra fiskenes stofskifteprodukter. Foderspildet er særlig stort ved fodring med vådfoder (hakket fisk) som normalt resulterer i udledning af fiskerester, fiskeolie m.v.

Den danske produktion af dambrugsørreder er fra 1974 til 1983 steget fra ca. 12.000 tons til omkring 24.000 tons. Antallet af dambrug har i den samme periode været en smule faldende.

Produktionsforøgelsen er derfor fremkommet ved en mere intensiv drift på igangværende anlæg, bl.a. ved hjælp af beluftning, recirkulation af vandet og overgang fra vådfoder til tørfoder. Desuden kan de senere års forøgede vandføring i vandløbene have givet grundlag for en del af fremgangen.

Udviklingen af bedre tørfodertyper har ført til, at en stigende del af produktionen (i 1983 omkring 75 %) tilvejebringes med tørfoder, hvor stort set al fodring tidligere foregik med vådfoder.

Ændringen i fodertype har mange steder ført til betydelige miljømæssige forbedringer, idet vandløbene ikke længere forurenes af organisk stof i form af fiskeolie og fiskerester fra spildt foder.

Denne forbedring er dog modvirket af en forøget udledning af kvælstof og fosfor som følge af produktionsudvidelsen. Desuden udnyttes vandet i dambrugene nu langt mere intensivt end tidligere.

Tabel 4.3.1. Anslået udledning af NPO fra dambrug på afstrømningsområder, jfr. fig. 4.2.1.

Boks nr.	Antal dambrug	N	t/år P	BI ₅
6.10	5	11-44	2-6	22
6.12	90	194-783	39-106	387
6.17	6	13-52	3-7	26
6.18	6	13-52	3-7	26
7.03	82	176-704	35-97	353
7.04	111	239-956	48-130	477
7.05	5	11-44	2-6	22
8.01	3	6-24	1-4	13
9.02	112	240-960	48-132	480
9.03	95	207-828	41-112	415
9.04	31	66-264	13-35	133
Ialt	546*	1.176-4.706	235-693	2.354

* Desuden findes 4 dambrug fordelt på forskellige fynske bokse. Udledningen fra disse dambrug udgør en forsvindende del af den samlede udledning.

Udledningen af NPO fra dambrug er beregnet ud fra en årlig produktion på 24.000 tons, svarende til 44 tons/dambrug (ialt 550 dambrug). På baggrund af skøn fra Dansk Dambrugsforening er det forudsat, at udledningerne fra 1 ton produceret fisk er 50 kg N, 10 kg P og 100 kg BI_5 . Beregningerne er udført under den forudsætning, at der anvendes tørfoder på alle dambrug. Da omkring 25% af den samlede produktion imidlertid sker på grundlag af vådfoder, er der foretaget en supplerende beregning for kvælstof og fosfor ud fra den aktuelle foderanvendelse. En tilsvarende beregning for organisk stof har ikke været mulig. Den samlede udledning fra dambrug skønnes at ligge indenfor de i tabellen angivne rammer.

Beregningerne viser, at udledningen af organisk stof fra dambrug udgør en meget betydelig enkeltkilde til udledning af dette stof til vandløb og søer sammenlignet med andre tilladte punktkilder.

Denne del af udledningen vil normalt kun påvirke recipientens forureningstilstand i en vis afstand nedstrøms dambruget. Omfanget af denne påvirkning fremgår af undersøgelser i Ribe og Ringkjøbing amtskommuner.

I 1983 udsendte Ribe amtskommune en rapport om recipientundersøgelser omkring dambrug i juli/august 1982. Det fremgår, at omkring 25% af amtskommunens ca. 100 dambrug giver væsentlige forureningsmæssige problemer og at forureningstilstanden nedenfor mere end halvdelen af dambrugene er dårligere end svarende til den tilstand, der normalt accepteres i fortyndingszonen nedenfor et dambrug.

En tilsvarende undersøgelse af dambrugene i Ringkjøbing amtskommune i 1983 har vist, at udledningsforholdene ved 50% af de 128 undersøgte dambrug var uacceptable eller utilstrækkelige.

Dambrугenes bidrag med næringssalte udgør en begrænset andel af den samlede næringssaltudledning til ferske vande. Da mange dambrug er beliggende i de øvre dele af vandsystemerne, kan næringssaltene imidlertid udgøre et væsentligt bidrag til eutrofiering af nedenfor liggende søer, og en række søer er stærkt påvirket af dambrugsdrift. Dette er tilfældet ved Hald Sø, Salten Langsø og Rørbæk Sø. Tilsvarende kan dambrugs bidrag til belastningen af visse kystområder udgøre en betydelig del, selv om dambrугenes bidrag med næringssalte til de indre farvande kun udgør en forsvindende del (under 1%) af det samlede bidrag fra dansk landområde.

4.4. Luften

4.4.1. Tilførsel til luften (emissioner)

**Energi,
transport,
industri**

Ved forbrænding af fossile brændsler i de såkaldte energiproducerende anlæg, dvs. enhver form for fyringsanlæg og forbrændingsmotorer emitteres der til atmosfæren varierende mængder af nitrogenoxider.

Langt den største del (op til 90%) af nitrogenoxiderne emitteres som NO, medens resten af nitrogenet i al væsentlighed emitteres som NO₂. Summen af NO og NO₂ betegnes som NO_x.

Emissionen af NO_x skyldes oxidation af dels forbrændingsluftens nitrogen (termisk NO_x) og dels brændslets nitrogen (brændsels-NO_x).

Dannelse af termisk NO_x er stærkt afhængig af temperaturen i flammens kerne, gassens opholdstid ved høje temperaturer samt luftoverskuddet. Ved temperaturer under 1.200°C er dannelse af termisk NO_x beskednen, men øges ved temperaturer over 1.500°C under forudsætning af at der er tilstrækkeligt med ilt til rådighed.

Dannelsen af brændsels- NO_x forudsætter, som navnet antyder, at der findes kvælstof i brændslet. For kul ligger indholdet af kemisk bundet kvælstof normalt mellem 0,6 og 1,7%, men kan variere mellem 0 og 2%. I olie kan indholdet være op til 1%. Derimod indeholder naturgas intet organisk bundet kvælstof og praktisk taget intet uorganisk kvælstof. Ved gasforbrænding dannes der derfor kun termisk NO_x .

For store kulfyrede anlæg som f.eks. dansk elværker, hvor kullene formales til støv og blæses ind i kedlen, udgøres 80% af nitrogenoxiderne i røggassen af brændsels- NO_x . Ved fueloliefyrede anlæg er ca. halvdelen af nitrogenoxiderne i røggassen brændsels- NO_x .

I forbrændingsmotorer sker forbrændingen ved temperaturer på omkring 2.500°C og langt den væsentligste del af NO_x -emissionen er termisk- NO_x .

Til illustration af variationen af NO_x -emissionen ved forskellige brændsler og anlægstyper er der i tabel 4.4.1 angivet emitteret mængde NO_2 pr. energimængde.

Tabel 4.4.1. Emissionsfaktorer for nitrogenoxider.

Anlægstype	Brændsel	kg NO_2 /TJ
Elværker	Kul	480
	Fuelolie	240
	Naturgas	200
Fjernvarme/ industrieanlæg	Kul/koks	200
	Fuelolie	150
	Gasolie	100
	Naturgas	100
Bolig- og rumopvarmning	Kul/koks	50
	Fuelolie	150
	Gasolie	50
	Naturgas	30
Færdsel	Benzin	900
	Gas	900
	Dieselolie	600

1 TJ = 10^{12} Joule.

Den seneste opgørelse over emissionen af NO_x fra fyringsanlæg og trafik er udarbejdet for 1980 i forbindelse med arbejdet i det af miljøstyrelsen nedsatte forsøringsudvalg. Rapporterne fra forsøringsudvalget er grundlaget for dette afsnit.

Emission af N fra NO_x er gengivet i tabel 4.4.2 for fem grupper af kilder. For trafikgruppen er emissionen beregnet på grundlag af emissionsfaktorerne og antal kørte km. For de øvrige kildegrupper er emission beregnet ud fra de foran nævnte emissionsfaktorer (tabel 4.4.1).

Tabel 4.4.2. NO_x -emission for 1980 angivet som tons N, fordelt på grupper af kilder.

Elværker	37.100
Industri	10.600
Fjernvarme	2.500
Trafik	22.800
Øvrige kilder	4.000
Total	77.000

Det fremgår af forsøringsudvalgets rapport, at i de områder af landet, hvor elværkerne er placeret, er emissionen fra disse dominerende. For de øvrige dele af landet er det emissionerne fra trafikken, som dominerer.

For landet som helhed er emissionerne fra elværkerne dominerende, mens trafik giver anledning til den næststørste emission.

De nævnte emissioner stammer fra menneskelige aktiviteter. Landbrugets emission ved fordampning af ammoniak fra naturgødning er ikke med i disse tal, men gennemgås i næste afsnit. Der foreligger ikke nogen opgørelser af de »naturlige« udslip af kvælstofoxider.

Med hensyn til fosfor indeholder olier og gas kun sporadiske mængder. I asken fra polske kul har Dansk Kedelforening målt omkring 0,1% P_2O_5 , svarende til 0,04% P. Da polske kul har et askeindhold på ca. 12% svarer det til en vægtprocent for fosfor i kul på 0,005%. Ved et samlet kulforbrug i Danmark på omkring 10 mio tons om året fås en total mængde fosfor på 500 tons. Med den nuværende filtereffektivitet på danske elværker, der har ca. 90% af kulforbruget, kan det anslås, at 1% af asken emitteres svarende til 5 tons fosfor om året.

Landbrug

Landbruget tilfører luften kvælstof ved anvendelse af energi og transport samt ved fordampning af ammoniak fra opbevaring og udbringning af naturgødning. Ammoniakfordampningen opgøres separat nedenfor, mens øvrige bidrag er inkluderet i opgørelsen i tabel 4.4.2.

En opgørelse af ammoniakfordampningen i Danmark bygger på en række antagelser, om hvorledes naturgødningen typisk håndteres og viser derfor ikke de variationer, der er fra bedrift til bedrift. Foruden denne uomgængelige spredning er der usikkerhed om, hvor stor en del af naturgødningens ammoniakindhold, der fordampes under udmugning og lagring og ved udbringning. Den procentuelle fordampning af ammoniak bygger på skøn foretaget på baggrund af en række ældre dansk undersøgelser og forsøg, der er blevet gennemført for at finde de former for håndte-

ring af gødning, der gav det største merudbytte og dermed bl.a. det mindste tab af kvælstof.

I opgørelsen er fordampningen af ammoniak beregnet på baggrund af håndteringen og udbringningen af gylle, fast gødning og ajle. Sondringen er gennemført, fordi valget af eventuelle afhjælpende foranstaltninger til nedbringelse af ammoniakfordampning må foretages med udgangspunkt i de enkelte former for udbringning af naturgødning.

Beregningerne og forudsætningerne er nærmere beskrevet i bilag 6.

Ammoniakfordampning ved opbevaring

I danske undersøgelser er fordampningen af ammoniak ved lagring af fast staldgødning, gylle og ajle blevet målt som ændringen i gødningens kvælstofindhold i løbet af en vis periode. Da nitrifikationen og dermed denitrifikationen i lagret gødning er ubetydelig, er ammoniakfordampningen fra tætte beholdere eller fra beholdere, hvor udsivningstab er kendt, den eneste væsentlige kilde til kvælstoftab.

Det skønnes, at fordampningen af ammoniak ved *opbevaring og udmugning af fast gødning* er mellem 10 og 20% af total-N i produceret mængde fast staldgødning opbevaret i 6 måneder.

Fordampningen af ammoniak ved *opbevaring af gylle* i 6 måneder skønnes at være mellem 5 og 10% af total-N i produceret gødningsmængde.

Ammoniakfordampningen ved *opbevaring af ajle* i 6 måneder anslås at være mellem 10 og 15% af total-N i produceret mængde gødning.

Ammoniakfordampningen ved udbringning

I udbringningsfasen, hvor naturgødningen findeles og spredes, vil der ske en vis ammoniakfordampning, som dog ikke er blevet målt særskilt. Derimod findes der en del undersøgelser af ammoniakfordampningen fra udbragt naturgødning, der ikke er nedfældet eller nedpløjet. Fordampningen fra udbragt naturgødning er især afhængig af de klimatiske forhold, af jordens kationsbyttekapacitet, pH, fugtighed, temperatur og især af henliggetiden.

Det vurderes, at *udbringning af fast staldgødning* medfører en ammoniakfordampning på 15–20% af total-N i udbragt gødningsmængde, under forudsætning af at gødningen som et gennemsnit nedpløjes 2–3 dage efter udbringning.

Ammoniakfordampningen ved *udbringning af gylle* er anslået til at være ca. 30% af total-N udbragt mængde gødning, i løbet af 2–3 dage. Dette skøn er hentet fra landbrugets informationstjenestes publikation om gylle (1984).

Ammoniakfordampningen ved *udbringning af ajle* skønnes at være ca. 30% af total-N i udbragt mængde gødning.

I tabel 4.4.3 er der foretaget en sammenfatning af de mængder kvælstof, som fordamper fra gødningen under udmugning, opbevaring og udbringning. Ved beregningen er anvendt de ovenfor nævnte procentuelle tab. Der er regnet med, at udbragt mængde N i naturgødning for landet som helhed udgør ca. 250.000 tons og at dette er ca. 75% af samlet mængde produceret N i naturgødning. Denne mængde er således beregnet til 330.000 tons pr. år. Det fremgår af tallene, at det samlede årlige fordampningstab af kvælstof er mellem ca. 87.000 og 114.000 tons, svarende til 30–40 kg pr. ha eller mellem 25% og 35% af produceret mængde N.

Tabel 4.4.3. Den årlige ammoniakfordampning (tons N) beregnet ud fra den procentuelle fordampning og ud fra husdyrgødningsproduktionen, udregnet på baggrund af husdyrbestanden i Danmark i perioden 1978-1982.

	På baggrund af husdyrproduktion: tons N/år
<i>Lagring:</i>	
Gylle	6.600 - 13.200
Ajle	8.600 - 12.900
Fast staldgødning	11.200 - 22.000
<i>Udbringning:</i>	
Gylle	29.700
Ajle	19.200
Fast staldgødning	12.600 - 16.800
Ialt	87.100 - 114.200

4.4.2. Deposition fra luften (N og P)

Deposition af *kvælstof* fra luften stammer hovedsageligt fra kvælstofoxider (NO_x) og ammonium (NH_4). Depositionen finder sted enten ved en direkte kontakt med overfladen (tørdeposition) eller ved, at gasser og partikler bliver opsamlet i regnvand og derefter deponeret på overfladen under regneperioder (våddeposition).

I Danmark findes der kun målinger for kvælstofoxider fra byområder. Der foreligger derimod døgnmålinger af ammonium bundet til partikler i luften og af ammonium og nitrat i nedbør. Disse målinger foretages på to EMEP-målestationer (EMEP = »Europæisk Monitorings- og Evalueringsprogram«) - Tange (Midtjylland) og Keldsnor (Langeland). Stationerne er så vidt muligt søgt placeret, så de ikke er påvirket af lokale forureningskilder, således at målinger repræsenterer forurening hidrørende fra fjerntransporten. Herudover er der af miljøstyrelsens luftforureningslaboratorium foretaget modelberegninger af transport og deposition af kvælstofoxider fra og til Danmark. Modelberegningerne er dog behæftet med en betydelig usikkerhed, da der i Danmark ikke findes målinger af kvælstofoxider i luften, som har kunnet bruges til at teste modelberegningerne.

De tal for deposition, der præsenteres her, stammer både fra EMEP-målinger og fra modelberegninger.

Total deposition af *kvælstof fra kvælstofoxider* er beregnet til ca. 550 mg/m^2 (år 1979), hvoraf ca. 100 mg/m^2 kan tilskrives tørdeposition. I 1979 har man ved Tange målt 429 mg/m^2 våddeponeret kvælstof og ved Keldsnor var tallet 517 mg/m^2 . I 1981 var den målte våddeposition 290 mg/m^2 ved Tange og 363 mg/m^2 ved Keldsnor.

Der foreligger ingen modelberegninger af transport og deposition af ammonium. Målinger af *våddeposition af ammoniumkvælstof* ved Tange og Keldsnor giver følgende tal:

1979: 733 mg/m ² (Tange)	738 mg/m ² (Keldsnor).
1981: 658 mg/m ² (Tange)	364 mg/m ² (Keldsnor).

Ved målinger i perioden fra 1970–71 på forsøgsstationer under landbrugsministeriet er der fundet en gennemsnitlig tilførsel med nedbøren på 490 mg/m² nitrat-N og 710 mg/m² ammonium-N.

Tørdepositionen af ammoniumkvælstof beregnes ud fra luftmålinger under anvendelse af visse antagelser om depositions-hastighed. En sådan beregning foretaget af luftforureningslaboratoriet viser, at depositionen af N fra ammonium er ca. 200 mg/m² i gennemsnit for landet som helhed.

Det skønnes, at *den fra gødning stammende ammoniak* ikke transporteres over større afstande men deponeres eller omdannes til ammonium lokalt. Der må således forventes store variationer i depositionen af ammoniumkvælstof, afhængig af den lokale produktion og anvendelse af husdyrgødning.

Modelberegninger viser, at i Danmark er tørdeposition af NO₂ lidt større end af HNO₃. Tallene for 1979 er 60/70 mg/m² kvælstof deponeret som (NO₂) og ca. 40 mg/m² kvælstof deponeret som HNO₃. Modelberegninger viser også, at langt den største del af kvælstofoxiderne deposition kan tilskrives de udenlandske kilder. De danske kilder bidrager med kun 18% til våddeposition af kvælstof og med 11% til tørdeposition. Ifølge modelberegninger kan kun ca. 3% af den nitrat der tørdeponeres i Danmark tilskrives de danske kilder.

Det må anses for påvist bl.a. gennem forsøringsudvalgets arbejde, at luftdispositionen af N har en stigende tendens. Samlet set må det således forventes, at der via luften afsættes ca. 2 g/m² N svarende til ca. 20 kg N pr. ha for Danmark som helhed (land- og vandområder).

Hvis man som første tilnærmelse antager, at depositionen er proportional med emissionen, forudsat de samme meteorologiske forhold, kan man konkludere, at f.eks. en halvering af de danske emissioner af kvælstofoxider vil betyde en reduktion af våddeposition på 9%. Virkningen af reduktion af ammoniak-emissioner formodes at være betydeligt større, da depositionerne har en mere lokal karakter.

Nedbørens indhold af *fosfor* er målt på nedbør indsamlet i 2. halvår af 1983 på de to tidligere omtalte EMEP-stationer. Under forudsætning af, at fosforindholdet i disse prøver kan anses for at være repræsentative, kan den årlige deposition for de to stationer ud fra normalnedbøren beregnes til:

- (1) Tange: 40 kg fosfor pr. km², svarende til 400 g pr. ha.
- (2) Keldsnor: 6 kg fosfor pr. km², svarende til 60 g pr. ha.

Forskellen mellem de to stationer må opfattes som en reel geografisk variation.

4.4.3. Konklusioner

På baggrund af det foreliggende materiale om emissioner og deposition via luften kan man konkludere, at

- landbrugets emission af N til luften ved fordampning af ammoniak fra naturgødning er større end emissionen fra alle andre kilders emission til luften,
- depositionen af N ligger i gennemsnit omkring 20 kg pr. ha for landet og vandområderne som helhed,
- denne belastning varierer formentlig meget efter den lokale belastning med ammonium fra fordampning af ammoniak fra naturgødning,
- indenlandske kilder bidrager med 11-18% af depositionen med N fra NO_x via luften. Lokale bidrag af ammonium fra fordampning af ammoniak fra naturgødning kan betyde væsentlige variationer i lokalområder,
- luftdeposition af fosfor kan have betydning for søer under særlige forhold,
- en reduktion af de indenlandske kilder til N-belastningen fra NO_x via luften bør vurderes i sammenhæng med en reduktion af belastningen udefra,
- ammoniakfordampning fra naturgødning vil ikke helt kunne undgås. En reduktion af fordampningen vil kunne medvirke til reduktion af N-depositionen, specielt i landbrugsprægede områder. Det bemærkes, at det deponerede kvælstof i et vist omfang udnyttes i planteproduktionen.

4.5. Tilførsel fra havområder

Ved bedømmelse af de indre åbne havområders belastningssituation, må der tages hensyn til tilførslen af næringssalte fra de tilgrænsende havområder, dvs. Skagerrak og Østersøen.

Der er særdeles store vanskeligheder ved at opgøre disse tilførsler. Dels er det til rådighed værende datamateriale begrænset, dels er den tidlige variation i transporten stor og endelig sker der en omsætning af næringsaltene under transportforløbet, således at det er vanskeligt at afgøre, hvor stor en del af de tilførte næringssaltmængder der er tilgængelige for en øget planteplanktonproduktion i de indre åbne havområder.

I det følgende vurderes transporten af kvælstof, der er det vigtigste næringssalg i de indre åbne havområder.

Koncentrationen af total-kvælstof, dvs. både det partikelbundne og opløst organisk bundet samt uorganisk bundet kvælstof er tilnærmelsesvis konstant i de åbne indre havområder. Koncentrationens tidlige variation er lille og varierer heller ikke meget fra overflade til bund. Koncentrationen af total-kvælstof i vandet er omkring 0,3 mg pr. liter.

Der er en nettovandringstransport fra Østersøen på gennemsnitligt 450 km³ pr. år og omregnet svarer det til en årlig tilførsel af totalkvælstof på ca. 135.000 tons. Nettotransporten fra Kattegat ud til Skagerrak er af nogenlunde samme størrelsesorden (Rydberg, 1983). Da ind- og udtransporten i Kattegat er nogenlunde lige store, kunne man få det forkerte indtryk,

at denne transport ikke spiller nogen rolle. Imidlertid vil en del af det organisk bundne kvælstof undervejs mod Skagerrak omdannes til uorganisk kvælstof, optages i planteplanktonet og måske gennemløbe dette kredsløb flere gange, inden kvælstoffet når ud i Skagerrak.

Transporten af kvælstof fra land sker hovedsageligt som uorganisk kvælstof (VKI, 1984). Det kunne derfor være rimeligt at sammenligne denne transport med transporten af uorganisk kvælstof fra de tilgrænsende havområder.

Her viser det sig, at denne transport i modsætning til transporten af total-kvælstof hovedsageligt kommer fra nord via Skagerrak. Der er 2 vigtige transportveje, dels via direkte indstrømmende Atlanterhavsvand dels via Jyllandsstrømmen.

Indtransporten af atlantisk vand sker periodisk, stærkt afhængig af lufttrykforholdene på det meste af den nordlige halvkugle. Indtil omkring 1975 syntes der at være en 5-års cyklus for kraftige tilførsler af denne art. Dette mønster er i de senere år tilsyneladende blevet brudt. Der findes kun meget usikre skøn over denne sporadiske transport, ligesom gennemsnittet kun har ringe værdi i denne forbindelse. Der kan måske være tale om en årlig transport af uorganisk kvælstof af størrelsesordenen 100.000 tons.

Den anden væsentlige transportvej – Jyllandsstrømmen – transporterer uorganiske kvælstofforbindelser nordpå langs den jyske vesterhavskyst og trænger ind i Kattegat langs Jyllands østkyst. Det har vist sig, at den i visse år, f.eks. 1981 og 1983 kan medføre væsentlige mængder af uorganisk kvælstof i forårsmånederne.

Der er her formentlig tale om kvælstofmængder, der hidrører fra de store europæiske floder der udmunder i Nordsøen. Heller ikke denne transport kan opgøres med særlig stor nøjagtighed. Den varierer stærkt fra år til år og den kan måske føre uorganiske kvælstofforbindelser til det nordlige Kattegat inden for intervallet 10.000–100.000 tons per år.

Den her anførte diskussion skal hovedsageligt belyse vanskeligheden ved at angive tal for næringstransporten fra de tilgrænsende havområder og ved at benytte disse tal til belysning af tilførslernes effekt. De sidstnævnte vanskeligheder kan overvindes ved at foretage modelberegninger af effekten af ændrede tilførsler. Sådanne beregninger er gennemført i 5.4.2, hvor mere kvantitative udsagn om indflydelsen af tilførslen af både fosfor- og kvælstofnæringssalte fra de tilgrænsende havområder er foretaget.

Litteraturliste

Afsnit 4.1.1
og 4.1.2

- Johnston, A. E., 1976, Additions and Removals of Nitrogen on Longterm Experiments at Rothamsted and Woburn and the Effect of the Residue on Total soil Nitrogen and Phosphorus, Agriculture and Waterquality, p. 111–144.
- Kjellerup, K. og Kofoed, A. Dam, 1979, Kvælstofgødskningens indflydelse på drænvandets indhold af plantenæringsstoffer. Beretning nr. 1465 fra Statens Planteavlsvforsøg.

- Kjellerup, K. og Kofoed, A. Dam, 1983, Kvælstofgødskningens indflydelse på udvaskningen af plantenæringsstoffer fra jorden. Lysimeterforsøg med anvendelse af ^{15}N , Beretning nr. 1631 fra Statens Planteavlsforsøg.
- Kvist, K. (1984). Belastningen fra ulovlige udledninger fra landbrugsejendomme. Stads- og havneingeniøren 1984 (2), p. 46–48.
- Miljøstyrelsen (1983). Notat vedr. vandforurening forårsaget af landbrugsmæssige udledninger af næringssalte og organisk stof – særligt fra landbrugsejendomme med husdyrshold. Notat fra Miljøstyrelsen, landbrugskontoret af 19083.04.14, 9 pp. + 5 bilag.
- Miljøstyrelsen (1984). Notat vedr. N-belastning fra gødningsoplæg. Notat fra Miljøstyrelsen, landbrugskontoret af 15. maj 1984, 6 pp. + div. skemaer.
- Nielsson, P. & Sundahl, A.-M. (1982). Landbrukets avloppsvatten; Källor, sammensättning och mängd. Institutionen för teknisk vattenresurslära, afd. för VA-teknik, Lunds tekniska Högskola/Lunds Universitet. Bulletin Serie VA nr. 40, 55 pp.
- OBSERVA (1984a). Opbevaring af husdyrgødning. DLP februar 1984. Undersøgelse for miljøstyrelsen, job nr. 1233.
- OBSERVA (1984b). Ensilage 1983. DLP februar 1983. Undersøgelse for miljøstyrelsen, job nr. 1233.
- OBSERVA (1984c). Hus-spildevand fra landbruget. DLP februar 1983. Undersøgelse for miljøstyrelsen, job nr. 1233.
- Pedersen, E. Frimodt, 1983, Drænvandsundersøgelsen 1971–1981. Beretning nr. 1667 fra Statens Planteavlsforsøg.
- Russel, E. W. 1973, Soil Condition and Plant Growth, 10. udgave.
- Simmelsgård, K. 1980, Foredragsbilag fra Statens planteavlsmøde 1980.
- Uhlen, G. 1978, Næringsstoffnedvaskning og overflateavrøntning i feltlysimetre på dyrket mark. Meldinger fra Norges Landbrukshøjskole Vol. 57nr. 27 og 28.
- Viborg amtskommune 1983, Belastning og forureningskilder Hald sø, 1982, Viborg amtsvand- og miljøvæsenes rapport nr. 27.

- Afsnit 4.1.3.** Andersen, L. J., Kristiansen, H.- 1982: Nitrate in groundwater and surface water related to land use in the Karup Basin, Denmark – Int. Assoc. Hydrologists, Proc. Symp. Prag 1982.
- Elsnab Olesen, S., Lundberg, J. og Larsen, V. 1982: Udbringning af slam i nåletræsplantage på sandjord. Slammets jordbrugsanvendelse, III delrapporter. Polyteknisk Forlag.
- Kristiansen, H. 1980: Nitrat og jern i grundvand. Vandteknik.
- Kristiansen, H., 1981: Brev af 15/2 1981 med data fra Billesborg Indelukke.
- Neckelmann, J., 1977: Accumulation of organic matter and nitrogen on sand dunes following sand fixation and planting of dwarf mountain pine (*Pinus mugo* var. *mughus* (Scop.) Zenari). *Silva Fennica* all.

Rebsdorf, Aa., 1984: En undersøgelse af skovgødsknings eventuelle virkning på de kemiske forhold i nogle næringsfattige vandløb i Klosterhedens plantage. Manuskript, Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium.

Skovstyrelsen, 1976: Redegørelse vedrørende gødskning af rødgran m.m. Dansk Skovforen. Tidsskr. 61.

Statens Planteavlsforsøg, Højer, 1984: Upubliceret rådata vedr. grøftevandkemi og næringsstofafstrømning fra Gauneskov på Bregentved for årene 1972 og 1973.

Holstener-Jørgensen, H. 1984: Notat om udvaskning af N, P og organisk stof fra skovøkosystemer.

Afsnit 4.5. Rydberg og Sundberg 1984: On the supply of nutrients to the Kattegat. University of Gothenburg rep. no. 44.

Vandkvalitetsinstituttet, 1984. Modelberegninger for Kattegat.

Statens Biologiske Stasjon, Flödevigen 1981-84.

5. NPO og vandkvalitet

5.1. Grundvand

I det følgende beskrives nedsivningen af nitrat og fosfor til grundvandet, grundvandets belastning med N og P, og udviklingen i drikkevandets nitratindhold, samt nitratindholdets betydning for menneskets sundhed.

5.1.1. NPO-tilførsel og grundvandskvalitet

På danske mineraljorder sker kvælstofudvaskningen fra rodzonen næsten udelukkende i form af nitrat (NO_3).

Opløst nitrat bevæger sig frit med jordvandet og bindes ikke til jordkolloider.

Kvælstofudvaskningen fra rodzonen bestemmes af et komplekst samspil af en række faktorer, som dels er naturgivne og dels menneskeskabte:

- nedbørs- og fordampningsforhold
- afstrømningsforholdene
- dyrkningsjordens beskaffenhed
- de geologiske forhold
- afgrødens art og udviklingstrin
- dyrkningsomstændighederne (jordbehandling, vanding m.v.)
- gødningstilførslen (art og mængde)

De fleste af disse faktorer har også afgørende betydning for, hvorledes det opløste kvælstof i det nedsivende vand fra rodzonen videretransporteres og omdannes eller tilbageholdes. På drænedes arealer vil en større eller mindre mængde af det nedsivende vand afledes gennem drænsystemerne til vandløb og resten vil sive ned i jordlagene med grundvandet. På ikke drænedes arealer vil hele den nedsivende vandmængde fra rodzonen tilføres grundvandet.

Transporten af nitrat ned gennem jordlagene er styret af forskellige transportmekanismer og processer:

1. konvektiv strømning (massestrømning), hvor nitraten transporteres af det nedsivende jordvand med dettes strømningshastighed,
2. spredning ved dispersion, hvor nitraten spredes omkring gennemsnitsstrømningen på grund af uensartet poregeometri og inhomogenitet i jordlagene,
3. spredning ved diffusion som følge af koncentrationsforskelle i jordvandet (virker kun over meget korte afstande),
4. kemiske og mikrobiologiske processer, som påvirker nitratkoncentrationen (denitrifikation, fiksering, mineralisering m.v.).

Forløbet af disse transportmekanismer og processer afhænger af de geologiske, hydrogeologiske og geokemiske forhold i undergrunden og af forlø-

bet af nitratudsvivningen fra rodzonen og nettonedbøren. Det samlede resultat af samspillet mellem disse forhold og processer giver karakteristiske profiler for nitratkoncentrationen ned gennem jorden.

Udvaskningsforsøg på forskellige jordtyper (figur 5.1.1) viser, at

- koncentrationen aftager med dybden for alle jordtyper og på alle tidspunkter af året. Koncentrationsreduktionen er mest udpræget på lerjorder,
- den højeste nitratkoncentration i dyrkningslaget findes om foråret efter gødsning og hen på efteråret, hvor der ikke længere er planter til at optage det mineraliserede kvælstof.
- man i drændybde finder nitratkoncentrationer af samme størrelsesorden i drænvandet og jordvandet. Men samtidig ses, at man i jordvandet under drændybde undertiden kan finde nitratkoncentrationer, der er markant højere. Dette forhold er af betydning ved vurdering af nitratkoncentrationerne i grundvandet, idet nitratkoncentrationen i det nedsivende vand kan være væsentlig højere end drænvandskoncentrationerne.

Nitrattab til undergrunden

Gennem en årrække er der udført undersøgelser af kvælstofudvaskningen fra rodzonen. Der tabes mest kvælstof fra de lette sandjorder og mindst fra de svære lerjorder. Det er især jordens poregeometri og hydrauliske ledningsevne, der har betydning for udvaskningen. Sandjordens store porer og gode hydrauliske ledningsevne (vandledende evne) og dens mindre markkapacitet (vandholdende evne) betinger en større udvaskning herfra end fra lerjorder. Endvidere har lerjorder en væsentlig større evne end sandjorder til at reducere nitrat til luftformig kvælstof (denitrifikation), der frigøres til atmosfæren.

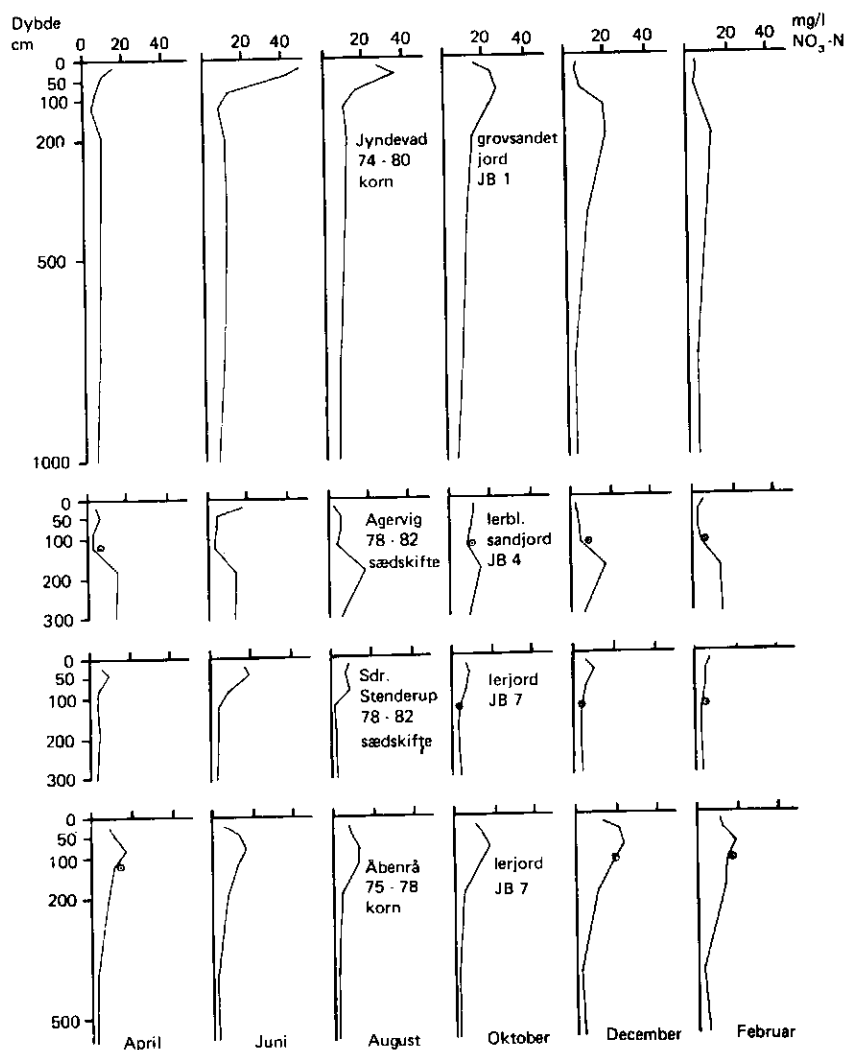
Resultater fra undersøgelser af denitrifikationen på forskellige jordtyper viser, at denitrifikationstab på sandjorder typisk kan være 5–10 kg N/ha og på lerjorder 30–70 kg N/ha.

Det fremgår videre, at på den grovsandede jord vil hele den nedsivende vandmængde fra rodzonen (afstrømning) gå til grundvandet. Det betyder, at den nitrat, der tabes fra rodzonen, og som ikke undervejs reduceres til frit kvælstof, vil sive ned til grundvandet. Anderledes forholder det sig på lerjorderne, som er drænede. Her vil en del af afstrømningen fra rodzonen, og dermed en del af nitrattabet, ledes gennem drænrør til vandløb.

På den lerblandede sandjord viser forsøgene, at gennemsnitligt 73% af den udvaskede kvælstofmængde fra rodzonen siver mod grundvandet. På lerjordene siver gennemsnitligt 26% af den udvaskede kvælstofmængde mod grundvandet. De absolutte udvaskningstab til undergrunden er på den grovsandede jord fra 20–150 kg N/ha/år med et gennemsnit på 67. På den lerblandede sandjord er udvaskningstabene til undergrunden fra 23–73 kg N/ha/år med et gennemsnit på 39 og de tilsvarende størrelser for lerjorden er 2–16 kg N/ha/år med et gennemsnit på 6 kg N/ha/år.

Sammenlignes disse udvaskningstab med de til undergrunden nedsivende vandmængder for de enkelte år, er der ikke nogen positiv korrelation mellem disse størrelser. Den snævre positive korrelation, der er påvist mellem drænvandsafstrømningens størrelse og kvælstofudvaskningen

Figur 5.1.1. Koncentration af $\text{NO}_3\text{-N}$ i jordvand og drænvand på forskellige jordtyper.



Kilde: Statens planteavlfsforsøg, 1983.

gennem drænene (Pedersen, 1983) gælder altså ikke for udvaskningen til undergrunden. Det er derfor ikke muligt alene ud fra afstrømningstabt fra rodzonen at vurdere kvælstoftabet til undergrunden.

Undersøgelserne giver også mulighed for at vurdere vandingens betydning for kvælstofudvaskningen. Det fremgår, at vandingen af græs på Jyndevad har reduceret kvælstoftabet med 30% (22 kg N/ha) på trods af en

nedsivning på 63 mm. Dette skyldes en øget kvælstofoptagelse på grund af forbedrede vækstbetingelser.

Ved vanding af korn er der derimod sket en forøgelse af kvælstofudvaskningen med 22% (14 kg N/ha). Dette kan skyldes, at den øgede planteproduktion har betydet, at større mængder planterester har været tilgængelig for mineralisering og udvaskning efter høst.

Beskaffenheden af de jordlag, der overlejrer grundvandsreservoirerne, er således helt afgørende for, hvor stor en del af nitrattabet fra rodzonen, der når ned i grundvandsreservoirerne. Generelt kan man sige, at lerlag har størst evne til at reducere nitrat, mens sandlag har den ringeste eller slet ingen evne til at reducere nitrat. Dette er grunden til, at man i områder, hvor grundvandsreservoirerne er dækket af moræneler ofte finder nitratfrit grundvand (f.eks. på øerne), mens man i sandede områder med frit grundvandsspejl oftest finder grundvand med større eller mindre nitratmængder. Dette er f.eks. tilfældet i store dele af Vestjylland.

Nitratreduktionsprocesser i de dybere jordlag er ikke fuldt klarlagte, men en række undersøgelser giver grundlag for at formode at ferrojernkoncentrationen spiller en væsentlig rolle.

5.1.2. Kortlægning af grundvandets kvalitet

Nitratindholdets betydning for menneskets sundhed

Menneskets nitratindtagelse sker dels gennem fødevarer og dels gennem drikkevandet.

Nitrat er en naturlig bestanddel i de grønne planter, og findes således i grønsager, hvor det kan forekomme i ret høje koncentrationer. Nitratindholdet varierer meget fra grønsag til grønsag og afhænger i høj grad af vækstbetingelser og tidspunkt for høst eller gødskning. I salat kan nitratindholdet være op til flere tusinde mg/kg, mens det for kartofler varierer mellem 50 og 100 mg/kg. Nitratindholdet i kød og fisk er 0–5 mg/kg, mens det i charcuterivarer (pølser m.v.) kan være ca. 50 mg/l.

Det skønnes, at den almindelige danske kost (excl. vand) medfører en nitratindtagelse på omkring 50 mg pr. dag. Ved det højest tilladte nitratindhold på 50 mg/l bidrager drikkevandet med 67% af det samlede daglige nitratindtag, idet det antages at man gennemsnitligt indtager 2 l drikkevand pr. dag.

Effekter af nitratindtagelse

Nitrat fra mad eller drikkevand optages i blodet. Størstedelen af det optagne nitrat udskilles uomdannet gennem nyrerne. En mindre del (ca. 5%) udskilles i spyttet, hvor der i mundhulen sker en bakteriel reduktion fra nitrat til nitrit. En mindre del af denne nitrit optages i blodet, hvor det reagerer med hæmoglobin under dannelse af methæmoglobin.

Dannelse af methæmoglobin er farlig i større mængder, idet methæmoglobin ikke er i stand til at binde ilt.

Hvis mavesyreindholdet er ringe, f.eks. hvis mavesyreproduktionen ikke er tilstrækkelig udviklet – som hos spædbørn – kan der også i maven ske en bakteriel reduktion af det tilførte nitrat, ofte med dannelse af store mængder nitrit til følge.

Ud over den omtalte nitrat/nitritomsætning, kan der muligvis også i tarmen ske en omdannelse af andre kvælstofforbindelser til nitrit.

Nitrat i drikkevand udgør en særlig risiko for spædbørn. Det skyldes følgende forhold:

- spædbørn indtager forholdsvis meget vand pr. kg legemsvægt,
- spædbørn har et lavt syreindhold i maven, hvilket muliggør vækst af bakterier, der kan reducere nitrat til nitrit,
- spædbørns hæmoglobomobin omdannes let til methæmoglobin af nitrit,
- spædbørn mangler til dels visse enzymer, som igen omdanner methæmoglobin til hæmoglobin.

I nogle lande intræffer stadig hvert år spædbørnsdødsfald, når børnene har fået mælkeblandinger med for højt nitratinhold. I Danmark er der siden 60'erne beskrevet 5 tilfælde af methæmoglobinaemi, men de har alle kunnet sættes i relation til vand med over 170 mg NO₃/l anvendt fra brønde af uacceptabel mikrobiologisk kvalitet. Ingen af disse tilfælde har haft dødelig udgang.

Nitrosoforbindelser

Nitrit kan i maven reagere med organiske aminer og amider under dannelse af forskellige nitrosoforbindelser. Disse forbindelser, som kan dannes efter indtagelse af nitrat og/eller nitrit, er blandt de kraftigst virkende kræftfremkaldende stoffer i dyreforsøg.

Det er ikke direkte bevist, f.eks. ved epidemiologiske undersøgelser, at disse nitrosoforbindelser (nitrosaminer og nitrosamider), udgør en kræft-risiko for mennesker, men det er på forskellig måde blevet sandsynliggjort. Således er der i de fleste af de foretagne undersøgelser en tendens til, at der er en geografisk sammenhæng mellem øget nitratinntagelse (fra drikkevand med indhold oftest over 100 mg NO₃/l) og øget mave- og/eller spiserørscancer. Det fremgår dog samtidig, at der må være forhold, der har langt større betydning for forekomsten af mavecancer end drikkevandet.

Foranstaltninger overfor vandværker

Som det fremgår af afsnit 5.1.2 og 5.1.3, overskrides den maksimalt tilladte værdi (50 mg/l) for nitrat i drikkevandet på et betydeligt antal vandværker, og det må forudses, at antallet vil øges i takt med de stadigt stigende koncentrationer af nitrat i grundvandet i mange områder.

Da foranstaltninger til nedbringelse af udledning af NPO til grundvandet ikke umiddelbart medfører en forbedring af grundvandskvaliteten, vil det være nødvendigt med afhjælpende indgreb på de vandværker, hvor det maksimale nitratinhold overskrides, således af forbrugerne sikres en tilfredsstillende drikkevandskvalitet så hurtigt som muligt.

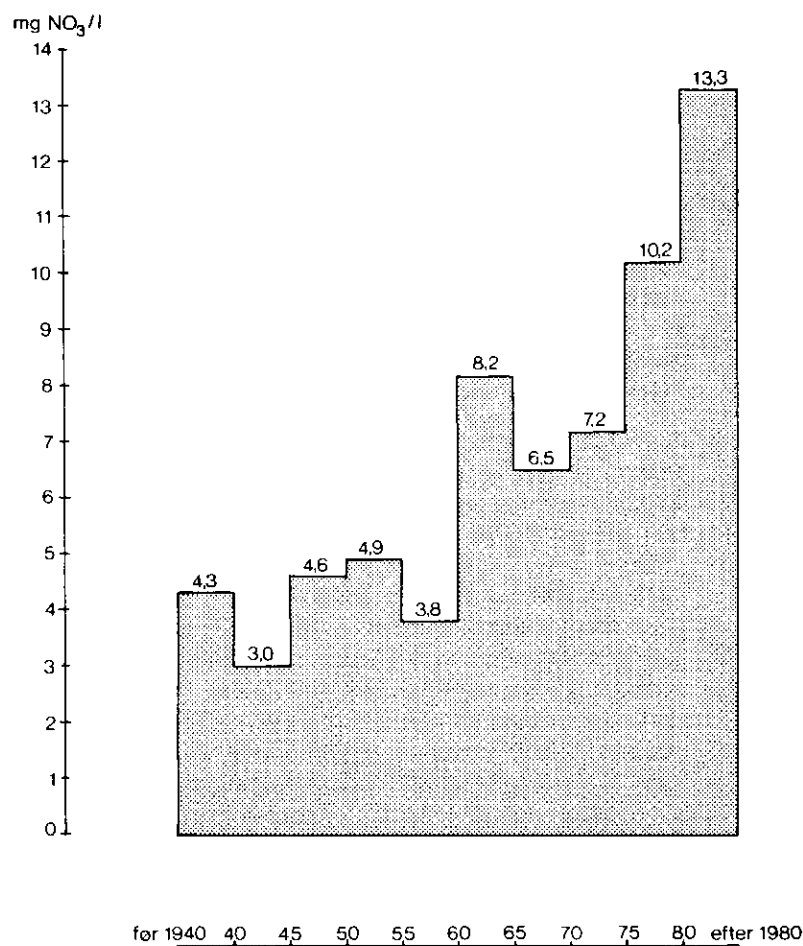
Nærmere retningslinier for sådanne afhjælpende indgreb på nitratarmede vandværker vil være indeholdt i et cirkulære om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg, som miljøstyrelsen snarest udsender.

Nitratinhold i grundvandet

I miljøstyrelsens redegørelse »Nitrat i drikkevand og grundvand i Danmark« oktober 1983, er der foretaget en kortlægning af grundvandets nitratinhold og udviklingstendenserne heri for landet som helhed. Kortlægningen bygger på samtlige tilgængelige nitratanalyser af grundvand (råvand) som findes lagret i Danmarks Geologiske Undersøgelser grundvandskemiske database.

I figur 5.1.2 er vist udviklingen i grundvandets gennemsnitlige nitratinhold over de sidste 50 år for landet som helhed.

Figur 5.1.2. Udviklingen i grundvandets nitratindhold i Danmark



Det fremgår, at middelværdien for nitratkoncentrationen i perioden til omkring 1960 svinger omkring et middelniveau på ca. 4 mg/l. Fra slutningen af halvtredserne og fremefter er der sket en gradvis forøgelse af middelværdierne til det nuværende middelniveau på omkring 13 mg/l. Det må dog understreges, at disse tal er statistiske middelværdier og dækker over store lokale variationer.

En nærmere analyse af DGU's grundvandsprøver viser, at der i løbet af de sidste 30 år er sket en markant stigning i den relative andel af højere nitratværdier på bekostning af andelen af lavere værdier. Den relative andel af nitratværdier i intervallerne 2–25, 25–50 og 50–100 mg/l er 2 til 3-doblet i denne periode.

Det viser sig endvidere, at gennemsnitsværdierne dækker over store regionale forskelle. Nitratindholdet er væsentligt højere i det vestjyske

grundvand end i Øernes grundvand. Endvidere er udviklingen mod højere nitratkoncentrationer markant kraftigere i Vestjylland end på Øerne, hvor langt den overvejende del af grundvandet stadig har nitratindhold på under 5 mg/l.

Det synes rimeligt at antage, at dette dels skyldes, at grundvandsreservoirerne på Øerne generelt er væsentligt bedre beskyttet af moræner, og dels at totaltilførslen af kvælstof i handelsgødning og husdyrgødning er væsentlig større i Jylland end på Sjælland.

Det forhold, at udbringning af husdyrgødning er koncentreret i områder med store husdyrhold, hvilket er karakteristisk for Jylland, forstærker denne tendens.

Et forhold, der virker i modsat retning, er imidlertid den højere netto-nedbør i Jylland, som er 50–100% højere end den sjællandske. Dette indebærer en større fortynding af det fra rodzonen nedsivende vand i de jyske områder.

Nitratkoncentrationens afhængighed af dybde- og nedsivningstid

Det viser sig, at grundvandets nitratkoncentration afhænger af dybden til grundvandet og vandets nedsivningstid fra overflade til grundvandet. Miljøstyrelsen har sammen med Institut for Teknisk Geologi igangsat en undersøgelse af dette forhold, på grundlag af nitratanalyserne i DGU's grundvandskemiske database.

Foreløbige resultater af disse undersøgelser er vist i figurerne 5.1.3 og 5.1.4, som viser to sammenstillinger af nitratanalyser fra grundvandsreservoirer med forskellig perkolationstid og i forskellig dybde. Den ene sammenstilling omfatter grundvandsreservoirer i dybdeintervallet 15–30 m under terræn og med perkolationstider på 1–20 år. Den anden omfatter grundvandsreservoirer dybere end 40 m og med perkolationstider på mere end 20 år.

Som man kunne vente, ses en markant stigning i nitratkoncentrationerne i grundvandet med laveste perkolationstider, mens grundvandet med perkolationstider større end 20 år og i dybder på mere end 40 m, ikke viser nogen signifikant stigning. Dette forhold afspejler nitratreduktionen i moræner, idet grundvandsreservoirerne med de højeste perkolationstider og på størst dybde oftest vil være dækket af betydelige lag af moræner, mens dette i mindre grad vil være tilfældet for grundvand med væsentlig lavere perkolationstider og på ringere dybde.

