



**Danmarks Miljøundersøgelser**  
Miljøministeriet

NOVANA

# Vandløb 2004

*Faglig rapport fra DMU, nr. 554*

*[Tom side]*



**Danmarks Miljøundersøgelser**  
Miljøministeriet

---

NOVANA

# Vandløb 2004

*Faglig rapport fra DMU, nr. 554*  
**2005**

*Jens Bøgestrand (red.)*

# Datablad

Titel:	Vandløb 2004
Undertitel:	NOVANA
Redaktør:	Jens Bøgestrand (red.)
Afdeling:	Afdeling for Ferskvandsøkologi
Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 554
Udgiver:	Danmarks Miljøundersøgelser© Miljøministeriet
URL:	<a href="http://www.dmu.dk">http://www.dmu.dk</a>
Udgivelsestidspunkt:	Oktober 2005
Redaktionen afsluttet:	September 2005
Faglig kommentering:	Amterne i Danmark
Finansiell støtte:	Ingen ekstern finansiering.
Bedes citeret:	Bøgestrand, J. (red.) 2005: Vandløb 2004. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser. 82 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 554 <a href="http://faglige-rapporter.dmu.dk">http://faglige-rapporter.dmu.dk</a>  Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.
Emneord:	Vandløb, miljøtilstand, overvågning, NOVA 2003
Layout:	Anne-Dorthe Villumsen
Tegninger/fotos:	Grafisk Værksted, Silkeborg
ISBN:	87-7772-891-2
ISSN (elektronisk):	1600-0048
Sideantal:	82
Internet-version:	Rapporten findes kun som PDF-fil på DMU's hjemmeside <a href="http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR554.pdf">http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR554.pdf</a>
Supplerende oplysninger:	NOVANA er et program for en samlet og systematisk overvågning af både vandig og terrestrisk natur og miljø. NOVANA erstattede 1. januar 2004 det tidligere overvågningsprogram NOVA-2003, som alene omfattede vandmiljøet.
Købes hos:	Miljøministeriet Frontlinien Rentemestervej 8 2400 København NV Tlf. 70 12 02 11 <a href="mailto:frontlinien@frontlinien.dk">frontlinien@frontlinien.dk</a> <a href="http://www.frontlinien.dk">www.frontlinien.dk</a>

# Indholdsfortegnelse

Forord 5

Sammenfatning 7

**1 Datagrundlag og databehandling 9**

1.1 Om overvågningsprogrammet 9

1.2 Sådan vurderes miljøtilstanden 9

**2 Klima og afstrømning 13**

2.1 Klima og afstrømning i 2004 13

**3 Biologisk vandløbskvalitet 17**

3.1 Revision af stationsnettet for 2004 17

3.2 Tilstand og målsætningsopfyldelse i 2004 18

3.3 Udvikling i den biologiske vandløbskvalitet 20

**4 Kvælstof i vandløb 21**

4.1 Tilstanden i 2004 21

4.2 Udvikling siden 1989 22

4.3 Udviklingen i længere perspektiv 23

4.4 Kilder til kvælstof i vandløb 23

**5 Fosfor i vandløb 25**

5.1 Tilstanden i 2004 25

5.2 Udviklingen siden 1989 26

5.3 Kilder til fosfor i vandløb 27

**6 Miljøfremmede stoffer 29**

6.1 Tilstanden i 2004 29

6.2 Tilførsel til havet 33

**7 Vand- og stoftilførsler med ferskvand til marine kystafsnit 39**

7.1 Stofftilførslerne til marine kystafsnit i 2004 39

7.2 Udvikling i den samlede vand- og stoftilførsel til de marine kystafsnit 41

Referencer 45

Fokus 2005:

Fosfor – afprøvning og udvikling af metoder til estimation af transport 47

Karakterisering af udvalgte referencevandløb (NOVANA 2005) 71

Danmarks Miljøundersøgelser

Faglige rapporter fra DMU

*[Tom side]*

# Forord

Denne rapport er udarbejdet af Danmarks Miljøundersøgelser som et led i den landsdækkende rapportering af det Nationale program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen (NOVANA), som fra 2004 har afløst NOVA, det tidligere overvågningsprogram. NOVANA er fjerde generation af nationale overvågningsprogrammer med udgangspunkt i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram, iværksat efteråret 1988.

Hensigten med Vandmiljøplanens Overvågningsprogram var at undersøge effekten af de reguleringer og investeringer, som er gennemført i forbindelse med Vandmiljøplanen (1987). Systematisk indsamling af data gør det muligt at opgøre udledninger af kvælstof og fosfor til vandmiljøet samt at registrere de økologiske effekter, der følger af ændringer i belastningen af vandmiljøet med næringssalte. Med NOVANA er programmet udvidet til at omfatte både vandmiljøets tilstand i bredeste forstand og miljøfremmede stoffer og tungmetaller. Programmet omfatter nu også overvågning af arter og naturtyper, herunder terrestrisk natur.

Danmarks Miljøundersøgelser har som sektorforskningsinstitution i Miljøministeriet til opgave at forbedre og styrke det faglige grundlag for de miljøpolitiske prioriteringer og beslutninger. En væsentlig del af denne opgave er overvågning af miljø og natur. Det er derfor et naturligt led i Danmarks Miljøundersøgelsers opgave at forestå den landsdækkende rapportering af overvågningsprogrammet inden for områderne ferske vande, marine områder, landovervågning, atmosfæren, samt arter og naturtyper.

I overvågningsprogrammet er der en klar arbejdsdeling og ansvarsdeling mellem amterne og Københavns og Frederiksberg kommuner og de statslige myndigheder.

Rapporterne "Vandløb" og "Søer" er således baseret på amtskommunale data og rapporter om overvågningen af de ferske vande.

Rapporten "Marine områder 2004. Miljøtilstand og udvikling" er baseret på amtskommunale data og rapporter om overvågningen af kystvande og fjorde samt Danmarks Miljøundersøgelsers og vore nabolandes overvågning af de åbne havområder.

Rapporten "Landovervågningsoplande" er baseret på data indberettet af amtskommunerne fra 7 overvågningsoplande og er udarbejdet i samarbejde med Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse.

Endelig er rapporten "Atmosfærisk deposition 2004" baseret på Danmarks Miljøundersøgelsers overvågning af luftkvaliteten i Danmark.

*[Tom side]*



## Sammenfatning

Vandløbenes biologiske kvalitet er forbedret siden 1994, vurderet på baggrund af smådyrene efter Dansk Vandløbs Fauna Index (DVFI). Sammensætningen af smådyrsfaunaen indikerer, at flere og flere vandløb kan siges at være af god kvalitet med ingen eller kun svag menneskelig påvirkning. I 2004 blev 51 % af de overvågede vandløb bedømt således mod kun 42 % i 1994. Tilsvarende er der blevet færre vandløb med en dårlig tilstand. Forbedringerne i den økologiske vandløbskvalitet skyldes formentlig en kombination af forbedret vandkvalitet og forbedrede fysiske forhold i vandløbene, især som følge af en mere skånsom vandløbsvedligeholdelse.

Koncentrationen af næringsstofferne kvælstof og fosfor i vandløbene er faldet siden 1989. Kvælstofkoncentrationen er i gennemsnit reduceret med cirka 29 %, fosfor med cirka 27 %. For kvælstof skyldes det mest en reduceret udvaskning fra de dyrkede arealer. Der er dog også sket store reduktioner i udledninger med spildevand og fra dambrug (punktkilder), men disse forureningskilder er af relativ lille betydning hvad angår kvælstof. For fosfors vedkommende er det derimod navnlig den store indsats til reduktion af udledningen med spildevand, der ligger til grund. Der er sket et meget tydeligt fald i koncentrationen af fosfor i vandløb med udledninger af spildevand eller dambrug, mens der ikke ses nogen entydig ændring i vandløb i det dyrkede land. Koncentrationerne af kvælstof og fosfor er dog stadig henholdsvis 4-5 gange og 2-3 gange så høj som det, man finder i upåvirkede naturvandløb, målt som gennemsnit for hele landet.

Der ses tilsvarende tendenser for den samlede danske tilførsel af kvælstof og fosfor til havet. Reduktionen i kvælstof-, og især fosforudledningen er dog endnu større på grund af forbedret spildevandsrensning på de store punktkilder med direkte udledning til havet. Der er således sket et signifikant fald i den samlede klimakorrigerede tilførsel af både kvælstof (ca. 43 %) og fosfor (ca. 77 %) til havet siden 1989. Hvis man derimod ser på den diffuse tilførsel, er der kun sket et fald hvad angår kvælstof, mens der for fosfor ikke kan påvises en tydelig udvikling på landsplan.

Der kan påvises sprøjtemidler i mange vandløb. Der er fundet glyphosat eller dets nedbrydningsprodukt AMPA i 97 % af samtlige analyser, men også en række andre pesticider er fundet med varierende hyppighed. Nogle langsomt nedbrydelige sprøjtemidler findes stadig vidt udbredt i vandløbene selvom de ikke har været i brug i en årrække. Det gælder for eksempel BAM, et nedbrydningsprodukt af dichlobenil som blev forbudt i 1997.

Tjærestoffer (PAH'er) findes hyppigt i koncentrationer op til 100 gange vandkvalitetskriteriet, mens tungmetaller kun enkelte gange er målt i koncentrationer over kvalitetskriteriet.

*[Tom side]*

# 1 Datagrundlag og databehandling

Jens Bøgestrand

## 1.1 Om overvågningsprogrammet

*NOVANA formål*

Det Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen (NOVANA) har som formål både at følge resultaterne af de tiltag, der blev vedtaget under vandmiljøplanen, og at tilgodese en række andre behov, herunder forpligtelser overfor EU, HELCOM, OSPAR og andre internationale organer.

*Stationsnet og måleprogram*

Der indgår 223 vandkemiske målestationer i NOVANA. Måleprogrammet omfatter vandføring samt en række fysiske og kemiske parametre. Næringsstofferne kvælstof og fosfor samt organisk stof er vigtige elementer, men der indgår også pH, vandtemperatur og andre fysiske parametre. Desuden tilvejebringes en række oplandsrelaterede informationer omfattende oplandsafgrænsning, arealanvendelse, jordtype, spildevandsudledninger, dyrkningspraksis m.m.

*Tungmetaller og miljøfremmede stoffer*

På 5 målestationer i større vandløb måles der koncentrationer af en række tungmetaller og miljøfremmede stoffer. Det drejer sig om 18 pesticider (ukrudtsmidler) eller nedbrydningsprodukter heraf, 28 andre organiske forbindelser (mest tjærestoffer, PAH), og 5 tungmetaller. Fælles for stofferne er, at de kan have en direkte giftvirkning eller kan akkumuleres i fødekæden. Stoffernes herkomst spænder derimod både over jordbrug, forbrændingsprocesser og andre kilder.

*Vandløbsøkologi*

På 800 stationer udføres et økologisk undersøgelsesprogram for at vurdere den økologiske tilstand i vandløbene og på de vandløbsnære arealer. Der laves således undersøgelser af både bunddyrsfauna, vegetation, fysiske forhold og fiskebestand. Der indsamles også oplysninger om menneskelige påvirkninger af vandløbene for at belyse sammenhængen mellem disse faktorer og den økologiske tilstand. Denne viden er nødvendig for at kunne forvalte vandløbsmiljøet effektivt. Undersøgelserne foretages generelt i en 3- eller 6-årig cyklus, men i 250 af vandløbene laves desuden en kvalitetsbedømmelse ud fra dansk vandløbsfauna indeks (DVFI) hvert år.

På yderligere 50 lokaliteter i 12 større vandløbssystemer (det intensive program) foretages årlige undersøgelser af de fleste parametre med henblik på en bedre belysning af årsager og virkning, tidlig udvikling og interaktioner mellem de øvre og nedre dele af vandløbene.

## 1.2 Sådan vurderes miljøtilstanden

Gennem overvågningsårene har der været nogle gennemgående principper for databehandling, analyse og præsentation.

*Beregningsmetoder*

Hvis intet andet er nævnt, er gennemsnit beregnet som tidsvægtede for at tage højde for, at målingerne ikke er jævnt fordelt over året. I relation til stoftransport er der dog ofte anvendt vandføringsvægtede

gennemsnitskoncentrationer, som tager højde for svingninger i vandføring, både over året og fra år til år. De beregnes ved for en given periode at dividere den samlede stoftransport med den samlede vandafstrømning.

#### Typeoplande og typevandløb

I mange af rapportens analyser inddeles vandløbsstationerne i klasser på grundlag af karakteren af menneskelig påvirkning i oplandet (tabel 1.1).

*Tabel 1.1* Stationstyper i vandløb. I kriterier for opdeling af typeoplande er der i punktkildebidraget ikke medregnet spildevand fra spredt bebyggelse. Antal stationer fordelt på oplandstyper anvendt i tidsserie-analyse (1989-2004) og aktuelt 2004. Oplandstyper for tidsserie-analyser opgjort efter situation i 1991.

Oplandstype		1989-2004	2004
		tidsserie-analyser	aktuel status
		type 91	type 04
Naturoplande *	Type 1	7	10
Vandløb i dyrkede oplande (P) dyrkningsgrad > 15 % bebyggelse < 50 % punktkildebidrag < 25 g P/ha, 0,5 kg N/ha	Type 2	38	62
Vandløb i dyrkede oplande (N) dyrkningsgrad > 15 % bebyggelse < 50 % punktkildebidrag < 0,5 kg N/ha	Type 3	60	100
Vandløb med punktkilder punktkildebidrag > 0,5 kg N/ha	Type 4	75	60
Vandløb med dambrugsudledninger P fra dambrug > 30 % af total transport > 40 % af punktkildebidrag	Type 5	15	4
Vandløb i bebyggede områder > 50 % bebyggelse	Type 6	4	5

\* undersøges kun hvert tredje år (2003, 2006, etc.) siden 2003

Mange vandløb har skiftet klasse siden overvågningsprogrammets start, fx på grund af reduceret spildevandstilledning eller nedlæggelse af dambrug.

Kriterierne for dyrkede oplande er lidt forskellige for kvælstof og fosfor. Antallet af stationer i denne kategori er derfor ikke det samme i kvælstof- og fosforkapitlerne.

#### Udviklingen gennem årene

Udviklingen i vandkvalitet og stoftransport vurderes ud fra resultaterne fra de ca. 150 vandløbsstationer, som har været i drift siden 1991 eller tidligere. Ved analyse af udviklingen i de forskellige typer af vandløb anvendes typeinddelingen fra 1991. Enkelte vandløbsstationer udelades, hvis der er en nærliggende station i det samme vandløb, ligesom afløb fra søer ikke anvendes. Udviklingen i koncentrationer testes statistisk med en non-parametrisk metode, som søger at eliminere år-til-år variationer, der skyldes forskelle i afstrømning (Larsen, 1999). Resultaterne af testen bruges desuden til at

beregne estimater af koncentration og stoftransport, som er korrigeret for vandføring/afstrømning.

Langtidsudviklingen i kvælstoftransport vurderes desuden ud fra resultater fra 55 vandløb, hvorfra der også foreligger målinger fra før overvågningsprogrammets start i 1989.

*Tilførsel af kvælstof, fosfor og organisk stof til havet*

Ca. 170 vandløbsstationer, som ligger tæt på vandløbets udmunding i havet, anvendes ved beregning af tilførslen af kvælstof, fosfor og organisk stof til havet. Oplandet til disse stationer dækker ca. 57 % af Danmarks areal. I de 170 stationer indgår nogle af amternes regionalt drevne stationer, som udgør 5-10 % af den arealmæssige dækning. Stoftilførslen fra den resterende del af landets areal (det umålte opland) samt direkte spildevandsudledninger i havet opgøres efter metoden beskrevet af Svendsen (1998).

Tilførslen af tungmetaller og miljøfremmede stoffer til havet opgøres for de 5 målestationer hvis opland dækker omkring 11% af Danmarks areal. Der bruges samme beregningsmetode som for næringsstofferne. Værdier under detektionsgrænsen behandles efter forskrifterne i HELCOM.

*Tilførsel fra forskellige forureningskilder*

For at vurdere betydningen af forskellige forureningskilder er bidraget til den samlede stoftransport fra disse opgjort. Dette gøres både for de enkelte vandløbsstationer og for den samlede stoftransport til havet. Beregningsmetoderne er detaljeret beskrevet i *Svendsen 1998*, men går i korthed ud på, at man på basis af den kendte samlede stoftransport samt det kendte bidrag fra en række punktkilder (byspildevand, industri m.m.) beregner bidraget fra det åbne land som differensen mellem punktkildebidraget og den samlede transport. Baggrundsbidraget, som er den arealspecifikke stofafstrømning, der ville være for det samlede opland, hvis det lå hen som natur, beregnes ved at anvende målinger fra naturoplande som reference.