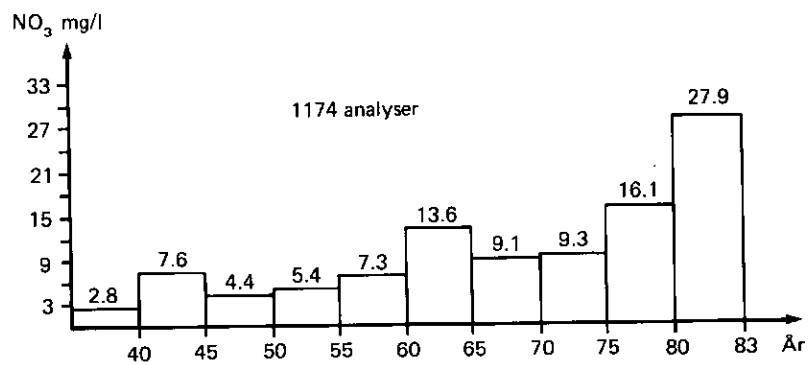
Drikkevandets nitratbelastning

Fremstillingen i dette og de følgende afsnit om drikkevandets nitratbelastning bygger på miljøstyrelsens redegørelse »Nitrat i drikkevand og grundvand i Danmark«, oktober 1983.

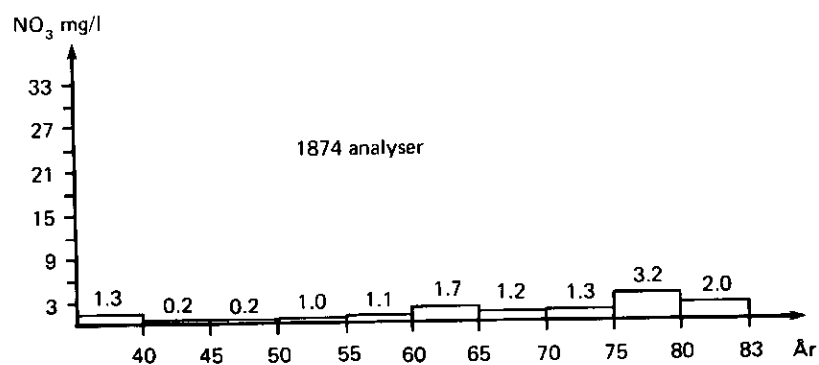
Vurderingen af nitratbelastningen af vandværkernes drikkevand er foretaget på grundlag af nitratanalyser af drikkevand fra vandværker med en udpumpning på mere end 10.000 m³/år, svarende til forsyning af mindst 50 husstande. Disse vandværker dækker mere end 99% af den samlede drikkevandsindvinding fra vandværker, jfr. tabel 5.1.1.

På kortet, figur 5.1.5 er for de enkelte regioner angivet den relative andel af vandværkerne og den leverede drikkevandsmængde, hvor grænseværdien 50 mg NO₃/l overskrides.

Figur 5.1.3. Middelverdier for nitrat i grundvand fra dybdeintervallet 15–30 m.u.t. og for perkolationstider mellem 1 år og 20 år.



Figur 5.1.4. Middelverdier for nitrat i grundvand fra dybder større end 40 m og for perkolationstider større end 20 år.



Tabel 5.1.1. Indvinding fra almene vandforsyningsanlæg

Amtskommune	Indvinding fra anlæg $\geq 10.000 \text{ m}^3/\text{år}$ i $\text{m}^3 \times 10^3$								Total indv. i amtskomm. $\text{m}^3 \times 10^3$
	I alt	Med nitratindhold:		$\geq 25 \text{ mg/l}$		$\geq 50 \text{ mg/l}$		% af totale indvinding	
		$\geq 5 \text{ mg/l}$	%		%		%		
Hovedstadsområdet	179.317	31.970	17,8	2.141	1,2	401	0,2	99,6	180.000
Vestsjælland	33.997	6.481	19,1	420	1,2	198	0,6	98,6	34.352
Storstrøm	28.488	6.089	21,4	1.236	4,3	525	1,8	98,4	28.964
Bornholm	5.415	1.254	23,2	980	18,1	659	12,2	99,9	5.421
Fyn	54.142	15.062	27,8	1.598	2,9	487	0,9	99,6	54.350
Sønderjylland	28.238	6.893	24,4	2.664	9,4	731	2,6	99,5	28.371
Ribe	28.121	19.474	69,3	10.092	35,9	1.454	5,2	99,7	28.197
Vejle	40.697	5.783	14,2	1.663	4,1	445	1,1	99,2	41.000
Ringkøbing	31.022	4.688	15,1	2.460	7,9	485	1,6	99,1	31.280
Århus	71.233	18.898	26,5	10.036	14,1	2.877	4,0	98,0	72.684
Viborg	27.810	10.312	37,1	4.076	14,7	1.719	6,2	97,2	28.625
Nordjylland	79.879	27.526	34,5	11.296	14,1	2.241	2,8	98,9	80.692
Hele landet	608.359	154.430	25,4	48.662	8,0	12.222	2,0	99,1	613.936

Kilde: Nitrat i drikkevand og grundvand, miljøstyrelsen, 1983.

For landet som helhed kan der drages følgende hovedkonklusioner for de undersøgte vandværker:

- 8% leverer drikkevand, hvor den højst tilladelige værdi for nitrat (50 mg/l) overskrides.
- 19% leverer drikkevand, hvor den vejledende kravværdi (25 mg/l) overskrides.
- 37% vandværker leverer drikkevand med mere end 5 mg nitrat pr. l.
- Nitratbelastningen af vandværkerne i Ribe, Århus, Viborg og Nordjyllands amtskommuner er markant højere end den gennemsnitlige belastning for landet som helhed. Dette gælder for ethvert af de tre valgte nitratniveauer. I disse amtskommuner leverer gennemsnitlig 14% af vandværkerne drikkevand, hvor grænseværdien for nitrat på 50 mg/l er overskredet.
- Nitratbelastningen af vandværkerne i Ringkøbing og Sønderjyllands amtskommuner ligger nær landsgennemsnittet.
- Nitratbelastningen af vandværkerne i de øvrige amtskommuner - Øernes amtskommuner og Vejle amtskommune - ligger markant under landsgennemsnittet. I disse amtskommuner er det middel 3% af de undersøgte vandværker, som leverer drikkevand med mere end 50 mg nitrat pr. l.

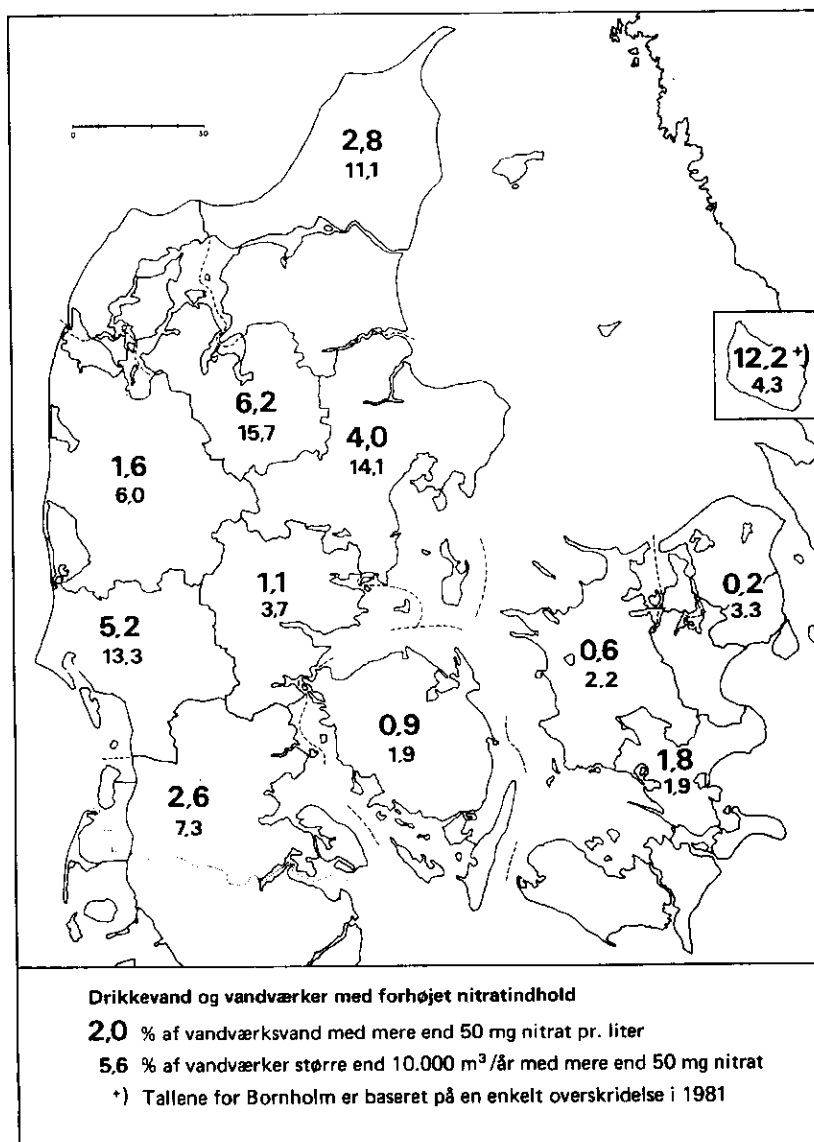
For den leverede drikkevandsmængde fra de undersøgte vandværker kan der drages følgende hovedkonklusioner for landet som helhed:

- 2% af drikkevandet overskrider den højest tilladelige værdi for nitrat på 50 mg/l.
- 8% af drikkevandet overskrider den vejledende kravværdi for nitrat på 25 mg/l.
- 25% af drikkevandet indeholder mere end 5 mg nitrat pr. l.
- Nitratbelastningen af vandværksleveret drikkevand i Ribe, Århus og Viborg amtskommuner ligger væsentligt over den gennemsnitlige belast-

ning for landet som helhed. Gennemsnitlig 4,7% af vandværksleveret drikkevand i disse amtskommuner overskrider grænseværdien for nitrat på 50 mg/l.

- Nitratbelastningen af vandværksleveret drikkevand i Sønderjyllands og Ringkjøbing amtskommuner ligger nær landsgennemsnittet.
- Nitratbelastningen af det vandværksleverede drikkevand i de øvrige amtskommuner excl. Bornholm – dvs. Øerne og Vejle amtskommuner – ligger væsentligt under landsgennemsnittet. Gennemsnitligt overskrides grænseværdien for nitrat på 50 mg/l i 1% af drikkevandet i disse amtskommuner.

Figur 5.1.5. Drikkevand og vandværker med forhøjet nitratindhold.



**Indvindings-
mængdens
betydning
for drikke-
vandets ni-
tratkoncen-
tration**

Det er ikke muligt på grundlag af de udførte undersøgelser at dokumentere hvorledes en øget indvindingsmængde over en årrække påvirker drikkevandets nitratindhold. En eventuel sammenhæng vil være styret af et kompleks samspil af en række forhold bl.a. de geologiske og geokemiske forhold, de hydrogeologiske forhold, herunder reservoirforholdene, filternes placering i forhold til en eventuel nitratfront, nitratbelastningens natur herunder om der er tale om fladekilde, punktkilder eller en kombination heraf.

I forbindelse med en undersøgelse af arealanvendelsens betydning for grundvandets nitratindhold i en række vandværkers indvindingsoplande, som miljøstyrelsen gennemfører sammen med Danmarks Geologiske Undersøgelser og Det Danske Hedeselskab vil problemet blive søgt belyst.

**Nitrat i
drikkevandet
fra enkelt-
anlæg**

15% af befolkningen forsynes med drikkevand fra ikke-almene anlæg. Langt den overvejende del af disse anlæg forsyner en enkelt eller to husestande med drikkevand – i det følgende betegnet enkeltanlæg. Sådanne anlæg er ikke omfattet af det offentlige rutinemæssige tilsyn. Derfor findes der ikke landsdækkende oplysninger om kvaliteten af det drikkevand, der leveres fra disse anlæg.

Undersøgelser i Viborg og Ringkjøbing amtskommuner viser, at nitratbelastningen af drikkevandet fra enkeltanlæg er betydelig kraftigere end belastningen af den almene vandforsyning. 29% af de undersøgte enkeltanlæg i Ringkjøbing amtskommune og 47% i Viborg amtskommune har drikkevand, som overskrider grænseværdien på 50 mg/l. Ved vurderingen af materialet skal man være opmærksom på, at der kan være en overhyp-pighed af analyser fra anlæg i områder, hvor man i forvejen har konstateret forhøjede nitratkoncentrationer.

Der synes dog ikke at være tvivl om, at enkeltanlæg generelt er kraftigere nitratbelastede end den almene vandforsyning. Dette er i øvrigt i overensstemmelse med de øvrige undersøgelsesresultater, som viser, at de mindre vandforsyningsanlæg generelt set er hårdest belastede med nitrat.

Undersøgelsen giver ikke mulighed for at forklare dette forhold. En del af forklaringen kan være, at de mindre anlæg ofte udpumper grundvand fra overfladenære lag uden nævneværdig lerdækning. Således er der i mange tilfælde tale om brønde eller borer, udført i brønde. Sådanne anlæg vil særligt udsatte for nitratforurening fra punktformige kilder, lossepladser, møddinger og lignende.

5.1.3. Vurdering af udviklingstendensen for grundvandskvalitet

Udviklingstendenserne i drikkevandets nitratindhold er vurderet på grundlag af tidsserier for nitratindholdet i drikkevandet på 184 vandværker i Sønderjyllands amtskommune (18), Ringkjøbing amtskommune (38), Viborg amtskommune (16), Ribe amtskommune (106) og Hovedstadsområdet (6).

Tendenserne i 78 af tidsserierne, som typisk dækker en periode på 10–20 år, er vurderet på grundlag af en lineær regressionsanalyse. Tendenserne i de 106 tidsserier fra Ribe amtskommune er bedømt visuelt, da de »kun«

dækker en periode på 5 år. Resultatet fra denne vurdering er anskueliggjort i tabel 5.1.2. Det er ikke muligt at fremsætte kvantitative vurderinger af udviklingen i drikkevandets nitratindehold for landet som helhed, på grundlag af disse 184 tidsserier.

Tabel 5.1.2.

Amtskommune	Antal analyserede tidsserier	Antal signifikant stigende tidsserier	Gennemsnitlig stigning mg NO ₃ /år	Spredning
Sønderjylland	18	10	4,4	3,4
Ringkjøbing	38	13	2,2	1,3
Viborg	16	11	3,5	2,0
Hovedstadsområdet	6	5	0,4	-
Ribe	106*	27*	-	-
Ialt	184	66	-	-

* Tidsserierne for Ribe amtskommune er bedømt visuelt.

Kilde: Nitrat i drikkevand og grundvand i Danmark, miljøstyrelsen 1983.

Der er imidlertid grundlag for at drage følgende kvalitative konklusioner samt delkonklusioner for enkelte amtskommuner:

- Et betydeligt antal vandværker i Sønderjylland, Ribe, Ringkjøbing, Århus, Viborg og Nordjyllands amtskommuner skønnes at have et stigende nitratindehold i drikkevandet.
- På grundlag af tidsserierne fra Sønderjyllands, Ringkjøbing og Viborg amtskommuner skønnes det, at den gennemsnitlige stigning i drikkevandets nitratindehold er fra 2 til 4 mg/l pr. år.
- Det skønnes, at drikkevandet på ¼ af vandværkerne i Ribe amtskommune og på ⅓ af vandværkerne i Ringkjøbing amtskommune har et stigende indhold af nitrat.
- Der er ikke tegn på, at nitratkoncentrationen stabiliseres på bestemte niveauer i de analyserede tidsserier.
- Nitratkoncentrationen i blandingsvand fra borer på 5 kildepladser under Københavns Vandforsyning, som oppumper fra udstrakte artesiske kalkreservoirer, viser en svag, men statistisk signifikant stigning på 0,4 mg/l pr. år i gennemsnit over de sidste 20 år.

5.1.4. Fosfatbelastning af grundvand

Anvendelse af fosfat i landbruget og industrien vil kun yderst sjældent kunne forårsage en stigning af grundvandets indhold af fosfat. Årsagen hertil vil kort blive bestemt i det følgende:

Fosfor findes i forskellige organiske forbindelser og som uorganisk ortho-fosfat (herefter kaldet fosfat). Organiske forbindelser vil i jordmiljøet blive nedbrudt til fosfat. Fosfationer vil i jorden bindes meget hårdt til jordkolloiderne eller falder ud i form af forskellige calcium-, jern- og aluminiumsfosfater. Fosfat vil derfor blive immobiliseret eller fixeret i jorden i en sådan grad, at kun en meget lille del af fosfatet vil befinde sig i væskefasen (jordvandet eller grundvandet). Jordens evne til at binde fosfat er meget stor i sammenligning med de forekommende fosfatbelastninger.

Fosfor, der indgår i vandopløselige organiske forbindelser, vil kunne transporteres over kortere afstande i jorden. Derfor vil der ved anvendelse af store mængder husdyrgødning eller nedsivning af spildevand kunne foregå en transport af fosfor i jorden.

Længden af denne transport vil afhænge af jordens mineralogi og kemiske miljø. Således vil nedsivning af store mængder spildevand i meget sandede områder kunne medføre, at fosfor transporteres adskillige meter væk fra selve nedsivningsstedet. Er jorden leret, vil transportafstandene være ubetydelige. Fosfats meget lille koncentration i jordmiljøet afspejler sig i de målinger af fosfat, der er foretaget i højtliggende grundvand under landbrugsarealer. E. Frimodt Pedersen (1982) fandt således, at der som gennemsnit af 1.800 prøver på sandjord var indhold på 0,1 mg P/l.

5.2. Vandløb

5.2.1. NPO-tilførsel og vandkvalitet i vandløb

Tilførsel af NPO til vandløb giver direkte eller indirekte anledning til forringelse af livsbetingelserne for en stor del af de organismer, der normalt lever i vandløbene.

Tilføres vandløbet således *organisk stof*, vil nedbrydningen af dette bruge af vandets ilt. Når iltindholdet i vandet falder, giver det skader på dyr og planter i vandet. Forurening med organisk stof vil yderligere ofte medføre at store mængder små organiske partikler aflejres i bunden. Aflejres partiklerne hurtigere end de nedbrydes, f.eks. når iltindholdet i vandet er lavt, dannes der ildelugtende slam, sortfarvet af svovlbrinte. I dette slam er der næsten ingen organismer, der kan leve.

Kvælstof og fosfor er vigtige plantenæringsstoffer, der enten kan stamme fra nedbrydningen af organisk stof eller være tilført direkte til vandløbet. Høje koncentrationer af kvælstof og fosfor kan i lysåbne vandløb medføre en stor produktion af éncellede eller trådformede alger, der kan vokse på alle faste overflader i vandløbet. Algernes fotosyntese og ånding henholdsvis hæver (om dagen) og sænker (om natten) vandets iltindhold og pH-værdi. Ved stor belastning med både kvælstof og fosfor kan de daglige udsving blive så store, at laksefisk og mange smådyr ikke kan overleve.

I modsætning til algerne påvirkes mængden af grøde (rodfæstede vandplanter) tilsyneladende ikke af koncentrationen af kvælstof og fosfor i vandet, men grødens artssammensætning bliver fattigere ved høje koncentrationer af næringssalte.

Kvælstof på ammonium/ammoniak-form udgør et særligt problem, idet det ikke kun fungerer som plantenæringsstof. Ammonium/ammoniak kan ved hjælp af mikroorganismer iltes til nitrat og kan således medføre et iltsvind. Ydermere er ammoniak en stærk fiskegift. Forholdet mellem ammonium og ammoniak er en kemisk ligevægt, der forskydes i retning af ammoniak med stigende pH-værdi.

Vandløbets muligheder for at kompensere for iltsvind ved optagelse af ilt fra atmosfæren (geniltning) er begrænset, og kan ikke kompensere for det store iltforbrug, der kan være i forbindelse med nedbrydning af organisk stof og store algemængders ånding.

5.2.2. Kortlægning af vandkvaliteten i danske vandløb

Tilsynet med forureningstilstanden i danske vandløb, søer og kystnære områder tilrettelægges og gennemføres af amtsrådene på baggrund af vejledninger fra miljøstyrelsen.

Resultaterne af det amtskommunale tilsyn indgår primært i administrationen af miljøbeskyttelsesloven. Amtskommunerne udsender med mellemrum oversigter med tilsynsresultater. Kortlægningen af vandkvaliteten til brug i NPO-redegørelsen bygger på disse tilsynsrapporter. Miljøstyrelsen har som supplement til dette rettet henvendelse til en række amtskommuner, dels for at indhente mere detaljeret information, dels for at fremskaffe et materiale til belysning af de forskellige forureningskilders relative betydning for vandløbenes aktuelle forureningsgrad. Sådanne oplysninger er indhentet fra 7 amtskommuner.

Materialet er sammenfattet i figur 5.2.1.

For hvert vandløb er den samlede belastning af de forskellige typer af forureningskilder vist i form af et søjlediagram. Højden af søjlerne angiver i procent det antal kilometer vandløb med en given forureningsgrad, der er beliggende nedstrøms for hver af de beskrevne typer af forureningskilder. Signaturen på søjlerne angiver, hvilke(n) forureningsgrad(er), der er registreret nedstrøms for den pågældende forureningskilde. Ofte vil effekten af forskellige udledninger i nogen grad overlejre hinanden, hvorfor amtskommunerne har måttet udøve en vis grad af »kvalificeret skøn«, ved opgørelsen af effekten af de forskellige tilledninger. Det har dog i en række tilfælde ikke været muligt i detaljer at adskille påvirkningen fra de enkelte kilder, og amtskommunerne har derfor alene angivet påvirkningen som »blandet«.

Når forureningsgraden er II, er vandløbet kun ret svagt forurenet, og fiskene og de fleste smådyr vil have gode iltforhold. Forureningsgrad II-III kan i visse tilfælde tolereres (f.eks. i opblandingszonen umiddelbart efter en spildevandsudledning), hvorimod forureningsgrad III og IV under alle omstændigheder er en uacceptabel tilstand (jfr. miljøstyrelsens vejledning om recipientkvalitetsplanlægning 1983, I).

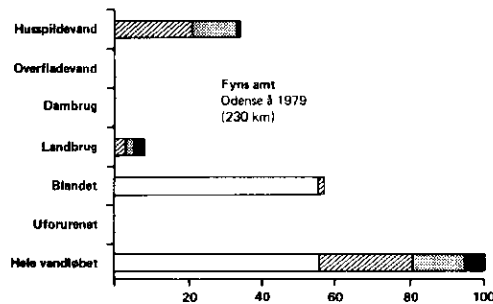
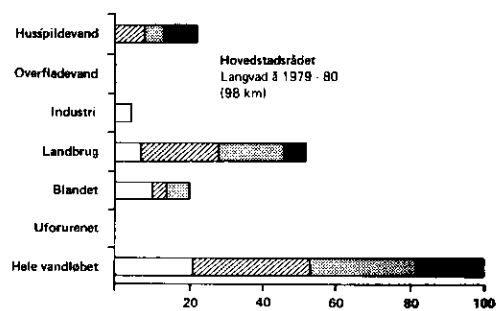
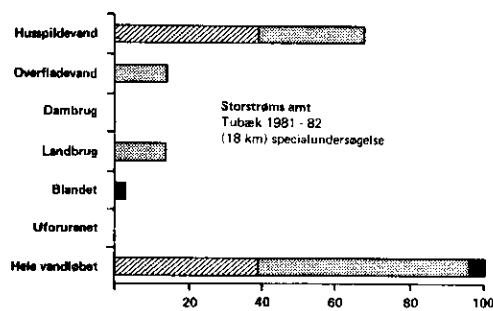
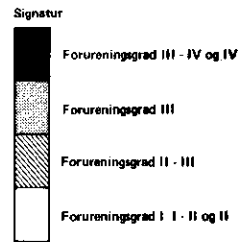
Resultaterne afspejler visse regionale forskelle i det naturgivne grundlag. Sommervandføringen på Sjælland er meget lavere end i Jylland, og på Lolland-Falster er vandhastigheden desuden meget lav på grund af et meget lille fald. Det betyder, at vandløbene på Sjælland og på Lolland-Falster generelt er mere sårbare overfor forurening med organisk stof end

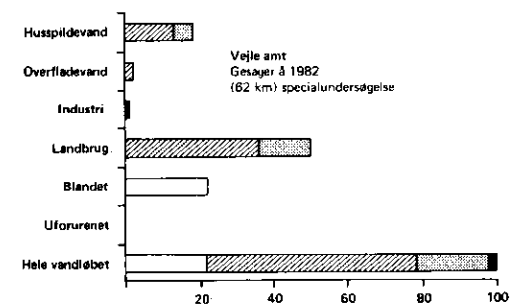
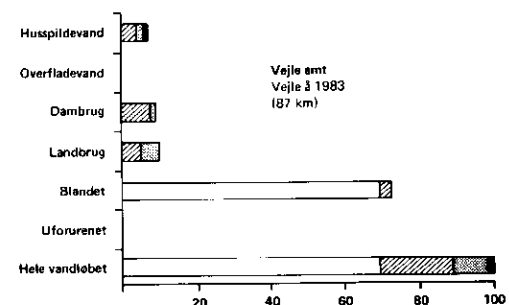
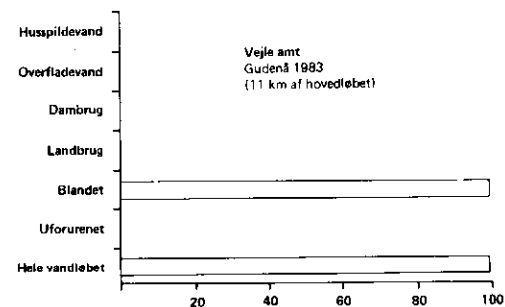
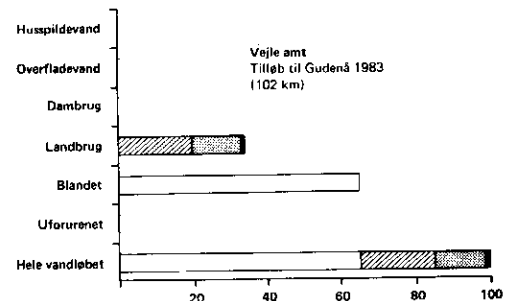
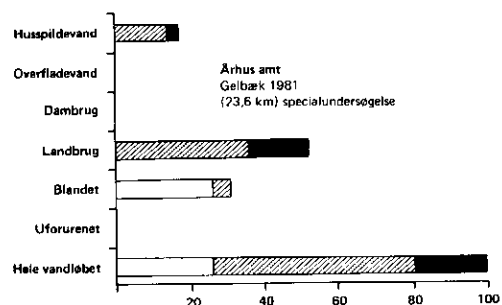
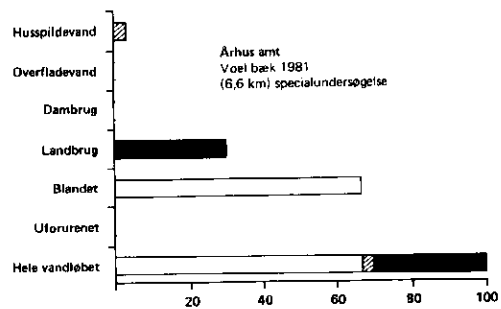
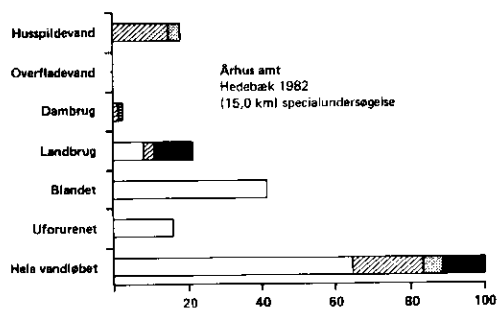
Figur 5.2.1. De forskellige forureningskilders relative betydning for vandløb i 7 amtskommuner.

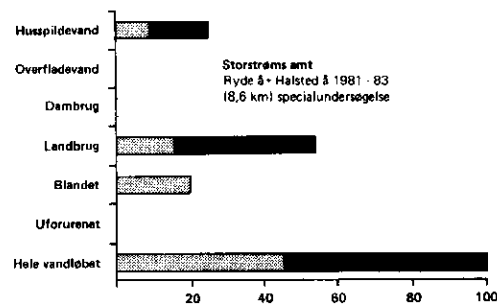
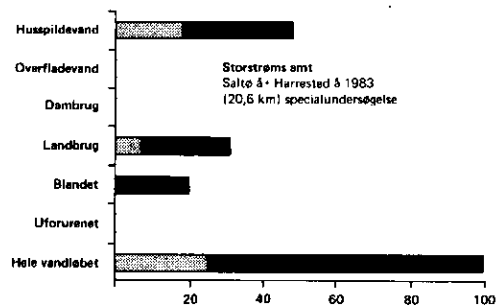
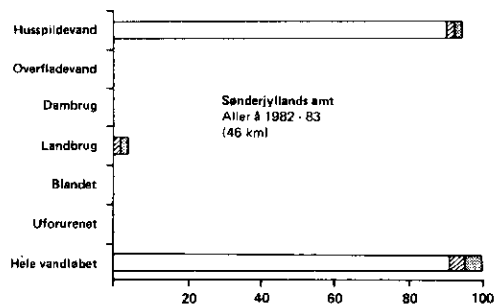
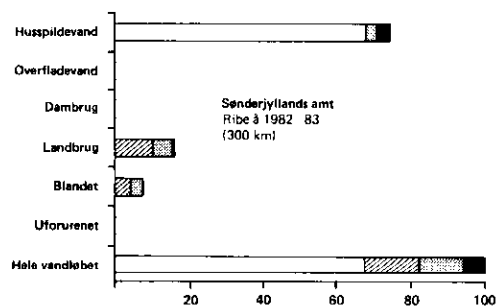
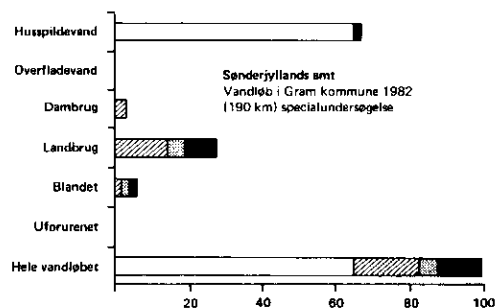
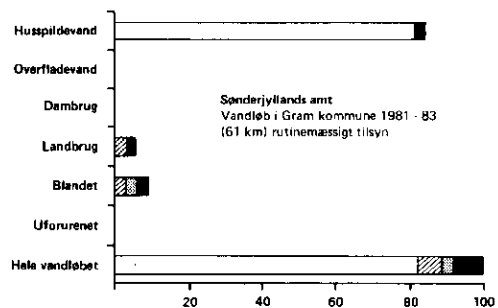
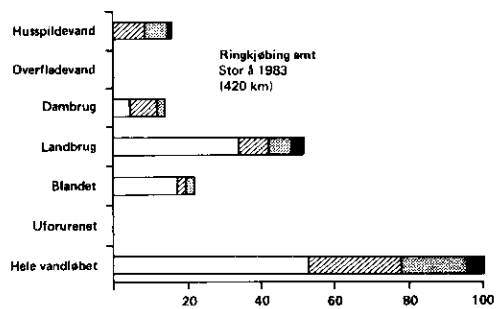
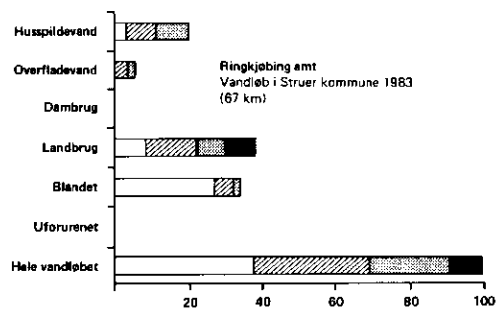
Diagrammerne viser forureningstilstanden og årsagerne hertil i 20 vandløb fordelt på 7 amter. Højden af søjlerne angiver i pct. det antal km vandløb med en given forureningsgrad, der er beliggende nedstrøms for hver af de beskrevne typer af forureningskilder. Signaturen på søjlerne angiver hvilke(n) forureningsgrad(er), der er registreret nedstrøms for den pågældende forureningskilde. Søjlen yderst til højre angiver vandløbets samlede forureningstilstand. Da der indgår et element af kvalificeret skøn i vurderingerne, bør de enkelte %-angivelser ikke anvendes isoleret.

Forureningsgraderne er fastlagt således:

- IV: overordentligt stærkt forurenet med organisk stof.
- III: ret stærkt forurenet med organisk stof
- II-III: overgangsform
- II: ret svagt forurenet med organisk stof
- I: praktisk taget uforurenet med organisk stof







de mere vandrige jyske vandløb med frisk strøm. De undersøgte vandløb på øerne viser sig da også som de mest forurende.

De indsamlede resultater tyder på, at forureningsgraden i de større vandløb – Gudenå, Storeå, Vejle å, Ribe å og Odense å ikke overstiger II. Kun 0–21% af de viste strækninger har uacceptable forhold, idet der er konstateret forureningsgrad III eller IV. I de jyske vandløb er det overvejende belastningen fra landbrug, der har forårsaget den stærke forurening, hvorimod det i Odense å især er husspildevand.

Alle de øvrige vandløb i figurene er små vandløb. I uforurenede små jyske vandløb med gode faldforhold er forureningsgraden som regel I eller I–II, hvorimod de store vandløb er I–II eller II. Til trods herfor, er der en klar tendens til, at forureningsgraden generelt er højere i de små vandløb end i de store. For hovedparten af de små vandløb gælder, at forureningen med møddingsvand, gylle, alje og ensilagesaft fra landbruget dominerer. Det skal dog bemærkes, at husspildevand også i flere tilfælde er en væsentlig forureningskilde.

Oplysningerne fra Gram kommune viser endvidere, at problemerne med belastning fra landbrug er større, jo mindre vandløb der er tale om. Ved en særlig undersøgelse, der omfattede flere helt små vandløb end ved det rutinemæssige tilsyn, blev der fundet, at 27% af de undersøgte strækninger var forurenet i uacceptabel grad med udledninger fra landbrug. Det tilsvarende tal fra det rutinemæssige tilsyn var 7%.

Aller å i Christiansfeldt kommune udmærker sig ved, at 91% af vandløbet har forureningsgrad II eller derunder. Kun 4% af vandløbet er væsentligt forurenet af udledninger fra landbrug. Det skal bemærkes, at Christiansfeldt kommune gennem flere år har gjort en meget stor indsats for at fjerne ulovlige udledninger fra landbruget.

I modsætning hertil er omkring $\frac{1}{3}$ af vandløbene i Struer kommune forurenet af landbrugsudledninger til trods for, at kommunen har ført tilsyn med alle landejendomme med husdyrhold. Hvorvidt problemerne her skyldes en større tæthed af husdyr, kan ikke afgøres på det foreliggende grundlag.

Udledning af husspildevand er som nævnt også en væsentlig forureningskilde i flere af de undersøgte vandløb. De fleste tilfælde af uacceptabel forurening skyldes udledninger af urensset eller mekanisk rensset spildevand. Der er dog også eksempler på, at udledninger af utilstrækkeligt biologisk rensset husspildevand samt udledninger fra spredt bebyggelse har forårsaget stærk forurening.

Der er kun mindre problemer med forurening fra dambrug i de her undersøgte vandløb. Hertil skal dog bemærkes, at en undersøgelse af samtlige dambrug i Ribe og Ringkjøbing amtskommune (se afsnit 4.3) har vist en uacceptabel forureningstilstand nedstrøms for ca. halvdelen af dambrugene.

Det analyserede materiale og rapporterne fra det amtskommunale tilsyn giver baggrund for følgende konklusioner vedr. forureningstilstanden i vandløbene og årsagerne dertil:

- Udledninger af møddingvand, alje, gylle og ensilagesaft fra landbrug er en dominerende forureningskilde, navnlig i de små vandløb. Det bemær-

- kes, at enhver udledning af alje og ensilagesaft er ulovlig, ligesom udledning af møddingvand er ulovlig i det omfang det giver anledning til forurening.
- Urenset eller mekanisk rensset husspildevand er en betydelig forureningskilde i en del vandløb. Utilstrækkeligt biologisk rensset spildevand samt udledninger fra spredt bebyggelse forårsager også i visse tilfælde en uacceptabel forureningstilstand.
 - Dambrug er stadig en alvorlig forureningskilde i visse vandløb.
 - Forureningsproblemerne er størst i de små vandløb.

5.2.3. Vurdering af udviklingstendensen i vandkvaliteten i vandløbene

Vurderingen bygger på oplysninger publiceret i de amtskommunale tilsynsrapporter. Rapporterne giver ikke mulighed for vurdering af udviklingstendenser i tiden før miljøbeskyttelsesloven trådte i kraft i 1974.

Rapporter fra Århus amtskommune (1982) og Vejle amtskommune (1984) beskriver udviklingstendenserne detaljeret, og kan, suppleret med materiale fra andre amtskommuner (jvf. figur 5.2.2 og 5.2.3), danne baggrund for en mere generel beskrivelse af udviklingen.

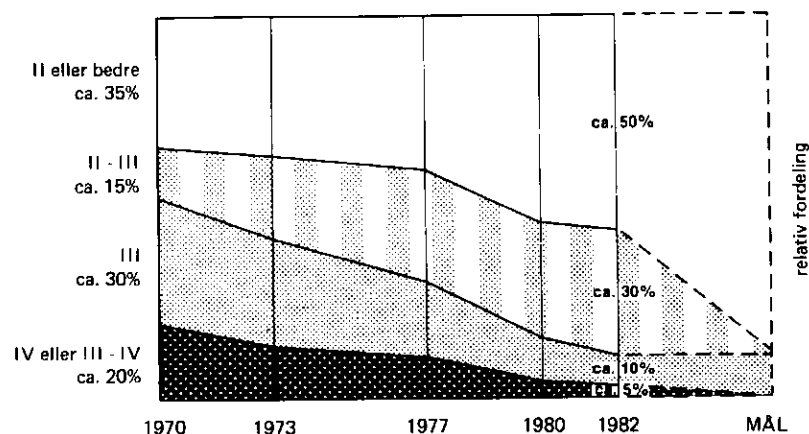
Århus amtskommunes rapport indeholder et kort over forureningstilstanden på stationer i vandløb i amtskommunen. På kortet er det for hver enkelt station angivet, hvorledes tilstandene har udviklet sig fra begyndelsen af 1970'erne til 1981. De beskrevne målestationer er fortrinsvis placeret i større vandløb, mens kun et fåtal findes ved de helt små vandløb. Materialet viser, at forureningstilstanden i den pågældende periode er blevet forbedret betydeligt på et stort antal stationer, se iøvrigt tabel 5.2.1. Materialet viser imidlertid også, at 15–20% af målestationerne i 1981 var ret stærkt forurenet (forureningsgrad III og IV), en tilstand, der siden fremkomsten af den første vejledning om forureningsbedømmelse på biologisk basis (1969) har været betragtet som uacceptabel. En række stationer (omkring 25%) viser endvidere at have en forværret tilstand i forhold til begyndelsen af undersøgelsesperioden.

Tabel 5.2.1. Oversigt over den relative ændring i forureningstilstanden på en række kontrolstationer i vandløb.

Amtskommune	Antal stationer	År, der sammenlignes	Forbedring %		Uændret %	Forringelse %	
			≥ 1°	½°		½°	≥ 1°
Vejle	ca. 650	1973–1977	8	10	61	14	7
Roskilde	ca. 500	1974–1978/79	8	11	46	18	18
Frederiksborg	ca. 400	1974–1978/79	1	11	56	22	10
København	ca. 150	1974–1978/79	4	17	72	5	2
Århus	ca. 200	1973/74–1981	10	18	47	22	3

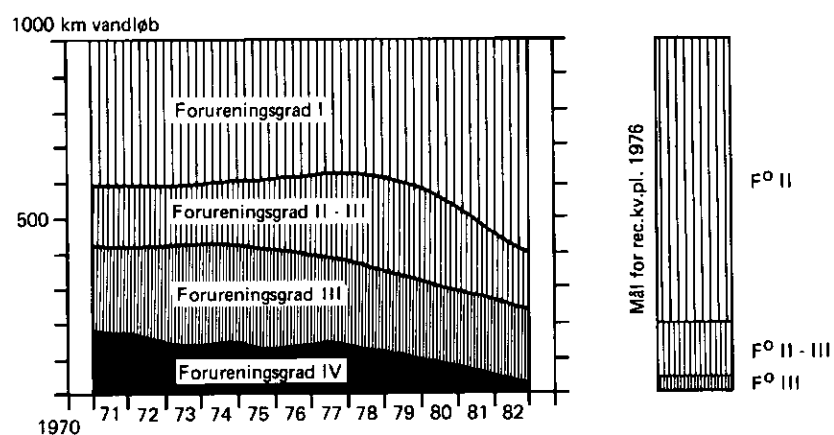
Anm.: Der findes i amtskommunernes arkiver også oplysninger om forureningstilstanden i de mellemliggende år, men disse oplysninger er ikke medtaget i de her refererede publikationer. Oversigten for Århus amtskommune er udarbejdet af miljøstyrelsen på baggrund af et bilag, udsendt af amtskommunen i 1982.

Figur 5.2.2. Vandløbenes forureningsgrad samt målsætning i Vejle amtskommune 1970-1982.



Kilde: Vandforureningstilstanden 1982, Vejle amtskommune, marts 1984.

Figur 5.2.3. Vandløbenes forureningstilstand i Vestsjællands amtskommune 1970-1982.



Kilde: Forureningstilstanden i vandløb og søer 1982 - og ændringer siden 1970, Vestsjællands amtskommune, januar 1983.

Det er ikke muligt ud fra rapporten at vurdere, hvad der i hvert enkelt tilfælde er årsagen til denne udvikling, ligesom det ikke fremgår, hvad der er årsag til den stærke forurening af en del af stationerne. En tilsvarende undersøgelse i Roskilde amtskommune viste, at ca. 57% af ca. 500 målestationer i 1978/79 var stærkt forurende (grad III eller IV).

I andre amtskommuner har man søgt at beskrive udviklingen ved at sammenligne forureningstilstanden på en række stationer med nogle års mellemrum. Disse oplysninger er sammenstillet i tabel. 5.2.1. Oplysningerne giver *kun* mulighed for at beskrive den relative ændring mellem undersøgelsesperioderne, mens det ikke er muligt at aflæse den faktiske forureningstilstand i de år, der sammenlignes.

Det fremgår af tabellen, at de fleste stationer ikke har ændret forureningsgrad mellem de to undersøgelsesperioder, selv om der dog er en vis variation mellem de enkelte amtskommuner. I alle amtskommuner er der konstateret betydelige forbedringer (op til 2 forureningsgrader) i mange vandløb. Alle har dog også registreret et stort antal stationer, hvor situationen er blevet forværret.

Som årsag til forbedringerne angiver amtsrådene:

- mindre bysamfund, der tidligere udledte mangelfuldt rensset eller urensset spildevand, er nu kloakeret, og spildevandet ført til rensningsanlæg,
- ulovlige landbrugsudledninger er i visse områder bragt til ophør.

Som årsag til forværringerne angiver amtsrådene:

- forøgede udledninger fra rensningsanlæg,
- overbelastning af enkelte rensningsanlægs hydrauliske og biologiske kapacitet,
- der er anvendt samme rensgrad på næsten alle renseanlæg uden hensyntagen til recipienten,
- mindsket vandføring (specielt på Sjælland),
- et stigende antal ulovlige landbrugsudledninger i visse områder.

Vejle amtskommune har i forbindelse med recipientkvalitetsplanlægningen i 1984 udarbejdet en samlet oversigt, som viser udviklingen i vandkvaliteten i amtskommunens vandløb siden 1970.

Det fremgår heraf, at arbejdet med at forbedre forureningstilstanden i vandløbene først synes at have givet resultat i de allerseneste år, men at der stadig refter et antal vandløbsstrækninger, hvor forureningstilstanden må anses for uacceptabel.

Alle oversigter beskriver udviklingen på de vandløbsstationer, hvor der foretages et rutinemæssigt tilsyn. Disse stationer er fortrinsvis placeret i de større vandløb, mens figurerne formentlig ikke i tilstrækkeligt omfang er repræsentative for forholdene i de små vandløb.

5.3. Søer

5.3.1. NPO-tilførsel og vandkvaliteten i søer

Ligesom i vandløb, skaber tilførsel af NPO til søerne forringede livsbetingelser for de fleste organismer i søerne.

Søer uden tilløb og afløb får normalt størsteparten af deres N og P fra nedbøren, medens søer med tilløb får den største del af N og P via vandløbene. Direkte tilførsel af organisk stof til en sø via tilløb vil kun sjældent være af betydning, fordi det organiske stof i reglen nedbrydes enten i tilløbet eller i selve søvandet. Dog kan grødeslagning give anledning til lokalt iltsvind, såfremt grøden fra et vandløb får lov til at flyde ud og forrådne i en nedstrøms beliggende sø.

Derimod er produktionen af organisk stof i selve søen af stor betydning. Denne produktion styres primært af lyset og tilførslen af næringssalte, og det er især forøget tilførsel af N og P, der har betydning for, om en sø vil blive overeutrofieret (overgødet).

Søer med permanente tilløb får til stadighed tilført næringssalte, som giver anledning til vækst af alger fra det tidlige forår til efteråret. Såfremt det tilførte vand er rigt på N og P, opstår der uundgåeligt eutrofieringsproblemer, såsom sensommer-opblomstringen af blå-grønalger, der normalt danner den såkaldte »vandblomst«. Foruden det uæstetiske indtryk af den grønne »maling« medfører dannelse af algevandblomst normalt en dårlig miljøkvalitet. Algerne skygger for hinanden, så fotosyntesen (iltproduktionen) kun kan ske i det allerøverste vandlag. Der kommer store døgnsvingninger i ilt- og pH-forholdene. Der kan undertiden opstå totalt iltsvind med bl.a. fiskedød til følge. Nogle af de vandblomstdannende alger producerer særlige giftstoffer, der kan slå søens planter og dyr ihjel.

Høje pH-værdier (over 9,5) kan medføre giftvirkning, og de vil også forskyde ammonium/ammoniak-ligevægten i retning af fri ammoniak, som har en kraftig giftvirkning.

En anden indirekte virkning af høje pH-værdier er forøgelse i frigørelsen af P fra søsedimentet, så en del af det ellers bundne P kan genbruges til ny opblomstring af alger.

Forholdet mellem N og P i planktonalger er i gennemsnit 7 til 1 (på vægtbasis). Hvis forholdet mellem tilførslen af N og P til søvandet er væsentligt større end 7, vil P blive brugt op først, og søens algeproduktion vil da blive begrænset af P. Hvis N:P-forholdet er mindre end 7, vil det være omvendt, og produktionen vil blive N-begrænset.

I dybere søer, hvor vandets opholdstid er flere år, deles søvandet i løbet af sommeren ofte i to lag. Et øvre, varmt lag (epilimnion) og nedenunder det et koldere lag (hypolimnion). Grænselaget mellem dem kaldes springlaget, fordi temperaturen her pludseligt falder stærkt. I disse søer er eutrofieringsproblemerne knyttet stærkt sammen med søernes indre dynamik. Der er dels de ovenfor beskrevne problemer med vandblomstdannelse og lav gennemsigtighed, dels de problemer, der skyldes vandets lagdeling med sommerstagnation. Forøget tilførsel af N og P giver større iltforbrug, når algerne dør og synker til bunds. Da hypolimnions vandmasse er afskåret fra at få tilført ilt fra atmosfæren i op til 6 måneder af året, vil iltkoncentrationen i hypolimnion nærme sig nul med en hastighed, der er afhængig af den samlede mængde alger, der er produceret og nedbrydes i hypolimnion.

Såfremt iltvindet ved bunden bliver af lang varighed, påvirker det dyrene på bunden. Eventuelt vil hele faunaen uddø eller fortrække til lavere dybder, og sedimentet vil blive til sort slam med svovlbrinteudvikling.

Søer virker i reglen som fælder for P med en nettoakkumulering i søsedimentet. Der kan både forekomme organisk bundet P (sedimenterede døde alger og andre organisk bundet P (sedimenterede døde alger og andre organismer) og uorganisk adsorberede eller udfældede kalk-, aluminium- og jernfosfater.

Ved forøget tilførsel af næringssalte øges primærproduktionen og dermed biomassen af planktonalger, pH stiger i sommertiden, og der vil være forøget risiko for iltfri forhold ved bunden. Da der herved sker en sæsonvis frigørelse af en del af det sedimentbundet P, kan der være risiko for, at nettoakkumuleringen af P resulterer i en periodevis frigørelse med yderligere forværring af søens tilstand. Søen er dermed inde i en ond cirkel.

Begrænser man tilførsen af P til en sø, hvis algevækst er P-begrænset, vil udviklingen i søen kunne vendes, idet en formindskelse af søens algemængde forbedrer ilt-forholdene og stabiliserer pH-forholdene. Derved begrænses også den periode, hvor P kan frigøres fra sedimentet.

Den vigtigste N-omsætning er planternes (inkl. algerne) optagelse af uorganisk N (nitrat og ammonium) til organisk N. En del organisk N bindes som organisk stof i sedimentet, og en del omsættes i vandfasen til ammoniak, som kan nitrificeres til nitrat igen. I hypolimnion og ved sedimentoverfladen kan der under iltfri eller næsten iltfri forhold fjernes N til luften ved denitrifikation.

5.3.2. Kortlægning af vandkvaliteten i danske søer

Amtsrådene er i henhold til miljøbeskyttelsesloven ansvarlige for tilsynet med forureningstilstanden i vandløb, søer og de kystnære havområder. Som tidligere nævnt i afsnittet om vandløb (5.2), tilrettelægger amtsrådene tilsynet efter vejledning fra miljøstyrelsen, og amtsrådene publicerer resultaterne af tilsynet. Tilsynsresultaterne anvendes i recipientkvalitetsplanlægningen og til administration af miljøbeskyttelsesloven i øvrigt.

Kortlægningen af de danske søers vandkvalitet bygger på de amtskommunale tilsynsrapporter. Der er endvidere anvendt materiale fra miljøstyrelsens ferskvandslaboratoriums eget arbejde samt materiale, som miljøstyrelsen løbende har indsamlet angående vandkvaliteten.

Materialet tillader ikke en bedømmelse af vandkvaliteten i alle søer over hele landet. Den enkelte sø's vandkvalitet er resultatet af et kompliceret samspil mellem belastningsforhold, hydraulik, geografisk beliggenhed m.v. Man har derfor valgt at belyse vandkvaliteten i danske søer ved hjælp af en række eksempler, specielt fra Jylland, hvor dokumentationen er bedst. I det følgende gennemgås disse eksempler, og der gennemføres en vurdering af virkningen på søernes tilstand ved ændrede belastninger.

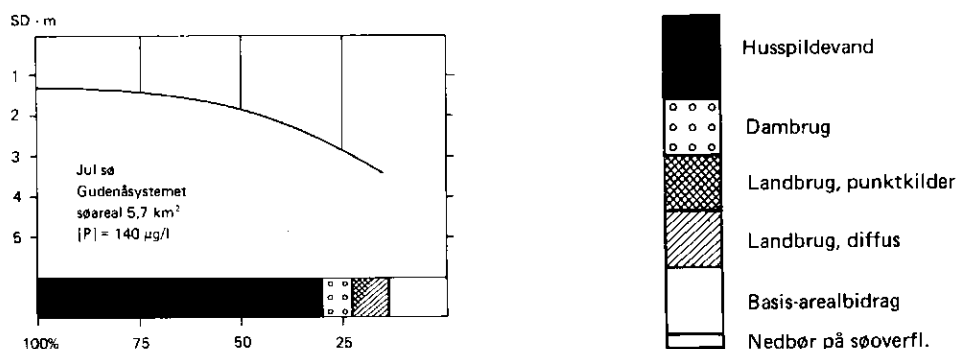
I de tilhørende figurer 5.3.1–5.3.7 illustreres den nuværende fordeling af P-belastningen på kilder samt den gennemsnitlige sommersigtdybde, beregnet ud fra en sømodel, der relaterer den gennemsnitlige P-koncentration til sigtdybden (Naturvårdsverket 1983). Endvidere vises, hvilke

gennemsnitlige sigtdybder, man vil kunne forvente efter reduktion af P-belastningen.

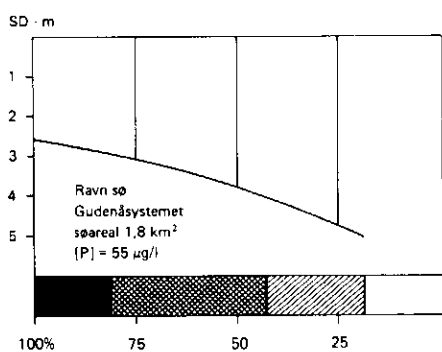
Som baggrund for forståelsen af eksemplerne er det vigtigt at lægge mærke til, at søer i ren naturtilstand ikke findes i Danmark, bl.a. på grund af den stigende atmosfæriske påvirkning, der er konstateret i N-depositionen fra 1955–1980. Påvirkningen fra atmosfæren vil, sammen med et vist basis-arealbidrag, sætte grænser for, hvor lav koncentrationen af næringsstoffer i søen kan blive, også selv om belastningen fra alle andre kilder ophører.

Figur 5.3.1-5.1.7. Forholdet mellem fosforbelastninger og den forventede gennemsnitlige sommersigtdybde (SD) ved reduktion af fosforbelastningen i en række søer.

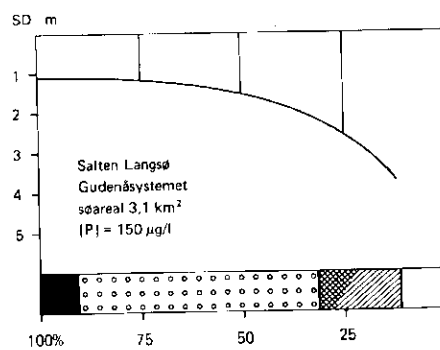
Figur 5.3.1.



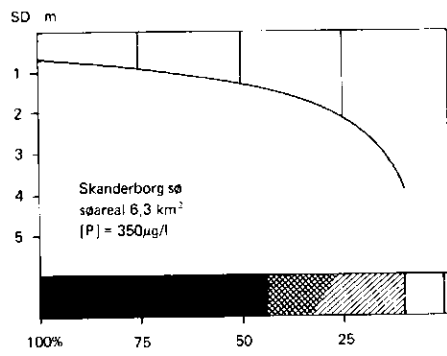
Figur 5.3.2.



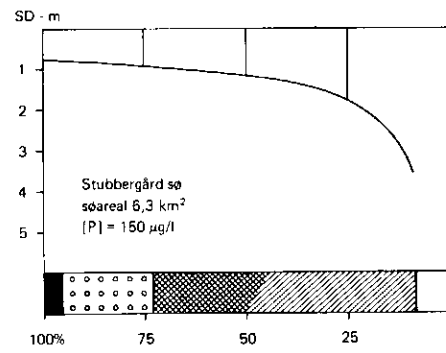
Figur 5.3.3.



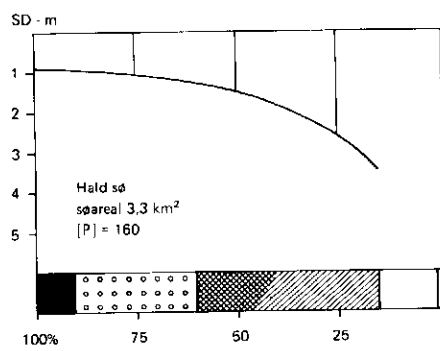
Figur 5.3.4.



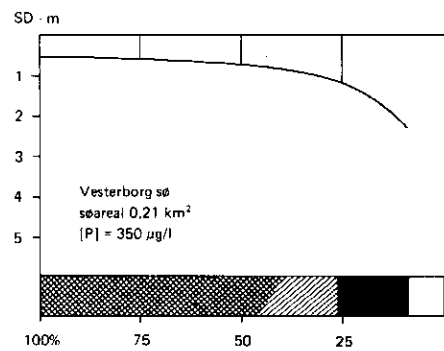
Figur 5.3.5.



Figur 5.3.6.



Figur 5.3.7.



- Jul sø** gennemstrømmes af Gudenåen. Vandets gennemsnitlige opholdstid i søen er kort, ca. 35 døgn, og søen er naturligt eutrofieret. Jul sø og de øvrige Himmelbjergsøer modtager stadig mest P fra husspildevand, men formentlig også en del fra landbrugsudledninger. N stammer først og fremmest fra landbrugsaktiviteter. N-tilførslen er steget kraftigt fra 1974-75 til 1980-81. En del af stigningen kan dog tilskrives større nedbørsmængde og dermed større N-udvaskning i 1980 og 1981 (Århus amtskommune 1982). Da algevæksten i Himmelbjergsøerne både kan være P-begrænset (om foråret) og N-begrænset (senere på sommeren), vil en reduktion i tilførslen af begge næringsstoffer medføre forbedrede forhold. Amtskommunen har beregnet følgende forbedringer ved formindskelse af P fra spildevandet og dambrug: P-tilførslen reduceres med 50%, algemængden reduceres med ca. 40%, og den gennemsnitlige sommersigt-dybde forøges fra 1,3 til ca. 1,8 m (denne tilstand skal efter planen være nået i 1990, figur 5.3.1).
- Ravn sø** er en dyb (største dybde 33 m) sø, hvor vandets opholdstid er godt 2 år. Ravn sø's opland består hovedsageligt af lermoræne, hvor der drives intensivt landbrug. Gribes man kun ind over for P fra husspildevand, vil det give en mindre forbedring. Eliminere man også punktkilder fra landbruget, vil søens tilstand kunne blive forbedret væsentligt. Der er ingen tvivl om, at det er P-tilførslen, der begrænser algevæksten, idet koncentrationen af uorganisk P i overfladevandet sommeren igennem er omkring 10 µg/l eller mindre, medens nitratkoncentrationen er over 2 mg/l N (Århus amtskommune 1979). Den høje nitratkoncentration hænger uden tvivl sammen med den intensive landbrugsdrift (figur 5.3.2).
- Salten
Langsø** er en forholdsvis lavvandet sø. Vandets opholdsvis er ca. 2,5 måned. Salten Langsø er overeutrofieret med en høj koncentration af total-P og lav sommersigt-dybde (ca. 1 m). Den væsentligste årsag til søens dårlige tilstand er tilførslen af P fra dambrugene langs Salten å (Århus amtskommune 1980). En kraftig nedsættelse af P-tilførslen fra dambrug og P-fjernelse fra husspildevand fra enkelte husstande ved Salten å kan forbedre tilstanden, så den gennemsnitlige sommersigt-dybde forøges til ca. det dobbelte. Såfremt P-tilførslen fra dambrugene helt ophører, forøges sigt-dybden yderligere med 0,5-1 m (figur 5.3.3).
- Skanderborg
sø** består af de to bassiner: Hylke sø og Store sø. Vandets opholdstid for hele søen er godt ét år. Det er en naturligt eutrofieret sø uden stabilt springlag. Søen er overeutrofieret med P, især på grund af spildevandstilførsel fra Skanderborg by, men der er også en kraftig påvirkning fra ulovlige landbrugsudledninger. I 1978 etableredes P-fjernelse ved Skanderborgs nye rensningsanlæg, og siden er der konstateret faldende total-P og fosfat-P-koncentrationer (figur 5.3.4).
- Stubbergård
sø** er en lavvandet sø i Ringkjøbing amt i et sandet område. Vandets opholdstid er ca. 3 måneder. Søen er i øjeblikket N-begrænset, men søen er overeutrofieret med en total-P-koncentration på ca. 150 µg/l. Størsteparten tilføres fra landbrugsdrift, men der er også et betydeligt bidrag fra dambrug (Kvist 1983, figur 5.3.5).

Hald sø er en dyb (største dybde 34 m) sø, hvor vandets opholdstid er ca. 1,5 år. Søen er overeutrofieret på grund af belastning med husspildevand og næringsstoffer fra landbrug og dambrug. Ifølge Viborg amtskommune (1983a) er der tale om en kraftig forøgelse - næsten en fordobling - af N-blastningen fra 1974-75 til 1982, medens det er usikkert, om den eksterne P-belastning er steget i samme periode. Set over en længere tidshorisont kan det imidlertid klart dokumenteres, at P-belastningen er steget kraftigt. Således målt (Nygaard 1938) den 25. juni 1929 5 $\mu\text{g/l}$ fosfat-P i overfladevand og 30 $\mu\text{g/l}$ i 30 m dybde. Det svarer til søens basistilstand. På samme årstid i 1982 og 1983 var der 60-70 $\mu\text{g/l}$ fosfat-P i overfladen og ca. 300 $\mu\text{g/l}$ i 30 m dybde.

På grund af den kraftige stigning i tilførslen af N er algevæksten i søen nu ikke længere hele tiden N-begrænset, men P-begrænset i perioder, og det vil derfor være nødvendigt at reducere P-tilførslen, såfremt Hald sø's tilstand skal forbedres (Viborg amtskommune 1983b, figur 5.3.6). En yderligere forbedring vil antagelig kunne opnås ved samtidig at reducere N-tilførslen, idet perioderne med N-begrænsning derved forlænges.

Vesterborg sø er en mindre, lavvandet sø beliggende på Lolland. Vandets opholdstid er kun 10-13 dage. Søen ligger i et landbrugsområde, og størsteparten af N- og P-tilførslen hidrører fra landbrug (figur 5.3.7), selvom søen også modtager husspildevand. Storstrøms amtskommune (1982) skønner, at indgreb over for spildevandstilledninger og ulovlige landbrugsudledninger vil kunne bedre tilstanden i søen så meget, at algeproduktionen gøres P-begrænset. Det vurderes, at algemængden vil kunne reduceres til en fjerdedel, og sigtdybden øges fra 0,5 m til over 1 m. Den mindske algeproduktion og sedimentation vil bedre forholdene for bunddyrene og fiskebestanden, så man kan undgå iltmangel og fiskedød.

Sammenfatning Sammenfatter man de oplysninger, som er indeholdt i disse eksempler, samt det materiale, som i øvrigt findes tilgængeligt, fremgår det, at mange danske søer er i en alt for dårlig miljømæssig tilstand.

En sammenligning med forholdene i relativt uforurenede søer i skov- og hedeområder viser også, at søerne i dyrkede og beboede områder er mere eller mindre påvirket af menneskeskabte N- og P-belastninger. Både danske og udenlandske undersøgelser har imidlertid dokumenteret, at søernes tilstand kan forbedres væsentligt ved at begrænse tilførslen af P.

De her beskrevne eksempler viser imidlertid også, at der kræves en differentieret indsats for at forbedre søernes økologiske tilstand. Søernes belastningsforhold er forskellige både kvantitativt og med hensyn til fordelingen på kilder. Det vil derfor være forskelligt, hvilke kilder man skal koncentrere sig om for at forbedre tilstanden i den enkelte sø.

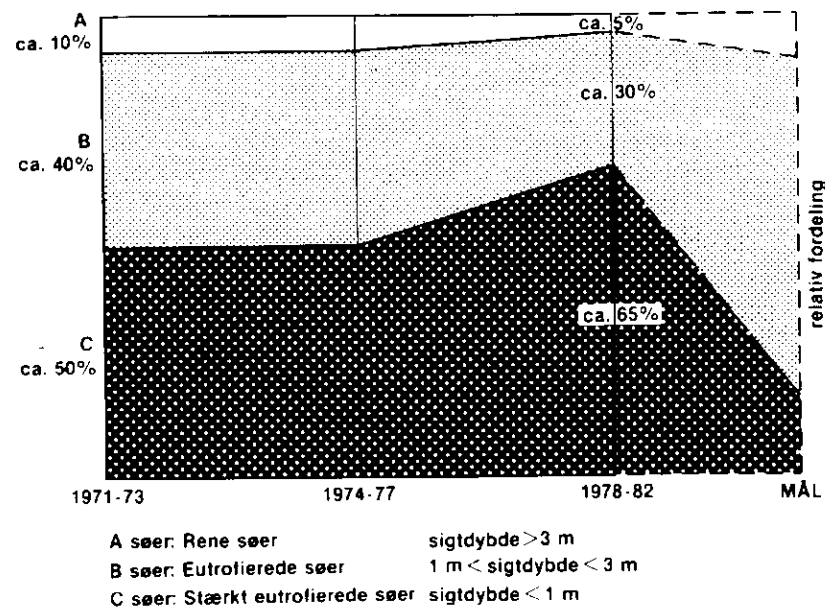
5.3.3. Vurdering af udviklingstendensen i vandkvaliteten i danske søer

En gennemgang af de amtskommunale tilsynsrapporter samt andet tilgængeligt materiale giver som nævnt i forrige afsnit, baggrund for at konstatere, at mange danske søer er i en alt for dårlig miljømæssig tilstand. Materialet giver derimod på grund af manglende tidsserier kun begræn-

de muligheder for at bedømme udviklingstendensen generelt.

Figur 5.3.8 fra Vejle amtskommune underbygger dog det generelle indtryk af udviklingen i søernes tilstand og viser, at der endnu er langt igen, før målsætningerne i recipientkvalitetsplanlægningen er opfyldt.

Figur 5.3.8. Forureningstilstanden samt målsætning for 26 søer i Vejle amtskommune 1971-82.



Kilde: Vandforureningstilstanden 1982, Vejle amtskommune, marts 1984.

Det er imidlertid på grundlag af beregninger ved hjælp af bl.a. matematiske sømodeller muligt i konkrete tilfælde at vurdere effekten af foranstaltninger, som begrænser søernes belastning med N og P. To eksempler på en sådan vurdering kan fremhæves her.

Som anført i afsnit 5.3.2 svarede *Hald sø's* fosfatkoncentration ifølge en måling i 1929 til, hvad man kan forvente i søens basistilstand.

I perioden 1951-1982 er der sket en kraftig forværring i bundfaunaen som følge af det øgede iltsvind i vandmassen under temperaturspringlaget. I 1951 fandtes i 30 m's dybde ca. 10.000 individer af dansemyggelarven *Chironomus anthracinus* pr. m² bund, i 1974 fandte kun 80 pr. m², og i 1981 og 1982 var der ingen tilbage på dybder under 25 m. På dybder større end 20-25 m dannedes der på grund af de iltfrie forhold et hvidt, sammenhængende lag af svovlbakterier over bundarealet. Det forventes, at denne forværring af miljøkvaliteten også vil medføre en nedgang i fiskebestande.

En anden følgevirkning af de iltfrie forhold i bundvandet er, at der hver sommer frigøres store mængder P fra bunden i størrelsesorden 20-30 tons. Denne interne P-belastning betyder i forbindelse med en uændret ekstern belastning på det nuværende niveau (5-7 tons pr. år), at søens tilstand må forventes fortsat at blive forværret.

Viborg amtskommune (1983c) har vurderet, at der selv efter en eventuel reduktion i den eksterne belastning til 2,5 tons P pr. år vil gå 10-20 år, inden belastningen kommer ned på et så lavt niveau, at søens miljømæssige tilstand vil forbedres væsentligt.

Et andet eksempel er fra *Knud sø* og gælder perioden 1962-1983.

Knud sø er en dyb (29 m) og klarvandet sø, som i naturlig tilstand kun ville modtage en relativt ringe mængde P.

I tidsrummet 1967-1972 tilførtes biologisk rensset spildevand fra Ry (ca. 4.000 personer) til søens vestlige del, hvorved især P-tilførslen forøgedes væsentligt, selv om søen før 1967 dog ikke var helt friholdt for spildevandstilførsel fra Ry.

Undersøgelser i *Knud sø*, refereret af Århus amtskommune (1980) viser bl.a., at der efter etableringen af rensningsanlægget i 1967 skete en hurtig og kraftig eutrofiering af *Knud sø*, således at sommersigtdybden faldt fra over 2 m til under 1 m som følge af den forøgede P-tilførsel.

I 1972 blev spildevandstilførslen fra Ry rensningsanlæg afskåret, og P-tilførslen faldt til ca. ¼ af det tidligere niveau.

Spildevandsafskæringen fra Ry i 1972 medførte i østbassinet en betydelig reduktion i algemængden i perioden 1973-79 med en forbedring af sommersigtdybden fra ca. 0,8 m i 1968 og 1-1,5 m i 1973-74 til 2,8 m i 1979. Sommersigtdybden var i 1983 omtrent den samme, nemlig 2,9 m.

Knud sø's udvikling – først hen imod eutrofiering ved tilledning af biologisk rensset spildevand, og derefter en hurtig forbedring af søens tilstand ved afskæring af spildevandet – er et eksempel på, hvordan en sø's tilstand kan ændres i negativ og positiv retning ved henholdsvis tilledning og fjernelse af P-holdigt spildevand.

Da der imidlertid stadig optræder vandblomst i søen, vil en yderligere begrænsning i P-tilledningen være nødvendig, hvis disse algeopblomstringer skal forhindres.

En begrænsning vil kunne ske især ved at eliminere ulovlige landbrugsudledninger af møddingvand, og det er beregnet, at koncentrationen af total-P vil falde fra 35 til ca. 22 µg/l, og sommersigtdybden forøges fra 2,9 m til omkring 4 m (Århus amtskommune 1980).

Med hensyn til nitrat har der været en støt stigning i gennemsnitskoncentrationen i søvandet fra 1973 til 1981 (Århus amtskommune 1980 og miljøstyrelsens ferskvandslaboratorium, upublicerede resultater) fra omkring 1 mg/l til ca. 2,5 mg/l nitrat-N. Årsagerne hertil er dels en større tilstrømning fra *Knud å*, dels en formindsket algeproduktion gennem perioden.

Sammenfattende kan man på denne baggrund sige:

- at der kun i begrænset omfang er mulighed for at vurdere udviklingstenden-
densen i søernes vandkvalitet på baggrund af det amtskommunale mate-
riale,
- at der for mange søer kan opnås væsentlige forbedringer ved begræns-
ning af tilførsel af N og specielt P, mens der på den anden side må for-
ventes yderligere forværringer, hvis der ikke gribes ind,
- at de enkelte søer må vurderes for sig, og at virkemidlerne må afstemmes
efter de lokale forhold.

5.4. Marine områder

Tilførslerne af N og P fra atmosfæren og de omkringliggende have har sammen med afstrømningen fra land betydning for de åbne indre farvandes vandkvalitet. Kystvandene repræsenterer den del af havet, der direkte modtager belastningen fra land. I alle vore mere lukkede fjord- og bugtområder er lokale tilførsler af næringssalte dominerende og afgørende for vandkvaliteten.

Tilførslen af næringsstoffer (eutrofiering) såvel uorganiske som organiske kvælstof- og fosforforbindelser har betydning for algeproduktionen.

Næringsstofferne optages af planktonalger og indbygges i organisk stof under algernes vækst. Næringsstofferne afgives igen til vandmasserne, ved algernes eget stofskifte, ved dyreplanktonets græsning på algerne, og når alger og dyr dør og nedbrydes ved forrådnelse i vandmasserne eller på havbunden.

Størrelsen af algernes produktion, og dermed det muligt iltforbrug til nedbrydning af det organiske stof, er afhængig af hastigheden, hvormed næringsstofferne gøres tilgængelige for planktonalgerne i det belyste overfladelag. Planteplanktonets produktion i kystvandene begrænses efter områdets beliggenhed hovedsageligt af:

- kvælstof ved stor tilførsel af fosforrigt spildevand,
- fosfor på grund af stor kvælstofafstrømning fra det åbne land,
- fosfor om foråret og kvælstof sommer og efteråret ved stor tilførsel af spildevand og afstrømning fra det åbne land.

De indre åbne havområder har generelt et lavere eutrofieringsniveau end kystområderne, og planteplanktonets produktion er hovedsageligt begrænset af tilførslen af kvælstof.

Afgørende for eutrofieringsproblemerne omfang er imidlertid temperatur, strømnings- og opblandingsforhold, som har betydning for tilførslerne af ilt til bundvandet samt betydning for planteplanktonets vækstforhold. Navnlig i fjordområder med hyppige tilfælde af iltsvind ses en massiv påvirkning af havbundens dyreliv. Dyrelivet forarmes og kan i værste tilfælde, som i bunden af visse fjorde, helt mangle. Der kan muligvis også være en forbindelse til en eutrofieringsbetinget kraftig udvikling af store alger, makrofyter, langs kysterne. I de åbne havområder er der nu også blevet observeret eutrofieringsproblemer i form af unaturlige tilfælde af iltsvind og fiskedød.

5.4.1. Kystvandene

De uorganiske næringssalte tilføres til kystvandene fra land, fra de omgivende havområder, fra atmosfæren og fra bundlagene. Endvidere tilføres de til vandmassen ved planter eller dyrs nedbrydning – f.eks. ved forrådnelsesprocesser eller ved urin – eller fækalieudskillelse fra dyr. De kan endvidere tilføres vandmasserne fra sedimentet ved biologiske eller kemiske processer.

Næringssaltene fjernes fra vandmassen ved at blive optaget i en plante-masse under udvikling, ved at blive transporteret ud til ydre havområder,

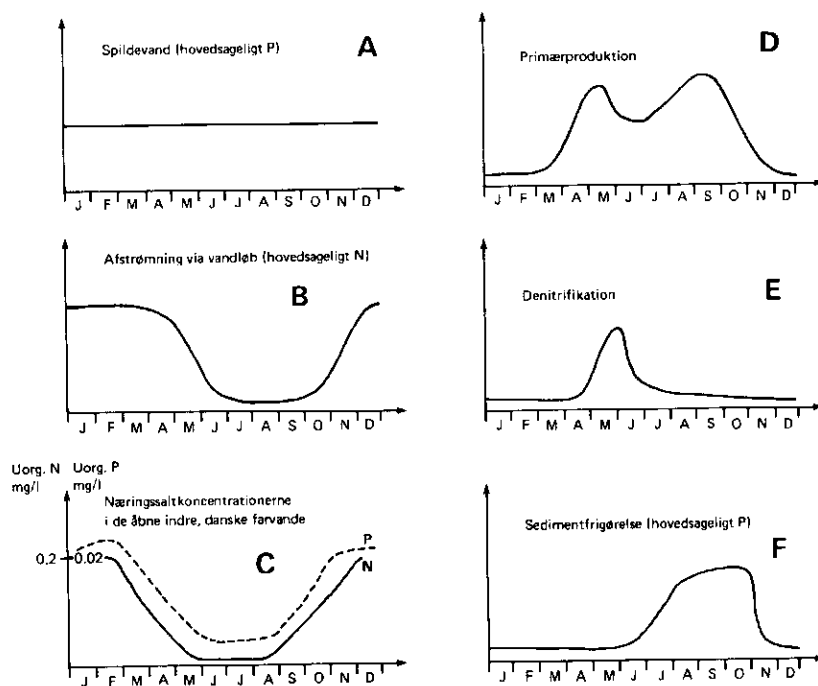
eller ved at omdannes kemisk, således at de ikke kan udnyttes som næringssalt mere.

I det følgende beskrives i idealiseret form, hvordan en række af de nævnte processer hver for sig påvirker koncentrationen af uorganiske næringssalte i vandfasen året igennem.

- Tilførslen med spildevand er normalt nogenlunde konstant året igennem. Da byspildevand som regel er den mest betydende kilde for tilførslen af fosfor, kan man ofte regne med, at fosfortilførslen fra land er nogenlunde konstant året igennem (figur 5.4.1A)
- Afstrømningen via vandløbene er stor i vinter- og forårsmånederne og beskeden om sommeren og efteråret. Koncentrationen af uorganisk kvælstof i vandløbene stiger med afstrømningen. Transporten af uorganisk kvælstof til kystvandene bliver derfor også størst vinter og forår. Da vandløbene i reglen er hovedkilden for tilførsel af uorganisk kvælstof til kystvandene, spiller afstrømningsoplandets størrelse en stor rolle for kvælstofkoncentrationen (figur 5.4.1B).
- Tilførslen fra de ydre havområder bestemmes af koncentrationen af uorganiske næringssalte. I løbet af foråret falder koncentrationen af uorganisk kvælstof og fosfor til ganske lave koncentrationer i overfladevandet – i reglen således, at kvælstof bliver begrænsende for planteproduktionen i sommermånederne. Ved vandskiftet mellem kystvand og det åbne hav, vil der derfor normalt ikke tilføres væsentlige uorganiske næringssaltmængder udefra til kystvandene. I de dybere vandlag kan der dog også i sommerperioden være betydelige koncentrationer af uorganiske næringssalte, frigjort fra sedimenterede plante- og dyrerester. I visse områder og under visse strøm- og vindforhold kan opvældningen af vand fra dybere lag til overfladen derfor spille en rolle. Under disse omstændigheder kan tilførslen af uorganiske næringssalte fra det åbne hav være af betydning. Dette gælder for eksempel i Store og Lille Bælt, i sydlige Kattegat og i Århus Bugt.

Om vinteren er koncentrationen af uorganiske næringssalte stor både i det åbne hav og i kystvandene. Vandudvekslingen medfører derfor ikke væsentlige tilførsler udefra. Vandudvekslingen kan derimod spille en meget væsentlig rolle for fraførslen af næringssalte fra kystvandene. I lukkede bugter og fjorde med ringe vandskifte akkumuleres næringssalte tilført fra land, således at koncentrationerne kan blive væsentligt højere end i åbne kystvande. I vintermånederne, hvor den biologiske omsætning af de uorganiske næringssalte er lav, vil koncentrationen af disse – i kystvandene – hovedsageligt afhænge af tilførsel fra land og af vandskiftet. Koncentrationerne vil være et udtryk for en potentiel belastning. Man har hidtil i alt for ringe grad været opmærksom på betydningen af at måle disse vinterkoncentrationer (figur 5.4.1C).
- Planteproduktionen er i foråret og sommeren den vigtigste faktor til fjernelse af de uorganiske næringssalte fra overfladevandet. Om vinteren er planteproduktionen ganske lav. Det er den beskedne lysmængde og den lave temperatur, der hovedsageligt begrænser produktionen. Kiselalger, der kan udvikle sig ved ret lave temperaturer, giver den første produktionstop i forårsmånederne. For disse alger er silicium også et

Figur 5.4.1.



væsentligt næringsstof, og produktionen af kiselalger begrænses ofte, fordi opløst silicium i vandmasserne bliver opbrugt. Produktionen overtages da af andre arter.

Produktionen af planteplankton i vandmasserne har i reglen endnu et maksimum i sensommeren eller begyndelsen af efteråret. Lokalt – og afhængig af vejrforholdene – kan der også optræde maksima midt om sommeren. I lavvandede områder med stor bevoksning af fastsiddende alger og tang på bunden, kan denne del af planteproduktionen spille en væsentlig rolle for forbruget af uorganiske næringssalte. I Vadehavet skyldes planteproduktionen i væsentlig grad mikroskopiske, bundlevende kiselalger i det øverste lag af sedimentet (figur 5.4.1D).

- Processer i sedimentet og ved sedimentoverfladen spiller ofte en væsentlig rolle for næringssaltkoncentrationen i vandfasen. I områder med stor planteproduktion kan der i løbet af forsommeren oplagres så store mængder organisk stof ved sedimentoverfladen, at iltforbruget ved nedbrydningen af det organiske stof kan være så stort, at iltten i vandet opbruges. Så længe der endnu er nitrat tilbage i vandet, kan nitraten bevirke iltning af organisk materiale. En væsentlig del af nitraten bliver herved omdannet til luftformigt kvælstof, der ikke mere er tilgængeligt for planteproduktionen. Denne proces kaldes denitrifikation. Den spiller sin væsentligste rolle omkring maj måned (figur 5.4.1E).

- Når nitraten er opbrugt reduceres de oxiderede jernforbindelser – ferriforbindelser – til reducerede jernforbindelser – ferroforbindelser. Disse er i reglen mere letopløselige end ferriforbindelser. Da en del af fosfatet under oxiderede forhold er bundet som ferrifosfat, begynder der nu en frigørelse af fosfat fra sedimentet. Reduktionen af sulfationer, der altid er til stede i havvand, vil være den næste proces under fortsat iltfrie forhold. Herved dannes der svovlbrinte, jernet bindes som ferrosulfid og fosfatfrigørelsen lettes yderligere.

Fosfatfrigørelsen i vandområder med dårlige iltforhold i bundvandet, begynder ofte i juni eller juli og fortsætter hele sommeren, indtil efterårsstormene igen fører iltholdigt vand ned til bunden. Nu går processen den modsatte vej. Svovlbrintedannelsen ophører, jernforbindelserne ilttes og vil igen binde fosfatet til sedimentet (fig 5.4.1F).

De her nævnte og andre andre processer vil, afhængig af de lokale forhold, influere på årscyklussen af uorganiske næringssalte i kystvandene.

Kortlægning af vandkvaliteten i kystvandene

I forbindelse med miljøstyrelsens Bæltprojekt blev der foretaget en vurdering af eutrofieringsniveauet i en række danske fjordsystemer og kystvande. Denne vurdering blev foretaget ved registrering af målte værdier for total-kvælstof og total-fosfor, ligesom de foreliggende målinger af algeprimærproduktion blev samlet. Næringssaltmålingerne er samlet fra en række undersøgelser gennemført hovedsageligt i løbet af det forløbne årti. Middelkoncentrationen af total-kvælstof og total-fosfor i overfladevandlag (0–10 m) i kystvandene er sammenholdt med de tilsvarende målinger foretaget i de åbne havområder som led i Bæltprojektet (figur 5.4.2).

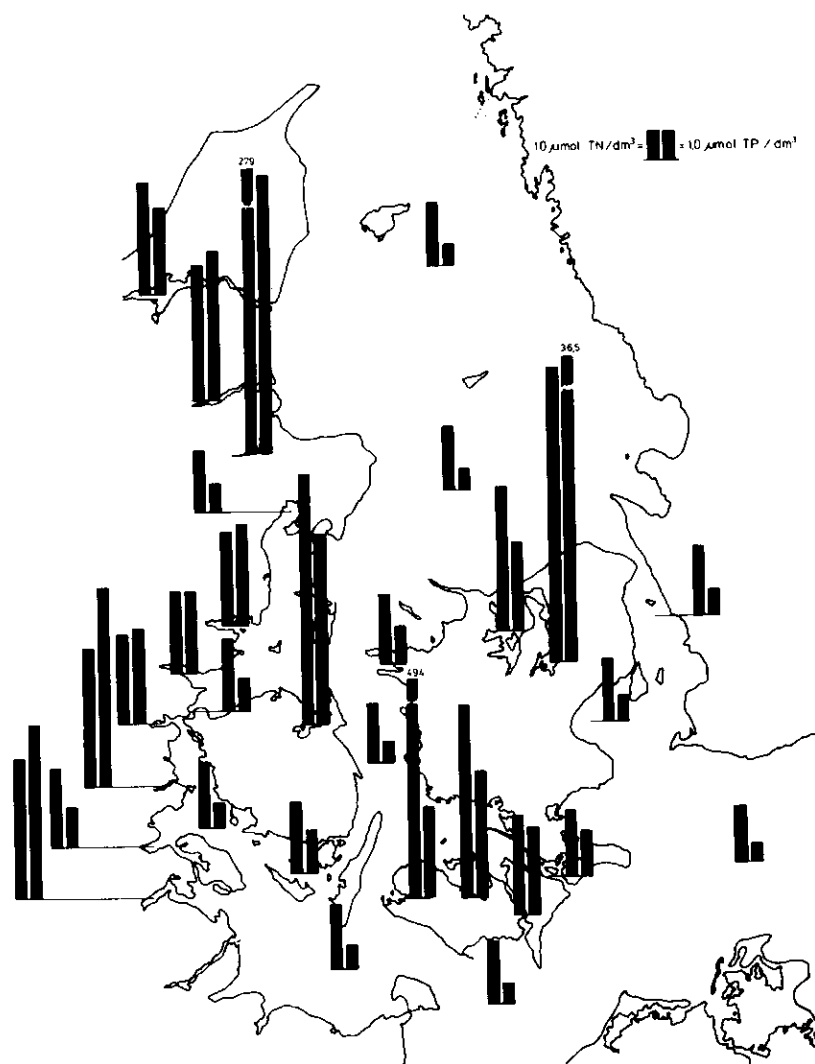
Disse middelkoncentrationer er i en række kystvande stærkt forhøjet i forhold til, hvad der findes i de åbne havområder. En nøjere gennemgang af undersøgelsesresultaterne viser, at åbne bugter og fjorde med et godt vandskifte har værdier, der ikke afviger stærkt fra forholdene i de åbne havområder. Dette gælder f.eks. Køge Bugt, Kalundborg Fjord og Århus Bugt. I mere lukkede bugter og fjorde er værdierne til gengæld, uden undtagelse, stærkt forhøjet i forhold til de åbne havområder. Fjorde med et meget stort afstrømningsareal i forhold til vandskiftet har fortrinsvis høje kvælstofbelastninger. Det gælder f.eks. Randers Fjord og Nakskov Fjord. I lukkede områder med beskedent afstrømningsområde, men med ret kraftig belastning af byspildevand, ses fosforkoncentrationen at være særlig forhøjet. Det gælder f.eks. Roskilde Fjord, Haderslev Fjord og Flensborg Fjord.

Figur 5.4.3 viser henholdsvis den målte maksimale og minimale plan-teplanktonproduktion for perioden maj–september 1971–79. Der er angivet værdier for en række fjorde og kystvande sammenholdt med bæltprojektets målinger fra de åbne vandområder.

Også her ser man, at primærproduktionen, særligt i de mere lukkede fjordområder, er stærkt forhøjet i forhold til produktionen i de åbne farvande.

Recipientundersøgelser gennemført af amtskommunerne igennem de senere år har vist, at der i adskillige fjordområder hersker dårlige iltforhold hovedsageligt i sommer- og eftersommerperioden.

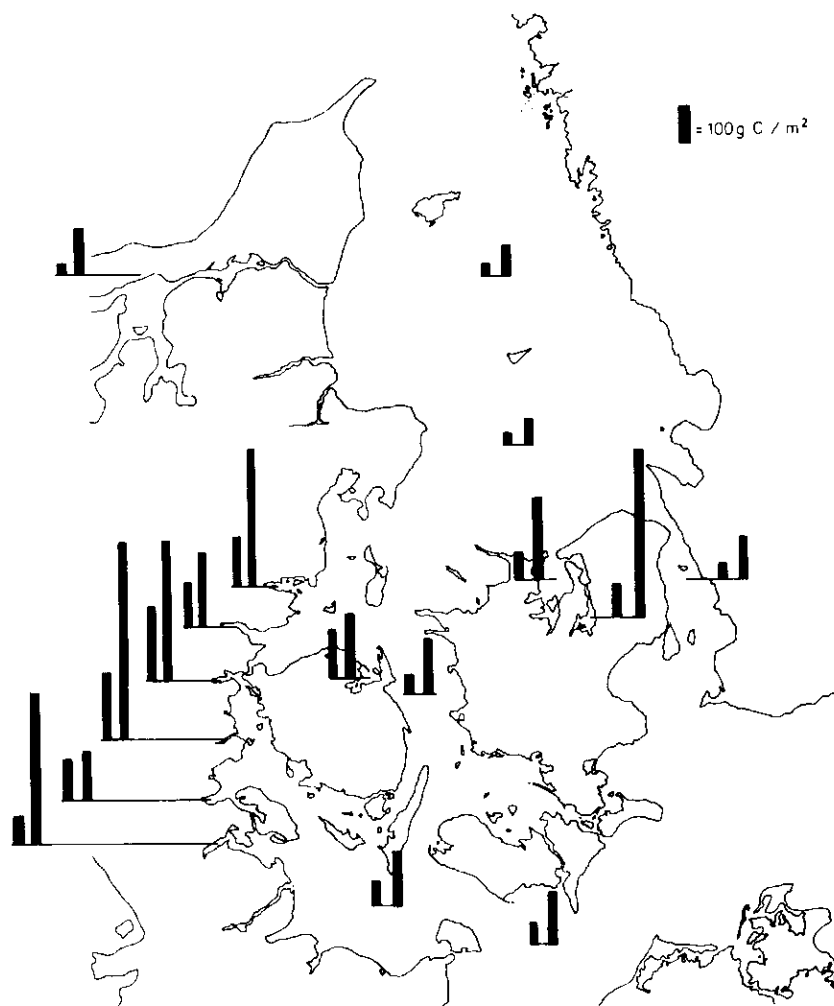
Figur 5.4.2. Gennemsnitlig koncentration af total-kvælstof (venstre søjler) og total-fosfor (højre søjler) i overfladelaget (0-10 m) i fjorde, kystnære og åbne områder af de indre dansk farvande 1970-78.



Der er endvidere i en række kystvande konstateret påvirkninger af flora og fauna, som i undersøgelserne vurderes som eutrofiering forårsaget af landbaserede kilder. Sådanne påvirkninger menes konstateret ikke blot i de områder, der har høje næringssaltkoncentrationer, men også f.eks. i de mere kystnære dele af Århus Bugt, der som helhed ikke er særligt kraftigt belastet i forhold til de åbne havområder.

På basis af resultater af det amtskommunale recipienttilsyn, har miljøstyrelsen gennemført en landsdækkende vurdering af kystvandenenes eutro-

Figur 5.4.3. Minimum- og maksimumværdier af fytoplankton i løbet af perioden maj-september i forskellige områder af de indre danske farvande i perioden 1971-79.



fieringsforhold. Vurderingen er foretaget på grundlag af foreliggende oplysninger om koncentrationerne af uorganisk kvælstof (N som $\text{NO}_3 + \text{NO}_2 + \text{NH}_4$) og fosfor (P som PO_4), som er tilgængelige for primærproduktionen i overfladevandlagene.

Vurderingen er i første række gennemført for at belyse, om og i hvilken grad kvælstof- eller fosforforbindelser begrænser planteproduktionen eller kan gøres begrænsende ved indgreb mod kilderne.

Næringssaltene må anses for at være begrænsende for produktionen eller for at kunne gøres begrænsende ved indgreb mod kilderne, såfremt de ikke forekommer i vandet eller kun forekommer i meget små koncentrationer (uorganisk N mindre end 0,02 mg/l, uorganisk P mindre end 0,002

mg/l) igennem en periode på en måned eller mere. Med udtrykket »begrænsende« menes, at tilførslen af det »begrænsende« næringssalt er en (af flere) faktorer, der styrer produktionen af plantestof. Formindskes tilførslen, vil produktionen også blive mindre.

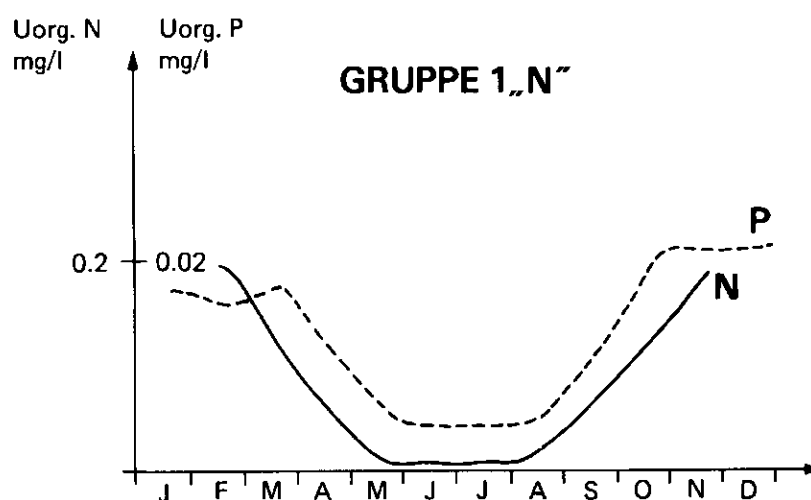
Når et næringssalt kun regnes for begrænsende, når det forekommer i lave koncentrationer igennem en vis længere tid, skyldes det, at algerne er istand til at oplagre næringssalte, når disse findes i overskud. Dette gælder særligt for fosfor. I en kortere efterfølgende periode med små koncentrationer af næringssalte i vandfasen kan planten fortsætte sin produktion ved hjælp af de oplagrede næringssaltmængder.

Vurderingen af de amtskommunale overvågningsdata har imidlertid vist, at de undersøgte fjorde og bugter kan inddeles i få karakteristiske grupper, alt efter hvilket næringssalt, der er begrænsende for planteproduktionen eller skønnes at kunne gøres begrænsende ved indgreb mod kilderne.

Gruppe 1 (symbol »n«)

Figur 5.4.4 viser en typisk årscyklus for uorganisk kvælstof og fosfor for denne gruppe kystvande.

Figur 5.4.4.



I vintermånederne, hvor planteproduktionen er ganske lav, er de uorganiske næringssaltkoncentrationer høje. Så snart planteproduktionen starter i februar–marts, begynder koncentrationerne at falde. I reglen er det kvælstof, der først når meget lave værdier – således at dette næringssalt bliver begrænsende for produktionen. Produktionen af planteplankton er lav. Det kan skyldes stor vandudveksling med de åbne havområder. Det kan dog ikke afvises, at årsagen til den lave planteplanktonproduktion i visse lavvandede kystvande kan skyldes en stor bestand af bundsiddende alger og tang, som optager næringssaltene fra vandfasen. Eventuelle eutrofieringstegn vil i så fald ikke vise sig i et højt niveau for planteplanktonproduktionen, men i ændringer i den bundsiddende plantevækst. Disse æn-

dringer kan vise sig som en unormal påvækst af alger på den normale plantebestand eller i masseforekomster af algearter, der særligt trives i næringsrigt vand – for eksempel søsalat eller rørhinde. Alger af denne art forårsager ofte forøget opskyl af rådnende plantemasser ved strandene, et forhold, der influerer stærkt på den rekreative udnyttelse af vandområdet.

Gruppe 1 forekommer således dels i upåvirkede eller kun svagt af næringssaltstilførsler påvirkede områder med godt vandskifte eller i lavvandede kystområder med en kraftig algebestand. Der kræves nærmere undersøgelser for konkret at vurdere, hvilket af disse to forhold der gør sig gældende. I et lavvandet område med stor bundsiddende algebestand og en væsentlig tilførsel af næringssalte fra land i forhold til vandudvekslingen med den åbne hav, kan man forvente en forhøjet vinterkoncentration af uorganiske næringssalte. Desværre mangler der tilstrækkelige måledata fra vinterperioden blandt andet i kystvande af denne type.

Eksempler på gruppe 1 havområder:

De åbne kyster ved de indre danske havområder og Østersøen. De åbne dele af Køge Bugt, Jammerland Bugt, Århus Bugt, Kerteminde Bugt og det sydfynske øhav.

En særlig situation har man ved den danske Vesterhavskyst. I visse år (formentlig efter regnrige vintre med særlig stor kvælstofafstrømning via de europæiske floder til Nordsøen) har den nordgående kyststrøm – Jyllandsstrømmen – så store koncentrationer af uorganisk kvælstof i forårsmånederne, at fosfor formentlig er begrænsende for produktionen, i hvert fald om foråret. Disse forhold gjorde sig gældende i 1981 og i mindre grad i 1983. En del af Jyllandsstrømmen løber ind i Kattegat og kan påvirke næringssaltkoncentrationen der.

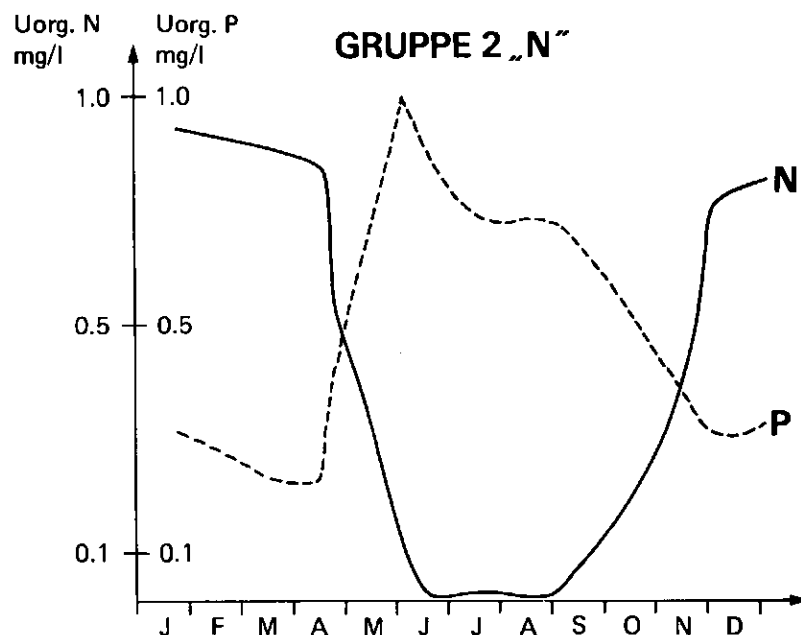
Gruppe 2 (symbol »N«)

En typisk årscyklus for uorganiske næringssalte er vist på figur 5.4.5. Det ses, at vinterkoncentrationerne for både kvælstof og fosfor er væsentligt højere end for gruppe-1-vande.

I løbet af foråret falder koncentrationen af uorganisk kvælstof til meget lave værdier, hvor den holder sig indtil efteråret. Omtrent samtidig med at uorganisk kvælstof synker mod lave værdier, stiger koncentrationen af uorganisk fosfor i vandfasen. Denne årscyklus er karakteristisk for havområder med en stor tilledning af byspildevand med højt fosforindhold og med et beskedent afstrømningsområde fra land, således at tilførslen af uorganisk kvælstof fra det åbne land er lav. Faldet i kvælstofkoncentrationen om foråret skyldes dels optagelse i det producerede planteplankton, dels denitrifikation, når iltindholdet ved sedimentoverfladen går mod nul på grund af henrådnende plantemassers iltforbrug. Denitrifikationsstadiet afløses ved fortsat iltmangel ved sedimentoverfladen af en frigørelse af uorganisk fosfor fra sedimentet. Dette er en medvirkende årsag til den top i fosforkoncentrationen, som årscyklussen udviser i sommerhalvåret.

Gruppe 2 havområder har et højt eutrofiniveau på grund af stor tilførsel af spildevand. De er kvælstofbegrænsede, således at man på kortere sigt kan forvente en nedgang i planteproduktionen og de heraf følgende gener, såsom iltsvind, ved at begrænse den i forvejen relativt beskedne udled-

Figur 5.4.5.



ning af kvælstof. Eksempler på gruppe 2 kystvande:

Roskilde Fjord, Holbæk Fjord, Bramsnæs Vig, Guldborg Sund, Præstø Fjord, Haderslev Fjord, Norsminde Fjord.

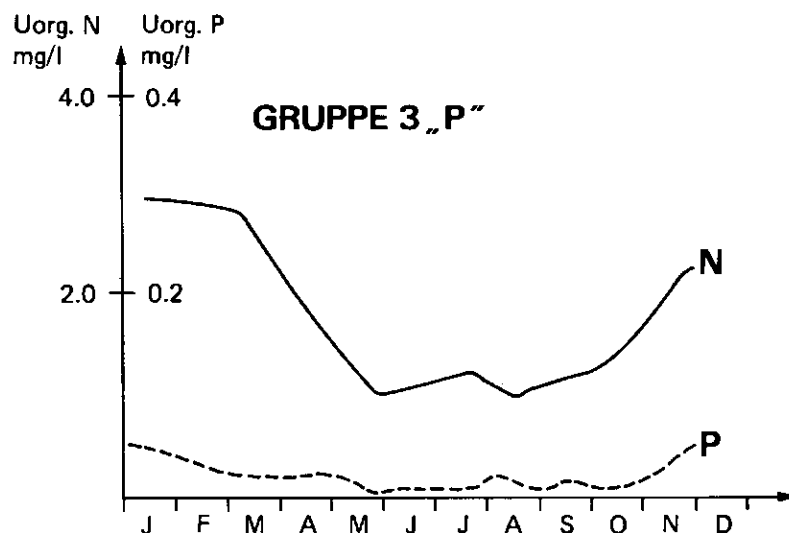
Gruppe 3
(symbol
»P«)

Årscyklussen for uorganiske næringssalte -figur 5.4.6 - viser, at kvælstof ikke på noget tidspunkt af året når meget lave værdier. Fosforkoncentrationerne er lave hele året og begrænsende for produktionen om sommeren. For denne gruppe gælder det, at der er et stort afstrømningsområde fra det åbne land med rigelig kvælstoftilførsel året rundt. Fosfortilførsel fra byspildevand er forholdsvis beskeden. Eutrofiniveauet er højt. Da fosfor er begrænsende for planteproduktionen, vil en yderligere indskrænkning af fosfortilførslen kunne forbedre eutrofieringssituationen på kortere sigt.