*[Tom side]*

## 2 Klima og afstrømning

Niels Bering Ovesen

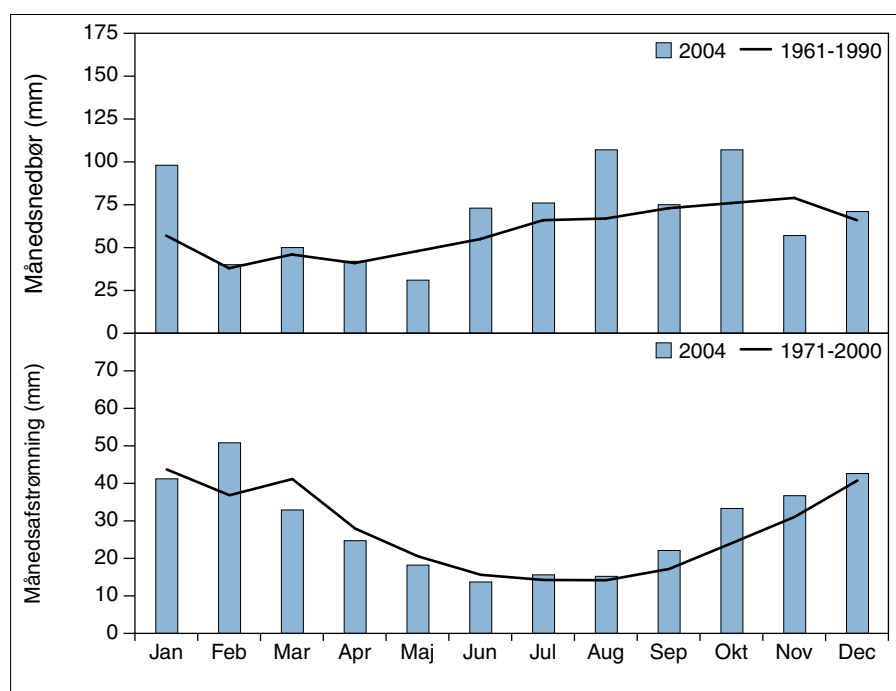
Mængden af nedbør og andre klimatiske faktorer har stor betydning for tilførslen af næringsstofferne kvælstof og fosfor til havet. Et år med meget nedbør giver en stor udvaskning og en stor tilførsel af næring til havet. Dette giver en større risiko for algeopblomstring og iltvind end i et år med gennemsnitlig nedbør.

Vejret i de enkelte år skal derfor tages i betragtning når man vurderer udviklingen i næringsstofftilførslen til havet.

### 2.1 Klima og afstrømning i 2004

Vejret i 2004 var som helhed noget varmere og vådere end normalt. Middeltemperaturen var 8,7 °C, hvilket er cirka en grad over normalen (1961-90). Nedbørmængden blev i gennemsnit for landet på 827 mm mod normalt 712 mm. Dermed har 6 ud af de seneste 7 år alle var mere nedbørrige end normalt. Nedbøren var samtidig noget atypisk fordelt over året, idet maj var meget tør, hvorimod det i sommermånederne juni til august samt i januar og oktober regnede væsentligt mere end normalt. (Cappelen & Jørgensen, 2005) (figur 2.1).

Figur 2.1 Månedsnedbør i Danmark i 2004 sammenlignet med normalen 1961-90. Månedsmiddel ferskvandsafstrømning fra Danmark i 2004 og middel for 1971-2000.

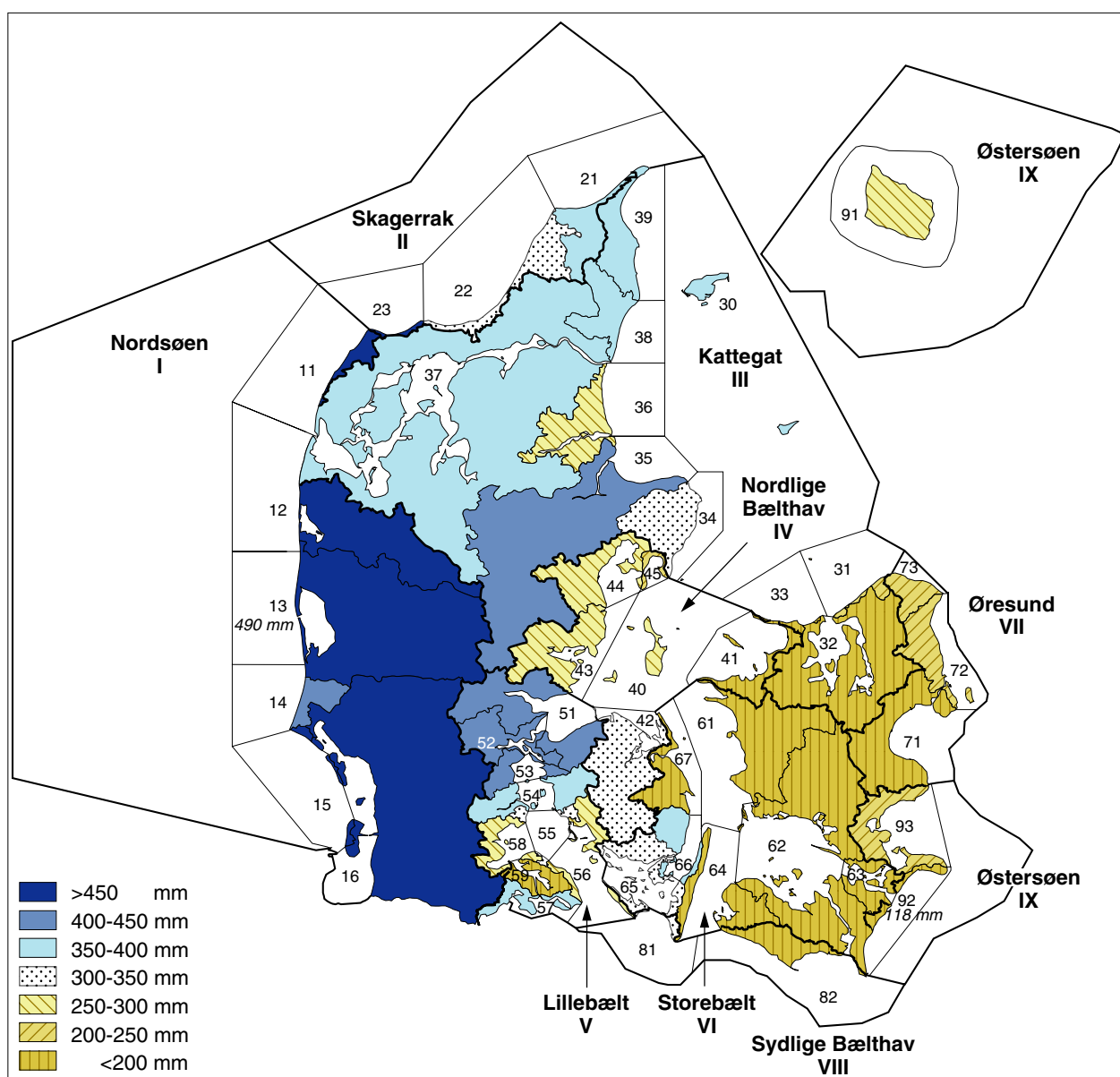


VA05 - Fig. 2.1

Den samlede ferskvandsafstrømning til de danske farvande er for 2004 opgjort til ca. 14.930 millioner m<sup>3</sup> svarende til en arealspecifik afstrømning fra Danmark på 347 mm. Det er lidt mere end normalt, og det var i efterårsmånederne samt februar afstrømningen var over normalen og i marts og april var den lidt lavere. (figur 2.1). I bilag 2.1 findes en detaljeret opgørelse på månedsplan for ferskvandsafstrøm-

ningen til de 49 2. ordens kystafsnit. Beregningsmetode findes i Bøgestrand et al. 2001. I forbindelse med overgangen til det nye overvågningsprogram er enkelte målestationer blevet nedlagt, og der er derfor sket en udskiftning af nogen få af de stationer, der indgår i opgørelsen af afstrømningen.

Afstrømningsforholdene udviser ligesom nedbøren en stor geografisk variation i 2004 (figur 2.2). Oplandene til farvandsområderne i det sydlige Bælthav, Storebælt, Østersøen og Øresund havde de laveste ferskvandsafstrømninger, typisk mellem 150 og 250 mm. De største afstrømninger forekom som normalt til farvandsområderne i Nordsøen med et niveau på mellem 450 og 500 mm. I det vestlige Danmark (Jylland) var afstrømningen generelt lidt over det normale, hvorimod den i det østlige var meget nær normalen.



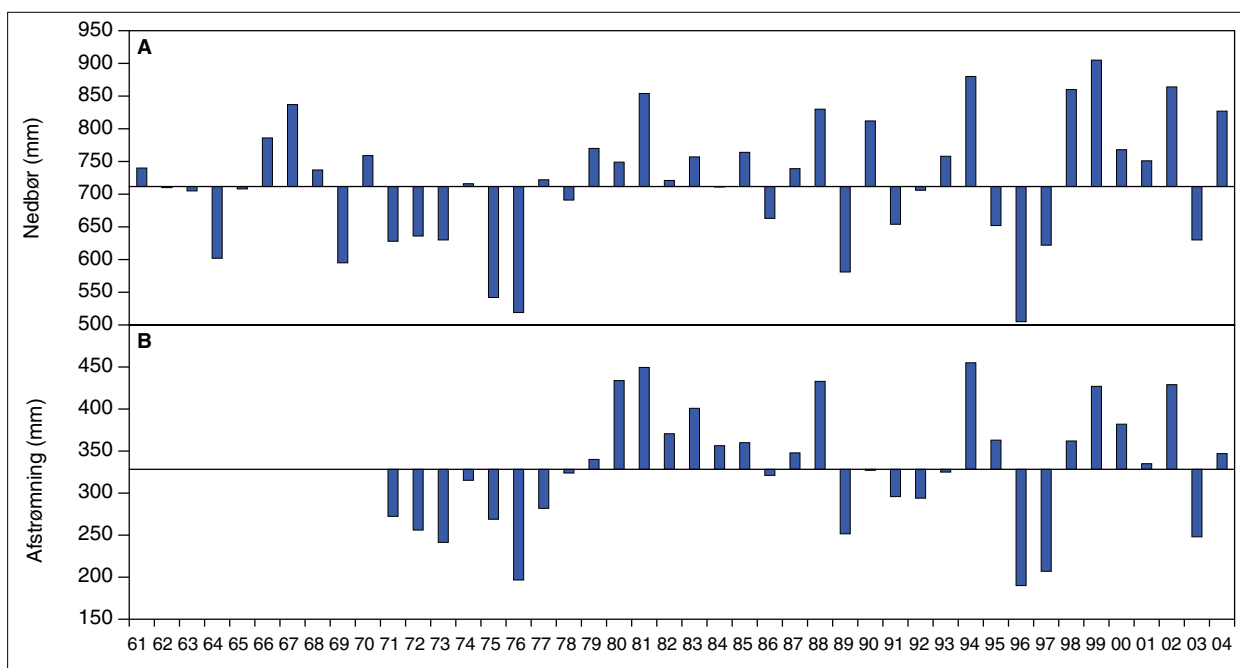
VA05 - Fig. 2.2

Figur 2.2 Ferskvandsafstrømningen (i mm) til de 49 2. ordens marine kystafsnit i 2004.



Årets samlede afstrømning var ca. 6 % over middelfafstrømningen for perioden 1971–2000, der er på 328 mm (ca. 14.100 millioner m<sup>3</sup>) (figur 2.3). Der var i 2004 en vis uoverensstemmelse mellem ferskvandsafstrømningen og nedbøren i forhold til normalt (figur 2.3). Nedbøren er væsentligt over normalen, hvorimod afstrømningen kun er meget lidt over. Det skyldes forsinkelse i afstrømningens respons på nedbøren og variation i grundvandsmagasinerne indhold efter 2003, der var relativt tørt.

Efter 2003, hvor nedbør og afstrømning således var noget under normalen, er det muligt, at der ved indgangen til 2004 har ligget ekstra mængder af næringsstoffer i jorden. Sammen med den store afstrømning, har dette givet gunstige betingelser for en ekstraordinært stor udvaskning af næringsstoffer til vandmiljøet i begyndelsen af 2004.



VA05 – Fig. 2.3

Figur 2.3 Årsnedbøren for Danmark i perioden 1961-2004 angivet i forhold til normalen 1961-90 (A) og ferskvandsafstrømningen for Danmark i perioden 1971-2004 angivet i forhold til middel for perioden 1971-2000 (B).

*[Tom side]*

### 3 Biologisk vandløbskvalitet

*Jens Skriver*

Vandløbenes biologiske kvalitet bedømmes hvert år ud fra sammensætningen af smådyrfaunaen fra en række danske lokaliteter. Tilstanden udtrykkes ved hjælp af Dansk Vandløbsfaunaindeks (DVFI) som antager værdier (faunaklasser) fra 1 til 7 hvor værdien 7 angiver den bedste tilstand.

En lav værdi for DVFI findes tit i vandløb med dårlige iltforhold på grund af forurening med let omsætteligt organisk stof. Der er også tit en lav DVFI-værdi i vandløb med dårlige fysiske forhold som for eksempel vandløb der vedligeholdes hårdt med udretning, opgravning, uddybning og grødeskæring. Et naturligt bugtet vandløb som får lov at passe sig selv, vil ofte have en høj værdi for DVFI.

Der er ikke en samlet målsætning for den biologiske kvalitet af danske vandløb, men de enkelte vandløb er målsat af de regionale myndigheder. Herudover er der i EU's habitatdirektiv kriterier for gunstig bevaringsstatus for bestemte typer af vandløb.

#### 3.1 Revision af stationsnettet for 2004-09

Stationsnettet med prøvetagninger af smådyrfaunaen er blevet revideret i forbindelse med NOVANA programmet (Pedersen & Baattrup-Pedersen 2003). Det tidligere stationsnet med 1053 stationer med årlig prøvetagning er ændret til fremover at udgøre 800 stationer med variabel prøvetagningsfrekvens (Pedersen & Baattrup-Pedersen 2003). Der er udvalgt 250 stationer i det ekstensive net som gennemføres med årlig DVFI prøvetagning (tabel 3.1). Samtidig med revisionen af stationsnettet og prøvetagningsfrekvensen er kravet til identifikationsniveau af faunaen ændret således at dette fremover er artsniveau for alle grupper hvor dette er muligt (Pedersen & Baattrup-Pedersen 2003).

*Tabel 3.1* Fordeling af stationer med DVFI prøvetagning i NOVANA programmet for 2004-09.

	små	store	I alt	Heraf med årlig DVFI
Ekstensivt net	531	142	673	250
Reference net	105	22	127	-
	636	164	800	

I forbindelse med udvælgelsen af det nye stationsnet er der lagt vægt på at bevare eksisterende tidsserier, samt repræsentativitet i forhold til vandløbsstørrelser, målsætninger og aktuel miljøtilstand. Som følge af reduktionen fra 1053 til 250 stationer med årlige bedømmelser har repræsentativiteten imidlertid ikke kunnet opfyldes i fuldt omfang og kun 65 af stationer har en tidsserie siden 1994. Fra 1999 er tidsserien dog intakt for ca. 235 stationer.

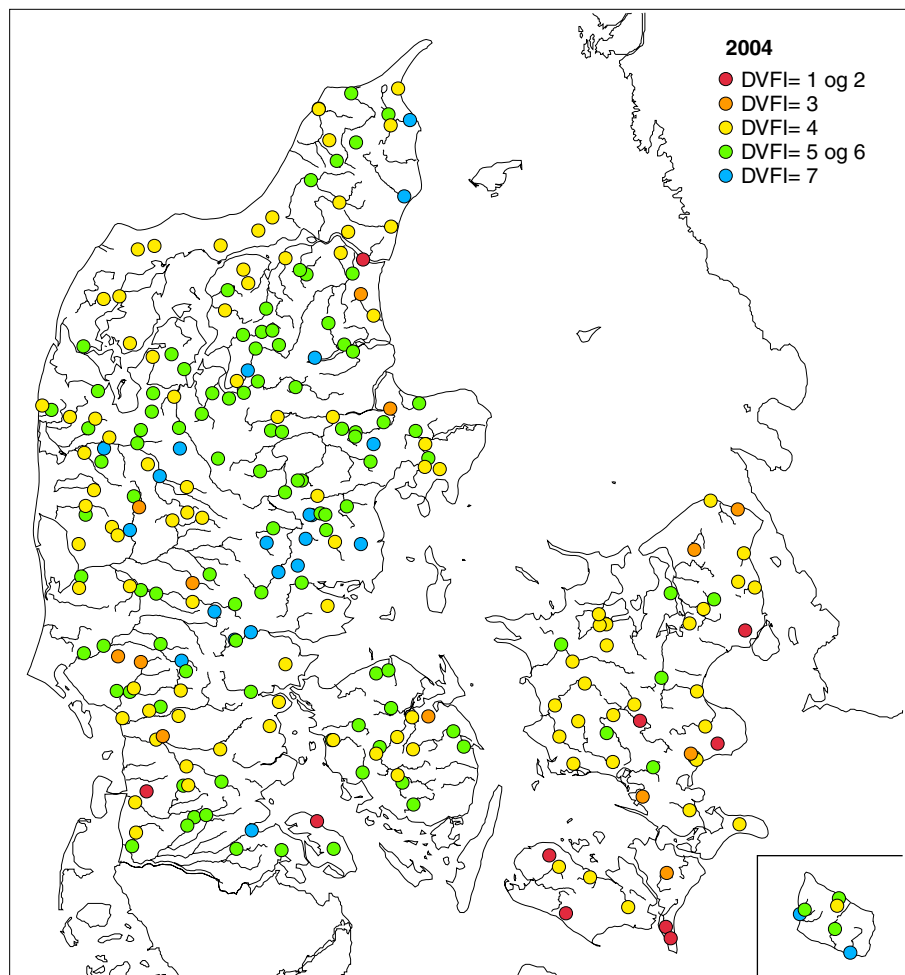
### 3.2 Tilstand og målsætningsopfyldelse i 2004

Vandløbenes biologiske kvalitet bedømmes fremover hvert år ud fra sammensætningen af smådyrfaunaen på 250 lokaliteter. Tilstanden udtrykkes ved hjælp af Dansk Vandløbsfaunaindeks (DVFI), som antager værdier (faunaklasser) fra 1 til 7, hvor værdien 7 angiver den bedste tilstand (Miljøstyrelsen, 1998).