Eksempler på gruppe 3 kystvande:

Ringkøbing Fjord.

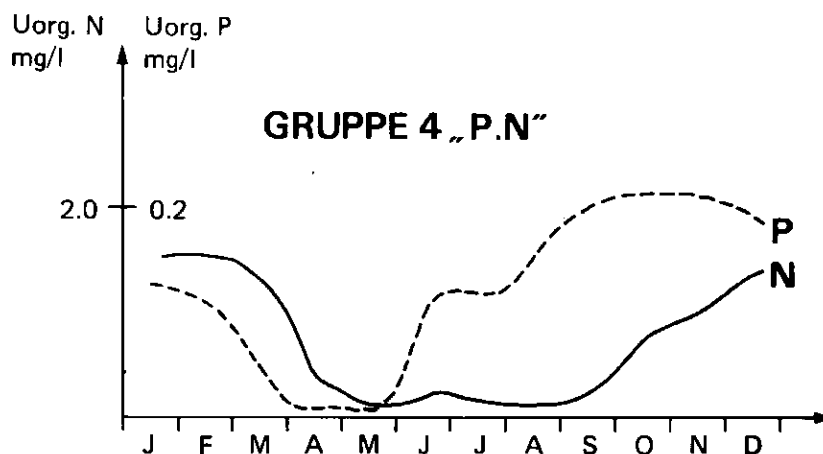
Figur 5.4.6.



Gruppe 4
(symbol
»P, N«)

Af årscyklussen for uorganiske næringssalte vist på figur 5.4.7 ses, at denne type havområder er fosforbegrænset om foråret og kvælstofbegrænset sommer og efterår. Vinterværdierne for både kvælstof og fosfor er høje. For denne gruppe gælder det, at der i forholdet til vandudvekslingen med de åbne havområder er stor tilførsel fra land af både kvælstof og fosfor. Planteproduktionen i det tidlige forår forbruger først fosforet, som derefter er begrænsende lavt i nogle få måneder.

Figur 5.4.7.



Selvom kvælstofkoncentrationen også falder om foråret, holdes den dog på et relativt højt niveau af forårsafstrømningen fra det åbne land. Den falder mod meget lave værdier i løbet af maj, dels fordi planteproduktionen forbruger kvælstof, dels fordi afstrømningen fra land falder og endelig fordi der indtræder denitrifikation ved den på dette tidspunkt allerede iltfattige sedimentoverflade. Derefter stiger koncentrationen af uorganisk fosfor i vandfasen på grund af fosforfrigørelse fra sedimentet.

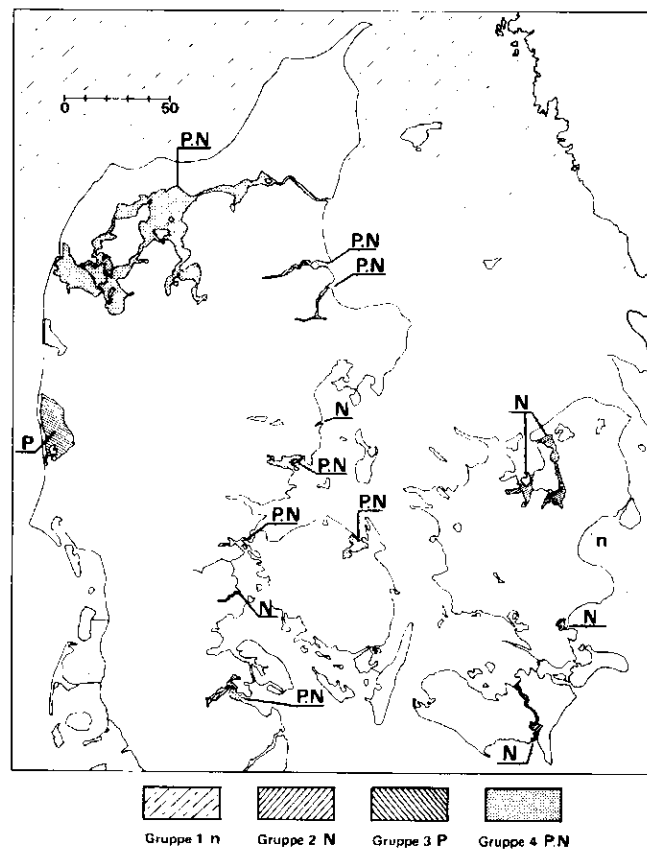
En begrænsning af fosfortilførslen, først og fremmest i forårsperioden, vil begrænse planteproduktionen i forårsperioden. Derved kan man forvente, at mængden af iltforbrugende planterester på bunden aftager. Dette kan udskyde det tidspunkt, hvor iltsvind på bunden indtræder. Fosforfrigørelsen fra havbunden vil udskydes, hvorved planteproduktionen om sommeren holdes nede. Derved formindskes sandsynligheden for bundvendinger og fiskedød.

Eksempler på gruppe 4 kystvande:

Limfjorden, Mariager Fjord, Randers Fjord, Horsens Fjord, Kolding Fjord, Odense Fjord.

Figur 5.4.8 giver en oversigt over de kystvande, for hvilke disse vurderinger hidtil er foretaget.

Figur 5.4.8.



**Forbedring
ved indgreb
over for
kilderne**

I store træk gælder, at i kystvande, som er særligt belastet med fosforrigt byspildevand, er kvælstof den begrænsende faktor for produktionen, således at algeproduktionen kan nedbringes hurtigst ved begrænsning af kvælstoftilførslen. Omvendt er det i kystvande med en beskedent tilførsel af byspildevand og relativt store afstrømningsområder fra land. Her er der en stor tilførsel af kvælstofnæringssalte, hvorved fosfor bliver den begrænsende faktor for produktionen i en del eller hele den produktive periode af året. Her vil man ofte forvente, at en begrænsning af fosforudledningen vil føre til en forbedring af forholdene.

Man står derfor over det paradoks, at man i vandområder, der er særligt belastet med fosfor, forventer en hurtig forbedring ved at begrænse udledningen af kvælstof, mens man i vandområder, der er særligt belastet med kvælstof, peger på, at begrænsningen af udledning af fosfor vil give det bedste resultat. Det er imidlertid en forenklet beskrivelse af forholdene. Det vil i alle tilfælde være hensigtsmæssigt at begrænse udledningen af begge næringssalte.

**Udledninger
af iltforbrugende, organisk stof**

I mange af vore kystvande skyldes en væsentlig del af iltforbruget nedbrydningen af den planteproduktion, der er stimuleret af næringssaltudledningerne. Udledningen af iltforbrugende, organisk stof med spildevand kan i forhold hertil være af mindre betydning. Det bør altid være lokale recipientvurderinger som led i recipientkvalitetsplanlægningen, der afgør i hvilken udstrækning der er behov for at gribe ind over for udledninger af letnedbrydeligt, iltforbrugende organisk stof.

**Vurdering af
udviklingstendensen
for kystvandene**

Datamaterialet for næringssaltforholdene i danske kystvande er så spinkelt, når vi går en årrække tilbage i tiden, at der ikke på basis af foretagne målinger kan siges noget generelt om udviklingstendenser.

Imidlertid kan man på baggrund af den foretagne gruppeinddeling og kendskabet til de processer, der er bestemmende for, hvilken gruppe et givet kystvandsområde tilhører, beskrive to sandsynlige udviklingstendenser for kystvandene.

Det er rimeligt at antage, at så godt som alle danske kystvande indtil begyndelsen af dette århundrede har tilhørt gruppe 1 (symbol »N«), dvs., der har været et lavt eutrofieringsniveau med kvælstof som det mest begrænsende næringssalt.

I kystvande med stigende urbanisering og med et beskedent afstrømningsområde, har spildevandstilledningerne medført stigende belastning hovedsageligt med fosfor, men dog også med kvælstof. Eutrofieringsniveauet er øget. Den relativt store fosfortilførsel har medført, at planteproduktionen i området fortsat er kvælstofbegrænset. Området har udviklet sig til et område, der tilhører gruppe 2 (symbol »N«).

Der kan forventes en hurtig positiv effekt fra kvælstofbegrænsning, men det er vigtigt, at fosfortilførslen også begrænses, selv om udløsning af fosfor deponeret i bundlagene over en vis årrække vil medføre, at der ikke med sikkerhed vil kunne registreres forbedringer i vandkvaliteten på basis af nedtrapning af fosfortilførslen. Der må dog gøres opmærksom på, at der i visse farvande, der er stærkt fosforbelastet, er særlig risiko for opblomstring af blågrønalger, der kan være til stor gene for den rekreative

udnyttelse af området. Disse blågrønner er i stand til at binde kvælstof fra atmosfæren, således at de i modsætning til andre alger kan klare sig i perioder, hvor kvælstofnæringssaltene i vandfasen er opbrugt. En formindskelse af fosfor-tilførslen vil på længere sigt formindske risikoen for opblomstring af blågrønne alger.

Den anden udviklingstendens kan vi forvente i vandområder med stort afstrømningsområde. Her er der sandsynlighed for, at kvælstoftilførslen er steget over en årrække, hovedsageligt i vinterhalvåret. Når planteproduktionen i det tidlige forår begynder at tære på næringssaltene, vil kvælstof ikke blive opbrugt så hurtigt som i de ubelastede områder. Kvælstof vil derfor ikke mere blive begrænsende i forårs månederne. Området har udviklet sig til en gruppe 4-område (symbol »P, N«). Her er fosfor begrænsende i forårs månederne og først i løbet af sommeren bliver kvælstof begrænsende.

Ved fortsat stigende kvælstoftilførsel vil der være overskud af kvælstof året igennem, således at fosfor generelt bliver begrænsende for planteproduktionen. Området vil have udviklet sig til at tilhøre gruppe 3 (symbol »P«).

I disse områder vil formindskelse af fosfortilførslen give hurtigt forbedring af vandkvaliteten, men de for store kvælstoftilførsler, der har forårsaget denne eutrofiering, bør ligeledes begrænses.

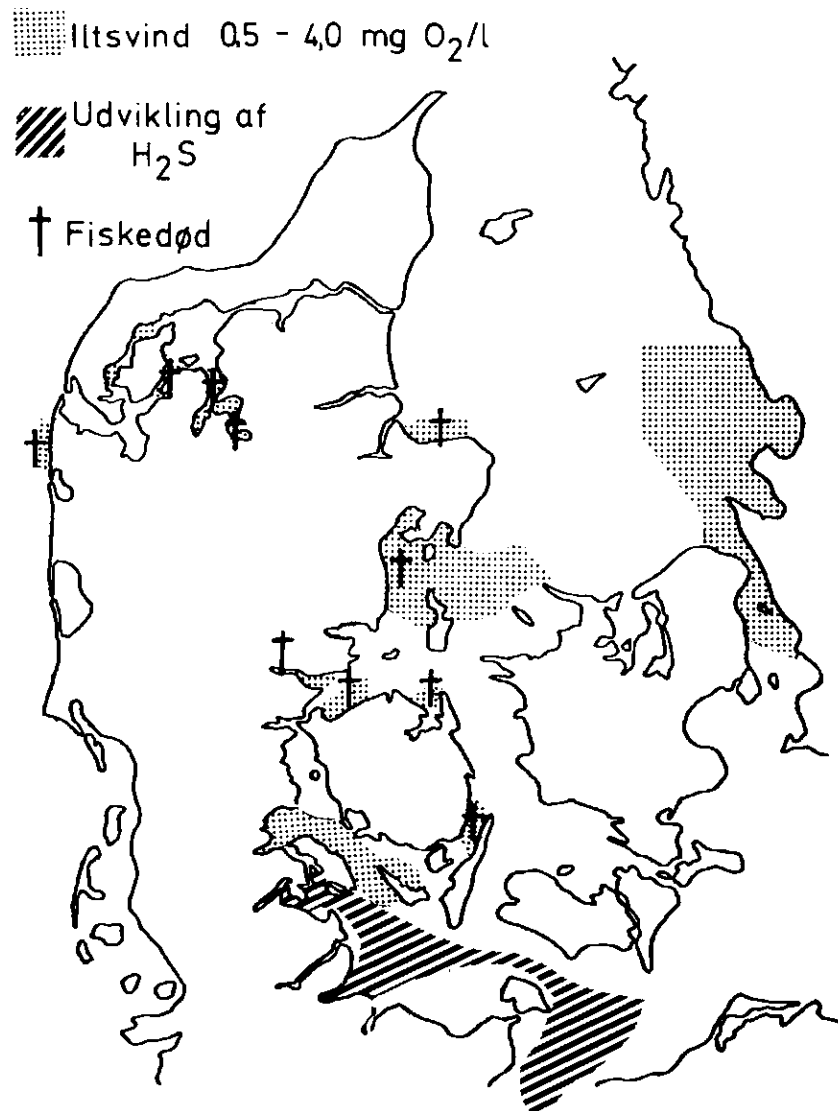
5.4.2. Indre åbne havområder

I efteråret 1981 blev man opmærksom på alvorlige tilfælde af iltsvind og fiskedød i havområderne. Det blev på denne baggrund besluttet at undersøge problemernes omfang, samt vurdere, i hvilket omfang, der lå naturlige eller menneskeskabte årsager bag, for om muligt at forebygge nye tilfælde. Undersøgelsen viste, at det dokumenterede omfang i Kattegat, Bælthavet og Øresund dækkede et område som Fyn og Sjælland tilsammen, se figur 5.4.9. Endvidere pegede undersøgelsen på de stigende tilførsler af næringssalte som den egentlige årsag samt på, at vejrliget formentlig var den udløsende faktor.

De naturlige forhold kan være direkte bestemmende for udviklingen af iltsvind i Kattegats bundvand ved at nedsætte tilførslen af ilt, og de kan være indirekte bestemmende gennem de livsbetingelser de giver planteplanktonet samt den fordeling og bundfældning, der finder sted af tilført organisk stof og næringssalte. Analysen af de naturlige forhold viste, at september måned 1981 var præget af usædvanligt svage vinde og at dette alt andet lige, antageligt har ført til en nedsat ilttilførsel til Kattegats bundvand. Afstrømningen fra land var i vinteren 1980/81 usædvanlig stor og dette bevirkede, at forskellen i saltholdighed af overflade- og bundvand var større end normalt. Der blev herved dannet en kraftigere barriere (springlag) end normalt, hvilket sammen med de rolige vejrforhold yderligere nedsatte nedblandingen af ilt til bundvandet.

Der er endvidere indicier der tyder på, at bundvand med meget høj saltholdighed nordfra, er strømmet ned gennem Store Bælt, antageligt i begyndelsen af maj 1981, og at iltindholdet sommeren igennem er aftaget uden at nogen egentlig fornyelse af bundvandet har fundet sted, på grund af de usædvanlige vejrforhold.

Figur 5.4.9. Registreret minimumsudbredelse af iltvindsområder, lokaliteter med tilfælde af fiskedød samt områder med svovlbrinteudvikling i 1981.



Kilde: Iltsvind og fiskedød 1981, Miljøstyrelsen 1984.

Iltsvindet forårsagede omfattende skader på havbundens dyreliv. På grundlag af indberetninger og ud fra det nuværende kendskab til dyrelivets tolerance over for lave iltværdier, blev det vurderet, at mere end halvdelen af det område, hvis dyresamfund kaldes »fjordsamfundet« og som også dækker visse af vore åbne havområder, blev lagt øde hen. Da iltsvindet ind-

traf efter yngletidspunktet for de fleste dyr, er en genetablering af dyrelivet i de ramte områder først sket i forsommeren 1982.

Undersøgelsen understregede næringssaltene's rolle, idet størrelsen af planteplanktonets produktion af organisk stof, og dermed størrelsen af det potentielle iltforbrug til nedbrydning af dette stof, i sommerhalvåret, foruden af mængden og arten af tilstedeværende planteplankton, især afhænger af mængden af tilgængelige næringssalte.

Tilførslerne af næringssalte kommer fra landområder, luften og fra de tilstødende havområder. Belastningerne er traditionelt beregnet som total-kvælstof og total-fosfor. Det omfatter både det organisk bundne stof som de uorganisk bundne fraktioner – næringssaltene.

Belastningerne fra land og luft til Kattegat, Bælthavet samt Øresund fordeler sig i gennemsnit i perioden 1975–81 på følgende måde:

Tabel 5.4.1. Oversigt over kvælstof- og fosforbidragenes fordeling i procent fra atmosfære og land.

Bidrag	N	P	Afstrømningsareal
Atmosfæren	20%	5%	
Danmark	45%	60%	30.450 km ²
Sverige	35%	35%	26.800 km ²

Den samlede belastning med fosfor har i perioden været næsten konstant omkring 14.000 tons om året. Belastningen med kvælstof var i middel ca. 150.000 tons årligt, og i 1981 ca. 190.000 tons eller ca. 25% over middel for perioden 1975–81. Der er en tæt sammenhæng mellem afstrømning fra land og transport af kvælstofforbindelser, idet transporten øges med stigende afstrømning. Afstrømningen fra land har været stigende i perioden fra 1975 til 1981, med 1975–76 som noget af det laveste, der er registreret, og 1980–81 som noget af det højeste.

Transporten af kvælstof og fosfor med havstrømmene fra henholdsvis Nordsøen, Skagerrak og Østersøen er vigtig (se afsnit 4.5). Der strømmer gennemsnitlig knap 500 km³ vand netto ud fra Østersøen pr. år medbringende store mængder kvælstof og fosfor, men da koncentrationerne generelt er lavere end i Øresund, Bælthavet og Kattegat virker transporten nærmest fortyndende.

Bundvandet i de indre havområder stammer hovedsageligt fra og udskiftes med vand fra Skagerrak, der som en sydgående bundstrøm trænger ind fra nord. Denne bundstrøm medbringer formentlig et næringssaltbidrag i samme størrelsesorden som bidraget fra land og luft tilsammen.

Dette vand flyder i den dybe del af Kattegat og har formentlig en mindre betydning for forholdene i området vest for Læsø og Anholt og i den sydøstlige del af Kattegat. I disse områder, der modtager størstedelen af de landbaserede bidrag, dominerer dette formentlig i forhold til de andre kilder.

**Kortlægning
af vandkvali-
teten i de
indre åbne
havområder**

For at vurdere ilttilførsler og iltforbruget i bundvandet i Kattegat og Store Bælt blev det i forbindelse med iltsvindsundersøgelsen (Miljøstyrelsen, 1984) besluttet at anvende en biologisk model. Beregningerne skulle udgøre grundlaget for en bedømmelse af, hvilke årager, der var til de konstaterede lave iltkoncentrationer i 1981. Modellen beregner hvilken indflydelse tilførslen af næringssalte fra land, luft og tilstødende have har for iltforholdene i bundvandet i Kattegat og Store Bælt. Der er tale om en åbentvandsmodel, der ikke belyser forholdene i kystvandene.

For sommerhalvåret, dvs. i tiden fra sidste vinterstorm (dog tidligst den 1. marts) til første efterårsstorm (dog senest den 15. oktober), gennemfører modellen, der består af dels en vandskiftemodel, dels en vandkvalitetsmodel i kombineret form, beregninger af ovenstående i perioden 1975–1981 for de åbne havområder.

Vandskiftemodellen, der er styret af de meteorologiske forhold, beskriver strømnings- og opblandingsforholdene på baggrund af oplysninger om lufttrykket, vandstandsforskelle, saltholdighedsforskelle, varmeindstrømning til havoverfladen m.v.

Resultaterne fra denne delmodel viser, at vindens virkning normalt er bestemmende for opblandingen af bundvand til overfladelaget. I Store Bælt betyder havstrømmen dog også en del.

Nedblandingen af overfladevand til bundlaget er især afhængig af de strømninger, der skabes af salt-springlagets bevægelser, og den turbulens der skabes af bundvandets friktion mod havbunden.

En lav meteorologisk aktivitet medfører, at den vertikale opblanding i Kattegat bliver lille. Da dette medfører en mindre opblanding med en heraf mindre ilttilførsel til det nedre lag, kan der af denne grund opstå ugunstige biologiske forhold. En beregning er gennemført af dette problem. Beregningen er således et udtryk for iltvariationen forårsaget alene af transporten af ilt til bundvandet.

Beregningerne viser, at

- iltkoncentrationen i Kattegats bundlag er en funktion af opblandingsforholdene samt af ilttransporten fra Skagerrak.
- udviklingen i iltkoncentrationen varierer stærkt fra år til år og er styret af de meteorologiske forhold. For årene 1977–80 kan det således ses, at bundlaget bliver suppleret med ilt midt i sommeren, hvorved koncentrationen i bundlaget ikke når særligt langt ned, på grund af store variationer i lufttrykket og hermed stærk vind.
- de år, hvor disse hændelser ikke opstår, er markant anderledes, idet iltkoncentrationerne når at synke til langt mindre værdier. Disse år optræder mindre hyppigt. Eksempler er 1975 og i nogen grad 1981.

Det specielle år 1981 hører klart til de mere ekstreme med hensyn til ringe transport af ilt til bundvandet. Det kan derfor konkluderes, at de meteorologiske forhold kan tillægges noget ansvar for den observerede fiskedød f.eks. i området nord for Fyn i 1981.

Vandkvalitetsmodellen beskriver forholdene i de frie vandmasser, dels tilstanden via en række tilstandsvariabler og dels de vigtigste processer, der er bestemmende for ændringen i tilstanden. Modellen beskriver den tidsmæssige variation af mængden af kulstof, kvælstof og fosfor i henholdsvis:

planteplankton
uorganiske næringssalte
dyreplankton
dødt organisk materiale

Derudover beskriver modellen variationen af iltkoncentrationen.

Vandkvaliteten reguleres i væsentlig grad af planteplanktonets produktion af organisk stof.

De vigtigste processer i modellen er:

planteplanktonets produktion
bundfældning af planteplankton og partikulært organisk materiale
mineralisering af organisk stof og partikulært organisk materiale

Resultaterne er baseret på beregninger af planteplanktonets produktion af organisk materiale, beregninger af iltforbruget i bundvandet samt beregninger af de lavest forekommende iltværdier i bundvandet.

Som tidligere nævnt har formålet med opstillingen af beregningssystemet været at beskrive forholdene i de frie vandmasser. Den biologiske model omfatter derfor ikke en detaljeret beskrivelse af forholdene i kystområderne. En analyse af resultaterne har vist, at forholdene ved modelområdets rande til de tilstødende havområder, er følsom overfor de foreliggende målinger i disse områder. Da disse målinger er sparsomme samt omfattet af en vis usikkerhed, er det valgt at se bort fra delområdets afgrænsning til Skagerrak og den vestlige Østersø.

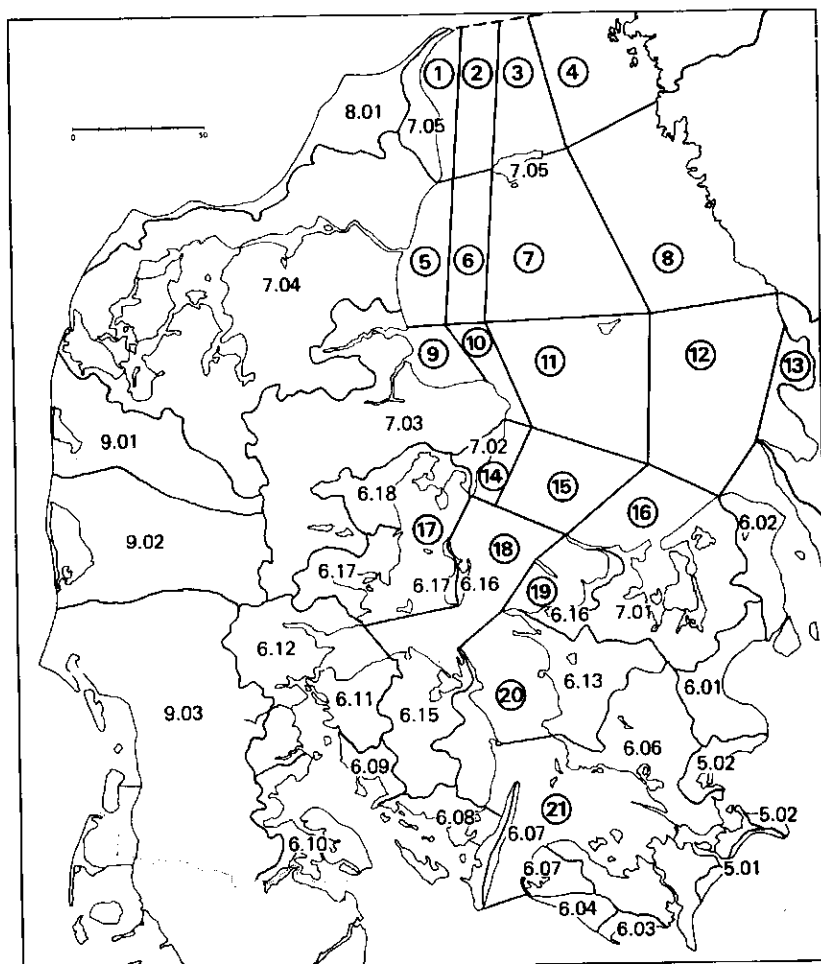
De omtalte begrænsninger er imidlertid forudsat ved opstillingen af modellen og har ikke indflydelse på beregningssystemets evne til at beskrive forholdene i de centrale delområder. Kalibreringen og verifikationen, som indgår i VKI's afrapportering, viser dette. Vurderingen af vandkvaliteten foretages derfor på basis af beregningsresultaterne fra delområderne 11, 12, 15, 17 og 20 (figur 5.4.10).

Af modelberegningerne fremgår, at planteplanktonets gennemsnitlige dagsproduktion for perioden 1. marts – 15. oktober for det centrale modelområde var lavest i 1976 og 1977, mens den i 1975, 1978 og 1979 var i middel for perioden 1975–81, 1980 lå lidt over middel, mens 1981 havde en planteplanktonproduktion, der lå 18% over middel.

Tabel 5.4.2. Modelberegninger af planteplanktonets gennemsnitlige dagsproduktion for det centrale modelområde (boks 11, 12, 15, 18 og 20) i perioden 1/3–15/10 for årene 1975–81.

	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981
mg kulstof/m ³ /dag	212,2	183,0	181,6	211,6	196,0	220,8	244,8

Figur 5.4.10. Boks-inddelingen, afstrømningsområder og marine inddeling.



Kilde: Landbrugsministeriets arealdatakontor og miljøstyrelsen.

Tilførslen af næringssalte til overfladelaget, hvor planteplanktonets produktion foregår, sker for de tilstødende havområders vedkommende, ved at en sydgående bundstrøm med Atlanterhavsvand fra Skagerrak og en nordgående overfladestrøm fra Østersøen kommer ind i området og blandes, afhængig af de meteorologiske forhold. Jyllandsstrømmen har formentlig kun ringe indflydelse i den sydlige del af modelområdet. Tilførslen fra land kommer med afstrømningen af ferskvand, der vil ledes direkte til overfladelaget da det er lettere end saltvand. Den sidste kilde udgør det atmosfæriske bidrag som kommer via nedbør og som tør deposition.

Produktionen i delområderne i perioden 1. marts - 15. oktober faldt lidt i begyndelsen af perioden 1975-81 for siden at stige jævnt, så produktio-

nen i 1981 lå ca. 30% over 1976-niveauet. Produktionen er lavest i det sydøstlige Kattegat (delområde 12) og stiger til de højeste værdier i Store Bælt (delområde 20). Dette mønster afspejler opblandingsforholdene.

Østersø vandet har generelt en lavere næringssaltkoncentration end vandet i Kattegat og i overensstemmelse hermed er planteplanktonets produktion i Store Bælt (delområde 20) lavest i foråret, hvor tilførslen af Østersø vand er størst, mens sommerproduktionen bliver meget stor på grund af den kraftige opblanding og den forholdsmæssigt ringe tilførsel af Østersø vand.

Det fremgår af rapporten om den biologiske model, at modellen formentlig underestimerer produktionen i 1981. Iltminimumsværdierne er formentlig også underestimeret for 1981.

Tabel 5.4.3. Planteplanktonets produktion i det centrale modelområde, samt det beregnede iltforbrug, i perioden 1/3 – 15/10.

Boks	Produktion			Iltforbrug i bundlaget		
	Gns 75-81 mg kulstof/ m ² /dag	1981 mg kulstof m ² /dag	1981 % af Gns	Gns 75-81 mg ilt/ m ³ /dag	1981 mg ilt m ³ /dag	1981 % af Gns
11	187,1	211,5	118	40,5	43,7	108
12	152,2	187,3	123	66,6	71,5	107
15	226,6	263,2	116	66,1	70,0	106
18	276,2	324,6	118	89,5	91,2	102
20	287,2	321,1	112	68,9	72,1	105

Tabellen viser, at det beregnede iltforbrug i 1981 var større end normalt. Stigningen varierer fra nogle få procent i Store Bælt-området til 8% i boks 11.

Konsekvensen af den beregnede ekstraordinært store planteplanktonproduktion i 1981 har således været, at iltforbruget blev større end normalt. Da samtidig ilttransporten til bundvandet af hydrauliske årsager var mindre end normalt, nåede iltkoncentrationerne i delområdernes bundvand lavere værdier end normalt. Der regnes i modellen med total opblanding inden for en bundboks, mens der i naturen ofte er aftagende iltindhold fra springlaget til bunden. Således vil der formentlig være betydeligt lavere iltkoncentrationer tæt ved bunden end den gennemsnitlige koncentration i bundvandet som helhed. De beregnede iltminimumsværdier indikerer derfor, at vandkvaliteten for så vidt angår ilt, sandsynligvis har været utilfredsstillende i det centrale modelområde i 1981. Vandskiftemodelen indikerer, at af de beregnede år havde 1975 formentlig den laveste transport af ilt til bundvandet. De beregnede iltminimumsværdier er da også lavere end for periodens gennemsnit, men ikke lavere end 1981-tallene. Såfremt planteplanktonets produktion i 1975 havde været så stor som i 1981, ville der formentlig allerede i 1975 have forekommet tilfælde af iltvind.

Modelberegningerne viser således, at både 1975 og 1981 havde dårlige hydrauliske forhold og at 1975 havde de dårligste hydrauliske forhold, men at 1981 på grund af de biologiske forhold forårsaget af større tilførsler af kvælstofnæringssalte, fik dårligere iltforhold i bundlaget end 1975.

Modelberegninger af effekter af ændrede tilførsler af næringssalte i de åbne havområder

Til vurdering af de enkelte årsagers betydning med henblik på at foretage et skøn over, hvilken forbedring det ville medføre i det centrale modelområde, såfremt tilførslerne af næringssalte nedbringes, er der gennemført en række konsekvensberegninger for 1976 og 1981 med ændrede belastningsforhold.

Beregningerne er udført for 1976 og 1981, idet disse år i perioden 1975-81 afviger mest fra hinanden. Af vandskiftmodellen fremgår det, at perioderne med kraftig blæst, sommeren 1976, resulterede i gentagne opblandingssituationer, hvor der blev tilført ilt til bundlaget, mens disse opblandingssituationer, på grund af stille vejr i sommeren 1981, kun forekom i mindre omfang. Belastningerne fra land var med hensyn til kvælstof ca. halvt så stor i 1976 som i 1981, mens planteplanktonets produktion ifølge modelberegningerne, var henholdsvis 183,0 og 244,8 milligram kulstof/m²/dag i 1976 og 1981.

Der er ved præsentationen af resultaterne lagt vægt på hele det centrale modelområde som gennemsnit, for at få hovedkonklusionerne frem med så få tal som muligt. Disse gennemsnitsbetragtning giver imidlertid en skæv fremstilling af sammenhængene, der i de enkelte tilfælde da yderligere er kommenteret.

Tabel 5.4.4. Konsekvensberegninger over nedgangen i planteplanktonets produktion (%) i delområderne 11, 12, 15, 18 og 20, såfremt næringssalttilførslen halveres.

Kilde	Tilstødende havområder	Land	Atmosfære
Belastningsreduktion	50% N + P	50% N + P	50% N + P
1976	26,8	2,4	1,0
1981	25,9	3,6	1,1

Beregningerne viser, at en halvering af kildernes tilførsel af næringssalte sammenlagt, vil nedsætte planteplanktonets produktion med ca. 30% (tabel 5.4.4). Betragtet som gennemsnit betyder transporten af næringssalt fra henholdsvis Skagerrak og Østersøen langt mere end tilførslerne fra Danmark og Sverige samt fra atmosfæren tilsammen. Landbidraget er ca. 3 gange så vigtige som atmosfærens bidrag.

Transporten af næringssalte fra Skagerrak er vigtigere end transporten fra Østersøen, idet en halvering af de tilstødende havområders transport sænker produktionen i delområde 11 med henholdsvis 29 og 27% i 1976 og 1981, mens produktionen i delområde 20 nedsættes med henholdsvis 22 og 23%.

Landbelastningerne for perioden 1. marts – 15. oktober betyder umiddelbart betragtet ikke meget for produktionsforholdene i det centrale modelområde. I 1976 betyder landbelastningen næsten lige meget i alle delområder undtagen i delområde 18. I 1981 stiger landbidragenes betydning fra nord mod syd og atter betyder landafstrømningen mest i område 18, hvor produktionen nedsættes med henholdsvis 3 og 5% i 1976 og 1981. Belastningen fra land må herudover forventes at have en mindre betydning for transporten af næringssalte fra de tilstødende havområder, idet en del af vinterafstrømningen vil nå at blive ført ud af modelområdet før beregningerne startes (1. marts) og herpå i beregningsperioden returnere til modelområdet. Landbelastningens største betydning vil formentlig være lokalt i kystvandene, men samtidig vil der muligvis være en langtidsvirkning, der gradvis vil hæve puljen af næringssalte i området. Landafstrømningens reelle betydning kan derfor være undervurderet.

Atmosfærens betydning for produktionsforholdene er i de 2 beregningsår 1% ved en halvering af belastningen.

Tabel 5.4.5. Konsekvensberegninger over nedgangen i planteplanktonets produktion (%), såfremt vinterkoncentrationerne af næringssalte halveres.

Reduktion af landbidraget	1976-vinterkoncentration (startpulje) af næringssalte			
	0% N + P	50 % P + N	50% N	50% P
1976			2,3	
1981	3,7	7,3	7,2	3,8

En relativ stor del af kvælstofbidraget fra land tilledes om vinteren uden for den periode modellen dækker. I iltsvindsundersøgelsen blev det vurderet, at vinterafstrømningen fra land direkte er bestemmende for vinterkoncentrationens størrelse.

For at belyse betydningen af den pulje af næringssalte, der opbygges i løbet af vinterperioden, som indbygges i algerne ved produktionsperiodens begyndelse, er der gennemført en række beregninger med startpuljen for 1976 der var omtrent det halve af 1981-startpuljen.

Benyttes vinterkoncentrationen i 1976 for 1981 samtidig med at belastningen fra land bevares uændret, nedsættes produktionen med 3,7%, mens en halvering af bidraget fra land 1. marts – 15. oktober sammen med vinterkoncentrationen fra 1976 vil nedsætte produktionen med ialt 7,3% i 1981. Det er endvidere beregnet, at en nedsættelse af kvælstof alene vil have samme effekt som en reduktion for begge næringssalte tilsammen. Derimod har en halvering af fosfat alene ingen virkning.

Vinterkoncentrationen, der i stor udstrækning afhænger af vinterafstrømningen, har følgelig ligeså stor betydning som bidraget i sommerperioden fra land. Vinterkoncentrationens betydning i de enkelte delområ-

der falder svagt fra nord mod syd, antageligt på grund af opblandingen af bundvand, der øges fra nord til syd.

Tabel 5.4.6. Konsekvensberegninger over nedgangen i planteplanktonets produktion (%), såfremt vinterkoncentrationen og nærings-salttransporter fra tilstødende havområder fra 1976 anvendes.

Reduktion af landbidraget	Vinterkoncentrationen og transporten af næringssalte fra tilstødende havområder i 1976			
	0% N + P	50% N + P	50% N	50% P
1981	16,8	20,7	20,6	16,9

Den sidste serie beregninger viser, at den teoretiske planteplanktonproduktion, der ville have været i 1981, ville blive reduceret med 16,8%, såfremt vinterkoncentrationen og transporten af næringssalte fra de tilstødende havområder i 1976 havde været udgangspunktet. Nedsættes herpå belastningen i perioden 1. marts – 15. oktober fra land til det halve ville produktionen falde med ialt 20,7%. Det samme resultat ville kunne opnås alene med kvælstofreduktion, mens fosforfjernelse ikke har nogen effekt.

Beregningerne viser, at transporten af næringssalte fra de tilstødende havområder har været omtrent halvt så stor i 1976 som i 1981, idet når vinterkoncentrationen for 1976 medfører en produktionsnedgang på 3,7% så betyder det, at resten (dvs. 13%) kan tilskrives transporten fra de tilstødende havområder.

Beregningerne, der har haft til formål at beskrive forholdene i de åbne havområder, kan sammenfattes i nedenstående konklusioner:

- Transporten af næringssalte fra de omkringliggende have har stor betydning for produktionsforholdene i Kattegat og Store Bælt, idet en halvering af transporterne vil kunne nedsætte produktionen med ca. 25%.
- Bidraget fra land i perioden 1. marts – 15. oktober er af mindre betydning, idet en halvering vil kunne nedsætte produktionen med ca. 3%. Landbidragets betydning er muligvis undervurderet.
- Afstrømningen fra land i perioden 15. oktober – 1. marts, der har stor indflydelse på vinterkoncentrationen af næringssalte, er af lignende betydning, som bidraget fra land i perioden 1. marts – 15. oktober (ca. 4%).
- Atmosfærens bidrag med nitrat-kvælstof og ammoniak-kvælstof er af minimal betydning.
- Planteplanktonets produktion kan begrænses med ca. 7% ved enten at halvere tilførslerne af kvælstof og fosfor eller kvælstof alene.
- Begrænsning af fosfor alene har en minimal virkning.

Vurdering af udviklingstendensen for kvælstofnærings-saltene

I Kattegat, Øresund og Bælthavet er vinterkoncentrationen af kvælstofnærings-salte generelt steget betydeligt fra 1976 til 1981, og niveauet var i 1982-83 stadig væsentligt højere end i 1975-77. Denne udvikling i vinterkoncentrationerne af kvælstofnærings-salte i de åbne indre danske havområder fra 1975 til 1983 svarer nøje til udviklingen i vandafstrømningen og dermed kvælstofbelastningen fra land i samme periode.

Vinterkoncentrationen af kvælstofnærings-salte i de åbne danske havområder afhænger imidlertid ikke kun af vinterafstrømningen fra dansk land, men bl.a. også af:

- Afstrømningen fra vore nærmeste nabolande, og
- Vandudvekslingen mellem de indre danske havområder og Skagerrak/Østersøen.

Generelt er afstrømningen fra vore nabolande sandsynligvis i høj grad korreleret med den danske afstrømning, der derfor kan betragtes som et relativt udtryk for den samlede kvælstofbelastning fra Danmark og vore nærmeste nabolande til de åbne indre havområder.

Også sommerkoncentrationen af kvælstofnærings-salte i de dybere vandlag er steget betydeligt (ca. 100 mikrogram N/l) i Kattegat, Øresund og Store Bælt fra 1976 til 1981, mens koncentrationen i den vestlige Østersø (Femern Bælt - Arkona Bækkenet) kun i 1981 viser høje værdier.

Vurdering af udviklingstendensen for fosfor nærings-salt

Koncentrationen af fosfat i bundvandet i det østlige Kattegat er sandsynligvis steget lidt fra 1960'erne til perioden 1974-78 og muligvis også fra 1930'erne til 1960'erne.

I Øresunds bundvand er fosfatkoncentrationen steget fra 1950'erne og frem til 1974-75, hvor de højeste koncentrationer målt. Derefter falder koncentrationen fra perioden 1950-69 til perioden 1970-79 er beregnet til ca. 14 mikrogram $\text{PO}_4\text{-P/l}$. Stigningen siden 1930'erne har sandsynligvis været væsentligt større.

I Arkona Bækkenet er fosfatkoncentrationen steget fra 1930'erne til perioden 1975-78. Stigningen i vinterkoncentrationen i overfladelaget mellem 1969 og 1978 er beregnet til ca. 1,4 mikrogram $\text{PO}_4\text{-P/l/år}$, men viste ikke statistisk signifikans på grund af store variationer fra år til år.

Landbelastningen med fosfor i perioden 1975-81 er opgjort til at være ret konstant og relativt uafhængig af vandafstrømningen fra land. De relativt små observerede variationer i koncentrationerne af fosfat i de åbne indre danske havområder i perioden 1975-83 kan derfor ikke i væsentlig grad være betinget af belastningen med fosfor fra land. Variationerne må derfor hovedsageligt være betinget af:

- vandudvekslingen
- den biologiske omsætning
- udvekslingen mellem havbund og vand.

På grund af de gode iltforhold, den ringe biologiske aktivitet, samt den relativt kraftige vandudveksling og blanding om vinteren, må vinterkoncentrationen af fosfat i de åbne indre havområder i høj grad være betinget af vandudvekslingen med Skagerrak og Østersøen, hvis fosfatindholdet generelt er henholdsvis lidt højere og lidt lavere. Også om sommeren af-

hænger fosfatkoncentrationen i bundvandet i betydelig grad af vandudvekslingen og vandblandingen. I områder med tendenser til stagnerende bundvand kan der opstå høje fosfatkoncentrationer i bundvandet sidst på sommeren, mens stor blanding mellem overflade- og bundvand om sommeren medfører lave fosfatindhold i bundvandet.

Så længe mængden af kvælstofnæringssalte tilgængelige for fytoplanktonet begrænser dets produktion, vil en forøgelse af den tilgængelige mængde kvælstofnæringssalte medføre en forøget indbygning af fosfat i organisk stof. Dette har fundet sted i de senere år, specielt i 1981. Dette medfører en forøget tilførsel af organisk bundet fosfor til bundlaget og dermed, efter en tidsforsinkelse, en forøget frigørelse af fosfat. Dette forhold kan i forbindelse med den stigende kvælstofbelastning være medvirkende til at ophobe fosfat i de indre havområder – fosfat der ellers ville være blevet ført med overfladestrømmen ud af området, hvis det ikke var blevet optaget i fytoplanktonet. En del af dette ekstra fosfat vil sandsynligvis deponeres i bunden, men kan have haft betydning for den generelt mindre stigning af fosfat især i vinterkoncentrationen, der er konstateret i de seneste 3–4 år.

Planteplanktonets produktion af organisk stof

Der er foretaget målinger af fytoplanktonets årsproduktion i Aalborg Bugt og det centrale Kattegat, Store Bælt og Øresund.

I Aalborg Bugt ses en mindre stigning gennem sidste halvdel af 1960'erne og en høj årsproduktion i 1977. I det centrale Kattegat (Anholt Nord) varierer fytoplanktonets årsproduktion uregelmæssigt fra 1954 til 1970, og relativt høje produktioner findes i 1975 og 1977. I Store Bælt er årsproduktionen ret konstant i 1950'erne og stiger derpå, ligesom i Aalborg Bugt, i sidste halvdel af 1960'erne og er meget høj i 1978–80. I Øresund er årsproduktionen steget fra 1933 og 1959 til 1970'erne, hvor den er relativt høj i 1973, 1975 og 1978–80.

Efter 1980 er der ikke foretaget målinger hyppigt nok til, at fytoplanktonets årsproduktion kan estimeres. Det er derfor nødvendigt at se nærmere på udviklingen i produktionen i forskellige dele af produktionsperioden.

Den usædvanligt høje koncentration i 1981 af kvælstofnæringssalte, både i overfladelaget ved produktionsperiodens start og i bundvandet i hele produktionsperioden, i de åbne indre havområder med undtagelse af Arkona Bækkenet, har sandsynligvis medført en usædvanlig høj fytoplanktonproduktion i hele produktionsperioden.

Iltforholdenes udvikling

I det østlige Kattegat, Øresund og det sydlige Lille Bælt kan der ikke påvises nogen generel udvikling i bundvandets iltindhold frem til og med Bæltprojektet. For Øresunds vedkommende findes målinger tilbage til 1931.

Fra de 2 øvrige områder findes målinger helt tilbage til begyndelsen af dette århundrede.

Kun i den vestlige Østersø (Femern Bælt – Arkona Bækkenet) er iltindholdet i bundvandet sandsynligvis faldet væsentligt fra begyndelsen af dette århundrede til 1975–79. I Arkona Bækkenet er dette fald beregnet til ca. 0,4 mg O₂/l i månederne august–september.

Der er i de sidste par år registreret unormalt lave iltværdier i de åbne havområder. Den vestlige Østersø, Århus Bugt og det sydøstlige Kattegat er

alle områder med vanddybder på/eller over 15 m. Der er jævnligt målt lave iltværdier i efterårsperioden, men ikke så alarmerende lave som i 1981. I 1982 var forholdene udmærkede i de åbne havområder, mens forholdene i 1983 i en kortere periode var værre end i 1981.

Litteraturliste

Afsnit 5.1

- Jørgen Hansen og Arne Kyllingbæk: Kvælstof og planteproduktion. Beretning nr. 5, 1669, Statens Planteavlsforsøg.
- Andersen et al., 1983: Økologiske undersøgelser af jordbundens mikroflora og fauna i dyrkningssystemer med reduceret jordbehandling, vårbyg og efterafgrøde. Tidsskrift. Planteavl 87.
- Nitrat i drikkevand og grundvand i Danmark, miljøstyrelsen, oktober 1983.
- Statens Levnedsmiddelinstitut publ. nr. 89: »Pålægsvareer«.
- Statens Levnedsmiddelinstitut: »Nitrat og nitrit i kødvarer«, rapport fra en intern arbejdsgruppe.
- Statens levnedsmiddelinstitut publ. nr. 56: »Nitrat og nitrit i dansk produceret frugt og grøntsager«.
- Miljøstyrelsen: Vejledning i fastsættelse af højere kravværdier til visse stoffer i drikkevandet (under trykning).

Afsnit 5.2

- Århus amtskommune (1983): Ændringer i forureningstilstanden på hovedstationer i perioden 1973–81.
- Vejle amtskommune (1984): Forslag til recipientkvalitetsplanlægningen for Vejle amtskommune. (i tryk).
- Roskilde amtskommune (1979): Vandløbenes forureningstilstand 1974–79.
- Københavns amtskommune (1979): Vandløbenes forureningstilstand 1974–79.
- Frederiksborg amtskommune (1979): Vandløbenes forureningstilstand 1974–79.

Afsnit 5.3

- Bedömningar och riktvärden för fosfor i sjöar och vattendrag, Naturvårdsverket, Meddelande 1705, 1983.
- Århus amtskommune (1982): Birk sø – Jul sø – Brassø 1980.
- Århus amtskommune (1979): Ravn sø 1978.
- Århus amtskommune (1980): Salten å og Salten Langsø.
- Ringkjøbing amtskommune (1981): Recipientundersøgelse af Stubbergård sø.
- Kvist, K. K. 1984: Belastningen fra ulovlige udledninger fra landbrugsjendomme. Stads- og Havneingeniøren.
- Viborg amtskommune (1983a): Belastning og forureningskilder. Hald sø. Rapport nr. 27.
- Viborg amtskommune (1983b): Miljøtilstand i Hald sø 1982. Rapport nr. 28.
- Nygård, G. 1938: Hydrobiologsiche Studien über dänische Teiche und Seen. Archiv f. Hydrobiol. 32, 523–692.

Vejle amtskommune (1984): Forslag til recipientkvalitetsplan for Vejle amtskommune. (i tryk).
Århus amtskommune (1980): Knud sø 1979.

Afsnit 5.4

- LICconsult, 1984: Dokumentation af matematisk model for Kattegat 2.12. pp. 108 plus appendix. LICconsult 1984.
- Miljøstyrelsen, 1983: Opgørelse af belastningen fra land af de indre danske farvande med organisk stof, total-N og total-P. pp 85. Miljøstyrelsen.
- Miljøstyrelsen, 1984: Iltsvind og fiskedød i 1981. Omfang og årsager. pp. 247. Miljøstyrelsen.
- Nehring, D. 1979: Relationships between salinity and increasing nutrient concentration in the mixed winter surface layer of the Baltic from 1969 to 1978 ICES C. M. 1979/C:24.
- Rydberg, L. 1983: Västkustens hydrografi och närsalttransporter. Trender och klimaberoende i Östersjön och Västerhavet. Göteborgs universitet pp. 29.
- Rydberg, L., J. Sundberg, 1984: On the supply of nutrients to the Kattegat. 14 pp. University of Gothenburg rep. no. 44.
- Statens Biologiske Stasjon Flödevigen. 1981-1984. Hydrografisk snitt. 1980-83. Torungen-Hirthals. »G. M. Dannevig«.
- Vandkvalitetsinstituttet, 1984: Modelberegninger for Kattegat Miljøstyrelsen, 1984.
- Ærtebjerg Nielsen, G. et al. 1981: The Belt Project. Evaluation of the physical, chemical and biological measurements. pp. 122. Miljøstyrelsen.
- Øresundskommissionen, 1980. Øresund. Tillstand - effekter av närsalter pp. 252.

6. Mulige foranstaltninger til nedbringelse af belastningen med NPO

6.1. Indledning

I dette kapitel vurderes en række foranstaltninger til nedbringelse af NPO-belastningen.

På en række områder giver det eksisterende regelsæt mulighed for en regulering af NPO-belastningen til recipienterne:

- jord og grundvand
- vandløb, søer og kystvande
- luft

Det er først og fremmest regulering i medfør af lov om miljøbeskyttelse, vandløbsloven og vandforsyningsloven.

Med henblik på beskyttelse af jord og grundvand foretages en regulering af udledning af spildevand til jorden og en regulering af bortskaffelse og opbevaring af affald (husholdnings- og industriaffald) samt opbevaring af naturgødning.

Beskyttelsen af vandløb, søer og kystvande sker på baggrund af de amtskommunale recipientkvalitetsplaner, hvori der fastlægges mål for kvaliteten af ferskvandsområderne og de kystnære farvande. Som hovedregel er det ikke tilladt at tilføre forurenende stoffer til overfladevand. Spildevand kan dog tilføres efter tilladelse, ligesom der i særlige tilfælde kan gives tilladelse til at tilføre andre stoffer. Recipientkvalitetsplanerne danner grundlag for udarbejdelse af spildevandsplanerne og for afgørelser i konkrete sager om udledning til overfladevand.

For luft sker der en regulering af udledningen gennem konkrete afgørelser i forbindelse med godkendelse af virksomheder og afgørelser af klager over eksisterende virksomheder.

Ved udarbejdelsen af forslag til foranstaltninger til nedbringelse af NPO-udledningen fra de enkelte kilder er der taget udgangspunkt i de eksisterende reguleringsmuligheder.

I kapitel 4 er foretaget en gennemgang af kilderne til udledning af NPO og den faktiske udledning er søgt opgjort.

I kapitel 5 er miljøkvaliteten – såvel kvantitativt som kvalitativt – vurderet for de ferske overfladevande, grundvandet og de marine områder. Endvidere er der skønnet over den fremtidige udvikling i miljøkvaliteten.

Oplysningerne i kapitel 4 og 5 giver således mulighed for at udpege nogle af de recipientområder, hvor en yderligere begrænsning i tilledningen af NPO er nødvendig for at opnå en rimelig miljøkvalitet eller undgå forringelser. Ud fra oplysningerne om de mængder, de forskellige kilder udleder til de pågældende recipientområder, påpeges hvor der bør sættes ind for at reducere udledningen.

Som det fremgår af gennemgangen i kapitel 4 og 5 har det ikke i fuldt omfang været muligt at kvantificere udledningen af NPO fra de enkelte kilder på delområder, ligesom der i visse tilfælde mangler viden om de

kvantitative årsagssammenhænge mellem udledning af NPO og påvirkning af miljøkvalitet.

Gennemgangen af foranstaltninger i afsnit 6.2–6.6 vil derfor også afspejle de områder, hvor datagrundlaget er mangelfuldt, eller hvor årsagssammenhængene ikke er fuldt belyst. Det er således ikke i alle tilfælde muligt at kvantificere forbedringerne i miljøkvaliteten ved en given reduktion i udledningen af NPO.

Ved præsentationen af foranstaltningerne er det søgt at give en bred gennemgang af mulige foranstaltninger inden for de enkelte kildeområder. En række foranstaltninger vil være kendte, idet de allerede finder anvendelse ved den eksisterende regulering af NPO-udledningen, men hvor anvendelsesområdet eller udledningsreduktionen kan forøges, andre vil være nye og uprøvede. De præsenterede foranstaltninger er, som følge af, at det ikke i alle tilfælde har været muligt at kvantificere effekterne af de enkelte forslag, og at der ikke i alle tilfælde foreligger beregninger over de med forslagene forbundne udgifter, ikke prioriteret indbyrdes.

Under omtalen i kapitel 4 om udledninger fra landbrugsvirksomhed (animalsk produktion), kommunale rensningsanlæg og dambrugsvirksomhed fremgår det, at der i flere tilfælde forekommer udledninger i strid med gældende bestemmelser eller tilladelser, dvs. ulovlige udledninger. Dette forhold er endvidere påvist i kapitel 5 under omtalen af belastningen af vandløb og søer.

Der må således konstateres et behov for en øget indsats af tilsyns- og kontrolmyndigheden med henblik på, at de gældende bestemmelser om tilladning til overfladevand overholdes. En sådan indsats må være første led i det videre arbejde med begrænsning af NPO-udledningerne.

Af kapitel 4 og 5 fremgår, at der i mange tilfælde vil være behov for en differentiering af indsatsen, både i forhold til recipienter og delområder. Det fremgår endvidere, at udledningen fra diffuse kilder udgør en betragtelig andel af udledningen af NPO. Disse forhold stiller særlige krav til indretningen af foranstaltningerne i form af mulighed for differentiering og regionalisering, administrativ gennemførlighed og kontrolmuligheder.

Disse forhold er i det omfang det er muligt søgt belyst ved omtalen af de enkelte foranstaltninger.

I lighed med de gældende principper for miljøbeskyttelsen bør der ved beslutning om beskyttelsesforanstaltninger indgå en vurdering af omkostningerne forbundet med beskyttelsesforanstaltningerne.

I det omfang det har været muligt er omkostningerne ved de forskellige foranstaltninger i afsnit 6.2–6.6 belyst.

I en række tilfælde vil en begrænsning i udledningen af NPO kunne ske ved mindre ændringer hos husholdninger, virksomheder og landbrug. Med henblik herpå samt for at øge forståelsen for NPO-problemerne er der behov for en oplysningsvirksomhed, dels specifikt for landbrug og virksomheder og dels for befolkningen i almindelighed.

Som nævnt er der behov for yderligere styrkelse af datagrundlaget og viden om årsagssammenhæng for NPO-udledningens påvirkning af miljøet. Det enkelte afsnit 6.2–6.6 indeholder derfor en nærmere belysning af mulige tiltag vedrørende dataindsamling, forskning og undersøgelser.

6.2. Landbruget

6.2.1. Generelt om foranstaltninger til reduktion af belastningen fra landbruget

Udgangspunktet for diskussionen af valg af foranstaltninger til reduktion af miljøbelastningen fra landbrug er en vurdering af mediernes sårbarhed overfor belastningen samt en vurdering af karakteren og omfanget af kilderne til belastningen indenfor landbruget.

Sådanne vurderinger er foretaget i kapitel 4 og 5. Det fremgår af disse kapitler, at belastningen fra landbruget hidrører fra opbevaringen, udbringningen og anvendelsen af naturgødning, anvendelsen af handelsgødning, ensilagesaft, samt fra afløb af produktionsspildevand, almindeligt husspildevand og lignende. (Foranstaltninger overfor afløbet af husspildevand fra landbrugsejendomme omtales i 6.4.4)

Opbevaringen af naturgødningen giver anledning til direkte udledninger fra landbrugsejendomme af møddingsvand i et betragteligt omfang samt af ajle og gylle i et mere begrænset omfang. Disse udledninger har en kraftig forureningsmæssig effekt på især de mindre vandløb som følge af udledningernes indhold af organisk materiale. Endvidere vil fosforindholdet i udledningerne kunne påvirke kvaliteten af de fosforbegrænsede søer og kystnære farvande i negativ retning. Også grundvandet vil kunne påvirkes som følge af miljømæssigt utilstrækkeligt indrettede gødningsoplag.

Udbringningen af naturgødningen vil kunne forårsage en overfladeafstrømning fra markarealerne, ifald naturgødningen udbringes på frosne eller stærkt skrånende arealer eller i for store mængder. Endvidere vil der under udbringningen sker en vis ammoniakfordampning. Foranstaltninger overfor denne ammoniakfordampning vil blive omtalt i afsnit 6.5.2., idet det skal bemærkes, at flere af de foranstaltninger, der tages op i nærværende afsnit også vil virke reducerende på ammoniakfordampningen.

Dyrkningen af landbrugsjorden, herunder anvendelsen af såvel natur- som handelsgødning giver anledning til udvaskning af nitrat fra planternes rodzone af et omfang på over 200.000 tons om året og bidrager hermed til den kvælstoftilstrømning, der er afgørende for eutrofieringen af de åbne danske farvande samt visse N-begrænsede kystvand. En del af det udvaskede nitrat nedsiver til grundvandet bl.a. afhængigt af jordtype og dræning, og er den alt dominerende kilde til grundvandets nitratinhold.

Beregningerne i N-udvaskningsmodellen viser, at udvaskningen langt fra er jævnt fordelt over dyrkningsarealet. Der eksisterer således fordelingsproblemer, hvad angår naturgødningen. Dette skal sammenholdes med, at grundvandet er meget udsat i områder med store husdyrhold.

Ved valg af foranstaltninger må de foranstaltninger prioriteres højest, der har den største effekt, hvad angår reduktionen af miljøbelastningen fra de forskellige belastningskilder i landbruget. Endvidere må det tilstræbes, at foranstaltningerne i så høj grad som muligt er i overensstemmelse med almindelige driftsbetingelser for landbrugsproduktionen, samt at den ønskede effekt opnås med de færrest mulige omkostninger. I denne forbindelse skal det bemærkes, at det indenfor rammerne af denne redegørelse kun i begrænset omfang har været muligt at vurdere den omkost-

ningsmæssige side af de forskellige indgreb. Endelig er den mere administrative side af indgrebene belyst.

6.2.2. Naturgødning

De direkte udledninger hidrørende fra opbevaringen af naturgødningen kan for møddingspladsernes vedkommende hindres ved, at pladserne etableres så alt møddingsvandet kan opsamles og ledes til samletank eller ajlebeholder. Endvidere skal det sikres, at der ikke kan ledes overfladevand til møddingspladsen, således at produktionen af møddingsvand begrænses. Opsætning af tagrender på eventuelt omgivende bygninger vil ligledes kunne reducere møddingsvandsproduktionen.

Udledning af ajle begrænses ved at hindre afløb eller overløb fra stald og ved at sikre, at ajlebeholdere er af en tæt og holdbar konstruktion, samt at afløbssystemet udformes så al ajlen opsamles og ledes til beholderen.

Direkte udledninger fra gyllebeholdere hindres ved at udforme gyllebeholderen efter samme retningslinier, som for opbevaring og opsamling af ajle. Gyllebeholdere og ajlebeholdere skal udformes, så man undgår direkte udledninger som følge af uheld.

Bestemmelser vedrørende indretning af opbevaringsfaciliteter for naturgødning findes i miljøreglementet. Miljøreglementets bestemmelser gælder imidlertid kun for gødningsoplag etableret efter miljølovens ikrafttræden (1974). Det må anbefales, at miljøreglementets bestemmelser udvides til at gælde *alle* gødningsoplag. Med *alle* gødningsoplag tænkes også på markmøddinger, der herved reelt forbydes. Markmøddinger giver anledning til direkte udledninger gennem drænrør og udgør en markant risiko for nedsivning til grundvandet.

Møddingspladser, gylle- og ajlebeholdere bør endvidere have en kapacitet, således at det ikke er nødvendigt at udbringe naturgødningen på miljømæssigt u hensigtsmæssige tidspunkter for at undgå overløb.

Udbringningen af naturgødningen bør ud fra et miljømæssigt synspunkt primært finde sted om foråret og under ingen omstændigheder på frosne eller snedækkede arealer. Også ud fra et gødskningssynspunkt er forårsudbringning hensigtsmæssig (vækstsæsonen). Udbringning af store mængder naturgødning på dette tidspunkt, vil i visse tilfælde ødelægge såbedet og udskyde såtidspunktet mærkbart. Med en kapacitet på op til 12 måneder vil det kunne sikres, at udbringningen af naturgødningen kan ske på det efter forholdene mest hensigtsmæssige tidspunkt, idet denne kapacitetsgrænse giver mulighed for at tage hensyn til de klimatiske variationer som påvirker det optimale udbringningstidspunkt.

Formålet med at fastsætte en minimumsgrænse for opbevaringskapaciteten for naturgødningen er således dels at undgå udledning inden udbringning på marken (undgå/reducere gårdbidraget) og dels at sikre at udbringningen foregår på et tidspunkt hvor afstrømningen til overfladevand og udvaskningen mod grundvandet er mindst mulig (reducere markbidraget) samtidig med at planterne kan anvende gødningen optimalt.

En vurdering af hvorvidt kapacitetskravet ud fra en miljømæssig synsvinkel kan være mindre end 12 måneder, må ses i sammenhæng med hvilke andre foranstaltninger, der iværksættes. I det følgende omtales afgrøde-

valg og maksimumsgrænser pr. arealenhed for tilførsel med naturgødning. Det må dog vurderes at mindre end 6 måneders kapacitet vil være miljømæssigt uacceptabelt.

Afgrødevalget bør indrettes således, at det i så høj grad som muligt stemmer overens med de tilstedeværende naturgødningsressourcer. Gødskning af f.eks. roer og majs med naturgødning vil nedbringe udvaskningen af nitrat i forhold til gødskning af f.eks. vårbyg med naturgødning, fordi disse afgrøder har en længere vækstperiode.

Generelt vil dyrkning af afgrøder, der høstes sent, samt dyrkning af efterafgrøder nedbringe nitratudvaskningen. Efterafgrøder, der er veludviklede, optager den nitrat, der dannes ved mineraliseringen om efteråret, og kan reducere nitratudvaskningen med 10–15 kg $\text{NO}_3\text{-N}$ /ha om året. Dette gælder især på lerjorde, på sandjorder er virkningen mindre.

Ovennævnte foranstaltninger vil imidlertid ikke kunne reducere udvaskningen tilstrækkeligt fra de bedrifter, hvor naturgødningsproduktionen er af en størrelse, der under alle omstændigheder umuliggør en hensigtsmæssig anvendelse af den på de pågældende bedrifters jordtilliggender. Som nævnt viser beregningerne i N-udvaskningsmodellen, at sådanne forhold eksisterer i et ikke uvæsentligt omfang, samt at disse forhold resulterer i meget kritiske udvaskningsstørrelser. Af tabel 4.1.6 fremgår det således, at knap 10% af dyrkningsarealet er belastet med naturgødning af et omfang af mere end 200 kg N/ha årligt.

Som omtalt i 4.1, er disse naturgødningsfordelingsproblemer et resultat af den strukturudvikling, landbruget har gennemgået, og som stadig pågår. I lyset heraf må det vurderes som nødvendigt at indføre nogle begrænsninger overfor anvendelsen af for store mængder naturgødning i forhold til størrelsen af det dyrkningsareal, disse skal anvendes på.

I forbindelse med kapitel 5-godkendelser af svinefarme, har miljøankenævnet fastsat en grænse på 30 tons svinegylle pr. ha. Denne grænse anvendes også af miljøstyrelsen og kommunalbestyrelserne. Hvis husdyrholdet på det pågældende brug er af en sådan størrelse, at denne grænse overskrides, skal der, for en godkendelse kan opnås, foreligge dokumenterede aftaler, som sikrer forsvarlig afhændelse af den overskydende naturgødningsmængde.

Sådanne nærmere fastsatte maksimale naturgødningsmængder pr. ha beregnet på basis af kvælstofindholdet vil være velegnede som et mere generelt styringsmiddel overfor naturgødningsanvendelsen. En indførelse af sådanne bestemmelser i miljøreglementet, eksempelvis at der maksimalt må anvendes en gødningsmængde pr. ha dyrket areal pr. år, svarende til omkring 2,5 storkreaturers produktion af gødning, vil give de kommunale tilsynsmyndigheder både en forpligtelse til og en øget mulighed for i hvert fald indirekte at kunne regulere de mere diffuse udledninger til recipienterne.

En sådan regulering vil forudsætte etablering af et aftale- eller fordelingsystem til fordeling af den overskydende naturgødning til andre bedrifter, hvor den kan anvendes på en hensigtsmæssig måde. Hvorledes et sådant system skal konstrueres (f.eks. naboaftaler, gyllebanker), vil i høj grad afhænge af lokale forhold, og det må derfor vurderes, at det hverken vil være hensigtsmæssigt eller muligt at forsøge at fastsætte konkrete reg-

ler for opbyggelsen af et sådant system, udover nogle nærmere definerede betingelser, som en aftager af naturgødning skal opfylde.

6.2.3. Handelsgødning

Handelsgødningen i landbrugsproduktionen er en produktionsfaktor, som må anskaffes udefra. Dette forhold udgør således et incitament for den enkelte landmand til at forsøge at minimere omkostningerne til anskaffelse af handelsgødning ud fra et givet udbytniveau. Samtidig er det muligt at dosere tilførslen af handelsgødning langt mere præcist i forhold til planteproduktionens forventede behov, end det er tilfældet med naturgødningen.

Desuden arbejdes der indenfor landbruget meget med forbedring af kvælstofprognoser, markstyringsprogrammer og edb-gødningsplanlægning for at forbedre udnyttelsen af handelsgødningen.

Eventuelle indgreb overfor handelsgødningsanvendelsen skal ses i lyset af ønsket om at øge en hensigtsmæssig udnyttelse af naturgødningen mest muligt, således at der kan opnås en begrænsning af den samlede kvælstoftilførsel til dyrkningsarealerne.

En afgiftspålæggelse af kvælstofindholdet i handelsgødningen vil således øge naturgødningens skyggepris, dvs. øge de alternative omkostninger til handelsgødning ved en uhensigtsmæssig anvendelse af naturgødningen.

Afgiften vil således indirekte øge incitamentet for den enkelte landmand til at effektivisere sin naturgødningshåndtering.

En afgift på kvælstof i handelsgødning vil kunne udgøre et supplement til en fastsættelse af maksimalgrænser for mængden af naturgødning pr. ha, jfr. ovenfor, – eller et alternativ, såfremt afgiften fastsættes på et tilstrækkeligt højt niveau. Provenuet af en sådan afgift kunne eventuelt anvendes til foranstaltninger til effektivisering af kvælstofanvendelsen i landbrugserhvervet.

6.2.4. Ensilage

Tilsvarende naturgødningen – omend ikke mængdemæssigt – giver ensilering af saftgivende afgrøder anledning til direkte udledninger af ensilagesaft (jfr. 4.1). Disse udledninger kan bringes til ophør ved, at ensilering af saftgivende afgrøder eller dele af afgrøder sker på særlige befæstede pladser eller i siloer, hvorfra der er afløb til ensilagesafttank, aljebeholder med tilstrækkelig kapacitet eller lignende. Ligesom markmøddinger bør ensilering af saftgivende afgrøder i markstakke forbydes. Regler for indretning af ensileringsfaciliteter fastsættes i miljøreglementet.

6.2.5. Afløb af produktionsspildevand og lignende

Produktionsspildevand udgøres for hovedparten af afløb fra malkerum, spulevand iøvrigt og lignende. I 4.1 er det godtgjort, at disse udledninger er af relativt mindre forureningsmæssig interesse. Det må på denne baggrund vurderes, at regulering af afløbet af produktionsspildevand kan foregå på linie med reguleringen af almindeligt husspildevand fra landbrugsejendomme.

6.2.6. Omkostninger

Som anført i afsnit 6.2.1 har det indenfor rammerne af denne redegørelse kun i meget begrænset omfang været muligt at vurdere omkostningerne ved de foreslåede foranstaltninger overfor belastningerne fra landbruget. Der er dog foretaget skøn over omkostningerne forbundet med etablering af 12 måneders og 6 måneders kapacitet på gødningsopbevaringsanlæggene samt de foreslåede foranstaltninger vedrørende ensileringsfaciliteterne.

Disse skøn hviler på en lang række antagelser vedrørende blandt andet bestanden af gylletanke og møddingspladser, fordeling på forskellige bedriftsstørrelser, anlæggenes nuværende kapacitet, på hvilke bedriftsstørrelser, der foretages ensilering af saftgivende afgrøder samt en række enhedsomkostninger for de forskellige typer bygge- og anlægsarbejder (1983-priser). Endvidere er det forudsat, at kapacitetsudvidelserne ikke vil ændre på opbevaringsformen.

Beregningerne er foretaget på baggrund af Danmarks Statistiks oplysninger om husdyrbestand og brugsstruktur iøvrigt i 1982.

På baggrund af disse antagelser kan det skønnes, at en udvidelse af kapaciteten på gødningsopbevaringsanlæg på bedrifter med dyrehold til 12 måneder vil medføre omkostninger i en størrelsesorden på 6-8 mia. kr. Heraf tegner udvidelsen af kapaciteten på aljebeholdere sig for lidt over halvdelen. I disse tal skal modregnes den forøgede gødningsværdi af naturgødning i form af besparelser i indkøb af handelsgødning.

Disse besparelser kan opgøres som følger:

Jfr. 4.1.2 udbringes der årligt 250.000 tons N i naturgødning med en gennemsnitlig udnyttelsesgrad på 0,4. Ved etablering af 12 måneders kapacitet kan det skønnes at den gennemsnitligt udnyttelsesgrad stiger til 0,6. Med en pris på 5,00 kr. pr. kg N i handelsgødning kan det herefter anslås at denne stigning i udnyttelsesgraden betyder en besparelse i indkøb af handelsgødning på ca. 250 mio kr. årligt, idet det forudsættes, at udnyttelsesgraden for P og K (kalium) i naturgødningen ikke øges som følge af kapacitetsudvidelsen.

Hertil kommer, at en udvidelse af kapaciteten til 12 måneder vil medføre at langt den største del af gårdbidraget på 60.000 tons N forsvinder, og i stedet vil blive udbragt på dyrkningsarealerne.

Dette vil medføre yderligere besparelser, ikke mindst, hvis man tager hensyn til naturgødningens indhold af P og K.

Disse besparelser skal sammenlignes med årlige kapitalomkostninger af størrelsesorden 480-640 mio kr. (levetid 20 år, realrente 5%). Nøjes man med et kapacitetskrav på 6 måneder, kan omkostningerne på basis af de omtalte forudsætninger skønnes at være 2,5-3 mia kr.

Gennemførelse af bestemmelserne vedrørende ensileringsfaciliteterne vil medføre omkostninger af en størrelsesorden på 300 mio kr., hvori der skal modregnes den forøgede foderværdi af ensilagen, der vurderes nogenlunde at modsvare omkostningerne.

6.2.7. Sammenfatning vedrørende foranstaltningsforslag

På baggrund af gennemgangen ovenfor af en række foranstaltningsmulig-

heder kan følgende sammenfatning af foranstaltningsforslagene foretages:

- Miljøreglementets indretningsmæssige bestemmelser *strammes* på en række punkter og *udvides* til også umiddelbart at gælde for gødningsoplag etableret før miljølovens ikrafttræden.
- Gødningsopbevaringsanlæg skal have en kapacitet der kan sikre, at udbringningen på marken kan ske på et efter forholdene hensigtsmæssigt tidspunkt. Det kan være nødvendigt med en lagerkapacitet på op til 12 måneder.
- Markmøddinger og ensilering af saftgivende afgrøder i markstakke forbydes.
- Udbringning af naturgødning må ikke finde sted på frosne eller snedækkede arealer.
- Der fastsættes maksimalværdier for arealbelastning med kvælstof. Herunder bør overvejes i hvilken grad der skal fastsættes regler for hvor store mængder der må udbringes på forskellige tider af året.
- Det bør overvejes at pålægge kvælstofindholdet i handelsgødningen en afgift.
- Der er også fremover behov for en forøget informations- og vejledningsindsats, hvad angår dyrkningspraksis samt godt landmandsskab i øvrigt samt en stadig forskningsindsats indenfor samme område (f.eks. forbedring af kvælstofprognoser).
- Der er tillige behov for en forskningsindsats med hensyn til miljøpåvirkningen som følge af forskellige driftformer og dyrkningspraksis.

Alle de nævnte foranstaltningsforslag er generelle, dvs., det er foranstaltninger, der foreslås indført for alle brug i landet som helhed. Det er sandsynligt, at der i forbindelse med opfyldelsen af recipientkvalitetsplanlægningen og vandindvindingsplanlægningen i en række tilfælde vil være behov for en mere selektiv stramning, hvad angår landbrugets kvælstofanvendelse og arealanvendelse. I sådanne tilfælde kan der således være tale om en yderligere regulering, hvad angår f.eks. afgrødevalg og gødningstilførsel.

Endelig skal det nævnes, at den kommunale og amtskommunale tilsyns- og kontrolvirksomhed bør strammes betydeligt op, – ikke mindst fordi hovedparten af de anførte foranstaltningsforslag vil stille yderligere krav til omfanget og effektiviteten af denne virksomhed, såfremt foranstaltningerne skal have den ønskede effekt. Samtidig får kommunerne imidlertid forøgede muligheder for at medvirke til at recipientkvalitetsplanernes målsætninger opfyldes.

6.3. Dambrug

Som nævnt i afsnit 4.3, udgør dambrugen udledning af næringssalte en begrænset andel af den samlede næringssaltudledning til ferske vande. Imidlertid er mange dambrug beliggende i de øvre dele af vandsystemerne, hvorfor næringssaltene kan udgøre et væsentligt bidrag til eutrofiering af nederfor liggende søer, og de amtskommunale recipientundersøgelser har

vist, at en række søer er stærkt påvirket af dambrugsdrift. Udledning af organisk stof fra dambrug udgør endvidere en betydelig enkeltkilde til udledning til vandløb og søer sammenlignet med andre tilladte punktkilder.

De samlede udledning beregnes til 1.170–4.700 tons N pr. år, 235–700 tons P pr. år og 2.350 tons organisk stof pr. år, jfr. tabel 4.3.1.

Det er kommunalbestyrelsen, der i henhold til miljøbeskyttelsesloven har ansvaret for at føre tilsyn med dambrug, men de fleste steder er dette tilsyn efter aftale med kommunalbestyrelsen overtaget af amtsrådet. Efter de oplysninger, der foreligger for miljøstyrelsen, er et effektivt dambrugs-tilsyn i de fleste amtskommuner dog først etableret i slutningen af 1970'erne.

Tilsynet er i et vist omfang fulgt op med påpegning af mangler på de enkelte dambrug eller egentlige påbud, og det er styrelsens opfattelse, at der på mange dambrug er udført et betydeligt arbejde for at forbedre forholdene.

Som omtalt i afsnit 4.3 påpeger de foreliggende undersøgelser, at mange dambrug har uacceptable udledningsforhold. Der er således behov for, at tilsynsmyndighederne følger tilsynsrapporterne op med de fornødne påbud og sikrer sig, at påbudene efterkommes.

Hvis belastningen fra dambrug i fremtiden skal bringes ned på et niveau, der er acceptabelt i relation til målsætningen for de enkelte recipienter, er der behov for en række initiativer.

Miljøstyrelsen er i øjeblikket, i samarbejde med Dansk Dambrugerforening, ved at afslutte nogle undersøgelser over de økonomiske konsekvenser ved en række forureningsbegrænsende foranstaltninger på dambrug. Det er derfor på nuværende tidspunkt kun muligt at give en foreløbig vurdering af de omkostninger, der er forbundet med de nedenfor foreslåede foranstaltninger.

- a. Brugen af vådfoder bør snarest bringes til ophør.
- b. Alle eksisterende dambrug bør indrettes, så risikoen for forurening begrænses, bl.a. ved etablering af bundfældningsbassiner og fjernelse af direkte udløb fra de enkelte damme.
- c. Udvikling af nye fodertyper.
- d. Produktionsbegrænsning.

ad a
**Ophør med
brug af våd-
foder:**

Endnu produceres ca. 6.000 tons af den danske ørredproduktion på grundlag af vådfoder. Der anvendes ialt ca. 25.000 tons vådfoder pr. år, som vil kunne erstattes af ca. 10.000 tons tørfoder.

En sådan foderomlægning vil kunne reducere den samlede udledning af næringssalte med ca. 1.500 tons kvælstof og ca. 200 tons fosfor.

En stor del af dambrugserhvervet har igennem de senere år foretaget denne omlægning, og erfaringerne har vist, at overgang til tørfoder giver mulighed for en bedre udnyttelse af produktionsanlægget, hvilket bl.a. resulterer i en produktionsforøgelse.

Ud fra en samlet vurdering skønnes en foderomlægning kun at ville medføre begrænsede meromkostninger for erhvervet.

Miljøstyrelsen har udsendt et udkast til bekendtgørelse som forbyder brugen af vådfoder. Dette udkast drøftes i øjeblikket mellem styrelsen og Dansk Dambrugerforening.

ad b
**Etablering af
bundfæld-
ningsbassiner
m.v.**

Formålet med at etablere bundfældningsbassiner m.v. på dambrug er at reducere udledningen af slam og suspenderet stof. Samtidig begrænses udledningen af organisk stof og næringssalte med op til 50%.

Der findes ingen opgørelser over hvor mange af de 250 danske dambrug, der har etableret bundfældningsbassiner. I Ringkjøbing amtskommune, hvor der er gjort en særlig indsats for at få dambrugerne til at lave bundfældning, findes disse anlæg på 67% af dambrugene, men på landsbasis drejer det sig formentlig om ikke over 50%.

Omkostningerne ved at etablere bundfældning varierer betydeligt efter dambrugets størrelse, dens tilgængelige vandmængde og jordbundsforholdene. Til brug for den foreliggende vurdering regnes med en gennemsnitspris på ca. 250.000 kr. pr. anlæg, hvilket for halvdelen af de 550 dambrug svarer til ca. 70 millioner kroner.

Hvis renseeffekten sættes til ca. 30% for organisk stof og næringssalte, vil der i disse anlæg kunne tilbageholdes ca. 50-1.000 BI₅, 200-400 tons kvælstof og 50-100 tons fosfor.

ad c
**Udvikling
af nye
fodertyper**

Udviklingen på tørfoderområder i de senere år har vist, at det er muligt at reducere foderets indhold af kvælstof og fosfor betydeligt. Denne udvikling bør intensiveres, hvilket bl.a. kan ske på fiskeriministeriets forsøgsinstitutioner. Det er ikke muligt på nuværende tidspunkt at vurdere, hvor meget næringssaltudledningen kan nedbringes, og hvilke omkostninger, der vil være forbundet med det.

ad d
**Produktions-
begrænsning**

En række dambrug er anlagt ved recipienter, specielt søer, som er meget følsomme overfor næringssalttilledninger, og de amtskommunale recipientundersøgelser har vist, at en række søer er så stærkt påvirket af dambrugsproduktionen, at der er behov for vidtgående indgreb overfor dambrugsproduktionen. Sådanne indgreb vil, i den udstrækning der vil blive tale om produktionsbegrænsninger, naturligvis få en betydelig privatøkonomisk konsekvens for de berørte dambrugere. I enkelte tilfælde kan det formentlig blive nødvendigt for det offentlige direkte at købe de pågældende anlæg; rent overslagsmæssigt kan udgifterne hertil vurderes til 40-50 mio kr.

6.4. Spildevand

6.4.1. Sammenfatning af belastningen fra spildevand

I afsnit 4.2 er der redegjort for hvilke typer spildevand som udledes til hvilke recipienter og med hvilket indhold af forurenende stoffer (NPO).

Spildevandet stammer fra 4 hovedkilder (1) Kommunale rensningsanlæg, (2) Bebyggelse, som ikke er tilsluttet kommunale rensningsanlæg, (3) Industrier, som udleder spildevand direkte og (4) Overfladeafstrømning, f.eks. fra befæstede arealer. De udledte mængder af NPO fra disse kilder er sammenfattet i tabel 6.4.1.

Tabel 6.4.1. Sammenfatning af NPO-udledningerne med spildevand.

Udledninger	Recipient	N × 1.000 t pr. år efter rensning	P × 1.000 t pr. år efter rensning	BI ₅ × 1.000 t pr. år efter rensning
Kommunale rensningeanlæg	Fersk	8,5	2,9	10,9
	Marin	15,6	4,3	61,0
Spredt bebyggelse – Sommerhuse – Landsbyer	Overflade- recip.	1,3	0,45	5,2
	Jord	1,6	0,47	5,2
Industri (direkte)	Fersk	0,15	0,2	0,2
	Marin	4,2	3,2	41
(udsprøjtning)	Jord	0,9	0,25	8,8
Overfladeafstrømning (befæstede arealer m.v.)	Fersk og Marin	0,8	0,1	1,7
(Amtskommunernes tal)				

Ved vurderingen af behovet for indgreb overfor disse udledninger må man tage udgangspunkt i den status for vandkvaliteten i grundvand, vandløb, søer, kystnære marine områder og åbne havområder, som er anført i kapitel 5. Generelt er der baggrund for følgende konklusioner, som danner udgangspunkt for den følgende diskussion af mulige foranstaltninger til reduktion af udslippene af NPO med spildevand:

- Miljøkvaliteten i mange danske vandløb og søer er ifølge de amtskommunale tilsynsrapporter stadig alt for dårlig. En medvirkende årsag til dette er udledning af mangelfuldt rensset eller urensset spildevand. Det er normalt fosforindholdet i spildevandet, som er problematisk i relation til søer, mens problemerne i vandløbene hovedsagelig skyldes udledningen af organisk stof.
- Størstedelen af spildevandet afledes til marine recipienter og denne del af spildevandet er yderligere den dårligst rensede del. Det er påvist, at en række af de kystnære marine områder er hårdt belastede af næringssalte og at en del stammer fra spildevandsudledninger.
- Belastningen med NPO fra udsprøjtning af spildevand på jorden kan lokalt udgøre en fare for grundvandet. Det samlede omfang af udsprøjtning er dog relativt lille.
- Udledningerne af NPO fra bebyggelse, som ikke afleder spildevand til kommunale spildevandsanlæg yder et bidrag til belastningen med NPO, og kan udgøre en potentiel fare for grundvand og ferskvandsområder.

6.4.2. Kommunale spildevandsanlæg

Udledninger fra kommunale rensningsanlæg kræver ifølge miljøbeskyttelsesloven tilladelse fra amtsrådet, som også fører tilsyn med overholdelsen af tilladelser.

Miljøstyrelsen har i januar 1984 udgivet en redegørelse om driftsproblemer i kommunale rensningsanlæg. Det fremgår af redegørelsen, at udledningstilladelserne ofte ikke overholdes.

I 5 amtskommuner overholdt 16-46% af rensningsanlæggene ikke et eller flere af kravene. Nogle af disse tilfælde skyldes helt ekstraordinære begivenheder, f.eks. et særligt voldsomt regnskyl eller et maskinelt sammenbrud, men der er ikke tvivl om, at en stor del af overskridelserne skyldes mere permanente fejl ved anlæggene eller deres pasning.

Hydraulisk overbelastning og manglende driftstabilitet var hyppige årsager. I nogle tilfælde var anlæggene simpelthen for små til at behandle de tilledte spildevandsmængder. En gennemgang af problemer ved rensningsanlæg i Vejle amtskommune viser, at også overbelastning med industrispildevand er en væsentlig årsag.

Der peges i redegørelsen på mange forskellige muligheder for at drive rensningsanlæggene, så udledningskravene kan overholdes. Af tekniske foranstaltninger kan nævnes udbygning med forsinkelsesbassiner, efterklaringsstanke, spildevandslaguner.

Det amtskommunale tilsyn med de kommunale spildevandsanlæg fungerer øjensynligt godt. Derimod tyder meget på, at amtsrådene ikke har den fornødne vilje til at påbyde kommunerne de nødvendige forbedringer eller fornyelser af anlæggene. Det er uacceptabelt, at amtsrådene ikke skridder ind over for klare overtrædelser af givne tilladelser.

Det er ikke muligt at opgøre, hvor meget belastningen ville blive nedbragt, hvis udledningstilladelserne blev håndhævet. Men da der øjensynligt er mange rensningsanlæg, der ikke overholder de givne udledningstilladelser, ville en overholdelse formodentlig resultere i en væsentlig reduktion.

Amtsrådene har selv i forbindelse med recipienttilsynet peget på, at overbelastning af rensningsanlæg er medvirkende årsag til den dårlige vandkvalitet i mange vandløb. Håndhævelse af udledningstilladelserne må derfor forventes at resultere i en forbedring og må betragtes som en nødvendig (omend ikke tilstrækkelig) forudsætning for opnåelse af recipientkvalitetsplanlægningens målsætning.

Ønsker man at reducere udledningerne af N, P og organisk stof fra kommunale spildevandsanlæg, vil de nødvendige tekniske foranstaltninger afhænge af, hvilken type rensningsanlæg, der allerede findes.

Groft inddeles rensningsanlæg i mekanisk anlæg, mekanisk-biologisk anlæg, mekanisk-kemisk anlæg, mekanisk-biologisk-kemisk anlæg samt mekanisk-biologisk anlæg med kvælstoffjernelse. For at vurdere de mest hensigtsmæssige foranstaltninger har det været nødvendigt at inddele anlæggene yderligere. Samtlige danske anlæg er blevet fordelt på 19 forskellige typer. Hvert anlæg, der er større end et dimensioneringsgrundlag på 5-700 p.e., er gennemgået, rensningsforanstaltningerne vurderet, og den mulige reduktion i udledningerne opgjort. Denne undersøgelse er gennemført for miljøstyrelsen af I. Krüger A/S.

Foranstaltninger til reduktion af organisk stof

I de fleste fungerende biologiske rensningsanlæg kan der ske en reduktion i indholdet af organisk stof, således at BI_5 -tallet i afløbsvandet ligger på 20 mg/l.

En reduktion i udledningen af organisk stof kan således opnås ved, at urensede udledninger renses samt at mekaniske anlæg omdannes til mekanisk-biologiske anlæg. En yderligere reduktion til 12 mg/l kan opnås ved en udvidelse af de biologiske anlæg, efterfulgt af en efterfiltrering eller en lagune.

Da udledningen af organisk stof specielt er et problem i vanløb, er der foretaget en beregning af, hvor meget organisk stof, der ville blive udledt til recipienttyperne a og b – dvs. vandløb og søer – hvis udledningen reduceres til et BI_5 -tal på 12 mg/l. Udledningerne er yderligere fordelt på bokse, (tabel 6.4.2 A).

En sådan foranstaltning vil medføre, at udledninger til ferskvandsområderne kan reduceres til 1/3 af, hvad der kan udledes ved den nuværende rensning, hvis der udledes svarende til dimensioneringsgrundlaget.

I tabel 6.4.2 B er opgjort de anlægs- og driftsomkostninger, som for hver enkelt boks er nødvendige for at opnå en reduktion af BI_5 i udledningerne til søer og vandløb på 12 mg/l.

Det fremgår, at der for landet som helhed vil være tale om omkostninger på ca. 1 milliard kr. i anlæg, og ca. 64 mio kr. i øgede driftsomkostninger pr. år.

Det bemærkes, at den konkrete stillingtagen til rensningsniveauet foretages af amtsrådene på grundlag af recipientkvalitetsplanlægningen.

Foranstaltninger til reduktion af kvælstof

Ved mekaniske rensningsanlæg sker der en lille reduktion i spildevandets kvælstofindhold. I biologiske rensningsanlæg er reduktionen lidt større, men varierer meget, afhængig af bl.a. anlæggets udformning, belastning og drift.

En reduktion i udledningen af kvælstof kan opnås ved, at urensede udledninger og mekaniske anlæg udbygges til biologiske anlæg med kvælstoffjernelse. De biologiske anlæg skal udvides og driften ændres.

Dette vil for visse anlæg medføre, at volumen skal forøges 4-5 gange. For andre typer anlæg skal volumen forøges med 50%. Visse anlæg skal ombygges, hvorimod nogle skal have ændret omrøring.

I tabel 6.4.3 A er opgjort den mængde kvælstof, der vil blive udledt, såfremt afløbskoncentrationen af kvælstof reduceres til 5-8 mg/l. Mængderne er fordelt på bokse og recipienttyper.

Totalt ville en gennemførelse af dette krav betyde, at der ville blive udledt 1/5 af den mængde kvælstof, der kunne udledes med den nuværende rensning, såfremt der blev tilladt svarende dimensioneringsgrundlaget. Til trods for at det spildevand, der udledes til ferskvand, renses bedre, end det, der udledes til havet, gælder reduktionen til ca. 1/5 for alle recipienttyper. Det skyldes, at der kun sker en ringe reduktion i udledningen af kvælstof ved den biologiske rensning.

I tabel 6.4.3 B er beregnet omkostninger ved opnåelse af denne reduktion i udledningerne af N til alle recipienter. Beregningen viser, at anlægsudgifterne samlet for landet ville blive ca. 3 mia kr. og de øgede driftsomkostninger ville blive ca. 90 mio kr. pr. år.

Dette er et regneeksempel. Den konkrete stillingtagen til rensningsniveauet for kvælstof foretages af amtsrådene på baggrund af recipientkvalitetsplanlægningen. Det samlede investeringsbeløb må formodes at blive væsentligt lavere end anført i eksemplet.

Tabel 6.4.2 A. Udledning af BI_5 i tons pr. år, forudsat reduktion af BI_5 -indholdet i spildevand udledt til recipienttyperne a og b til 12 mg/l.

Box nr.	a	b	c	d	a + b	Total
5.01				5		5
5.02	2,6	121	15	32	123,6	171
5.03		4		2.410	4	2.414
6.01		38		5.256	38	5.294
6.02	42	140		17.614	182	17.796
6.03		2		46	2	48
6.04		3,9		700	39	704
6.06	372	45	20	2.128	417	2.565
6.07	2,6			479	2,6	482
6.08	0	4,3		2.433	4,3	2.437
6.09		11		163	11	174
6.10	5,9	50	1.073	2.057	55,9	3.186
6.11	6,2	43		750	49,2	799
6.12	294	247		3.986	541	4.527
6.13	27	168	306	570	195	1.071
6.14		50	97	1.233	50	1.430
6.15	625	16		20	641	661
6.16		11		59	11	70
6.17	137	25	2.272	83	162	2.517
6.18	141	238	11	3.406	379	3.796
7.01	461		1.029	598	461	2.088
7.02		1,3		979	1,3	980
7.03	1.213	24	321	678	1.237	2.236
7.04	518	467	1.887	176	985	3.048
7.05	16			3.264	16	3.280
8.01	180			1.611	180	1.791
9.01	488				488	488
9.02	264			5	264	269
9.03	25	532		2.478	557	3.035
Ialt	4.820,3	2.241,5	7.031	53.219	7.061,8	67.312

recipienttype a): søer samt vandløb til søer og lukkede fjorde,

recipienttype b): vandløb til åbne bugter, sunde, bæltter og have,

recipienttype c): lukkede fjorde og øvrige lukkede salte og brakke vand,

recipienttype d): åbne bugter, sunde, bæltter og have.

Boksinddeling, se figur 4.2.1.

Kilde: Tal fra amtskommunerne.

Tabel 6.4.2 B. Omkostninger ved reduktion af BI₅ til 12 mg/l.

Box nr.	Recipient- type a + b	Drifts- omkostninger 1.000 kr./år
5.01	0	0
5.02	9.750	660
5.03	1.250	50
6.01	5.280	350
6.02	25.420	1.810
6.03	460	20
6.04	720	30
6.06	70.290	3.560
6.07	550	20
6.08	760	40
6.09	1.240	90
6.10	9.120	540
6.11	8.470	410
6.12	93.460	9.290
6.13	35.370	1.770
6.14	14.160	680
6.15	78.590	4.600
6.16	3.060	140
6.17	25.430	1.340
6.18	44.920	3.210
7.01	85.330	4.000
7.02	360	15
7.03	127.620	8.540
7.04	166.680	8.130
7.05	4.490	180
8.01	29.760	1.540
9.01	92.130	3.780
9.02	42.020	3.080
9.03	87.540	5.760
Ialt	1.064.220	63.635

Recipienttypeforklaring: se tabel 6.4.2 A.

Boksinddeling, se figur 4.2.1.

Kilde: Tal fra amtskommunerne .

Tabel 6.4.3 A. Udlledning af N i tons/år forudsat reduktion i N-udslippet svarende til 5-8 mg/l.

Box nr.	a	b	c	d	total
5.01				1,4	1
5.02	1,3	60	3,9	7,8	73
5.03	0	2		77	79
6.01		19		454	473
6.02	21	70		1.864	1.955
6.03		1		2	3
6.04	0	2		31	33
6.06	186	22	12	150	370
6.07	1,3			22	23
6.08	0	2,2		174	176
6.09		5,7		15	21
6.10	3,0	25	46	106	180
6.11	3,1	22		32	57
6.12	147	124		181	452
6.13	14	84	20	34	152
6.14		25	14	53	92
6.15	312	8,2		7	327
6.16		5,5		1,8	7
6.17	68	12	98	6,6	185
6.18	71	119	3,3	151	344
7.01	230		184	28	442
7.02		0,7		42	43
7.03	607	12	59	30	708
7.04	259	234	209	30	732
7.05	7,8			195	203
8.01	90			68	158
9.01	244				244
9.02	132			1,4	133
9.03	12	266		111	389
Ialt	2.409,5	1.121,3	649,2	3.876	8.056

Recipienttypeforklaring: se tabel 6.4.2 A.

Boksinddeling, se figur 4.2.1.

Kilde: Tal fra amtskommunerne .

Tabel 6.4.3 B: Omkostninger ved reduktion af N til 5-8 mg/l.

Box nr.	a		b		c		d		Total	
	anlæg 1.000 kr.	drift 1.000 kr./år	anlæg 1.000 kr.	drift 1.000 kr./år	anlæg 1.000 kr.	drift 1.000 kr./år	anlæg 1.000 kr.	drift 1.000 kr./år	anlæg 1.000 kr.	drift 1.000 kr./år
5.01	0	0	0	0	0	0	35	0	350	0
5.02	330	0	7.360	0	1.480	20	2.690	40	11.860	60
5.03	0	0	980	20	0	0	103.740	3.790	104.720	3.810
6.01	0	0	7.070	130	0	0	224.730	6.840	231.800	6.970
6.02	3.940	350	22.160	910	0	0	609.990	14.060	636.090	15.320
6.03	0	0	270	0	0	0	2.100	70	2.370	70
6.04	0	0	2.100	0	0	0	20.540	640	22.640	640
6.06	81.820	2.260	3.640	30	1.670	0	83.780	2.640	170.910	4.930
6.07	330	0	0	0	0	0	1.020	40	1.350	40
6.08	0	0	460	0	0	0	74.360	2.030	74.820	2.030
6.09	0	0	1.170	0	0	0	6.510	180	7.680	180
6.10	2.560	130	5.080	180	31.690	990	66.030	1.990	105.450	3.290
6.11	560	0	5.404	0	0	0	660	60	6.260	60
6.12	59.890	1.770	61.540	1.550	0	0	98.360	2.380	219.790	5.700
6.13	2.530	0	46.840	1.290	11.750	430	16.710	710	77.830	2.430
6.14	0	0	6.690	30	8.480	260	33.560	1.120	48.700	1.410
6.15	101.180	2.430	1.150	0	0	0	860	0	103.190	2.430
6.16	0	0	3.460	110	0	0	3.730	110	7.190	220
6.17	17.910	70	3.020	0	52.800	1.510	4.220	180	77.950	1.760
6.18	9.820	780	29.430	1.550	600	0	81.680	2.330	121.530	4.660
7.01	78.600	2.790	0	0	70.130	1.920	17.370	550	166.100	5.260
7.02	0	0	210	0	0	0	25.600	830	25.810	830
7.03	114.260	5.380	2.000	0	17.540	570	18.390	570	152.190	6.520
7.04	68.050	880	100.380	2.820	80.950	2.140	13.790	380	263.170	6.220
7.05	3.400	1.360	0	0	0	0	106.260	3.170	109.660	4.530
8.01	41.400	1.070	0	0	0	0	52.900	1.830	94.300	2.900
9.01	100.300	2.500	0	0	0	0	0	0	100.300	2.500
9.02	31.980	750	0	0	0	0	340	0	32.320	750
9.03	1.760	0	80.160	1.730	0	0	15.180	1.950	97.100	3.680
Ialt	720.710	22.520	390.210	10.350	277.046	7.846	1.685.440	48.490	3.073.430	89.200

Recipienttypeforklaring: se tabel 6.4.2 A.

Boksinddeling, se figur 4.2.1.

Kilde: Tal fra amtskommunerne .

Tabel 6.4.4A: Fosforudledninger ved alternative rensningsniveauer. I: 3 mg/l, II: 1 mg/l, III: 0,5 mg/l.

Box nr.	b			d			a + c			Total		
	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III
5.01				0,7	0,2	0,1				1	0,2	0,1
5.02	30	10	5,1	3,9	1,3	0,7	2,6	0,9	0,4	37	12	6
5.03	1	0,3	0,2	38	13	6,4				39	13	6,5
6.01	35	3,2	1,6	228	76	38				238	79	39,5
6.02	35	12	5,9	933	312	156	11	3,5	1,8	979	328	163
6.03	0,5	0,2	0,1	1	0,3	0,2				2	1	0,5
6.04	1	0,3	0,2	16	5,2	2,6				17	6	3
6.06	11	4	2	75	25	13	99	33	17	185	62	31
6.07				11	3,7	1,9	0,7	0,2	0,1	12	4	2
6.08	1,1	0,4	0,2	87	29	15				88	29	14,5
6.09	2,9	1,0	0,5	7,7	2,6	1,3	24,5	8,2	4,1	11	4	2
6.10	13	4,2	2,1	53	17,7	8,8	1,5	0,5	0,3	91	30	15
6.11	11	3,6	1,8	16	5,4	2,5				29	10	5
6.12	62	21	10	91	30	15	74	25	12	227	76	38
6.13	42	14	7,1	17	5,7	2,9	16,8	5,6	2,8	76	25	12,5
6.14	13	4,2	2,1	27	8,9	4,4	7,2	2,4	1,2	47	16	8
6.15	4,1	1,4	0,7	3,5	1,2	0,6	156	52	26	164	55	27,5
6.16	2,8	0,9	0,5	0,9	0,3	0,1	0,1			4	1	0,5
6.17	6,1	2,1	1,0	3,3	1,1	0,6	83	27	13,9	92	30	15
6.18	60	20	9,9	75	25	13	36,6	12,6	6,2	172	58	28
7.01				14	4,7	2,3	207	70	34	221	75	37,5
7.02	0,3	0,1	0,1	21	7	3,5				21	7	3,5
7.03	6,1	2,0	1,0	15	5,1	2,5	333	111,8	55,9	354	119	59,5
7.04	117	39	20	15	5	2,5	235	78	39	367	122	61
7.05				97	32	16	3,9	1,3	0,7	101	33	16,5
8.01				34	11	5,7	45	15	7,5	79	26	14
9.01				0,7	0,2	0,1	122	41	20	122	41	20,5
9.02							66	22	11	67	22	11
9.03	133	45	22	56	19	9,3	6	2,1	1,0	195	66	33
Ialt	562,9	188,9	94,1	1.940,7	647,6	325	1.530,8	512,1	254,9	4.034,4	1.348,6	674,3

Recipienttypeforklaring: se tabel 6.4.2 A.
Boksinddeling, se figur 4.2.1.
Kilde: Tal fra amtskommunerne .