Faunaklasserne 5, 6 og 7 blev i 2004 registreret i ca. 51 % af vandløbene og er karakteristiske for forholdsvis rene og fysisk varierede vandløb (figur 3.1). Yderligere 40 % af vandløbene havde en moderat påvirket smådyrfauna (faunaklasse 4). Faunaklasserne 1, 2 og 3, der karakteriserer en meget dårlig tilstand, udgjorde mindre end 10 % af vandløbene.

Generelt havde de større vandløb en bedre miljøkvalitet end de små vandløb (tabel 3.2). Andelen af vandløb med faunaklasserne 6 og 7 steg således med stigende bredde fra 15 % (0-2m) til 50 % ( $\geq 10$ m). Samtidig er der ingen af de større vandløb, der har faunaklasserne 1, 2 og 3.

*Figur 3.1* Miljøtilstanden i 2004 i danske vandløb illustreret ved hjælp af smådyrfaunaen. Blå cirkler (DVFI 7) illustrerer vandløb med en naturlig eller kun svagt ændret smådyrfauna. Røde cirkler (DVFI 1 og 2) illustrerer vandløb med en kraftigt forringet smådyrfauna. Opdelingen af DVFI værdierne i 5 kvalitetsklasser er foretaget ud fra den p.t. gældende opfattelse af klassifikationen efter Vandrammedirektivet. Farveskalaen er i overensstemmelse med retningslinierne i de internationale standarder (DS/EN ISO 8689-2: 2000).



VA05 – Fig. 3.1X

Tabel 3.2 Biologisk vandløbskvalitet i forskellige vandløbsstørrelser i 2004. Tallene angiver antallet af stationer indenfor hver vandløbsstørrelse og faunaklasse.

Bredde (m)	Faunaklasse (DVFI)							Total
	1	2	3	4	5	6	7	
0-2	4	2	9	32	37	7	8	99
2-5	-	3	3	42	27	5	4	84
5-10	1	-	1	22	15	12	8	59
≥ 10	-	-	-	4	-	1	3	8
<b>Total</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>13</b>	<b>100</b>	<b>79</b>	<b>25</b>	<b>23</b>	<b>250</b>

Regionalt var vandløbenes tilstand bedst i Jylland, Fyn og på Bornholm (figur 3.1). Den generelt bedre tilstand i disse områder betyder, at ca. 63 % af vandløbenes målsætninger her er opfyldt (tabel 3.3). I modsætning hertil er kun godt en tredjedel af vandløbenes målsætninger opfyldt på Sjælland, Lolland, Falster og Møn. På landsplan var målopfyldelsen i 2004 på i alt 58 %. Dette er en stigning fra 51% i 2003. Det vurderes dog at stigningen i lige så høj grad skyldes omlægningen af stationsnettet som en egentlig miljømæssig forbedring. Når målopfyldelsesprocenten ligger højere end andelen af vandløb med faunaklasserne 5, 6 og 7, skyldes det, at en del vandløb med basis og lempet målsætning (især B3 og C) kun har en målsætningsklasse på 4.

I tabel 3.3 er målsætningsopfyldelsen endvidere vist for vandløb med skærpede, basis og lempede målsætninger. Målopfyldelsen er klart bedst (88 %) i vandløbene med skærpet målsætning mens basis og lempede målsætninger var opfyldt i henholdsvis 58 % og 38 % tilfælde.

Tabel 3.3 Målopfyldelse for vandløbene i det nationale overvågningsnet. Alle vandløbene har en målsætningsklasse. Såfremt faunaklassen (DVFI) i 2004 var lig med eller større end denne, betragtes målsætningen som opfyldt. Et vandløb med en A,5 målsætning har en skærpet målsætning og en målsætningsklasse på 5.

Region	Opfyldt	Ikke opfyldt	Andel, opfyldt
Jylland	111	68	62 %
Fyn	11	7	61 %
Sjælland, Lolland, Falster og Møn	16	31	34 %
Bornholm	6	-	100 %
<i>Hele landet</i>	144	106	58 %

Målsætning	Opfyldt	Ikke opfyldt	Andel, opfyldt
<b>Skærpet</b>			
A, 5	3	1	88 %
A, 6	3	-	
A, 7	1	-	
<b>Basis</b>			
B, 3	1	-	58 %
B, 4	21	3	
B, 5	94	85	
B, 6	16	5	
B, 7	-	1	
<b>Lempet</b>			
C/D/E, 3	-	1	38 %
C/D/E, 4	6	9	
<i>I alt, 250 stationer</i>	144	106	58 %

### 3.3 Udvikling i den biologiske vandløbskvalitet

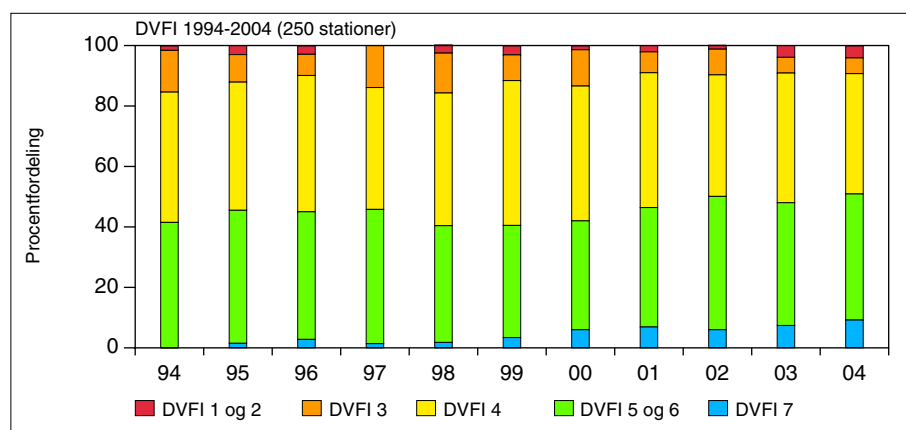
Siden 1994 har der været foretaget indsamling af og bearbejdning af DVFI prøver fra vandløb i det nationale overvågningsprogram. Antallet af prøver og den overordnede strategi har ændret sig hen gennem perioden. For hele perioden er der således kun 65 gennemgående stationer med årlige prøver. Og antallet af stationer pr. år har ændret sig fra 222 i 1994-1997, 444 i 1998 til 1053 i 1999-2003. I perioden 2004-09 er der i alt 800 stationer med variabel prøvetagningsfrekvens. heraf undersøges de 250 stationer hvert år.

I den følgende sammenstilling af udviklingen i miljøkvaliteten er der taget udgangspunkt i de 250 stationer som fremover indgår med årlige indsamlinger i NOVANA programmet (figur 3.2). Hen gennem perioden 1994-2004 er der sket en forbedring af de danske vandløb, idet andelen af vandløb med faunaklasserne 5, 6 og 7 øget fra 42 % til 51 %.

Med anvendelse af det nye reviderede (og reducerede) stationsnet ses således en forbedring af tilstanden i perioden der er af samme størrelsesorden som med det tidligere stationsnet. Revisionen af stationsnettet har imidlertid betydet, at andelen af vandløb med faunaklasserne 5, 6 og 7 nu er lidt højere end tidligere, idet andelen med det store stationsnet (1053 stationer) var henholdsvis 35 % og 44 % i 1999 og 2003, mens den tilsvarende andel med det nye reducerede stationsantal (250 stationer) er henholdsvis 41 % og 48 %. Såfremt graden af forbedring i vandløbene vurderes alene ud fra de 65 gennemgående stationer i perioden 1994 til 2004 ses en øgning af andelen af faunaklasse 5, 6 og 7 fra 42 % til 62 %. Men det skal huskes at disse 65 stationer ikke er repræsentative for landsgennemsnittet. Andelen af faunaklasse 5, 6 og 7 for de 250 stationer udgjorde 51 % i 2004.

Det nye reviderede net med 250 stationer er ikke i samme omfang repræsentativt som det tidligere net med 1053 stationer. Det nye reducerede stationsnet afspejler imidlertid med rimelig sikkerhed fortsat de generelle tidsmæssige ændringer i miljøkvaliteten i danske vandløb.

Figur 3.2 Miljøtilstanden i de danske vandløb i perioden 1994-2004. I perioden 1994-97 er opgørelsen baseret på 65-72 stationer, i 1998 på 114, i 1999-2003 på 231-234 stationer og i 2004 på 250 stationer. Blå og grøn illustrerer de rene og fysisk gode vandløb (faunaklasserne 5, 6 og 7).



VA05 - Fig. 3.2X

## 4 Kvælstof i vandløb

*Jens Bøgestrand*

Kvælstof er et plantenæringsstof, og de store tilførsler af kvælstof til havet er en af de vigtigste årsager til opblomstring af alger om sommeren og iltsvind i efteråret. Vandmiljøplanerne har som et af de vigtigste mål at reducere tilførslen af kvælstof til havmiljøet.

Kvælstof i vandmiljøet stammer især fra udvaskning fra landbrugsarealer, men der udledes også noget fra rensesanlæg, industrier og dambrug.

Kvælstof har kun ringe betydning for miljøet i selve vandløbene. Men vandløbene er transportvej for kvælstof, og koncentrationer og transport af kvælstof i vandløbene viser om tilførslen til havet bliver mindre, som det er hensigten med vandmiljøplanerne.

Der er ingen landsdækkende målsætninger for koncentrationen af kvælstof i vandløb.

### 4.1 Tilstanden i 2004

Koncentrationen af kvælstof i vandløb, som ligger i dyrkede oplande eller er udsat for væsentlige udledninger fra punktkilder, var i 2004 gennemsnitligt 4-5 gange så høj som baggrundsniveauet målt i naturvandløb (tabel 4.1). Der er kun ringe forskel på vandløb, som ligger i dyrkede oplande uden punktkilder, og vandløb med betydelig punktkildebelastning fra byspildevand eller industri.

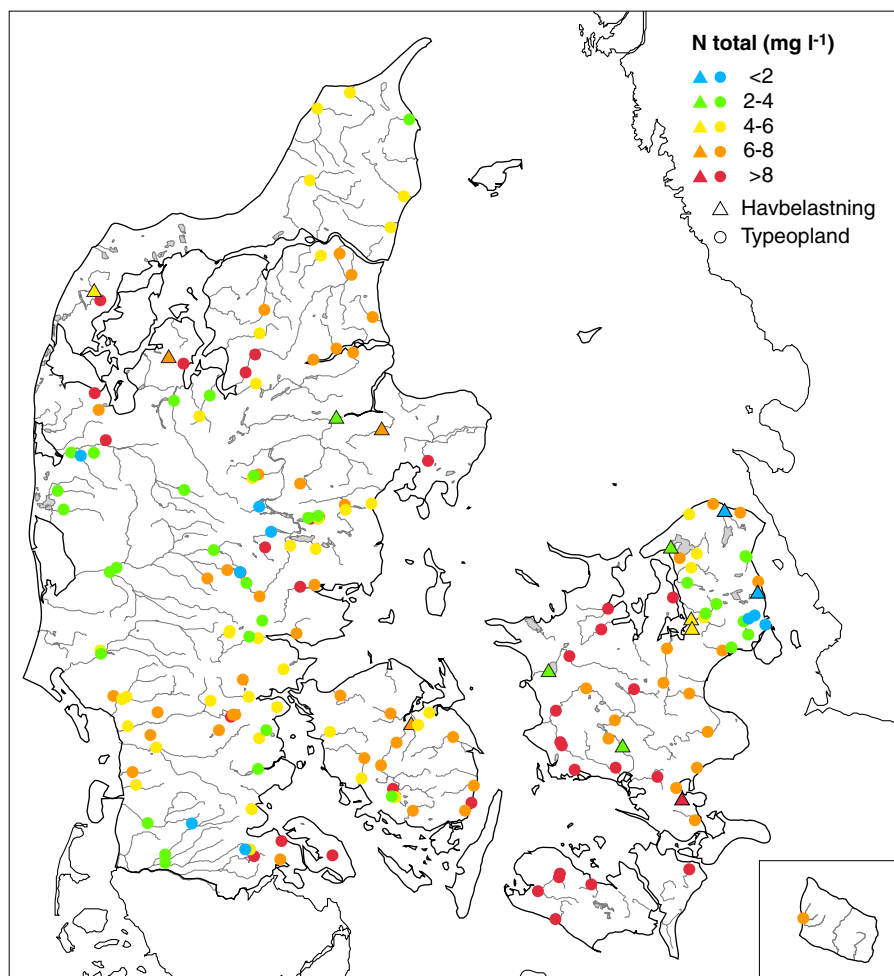
*Tabel 4.1* Gennemsnitlig koncentration og arealkoefficient af total kvælstof i 2004 i vandløb med forskellig type af påvirkninger. Standardafvigelse er vist i parentes.

Belastningstype	Antal vandløb	Kvælstofkoncentration (mg N/l). Gennemsnit af vandføringsvægtede årsmiddelværdier.	Arealkoefficient (kg N/ha)
Naturvandløb *	10	1,19 (0,68)	1,26 (0,61)
Landbrug og punktkilder	64	5,38 (1,93)	17,1 (8,41)
Landbrug uden punktkilder	100	6,98 (2,10)	18,2 (8,34)

\* baseret på 2003 data, da vandløbene siden 2004 kun undersøges hvert 3. år.

Vandløb i Vestjylland har generelt en lavere koncentration af kvælstof end for eksempel de sydsjællandske vandløb (figur 4.1). I Vestjylland siver en stor del af regnvandet lang vej gennem regionale grundvandsmagasiner, før det når frem til vandløb. Under denne transport passerer meget af vandet iltfrie zoner i jorden, hvor nitrat bliver omsat ved biologisk eller kemisk denitrifikation. I østdanske vandløb vil en stor del af nedbøren med sit kvælstofindhold strømme gennem øvre grundvandsmagasiner eller dræn uden at skulle passere iltfrie zoner i grundvandet. Derfor bliver der ikke fjernet så meget nitrat ved denitrifikation i denne region, og vandløbene har derfor høje kvælstofkoncentrationer.

Figur 4.1 Koncentrationen af total kvælstof i vandløb i 2004. Vandføringsvægtede årsmiddelværdier.

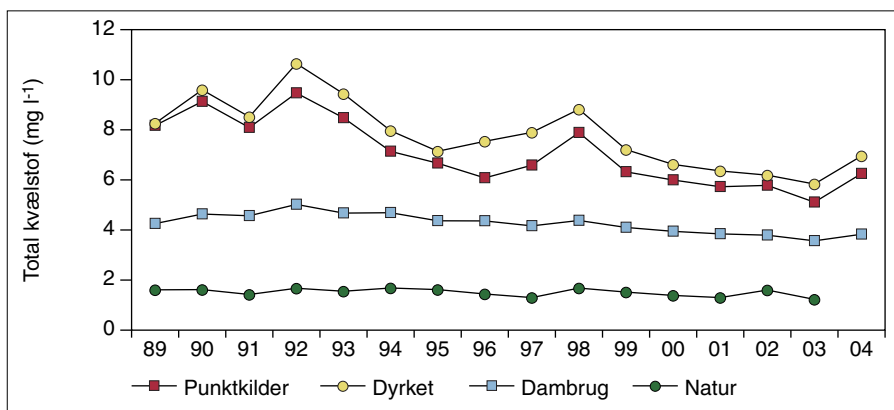


VA05 – Fig. 4.1

## 4.2 Udvikling siden 1989

Kvælstofkoncentrationen i vandløbene er generelt faldende, i naturvandløbene er den dog stort set uændret. Faldet har været tydeligst i de vandløb, der er klassificeret som beliggende i dyrkede oplande eller udsat for betydende udledninger af by- eller industrispildevand (figur 4.2 og tabel 4.2). I vandløb med betydelige udledninger fra dambrug har der kun været en mindre reduktion. Her har koncentrationsniveauet dog været lavere gennem hele perioden, primært fordi dambrugsdrift er koncentreret i grundvandsfødte vandløb i egne, hvor grundvandskoncentrationen er lav.

Figur 4.2 Udvikling i kvælstofkoncentration siden 1989. Gennemsnit af vandføringsvægtede årsmiddelværdier for vandløb med forskellige påvirkninger, klassificeret ud fra forholdene i 1991.



VA05 – Fig. 4.2



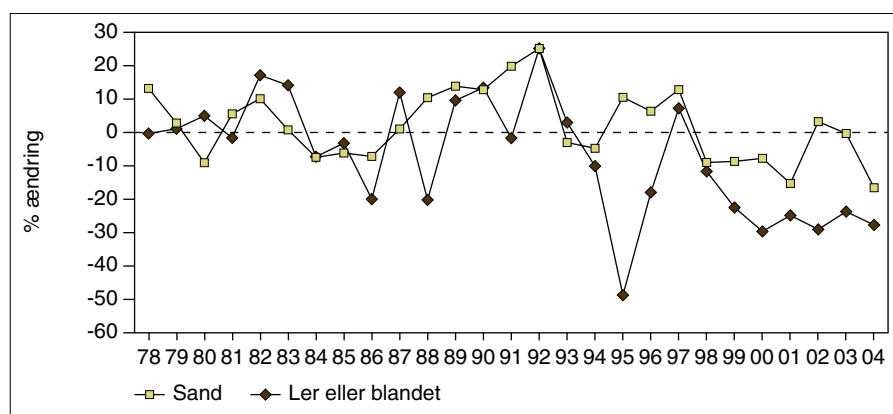
Tabel 4.2 Nøgletal for statistisk test (Seasonal Mann-Kendall og Senn's trend estimator) af udviklingstendenser for vandføringskorrigerede koncentrationer og transport af kvælstof. Middelværdier  $\pm$  95 % konfidensinterval. (+ : stigning; - : fald).