Tabel 6.4.4 B: Omkostninger ved reduktions af P til I: 3 mg/l, II: 1 mg/l, III: 0,5 mg/l.

Box nr.	I			a			II			III			c			I			II			III			a + c			II			III		
	anlæg	drift	1.000	anlæg	drift	1.000	anlæg	drift	1.000	anlæg	drift	1.000	anlæg	drift	1.000	anlæg	drift	1.000	anlæg	drift	1.000	anlæg	drift	1.000	anlæg	drift	1.000	anlæg	drift	1.000			
	kr.	kr./år		kr.	kr./år		kr.	kr./år		kr.	kr./år		kr.	kr./år		kr.	kr./år		kr.	kr./år		kr.	kr./år		kr.	kr./år		kr.	kr./år				
5.01	220	50		220	50	660	90			570	130	570	130	570	130	1.830	220					790	180	790	180	790	180	2.490	310				
5.02																																	
5.03																																	
6.01																																	
6.02	1.200	400		1.200	610	7.600	780															1.200	460	1.200	61	7.600	780						
6.03																																	
6.04	10.020	4.240		10.020	5.590	51.090	7.010			460	260	460	350	2.960	440							10.480	4.500	10.480	5.940	54.050	7.450						
6.06																						220	50	220	70								
6.07	220	50		220	70	660	90																										
6.08																																	
6.09																																	
6.10	1.000	210		1.000	290	3.600	360			2.850	990	2.850	1.360	17.030	1.730							3.850	1.200	3.850	1.650	2.063	2.090						
6.11	280	90		280	90	1.130	160															280	90	280	90	113	273						
6.12	11.250	3.750		11.250	5.060	52.690	6.520															11.250	3.750	11.250	5.060	52.690	6.520						
6.13	1.440	430		1.440	570	5.190	720			1.440	460	4.570	620	7.650	780							2.880	890	6.010	1.190	12.840	1.500						
6.14										1.080	330	1.080	440	5.820	550							1.080	330	1.080	440	5.820							
6.15	7.200	5.960		7.200	6.950	77.000	10.340															7.200	5.960	7.200	6.950	7.700							
6.16																																	
6.17	2.660	1.120		2.660	1.510	20.980	2.750			1.770	1.660	1.770	2.270	18.480	2.410							4.430	2.780	4.430	3.780	39.460	5.160						
6.18	3.270	1.520		3.270	2.100	21.590	2.610			290	100	290	130	1.183	160							3.560	1.620	3.560	2.230	22.770	2.770						
7.01	20.550	6.270		20.550	8.410	93.670	11.570			8.940	3.830	8.940	5.240	55.950	6.790							24.490	10.100	29.490	13.650	149.620	18.360						
7.02																																	
7.03	21.950	9.740		21.950	9.740	133.830	15.410			1.620	810	1.620	810	18.670	1.530							23.250	10.550	23.270	10.550	152.500	16.940						
7.04	25.650	7.610		25.650	10.520	93.720	13.180			27.450	5.920	27.450	7.810	81.200	9.540							53.100	13.530	53.100	1.883	174.920	22.720						
7.05	1.670	320		1.670	430	4.640	540															1.670	320	1.670	436	4.640	540						
8.01	4.410	1.940		4.410	2.680	28.480	3.360															4.410	1.940	4.410	2.686	28.480	3.360						
9.01	7.540	4.750		7.540	6.620	63.350	8.160															7.540	4.750	7.540	6.620	63.350	8.160						
9.02	11.820	3.750		11.820	5.020	48.620	6.240															11.820	3.750	11.820	5.020	48.620	6.240						
9.03	650	280		650	370	3.290	470															650	280	650	370	3.290	470						
Ialt	133.000	52.540		133.000	66.680	711.790	90.360			46.470	14.490	49.600	19.160	210.770	24.610							179.470	67.030	182.600	85.840	922.560	114.970						

Recipienttypeforklaring: se tabel 6.4.2 A.

Boksindele, se figur 4.2.1.

Kilde: Tal fra amtskommunerne.

Foranstaltninger til reduktion af fosfor

I både mekaniske og biologiske rensningsanlæg sker der en lille reduktion af fosforindholdet i spildevandet.

En reduktion i fosforindholdet svarende til en afløbskoncentration på 3 mg/l eller 1 mg/l kan opnås ved en fældning, der f.eks. foretages ved tilsætning af et Fe^{++} salt. Såfremt afløbskoncentrationen skal reduceres til 0,5 mg/l, fordres foruden fældning også en sandfiltrering.

Det er ikke nødvendigt at ombygge mekaniske anlæg til mekanisk-biologiske anlæg for at reducere fosforkoncentrationen.

I visse typer anlæg kan en fældning foretages direkte i det eksisterende anlæg. I andre typer anlæg forudsætter en reduktion i fosforindholdet, at bundfældningstanken udvides. Niveauet af afløbskoncentrationen afhænger af kemikaliedoseringen. I tabel 6.4.4 A er opgjort de mængder fosfor, der vil blive udledt, såfremt afløbskoncentrationen af fosfor reduceres til henholdsvis 3 mg/l, 1 mg/l og 0,5 mg/l. Mængderne er fordelt på bokse og recipienttyper.

En afløbskoncentration på 3 mg/l vil medføre, at udledningen reduceres til 30%, en afløbskoncentration på 1 mg/l medfører, at udledningen reduceres til 10%, og 0,5 mg/l medfører, at udledningen reduceres til 5% af den udledning, der kunne finde sted ved den nuværende rensning, under forudsætning af en udledning, svarende til dimensioneringsgrundlaget.

Da det ofte er mest relevant at begrænse tilledningen af P til vandløb og lukkede fjorde, har man foretaget en beregning af omkostningerne ved at nå de reducerede udledninger af fosfor til recipienttyperne a og c. Den fremgår af tabel 6.4.4 B. Det fremgår, at omkostningerne er (afrundede tal):

a + c recipienter	Anlæg mio. kr.	Drift pr. år mio. kr.
P-udledning 3 mg/l	180	67
P-udledning 1 mg/l	182	85
P-udledning 0,5 mg/l	922	115

Dette er et regneeksempel, som er foretaget udfra visse generelle betragtninger. Det konkrete rensningsniveau for P afgøres af amtsrådene på baggrund af recipientkvalitetsplanlægningen.

Sammenhæng mellem de forskellige foranstaltninger

I ovenstående er beskrevet, hvilke metoder der kan anvendes til at nedbringe belastningen af kvælstof, fosfor og organisk stof hver for sig. Ligeledes er de mulige udledninger opgjort for hvert enkelt stof for sig.

Dette er gjort på baggrund af, at et enkelt af stofferne ofte vil være det væsentligste forureningsproblem. Der vil derfor ofte være et ønske om netop at begrænse udledningen af et enkelt af stofferne.

De rensningsforanstaltninger, der eventuelt træffes for at begrænse udledninger af et enkelt stof, vil også have indflydelse på udledningen af andre stoffer.

Økonomisk set er der også visse »sideeffekter«. Man vil således opnå visse besparelser på projekteringen og i byggeomkostningerne ved at gennemføre flere renseforanstaltninger samtidig. Hertil kommer, at mange anlæg i forvejen er overbelastede. Et eventuelt byggeri til opfyldelse af skærpede udledningskrav vil derfor ofte blive kombineret med en kapacitetsudvidelse. Dette vil give visse relative besparelser i anlægsudgifterne.

6.4.3. Reduktion af fosforindholdet i vaskemidler

Af den mængde fosfor på ca. 11.500 tons, der årligt tilledes de kommunale spildevandsanlæg med byspildevandet, hydrører godt 3.000 tons eller ca. 25% fra tøj- og maskinopvaskemidlers indhold af fosfat, jfr. oplysninger fra Brancheforeningen for sæbe-, parfumeri-, toilet- og kemisk-tekniske artikler. Af disse 3.000 tons stammer hovedparten, nemlig ca. 2.800 tons fra tøjvaskemidler.

På denne baggrund skal det i det følgende vurderes, hvorvidt en reduktion – eller en total fjernelse – af fosforindholdet i tøjvaskemidler kan udgøre et hensigtsmæssigt alternativ eller supplement til fosforfjernelse på de kommunale spildevandsanlæg.

Fosfater har en lang række positive effekter i vaskemidler. Det drejer sig især om følgende:

- Nedsætter vandets hårdhed
- Øger sæbernes vaskeevne
- Tilfører vaskevandet alkalinitet (det modsatte af surhed), hvorved et konstant pH holdes.
- Binder tungmetaller, f.eks. jern, således at misfarvning af tøj undgås
- Holder frigjort snavs svævende i vaskevandet.

Fjernes fosfor fra vaskemidlerne vil vaske kvaliteten gå ned, og der vil ske kalkaflejringer i tøj og vaskemaskiner. Levetiden af såvel tøj som vaskemaskiner vil hermed forringes.

En reduktion af fosfatindholdet i vaskemidler kan enten ske ved direkte at fastsætte en maksimal tilladt koncentration af fosfat i vaskemidler eller ved at belægge fosfat til vaskemidlerne med en afgift. Bl.a. af pris- og konkurrencemæssige årsager er fosfatindholdet i vaskemidler i Danmark så lavt, at det må vurderes, at en yderligere nedsættelse af det vil gå alvorligt ud over vaskemidlernes vaskeevne.

Der eksisterer i dag en række alternativer til fosfattsætningen til vaskemidler. Således har man i en række lande forsøgt at erstatte fosfat med bl.a. NTA (natrium-tri eddikesyre) og Zeolitt.

NTA er i stand til som fosfater at reducere hårdheden, men undersøger ikke i samme omfang vaskeeffekten.

NTA har imidlertid været genstand for meget omfattende toksikologiske vurderinger. Stoffet var frigivet i USA sidst i tresserne, men blev i 1970 trukket tilbage af sundhedsmyndighederne på grund af kræftisiko og manglende bionedbrydelighed. Siden er gennemført en lang række undersøgelser i mange lande. I 1980 blev stoffet igen frigivet i USA, men må ikke anvendes i håndsæbe, shampoo og lignende. I november 1982 har miljømyndighederne i staten New York søgt at få forbudt stoffet i denne stat af hensyn til drikkevandet.

Det kan yderligere tilføjes, at selv om NTA erstatter fosfat i vaskemidler, vil der stadig være fosfat i spildevandet. NTA har yderligere den egenskab, at det vanskeliggør fosforfældning på rensningsanlæggene.

Selv om stoffet nu igennem 15 år er blevet anvendt i en række lande, må det konkluderes, at NTA stadig er et omstridt stof.

Zeolitt er et uorganisk stof, som anvendes som erstatning for vaskemiddelfosfater i Tyskland og Holland. Zeolitt kan reducere vandets hårdhed, men har ellers ingen vaskeaktive egenskaber. Stoffet opløses ikke i vand, hvorfor det i større mængder vil virke slidende på tøjet under vasken.

Ved vurderingen af mulighederne for at erstattet fosfaterne i vaskemidler med andre stoffer, bør det generelle forhold indgå, at fosfor i forvejen indgår i det økologiske kredsløb.

En anden mulighed er at forsyne vaskemaskinerne med et ionbytter-anlæg. Et sådant anlæg vil kunne erstatte fosfaternes blødgørende effekt, men vil ikke direkte påvirke vaskeeffekten i gunstig retning. Endvidere vil installationen af et ion-bytter-anlæg nødvendiggøre en udskiftning af vaskemaskineparken.

Der eksisterer således en række problemer omkring mulighederne for at finde hensigtsmæssige erstatninger for fosfaternes vaskeevne.

Hertil kommer, at fjernelsen af fosfat fra vaskemidler til være et utilstrækkeligt tiltag til alene at hindre algevækst i søer, snævre fjorde og andre lukkede vandområder. Det vil derfor alligevel i en lang række tilfælde være nødvendigt at etablere fosforfjernelse på kommunale spildevands-anlæg. På denne baggrund må det konkluderes, at med det nuværende fosfatindhold i vaskemidler i Danmark og med de erstatningsmuligheder for fosfatindholdet, der er til stede i øjeblikket, så forekommer indgreb overfor indholdet i vaskemidler ikke hensigtsmæssigt på nuværende tidspunkt.

6.4.4. Spredt bebyggelse m.v.

I 4.3.2 er udledningen af spildevand fra ejendomme uden for byområderne beskrevet. Det omfatter bl.a. sommerhusområder, mindre landsbyer og spredt bebyggelse.

Afledningen af spildevand fra disse områder sker på mange forskellige måder. Afledningsformen er dels historisk betinget, dels betinget af jordbunds- og drænforhold. Det fremgår endvidere af de foregående afsnit, at afledningen lokalt – f.eks. ved udledning til vandløb – kan skabe problemer.

Hvis anlæggene ikke fungerer miljømæssigt forsvarligt, kan myndighederne påbyde, at der foretages nødvendige forbedringer eller fornyelser af anlæggene.

Der findes en del muligheder for at reducere udledningerne, f.eks. grus-filtre, biologiske minirenseanlæg, sivedræn. Hvilken foranstaltning, der er mest hensigtsmæssig, afhænger af det konkrete problem. Et generelt problem er dog ofte, at septiktanke ikke fungerer efter hensigten. Visse typer septiktanke fungerer, hvis de ikke tømmes regelmæssigt, som gennemløbsbrønde, hvorved rensningseffekten er meget ringe. En tvungen tømningsordning kunne afhjælpe dette problem.

6.4.5. Industri (direkte udledninger)

Industrispildevand adskiller sig fra almindeligt husspildevand ved en ret uensartet sammensætning og med store forskelle fra industri til industri.

Dette gør det vanskeligt at opstille generelle retningslinier for rensning af industrispildevand.

Det er dog kendetegnende for dansk industri, at hovedparten er små eller mindre industrier med et forholdsvis uproblematisk spildevand, som uden videre kan ledes til de kommunale rensningsanlæg eller renses ved traditionelle metoder.

Industrispildevand kan groft opdeles i to hovedgrupper:

- Vand med et indhold af forurenende stoffer (hovedsagelig organisk stof), som kan gennemgå en biologisk rensning.
- Vand med et indhold af forurenende stoffer, der kun vanskeligt eller slet ikke fjernes ved traditionel rensning enten på grund af toksiske stoffer eller en kompleks sammensætning af spildevandet.

Langt de fleste industrier herhjemme tilhører som nævnt den første gruppe og volder ikke de store problemer renseteknisk.

Der er dog i denne gruppe en række industrier med et stort indhold af organisk stof og/eller en spildevandssammensætning, som giver visse problemer i forbindelse med en biologisk rensning.

Hele den 1. gruppe omfatter følgende industrier:

Fiskeindustri
Grøntkonserves
Mejerier
Slakterier
Sukkerfabrikker
Celluloseindustri

Indenfor gruppen af industrier med udledning af spildevand, hvor traditionel biologisk rensning ikke umiddelbart kan anvendes, drejer det sig især om:

Medicinalindustri
Kunstgødningsfabrikker
Plantebeskyttelsesmiddelproduktion
Halvlederindustri

En række virksomheder med en meget stor udledning af kvælstof og fosfor befinder sig i denne gruppe.

I rapport fra I. Krüger A/S: »Direkte udledninger af industrispildevand« (1984), gennemgås en række rensningsmuligheder for industrispildevand. Der anvendes således et bredt spektrum af rensningsmetoder i dansk industri, såvel mekanisk-biologiske metoder som fysisk/kemiske, hvorved man kan nedbringe udledningerne af NPO mere eller mindre. Hvor langt man skal gå i rensning, bestemmes dels af økonomien, dels af de krav, myndighederne stiller af hensyn til recipienten. Begrænsningerne findes kun i mindre grad i de teknologiske muligheder.

Man har derfor forudsat, at der anvendes kendt og tilgængelig rensningsteknologi, og gennemført en beregning af omkostningerne for indu-

strien ved at nedbringe udledningerne af NPO yderligere. Beregningerne gennemgås nedenfor.

Omkostninger ved rensningsforanstaltninger til et fast niveau

I ovennævnte rapport er der ved skønnede beregninger angivet omkostninger ved en ekstra rensning af industrispildevandet, således at rensningen indenfor hver branche udgør:

BI₅ 90%
T-N 80%
T-P 90%

Forudsætningerne for beregningerne er følgende:

- Kendt og traditionel rensning, det vil sige, at der fortrinsvis er benyttet processer, som er afprøvet indenfor hver branche, således er anaerob spildevandsbehandling ikke medtaget.
- Investeringen er delt i to grupper:
 - selve renseanlægget (skønnet udfra enhedspriser),
 - investeringer i kloakker, havledninger, jordkøb, interne omlægninger (skønnet udfra praktiske erfaringer),
- Alle beløb er opgivet pr. 1.1.1984.

Det er selvsagt, at de angivne beløb kun giver et groft skøn over omkostningerne, idet en lang række forhold kan og vil påvirke omkostningerne for et endeligt renseanlæg.

I opgørelsen er lufthavne og havne ikke medtaget, da det er meget vanskeligt at angive omkostningerne, specielt da der ikke foreligger nogen opgørelse over forureningsmængder o.l. Endvidere er tal for Superfoss og Dansk-Norsk Kvælstof ikke med i opgørelsen.

Beregningerne viser følgende:

- En rensning til angivet niveau vil koste ca. 2 mia kr. i investering og ca. 150 mio kr. i årlige driftsudgifter.
- Ved rensning vil belastningen N, P og O blive reduceret med ca. 80% og målt i p.e. fra ca. 3,5 mio til 0,6 mio.
- De virksomhedsbrancher, som betyder mest, er
 - Sukkerfabrikker
 - Cellulose og papirindustri
 - Fiskeindustri

Disse tre brancher er absolut dominerende og lægger beslag på 1,5 mia kr. af de ialt 2,0 mia kr.

For sukkerfabrikker skal det påpeges, at der siden midten af 70'erne er foretaget meget store investeringer i interne omlægninger og renseanlæg. Dette har medført en reduktion på ca. 75% i forhold til oprindeligt.

Af tabel 6.4.6 fremgår investeringer og driftsudgifter for rensning af BI₅, N og P.

I de angivne driftsudgifter er ikke medregnet evt. nyttiggørelse eller genvinding af produkter, som indvindes ved en rensning. Ej heller er driftsbesparelser i form af vand, energi og råvarer ved omlægning af interne processer medregnet. I mange tilfælde har det vist sig, at en nøje gennemgang af en virksomheds produktion, før der etableres renseanlæg, har medført

Tabel 6.4.6. Investerings- og driftsudgifter ved øget rensning.

	Invest. mio kr.	Driftsudgifter mio kr./år
BI ₅	1.200	100
T-N	600	15
T-P	200	35
	2.000	150

Tabel 6.4.7. Reduktioner for BI₅, N og P.

	Nuværende	Udledning i kg/d Efter rensning	procent
BI ₅	225.000	35.000	84
T-N	14.500	3.100	79
T-P	5.500	600	89
P.E.	3.500.000	600.000	84

besparelser i vand, energi og råvarer, i enkelte tilfælde er fundet besparelser på op mod 25%.

For investeringerne har erfaringer vist, at det, der ofres på interne procesomlægninger, modsvarer mindre investeringer i renseanlæg, således at den samlede investering ikke ændres.

Det er som nævnt grove skøn, som er lagt til grund for vurderingen af investeringer og driftsudgifter, og kun en nøje kalkulation for hver enkelt virksomhed vil give de rigtige værdier, men det er opfattelsen, at de givne værdier er rimeligt gode som retningsgivende værdier.

De valgte mål for rensning (BI₅: 90%, N: 80% og P: 90%) er mulige med kendt teknik, men selvfølgelig ikke relevante i alle tilfælde. Dels må man tage udgangspunkt i recipientkvalitetsplanlægningen ved den konkrete beslutning om, hvilket niveau, som skal overholdes, dels vil der ikke uden videre kunne gribes ind overfor virksomheder, som er godkendt i henhold til miljøbeskyttelseslovens kap. 5, og som overholder vilkårene i denne godkendelse. En højere rensning end nævnt i forudsætningerne vil kræve betydeligt større investeringer, idet der i så tilfælde skal bruges mere avanceret renseteknik.

Det skal påpeges, at en kvælstoffjernelse ved biologiske metoder kun kan foregå ved en samtidig høj rensning overfor BI₅. Således vil investeringer til en kvælstoffjernelse alene udgøre ca. 1,8 milliarder kr. og driftsudgiften vil være ca. 115 millioner kr./år.

Såfremt der kun ønskes en fosforfjernelse, kan dette foregå enten ved en mekanisk rensning og så kemisk fældning eller samtidig med en biologisk behandling.

Investeringerne og driftsudgifterne i de to tilfælde vil udgøre følgende:

- Biologisk rensning og kemisk fældning, investering ca. 1,4 mia kr. og driftsudgifter ca. 135 mio kr./år.
- For en mekanisk rensning og kemisk fældning vil investeringerne udgøre ca. 1,0 mia kr. og driftsudgifter ca. 150 mio kr./år, men det skal påpeges, at rensningen overfor BI_5 i dette tilfælde kun vil være ca. 50%.

Ovenstående angivelser må kun betragtes som et groft estimat, idet forholdene indenfor de enkelte brancher kan forrykke billedet.

6.4.6. Vurdering af behovet for foranstaltninger til begrænsning af udslip af NPO med spildevand

Sammenholder man oplysningerne om vandkvaliteten og udledningerne af spildevand samt muligheder og omkostninger ved øget rensning, vil man kunne skitsere et sæt af foranstaltninger, som vil give en rimelig effekt på vandkvaliteten uden at kræve flere omkostninger i anlæg og drift end nødvendigt.

Af hensyn til kvaliteten i *vandløb og søer*, bør udledningen af spildevand generelt renses bedre for NPO. Mængden af spildevand, som udledes uden at være rensset bør således begrænses. Endvidere er det centralt for vandkvaliteten, at eksisterende udledningstilladelser håndhæves. Oplysningerne om vandkvaliteten i vandløb og søer fra det amtskommunale tilsyn giver ikke grundlag for detaljerede overvejelser omkring hvilke områder af landet, som er mest belastede.

Hensynet til *vandløbene* kræver en yderligere begrænsning af udledningen af organisk stof (BI_5), mens hensynet til *søerne* primært kræver reduktioner i de udledte mængder P.

En reduktion af udledningerne af BI_5 til de ferske recipienter (a + b) til et niveau på 12 mg/l overalt i landet vil koste ca. 1 milliard i investeringer på de kommunale rensningsanlæg og øge driftsomkostningerne på anlæggene med ca. 64 mio kr. pr. år. Industrien udleder kun ganske små mængder BI_5 til ferske recipienter. Det er ikke opgjort, hvad det vil koste industrien at overholde en grænse på 12 mg/l.

Regneeksemplet viser et maksimalniveau. Konkret stillingtagen til rensningsniveauet tages af amtsrådene på baggrund af recipientkvalitetsplanlægningen.

En reduktion af BI_5 til det angivne niveau vil som afledt effekt få en reduktion af udledningen af N på ca. 10%, men den vil ikke have nævneværdig indflydelse på udledningen af P.

Stiller man krav om en udslipsgrænse for P på 1 mg/l ved udledning til alle recipienter, vil det koste ca. 450 mio kr. i anlæg og 200 mio kr. i øgede årlige driftsomkostninger på rensningsanlæggene.

Ved denne foranstaltning overfor P opnår man samtidig en gennemsnitlig reduktion af BI_5 -tallet på 50%. Dette vil til mange recipienter give en mærkbar forbedring, mens en række andre recipienter vil have behov for supplerende rensning for organisk stof eller kvælstof. Konkret stillingtagen må ske på grundlag af recipientkvalitetsplanlægningen.

Disse foranstaltninger skal vurderes i sammenhæng med, at de nødvendige foranstaltninger til begrænsning af ulovlige udledninger fra landbruget sættes i værk, samt at landbrugets arealbelastning med NPO begrænses. Samtidig bør belastningen af vandløbene med spildevand fra spredt bebyggelse, sommerhusområder m.v. nedbringes. Det kan ske ved, at der i øget grad etableres tvungne tømningsordninger for de mange septiktanke eller indførelse af andre systemer, som sikrer etablering og rimelig funktion af sådanne anlæg.

Af hensyn til grundvandet, bør der stadig ske en nøje vurdering af, hvilke områder der kan bortskaffe sit spildevand ved nedsivning eller udspøjtning. Udspøjtningen af spildevand bør holdes på et lavt niveau.

Vurderer man spildevandets effekter på vandkvaliteten i vore *kystnære marine områder* kan der ligeledes være behov for skærpede udledningskrav. Det vil i relation til de kystnære områder være muligt at pege på områder, hvor en indsats er nødvendigt hurtig, mens andre opmråder kan prioriteres lavere.

Der er således umiddelbart mest behov for foranstaltninger overfor spildevandet i afstrømningsområderne til en række af vore lukkede fjorde og bugter.

Det fremgår af de foregående kapitler, at der er en sammenhæng mellem spildevandsudledninger og vandkvalitet i en række lukkede fjorde og bugter. Sammenhængen er dog ikke éntydig, hvilket er udtryk for at flere andre kilder til forurening påvirker vandkvaliteten.

I en række afstrømningsområder vil forbedring af vandkvaliteten kræve øget rensning for *både N og P*. Det gælder:

- | | | |
|------|------------------------|--------------------------------------|
| 7.04 | Limfjorden, | (kommunalt- og industri spildevand) |
| 7.03 | Mariager/Randers Fjord | (hovedsagelig – kommunal spildevand) |
| 7.17 | Horsens Fjord | |
| 6.12 | Kolding Fjord | (kommunalt- og industri spildevand) |
| 6.10 | Flensborg Fjord | |
| 6.15 | Odense Fjord | (hovedsagelig kommunalt spildevand). |

I disse områder vil indgreb også overfor andre kilder til udledning af N og P være vigtige, idet områdernes forringede vandkvalitet ikke alene kan forklares med udledning af spildevand.

I en række andre områder vil forbedringer kunne opnås ved primært at begrænse udledningen af N. Det gælder:

- | | |
|-----------|--|
| 7.1 | Roskilde/Holbæk Fjord, Bramsnæs vig, |
| | (hovedsagelig kommunalt spildevand). |
| 6.06 | Guldborgsund, (hovedsagelig kommunalt spildevand). |
| 5.02 | Præstø Fjord. |
| 6.12 | Haderslev Fjord, (kommunalt- og industri spildevand) |
| 6.17-6.18 | Norsminde Fjord. |

I disse områder er udledningen fra andre kilder end spildevand relativt små, og en forbedring vil kunne opnås gennem foranstaltninger overfor N i spildevandsudledningerne.

Endelig vil forbedringer i Ringkjøbing Fjord umiddelbart kunne opnås ved rensning for P i spildevandet i afstrømningsområdet 9.02. En forbedring på længere sigt vil formentlig også kræve en yderligere rensning af udledningerne for N.

Det skal bemærkes, at den konkrete stillingtagen til, hvilket rensningsniveau, som bør opnås, foretages af amtsrådene på grundlag af recipientkvalitetsplanlægningen.

En beregning af omkostningerne ved gennemførelse af øgede rensningsforanstaltninger i de afstrømningsområder, som er anført foranstående, kan kun gennemføres meningsfuldt efter en nærmere vurdering af rensningsanlæggenes placering og konkrete udledninger til recipienttyper.

Det antages, at spildevandets indhold af iltforbrugende organisk stof ikke samlet set har så stor betydning for vandkvaliteten i *kystvandene*, at der er behov for at foreslå yderligere rensningsforanstaltninger overfor dette. I visse områder kan det måske være aktuelt, men afgørelsen herom må træffes ud fra lokale recipientvurderinger, som led i recipientkvalitetsplanlægningen.

Sammenfattende vil der således være behov for følgende foranstaltninger overfor udledningerne af spildevand til sikring af de nødvendige forbedringer og forebyggelse af forværringer af vandkvaliteten.

**Kommunale
rensnings-
anlæg**

- (1) Givne udledningstilladelser bør håndhæves.
- (2) Alle udledninger af spildevand bør renses.
- (3) På mange rensningsanlæg er der behov for bedre rensning for NPO til forskellige recipienter i henhold til recipientkvalitetsplanerne.

I de foregående afsnit er der opstillet regneeksempler, som viser omkostningerne ved forbedringer af rensningen til udvalgte niveauer. En præcis angivelse vil kræve en nærmere analyse af nødvendige forbedringer på de enkelte anlæg. Det skønnes på baggrund af regneeksemplerne, at det maksimale niveau for investeringerne i anlæg til forbedringer på rensningsanlæggene er 3 mia kr. med følgende forøgede driftsomkostninger på 250 mio kr. pr. år. Beslutningerne om gennemførelse af disse forbedringer træffes af amtsrådene på basis af recipientkvalitetsplanlægningen.

**Industri-
spildevand**

Det vil i mange områder af landet være nødvendigt at gennemføre forbedringer af rensningen af industrispildevand af samme grad som for det kommunale spildevand. Ifølge de tidligere refererede regneeksempler, vil det koste i størrelsesordenen 2 mia kr. i anlægsomkostninger og øgede årlige driftsomkostninger på ca. 150 mio kr. Ligesom for det kommunale spildevand, må det konkrete rensningsniveau for industrispildevand fastlægges af amtsrådene på baggrund af recipientkvalitetsplanlægningen og under hensyn til allerede givne udledningstilladelser. Det må således forventes, at regneeksemplerne angiver et maksimumsniveau for investeringer og øgede driftsomkostninger.

Endvidere bør udsprøjtningen af industrispildevand begrænses og spildevandet i stedet ledes til et kommunalt spildevandsanlæg.

**Andre typer
spildevand**

Tvungen tømningsordning for septiktanke bør indføres. Omkostningerne herfor bæres af husejerne.

6.5. Luftdeposition

6.5.1. Sammenfatning af NPO-belastningen via luften

Det fremgår af kapitel 4.4, at landbruget er den største emittent af N til luften, ca. 100.000 tons pr. år. Denne emission stammer fra fordampning af ammoniak fra naturgødning.

Andre store emittenter er kraftværkerne (37.100 tons) trafikken (27.800 tons) og industrien (10.600 tons).

Landbrugets bidrag til depositionen af kvælstof via luften menes at være større end bidraget til depositionen fra andre kilder.

Danske kilder bidrager relativt mere til depositionen af N som ammonium-kvælstof, end danske kilde bidrager til depositionen af N som NO_x . For NO_x bidrager danske kilder med 11–18%.

Den samlede deposition af N er beregnet til ca. 20 kg N pr. ha som gennemsnit for landet og de omliggende vandområder.

6.5.2. Landbruget

Inden for landbrugsministeriets eget forsknings- og udviklingsarbejde søger man fortsat at finde metoder til at nedbringe fordampningstabet fra naturgødning. Udgangspunktet har været ønsket om en bedre og mere økonomisk udnyttelse af naturgødning.

Flere af de foranstaltninger, som er omtalt i afsnit 6.2, vil også påvirke fordampningstabet fra opbevaring og udbringning af naturgødning. Særligt kan der peges på forbud mod udbringning på frosne og snedækkede arealer, afgifter på handelsgødning samt forbedrede opbevaringsfaciliteter. Endvidere bør der peges på at man gennem oplysning og information bør sikre at landmanden nedbringer gødningen hurtigst muligt efter udbringningen. Et krav om dette i f.eks. miljøreglementet kan tænkes som supplerende virkemiddel, men det vil være vanskeligt at følge op med den fornødne kontrol.

Udviklingsarbejdet henimod mere effektive og økonomiske metoder til opbevaring og nedbringning af naturgødning bør fremmes mest muligt.

6.5.3. Kraftværker

Kraftværkerne udgør den næststørste gruppe af emittenter af N via udslippene af NO_x fra forbrændingen af fossile brændstoffer.

Det af miljøstyrelsen nedsatte forsursudvalg har i sine rapporter behandlet emission og deposition af SO_2 og NO_x udførligt.

Forsursudvalget mente på grundlag af den foreliggende viden, at

NO_x-emissionen måtte anses for mindre bekymrende end SO₂-emissionen. Man valgte derfor at foreslå virkemidler vedr. NO_x-emissionen, som i årene frem til år 1990 holder emissionen på 1980-niveauet og betyder en lille reduktion af dette niveau frem til år 2000. Ifølge forsursudvalget ville dette koste ca. 500 mio kr. frem til år 2000 og betyde en stigning i elprisen på ca. 0,3 øre/KWH. I den politiske behandling, som forslagene fra forsursudvalget undergik i foråret 1984, besluttede man at de foreslåede foranstaltninger skal gennemføres. Miljøministeren tilkendegav yderligere overfor folketinget, at han ville følge forsursudvalgets rapport op angående NO_x og fremlægge grundlag for stillingtagen til en yderligere begrænsning af NO_x-emissionerne fra kraftværkerne. Arbejdet vedrørende dette er sat igang af miljøstyrelsen i samarbejde med kraftværkerne.

I afsnit 4.4 konstateredes det, at danske kilder til NO_x-udslip har ansvaret for 11-18% af depositionen af N fra NO_x her i landet.

NO_x-problemerne behandles, ligesom problemerne med SO₂ derfor også internationalt, bl.a. i ECE-konventionen om grænseoverskridende luftforurening. Den danske holdning i dette konventionsarbejde indebærer bl.a. kravet om at NO_x-problemerne bringes ind i arbejdet på samme måde som SO₂. Der er enighed om dette mellem de nordiske lande og en voksende forståelse hos en stor gruppe af andre lande.

6.5.4. Trafikken

Udslippene af NO_x fra specielt biltrafikken viser en stigende tendens og yder et ikke usædvanligt bidrag til belastningen af luften med N.

NO_x fra biler anses i almindelighed for at være et luftkvalitets problem i vore byområder, men det kan ikke udelukkes, at bilerne også bidrager til forureningen og belastningen af landbrugsarealer med N.

Af disse grunde arbejdes der på at gennemføre emissionskrav til bilerne, som indebærer væsentlige begrænsninger af NO_x-emissionen. Disse krav må gennemføres i nært samarbejde med andre europæiske lande. Specielt vil Danmark være afhængig af udviklingen i EF, ligesom vi har mulighed for at påvirke udviklingen herigennem.

Den teknologi, som er kommercielt tilgængelig og som har den største effekt på emissionerne er katalysatorrensning, hvilket forudsætter anvendelse af blyfri benzin.

I maj 1984 fremkom EF-kommissionen således med et forslag, som indebærer indførelse af blyfri benzin og emissionsgrænser svarende til de, der gælder i USA i dag, hvor man anvender katalysatorrensning. Tidsfristen for indførelse af disse emissionsgrænser ligger dog så langt fremme i tiden (1995), at forslaget af denne grund er mindre tilfredsstillende. Bl.a. strider forslaget på dette punkt mod en nordisk aftale om at indføre USA-kravene »hurtigst muligt«.

Indførelse af disse emissionskrav til bilerne i Europa vil nedsætte emissionen af NO_x fra trafikken med omkring 80%. Bilerne vil under de nuværende teknologiske omstændigheder blive i størrelsesorden 3.000 kr. dyrere og driftsomkostningerne stige i størrelsesorden 250 kr. pr. år.

Emissionskravene i EF-kommissionens forslag følges ikke af krav til anvendelse af en bestemt teknologi, hvilket sikrer mulighederne for teknolo-

gisk udvikling og økonomisering på lidt længere sigt.

Effekten af emissionskravene bliver primært et bedre bymiljø. Det er ikke muligt at kvantificere effekten på arealbelastningen med N, men det forekommer rimeligt at forvente en vis effekt, specielt når begrænsningerne kommer til at gælde i store dele af Europa.

6.5.5. Industri

Industrien bidrager til depositionen af N via luften dels med emissioner fra energiforbrug dels direkte emissioner fra produktionen.

Udslippene fra industrien er underkastet kontrollen med særligt forurenende virksomheder og vil som regel kun have lokal betydning. Mængderne er små sammenlignet med udslippene fra andre emittenter. Der skønnes således ikke at være behov for indgreb overfor enkelte industrier på luftsiden ud fra problemstillingen i NPO-redegørelsen.

Indgreb overfor NO_x fra industriens energiforbrug (afbrænding af fossile brændstoffer) kunne tænkes at ske efter samme retningslinier som for kraftværker. Det må under alle omstændigheder forudsættes at udslipsgrænsen for NO_x på 400 mg/MJ som årsmiddel også må overholdes af industrien, ligesom de kommende års regulerede grænse ligeledes må gøres gældende overfor industrien.

6.5.6. Forskning og udvikling

De kommende års FoU-arbejde må primært knyttes til en klarlæggelse af kvælstofdepositionen fra luften og den betydning denne deposition har for miljøet – forsuren, belastningen med næringssalte, korrosion osv.

Dernæst må der drives FoU vedr. emissionsbegrænsninger i alle de nævnte sektorer:

- (1) Landbruget – lagring og udbringning af naturgødning
- (2) Kraftværkerne – industrier: styring af forbrændingsprocesser og produktion, således at udslip af NO_x minimeres.
- (3) Biler – motorteknologi og renseteknologi.

6.6. Havtransport

Belastningen af de marine områder kommer fra land, atmosfære og de tilstødende havområder, og det blev i kapitel 5 vurderet, at for kystvandene vil en lokal indsats have en befordrende virkning på vandkvaliteten.

For de åbne indre havområders vedkommende viste modelberegninger, jfr. afsnit 5.4.2, at en halvering af belastningen fra henholdsvis de tilstødende havområder, atmosfæren og fra Danmark og Sverige ville kunne nedsætte planteplanktonets produktion med henholdsvis 25%, 1% og 7%.

En væsentlig formindskelse af belastningen af de åbne danske havområder med næringssalte vil følgelig kræve en bredere indsats.

Man må her tænke på, at det ikke blot er kyststaterne, men hele Central-

europa, der afvander til disse have. Fra dansk side bør den nationale indsats for begrænsning af næringssaltudledningerne suppleres med en aktiv indsats i international sammenhæng – i de internationale havkonventioner og i det europæiske fællesskab – for at fremme begrænsningen af næringssaltudledningerne fra alle lande, der bidrager til belastningen af vore have.

De internationale havkonventioner, som specielt er aktuelle i denne forbindelse, er Østersø- og Pariskonventionen.

Begge konventioner søger at begrænse landbaseret havforurening, dels i Østersøområdet (inkl. Bælthavet og Kattegat), og dels i det Nordatlantiske område (inkl. Nordsøen og Kattegat). Østersøkonventionen indeholder allerede de nødvendige bestemmelser med hensyn til regulering af næringssalt-tilførsler, mens en regulering efter Pariskonventionen vil kræve en Annex-ændring.

Der foregår allerede en del arbejde i Østersøkonventionens regie: monitoring, belastningsopgørelser, evalueringer, forslag til begrænsning af udledninger fra rensningsanlæg m.v.

I modsætning hertil er problemet først for nyligt blevet rejst i Pariskonventionen og er for nærværende kun i en begyndelsesfase. Problemstillingen vil for alvor blive taget op på det kommende teknisk-videnskabelige arbejdsgruppemøde i marts 1985.

I den forbindelse skal der peges på den kommende Nordsøkonference, som vil pålægge bl.a. Pariskommissionen at intensivere arbejdet med næringssalte/eutrofieringsproblematikken.

Bilag 1

Indhold af organisk stof (BI₅), total-kvælstof (TN), ammoniak (NH₃) og total-fosfor (TP) i en række landbrugsudledninger og i byspildevand.

mg/l:	BI ₅	TN	NH ₃	TP
Svinealje	5.000	3.500	3.000	200
Kvægalje	20.000	6.500	3.500	100
Ensilagesaft	20.000 2.000-43.000	1.000	300	150
Møddingvand	20.000	3.000	2.000	300
Urenset byspildevand	300	30-50		10-15
Overkoncentration i forhold til alm. spildevand				
	100	100		30

BI₅værdier for en række vandtyper og udledninger

Type		BI ₅ (mg/l)
Indu- stri- er	Afløb fra mejerier	150- 1.500
	Afløb fra destruktionsanst	2.000- 3.000
	Saft-afl. fra kartoffelmelfab.	3.000- 4.000
Land- brugs- ejen- dom- me	Møddingvand	ca. 20.000
	Svineajle	ca. 5.000
	Kvægajle	ca. 20.000
	Svinegylle	26.000-60.000
	Kvæggylle	ca. 30.000
	Ensilagesaft	2.000-66.000
Vand- løbs- vand	F°-I (uforurenet)	0- ½
	F°-II (noget forurenet)	2- 4
	F°-III (ret stærkt forurenet)	7-13
	F°-IV (stærkt forurenet)	22
Biologisk rensed byspildevand		20-30

Kilder:

Dam Kofoed, A. (1982): Gylle i marken.

Foredrag på seminar om »Håndtering og anvendelse af gylle«, Tune Landbrugsskole 20. – 22. december 1982 og materiale hertil.

Madsen, B. L. (1978): Udladninger af ensilagesaft og ajle. Uacceptable skadevoldere i vandløb. Ugeskrift for Agron., Hort., Forst. og Lic. 1978 nr. 112, p. 9–10.

Odense Kommunes Laboratorium (1974): Påvisning af forurening med ensilagesaft og ajle. Medl. bl. f. Den danske Dyrlægeforening, 57. årgang, p. 520.

Storstrøms amtskommune & Lolland-Falsters Landboforening (1977): Ensileringsforsøg 1976–1977. Notat fra Storstrøms Amtskommunes Miljø- og Vandinspektorat, november 1977, 3 pp.

Beregnete gårdbidrag med naturgødningskvælstof i udvalgte vandløbsoplande.

Opland	Oplands areal ha	ST = Samlet transport i vandløbet kg N/år	Areal bidrag kg N/år	Beregnet gård- bidrag kg N/år	NGP = Naturgødn. produktion i opland t N/år	Gård- bidrag i % af NGP	Gård- bidrag i % af ST
I: Midtjysk moræneområde	170	3.264	2.550	714	35,6	2,0	21,9
II: Enkelt drænsystem heri	19	925	285	685	18,8	3,6	74,1
III: Midtjysk hedesletteområde	ca. 80	4.160	1.200– 3.200*	2.960– 960*	7,6	38,9 12,6	71,1 23,1
IV: Østjysk moræneområde	2	135	30*	105	3,3	3,2	77,8

* skøn baseret på erfaringstal.

Kilde: Miljøstyrelsen, landbrugskontoret: Udledninger af næringssalte og organisk stof fra landbrugsejendomme med husdyrhold – såkaldte gårdbidrag. Notat af 4. juni 1983.

N-udvaskningsmodellen**1. Indledning**

I det følgende skal der gøres nærmere rede for N-udvaskningsmodellens opbygning og forudsætninger.

Udvaskningen afhænger af nogle fysiske faktorer, bl.a. klima- og jordbundsforhold samt driftstekniske faktorer som afgrødevald og kvælstoftilførsel. Af bl.a. tidsmæssige årsager var det kun muligt at inddrage et begrænset antal parametre i modellen, nemlig kvælstoftilførsel, såvel i form af handelsgødning som naturgødning, afgrødefordeling, jordbundsforhold og den i forhold hertil gennemsnitlige kvælstofudvaskning, konstateret gennem forsøg. Derudover indgik gennemsnitstal for afgrødernes optimale kvælstoftilførsel. For bedst muligt at udjævne udsving fra de gennemsnitlige tal for optimal kvælstoftilførsel og kvælstofudvaskning, blev beregningerne udført for hvert af årene 1978–82, og resultaterne opgjort som et gennemsnit af disse 5. år.

2. Modelberegningernes hovedprincip

Det er beregningernes hovedprincip – på baggrund af Danmarks Statistiks data og ved hjælp af Højer og Askovs forsøgsstationers opgørelser over udvaskning, afgrødernes optimale N-behov samt gødningsanalyser – først at beregne tilført mængde kvælstof både i form af naturgødning og handelsgødning til de enkelte afgrøder indenfor hver belastningsgruppe i hver kommune og derefter – ved sammenligning med resultater af udvaskningsforsøg – beregne udvaskningen for hver afgrøde, jordtype og belastningsgruppe i hver kommune. Dette summeres for hver kommune, og kommunernes gennemsnitlige kvælstoftilførsel og kvælstofudvaskning pr. ha beregnes. Endvidere beregnes gennemsnit for hvert amt. Dette gøres for hvert af årene 1978–82, og sluttelig udregnes gennemsnittet herfra.

3. Det statistiske grundlag for beregningerne

De til beregningerne nødvendige statistikker og andre data er leveret af Danmarks Statistik, Højer Forsøgsstation, Askov Forsøgsstation og Landbrugsministeriet, Arealdatakontoret.

Fra Danmarks Statistik er indhentet oplysninger om afgrødefordeling og husdyrbestand. For at få detaljeret beregnings- og vurderingsgrundlag blev bedrifterne i hver kommune delt op i 9 potentielle belastningsgruppe med hensyn til naturgødningskvælstof. Opdelingen foregik på den måde, at Danmarks Statistik for hver bedrift udfra deres husdyrfordeling og Askov Forsøgsstations gødningsanalyser beregnede mængden af gødningsenheder pr. ha og henførte bedriften til en af de grupper, der er anført i tabel 1.

Udover disse grupper var en gruppe uden jordtilliggende overhovedet, men med husdyrhold, det vil sige med en naturgødningsproduktion. I ta-

bel 2 er angivet, hvorledes de enkelte bedrifters husdyrbestand er omregnet til gødningsenheder.

Indenfor hver belastningsgruppe i hver kommune blev desuden opgjort afgrødefordeling. Afgrødefordelingen blev samlet i de følgende 15 grupper: Vintersæd, vårsæd, bælgsæd, kartofler, sukkerroer til fabrik, foderroer, vinterraps, industrifrø, frø til udsæd, lucerne, majs, græs og grøntfoder i omdrift, gartneriprodukter, græs udenfor omdrift, øvrige arealer.

Derudover indgik Danmarks Statistiks opgørelse over solgt mængde handelsgødning indenfor hver amtskommune.

Tabel 1. Belastningsgrupper.

Belastningsgruppe-nr.	GE/ha	kg N/ha
1	0-0,05	0-4
2	0,05-1	4-80
3	1-2	80-160
4	2-2,5	160-200
5	2,5-3	200-240
6	3-4	240-320
7	4-5	320-400
8	5-10	400-800
9	> 10	> 800

Anm.: 1 GE svarer til 80 kg N.

Tabel 2. Produktion af GE i forskellige husdyrgrupper.

Husdyrenhed	Gødningsproduktion (t)		Total N kg/t gødn.	Total N kg	Gødnings- enheder pr. husdyrenhed	Husdyr- enhed pr. GE
	gylle	fast mæg ajle				
fast staldgødning/ajle		11,2	9,0	5,7/4,0	99,8	
I Kvæg, 500 kg						
gylle	21,0		3,8	80	94	1,17
fast staldgødning/ajle		2,0	2,7	6,6/4,8	24	
II Årso						
gylle	4,5		4,1	18,5	22,6	0,28
fast staldgødning/ajle		0,75	1,0	6,6/4,0	9,0	
III Svin over 50 kg						
gylle	1,65		5,4	7,8	8,7	0,11
IV 100 høns over ½ kg		2,44	13,5	32,9	0,41	2,4
V Slagtekyllinger		0,6	23,2	13,9	0,17	5,7
VI 100 sønder		4,0	7,6	30,4	0,38	2,6

Anm.: Ved beregningerne er det forudsat, at ½ af kvæggødningen og ¼ af svinegødningen opbevares som gylle. De forskellige husdyrarter er, hvad angår gødningsproduktion, omregnet til de i tabellen anførte arter. En tilsvarende korrektion er foretaget for ungdyr.

Kilde: Håndbog for driftsplanlægning 1983-84 samt analyser, foretaget af Askov Forsøgsstation 1966-82.

De 15 afgrødetyper indenfor hver af de 9 belastningsgrupper i hver kommune fordeltes på 5 jordbundstyper efter Landsbrugsministeriet, Arealdatakontorets jordklassificering. Denne fremgår af tabel 3. De fem typer er JB-nr. 1-2, 3-4, 5-6, 7-10 og 11-12 (se tabel 3). Afgrøderne fordeltes på jordtyperne, således at jordtypefordelingen på hver afgrøde indenfor hver belastningsgruppe var den samme som for hele kommunen.

Tabel 3. Landbrugsministeriet, Arealdatakontorets jordtypebetegnelse.