Oplandstype 1991	Antal stationer	Antal med signifikant fald	Antal med signifikant stigning	Procentvis ændring i koncentration.	Procentvis ændring i transport
Natur	7	4	0	-17 $\pm$ 20	-25 $\pm$ 25
Dyrket	63	51	1	-31 $\pm$ 4	-34 $\pm$ 4
Punktkilder	75	68	0	-33 $\pm$ 4	-36 $\pm$ 4
Dambrug	15	11	1	-24 $\pm$ 6	-25 $\pm$ 6
Alle	164	136	2	-29 $\pm$ 3	-34 $\pm$ 3

### 4.3 Udviklingen i længere perspektiv

Fra sidst i 1970'erne og frem til først i 1990'erne har der været en svag, men entydig stigning i transporten af nitrat i vandløb, der afvander sandede jorder (figur 4.3). I vandløb på mere lerede jorder var der i samme periode et stort set konstant niveau. Efter ca. 1992/93 har der generelt været faldende koncentrationer af kvælstof. Faldet har været størst på lerjorder og mindst på sandede jorder.

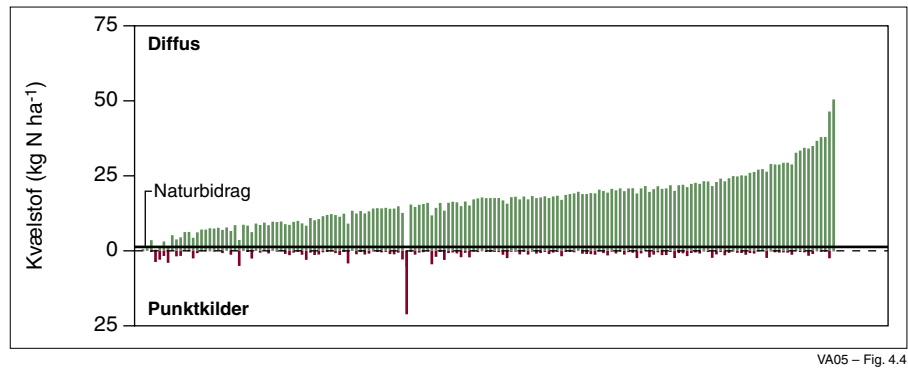
Figur 4.3 Langtidsudviklingen i vandføringskorrigeret transport af nitrat fra oplande med forskellige jordtyper. Værdierne er sat i forhold til gennemsnittet for perioden 1978/79 til 1986/87. Datagrundlaget er 55 vandløb med længere tidsserier af nitratmålinger. Tidsserierne er startet mellem 1978 og 1987.



VA05 – Fig. 4.3

### 4.4 Kilder til kvælstof i vandløb

Landbruget er den væsentligste kilde til kvælstof i vandløbene. I de fleste vandløb udgør landbrugets bidrag den helt dominerende andel (figur 4.4). Kun i vandløb med en meget lille samlet tilførsel af kvælstof (naturvandløb) og i nogle få vandløb med en stor tilførsel fra punktkilder er den landbrugsrelaterede tilførsel af mindre betydning.



VA05 – Fig. 4.4

*Figur 4.4* Tilførslen af kvælstof til hvert enkelt vandløb fordelt på diffus tilførsel (sorte stolper over 0) og tilførsel fra punktkilder (røde stolper under 0). Vandløbene er sorteret efter samlet kvælstoftransport pr. arealenhed. Diffus tilførsel omfatter naturbidraget og landbrugsbidraget. Punktkilderne omfatter by- og industrispildevand, dambrug og spredt bebyggelse.

## 5 Fosfor i vandløb

*Jens Bøgestrand*

Fosfor er ligesom kvælstof et plantenæringsstof og er den vigtigste årsag til de store mængder af alger i mange søer. Fosfor er også af betydning for tilstanden i mange fjorde. Vandmiljøplanerne har haft som et mål at reducere udledningen af fosfor til vandmiljøet.

Fosfor er tidligere blevet udledt i store mængder til vandmiljøet fra rensningsanlæg og industrier. Efter de seneste årtiers store forbedringer i spildevandsrensning er tabet fra landbrugsjorder nu den vigtigste kilde til fosfor i vandløbene.

Fosfor har kun mindre betydning for tilstanden i vandløbene. Men via vandløb transporteres fosfor til søer og fjorde. Derfor er målte koncentrationer og beregnede transporter vigtige for at se om tilførslerne til søer og fjorde bliver mindre som ønsket.

Der er ingen landsdækkende målsætninger for koncentrationen af fosfor i vandløb.

### 5.1 Tilstanden i 2004

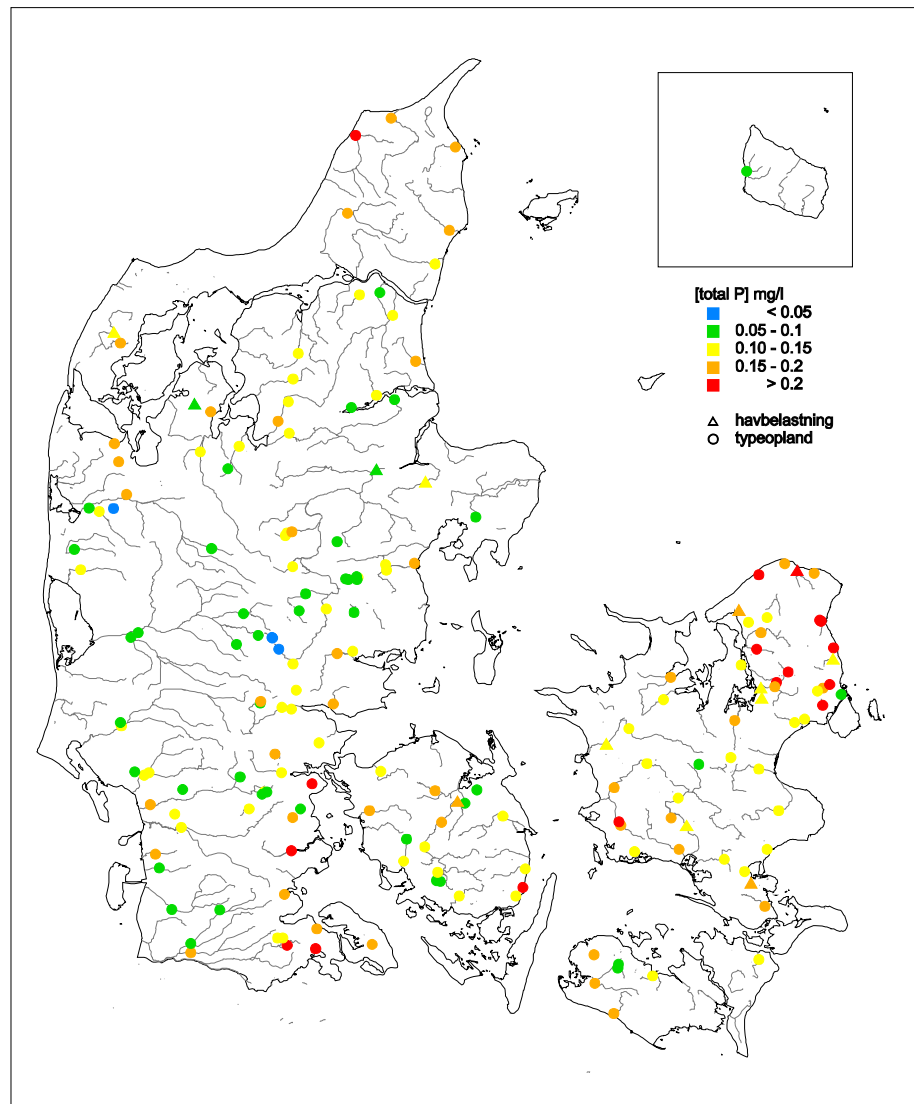
Koncentrationen af fosfor i vandløb, som ligger i dyrkede oplande eller er udsat for væsentlige udledninger fra punktkilder, var i 2004 gennemsnitligt 2-3 gange så høj som niveauet målt i naturvandløb (tabel 5.1). Der er dog forskel på vandløb, som kun påvirkes af landbrugsdrift og spredt bebyggelse udenfor kloakering, og vandløb som også belastes med spildevand fra renseanlæg, idet vandløb med punktkilder har de højeste gennemsnitskoncentrationer af fosfor.

*Tabel 5.1* Gennemsnitlig koncentration og arealkoefficient af total fosfor i 2004 i vandløb med forskellig type af påvirkninger. Standardafvigelse i parentes.

	Antal vandløb	Fosforkoncentration (mg P l <sup>-1</sup> ).	Arealkoefficient (kg P ha <sup>-1</sup> ).
		Gennemsnit af vandførings- vægtede årsmiddelværdier.	
Naturvandløb *	10	0,05 (0,03)	0,06 (0,04)
Landbrug og punktkilder	64	0,16 (0,08)	0,50 (0,21)
Landbrug uden punktkilder	62	0,12 (0,05)	0,33 (0,22)

\* baseret på 2003 data, da vandløbene siden 2004 kun undersøges hvert 3. år.

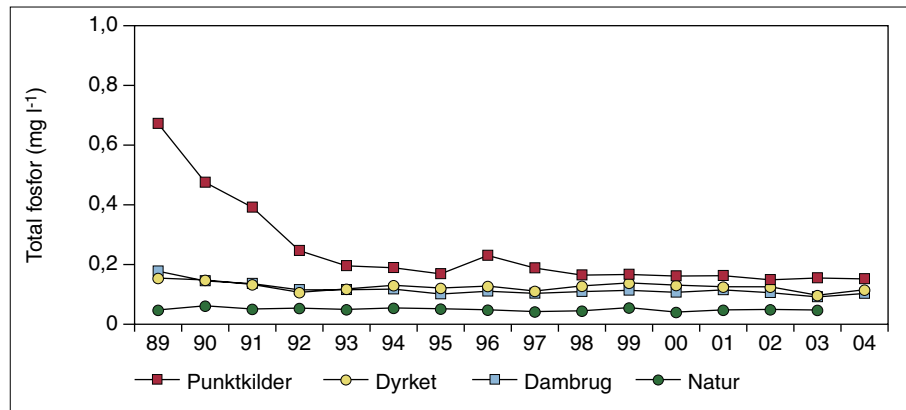
Figur 5.1 Koncentrationen af total fosfor i vandløb i 2004. Vandføringsvægtede årsmiddelværdier.



Høje koncentrationer af fosfor optræder især i det tæt befolkede Nordsjælland (figur 5.1), men også den øvrige del af Sjælland har relativt meget fosfor i vandløbene, idet en stor befolkningstæthed giver anledning til forholdsvis store udledninger fra renseanlæg og spredt bebyggelse. Samtidig er der generelt mindre afstrømning og dermed mindre vand til at fortynde med i de sjællandske vandløb (Figur 2.2). I de mere tyndt befolkede egne i Midt- og Vestjylland er der lavere koncentrationer af fosfor.

## 5.2 Udviklingen siden 1989

Koncentrationen af total fosfor i punktkildebelastede vandløb er faldet markant gennem første halvdel af 1990'erne og er nu kun lidt højere end i dyrkningspåvirkede vandløb (figur 5.2 og tabel 5.2). Faldet skyldes de foranstaltninger, der er sat i værk for at reducere forureningen fra byspildevand og industrielle udledere, både i forbindelse med Vandmiljøplanen og regionale tiltag. I dambrugs-påvirkede vandløb er fosforkoncentrationen også faldet signifikant som følge af formindskede udledninger fra dambrug. I naturvandløb er der ingen signifikant ændring, og i vandløb i dyrkede områder er der forskelligt rettede ændringer. Regionale forskelle er ikke testet.



VA05 – Fig. 5.2

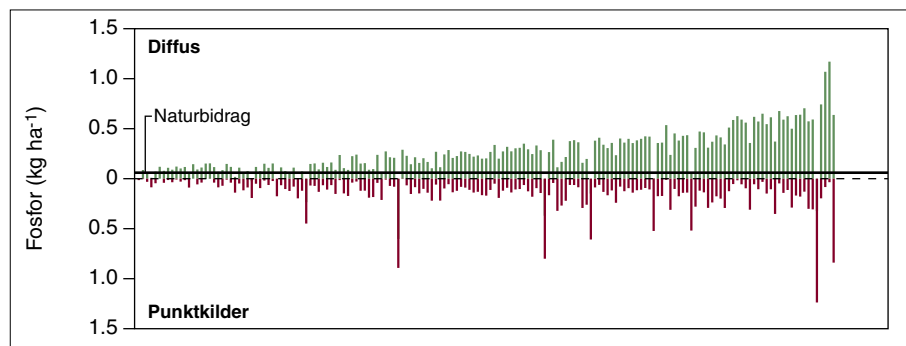
Figur 5.2 Udvikling i fosforkoncentration siden 1989. Gennemsnit af vandføringsvægtede årsmiddelværdier for vandløb med forskellige påvirkninger, klassificeret ud fra forholdene i 1991

Table 5.2 Nøgletal for statistisk test (Seasonal Mann-Kendall og Senn's trend estimator) af udviklingstendenser for vandføringskorrigerede koncentrationer af fosfor. Middelværdier  $\pm$  95 % konfidensinterval. (+ : stigning; - : fald).

Oplandstype 1991	Antal stationer	Antal med signifikant fald	Antal med signifikant stigning	Procentvis ændring i koncentration	Procentvis ændring i transport
Natur	7	0	1	$4 \pm 13$	$+9 \pm 14$
Dyrket	38	11	3	$-8 \pm 8$	$-12 \pm 7$
Punktkilder	75	64	0	$-43 \pm 6$	$-39 \pm 6$
Dambrug	15	9	0	$-22 \pm 11$	$-26 \pm 11$
Alle	164	98	5	$-27 \pm 4$	$-26 \pm 4$

### 5.3 Kilder til fosfor i vandløb

Udledninger fra renselanlæg og spredt bebyggelse udgør stadig en betydelig andel af tilførslen af fosfor i adskillige vandløb, men er ikke som for år tilbage den dominerende kilde. Landbruget er i dag en lige så væsentlig kilde til fosfor i vandløbene (figur 5.3).



VA04 – Fig. 5.3

Figur 5.3 Tilførslen af fosfor til hvert enkelt vandløb fordelt på diffus tilførsel og tilførsel fra punktkilder. Vandløbene er sorteret efter samlet fosfortransport pr. arealenhed. Diffus tilførsel (sorte stolper over 0) omfatter naturbidraget og landbrugsbidraget. Punktkilderne (røde stolper under 0) omfatter by- og industrispildevand, dambrug og spredt bebyggelse.

*[Tom side]*

## 6 Miljøfremmede stoffer

Ole Sortkjær

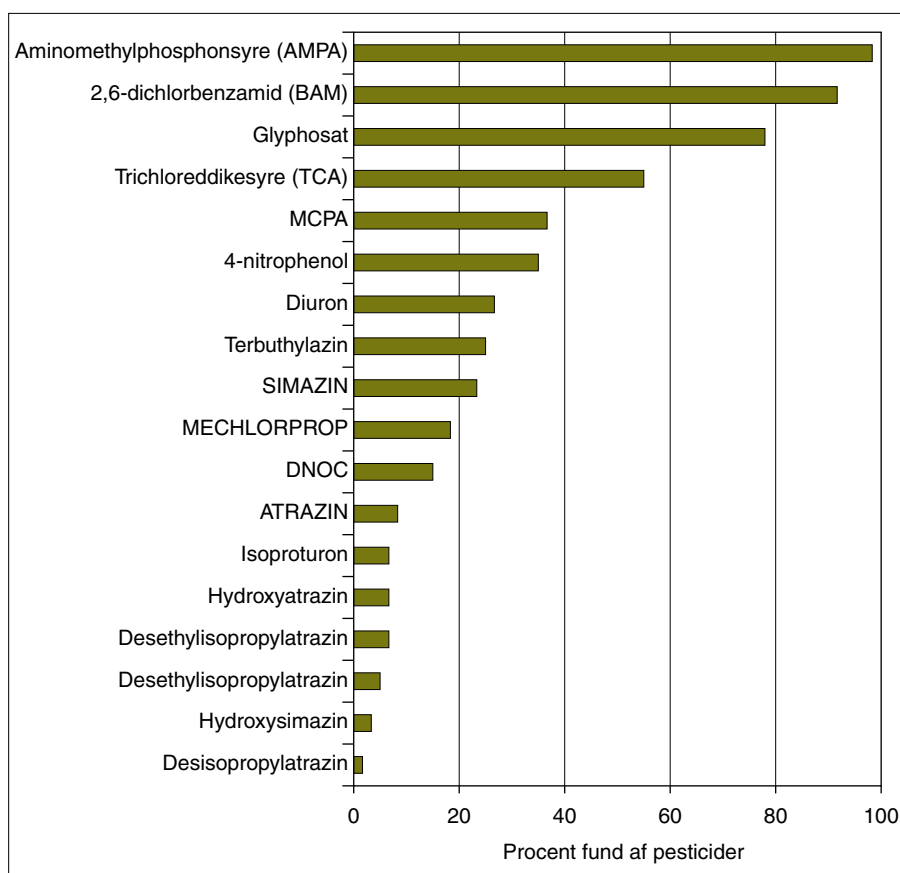
En lang række organiske forbindelser med vidt forskellig herkomst kan genfindes i vandløbene. Sprøjtemidler fra jordbruget er en af de væsentlige grupper, men også tjærestoffer (PAH'er) fra udstødning og andre forbrændingsprocesser findes mange steder i vandmiljøet. Visse tungmetaller findes også i miljøet stammende fra gødningsstoffer, fossil afbrænding og industri. Stoffernes påvirkning af dyre- og plantelivet i vandløbene er ikke kendt til bunds. Der er dog generelt tale om giftige stoffer, og dermed kan der være en skadevirkning, hvis stofferne findes i høje koncentrationer og/eller over længere tid.

For mange af stofferne er der fastsat vandkvalitetskrav til de højest tilladelige koncentrationer i vandmiljøet. Både EU's Vandrammedirektiv og Miljøstyrelsens bekendtgørelse 921 indeholder sådanne målsætninger.

### 6.1 Tilstanden i 2004

#### Pesticider

Figur 6.1. Fundprocent af de pesticider, som er blevet fundet i én eller flere vandprøver. Procent af samtlige vandprøver over detektionsgrænsen.



VA05 - Fig. 6.1

Der var påvist forekomst af ét eller flere herbicider i hovedparten af de 60 vandprøver der blev analyseret i 2004. Glyphosats (Round-up) nedbrydningsprodukt AMPA findes i over 97 % af prøverne efterfulgt af BAM, der er nedbrydningsprodukt af dichlobenil, der blev forbudt i 1997. Men også en lang række andre herbicider eller deres nedbrydningsprodukter fandtes mere eller mindre hyppigt (figur 6.1). Samtlige 18 stoffer er fundet i mindst én prøve med en koncentration højere end detektionsgrænsen på 0,01 µg/l. Der er dog store forskelle mellem forekomsten af stofferne i de enkelte vandløb (tabel 6.1).

Tabel 6.1 Pesticidfund i 2004 fordelt på 5 vandløb samt opsummeret pr. stof.

Pesticid	Gudenå	Bygholm	Skjern	Odense	Trygge-	Fund i
	Å	Å	å	å	vælde å	alt
Aminomethylphosphonsyre (AMPA)	10	12	12	12	12	58
2,6-dichlorbenzamid (BAM)	12	11	9	12	11	55
Glyphosat	7	12	3	12	12	46
Trichloreddikesyre (TCA)	2	10	2	11	8	33
MCPA	2	6	1	8	5	22
4-nitrophenol	3	7	3	8		21
Diuron	2	5		6	3	16
Terbuthylazin	3	3		5	4	15
Simazin	3	5		4	2	14
Mechlorprop		2		2	7	11
DNOC	1	3	1	4		9
Atrazin		1		3	1	5
Desethylisopropylatrazin		1			3	4
Hydroxyatrazin					4	4
Isoproturon		2		1	1	4
Desethylterbuthylazin				1	2	3
Hydroxysimazin		1		1		2
Desisopropylatrazin					1	1
Fund pr. vandløb	45	81	31	90	76	323

De 18 herbicidforbindelser består af 10 herbicider og 8 nedbrydningsprodukter heraf. Flere af herbiciderne må ikke længere anvendes, det gælder DNOC, atrazin, 4-nitrophenol og trichloreddikesyre. På trods af det forekommer en række af disse stoffer og deres nedbrydningsprodukter stadig hyppigt som følge af, at de nedbrydes langsomt.

Blandt de seks gængse herbicider er der en tendens til, at de mest solgte midler findes hyppigst i vandløbene (tabel 6.2) vurderet ud fra salgsstatistikker for perioden 2001-2003.

Tabel 6.2 Salg af aktivt stof (kg) i Danmark i 2001-2003 for de herbicider, der blev fundet i 2004 i de 5 vandløb.

Pesticid	2001	2002	2003	Fund
glyphosat	867.812	1.022.720	1.033.063	46
MCPA	243.941	152.275	163.729	22
terbuthylazin	63.763	144.907	64.170	15
diuron	22.320	25.344	20.312	16
simazin	30.000	0	12.000	14
mechlorprop	3.154	1.346	1.632	11



I tabel 6.3 er vist de herbicider, hvor medianværdien er større end nul. Kun for AMPA og BAM var der en mindre spredning af medianværdierne. For de øvrige 6 herbicidforbindelser var der så store spredninger af medianværdierne mellem vandløbene, at den gennemsnitlige medianværdi ikke er statistisk anvendelig. Der findes ingen danske vandkvalitetskrav eller tilsvarende i vandrammedirektivet for de analyserede herbicidforbindelser.

Tabel 6.3 Medianværdier ( $\mu\text{g}/\text{l}$ ) af pesticider i 2004, hvor der på mindst 1 station kunne beregnes medianværdier over 0 fordelt på 5 vandløb samt gennemsnitlig medianværdi pr. stof.

Pesticid	Gudenå	Byg- holm	Skjern	Odense	Trygge- vælde	Gen. median
Aminomethylphosphonsyre (AMPA)	0,090	0,088	0,090	0,120	0,112	0,100
Glyphosat	0,010	0,086	0,000	0,078	0,225	0,080
Trichloreddikesyre (TCA)	0,000	0,015	0,000	0,033	0,091	0,028
2,6-dichlorbenzamid (BAM)	0,021	0,017	0,011	0,017	0,029	0,019
MCPA	0,000	0,010	0,000	0,053	0,000	0,013
4-nitrophenol	0,000	0,010	0,000	0,016	<	0,006
Mechlorprop	<	0,000	<	0,000	0,013	0,004
Diuron	0,000	0,000	<	0,007	0,000	0,002

### Øvrige organiske miljøfremmede stoffer

Der er i 2004 undersøgt forekomst af 29 andre organiske forbindelser i vandløbene. Samlet var der 113 fund fordelt på 22 stoffer i de 5 vandløb (tabel 6.4). Der var store forskelle mellem de enkelte vandløb.

Tabel 6.4 Fund af øvrige organiske miljøfremmede stoffer i 2004 fordelt på 5 vandløb og opsummeret pr stof

Øvrige miljøfremmede stoffer	Gudenå	Byg- holm	Skjern	Odense	Trygge- vælde	I alt
Samlet antal prøver	12	12	12	23	12	71
Pyren		1		12		13
Flouranthen		1		11		12
Phenanthren		1		11		12
Benzflouranthener (b+j+k)		1		9		10
Chrysen/triphenylen				8		8
Benz(ghi)perylen				7		7
Naphtalen	2	1		3		6
Benz(e)pyren				6		6
Indeno(1,2,3-cd)pyren				6		6
Benz(a)anthrazen				5		5
Benz(a)pyren				5		5
Di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)	3		1	1		5
Nonylphenoler	1	1		1	1	4
2-methylphenanthren				3		3
Chloroform			1	1		2
Anthracen				2		2
Flouren		1		1		2
Acenaphthen				1		1
3,6-dimethylphenanthren				1		1
Lineære alkylbenzensulfonater (LAS)				1		1
Nonylphenol[NP1EO]	1					1
Nonylphenol(NP2EO)	1					1
Fund pr. vandløb	8	7	2	95	1	113

De polycykliske aromatiske hydrocarboner, PAH'erne eller tjærestofferne som de populært kaldes, udgør 15 af de 22 forbindelser, der blev fundet og her var 12 af dem blandt de hyppigst fundne.

Der er kun beregnet medianværdier for de stoffer, der optrådte i mindst halvdelen af prøverne, og det var kun muligt for pyren i Odense Å, som blev estimeret til 0,006 µg/l.

Nonylphenoler og DEHP blev fundet henholdsvis 6 og 5 gange. Disse stoffer er mistænkt for at have hormonlignende effekter. Den anioniske detergent LAS, der stammer fra vaskemidler, blev kun fundet i et enkelt tilfælde.

Der er opsat vandkvalitetskrav for PAH stofferne (tabel 6.5) og af de 84 fund lå de 82 over de opstillede værdier. For flouranthen og pyren var de maksimale koncentrationer en faktor 100 over vandkvalitetskriteriet, og selv om denne værdi skal ses som en døgngennemsnitsværdi, er de fundne koncentrationer så høje, at det kan have negativ effekt på vandløbets organismer.

*Tabel 6.5* Antal prøver hvor stofkoncentrationen har været større end kravværdierne i de 5 vandløb i 2004. DK er danske og VRD er kravværdier i vandrammedirektivet.

Miljøfremmede stoffer	Antal fund	Antal prøver over kravværdi	Maks. værdier (µg/l)	Kravværdier (µg/l)	
Diuron	16	2	0,150	0,046	VRD
Acenaphthen	1	1	0,011	0,001	DK
Anthracen	2	1	0,012	0,01	DK
Benz(a)anthracen	5	5	0,021	0,001	DK
Benz(a)pyren	5	5	0,022	0,001	DK
Benz(e)pyren	6	6	0,044	0,001	DK
Benz(ghi)perylen	7	7	0,039	0,001	DK
3,6-dimethylphenanthren	1	1	0,011	0,001	DK
Flouranthen	12	12	0,100	0,001	DK
Flouren	2	2	0,017	0,001	DK
Indeno(1,2,3-cd)pyren	6	6	0,033	0,001	DK
2-methylphenanthren	3	3	0,033	0,001	DK
Phenanthren	12	12	0,081	0,001	DK
Pyren	13	13	0,110	0,001	DK
Chrysen/Triphenylen	8	8	0,065	0,001	DK
Total antal	99	84			

## Tungmetaller

I NOVANA indgår der 5 tungmetaller, og de blev fundet 234 gange. Zink og Kobber fandtes i mere end 86 % af prøverne og bly, kviksølv og cadmium i godt 70 % af prøverne (tabel 6.6).

Tabel 6.6 Antal fund af tungmetaller fordelt på 5 vandløb i 2004 samt opsummeret pr. stof.

Tungmetal	Gudenå	Bygholm Å	Skjern Å	Odense Å	Trygge- vælde Å	Fund i alt
Zink	11	10	9	12	11	53
Kobber	11	11	8	11	11	52
Bly	11	7	6	10	10	44
Kviksølv	9	8	6	11	9	43
Cadmium	10	9	1	11	11	42
Fund pr. vandløb	52	45	30	55	52	234

Median koncentrationen af metallerne bly og zink viste store geografiske forskelle (tabel 6.7). Odense Å havde et blyindhold der var dobbelt så stort som for de øvrige vandløb, og for zink var medianværdien størst i Skjern Å og Odense Å, og dobbelt så stor som for Tryggevælde Å. For cadmium og kobber var der kun mindre forskelle i medianværdierne mellem vandløbene og for kviksølv lå medianværdierne tæt på gennemsnittet for de 5 vandløb.

Tabel 6.7 Medianværdier for tungmetalkoncentrationerne i 2004, hvor stoffet er målt i mindst halvdelen af prøverne fordelt på 5 vandløb. Den gennemsnitlige medianværdi er beregnet pr stof.

Tungmetal	Gudenå	Bygholm Å	Skjern å	Odense Å	Tryggevælde Å	Gnm. medi- anværdier
Cadmium	0,016	0,017	-	0,028	0,022	0,017
Kobber	1,200	1,300	1,000	1,800	1,750	1,410
Kviksølv	0,0018	0,0018	0,0020	0,0023	0,0016	0,0019
Bly	0,245	0,140	0,205	0,520	0,195	0,261
Zink	4,050	3,300	7,050	5,950	2,100	4,490

Der var kun 4 fund, hvor koncentrationen lå over vandkvalitetskriteriet, og de fordelte sig på bly, kobber og kviksølv (tabel 6.8). De maksimale værdier lå 1 til 2,7 gange over vandkvalitetskriteriet .

Tabel 6.8 Antal tungmetalfund i 2004 der ligger over de danske kravværdier

Tungmetal	Antal fund	Antal fund over kravværdi	Maksimale værdier ( $\mu/l$ )	Kravværdier ( $\mu/l$ )
Kobber	44	1	20,0	12,0
Bly	38	3	8,2	3,2
Total antal	82	4		

## 6.2 Tilførsel til havet

Transporten af miljøfremmede stoffer til havet estimeres ud fra målinger i 5 større vandløb, hvis opland tilsammen dækker 11 % af Danmarks areal. Transportberegningerne er baseret på interpolationsmetoden, hvor den daglige koncentration beregnes og multipliceres med vandføringen.

Ved beregninger hvor der indgår prøver med koncentrationer under detektionsgrænsen, anvendes den metode som anbefales af HEL-COM. For prøver med koncentrationer under detektionsgrænsen fastsættes koncentrationen beregningsteknisk som:

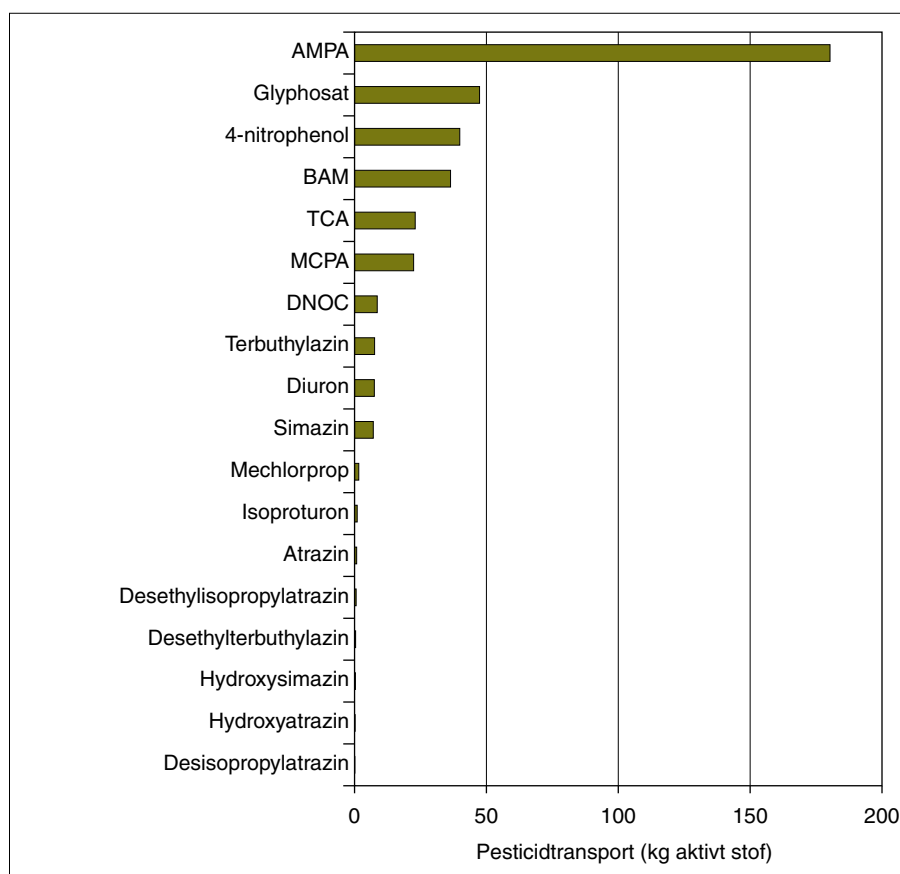
*Detektionsgrænsen \* (Samlet antal prøver – Antal prøver under detektionsgrænsen) / Samlet antal prøver).*

Det betyder, at jo flere prøver, der ligger under detektionsgrænsen, jo lavere ansættes deres koncentration i beregningerne.

### Pesticider

Den samlede transporten til havet af herbicider fra de 5 vandløb ses i figur 6.2. Den samlede transport var på 385 kg aktivt stof, domineret af Glyphosat og dets nedbrydningsprodukt AMPA, som tilsammen udgjorde 59 % af al transport (tabel 6.9). Derefter fulgte 4-nitrophenol, BAM og TCA med 26 % af transporten. Disse stoffer er udgåede pesticider eller deres nedbrydningsprodukter.

Figur 6.2 Estimeret pesticidtransport (kg aktivt stof) til havet summeret op fra 5 vandløb



VA05 – Fig. 6.2

Tabel 6.9 Estimeret transport pr. areal (g/ km<sup>2</sup>) til havet i 2004 af pesticider fordelt på 5 vandløb og opsummeret pr. stof.

Pesticid	Gudenå	Bygholm Å	Skjern Å	Oden- se Å	Trygge- vælde Å	Trans- port i alt
AMPA	31,0	33,3	44,1	43,5	23,1	36,3
Glyphosat	6,3	32,8	2,3	34,6	30,4	9,5
4-nitrophenol	6,6	9,2	9,0	13,7	<	8,0
BAM	8,8	5,1	6,0	4,8	6,7	7,3
TCA	2,0	4,8	2,0	20,0	25,4	4,6
MCPA	3,5	6,5	1,0	16,2	15,7	4,5
DNOC	1,3	1,8	1,4	5,4	<	1,7
Terbuthylazin	2,2	1,6	<	2,6	1,5	1,5
Diuron	1,9	3,0	<	3,3	1,9	1,5
Simazin	2,2	3,1	<	1,6	0,9	1,4
Mechlorprop	<	1,3	<	1,9	2,6	0,3
Isoproturon	<	3,3	<	0,8	0,2	0,2
Atrazin	<	0,4	<	1,3	0,3	0,2
Desethylisopropylatrazin	<	1,9	<	<	2,1	0,1
Desethylterbuthylazin	<	<	<	0,6	0,7	0,1
Hydroxysimazin	<	0,4	<	0,4	<	0,1
Hydroxyatrazin	<	<	<	<	1,2	0,0
Desisopropylatrazin	<	<	<	<	0,8	0,0
Transport pr. vandløb	65,8	108,4	65,8	150,8	112,8	77,5

Den samlede transport af herbicider pr. arealenhed var størst fra Odense å, efterfulgt af Tryggevælde Å og Bygholm Å. De største vandløb, Gudenåen og Skjern Å, havde en transport, der var under det halve af Odense å.

I de mindre oplande til Bygholm Å, Tryggevælde Å og Odense Å udledtes der ca. 33 g/km<sup>2</sup> glyphosat, hvilket er 5-10 gange højere, end hvad der kommer ud fra de store oplande som Gudenåen og Skjern Å. Transporten af nedbrydningsproduktet AMPA ser derimod ikke ud til at afhænge af oplandsstørrelsen. Det kunne tyde på en betydelig længere transporttid for glyphosat i de store oplande frem for de små.