Farve- kode	Teksturdefinition for jordtype	Symbol	JB nr.	Vægtprocent				
				Ler under 2 µm	Silt 2-20 µm	Finsand 20-200 µm	Sand, ialt 20-2000 µm	Humus 58,7 % C
1	Grovsandet jord	GR.S	1	0-5	0-20	0-50	75-100	Under 10
2	Finsandet jord	F.S	2			50-100		
3	Grov lerblandet sandjord	GR.L.S	3	5-10	0-25	0-40	65-95	
	Fin lerblandet sandjord	F.L.S.	4			40-95		
4	Grov sandblandet lerjord	GR.S.L.	5	10-15	0-30	0-40	55-90	
	Fin sandblandet lerjord	F.S.L.	6			40-90		
5	Lerjord	L.	7	15-25	0-35		40-85	
6	Sværd lerjord	SV.L.	8	25-45	0-45		10-75	
	Meget svær lerjord	M.SV.L.	9	45-100	0-50		0-55	
	Siltjord	SI.	10	0-50	20-100		0-80	
7	Humus	HU.	11					Over 10
8	Speciel jordtype	SPEC.	12					

Af tabel 4 fremgår de forskellige afgrødetypers optimale kvælstofbehov, som er anvendt i beregningerne. Behovet er opgjort i effektiv N, det vil sige som N, tilført med handelsgødning. En afgrødes optimale kvælstofbehov er påvirket af forskellige faktorer, bl.a. klimatiske, jordbundsmæssige og biologiske faktorer, hvis betydning varierer fra år til år. Der foreligger imidlertid ikke tilstrækkelige oplysninger til at kunne fastsætte optimale kvælstofbehov for de forskellige afgrøder, der tager hensyn til disse faktorer. Tallene i tabel 4, der er skønnet på baggrund af landsforsøgene foretaget i perioden 1978-82 af Askov Forsøgsstation og LEC's EDB-gødningsplanlægning, er således meget usikre, når det gælder om at bestemme det optimale kvælstofbehov på den enkelte lokalitet det enkelte år. Som nævnt i afsnit 1, er det bl.a. på denne baggrund, det er blevet valgt at beregne udvaskningen som gennemsnit for perioden 1978-82. En regionalisering af de optimale kvælstofbehov ville givet forbedre præcisionen af modellens beregningsresultater, specielt på det amts- og primærkommunale niveau.

Modellens beregningsgrundlag, hvad angår kvælstofudvaskningen, omtales i afsnit 5.

Tabel 4. Afgrødernes optimale kvælstofbehov.

Vintersæd	150 kg N/ha
Vårsæd	110 kg N/ha
Bælgsæd	0 kg N/ha
Kartofler	150 kg N/ha
Sukkerroer til fabrik	120 kg N/ha
Foderroer	200 kg N/ha
Vinterraps	200 kg N/ha
Industrifrø	140 kg N/ha
Frø til udsæd	110 kg N/ha
Lucerne	0 kg N/ha
Majs	160 kg N/ha
Græs og grøntfoder i omdrift	325 kg N/ha
Gartneriprodukter	250 kg N/ha
Græs, udenfor omdrift	250 kg N/ha
Øvrige arealer	100 kg N/ha

4. Beregning af kvælstoftilførslen

Kvælstoftilførslen sker i form af naturgødning (NG) og handelsgødning (HG), og til brug for udvaskningsberegninger måtte kvælstofforbruget fra begge gødningsformer fordelt på de enkelte afgrøder opgøres. Statistikken var ikke så udbygget, at den kunne give oplysninger på dette punkt, idet naturgødningsmængden var opgjort samlet pr. belastningsgruppe for hver kommune og solgt handelsgødning opgjort pr. amtskommune. Derfor måtte en fordelingsnøgle for såvel naturgødning som handelsgødning konstrueres.

Først fordeltes kvælstofmængden fra naturgødningen (NG-N). Indenfor hver kommune kendtes for hver belastningsgruppe produktionen af NG-N samt afgrødefordelingen fra Danmarks Statistik. Askov Forsøgsstation har udarbejdet forslag om, at naturgødningen fordeltes på følgende afgrøder i nævnte rækkefølge: Foderroer, fabriksroer, kartofler og majs op til 80% af optimalt behov og derefter vårsæd og græs og grøntfoder i omdrift op til 50% af optimalt effektivt behov.

Fremgangsmåden har derefter været indenfor hver belastningsgruppe i hver kommune først at tildele foderroer så meget NG-N, at 80% af optimalbehovet af kvælstof blev dækket. Var der ikke så meget NG-N i den pågældende belastningsgruppe, at dette kunne opfyldes, blev mængden af NG-N fordelt jævnt på arealet af foderroer. Blev der imidlertid noget NG-N tilovers, tildeltes dernæst fabriksroer op til 80% af N-behovet. Hvis mængden af NG-N efter tildelingen til foderroer ikke rakte til at dække 80% af fabriksroernes N-behov, blev den mængde NG-N, der var tilovers efter tildeling til foderroer, fordelt jævnt på arealet af fabriksroer. Efter samme princip fordeltes dernæst til kartofler til 80% af N-behov, dernæst til majs til 80% af N-behov, dernæst til vårsæd til 50% af N-behov og dernæst til græs og grøntfoder i omdrift til 50% af N-behov.

Hvis man efter ovennævnte fordelingsprincip stadig ikke havde fået for-

delt hele NG-N mængden, fordeltes resten jævnt over hele arealet indenfor belastningsgruppen incl. de afgrøder, som allerede havde fået fordelt NG-N.

Der skulle herefter for naturgødningen vurderes en nytteværdi, det vil sige værdien af N i NG i forhold til værdien af N i handelsgødning. Naturgødningens nytteværdi afhænger stærkt af bl.a. udbringningstidspunkt og udbringningsmetoder, og vil i de fleste tilfælde variere mellem 0,1 og 0,6.

Det var oprindelig tanken, at nytteværdien af naturgødningen skulle fastsættes på baggrund af en spørgeskemaundersøgelse, som Observa gennemførte for miljøstyrelsen i 1984. Undersøgelsen omfattede bl.a. afgrødefordeling, handelsgødningsforbrug og husdyrbestand, og ud fra disse oplysninger samt de ovenfor anførte optimale kvælstofbehov ville det være muligt at estimere naturgødningens nytteværdi ved udtrykket:

$$\frac{\text{N-behov} \div \text{HG-N}}{\text{NG-N}}$$

Det viste sig imidlertid, at undersøgelsens resultater måtte vurderes som værende ikke tilstrækkeligt pålidelige til at danne direkte baggrund for beregningerne i modellen, omend man af undersøgelsens resultater kunne aflæse en klar tendens til, at naturgødningens nytteværdi aftog med »stigende« belastningsgruppe.

I samråd med Askov Forsøgsstation blev naturgødningen herefter fordelt på afgrøderne efter den tidligere nævnte metode med en nytteværdi på 0,4 som udgangspunkt. Dog blev nytteværdien reduceret for de høje belastningsgrupper, således som Observa-undersøgelsen havde antydnet var tilfældet i praksis. Reduktionen blev beregnet ved hjælp af en landsopgørelse af Danmarks Statistiks inddeling af bedrifterne i belastningsgrupper. Indenfor hver belastningsgruppe blev et eventuelt overskud af NG-N opgjort efter at have tildelt rodfrugter og majs op til 80% af optimalt N-behov, vårsæd og græs og grøntfoder i omdrift op til 50% af optimalt N-behov samt resten af afgrøderne op til 25% af optimalt N-behov med en nytteværdi af NG-N på 0,4. I de belastningsgrupper, hvor der i forhold hertil var overskud af NG-N, blev nytteværdien på 0,4 reduceret med faktoren tildelt NG-N/total NG-N. Tabel 5 viser den af ovenstående procedure resulterende nytteværdi eller udnyttelsesfaktor for naturgødningen i de forskellige belastningsgrupper. Disse faktorer er anvendt i modellens beregninger.

Af regnetekniske grunde blev NG-N fra belastningsgruppen uden jordtilliggender fordelt jævnt over hele kommunens landbrugsareal.

Herefter kunne kvælstoftilførslen med handelsgødning til hver afgrødetype indenfor hver belastningsgruppe beregnes som optimalt N-behov minus tilført NG-N (effektiv mængde). Var denne størrelse 0 eller negativ, blev afgrøden ikke tildelt noget handelsgødning. Den fordelte handelsgødningsmængde blev opsummeret for hver amtskommune og sammenlignet med den af Danmarks Statistiks opgjorte solgte mængde handelsgødning. Hvis den solgte mængde afveg fra det beregnede behov, justeredes de i modellen tilførte mængder HG-N til hver afgrøde med faktoren HG-N solgt/beregnet HG-N behov, opgjort på amtsbasis.

Tabel 5. Udnyttelsesfaktorer for naturgødningskvælstoffet.

	Belastningsgruppe GE (80 kg N) pr. ha	Udnyttelsesfaktorer
nr. 1	0 - 0,05	0,4
nr. 2	0,5- 1	0,4
nr. 3	1 - 2	0,4
nr. 4	2 - 2,5	0,4
nr. 5	2,5- 3	0,4
nr. 6	3 - 4	0,389
nr. 7	4 - 5	0,309
nr. 8	4 -10	0,205
nr. 9	> 10	0,052

Det forhold, at handelsgødningsforbruget kun er kendt for amtet og ikke for den enkelte kommune og derfor må fordeles til kommunerne efter den specielle procedure, beskrevet ovenfor, medfører, at der kun vil være en mindre variation i såvel over/undergødskningstallene, som i udvaskningstallene for kommunerne indenfor et amt. Udvasningstallene for kommunerne vil dog også være påvirket af afgrødestruktur og jordbundsforhold, - forhold, som er kendt for de enkelte kommuner.

5. Beregningen af kvælstofudvaskningen

Ved hjælp af beregningerne omtalt i foregående afsnit, blev der for hver afgrøde i hver belastningsgruppe og i hver kommune opgjort mængden af tilført HG-N og NG-N. Mængden af NG-N var effektiv mængde, beregnet ud fra belastningsgruppernes udnyttelsesfaktorer, tabel 5. Den mængde kvælstof, der udvaskes fra naturgødningen, afhænger bl.a. af udbringningstidspunktet, som igen afspejles i udnyttelsesfaktoren. For at forenkle udvaskningsfunktionerne således, at der ikke skulle tages hensyn til hver belastningsgruppes udnyttelsesfaktor ved beregningen af udvaskningen fra naturgødningen, blev alle NG-N mængderne efter fordelingen til afgrøderne omregnet til mængder ud fra udnyttelsesfaktoren 0,4. Det vil sige den effektive mængde NG-N, der efter beregningerne blev udbragt på afgrøderne i belastningsgruppe 9, blev multipliceret med 0,4/0,052 og tilsvarende for de øvrige belastningsgrupper. Som udgangspunkt for udvaskningsberegningerne havde man således under de i foregående afsnit og ovennævnte forudsætninger en opgørelse for hver afgrøde i hver belastningsgruppe og i hver kommune over udbragt mængde HG-N og NG-N, sidstnævnte som effektiv mængde i forhold til udnyttelsesfaktor 0,4.

Beregningerne af kvælstofudvaskningen blev delt således, at først beregnedes udvaskningen fra kvælstofmængden op til optimalt N-behov, og dernæst beregnedes kvælstofmængden fra en eventuel overgødskning. De anvendte udvaskningstal ved optimal HG-N tilførsel i forhold til afgrø-

Tabel 6. Udvasning af kvælstof fra rodzonen ved optimal gødskning (kg N/ha)

JB nr.	Jordbundsforhold				
	1-2	3-4	5-6	7-10	11-12
1. Vintersæd	55	45	35	25	30
2. Vårsæd	60	50	45	35	40
3. Bælgsæd	60	55	50	35	50
4. Kartoffler	40	30	25	15	25
5. Sukkerroer til fabrik	40	30	25	15	25
6. Andre roer	40	30	25	15	25
7. Vinterraps	55	45	35	25	35
8. Industrifrø i øvrigt	55	45	40	30	40
9. Frø til udsæd	40	30	20	10	20
10. Lucerne	60	55	50	35	50
11. Majs	40	30	25	15	25
12. Græs og grøntfoder i omdriften	50	35	20	10	20
13. Gartneriprodukter	70	60	50	35	50
14. Græsarealer uden for omdriften	40	30	20	10	20
15. Øvrige arealer	30	25	15	10	20

Kilder og bemærkninger:

Tallene i JB 5-6 afgrødetype 1, 2, 5, 6, 11 og 13 er baseret på Højers drænvandsundersøgelser, Højers kvælstof- og vandbalancundersøgelser, Askovs mark- og lysimeterforsøg samt Hansens og Aslyngs (1984) kvælstofbalancemodell. I JB 7-10 afgrødetype 1 og 2 er tallene baseret på Askovs drænvandsundersøgelser i Sdr. Stenderup. Tallene i JB 1-2 afgrødetype 1, 2, 5, 6, 11 og 13 er delvis baseret på det tidligere nævnte materiale, men da dette ikke er nær så omfattende for JB 1-2 som for JB 5-6, er der i fastsættelsen af disse udvasningstal inddraget et skøn over markkapacitetens og denitrificeringens betydning i forhold til de samme afgrøder som under JB 5-6. Da udvasningen er angivet ved normal afstrømning, som generelt er større på sandjorde end på lerjorde, giver dette, idet det forudsættes, at udvasningen til en vis grænse er proportional med afstrømningen, sammen med de 2 ovennævnte faktorer basis for en større udvasning på jorde i JB 1-2 i forhold til jorde i JB 5-6.

De resterende tal i JB 1-2 og JB 5-6 er skønnet ud fra de først fastsatte udvasningstal under hensyntagen til vækstperiode (længde og placering) og gødskningsniveau.

Til fastsættelse af tallene i JB 3-4 og JB 7-10 (+ afgrødetype 1 og 2) er der foretaget henholdsvis en interpolation og en ekstrapolation ud fra tallene i JB 1-2 og 5-6 under hensyntagen til følgende faktorer: markkapacitet, denitrifikation og afstrømning.

Tallene i JB 11-12 er for afgrøderne 2, 11 og 13 dels baseret på Højers og Hedeselskabets drænvandsundersøgelser (upubliceret), og dels skønnet ud fra de tilsvarende tal i JB 5-6 og 7-10 under hensyntagen til det høje humusindhold i JB 11-12. Ud over den usikkerhed, som dette nødvendigvis må give, dækker tallene over en meget stor variation forårsaget af et humusindhold på op til 70-80% og et C/N-forhold, der varierer fra 10 (lavmose) til 80-90 (høj-mose). For de øvrige afgrøder i JB 11-12 er tallene skønnet.

der og jordtyper er vist i tabel 6, der er udarbejdet af Askov Forsøgsstation og Højer Forsøgsstation.

Tallene i tabel 6 angiver optimal gødskning med handelsgødning under normale afstrømningsforhold. Endvidere skal det bemærkes, at tallene angiver den udvaskning, som vil forekomme i det år, hvor jorden er bevokset med den pågældende afgrøde. Dette betyder, at tallene er anvendelige til at beregne udvaskningen over en længere årrække for et større geografisk område. Anvendes tallene direkte til at beregne udvaskningen fra en bestemt lokalitet/år, stiger usikkerheden væsentligt, idet sædskiftet i så fald skal inddrages.

Er den tilførte optimale kvælstofmængde sket i form af naturgødning med udnyttelsesfaktor 0,4, multipliceres tallene med 2, undtagen for græs, hvor de multipliceres med 1,5. Ved beregning af udvaskningen opfattedes en eventuel overgødskning som værende fra naturgødning. Var der således til en afgrøde ifølge modellen givet handelsgødning i en mængde, der dækkede det optimale N-behov, fås den tilsvarende udvaskede kvælstofmængde pr. ha direkte af tabel 6. Medgik der både handelsgødning og naturgødning til dækning af det optimale N-behov, beregnedes udvaskningen pr. ha fra handelsgødningen som tabelværdi for udvaskningen ved optimal gødskning med handelsgødning, multipliceret med tildels HG-N/optimal N-behov. Dernæst beregnes udvaskningen fra naturgødningen efter samme princip, dog multipliceret med 2 eller for græs' vedkommende, med 1,5.

Tabel 7. Udvasning af kvælstof fra rodzonen ved overgødskning.

JB nr.	1-2	3-4	5-6	7-10	11-12
Procent udvasket	50	40	25	15	30

Kilde: Hansen, S. & Aslyng, H. C. (1984): Nitrogen balance in crop production. Simulation model NITCROS. København 1984.

Kjellerup, V. (1983): Kvælstofgødskningens indflydelse på drænvandets indhold af nitratkvælstof 1973-81. Statens Planteavlsvforsøg, Medd. nr. 1736.

I tilfælde af overgødskning beregnedes udvaskningen heraf udfra tallene for overgødskning i tabel 7. I denne er angivet udvaskningen af den ekstra tilførte kvælstofmængde som procent af ekstratilførslen, hvis overgødskningen sker i form af handelsgødning.

Udvaskningen er kun angivet for jordtyper, idet grundmaterialet ikke tillader en opdeling efter afgrødetyper. Det skal bemærkes, at, ligesom det var tilfældet med tallene i tabel 6, kan tallene i tabel 7 kun anvendes til at beregne udvaskningen generelt for en længere periode, og er således ikke særligt hensigtsmæssige at anvende til at beregne udvaskningen for et enkelt år eller for den aktuelle afgrøde på en given lokalitet.

Sker overgødskningen i form af naturgødning, skal procentsatserne

multipliseres med 2, dog for græs med 1,5. Det skal bemærkes, at lucerne og bælgsæd, der har optimalt N-behov på 0, i det store belastningsgrupper efter modelberegningerne kan få tildelt noget NG-N. Af beregningstekniske årsager sættes udvaskningen som for intet tilført op til tilført 100 kg N/ha, og kun mængder herudover betragtes som overgødskning ved udvaskningsberegningerne. Dette begrundes med, at den biologisk fikse-rede kvælstofmængde aftager ved gødskning.

6. Beregningseksempler

For nærmere at illustrere beregningsgangen i N-udvaskningsmodellen er nedenfor anført to beregningseksempler. I eksemplerne angiver NG-N kvælstofindholdet i naturgødning, HG-N kvælstofindholdet i handelsgødning og N det effektive kvælstofindhold i kvælstofgødning som helhed.

Eksempel I

Basisforudsætninger

Landbrugsareal:	30 ha, heraf:
Foderroer	10 ha, optimal gødskning 200 kg N/ha
Vårsæd	10 ha, optimal gødskning 110 kg N/ha
Frø til udsæd	10 ha, optimal gødskning 110 kg N/ha
Produktion af NG-N:	20.000 kg NG-N, der svarer til 8,33 GE/ha, således at udnyttelsesfaktoren er 0,205

Jordtype: JB nr. 3-4

Foderroer

Optimal gødskning	2.000 kg N
»Optimal« NG-N tilførsel	$\frac{(0,8 \times 2.000)}{0,205}$ 7.804 kg NG-N
Restfordeling NG-N ¹	3.171 kg NG-N
Effektivt N $(7.804 + 3.171) \times 0,205$	2.250 kg N eller 225 kg N/ha
HG-N behov	÷ 250 kg HG-N
HG-N tildeling ²	0
Korrigeret effektiv N $(2.250 \times 0,4/0,205)$	4.390 kg N eller 439 kg N/ha

Udvaskning

$$(30 \times 2) + \frac{(439 \div 200) \times 40 \times 2}{100} \text{ kg N/ha} = 251,2 \text{ kg N/ha}$$

Vårsæd

Optimal gødsning	1.100 kg N
»Optimal« NG-N tilførsel $\frac{(0,5 \times 1.100)}{0,205}$	2.683 kg NG-N
Restfordeling NG-N ¹	3.171 kg NG-N
Effektivt N $((2.683 + 3.171) \times 0,205)$	1.200 kg N eller 120 kg N/ha
HG-N behov	+ 100 kg HG-N
HG-N tildeling ²	0
Korrigeret effektiv N $(1.200 \times 0,4/0,205)$	2.341 kg N eller 234 kg N/ha

Udvaskning

$$(50 \times 2) + \frac{(234 \div 110) \times 40 \times 2}{100} \text{ kg N/ha} \quad 199,2 \text{ kg N/ha}$$

Frø til udsæd

Optimal gødsning	1.100 kg N
Restfordeling NG-N ¹	3.171 kg NG-N
Effektiv N $(3.171 \times 0,205)$	650 kg N
HG-N behov	450 HG-N
HG-N tildeling ²	495 kg HG-N
Effektiv N tilført ialt	1.145 kg N
Korrigeret effektiv N $((650 \times 0,4/0,205) + 495)$	1.763 kg N eller 176 kg N/ha

Udvaskning

$$\frac{110 \div 49,5}{110} \times 30 \times 2 + \frac{49,5}{110} \times 30 +$$

$$\frac{(176 \div 100) \times 40 \times 2}{100} \text{ kg N/ha} \quad 99,3 \text{ kg N/ha}$$

Samlet udvaskning

5.497 kg eller
183,2 kg N/ha

Eksempel II

Som eksempel I, idet dog produktionen af NG-N = 5.000 NG-N hvilket svarer til 2,08 GE/ha, således at udnyttelsesfaktoren er 0,4

Foderroer

Optimal gødskning		2.000 kg N
»Optimal« NG-N tilførsel	$\frac{(0,8 \times 2.000)}{0,4}$	4.000 kg NG-N
Effektivt N ($4.000 \times 0,4$)		1.600 kg N
HG-N behov		400 kg HG-N
HG-N tilførsel ²		440 kg HG-N
Effektivt N tilført ialt		2.040 kg N eller 204 kg N/ha

Udvaskning

$$\frac{200 \div 44}{200} \times 30 \times 2 + \frac{44}{200} \times 30 +$$

$$\frac{(204 \div 200) \times 40 \times 2}{100} \text{ kg N/ha} \quad 56,6 \text{ kg N/ha}$$

Vårsæd

Optimal gødskning		1.100 kg N
Tilførsel af NG-N		
(optimal = $\frac{0,5 \times 1.100}{0,4} = 1.375$)		1.000 kg NG-N
Effektivt N ($1.000 \times 0,4$)		400 kg N
HG-N behov		700 kg HG-N
HG-N tildeling ²		770 kg HG-N
Effektivt N tilført ialt		1.170 kg N eller 117 kg N/ha

Udvaskning

$$\frac{110 \div 77}{110} \times 50 \times 2 + \frac{77}{110} \times 50 +$$

$$\frac{(117 \div 110) \times 40 \times 2}{100} \text{ kg N/ha} \quad 70,6 \text{ kg N/ha}$$

Frø til udsæd

Optimal gødskning		1.100 kg N
HG-N behov		1.100 kg HG-N
HG-N tildeling ²		1.210 kg HG-N
Effektivt N		1.210 kg N eller 121 kg N/ha

Udvaskning

$$30 + \frac{(121 \div 110) \times 40}{100} \text{ kg N/ha} = 34.4 \text{ kg N/ha}$$

Samlet udvaskning

$$1.616 \text{ N eller} \\ 53,9 \text{ kg N/ha}$$

Noteforklaring til Eksempel I og II

$$1) \frac{20.000 \text{ kg NG-N} + (7.804 \text{ kg N (foderroer)} + 2.683 \text{ kg N (vårsæd)})}{3}$$

$$2) \text{ Det forudsættes, at for det pågældende amt er } \frac{\text{solgt HG-N}}{\text{beregnet HG-N}} = 1,1$$

N-udvaskningsmodellens resultater for primær- og amtskommuner

TABEL 10.

Kvælstofbehov, -forbrug og -udvaskning. Middeltal for 1978-1982 (se tekst).

Amtskommune...: KØBE.+FRED.+ROSKILDE								
Kommune	Areal	Opti.	Hand.	Naturgødning		Over-	Udvask-	
Nr.	Navn	Ha	gød.	gød.	eff. #0.4 tot.	gødn.	ning	
					Kg N/Ha			
101	KØBENHAVN	0	0	0	0	0	0	
151	BALLERUP	577	129	131	3	3	42	
153	BRØNDBY	191	131	134	2	2	32	
155	DRAGØR	0	0	0	0	0	0	
157	GENTOFTE	0	0	0	0	0	0	
159	GLADSAKSE	1	250	259	0	0	64	
161	GLOSTRUP	102	132	134	2	11	32	
163	HERLEV	32	204	187	24	25	47	
165	ALBERTSLUND	283	142	144	4	4	31	
167	HVIDOVRE	68	132	136	0	0	32	
169	HØJE TASTRUP	3723	134	132	7	7	38	
171	LEDØJE-SMØRUM	2188	150	144	11	12	44	
173	LYNGBY-TARBÆK	198	172	168	11	11	39	
175	RØDOVRE	0	0	0	0	0	0	
181	SØLLERØD	371	173	161	18	18	49	
183	ISHØJ	1259	126	129	1	1	33	
185	TÅRNBY	0	0	0	0	0	0	
187	VALLENSBÆK	155	121	122	3	3	35	
189	VÆRLØSE	305	163	157	12	12	41	
201	ALLERØD	2610	144	138	11	11	50	
205	BIRKERØD	529	173	171	8	8	48	
207	FARUM	656	161	150	16	16	47	
208	FREDENSBORG-HUML.	3402	153	145	13	13	51	
209	FREDERIKSSUND	2655	146	128	22	22	49	
211	FREDERIKSVÆRK	2716	147	128	24	24	55	
213	GRÆSTED-GILLELEJ.	6446	148	132	21	21	51	
215	HELSINGE	7136	150	130	25	25	51	
217	HELSINGØR	4203	158	143	21	22	53	
219	HILLERØD	4773	154	140	19	19	51	
221	HUNDESTED	1597	149	132	22	23	53	
223	HØRSHOLM	764	157	159	4	5	48	
225	JØGERSPRIS	4395	143	134	14	14	51	
227	KARLEBO	1887	154	148	11	11	48	
229	SKIBBY	6765	144	130	18	19	51	
231	SKÆVINGE	5156	146	127	23	25	51	
233	SLANGERUP	3443	143	130	18	19	47	
235	STENLØSE	3483	150	142	13	13	47	
237	ØLSTYKKE	1657	144	131	18	18	46	
251	BRAMSNÆS	6063	143	120	27	27	48	
253	GREVE	3231	129	127	6	7	33	
255	GUNDSØ	5047	137	131	10	11	44	
257	HVALSØ	4454	132	122	15	15	46	
259	KØGE	6421	134	123	16	17	44	
261	LEJRE	6620	135	124	16	16	46	
263	RAMSØ	4945	131	120	15	16	42	
265	ROSKILDE	3551	132	130	7	7	42	
267	SKOVBO	7720	132	123	14	14	46	
269	SOLRØD	2689	131	127	8	9	34	
271	VALLØ	6861	134	120	18	19	46	
Total for amt...		131348	142	130	16	17	47	

TABEL 11.

Kvælstofbehov, -forbrug og -udvaskning. Middeltal for 1978-1982 (se tekst).

Amtskommune...: VESTSJÆLLAND									
Nr.	Navn	Areal Ha	Opti. gød.	Hand. gød.	Naturgødning eff. *0.4 tot. Kg N/Ha		Over- gød.	Udvask- ning	
301	BJERGSTED	8881	141	115	22	23	57	-4	49
303	DIANALUND	4617	137	110	24	26	64	-3	48
305	DRAGSHOLM	10927	143	123	17	18	44	-3	47
307	FUGLEBJERG	9887	133	108	22	22	55	-3	44
309	GØRLEV	7266	133	110	20	20	51	-3	41
311	HASHØJ	10896	129	103	23	24	59	-3	43
313	HASLEV	9311	135	116	16	17	42	-3	43
315	HOLBÆK	10937	141	116	22	23	56	-3	48
317	HVIDEBÆK	7947	133	105	25	26	64	-3	41
319	HØNG	11522	136	109	24	25	62	-3	43
321	JERNLØSE	7015	141	114	24	24	60	-3	44
323	KALUNDBORG	7711	137	109	25	27	67	-3	46
325	KORSØR	4792	134	115	15	16	39	-4	42
327	NYKØBING-RØRVIG	1096	149	122	24	25	62	-3	55
329	RINGSTED	21331	133	113	17	18	44	-3	43
331	SKÆLSKØR	13210	134	118	13	13	34	-3	39
333	SLAGELSE	13406	131	111	17	18	45	-3	42
335	SORØ	9016	135	111	22	22	56	-2	46
337	STENLILLE	7083	140	114	22	23	58	-4	47
339	SVINNINGE	6849	137	110	24	24	60	-3	47
341	TORNVED	6726	136	111	22	23	57	-3	49
343	TRUNDHOLM	9766	142	115	24	24	61	-3	48
345	TØLLØSE	10103	135	109	23	24	60	-3	46
Total for amt...		210307	136	112	20	21	53	-3	45

TABEL 12.

Kvælstofbehov, -forbrug og -udvaskning. Middeltal for 1978-1982 (se tekst).

Amtskommune...: STORSTRØMS									
Nr.	Navn	Areal Ha	Opti. gød.	Hand. gød.	Naturgødning eff. *0.4 tot. Kg N/Ha		Over- gød.	Udvask- ning	
351	FAKSE	9712	129	115	18	19	48	4	44
353	FLADSA	10659	135	121	18	18	45	4	44
355	HOLEBY	8364	129	122	10	10	26	3	38
357	HOLMEGÅRD	4347	133	117	20	20	51	4	45
359	HØJREBY	10200	127	122	8	9	22	3	33
361	LANCEBÆK	5998	133	118	19	19	48	4	43
363	MARIBO	10956	129	119	14	14	36	4	34
365	MØN	17610	130	116	18	18	46	4	37
367	NAKSKOV	1716	132	134	2	2	5	4	31
369	NYKØBING FALSTER	8064	133	120	17	17	43	4	41
371	NYSTED	11139	131	117	18	18	46	4	43
373	NÆSTVED	12820	130	122	12	13	32	4	45
375	NØRRE-ALSLEV	14249	126	110	19	20	50	3	39
377	PRÆSTØ	6908	133	118	18	19	47	3	43
379	RAVNSBORG	16318	129	124	9	10	24	4	34
381	RUDBJERG	12382	127	126	6	6	14	5	35
383	RØDBY	9782	127	124	7	7	18	4	34
385	RØNNEDE	8594	133	123	15	15	38	5	44
387	SAKSKØBING	12812	128	116	15	16	39	3	38
389	STEVNS	13445	130	116	18	20	50	4	41
391	STUBBEKØBING	11662	127	108	23	24	59	4	39
393	SUSA	10660	136	120	21	21	53	5	47
395	SYDFALSTER	8483	123	113	13	13	33	3	41
397	VORDINGBORG	12937	137	125	16	16	40	4	45
Total for amt...		249828	130	119	15	16	39	4	40

TABEL 13.

Kvælstofbehov, -forbrug og -udvaskning. Middeltal for 1978-1982 (se tekst).

Amtskommune...: BORNHOLM		Areal Ha	Opti. gød.	Hand. gød.	Naturgødning		Over- gødn.	Udvask- ning
Kommune Nr.	Navn				eff. #0.4	tot. N/Ha		
401	ALLINGE-GUDHJEM	9783	146	104	30	31	77	-12
403	HASLE	8767	139	102	26	27	66	-11
405	NEKSØ	6093	133	97	25	26	64	-11
407	RØNNE	1064	151	112	26	27	67	-13
409	AKIRKEBY	11328	140	101	28	29	71	-11
Total for amt...:		37038	140	102	28	28	70	-11

TABEL 14.

Kvælstofbehov, -forbrug og -udvaskning. Middeltal for 1978-1982 (se tekst).

Amtskommune...: FYN		Areal Ha	Opti. gød.	Hand. gød.	Naturgødning		Over- gødn.	Udvask- ning
Kommune Nr.	Navn				eff. #0.4	tot. N/Ha		
421	ASSENS	10764	139	116	23	24	59	0
423	BOGENSE	7389	150	120	30	31	77	0
425	BROBY	8075	149	118	31	32	81	0
427	EGEBJERG	8855	155	121	34	36	90	0
429	EJBY	12605	148	120	28	29	73	0
431	FABORG	14470	158	123	34	35	88	-1
433	GLAMSBJERG	6522	140	113	27	27	68	0
435	GUDME	9021	161	129	31	33	83	-1
437	HARBY	5889	148	121	26	28	69	-1
439	KERTEMINDE	11416	137	118	19	20	49	0
441	LANGESKOV	2773	150	131	19	20	50	0
443	MARSTAL	1235	177	144	33	33	82	0
445	MIDDELFART	4575	150	115	35	37	92	0
447	MUNKEBO	1143	140	122	17	17	44	-1
449	NYBORG	5170	141	120	21	22	56	0
451	NØRRE-ÅBY	4278	149	109	40	43	106	0
461	ODENSE	17343	148	127	21	22	54	0
471	OTTERUP	13692	147	120	27	28	70	0
473	RINGE	10920	159	119	39	41	102	-1
475	RUDKØBING	4572	149	126	22	23	57	-1
477	RYSLINGE	6207	153	117	36	37	93	0
479	SVENDSBORG	10889	158	133	25	26	65	0
481	SYDLANGELAND	9442	149	123	26	26	65	0
483	SØNDERSØ	14159	146	119	27	28	69	0
485	TOMMERUP	5302	156	116	39	40	100	-1
487	TRANEKÆR	7880	140	117	23	24	61	0
489	ULLERSLEV	4198	143	117	26	28	69	0
491	VISSENBJERG	3054	150	121	29	29	73	0
493	ÅRSKØBING	6207	156	120	36	37	92	0
495	ØRBÆK	11358	149	120	29	31	78	0
497	ARSLEV	5619	147	117	30	31	78	0
499	ÅRUP	5836	143	116	27	28	69	0
Total for amt...:		250872	149	121	28	29	73	0

TABEL 15.

Kvælstofbehov, -forbrug og -udvaskning. Middeltal for 1978-1982 (se tekst).

Amtskommune...: SØNDERJYLLAND		Areal Ha	Opti. gød.	Hand. gød.	Naturgødning		Over- gødn.	Udvask- ning	
Kommune Nr.	Navn				eff. *0.4	tot.			
Kg N/Ha									
501	AUGUSTENBORG	3939	154	106	45	46	114	-3	50
503	BOV	8333	184	144	36	36	90	-4	59
505	BREDEBRO	10701	190	146	39	40	99	-5	55
507	BROAGER	3134	156	113	40	40	101	-3	48
509	CHRISTIANSFELD	17087	145	114	27	27	69	-4	45
511	GRAM	8838	193	143	46	47	116	-4	58
513	GRASTEN	3760	167	121	43	44	110	-3	48
515	HADERSLEV	20623	146	115	27	28	69	-4	46
517	HØJER	7133	197	151	42	42	104	-4	46
519	LUNDTOFT	10720	175	129	42	44	110	-4	54
521	LØGUMKLOSTER	16505	198	148	45	45	112	-5	63
523	NORDBORG	9704	147	102	42	43	108	-3	53
525	NØRRE-RANGSTRUP	24761	183	137	42	42	106	-4	60
527	RØDDING	23529	182	129	49	50	125	-4	54
529	RØDEKRO	16295	182	138	40	40	99	-4	60
531	SKÆRBÆK	18440	207	161	41	41	103	-5	57
533	SUNDEVED	5789	142	103	35	36	91	-4	49
535	SYDAL	7791	143	102	38	38	94	-3	49
537	SØNDERBORG	2802	145	106	35	36	90	-4	50
539	TINGLEV	26873	197	153	40	40	100	-4	61
541	TØNDER	14409	190	149	36	37	91	-5	51
543	VOJENS	22890	171	129	38	38	95	-4	54
545	ÅBENRA	7045	179	136	39	40	99	-4	47
Total for amt...		291113	177	134	39	40	99	-4	54

TABEL 16.

Kvælstofbehov, -forbrug og -udvaskning. Middeltal for 1978-1982 (se tekst).

Amtskommune...: RIBE		Areal Ha	Opti. gød.	Hand. gød.	Naturgødning		Over- gødn.	Udvask- ning	
Kommune Nr.	Navn				eff. *0.4	tot.			
Kg N/Ha									
551	BILLUND	8359	177	140	25	25	63	-12	56
553	BLABJERG	16151	204	142	50	51	127	-12	57
555	BLAVANDSHUK	4027	193	155	25	25	63	-13	51
557	BRAMMINGE	14262	206	143	51	53	132	-12	52
559	BRØRUP	8064	188	132	46	46	115	-10	59
561	ESBJERG	13689	182	133	37	38	95	-12	51
563	FANØ	628	239	196	27	27	68	-16	48
565	GRINDSTED	26360	182	135	35	36	89	-12	59
567	HELLE	22078	204	139	53	54	136	-12	54
569	HOLSTED	14017	196	136	49	49	123	-11	56
571	RIBE	26900	211	150	49	49	123	-12	54
573	VARDE	18825	193	135	47	47	118	-11	52
575	VEJEN	17700	176	126	39	40	99	-11	55
577	ØLGOD	20235	201	135	55	56	141	-11	57
Total for amt...		211302	195	138	45	46	115	-11	55

TABEL 17.

Kvælstofbehov, -forbrug og -udvaskning. Middeltal for 1978-1982 (se tekst).

Amtskommune...: VEJLE									
Kommune		Areal Ha	Opti. gød.	Hand. gød.	Naturgødning		Over- gødn.	Udvask- ning	
Nr.	Navn				eff. *0.4	tot.			
----- Kg N/Ha -----									
601	BRÆDSTRUP	11304	172	140	45	46	115	13	62
603	BØRKOP	6905	152	134	31	32	80	13	47
605	EGTVED	21144	173	147	40	41	104	14	61
607	FREDERICIA	7979	144	133	24	25	62	13	42
609	GEDVED	12158	157	132	37	39	96	12	54
611	GIVE	27532	178	154	39	40	99	15	70
613	HEDENSTED	11173	154	128	38	39	98	12	55
615	HØRSENS	12508	155	134	34	35	89	13	54
617	JELLING	7462	155	127	41	42	105	13	56
619	JUELSMINDE	17654	143	126	29	30	74	12	47
621	KOLDING	16557	153	145	22	22	56	14	45
623	LUNDERSKOV	7760	164	134	42	43	107	12	58
625	NØRRE-SNEDE	14373	183	159	39	39	98	15	68
627	TØRRING-ULDUM	14930	171	135	49	51	127	13	60
629	VAMDRUP	8402	166	143	37	38	96	14	52
631	VEJLE	7857	154	135	32	32	80	13	51
Total for amt...		205706	163	140	36	37	93	13	57

TABEL 18.

Kvælstofbehov, -forbrug og -udvaskning. Middeltal for 1978-1982 (se tekst).

Amtskommune...: RINGKJØBING									
Kommune		Areal Ha	Opti. gød.	Hand. gød.	Naturgødning		Over- gødn.	Udvask- ning	
Nr.	Navn				eff. *0.4	tot.			
----- Kg N/Ha -----									
651	AULUM-HADERUP	15822	176	150	36	36	91	10	67
653	BRANDE	12038	168	148	28	29	74	8	65
655	EGVAD	24712	171	144	36	36	90	9	65
657	HERNING	34314	154	132	30	31	78	8	65
659	HOLMSLAND	3656	182	156	36	37	92	10	63
661	HOLSTEBRO	23221	168	138	38	39	97	8	66
663	IKAST	18600	158	137	30	30	75	9	65
665	LEMVIG	33704	178	139	47	48	120	8	60
667	RINGKJØBING	25291	176	148	37	38	95	9	67
669	SKJERN	23384	170	137	41	42	105	8	65
671	STRUER	13690	165	130	43	45	111	8	57
673	THYBORØN-HARBOØR.	1573	192	177	27	27	68	12	65
675	THYHOLM	6264	153	126	35	36	90	8	56
677	TREHØJE	19467	171	140	39	40	100	8	72
679	ULFBORG-VEMB	13619	180	153	36	36	91	9	66
681	VIDEBÆK	22195	178	142	45	45	114	9	68
683	VINDERUP	15337	185	144	50	52	129	9	67
685	ASKOV	15902	180	144	45	45	113	9	68
Total for amt...		322799	171	141	39	39	98	9	65

TABEL 19.

Kvælstofbehov, -forbrug og -udvaskning. Middeltal for 1978-1982 (se tekst).

Amtskommune...: ARHUS		Areal Ha	Opti. gød.	Hand. gød.	Naturgødning		Over- gødn.	Udvask- ning
Kommune Nr.	Navn				eff. #0.4 Kg N/Ha	tot.		
701	EBELTOFT	15762	161	146	27	27	68	57
703	GALTEN	5275	150	124	36	37	92	56
705	GJERN	10424	173	141	44	45	112	63
707	GRENA	13169	144	129	26	26	65	59
709	HADSTEN	10699	145	126	29	31	77	52
711	HAMMEL	9991	159	135	35	36	89	55
713	HINNERUP	5165	147	124	32	33	82	56
715	HØRNING	4590	154	132	34	34	85	54
717	LANGÅ	9527	151	134	28	28	70	52
719	MARIAGER	13490	153	139	26	26	65	65
721	MIDT-DJURS	10777	167	151	29	30	74	62
723	NØRHED	16788	147	128	29	30	74	57
725	NØRRE-DJURS	14744	161	137	35	35	88	64
727	ODDER	16940	140	123	27	28	69	52
729	PURHUS	12472	151	134	28	29	72	57
731	RANDERS	10367	141	131	21	21	53	54
733	ROSENHOLM	10226	151	129	33	34	86	59
735	ROUGSØ	15727	149	134	26	26	65	59
737	RY	7277	169	143	38	39	97	58
739	RØNDE	5732	163	145	30	30	76	53
741	SAMSØ	8350	152	140	24	24	60	55
743	SILKEBORG	12369	178	148	42	43	108	62
745	SKANDERBORG	9449	163	139	36	37	92	54
747	SØNDERHALD	10069	153	136	28	29	71	59
749	THEM	8092	178	152	38	39	97	65
751	ARHUS	29364	143	127	26	27	67	52
Total for amt...:		296850	154	135	30	31	77	57

TABEL 20.

Kvælstofbehov, -forbrug og -udvaskning. Middeltal for 1978-1982 (se tekst).

Amtskommune...: VIBORG		Areal Ha	Opti. gød.	Hand. gød.	Naturgødning		Over- gødn.	Udvask- ning
Kommune Nr.	Navn				eff. #0.4 Kg N/Ha	tot.		
761	BJERRINGBRO	13806	164	121	40	42	104	58
763	FJENDS	15598	180	131	47	48	119	64
765	HANSTHOLM	5597	209	168	37	37	94	61
767	HVORSLEV	9974	165	120	42	43	107	54
769	KARUP	8229	178	143	32	33	83	59
771	KJELLERUP	17111	175	126	46	48	120	53
773	MORSØ	30666	159	113	43	45	112	50
775	MØLDRUP	15490	182	135	44	45	112	63
777	SALLINGSUND	7898	166	118	45	46	115	54
779	SKIVE	15261	173	129	41	42	105	60
781	SPØTTRUP	15456	168	120	45	47	119	54
783	SUNDSØRE	13897	163	115	45	47	117	53
785	SYDTHY	20232	166	120	43	44	111	54
787	THISTED	33898	172	128	41	42	105	56
789	TJELE	20013	173	128	42	42	106	56
791	VIBORG	18936	174	131	40	41	104	61
793	ALESTRUP	14055	183	129	50	52	130	63
Total for amt...:		276125	171	126	43	44	110	57

TABEL 21.

Kvælstofbehov, -forbrug og -udvaskning. Middeltal for 1978-1982 (se tekst).

Amtskommune...: NORDJYLLAND								
Kommune		Areal	Opti.	Hand.	Naturgødning		Over-	Udvask-
Nr.	Navn	Ha	gød.	gød.	eff. *0.4	tot.	gød.	ning
					Kg N/Ha			
801	ARDEN	15401	173	133	47	48	120	7
803	BROVST	13931	163	141	29	30	76	7
805	BRØNDERSLEV	24781	163	129	41	42	105	7
807	DRONNINGLUND	23920	155	127	35	36	89	7
809	FARSØ	14838	185	144	49	50	125	8
811	FJERRITSLEV	17300	191	159	41	41	103	9
813	FREDERIKSHAVN	10754	170	148	29	29	73	7
815	HADSUND	10324	154	129	32	33	84	7
817	HALS	14211	154	133	28	28	70	7
819	HIRTSHALS	11425	180	146	41	42	105	7
821	HJØRRING	24100	169	131	45	46	115	7
823	HOBRO	12372	169	132	44	45	112	7
825	LÆSØ	2404	180	162	26	26	66	8
827	LØSTØR	17244	173	139	41	42	105	7
829	LØKKEN-VRA	14351	164	126	44	45	113	6
831	NIBE	13864	179	146	41	43	108	8
833	NØRAGER	14406	178	133	52	54	134	7
835	PANDRUP	10876	166	141	33	34	84	8
837	SEJLFLOD	13090	154	134	27	27	68	7
839	SINDAL	17326	168	137	38	38	95	7
841	SKAGEN	2158	187	176	20	20	51	9
843	SKØRPING	16142	153	132	28	28	71	7
845	STØVRING	15883	176	135	48	49	123	7
847	SÆBY	24640	157	127	37	38	94	7
849	ABYBRO	12554	160	137	30	31	76	7
851	ALBORG	36572	159	137	29	30	74	7
861	ARS	17959	185	141	51	52	130	7
Total for amt...		422839	167	136	38	39	98	7
								0

Notat vedrørende kvælstofudvaskningen opdelt efter belastningen med naturgødning.

Notatet er udarbejdet af Landbrugsministeriet, 1. afd., 6. kontor, Arealdatakontoret, den 30. juni 1984.

For at belyse variationen i udvaskningen er i tabel 22-25 vist udvaskningen i relation til belastningen med naturgødning dels for hele landet med undtagelse af Nordjyllands amtskommune (tabel 22) og dels for amtskommunerne (tabel 23-25).

Tallene viser den samlede udvaskning efter både handelsgødnings- og naturgødningstilførsel. Middeltallene er beregnet ved summering af udvaskning og areal i hver belastningsgruppe over opgørelsesperioden og efterfølgende division. Endvidere er vist mindste og største udvaskning. Disse to sidste værdier er udvaskningstallene for de to kommuner, som havde den mindste henholdsvis største udvaskning i den enkelte belastningsgruppe i ét af årene i perioden 1978-82.

Udvaskningen i belastningsgruppe 9 er dog ikke medtaget, idet beregningsresultaterne er urealistiske for denne gruppe. Det skyldes bl.a., at for store tilførsler af kvælstof vil have negativ virkning på udbyttet, og man vil i denne situation udbringe en del af gødningsmængden på andre ejendomme end hvor den produceres. Det må derfor forventes, at de faktisk udbragte mængder kvælstof med naturgødning i gruppe 9 i mange tilfælde er mindre end angivet af belastningsgruppen.

Endvidere vil der ved de store mængder naturgødning, som findes i gruppe 9, forekomme andre betingelser for udvaskningen end forudsat for de lavere belastningsgrupper. Der kan således forventes et større fordampningstab på grund af udbringning på tidspunkter, hvor gødningen ikke kan nedbringes og dermed lang henliggetid på marken, evt. sker der udbringning på afgrøder, hvor gødningen ikke kan nedbringes. Endvidere kan der ske en relativt større indlejring i det organiske kvælstoflager i jorden ved udbringning af store end af små mængder naturgødning i forhold til mineraliseringen fra lageret.

Disse forhold medfører, at den beregnede udvaskning ville være urealistisk høj for belastningsgruppe 9 og måske til dels er det for belastningsgruppe 8.

Det skal dog også nævnes, at systematisk tilførsel af store mængder naturgødning til det samme areal år efter år kan tænkes med tiden at bringe jordens organiske kvælstoflager op på så højt et niveau, at den årlige mineralisering af kvælstof fra lageret øges med stigende udvaskning til følge.

Det skal understreges, at udvaskningen for Nordjyllands amtskommune er beregnet under forudsætning af jordtyper JB 1 og 2 for hele amtskommunen (se bilag 3 i Landbrugsministeriets rapport: Kvælstoftilførsel og kvælstofudvaskning i dansk planteproduktion). Derved bliver tallene generelt lidt for høje, idet der også findes mere lerrige jordtyper i amtskommunen.

Idet de ovennævnte forbehold erindres, kan resultaterne beskrives som følger:

Udvaskningen er generelt stigende med naturgødningsbelastningen. Stigningen er mindre kraftig for de første 6 til 7 gruppers vedkommende, men for gruppe 7 og 8's vedkommende, specielt for gruppe 8, er der tale om en markant stigning i udvaskningen. Dette er i overensstemmelse med, at der i disse grupper generelt vil være tale om en større eller mindre overgødskning i forhold til det produktionsmæssigt optimale. Det gennemsnitlige areal for disse to grupper i perioden 1978-82 var ca. 30.000 ha for hele landet, tabel 22.

Samtidig viser resultaterne dog også en stigende spredning med øget naturgødningsbelastning. Der er således en betydelig større forskel mellem den beregnede minimum- og maksimumudvaskning for de største belastningsgrupper end for de laveste. Den mindste udvaskning på 11 kg N/ha er konstateret i belastningsgruppe 3 og den største på 283 kg N/ha i belastningsgruppe 8, tabel 22. Disse værdier stammer fra henholdsvis Kbh./Frbg./Roskilde amtskommuner, tabel 23, og Ringkjøbing amtskommune, tabel 25.

Den stigende spredning skyldes bl.a., at intervallet mellem største og mindste mængde naturgødningskvælstof i belastningsgrupperne stiger med belastningsgruppen. Der vil således være større forskel mellem største og mindste tilført mængde kvælstof i de højeste belastningsgrupper end i de laveste.

Udvaskningen er generelt større i Jylland end på Øerne, tabel 23-25, for alle de omtalte belastningsgrupper. Dette måtte forventes på baggrund af resultaterne i Landbrugsministeriets rapport: Kvælstoftilførsel og kvælstofudvaskning i dansk planteproduktion.

Forskellen mellem Jylland og Øerne er mest markant for belastningsgruppe 7 og 8. Dette kan bl.a. skyldes de generelt mere sandede jorde i Jylland, idet overgødskning medfører relativt større udvaskning på sandjordstyperne end på lerjordstyperne (jfr. bilag 3 i ovennævnte rapport) og overgødskningen må generelt være størst i de største belastningsgrupper.

Af de jyske amtskommuner har Ringkjøbing og Nordjyllands amtskommuner den stærkest stigende udvaskning med belastningsgrupperne og Sønderjylland den svageste. Det må dog her erindres, at udvaskningen i Nordjyllands amtskommune er overvurderet, jfr. de tidligere nævnte forbehold. Med de nødvendige forbehold overfor forskelle i afgrødefordeling indikerer dette som før nævnt, at overgødskning har stigende betydning for udvaskningen jo mere sandet jordtypen er.

Tabel 22. Udvaskningen i de enkelte belastningsgrupper for hele landet undtagen Nordjyllands amt i perioden 1978-82. Nordjyllands amt indgår i arealerne.