Transporten af BAM var af samme størrelsesorden i alle oplande. Andre pesticider viste store geografiske forskelle med den største transport pr. areal i oplandet til Odense Å, tæt fulgt af Tryggevælde Å. På grund af de store geografiske forskelle i transport af de enkelte pesticider er det forbundet med stor usikkerhed at estimere den samlede danske transport til havet på basis af disse 5 vandløb, der ikke nødvendigvis er repræsentative for Danmarks areal.

## Øvrige organiske miljøfremmede stoffer

Tabel 6.10 Estimeret transport pr. arealenhed (g/km<sup>2</sup>) til havet i 2004 af Øvrige organiske miljøfremmede stoffer fordelt på 5 vandløb og opsummeret pr. stof.

Øvrige miljøfremmede stoffer	Gudenå	Bygholm Å	Skjern Å	Odense Å	Tryggevælde Å	Transport i alt
Lineære alkylbenzensulfonat	<	<	<	231,4	<	24,9
Di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)	33,8	<	12,2	11,2	<	22,7
Nonylphenol[NP1E0]	7,1	<	<	<	<	3,7
Chloroform	<	<	5,8	10,5	<	2,9
Nonylphenoler	4,4	2,1	<	2,4	1,2	2,7
Nonylphenol(NP2EO)	4,0	<	<	<	<	2,1
Naphtalen	2,3	5,1	<	5,0	<	1,9
Pyren	<	1,3	<	9,4	<	1,1
Flouranthen	<	0,9	<	8,7	<	1,0
Benzflouranthener (b+j+k)	<	1,0	<	7,1	<	0,8
Phenanthren	<	1,4	<	6,4	<	0,7
Chrysen/triphenylen	<	<	<	5,6	<	0,6
Benz(ghi)perylen	<	<	<	3,8	<	0,4
Benz(e)pyren	<	<	<	3,8	<	0,4
Indeno(1,2,3-cd)pyren	<	<	<	3,1	<	0,3
Benz(a)pyren	<	<	<	2,3	<	0,3
Benz(a)anthranzen	<	<	<	2,0	<	0,2
2-methylphenanthren	<	<	<	1,9	<	0,2
Flouren	<	1,3	<	0,7	<	0,1
Anthracen	<	<	<	0,9	<	0,1
3,6-dimethylphenanthren	<	<	<	0,5	<	0,1
Acenaphthen	<	<	<	0,4	<	0,0
Transport pr vandløb	51,6	13,2	18,0	317,0	1,2	67,2

Der blev fundet mange prøver med PAH stofferne, og her var den samlede transport på ca. 40 kg eller 75 g/km<sup>2</sup>, der i det store og hele kunne tilskrives Odense Å. Mellemeuropæiske undersøgelser viser at de opløste PAH forbindelser udgør ca. 20 % af den samlede transport (Heininger et al. 2002). Overføres dette forhold til Odense Å, vil der skønsmæssigt transporteres ca. 373 g/km<sup>2</sup> PAH, hvis også den partikelbundne PAH-transport blev regnet med.

For stoffer der optræder med koncentrationer tæt på detektionsgrænsen, vil der fra år til år kunne forventes meget store svingninger i de beregnede transporter til havet.

## Tungmetal

Tungmetallerne blev fundet i de fleste prøver på nær for cadmium i Skjern Å, hvor der kun var 1 fund (tabel 6.6). Det giver et generelt bedre beregningsgrundlag for transporten end for de andre grupper af stoffer. Der blev transporteret mere end 15 tons tungmetaller i de 5 vandløb, og her udgjorde zink 78 %, efterfulgt af kobber med 17 % og bly med 5 % (tabel 6.11). Den største transport pr arealenhed fandt sted i Skjern Å tæt fulgt af Bygholm Å og Odense Å. Forskellene skyldes især en høj zinktransporten i Skjern Å og en høj kobber og blytransport i Bygholm Å. Cadmium transporten er dobbelt så høj i

Bygholm Å og i Odense Å som i Gudenåen, og den laveste transport finder sted fra Skjern Å. For kviksølv er der kun marginale forskelle i transporten fra de 5 vandløb. Igen ser man store geografiske forskelle mellem de 5 vandløb i transporten af de enkelte tungmetaller til havet, hvilket kan få betydning for bestemmelsen af den samlede transport af tungmetaller fra danske jorde til havet.

*Tabel 6.11* Estimeret tungmetaltransport pr arealenhed (g/km<sup>2</sup>) i 2004 opgjort på 5 vandløb og opsummeret pr. metal. (I modsætning til de andre stofgrupper er tungmetaldataene for Skjern Å fra Ahlergårde og ikke fra Gjaldbæk).

Tungmetal	Gudenå	Bygholm Å	Skjern Å	Oden- se Å	Trygge- vælde Å	Gennem- snit trans- port (g pr. km <sup>2</sup> )
Zink	1994,3	2573,1	4470,1	3099,8	650,2	2691,2
Kobber	518,0	1832,6	557,2	669,2	376,5	586,5
Bly	112,8	639,4	123,2	323,4	50,9	156,7
Kviksølv	1,2	1,8	1,7	1,8	0,5	1,4
Cadmium	7,5	14,2	2,2	13,9	5,6	7,2
Tungmetal pr vandløb	2633,4	5061,1	5154,4	4108,0	1083,8	3442,2

*[Tom side]*



## 7 Vand- og stoftilførsler med ferskvand til marine kystafsnit

Niels Bering Ovesen

Tilførslen af næringsstofferne kvælstof og fosfor til fjorde og hav er et væsentligt problem. Forøgede tilførsler gennem mange år har givet anledning til årligt tilbagevendende perioder med udbredt iltsvind. Iltsvind er et naturligt forekommende fænomen, men forureningen med næringsstoffer bevirker at iltsvind optræder i et problematisk omfang.

Vandmiljøplanerne har til hensigt at reducere tilførslen af næringsstoffer til havet, men også internationalt er der taget initiativ til at forbedre forholdene, og Danmark deltager i forpligtende samarbejder omkring Østersøen (HELCOM) og Nordsøen (OSPAR).

Der er ikke specifikke målsætninger for den samlede tilførsel af næringsstoffer til havet.

### 7.1 Stoffilførslerne til marine kystafsnit i 2004

Samlet blev der i 2004 tilført 75.400 tons kvælstof, 2.170 tons fosfor og 25.700 tons BOD<sub>5</sub>. Tilførslen af næringsalte via vandløb og direkte spildevandsudledninger til de marine kystafsnit opsplittet på kilderne, fremgår af tabel 7.1. For kvælstof og fosfor gælder, at tilførslen var væsentligt større end i 2003.

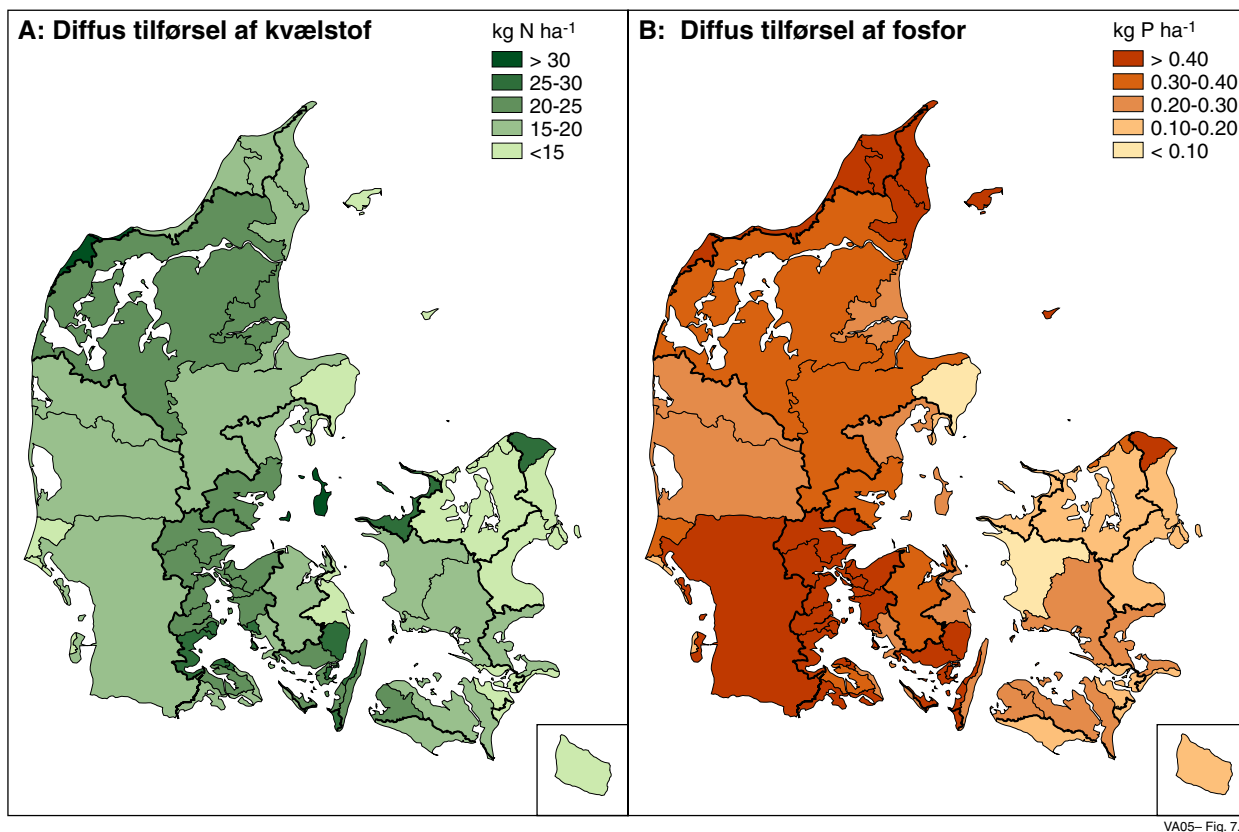
De diffuse kilder (dvs. afstrømningen fra åbent land og spredt bebyggelse) udgjorde i 2004 91 % af den samlede kvælstoftilførsel med ferskvand til marine kystafsnit. For fosfor har andelen været 64 % og for BOD<sub>5</sub> 58 %. Andelen af diffuse kilder er mindst i de tættest befolkede områder, hvor punktkilderne er størst. For BOD<sub>5</sub> sker der en stor omsætning under transport i vandløb og søer, og derfor er kildeopsplitningen og dermed opgørelsen af den diffuse belastning meget usikker. De diffuse kilder vil være relativt størst i år med en stor ferskvandsafstrømning.

Tabel 7.1 Tilførslen af kvælstof, fosfor og BOD<sub>5</sub> via vandløb og direkte udledninger til marine kystafsnit i 2004. (afrundede tal). Spildevandsoplysningerne er fra Miljøstyrelsen (2005).

	Kvælstof t	Fosfor t	BOD <sub>5</sub> t
<i>Baggrundsbidrag</i>	12.200	400	9.900
<i>Dyrkningsbidrag</i>	67.800	810	1.200
<i>Spredt bebyggelse</i>	900	210	3.600
<i>Punktkilder til ferskvand</i>	3.600	410	6.000
<i>Tilbageholdelse i ferskvand</i>	-12.200	-30	-
Afstrømning til havet via vandløb	72.300	1.800	20.700
<i>Spildevand direkte til havet</i>	2.800	340	3.200
<i>Hav- og saltvandsdambrug</i>	300	30	1.800
Total til havet	75.400	2.170	25.700

Punktkilder til ferskvand udgjorde i 2004 5 % af den samlede kvælstoftilførsel, og de tilsvarende tal var 19 % for fosfor og 24 % for BOD<sub>5</sub>. Tabet af kvælstof fra oplandet (tilførsel via vandløb delt med oplandsarealet) var for Danmark som helhed på ca. 17 kg pr. ha.

Den diffuse tilførsel af kvælstof målt pr. areal har været størst til Limfjorden og Mariager Fjord. Der har været relativt lave tilførsler til dele af Nordsøen, Sjælland, dele af det østlige Jylland og Fyn (figur 7.1A).

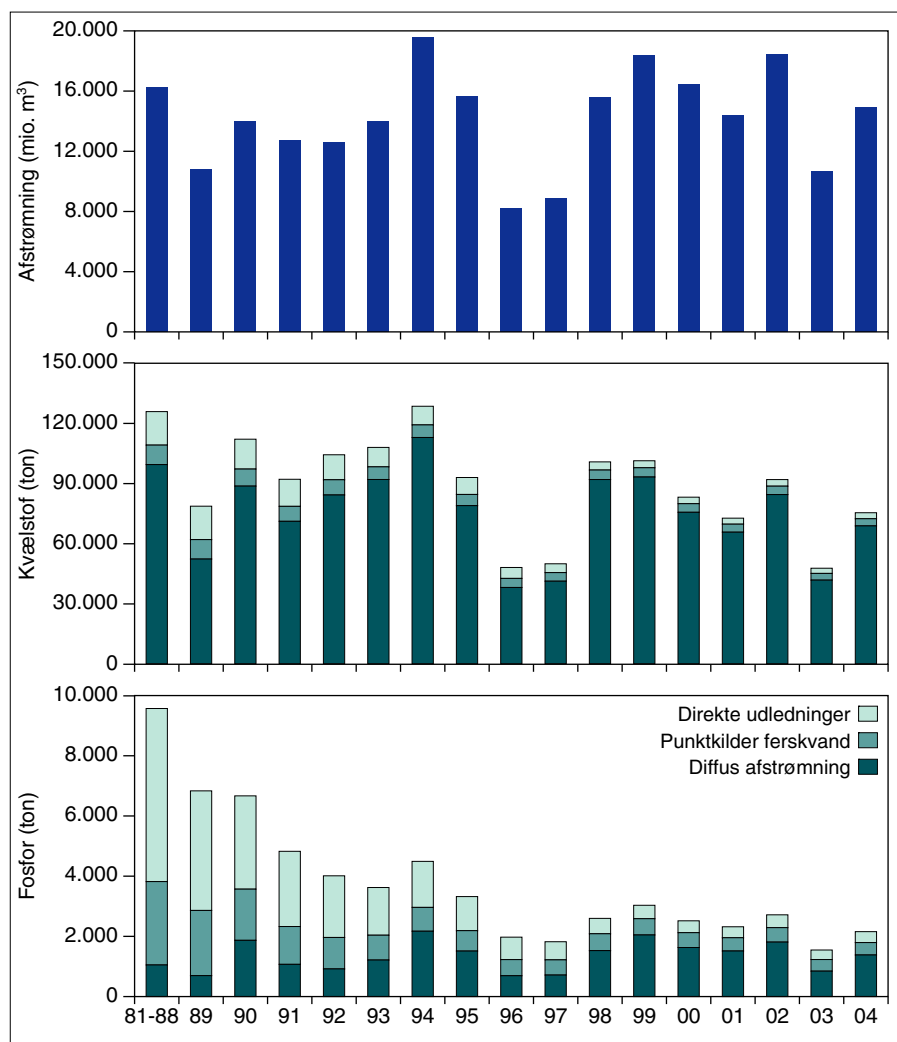


Figur 7.1 Diffus tilførsel af kvælstof (A) og fosfor (B) til ferskvand i 2004.

Den diffuse tilførsel af fosfor (figur 7.1B) er størst i Vendsyssel, og i det øvrige Danmark svarer mønstret i nogen grad til det for kvælstof.

Variationerne i stoftilførslerne over året (figur 7.2) afveg ikke meget fra normalt. Dog var kvælstofafstrømningen meget stor i februar men til gengæld meget lav i marts.

Figur 7.2 Månedstilførsel af kvælstof (N) og fosfor (P) via vandløb og direkte spildevandsudledninger i 2004, sammenlignet med midlerne for perioden 1993 – 2003.

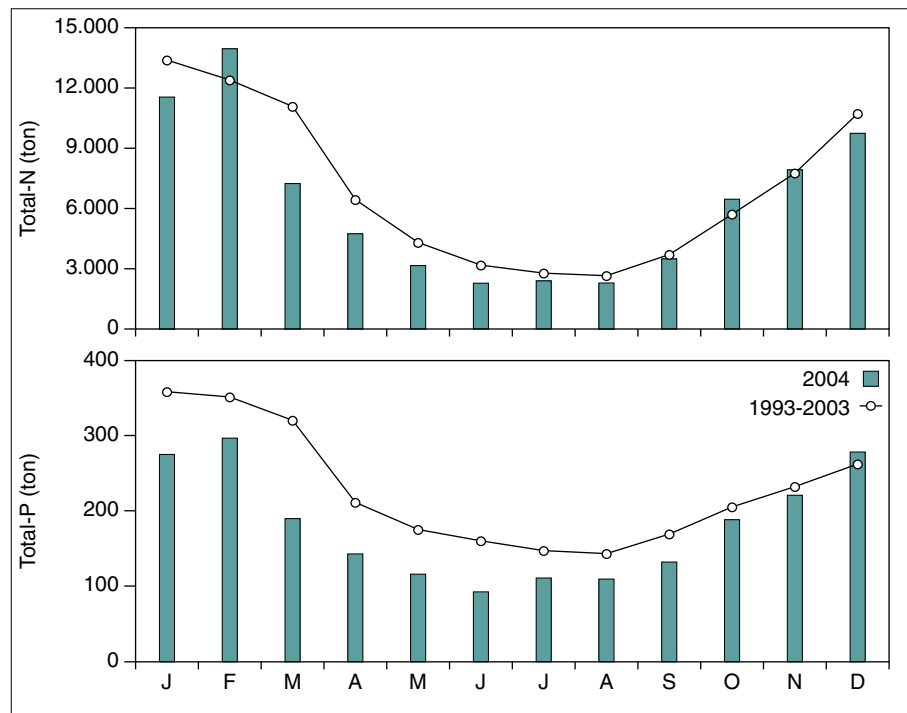


VA05 – Fig. 7.2

## 7.2 Udvikling i den samlede vand- og stoftilførsel til de marine kystafsnit

Kvælstof- og fosfortilførslen via vandløb og direkte spildevandsudledninger til de marine kystområder har været opgjort hvert år siden 1989 (figur 7.3). Gennemsnitsværdier for perioden 1981-88 er estimeret (Græsbøll m.fl., 1994), men disse værdier er væsentligt mere usikre. Den diffuse afstrømning har været hovedkilden til kvælstoftilførslen fra land til marine kystafsnit via vandløb og direkte spildevandsudledninger (ca. 80 % i gennemsnit for perioden 1989-2004) og har været tydeligt knyttet til ferskvandsafstrømningen. For fosfor har den diffuse afstrømning udgjort en mindre andel (ca. 30 %) af den samlede fosfortilførsel, men betydningen af denne kilde er dog steget meget i takt med den forbedrede spildevandsrensning.

Figur 7.3 Ferskvandsafstrømningen og den samlede tilførsel af kvælstof og fosfor via vandløb og direkte spildevandsudledninger til de marine kystafsnit for 1989 til 2004, og et gennemsnit for perioden 1981-88.



VA05 - Fig. 7.3

Den store renseindsats over for spildevand er meget tydelig, idet de samlede spildevandsudledninger faldt fra ca. 9.000 tons fosfor i perioden 1981-88 til ca. 1.000 tons fosfor i 2004, eller med ca. 90 %. Tilsvarende faldt de samlede spildevandsudledninger af kvælstof fra ca. 28.000 tons i perioden 1981-88 til ca. 7.000 tons i 2004 svarende til en reduktion på ca. 75 %. I de senere år (fra omkring 1996) har der kun været et mindre fald i spildevandsudledningerne til ferskvand, og det betydelige fald, der skete i begyndelsen af 1990'erne, er nu stagneret (figur 7.3).

Udviklingstendenser i diffus og samlet tilførsel af kvælstof og fosfor til de marine kystafsnit via vandløb og direkte spildevandsudledninger er analyseret for perioden 1989 til 2004 med Mann-Kendall trend-test. Udviklingen i den samlede næringsstofftilførsel i tons (figur 7.3), hvor der således ikke er taget højde for variationer i vandafstrømningen, er testet for trend for perioden 1989 til 2004. For kvælstof kan der ikke konstateres en signifikant tendens. Forfor mængden er signifikant faldende, og reduktionen er fra 1989 til 2004 estimeret til ca. 76 %. På 95 % konfidens-niveau ligger faldet mellem 49 og 100 %.

Samlet er der for Danmark sket et statistisk signifikant fald i den vandføringsvægtede, diffuse tilførsel af kvælstof (inklusiv tilførslen fra den spredte bebyggelse og inklusiv retention) (tabel 7.2). Det svarer til en reduktion på ca. 2,5 mg N l<sup>-1</sup>. Koncentrationen af de samlede kvælstof- og fosfortilførsler til alle marine kystafsnit er ligeledes faldet signifikant. Derimod kan der ikke på landsplan konstateres en signifikant udvikling i den diffuse fosfortilførsel. Heller ikke for ferskvandsafstrømningen er der en signifikant udviklingstendens, men ud af de seneste 7 år har der i de 6 været større afstrømning and normalt (figur 2.3).

Tabel 7.2 Mann-Kendall trend-test af udviklingen i hhv. den samlede tilførsel af kvælstof og fosfor via vandløb og direkte udledninger, og i den diffuse kvælstof- og fosfortilførsel (inklusiv tilførsler fra spredt bebyggelse og inklusiv retention) for perioden 1989–2004. Testen er lavet på vandføringsvægtede koncentrationer. Fortegnet viser, om der er en stigende eller faldende udviklingstendens. \* angiver om udviklingstendenser er signifikante, hvor \* angiver, at  $0,01 \leq P < 0,05$  og \*\* angiver, at  $P < 0,01$ . Hvor der ikke er angivet en P-værdi, har den været  $\geq 0,05$  og dermed ikke signifikant.

Farvands- område	Kvælstof		Fosfor	
	Diffus tilførsel	Samlede tilførsel	Diffus tilførsel	Samlede tilførsel
Nordsøen	- *	- **	+	- **
Skagerrak	- **	- **	-	- **
Kattegat	- **	- **	+	- **
Nordlige Bælthav	- *	- **	-	- **
Lillebælt	- **	- **	- **	- **
Storebælt	- *	- **	-	- **
Øresund	- *	- **	- **	- **
Sydlig Bælthav	- *	- *	- *	- **
Østersøen	- **	- **	- *	- **
Danmark	- **	- **	+	- **

Siden iværksættelse af den første vandmiljøplan er der sket et signifikant fald i koncentrationen af de samlede udledninger til de marine kystafsnit via vandløb og direkte udledninger for både kvælstof og fosfor. Det viser de statistiske analyser af udviklingen siden 1989. For fosfor skyldes faldet alene den kraftige renseindsats overfor spildevandsudledninger, men for kvælstof er der også konstateret en signifikant reduktion af den diffuse tilførsel (tabel 7.2).

Resultaterne af trend-testen viser, at der i løbet af de seneste 15 år er sket en reduktion i den samlede marine kvælstofbelastning fra Danmark på omkring 43 %, når data korrigeres for variationer i vandafstrømningen. På et 95 % konfidens-niveau ligger faldet mellem 31 og 56 %. For fosfor er der i løbet af den samme periode sket en tilsvarende reduktion på omkring 77 %. På 95 % konfidens-niveau ligger faldet mellem 50 og 100 %. Disse tal er korrigeret for både variationer i stofretentionen i søerne og i vandafstrømningen.

*[Tom side]*

## Referencer

Bøgestrand, J. (red.) (2001): Vandløb og kilder 2000. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 120 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 378

Cappelen, J. og Jørgensen, B.V. (2004): The Climate of Denmark 2003, Danmarks Klima 2003. Technical Report 04-02. Danmarks Meteorologiske Institut.

Crommentuijn, T., Kalf, D.F., Polder, M.D., Posthumus, R. & van de Plasscke, E.J. (1997): Maximum permissible concentrations and negligible concentrations for pesticides. Annex to report no. 601501 002. National Institute of Public Health and the Environment. Bilthoven, the Netherlands.

Græsbøll, P., Erfurt, J., Hansen, H.O., Kronvang, B., Larsen, S.E., Rebsdorf, Aa. & Svendsen, L.M. (1994): Ferske vandområder – Vandløb og Kilder. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1993. Danmarks Miljøundersøgelser. 186 sider. – Faglig rapport fra DMU nr. 119.

Heininger, P., Schild R., de Beer, K., Planas, C., Roose P. og Sortkjær, O., 2002: International pilot study for the determination of riverine inputs of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) to the maritime area on the basis of a harmonised methodology. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Forschungsbericht 299 22 286 UBA-FB 000343e

Larsen, S.E. (1999): Analyse af udviklingstendenser i 25 vandløb med udløb i Limfjorden. Arbejdsrapport fra Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Vandløbsøkologi.

Ludvigsen, G.H. & Lode, O. (2001): Jordmonnovervåking i Norge. Pesticider 1999. Jordforsk rapport nr. 22/01. Landbruksdepartementet, Statens Forurensningstilsyn.

Miljøstyrelsen (2004): Punktkilder 2003. Orientering fra Miljøstyrelsen, 2003 <http://www.mst.dk>

Svendsen, L.M. (1998): Input of Nutrients to OSPAR and HELCOM Marine Areas from Land-based Sources in Denmark. NIVA unpubl. Note for HARP-Conference, Jan. 1998, 20 pp.

*[Tom side]*



# Fosfor – afprøvning og udvikling af metoder til estimation af transport

Asger Roer Pedersen og Brian Kronvang

## Problemstilling

Det er efterhånden velkendt, at vi undervurderer transporten af total fosfor (TP) i vandløb, når transporten beregnes på baggrund af vandprøver, der er udtaget som stikprøver med faste tidsintervaller henover året (Kronvang & Bruhn, 1996). Denne kendsgerning er i sig selv ikke et problem, hvis vi vel at mærke er i stand til at bestemme omfanget, og har metoder til at korrigere herfor. En løsning er selvfølgelig at måle P koncentrationen kontinuert ved hjælp af sensorer eller automatisk prøvetagningsudstyr. Automatisk flow- eller tidsproportional prøvetagning har været anvendt i perioden 1993-2003 i 25 vandløb under NOVA overvågningsprogrammet. Resultaterne herfra har også entydigt vist, at den årligt beregnede P transport er undervurderet ved anvendelse af stikprøvetagning sammenlignet med kontinuert prøvetagning (Kronvang *et al*, 2000). Anvendelse af intensivstationer med henblik på at opnå en sikker viden om P transporten er selvfølgelig en oplagt løsning, men er bekostelig, og vil medføre, at antallet af stationer i NOVANA skal reduceres væsentligt. Dette er ikke ønskeligt, da der netop hvad angår P, er store rumlige forskelle i P tabsprocesser i relation til både landbrug og formentlig baggrundsbidrag, og heller ikke ønskværdigt i forhold til implementeringen af Vandrammedirektivet.

Problemet med bestemmelse af P transport har såvel en praktisk (afhentning af vandprøver), som en teoretisk side (statistisk), som vi vil forsøge at belyse i dette kapitel ved hjælp af eksempler fra Odense Å ved Kratholm, hvor vi har daglige målinger af vandføringen og næsten daglige målinger af koncentrationen af TP og opløst orthofosfat (OP) til rådighed for årene 1989-2001 (tabel 1).

*Tabel 1* Antal dage med målinger af koncentrationen af TP og OP i Odense Å for årene 1989-2001 samt de tilsvarende årlige transporter. Manglende daglige koncentrationer er erstattet med værdier fundet ved lineær interpolation.

År	Antal dage		Årlig transport [ton]		BFI
	TP	OP	TP	OP	
1989	231 (63%)	231 (63%)	30,0	13,7	0,77
1990	276 (76%)	260 (71%)	36,1	18,2	0,73
1991	298 (82%)	296 (81%)	27,8	12,9	0,69
1992	366 (100%)	357 (98%)	20,5	8,6	0,76
1993	342 (94%)	338 (93%)	23,1	11,5	0,75
1994	360 (99%)	358 (98%)	34,6	16,9	0,69
1995	334 (92%)	334 (92%)	24,5	10,6	0,74
1996	358 (98%)	357 (98%)	10,4	4,3	0,75
1997	363 (99%)	363 (99%)	12,7	4,6	0,65
1998	354 (97%)	180 (49%)	32,0	12,9	0,68
1999	357 (98%)	177 (48%)	30,8	15,7	0,68
2000	345 (94%)	172 (47%)	21,2	10,3	0,79
2001	302 (83%)	169 (46%)	22,5	9,8	-

Allerførst er det på sin plads at besvare spørgsmålet om, hvorfor vi ønsker at måle P i vandløb, dvs. hvad skal resultaterne anvendes til? Fosformålingerne i vandløb skal faktisk tilgodese mange forskellige behov i forhold til at belyse og tolke på vandområdernes økologiske status og udvikling. Det drejer sig om følgende behov:

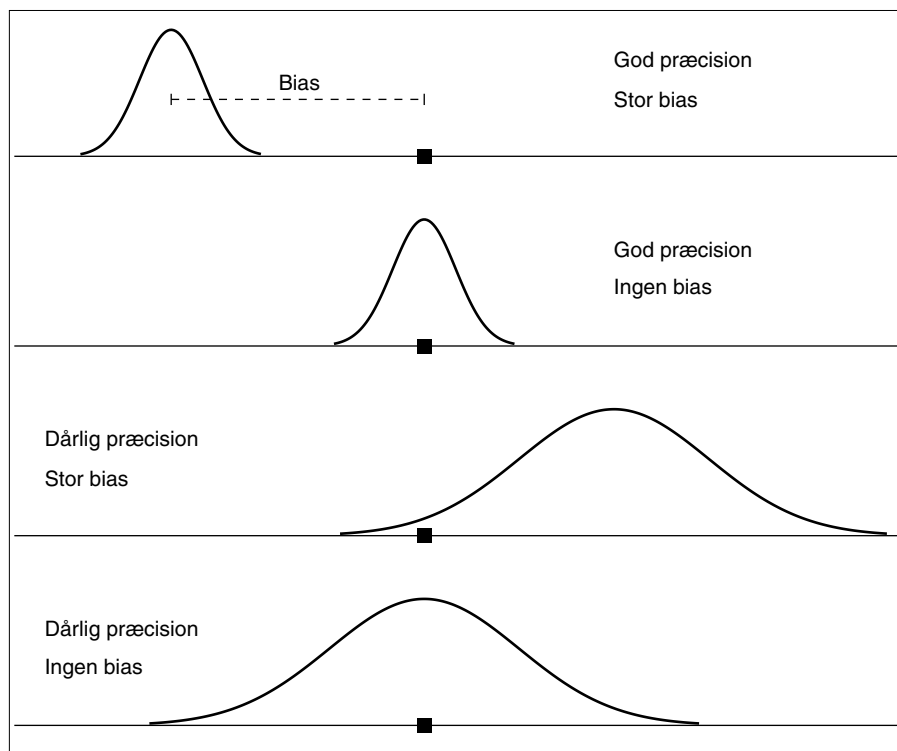
- Målingerne bliver anvendt til at give en status for det gennemsnitlige koncentrationsniveau henover året i forskellige kategorier af vandløb (vandløbstyper), med henblik på belyse forskelle mellem typerne (fx vandløb i naturområder i modsætning til vandløb i landbrugsområder).
- Målingerne bliver anvendt som forklaringsvariable til at analysere forskelle i økologisk status mellem vandløb.
- Målingerne bliver anvendt til give en status for udvikling (trend) i tidsserier af P målinger i et givet vandløb, der så tolkes mod eventuelle ændringer i oplandet af udledninger fra punktkilder, ændret arealanvendelse eller ændret landbrugspraksis.
- Målingerne bliver anvendt til at beregne en transport (måned og år) af P og derefter lave en analyse af betydningen af de enkelte kilder til P (kildeopsplitning).
- Målingerne bliver anvendt til at lave belastningsopgørelser til søer, fjorde og kystvande og analysere udviklingen i disse.
- Målingerne anvendes til at estimere fosforbelastninger fra umålte oplande.

Som det fremgår af ovenstående liste, tilgodeser P målingerne under NOVANA mange formål. Det er derfor vigtigt, at protokollen for hvordan vandprøver udtages (prøvetagning), og hvordan transporten beregnes, er optimeret både hvad angår den teoretiske og den praktiske side. I dette kapitel vil vi gennemgå og diskutere den teoretiske del og vise nye løsningsmuligheder for fremtidens overvågning af P i vandløb.

## Måling af P i vandløb – statistiske begreber

Fra en statistisk synsvinkel er bestemmelse af P transport ud fra målinger et estimationsproblem, der løses vha. en *estimationsmetode*. Når man skal vælge mellem forskellige estimationsmetoder, kan den enkelte metode bl.a. vurderes på dens statistiske egenskaber. En estimationsmetode beregner et estimat for P transporten vha. P målinger, hvilket gøres med *estimationsfejl* (estimatet for transporten afviger fra den sande transport). Dette kan sammenlignes med en målemetode, der laver målefejl. I statistisk terminologi opdeles estimationsfejl/målefejl i tilfældige og systematiske fejl. Hvis en metode laver små tilfældige fejl, er den *præcis*, og tilfældige fejl kan under alle omstændigheder reduceres ved at måle flere gange og rapportere gennemsnittet som resultat. En metodes eventuelle systematiske fejl er forskellen på gennemsnittet af i princippet uendelig mange målinger og den sande værdi. Systematiske fejl kan altså ikke reduceres ved at tage flere målinger. Et eksempel på en systematisk fejl er en fejlkali-

breret vægt. Metoder med systematiske fejl kaldes med et engelsk ord for *biased*, og størrelsen af den systematiske fejl kaldes *bias*. Begreberne er illustreret i figur 1.



Fokus05 – Fig. 1

Figur 1 Illustration af statistiske egenskaber ved fire målemetoder. Den sande værdi er angivet med det fyldte kvadrat på hver linje, og fordelingen af den enkelte målemetodes resultater er på hver linje illustreret med en klokkeformet kurve. Der er størst sandsynlighed for måleresultater, hvor den klokkeformede kurve er højest. Således svarer en metode med en meget bred klokkeformet kurve til en meget upræcis metode og vice versa. Den enkelte metodes gennemsnitlige måleresultat er, hvor den klokkeformede kurve er højest (moduspunktet). Den bedste målemetode er naturligvis den næstøverste, men i praksis står man ofte overfor valget mellem målemetoder som den øverste og den nederste. Hvis den systematiske fejl er lille, kan metoder som den øverste være at foretrække pga. den større præcision, idet sandsynligheden for måleresultater i nærheden af den sande værdi - trods den systematiske fejl - er størst. For at kunne foretage dette valg, skal man dog kende størrelsen af den systematiske fejl, og gør man det, kan man jo korrigere for den, og derved opnå en metode svarende til den næstøverste. De fleste ville nok vælge metoder som den nederste, der trods manglende præcision ikke rammer systematisk forkert.

Generelt lægges der meget vægt på, at en estimationsmetode er unbiased, selvom en præcis metode med lille bias langt hyppigere giver resultater tæt på den sande værdi. To væsentlige grunde til det er:

- I et givet vandløb med intensive målinger som i Odense Å kan man for enhver metode vurdere omfanget af bias og tage stilling til, om omfanget af bias er acceptabel, men man kan fx ikke overføre den erfaring til andre vandløb eller til kommende år i samme vandløb. Med en unbiased metode har man *garanti* for, at metoden måler på den sande værdi.