	Belastning		Udvaskning kg N ha/år			
	Gruppe	kg N/ha	Areal ha	Middel værdi	Min.	Max
Hele landet	1	0-4	544.966	44	29	67
	2	4-80	1.067.383	50	12	70
	3	80-160	800.995	60	11	104
	4	160-200	242.969	58	15	121
	5	200-240	130.133	57	12	83
	6	240-320	91.408	57	12	130
	7	320-400	21.456	71	23	158
	8	400-800	9.875	103	25	283
	9	> 800	857			

Tabel 23. Udvaskningen i de enkelte belastningsgrupper for amterne på Øerne i perioden 1978-82.

	Belastning		Udvaskning kg N ha/år			
	Gruppe	kg N/ha	Areal ha	Middel værdi	Min.	Max
København	1	0-4	50.634	42	29	67
Frederiksberg	2	4-80	58.684	47	12	54
Roskilde	3	80-160	15.293	55	11	104
	4	160-200	3.353	54	15	121
	5	200-240	1.919	54	12	83
	6	240-320	1.621	55	12	77
	7	320-400	636	66	23	142
	8	400-800	286	91	27	231
	9	> 800	47			
Vestsjælland	1	0-4	60.029	39	34	48
	2	4-80	102.884	43	36	56
	3	80-160	30.393	53	46	61
	4	160-200	7.111	52	40	68
	5	200-240	4.097	54	41	76
	6	240-320	3.596	55	41	106
	7	320-400	1.219	66	29	108
	8	400-800	863	83	29	153
	9	> 800	90			

Tabel 23, fortsat.

	Belastning		Udvaskning kg N ha/år			
	Gruppe	kg N/ha	Areal ha	Middel værdi	Min.	Max
Storstrøm	1	0-4	90.196	36	30	45
	2	4-80	120.606	39	29	48
	3	80-160	27.584	48	37	56
	4	160-200	4.698	51	40	60
	5	200-240	2.497	51	27	68
	6	240-320	2.448	55	40	79
	7	320-400	908	65	37	100
	8	400-800	774	88	35	175
	9	> 800	55			
Bornholm	1	0-4	6.455	36	30	41
	2	4-80	18.063	41	35	46
	3	80-160	8.284	48	41	52
	4	160-200	1.734	44	23	51
	5	200-240	1.194	44	38	53
	6	240-320	934	46	34	62
	7	320-400	261	50	36	77
	8	400-800	89	64	25	149
	9	> 800	14			
Fyn	1	0-4	67.742	43	36	50
	2	4-80	95.766	46	40	54
	3	80-160	48.377	54	42	63
	4	160-200	16.036	52	42	63
	5	200-240	9.882	51	40	78
	6	240-320	8.792	52	37	74
	7	320-400	2.625	63	37	119
	8	400-800	1.480	89	34	179
	9	> 800	80			

Tabel 24. Udvaskningen i de enkelte belastningsgrupper for Sønderjyllands amt og de østjyske amter i perioden 1978-82.

	Belastning		Udvaskning kg N ha/år			
	Gruppe	kg N/ha	Areal ha	Middel værdi	Min.	Max
Sønderjylland	1	0-4	28.685	45	37	55
	2	4-80	88.037	52	42	62
	3	80-160	125.634	58	44	68
	4	160-200	27.453	55	42	65
	5	200-240	12.515	54	39	65
	6	240-320	7.037	54	29	87
	7	320-400	1.121	69	29	158
	8	400-800	518	110	34	266
	9	> 800	32			
Vejle	1	0-4	32.577	48	37	65
	2	4-80	73.584	53	40	69
	3	80-160	57.471	63	45	80
	4	160-200	19.633	60	40	81
	5	200-240	11.124	58	43	79
	6	240-320	8.111	59	42	79
	7	320-400	2.212	75	32	107
	8	400-800	894	116	49	172
	9	> 800	51			
Århus	1	0-4	56.005	50	42	63
	2	4-80	121.885	55	47	69
	3	80-160	77.029	63	52	77
	4	160-200	21.604	61	48	76
	5	200-240	10.918	59	45	75
	6	240-320	6.981	60	42	85
	7	320-400	1.637	78	52	120
	8	400-800	624	123	85	202
	9	> 800	101			

Tabel 25. Udvaskningen i de enkelte belastningsgrupper for de vest- og nordjyske amter i perioden 1978-82.

	Belastning		Udvaskning kg N ha/år			
	Gruppe	kg N/ha	Areal ha	Middel værdi	Min.	Max
Ribe	1	0-4	20.227	46	36	52
	2	4-80	54.780	52	42	57
	3	80-160	78.840	59	50	67
	4	160-200	30.471	55	49	69
	5	200-240	15.947	54	47	66
	6	240-320	9.193	54	46	130
	7	320-400	1.289	61	43	121
	8	400-800	474	103	56	222
	9	> 800	42			
Ringkjøbing	1	0-4	42.730	56	47	63
	2	4-80	107.775	61	52	70
	3	80-160	105.936	70	58	80
	4	160-200	32.557	68	54	79
	5	200-240	17.928	66	54	76
	6	240-320	12.130	67	52	77
	7	320-400	2.719	86	68	145
	8	400-800	873	142	85	283
	9	> 800	102			
Viborg	1	0-4	31.548	47	41	56
	2	4-80	83.529	53	48	64
	3	80-160	88.695	61	54	71
	4	160-200	33.250	58	50	71
	5	200-240	19.130	56	47	71
	6	240-320	14.663	57	46	75
	7	320-400	3.558	69	49	125
	8	400-800	1.604	100	62	194
	9	> 800	101			
Nordjylland (tilnærmede værdier for udvaskning, se teksten)	1	0-4	58.138	57	44	64
	2	4-80	141.791	65	49	72
	3	80-160	137.458	74	54	83
	4	160-200	45.068	72	52	83
	5	200-240	22.982	70	54	84
	6	240-320	15.900	73	46	88
	7	320-400	3.279	97	75	135
	8	400-800	1.396	154	112	266
	9	> 800	142			

Beregning af ammoniakfordampning fra naturgødning i Danmark

Beregningen af ammoniakfordampningen er udarbejdet af S. Sommer, center for jordøkologi med bistand fra P. S. Klausen, Askov forsøgsstation, B. Tholstrup Christensen, Askov forsøgsstation, J. Hansen, arealdatakontoret, N. Jensen, arealdatakontoret og H. Olsen, miljøstyrelsen.

En total opgørelse af ammoniakfordampningen i Danmark vil altid bygge på en række antagelser, om hvorledes naturgødningen typisk håndteres og vil derfor ikke kunne vise de variationer, der er fra bedrift til bedrift. Foruden denne uomgængelige spredning er der usikkerhed om, hvor stor en del af naturgødningens ammoniakindhold, der fordampes under udmugning og lagring og ved udbringning af naturgødning. Den procentuelle fordampning af ammoniak bygger således på et skøn foretaget på baggrund af en række ældre danske undersøgelser og forsøg, der er blevet gennemført for at finde de former for håndtering af gødning, der gav det største merudbytte og dermed bl.a. det mindste tab af kvælstof.

I opgørelsen er fordampningen af ammoniak beregnet på baggrund af håndteringen og udbringningen af gylle, fast gødning og ajle. Sondringen er gennemført, fordi størrelsen af eventuelle afhjælpende foranstaltninger til nedbringelse af ammoniakfordampningen må tage udgangspunkt i de enkelte former for udbringning af naturgødning.

2. Ammoniakfordampning ved opbevaring

I danske undersøgelser er fordampningen af ammoniak ved lagring af fast staldgødning, gylle og ajle blevet målt som ændringen i gødningens kvælstofindhold i løbet af en vis periode. Da nitrifikationen og dermed denitrifikationen i lagret gødning er ubetydelig, er ammoniakfordampningen fra tætte beholdere eller fra beholdere, hvor udsivningstabet er kendt, den eneste mulige kilde til kvælstoftab.

Fast staldgødning

Det skønnes, at fordampningen af ammoniak ved opbevaring og udmugning af fast gødning er mellem 10 og 20% af tot.-N i fast staldgødning opbevaret i 6 måneder.

I ældre undersøgelser (K. Iversen og K. Dorph-Petersen 1948), hvor fast staldgødning er opbevaret i møddinger med faste sider, er der påvist en ammoniakfordampning på ca. 10% over en 6 måneders periode. Da fast gødning nu i reglen lagres via transportører i pyramideformede stakke, må man forvente en større fordampning end tidligere, da gødningen i stakkene har en større overflade end gødningen i møddingerne med faste sider. Endvidere må man forvente en vis ammoniakfordampning ved udmugningen og fra transportøren, således at det samlede tab ved udmugning og lagring af fast staldgødning må skønnes at være 10–20% af tot.-N indholdet i fast staldgødning.

Gylleopbevaring

Fordampningen af ammoniak ved opbevaring af gylle i 6 måneder skønnes at være mellem 5 og 10%.

Ved en enkelt dansk undersøgelse (Beretning nr. 836 b), hvor gyllen i 9 måneder blev opbevaret i et lag på 1 meters tykkelse i et mindre kar, blev der målt en ammoniakfordampning på ca. 20%. Det fremgår af undersøgelsen, at fordampningen fra lag i 1 meters dybde er særdeles ringe, hvilket er i overensstemmelse med erfaringer fra en ældre svensk undersøgelse (Hans Egner 1932) af fordampning af ammoniak fra ajlebeholdere. Det blev i denne undersøgelse vist, at diffusionen af ammoniak var så lille, at der ikke fordampede ammoniak fra lag mere end 1 meter under ajlens overflade. Det skønnes, at gyllebeholdere typisk indeholder gylle i lag på ca. 3 meters tykkelse. Ved ekstrapolation ud fra den nævnte danske undersøgelse vil det samlede tab ved opbevaring af gylle i 6 måneder være ca. 6–7%. I den forbindelse må det gøres klart, at fordampningen især finder sted i den første del af opbevaringsfasen. På grund af usikkerheden ved fastsættelsen af tabet, der påvirkes af svømmelag, opfyldningsforhold og omrøring i gyllen, er tabet af kvælstof ved ammoniakfordampning under gylleopbevaring sat til mellem 5 og 10%, idet der ikke forventes nævneværdige tab ved udmugning af gyllen. I hollandske undersøgelser er ammoniakfordampningen anslået til at være af samme størrelsesorden (E. Buijsman 1983).

Ajle

Ammoniakfordampningen ved opbevaring af ajle i 6 måneder anslås at være mellem 10 og 15%.

F. Steensberg (1958) har i sine forelæsningsnoter samlet resultaterne af en række danske undersøgelser af ammoniakfordampningen fra ajlebeholdere. Af disse fremgår det, at man som minimum må regne med en ammoniakfordampning på 7% af tot.-N fra ajle opbevaret i 6 måneder i tætte beholdere. Fra utætte beholdere er der imidlertid målt tab på op til 30–40% af tot.-N i den lagrede ajle. Da det må forventes, at ajlebeholdere er rimeligt tætte og med betondæksler, anslås tabet af ammoniak ved lagring og udmugning af ajle at være 10–15% af tot.-N i ajlen, idet det anslås, at ammoniaktabet ved udmugningen af ajle er ca. 3%.

3. Ammoniakfordampningen ved udbringning af naturgødning

I udbringningsfasen, hvor naturgødningen findeles og spredes, vil der ske en vis ammoniakfordampning, som dog ikke er blevet målt særskilt. Derimod findes der en del undersøgelser af ammoniakfordampningen fra udbragt naturgødning, der ikke er nedbragt. Fordampningen fra udbragt naturgødning er især afhængig af de klimatiske forhold, af jordens kationbyttekapacitet, pH, fugtighed, temperatur og især af henlægningsstiden.

Fast staldgødning

Det vurderes, at udbringning af fast staldgødning medfører en ammoniakfordampning på 15–20%, under forudsætning af at gødningen som et gennemsnit nedbringes 2–3 dage efter udbringning.

I en amerikansk undersøgelse (D. A. Lauer 1976) er det blevet påvist, at halvdelen af ammoniakindholdet fordampede fra udspreddt fast staldgødning i løbet af 2–3 dage. Da der ved selve udspreddningen må forventes en

ammoniakfordampning på ca. 5%, er den samlede fordampning ved udbringning af fast staldgødning ud fra denre undersøgelse skønnet at være ca. 15% af tot.-N. Ved danske undersøgelser (F. Hansen 1927) er der målt et fordampningstab på 20% af tot.-N ved udbringning af fast staldgødning, når der regnes fra det tidspunkt, hvor gødningen hentes på lager og til nedpløjning 2-3 dage senere. På baggrund heraf er fordampningen sat til mellem 15 og 20% af tot.-N ved udbringning af fast staldgødning, når det forudsættes, at staldgødningen nedbringes 2-3 dage efter udbringning.

**Udbringning
af gylle**

Ammoniakfordampningen ved udbringning af gylle er anslået til at være ca. 30% af tot.-N i løbet af 2-3 dage.

Dette skøn er hentet fra landbrugets informationstjenestes publikation om gylle (1984). Imidlertid kan der henvises til undersøgelser af fordampningen af ammoniak fra slam stammende fra rensningsanlæg (E. G. Beaucham et al. 1978), hvor halvdelen af ammoniakindholdet fordampede i løbet af 3-4 dage. Hvis denne undersøgelses resultater benyttes ved fastsættelse af ammoniakfordampningen fra gylle, når man til det resultat, at ca. 30% af kvælstofindholdet fordamper i løbet af 3-4 dage. Selvom beregningen er særdeles grov, giver den et indtryk af fordampningens størrelsesorden. At ammoniakfordampningen i procent af tot.-N er større fra gylle end fra fast staldgødning skyldes, at forholdet ammoniak/tot.-N er større i gylle end i fast staldgødning.

**Udbringning
af ajle**

Ammoniakfordampningen ved udbringning af ajle skønnes at være ca. 30% af tot.-N.

K. Iversen (1934-1935) påviste ved dyrkningsforsøg, at ammoniaktabet fra udbragt ajle var ca. 30%, når ajlen først blev nedharvet 6 timer efter udbringning, og 50% når ajlen blev nedharvet 4 døgn efter udbringning. Undersøgelsen af denne type er imidlertid usikre, og ammoniakfordampningen er her skønnet til at være ca. 30% af tot.-N, hvilket er i overensstemmelse med S. Tovborg Jensens (1928) in vitro forsøg.

Konklusion

Den årligt udbragte mængde kvælstof i naturgødning udgør ca. 75% af den totale mængde produceret kvælstof i husdyrgødning, og det er derfor muligt at beregne hvor meget kvælstof, der årligt produceres før lagring. Derpå kan fordampningstab ved henholdsvis lagring inklusiv udmugning og ved udbringning beregnes ud fra et kendskab til den procentuelle fordampning fra ajle, gylle og fast gødning, der ved lagring og udbringning er anslået i denne redegørelse (tabel 1).

Som det fremgår af tabel 2, er det på baggrund heraf beregnet, at der årligt fordamper mellem 87.100 og 114.200 tons kvælstof som ammoniak fra husdyrgødning i Danmark.

Tabel 1. Ammoniakfordampningen i procent af tot.-N ved lagring og udbringning af ajle, fast staldgødning og gylle.

Lagring:	gylle	5-10%
	ajle	10-15%
	fast staldgødning	10-20%
Udbringning:	gylle	30%
	ajle	30%
	fast staldgødning	15-20

Tabel 2. Den årlige ammoniakfordampning (tons N) beregnet ud fra den procentuelle fordampning angivet i tabel 1 og ud fra husdyrgødningsproduktionen, udregnet på baggrund af husdyrbestanden i Danmark i perioden 1978-1982.

	På baggrund af husdyrproduktion Tons N/år
Lagring:	
Gylle	6.600-13.200
Ajle	8.600-12.900
Fast staldgødning	11.200-22.400
Udbringning:	
Gylle	29.700
Ajle	19.200
Fast staldgødning	12.600-16.800
Ialt	87.100-114.200

Litteraturliste

- Danmarks Statistik 1982, og tilhørende bilagsmateriale til beregning af naturgødningsproduktionen.
- Hansen, F. 1927: Staldgødningsundersøgelsen I, Tidsskrift for planteavl bind 33, side 753–780.
- Jensen, S. I. 1928: Undersøgelse af ammoniakfordampning i forbindelse med kvælstoftab ved udbringning af naturlige gødninger, I ajle. Tidsskrift for planteavl bind 34, side 117–48.
- Kofoed, A. Dam, 1983: Gylle og dens anvendelse, Agrologisk Tidsskrift, Marken nr. 10, side 14–16.
- Lauer, D. A., D. R. Bouldin og S. D. Klausner, 1976: Ammonia Volatilization from Dairy Manure Spread on the soil surface, J. Environ. Qual., vol. 5 no 2 p. 134–141.
- Lindhart, J., 1954: Undersøgelse over tabet af ammoniakkvælstof fra gødningsprøver udtaget i kostalden, Tidsskrift for planteavl bind 57, side 108–120.
- Lindhart, J., 1974: Om husdyrgødning og dens anvendelse, Ugeskrift for Agronomer og hortonomer nr. 28–29, side 538–541.
- Steensberg, F., 1958: Referat af forelæsninger over gødningslære 1959, De Studerendes Råds forlag, Den Kgl. Vet. og Landbohøjskole.
- Volsk, G. M., 1959, Volatile Loss of Ammonia to Turf or Bare Soils, Agronomy Journal nr. 51, side 746–749.
- Egner, H. 1932: Stallgödsels kväveforluster genom ammoniakavdunstning, Meddelande nr. 409 från Centralanstalten försögsväsenet på Jordbruksområdet, p. 1–37.
- Hansen, F. 1934–1935, Fordampningstab ved ajlens udbringning, Tidsskrift for planteavl, bind 40, p. 169–234.
- Beaucham, E. G., G. E. Kidd og G. Thurtell 1974: Ammonia Volatilization from sewage sludge applied in the field (abstract), J. Environ. Qual., Vol. 7 no 1, p. 141.
- Iversen, K og K. Dorph-Petersen, 1948: Forsøg med staldgødningens opbevaring og anvendelse, Tidsskrift for planteavl, p. 61–110.
- Buijsman, E. 1983: Emissie van ammoniak in Nederland, rapport V-83-maart 1983, udgivet af Instituut voor Meteorologie en Oceanografie Rijksuniversiteit Utrecht.

Beskrivelse af vandskiftemodellen

Vandskiftemodellen, der er opbygget af LICconsult, beskriver strømningerne i Kattegat i sommerhalvåret, hvor dette hav er et typisk lagdelt vandområde med et relativt ferskt overfladelag af brakvand, som strømmer mod nord ud fra Østersøen, og et salt og dermed tungt bundlag, som bevæger sig mod syd.

Vindens påvirkning samt fluktuationer i Corioliskræfter vil forårsage flytninger i skillefladens beliggenhed. Dette fører til relativt store vandskifter mellem Kattegats forskellige delområder. Vinden vil imidlertid ikke være stærk nok til, at rene frontområder med total vertikal opblanding optræder. Dette sker normalt kun i vinterhalvåret.

Ved sådanne frontdannelser blottes det nedre lag, hvorved ilt tilføres dette lag uhindret. Blandt andet derfor er iltforholdene gunstige i vinterhalvåret.

I sommerhalvåret udgør det øverste lag imidlertid et slags låg, der hindrer en effektiv transport af ilt til det nedre lag. Dette »låg« eksisterer fra den sidste forårsstorm er ophørt til den første efterårs/vinterstorm optræder. I denne periode sker der udelukkende transport til bundlaget ved diffusion og medrivning gennem haloklinen (som følge af strøm og tidevand) samt ved tilstrømning af iltrigt vand fra Skagerrak.

I varme, stille perioder opbygges yderligere et temperaturspringlag i overfladen, som vil hindre den vindgenerende vertikale transport gennem springlaget.

Modellen styres af:

- vandspejlsdifferencen mellem Gedser og Hornbæk
- saliniteten i Bælthavet og Øresunds øvre lag
- saliniteten i Skagerrak
- lufttryk og vind (vinden beregnes af lufttrykket)
- strømningerne fra det nedre lag i Kattegat ind i bælteerne og Øresund
- et bestemmende tværsnit nord for linien Skagen-Marstrand (hvor det densimetriske Froude-tal antages at være 1)
- varmeindstrålingen til havoverfladen
- tidevandsstrømningerne i området.

Ved løsning af de hydrodynamiske strømningssligninger og kontinuitetsligningerne for volumen og masse, beregnes følgende størrelser:

- strømningerne i Kattegats øvre og nedre lag
- udvekslingsvandføringerne mellem øvre og nedre lag i forskellige områder
- saliniteten af de to lag i de forskellige områder
- dybden af springlaget i de forskellige områder.

Modellen anvender et bevægeligt koordinatsystem (Lagrangesk system) med nulpunkt i Skagerrakporten. Alle afstande i beregningen vedrørende strømninger måles derfor i forhold til dette punkt.

For en nærmere beskrivelse af vandskiftemodellen henvises til materiale i miljøstyrelsen.

Vandskiftemodellen er i sin nuværende udformning kun i stand til at beregne vandbevægelserne i perioden fra den sidste forårsstorm til den første efterårsstorm. Som før nævnt er modelområdet lagdelt i denne periode, og det er netop en forudsætning for at modellen kan arbejde.

I marts måned indtræffer den første kraftige forårsblomstring af alger normalt. I denne periode sker der afgørende reduktioner i koncentrationerne af uorganiske næringssalte og opbygning af store algebiomasser. Det har derfor været af stor betydning, at marts måned er kommet med i beregningerne, selvom den sidste forårsstorm har fundet sted senere end den 1. marts.

Modelberegningerne startes derfor hvert år den 1. marts, og vandskiftemodellen er bragt til at beskrive vandbevægelserne tilnærmet i de perioder af marts måned, hvor der i enkelte år har været stormsituationer i denne måned.

Beregningerne er derefter søgt gennemført frem til den 15. oktober i alle år. Dette er dog afbrudt i de år, hvor første efterårsstorm er indtruffet tidligere. Stormen medfører en kraftig opblanding, hvorved der tilføres ilt til bundlaget, og koncentrationen stiger kraftigt, i visse tilfælde helt op til mætningskoncentrationen. Efter det tidspunkt, hvor efterårsstormen indtræffer, er der derfor ikke umiddelbart grund til at fortsætte beregningerne af hensyn til beskrivelsen af lave iltkoncentrationer i bundlaget.

I tabel 1 er længden af beregningsperioden i de enkelte år fra 1975 til 1981 med start- og slutdato vist.

Tabel 1. Længden af beregningsperioden i de enkelte år.

År	Beregningsperiode
1975	1. marts – 30. september
1976	1. marts – 15. oktober
1977	1. marts – 23. september
1978	1. marts – 18. september
1979	1. marts – 18. september
1980	1. marts – 15. oktober
1981	1. marts – 15. oktober

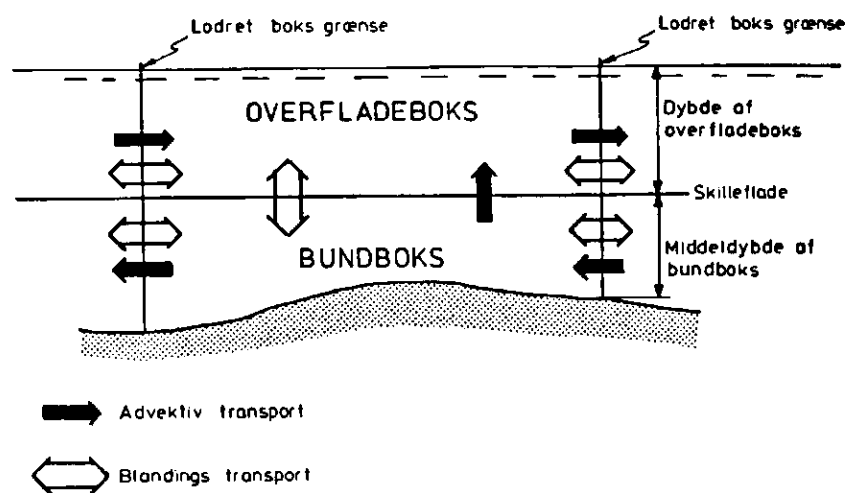
Boksmodellen

Det har ikke været muligt umiddelbart at koble LICconsults model sammen med VKI's vandkvalitetsmodel. Det skyldes, at LICconsults model arbejder med et koordinatsystem, der bevæger sig med vandbevægelserne og således ikke ligger fast geografisk. Dette giver anledning til vanskeligheder med beskrivelsen af udvekslingen mellem vandfase og sediment. Derfor arbejdes der i den kombinerede vandskifte/vandkvalitetsmodel med en boksmodel til beskrivelse af vandbevægelserne. De beregnede vandbevægelser i LICconsults model er konverteret til vandudvekslingen i denne boksmodel. Horisontalt er modelområdet opdelt i 21 områder med et overfladelag og et bundlag. Der er således ialt 42 bokse i modellen.

De vertikale boksgrænser er faste, medens skillefladen mellem overflade- og bundlag kan variere. Dette medfører, at der i nogle tidsrum er total opblanding i nogle af områderne. Boksopdelingen af modelområdet er vist i figur 1.

Ved boksopdelingen af modellen er der i videst muligt omfang taget hensyn til, at boksgrensene vil falde sammen med oplandsgrænserne i belastningsopgørelsen for den danske del, og sammen med lensgrænserne

Figur 2. Skitse-mæssig fremstilling af princippet i vandtransporten i boks-modellen.



Kilde: Modelberegninger for Kattegat. Vandkvalitetsinstituttet 1984. p. 34.

i Sverige. Dette er dog ikke muligt overalt, hvilket der er korrigeret for ved opstillingen af belastningsdataene til modellen. Den tættere boksopdeling i den danske halvdel af Kattegat giver mulighed for i en vis udstrækning at beskrive gradienterne i koncentrationen af stofferne, der udledes fra land. Desuden giver det mulighed for på en mere korrekt måde at beskrive strømmingen gennem Læsø rende.

Beskrivelse af vandkvalitetsmodellen

Vandkvalitetsmodellen, der har været under udvikling på *Vandkvalitetsinstituttet, ATV* siden 1970, beskriver sammenhængen mellem mængden af tilgængelige næringssalte og den deraf følgende algevækst i Kattegat.

Mængden af tilgængelige næringssalte i form af kvælstof og fosfor er dels afhængig af belastningen fra land og fra atmosfæren, jfr. afsnit 3, og dels afhængig af transporten af næringssalte fra de tilstødende havområder og ind i modelområdet.

Sammenhængen mellem mængden af næringssalte og algevækstens størrelse lader sig vanskeligt beskrive på en simpel måde. Dette skyldes, at flere faktorer påvirker algevæksten som f.eks. vandtemperaturen, lysindstrålingen og de hydrauliske forhold ud over den nævnte tilførsel af næringssalte. Hver af disse faktorer varierer i tid og sted, og dette medfører, at det system, som Kattegat udgør, er meget dynamisk og kun lader sig beskrive ved brug af en model.

Ud over den direkte tilførsel af næringssalte er der en række processer, som har indflydelse på den mængde næringssalte, der er tilgængelig for algeproduktionen. Her spiller den bakterielle nedbrydning af organisk materiale i vandfasen og i sedimentet en stor rolle. Under nedbrydningen frigøres en del af det kvælstof og fosfor, som er bundet i det organiske stof. Det frigjorte uorganiske kvælstof og fosfor er derved igen tilgængeligt for fornyet algevækst. Herudover er algerne og dødt organisk materiale fødegrundlaget for zooplankton og bundlevende dyr i øvrigt. Under konsumeringen af det organiske materiale sker der ligeledes en frigørelse af uorganisk kvælstof og fosfor.

Samtidig med den bakterielle nedbrydning og dyrs konsumering af levende og dødt organisk materiale sker der et iltforbrug. Hvor stort dette iltforbrug er, afhænger af mængden af tilgængeligt organisk materiale og hastigheden af iltforbruget.

Vandkvalitetsmodellen beskriver de vigtigste processer, som er af betydning i den produktion, omsætning og nedbrydning af organisk stof, som er skitseret ovenfor. De indgående parametre i modellen omfatter kulstof, kvælstof og fosfor i henholdsvis:

phytoplankton	(planteplankton)
zooplankton	(dyreplankton)
detritus	(dødt organisk materiale).

Herudover indgår:

klorofyl-a
 uorganisk kvælstof
 uorganisk fosfor
 opløst ilt.

Processerne i modellen omfatter:

- produktion af phytoplankton
- optagelse af næringssalte i phytoplankton
- produktion af klorofyl-a
- zooplankton græsning af phytoplankton
- produktion af zooplankton
- zooplankton ekskretion
- død af phytoplankton
- død af zooplankton
- sedimentation af phytoplankton
- sedimentation af »detritus«
- zooplankton respiration
- respiration af »detritus«
- respiration af sediment
- phytoplanktons iltproduktion
- zooplanktons iltforbrug
- detritus iltforbrug
- sedimentets iltforbrug
- genluftning.

Vandtemperaturen er styrende for de biologiske og kemiske processer, som er bestemmende for de omsætninger, der i sidste ende er af betydning for den resulterende iltkoncentration i bundlaget. Denne temperaturafhængighed beskrives i modellen ved et simpelt eksponentielt udtryk:

$$R = R_0 \times \theta^{(t - t_r)}$$

R = proceshastigheden ved
temperaturen t

R₀ = proceshastigheden ved re-
ferencetemperaturen t_r

θ = temperaturkonstant.

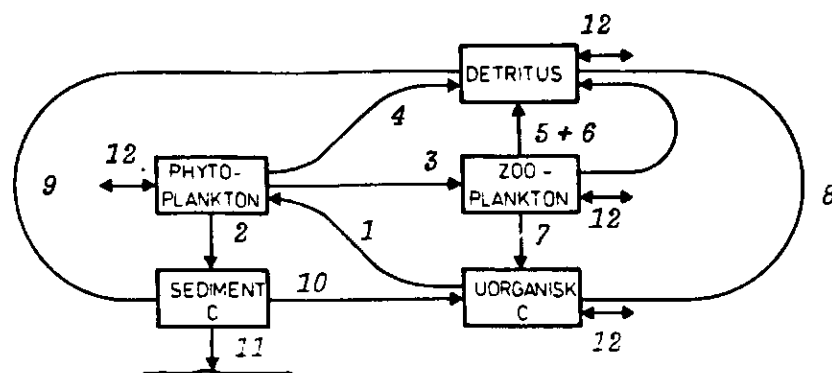
Algevæksten styres i modellen af vandtemperaturen, lysindstrålingen og mængden af tilgængelige næringssalte. Den totale effekt af disse faktorer bestemmes således:

Total effekt = effekt af vandtemperaturen
x effekt af lysindstråling
x effekt af tilgængelighed af næringssalte.

Hvorledes effekten af de enkelte faktorer beregnes, og hvordan modellen i øvrigt er opbygget er beskrevet detaljeret i bilag 7.1 i rapporten: »Modelberegninger for Kattegat«, Vandkvalitetsinstituttet 1984.

I figur 1 er der givet en principskitse af vandkvalitetsmodellen med indgående parametre og processer.

Figur 1. Processer og tilstandsvariabler i vandkvalitetsmodellen.



- | | |
|---------------------------------|---|
| 1. Produktion, phytoplankton | 7. Respiration, zooplankton |
| 2. Sedimentation, phytoplankton | 8. Mineralisering af detritus |
| 3. Græsning | 9. Sedimentation af detritus |
| 4. Død, phytoplankton | 10. Mineralisering i sediment |
| 5. Ekskretion, zooplankton | 11. Akkumulering i sediment |
| 6. Død, zooplankton | 12. Udveksling med omgivende vandmasser |

I den kombinerede vandskifte/vandkvalitetsmodel er vandskiftemodellen sammenkoblet med vandkvalitetsmodellen. I figur 2 er der vist en skitse over det samlede modelsystem.

Af denne fremgår, at det samlede modelsystem beskriver produktionen af organisk stof og nedbrydningen heraf alene ud fra oplysninger om:

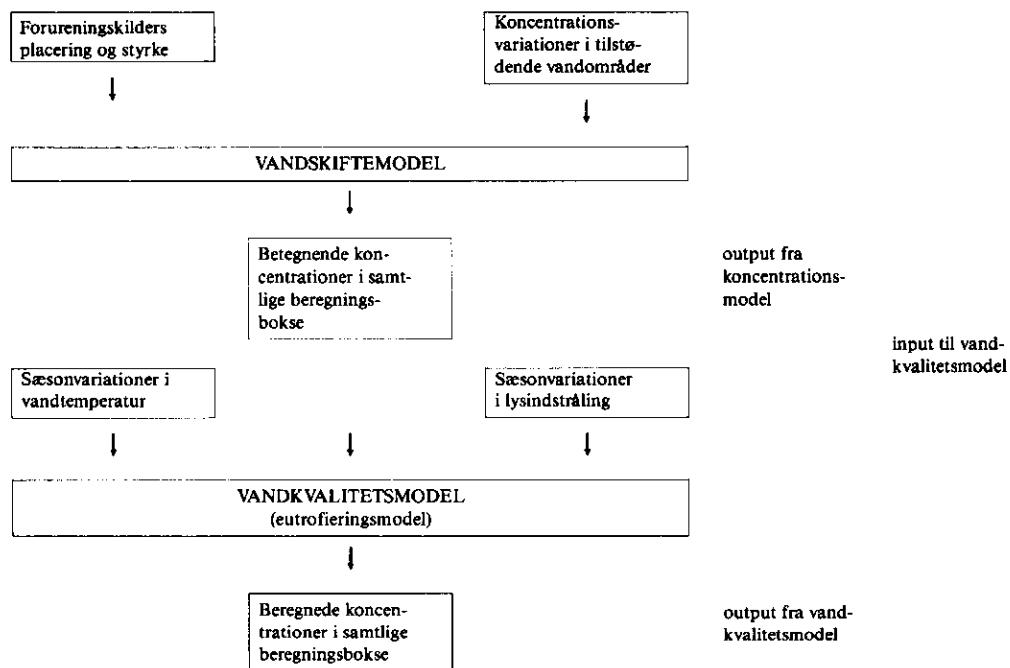
meteorologien
belastning med næringssalte
vandtemperaturen
lysindstrålingen

Til kontrol af modellens beregninger er der foretaget sammenligninger med målte værdier.

Vandkvalitetsmodellen er i princippet anvendelig til beregning af en hel årscyklus. At gennemføre beregninger for et helt år med den kombinerede model afhænger således af en udbygning af vandskiftemodellen.

Den kombinerede vandskifte/vandkvalitetsmodel muliggør en dynamisk beskrivelse af iltforholdene i bundlaget i Kattegat og Storebælt, som dels afhænger af transporten af ilt ind i bundlaget fra Skagerrak og den vertikale nedblanding af iltmættet overfladevand til bundlaget og dels iltforbruget i bundlaget og i sedimentet.

Figur 2. Skitse over modelsystem. Kombineret vandskifte/eutrofieringsmodel.



Kilde: Modelberegninger for Kattegat, Vandkvalitetsinstituttet 1984.

- A** afstrømningsopland; det landområde omkring et vandløb eller en sø, hvorfra al grundvands- og overfladeafstrømning er rettet mod vandløbet, henholdsvis søen.
ajle; urin fra husdyr.
ammoniak; en kemisk forbindelse mellem kvælstof og brint, som kemisk betegnes NH_3 . Dannes i gylle og staldgødning ved mikrobiel nedbrydning af bl.a. urinstof og proteiner. Da ammoniak er en gas, fordampes den let. Omdannes mikrobielt til nitrat, når der er ilt til stede.
ammonium; opstår ved opløsning af ammoniak (se d.) i vand, er en positivt ladet ion, og bindes derfor i jorden af lerminerale. Omdannes mikrobielt til nitrat under ilttilgang. Den kemiske betegnelse er NH_4^+ .
ammoniumioner; se ammonium.
artesiske reservoirer; grundvandsforekomster, der ikke står i direkte forbindelse med højereliggende vandforekomster.
- B** BI_5 ; biokemisk iltforbrug i et nærmere defineret standardforsøg, som forløber over 5 døgn.
- C** COD; chemical oxygen demand, dvs. det forbrug af ilt, der kræves for en fuldstændig nedbrydning af et organisk stof til kultvejte, vand m.m.
- D** demineralisering; fastlægning af mineralstoffer ved optagelse i mikroorganismer, planter og dyr.
denitrifikation; omdannelse af nitrat til luftformige kvælstofforbindelser (N_2O og N_2) ved mikrobiologiske processer.
- E** ensilage; se ensilering.
ensilagestakke; stakke af konserverede (ensilerede, se d.) planteprodukter ved udelukkelse af ilt fra atmosfæren.
ensilering; metode til konservering af planteprodukter ved udelukkelse af ilt fra atmosfæren.
enzym; sammensatte, komplicerede proteinstoffer, som befordrer de biokemiske processer i levende organismer.
eutrofiering; forøgelse af den biologiske omsætning som følge af næringsstofftilførsel.
- F** ferrojern; jernform, som dannes under iltfri forhold.

forureningspotential; den maksimalt mulige foruretning.

fosfat; salt af fosforsyre. Den form, hvorpå grundstoffet fosfor (som kemisk betegnes P) naturligt forekommer som plantenæringsstof.

fosfor; grundstoffet fosfor, som kemisk betegnes P, indgår f.eks. i fosfater (se d.)

frit kvælstof; kvælstof er et grundstof, som kemisk betegnes N. Den forbindelse, som består af to sammenkædede kvælstofatomer (N_2), kaldes frit kvælstof. Ca. 79% af atmosfærens nedre lag består af frit kvælstof. Frit kvælstof kan dannes ud fra nitrat og ammonium ved mikrobiologiske processer. Tilsvarende kan frit kvælstof bl.a. bindes af visse bakterier, som lever på bælgeplanter og kløvers rødder, men ikke af højere planter, som f.eks. korn, roer og raps.

fytoplankton; mikroskopiske planter (alger og andre mikroorganismer) i vand.

G gylle; blanding af urin og fast afføring fra husdyr.

H handelsgødning; industrielt fremstillede gødningsprodukter, som indeholder de samme, væsentlige uorganiske næringsstoffer som naturgødning.

husdyrgødning; næringsholdigt, biologisk affald fra husdyrproduktion, bl.a. gylle, staldgødning og ajle.

hæmoglobin; sammensat proteinstof i de røde blodlegemer, som optager og transporterer ilt i blodet.

hydraulisk ledningsevne; jordens vandledende evne.

K kalibrering; justering ved brug af en anerkendt standard eller metode.

kolloider; mikroskopiske partikler med størrelse op til 1/5000 mm (0,2 mikrometer). Bundfældes ikke i vanding opslemning.

kvælstof; grundstoffet kvælstof, som kemisk betegnes N, indgår f.eks. i nitrat og ammonium (se d.)

kvælstofilter; forbindelser mellem kvælstof og ilt, som dannes ved forbrænding, f.eks. af benzin, kul, halm og olie. Den kemiske betegnelse er NO_x , hvor x kan variere.

L lineær regressionsanalyse; matematisk-statistisk analyse af et datamateriale.

M markkapacitet; jordens vandholdende evne efter vandmætning og nedsvivning er ophørt.

mineraljorder; jorder som hovedsagelig består af mineralske partikler.

mineralisering; frigørelse af mineralstoffer ved nedbrydning af plantester og andre organiske stoffer.

methæmoglobin; hæmoglobin, som ved forgiftning har mistet evnen til at transportere ilt.

N naturgødning; næringsholdig gødning fra husdyr og plantemateriale, f.eks. gylle, staldgødning, kompost o.lign. Består hovedsageligt af organisk stof og uorganiske næringssalte.

nitrat; salt af salpetersyre. Den form, hvorpå grundstoffet kvælstof (som kemisk betegnes N) hyppigst forekommer som tilgængeligt næringsstof for planter i gennemluftet jord.

nitrationer; opstår ved opløsning af nitrater (se d.) i vand, er en negativ ladet ion, som bevæger sig i jord med det nedsivende vand. Kan omdannes mikrobielt til ammonium under iltfri betingelser. Den kemiske betegnelse er NO_3^- .

nitrifikation; omdannelse af forskellige kvælstofforbindelser til nitrat ved mikrobiologiske processer.

nitrit; salte af salpetersyrling. En form, hvorpå kvælstof (som betegnes N), kan forekomme i naturen. Kan mikrobiologisk omdannes til nitrat. Den kemiske betegnelse for nitritioner er NO_2^- .

nitrosaminer; kræftfremkaldende stoffer, som bl.a. dannes ved kemisk reaktion mellem nitrit (se d.) og organisk aminer (se d.).

NO_x ; se kvælstofilter.

O organisk stof; et stof, som kemisk er opbygget ud fra kulstof og brint, og som hyppigt også indeholder ilt, kvælstof, svovl m.m. Naturligt, organisk stof dannes af levende organismer, f.eks. planter og alger, hvis hovedbestanddele er organisk stof. Gylle, halm og staldgødning består også for en stor del af organisk stof. Humus er organisk stof af kompliceret opbygning, som er dannet ved nedbrydning af dødt, biologisk materiale, se iøvrigt uorganisk stof.

organiske aminer; kulstofforbindelser, som kemisk er dannet ud fra ammoniak. Til denne stofgruppe hører bl.a. aminosyrer og proteiner.

orthofosfat; salte af fosforsyre.

P PE; person-ekvivalenter.

perkolat; væske, der er sivet gennem et porøst materiale, f.eks. jord.

perkolationstid; den tid, det tager for en væske at sive igennem en given lagtykkelse på et porøst materiale.

pH-værdier; surhedsgraden. 7 er neutral, mindre end 7 er sur og større end 7 er basisk.

PO_4^{-3} ; se fosfat.

poregeometri; den rumlige opbygning af porer, hulrum og sprækker i jorden.

R rodzonen; det øverste jordlag ned til ca. 1 meters dybde, hvor bl.a. iltforholdene muliggør rodvækst.

S sediment; aflejring af faste partikler.

sedimentering; bundfældning af faste partikler.

sigtdybde; den dybde, hvori en plade med bestemt form og farve en synlig, når den nedsænkes i vand.

springlag; vandlag i en sø eller et havområde, som er adskilt på grund af forskelle i massefylde, f.eks. som følge af forskelle i temperatur eller saltkoncentration.

storkreatur; måleenhed, der bl.a. benyttes i forbindelse med beregning af husdyrgødningsproduktion. Enheden svarer til 1 malkeko.

T tekstur; jordens sammensætning af f.eks. grovsand, finsand, silt og lerminerale.

total-N; totale mængde kvælstof, som oftest forefindes i mange forskellige kemiske forbindelser.

total-P; totale mængde fosfor, som oftest forefindes i mange forskellige kemiske forbindelser.

TN; se total-N.

TP; se total-P.

tørdeposition; nedfald af (tørre) partikler og gasser fra atmosfæren.

U uorganisk stof; en kemisk forbindelse, som ikke indeholder kulstof samt kultveilte, kulilte og enkelte andre lignende stoffer. Handelsgødning er sædvanligvis uorganisk stof. Se iverigt organisk stof.

V visuel bedømmelse; vurdering af et talmateriale ved afbildning på en figur uden matematisk-statistisk vurdering.

våddeposition; nedfald af partikler og gasser fra atmosfæren med nedbør.



trykt på genbrugspapir

ISBN 87-503-5102-8

Stougaard Jensen/København

Fu 00-245

Vedtaget af Folketinget ved 2. (sidste) behandling den 31. maj 1985

NPO - handlingsplan

Folketingsbeslutning

om nedbringelse af forureningen med næringssalte og organisk stof

Folketinget opfordrer regeringen til at gennemføre følgende foranstaltninger til nedbringelse af forureningen med næringssalte og organisk stof:

1. Landbrug

1. Konkrete foranstaltninger mod forurening fra gødning og ensilage:

A. Møddingsforholdene bringes i orden, uanset om møddingerne er etableret før eller efter miljølovens ikrafttræden den 1. oktober 1974.

Foranstaltningerne udmøntes i miljøreglementet og udformes således, at der ikke stilles krav om anvendelse af bestemte materialer, men krav til anlæggenes funktion.

Den gældende miljølovgivning indeholder allerede bestemmelser, der har til formål at beskytte grundvand og overfladevand mod forurening fra landbruget og mod forurening med spildevand. Borgere og myndigheder er forpligtet til at følge disse bestemmelser. Miljøministeren skal sikre, at der sker en effektivisering af tilsynet, som medfører, at disse bestemmelser overholdes.

B. Landbrugsejendomme med husdyrhold over 20 storkreaturer skal have møddingssteder, ajle- og gylle- og møddingsaftbeholdere med en kapacitet svarende til mindst 6 måneders produktion, beregnet ud fra, at dyrene er på stald. Der kan dispenseres fra opbevaringskravene, når det godtgøres, at gødningen kan udbringes forsvarligt, eller at gødningen kan bringes til fælles opbevaringsanlæg, f.eks. i forbindelse med biogasanlæg eller i forbindelse med mere økologiske driftsformer.

Senest ved udgangen af 1986 klarlægges en løsning på opbevaringsproblemerne og finansiering for brug på under 20 storkreaturer.

Foranstaltningerne udmøntes i miljøreglementet efter samme princip som under A.

C. Vand fra tage og andre befæstede arealer må ikke ledes til møddingssteder, ajlebeholdere eller lignende.

Foranstaltningerne udmøntes i miljøreglementet.

D. Saftgivende ensilage skal opbevares på uigennemtrængelig bund med afløb til samlebrønd eller lignende eller i silo med tilsvarende afløb.

Foranstaltningerne udmøntes i miljøreglementet.

E. Flydende husdyrgødning må ikke bringes ud på markerne i perioden fra høst til 15. oktober, fra 1987 dog 1. november med mulighed for en regional dispensation. Det gælder dog ikke på bevoksede arealer og på arealer, hvor der er afgrøder den følgende vinter. For visse jordbundstyper kan forbudet mod udbringning af flydende husdyrgødning ophæves, hvis der foretages nedmuldning af tilstrækkelige mængder halm. Flydende husdyrgødning må endvidere under nærmere af ministeren fastsatte regler ikke udbringes på frossen jord. Flydende husdyrgødning, der bringes ud på ubevoksede arealer, skal nedfældes hurtigst muligt og så vidt muligt inden for 24 timer.

F. Markafbrænding af halm bringes til ophør inden for beslutningsforslagets tidsrammer. I bekendtgørelsen åbnes der op for dispensationsmuligheder.

G. Store husdyrbrug miljøgodkendes på linje med andre produktionsvirksomheder. Det skal fastlægges i bekendtgørelsesform, hvilke husdyrbrug der er omfattet af dette krav. Ved fastlæggelsen kan bl.a. følgende kriterier tænkes anvendt: antallet af husdyr, ejendommens beliggenhed i forhold til anden bebyggelse og i forhold til særligt forureningsfølsomme områder.

H. Anvendelsen af markmøddinger afvikles inden den 31. december 1989. De kan dog tillades bl.a. for ejendomme i landsbyer, når det godtgøres, at der ikke kan etableres en lovlig »gårdmødding« med tilstrækkelig kapacitet. De kan også tillades for kompost med højt tørstofindhold.

Foranstaltningerne udmontes i miljøreglementet.

I. Der fastsættes generelle regler, som sikrer harmoni mellem husdyrhold og jordtilligende. Herved forstås indtil 2 storkreaturer pr. ha (hvilket svarer til ca. 170 kg N pr. ha pr. år). Har man større husdyrhold, skal der foreligge længerevarende skriftlige aftaler, der sikrer, at overskydende gødning kan afsættes til andre ejendomme, til fællesanlæg eller biogasanlæg.

Foranstaltningerne udmontes i miljøreglementet.

J. Miljøministeren fremsætter straks i næste folketingsår lovforslag til miljøstøtteordning til finansiering af beslutningsforslaget i perioden 1986-89.

2. Forsknings-, udviklings- og/eller udredningsvirksomhed

Forsknings-, udviklings- og/eller udredningsvirksomheden skal belyse:

- 1) Forskellige kulturtekniske foranstaltningers indflydelse på næringsstoffabet, herunder betydningen af gødsning (type, mængde, udbringningstidspunkt og -måde), afgrødevalg, efterafgrøder, halmnedmuldning og jordbehandling.
- 2) Undergrundens evne til at fjerne nitrat og forskellige grundvandsmagasiners følsom-

hed for et givet kvælstofab.

- 3) Jorderosionens bidrag til belastningen af overfladevand med fosfor undersøges.
- 4) Næringsstofforsørens betydning for eutrofieringen af søer, vandløb, kystnære områder og hav.
- 5) Effekten af gødnings- og dyrkningsfrie zoner langs vandløb.
- 6) Muligheden for begrænsning af ammoniakfordampningen fra stalde, gødningsoplag og gødningsudbringning undersøges.
- 7) De miljø- og landbrugsmæssige aspekter i anvendelsen af husdyrgødning til energifremstilling belyses nærmere.
- 8) Begrebet marginaljord, set i økonomisk og økologisk perspektiv.
- 9) Strukturudviklingen i landbruget og dens betydning for miljøets næringsstofbelastning.

Den forskning, der løbende igangsættes, vil blive koordineret med anden forskning inden for området.

II. Dambrug

Tilsynet med overholdelse af bestemmelserne vedrørende dambrug skal styrkes.

III. Spildevand

Spildevandsrensningen skal forbedres specielt med henblik på at nedbringe fosforforureningen. Kommunerne skal derfor gennemføre en mere effektiv spildevandsrensning på de kommunale spildevandsrensningsanlæg. Tilsynet med virksomheder m.v., der har eget spildevandsanlæg, skal effektiviseres.

IV. Kraftværker og trafik m.v.

Udsendelsen af kvælstofilter reduceres i de kommende år.

V. Evaluering

Miljøministeren afgiver inden udgangen af 1987 en redegørelse til miljø- og planlægningsudvalget om resultaterne af den øgede indsats mod NPO-forureningen.

ISBN 87-503-5102-8
Stougaard Jensen/København
Fu 00-245
Pris kr. 100,- incl. moms