- Hvis to personer vejer sig på hver sin biased badevægt, der altså laver hver sin ukendte systematiske fejl, kan man ikke sammenligne deres vægt. En målt forskel kan være reel eller udtryk for forskellig bias. Tilsvarende kan man fx ikke *sammenligne* den estimerede årlige transport mellem to vandløb, hvis transporterne er estimerede med en biased metode.

Sidstnævnte begrundelse for at foretrække en unbiased estimationsmetode illustrerer en tredje væsentlig statistisk egenskab, nemlig muligheden for at kunne angive *estimationsusikkerheden* – fx ved et 95 %-sikkerhedsinterval. I sig selv er det vigtigt, at kunne angive usikkerheden på et estimat, men det er desuden afgørende for, om man kan sammenligne estimater med statistiske test fx den estimerede P transport mellem to år i samme vandløb eller mellem to vandløb.

I de følgende afsnit evalueres forskellige estimationsmetoder bla. på deres evne til at estimere den sande årlige P transport. Den årlige P transport er integralet

$$\int_0^T P_t Q_t dt ,$$

hvor  $P_t$  betegner P koncentrationen, og  $Q_t$  betegner vandføringen til tidspunkt  $t$  i tidsintervallet  $[0, T]$ , der repræsenterer et år. I praksis er målinger af P koncentrationen og vandføringen behæftet med måleusikkerhed (håndtering af vandprøver, måleusikkerhed på apparatur etc.), men det ses der i denne sammenhæng bort fra, idet måleusikkerheden anses for at være negligerbar i forhold til den tidlige variation i de sande  $P$ - og  $Q$ -værdier. Hvis den daglige transport approksimeres med produktet af daglig (middel-) P koncentration og vandføring, kan den årlige transport approksimeres med

$$\sum_{i=1}^M P_i Q_i ,$$

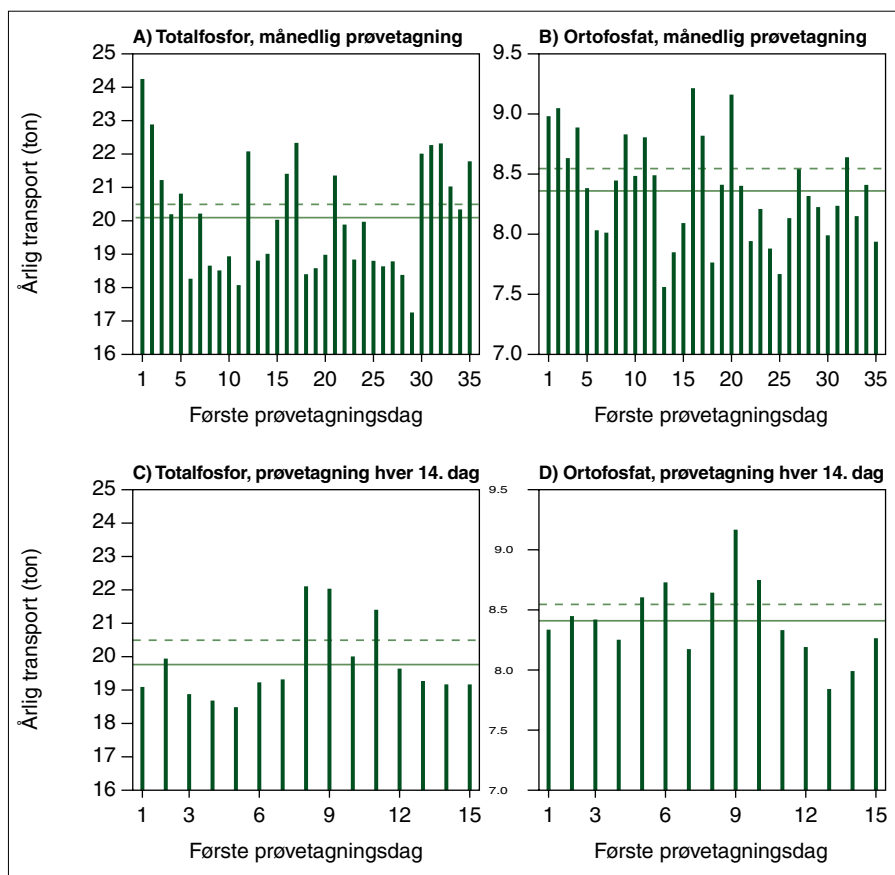
hvor tiden regnes i døgn,  $M$  betegner antal dage i året, og  $P_i$  og  $Q_i$  betegner hhv. P koncentration og vandføring på den  $i$ 'te dag. Det er denne approksimative årlige transport, der er angivet i tabel 1, og som i det følgende også vil blive betegnet som den *sande årlige transport*. Kort og godt undersøges det altså, hvor godt forskellige estimationsmetoder rammer den værdi, man ville have opnået med ovenstående sumformel baseret på daglige målinger af både vandføring og P koncentration.

## Den lineære interpolationsmetode

Under NOVANA (og tidligere under NOVA) estimeres den årlige P transport vha. daglige vandføringer samt P koncentrationer målt eksempelvis månedlig eller hver 14. dag (Kronvang & Bruhn, 1990). Fosforkoncentrationerne interpoleres lineært til daglige værdier, hvorefter den årlige transport kan estimeres ved summen af de estimerede daglige transporter. I praksis varierer placeringen af prøvetagningsdage indenfor et år sikkert mellem vandløb og år, men her har vi regnet med

faste tidsintervaller, så månedlige prøvetagningsdage forstås som 12 prøvetagningsdage med 30 dage imellem hver, og prøvetagning hver 14. dag forstås som 26 prøvetagningsdage med 14 dage imellem hver. Starter man prøvetagningen den 1. januar et år, får man med denne prøvetagningsstrategi ét estimat for den årlige transport, og starter man den på en anden dag, får man et andet estimat. Med månedlig prøvetagning giver dette 35 mulige estimater pr. år. og ved prøvetagning hver 14. dag giver det 15 mulige estimater. Variationen i disse estimater er illustreret i figur 2 for TP og OP i Odense Å i 1992. Især for TP ser man en betydelig variation mellem de forskellige estimater. Variationen er naturligvis mindst ved prøvetagning hver 14. dag.

Figur 2 Estimater (med den lineære interpolationsmetode) for den årlige transport af TP og OP i Odense Å i 1992 baseret på månedlig prøvetagning og prøvetagning hver 14. dag. Prøvetagningsdage ligger med faste tidsintervaller på hhv. 30 og 14 dage, og dagsnummeret for den første prøvetagningsdag er angivet på figurernes vandrette akse. Den stiplede vandrette linje i hver delfigur markerer den sande årlige transport, den fuldt optrukne vandrette linje markerer gennemsnittet af estimaterne, så bias er lig den lodrette afstand mellem de vandrette linjer.



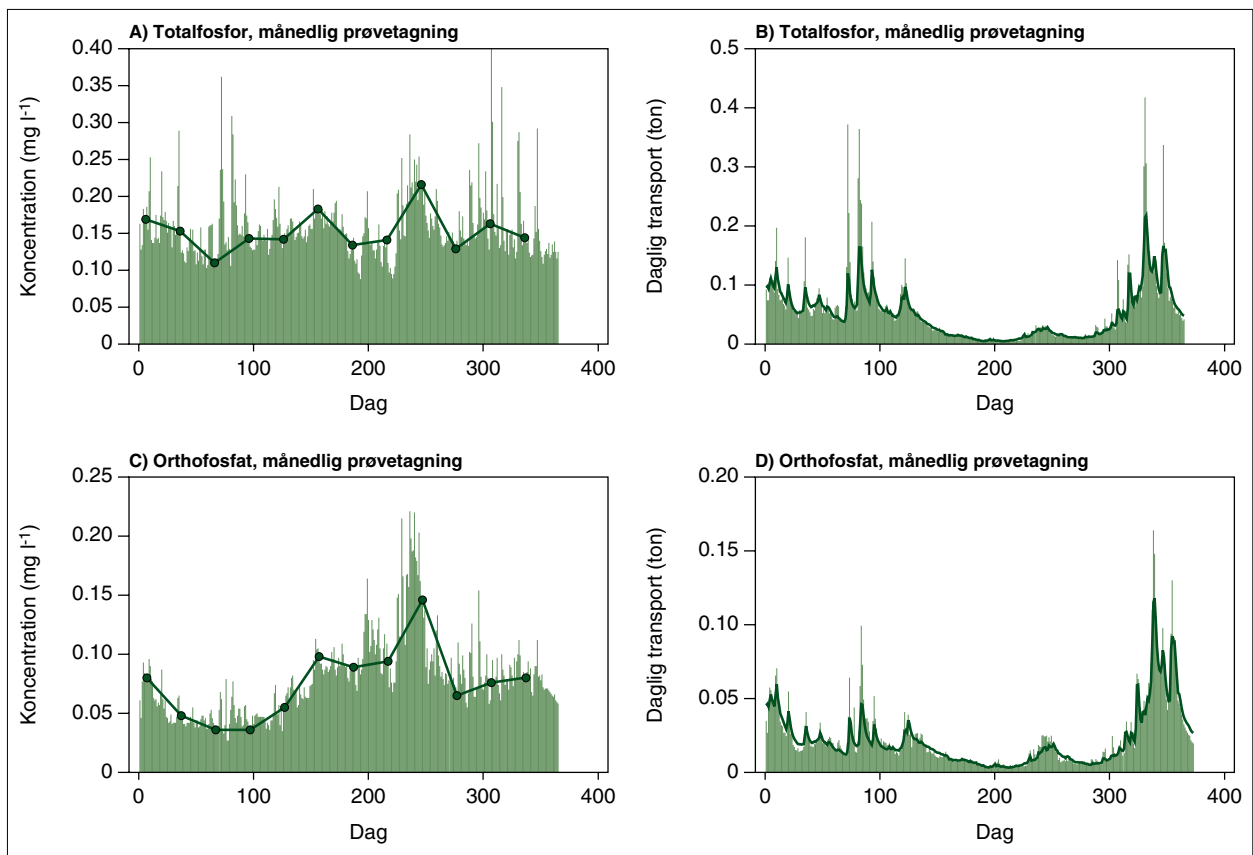
Fokus05 - Fig. 2

Hvis de mulige første prøvetagningsdage vægtes som værende lige sandsynlige, kan estimationsmetodens bias i hvert tilfælde udregnes som forskellen mellem gennemsnittet af de mulige estimater og den sande årlige transport, og metodens præcision kan tilsvarende kvantificeres ved en approksimativ 95 %-variation (estimaterne ligger med en sandsynlighed på ca. 95 % indenfor en afstand på 95 %-variationen fra den gennemsnitlige værdi; *ikke* det samme som et 95 %-sikkerhedsinterval). Eksempelvis underestimeres den årlige transport af TP i Odense Å i 1992 systematisk med 0,4 ton (2 %), og valget af første prøvetagningsdag introducerer en tilfældig variation omkring den gennemsnitlige værdi på  $\pm 2,8$  ton ( $\pm 14$  %), dvs. samlet set estimeres den årlige transport med en sandsynlighed på 95 % mellem 3,2 ton under (-16 %) og 2,4 ton over (12 %) den sande årlige transport. Bias og 95 %-variation for den lineære interpolationsmetode i Odense Å for årene 1989-2001 er vist i tabel 2.

Året 1989 skiller sig ud pga. af nogle dage først og sidst på året med særdeles ekstreme P koncentrationer. For årene 1998-2001 er præcisionen for OP nok lidt for optimistisk, idet omkring 50 % af de målte daglige koncentrationer i disse år er fundet ved lineær interpolation. Der synes ikke at være nogen sammenhæng mellem BFI og størrelsen af bias eller 95 %-variationen (testet med Spearman's rho på signifikansniveau 5 %). Det generelle billede i tabel 2 er det velkendte, at den lineære interpolationsmetode systematisk underestimerer den årlige P transport (Kronvang & Bruhn, 1996). Årsagen til den generelle underestimation er, at man ved lineær interpolation til daglige P koncentrationer "klipper" dage med ekstremt høje P koncentrationer væk, hvilket imellem prøvetagningsdage leder til underestimering af den daglige transport. Det modsatte fænomen forekommer også, men det forudsætter, at en eller flere af prøvetagningsdagene falder på en dag med ekstrem høj P koncentration, hvilket sker med lille sandsynlighed, idet dagene med ekstreme P koncentrationer er få. Derfor underestimerer den lineære interpolationsmetode generelt den årlige transport. Dette er søgt illustreret i figur 3 for TP og OP med månedlig prøvetagning i Odense Å i 1992.

Tabel 2 Bias og 95 %-variation [ton/%] (95 %-var. i parentes) for årlig P transport estimeret ved den lineære interpolationsmetode i Odense Å for årene 1989-2001 med månedlig prøvetagning og prøvetagning hver 14. dag.

År	Månedlig		Hver 14. dag	
	TP	OP	TP	OP
1989	0.1/0 % (15.1/50 %)	1.4/10 % (2.7/20 %)	2.6/9 % (16.9/56 %)	0.6/4 % (1.9/14 %)
1990	-0.4/-1 % (6.1/17 %)	0.1/1 % (2.3/13 %)	-0.5/-1 % (3.8/11 %)	0.0/0 % (1.6/9 %)
1991	-1.6/-6 % (2.8/10 %)	-0.6/-5 % (1.5/12 %)	-0.6/-2 % (4.5/16 %)	-0.2/-2 % (2.0/16 %)
1992	-0.4/-2 % (2.8/14 %)	-0.2/-2 % (0.8/9 %)	-0.7/-3 % (2.3/11 %)	-0.1/-1 % (0.7/8 %)
1993	-1.5/-6 % (4.7/20 %)	-0.9/-8 % (2.1/18 %)	-0.7/-3 % (4.0/17 %)	-0.3/-3 % (1.0/9 %)
1994	-1.4/-4 % (7.4/21 %)	-1.2/-7 % (3.1/18 %)	-1.5/-4 % (4.5/13 %)	-0.9/-5 % (1.6/9 %)
1995	-0.4/-2 % (4.0/16 %)	-0.1/-1 % (1.8/17 %)	-0.3/-1 % (3.5/14 %)	-0.3/-3 % (0.9/8 %)
1996	-0.7/-7 % (1.8/17 %)	-0.2/-5 % (0.5/12 %)	-0.5/-5 % (1.3/12 %)	-0.2/-5 % (0.4/9 %)
1997	-0.7/-6 % (2.8/22 %)	-0.2/-4 % (0.7/15 %)	-0.4/-3 % (2.5/20 %)	-0.1/-2 % (0.4/9 %)
1998	-1.1/-3 % (8.9/28 %)	-0.9/-7 % (2.1/16 %)	-1.7/-5 % (5.2/16 %)	-0.7/-5 % (1.4/11 %)
1999	-0.2/-1 % (6.1/20 %)	-0.5/-3 % (3.6/23 %)	-0.7/-2 % (3.3/11 %)	-0.4/-3 % (0.7/4 %)
2000	0.0/0 % (3.1/15 %)	0.0/0 % (1.0/10 %)	-0.4/-2 % (1.0/5 %)	-0.1/-1 % (0.6/6 %)
2001	-0.9/-4 % (2.9/13 %)	-0.2/-2 % (1.1/11 %)	-0.6/-3 % (3.5/16 %)	-0.1/-1 % (0.2/2 %)
Gns.	-0.7/-3 % (5.3/20 %)	-0.3/-3 % (1.8/15 %)	-0.5/-2 % (4.3/17 %)	-0.2/-2 % (1.0/9 %)



Fokus05 – Fig. 3

Figur 3 Den lineære interpolationsmetodes systematiske underestimering af den årlige transport illustreret på data fra Odense Å i 1992. I figur 3A ses de interpolerede og målte daglige TP koncentrationer, der leder til de daglige transporter i figur 3B. Nederst tilsvarende figurer for OP. Underestimeringen er størst for TP, idet TP har flere dage med ekstremt høje koncentrationer.

## Alternative estimationsmetoder

Den lineære interpolationsmetode underestimerer altså systematisk den årlige P transport, og metoden giver desuden ikke mulighed for at angive estimationsusikkerheden på det enkelte års estimat. Estimationsusikkerheden for Odense Å blev i forrige afsnit kvantificeret ved 95 %-variationerne, men dette var kun muligt, idet de sande daglige P koncentrationer var kendte. Estimationsusikkerheden kvantificeret ved eksempelvis et 95 %-sikkerhedsinterval kan *ikke* beregnes på grundlag af P målinger fra en stikprøve af prøvetagningsdage for den lineære interpolationsmetode. I dette afsnit beskrives alternative estimationsmetoder, der kan løse disse problemer.

Kilderne til den lineære interpolationsmetodes bias er primært, at interpolationen "klipper" toppe væk, men strategien for placeringen af prøvetagningsdagen henover året er generelt også en væsentlig del af en estimationsmetode. En metode til estimation af den årlige P transport kan således generelt opdeles i (Cochran, 1977; Kish, 1965; Korn & Graubard, 1999):

- *Prøvetagningsstrategi*: Antallet af prøvetagningsdage samt deres udvælgelse indenfor året.

- *Beregningsmetode*: Beregning af estimat for P transporten på grundlag af målingerne.

Prøvetagningsstrategien anvendt i forrige afsnit var systematisk prøvetagning med tilfældig startdag, mens beregningsmetoden var lineær interpolation. Generelt kan en unbiased estimationsmetode med mulighed for angivelse af estimationsusikkerheden opnås enten ved:

- *Randomisering*: Et på forhånd fastlagt antal prøvetagningsdage placeres tilfældigt henover året, og P transport målingerne (P koncentration gange vandføring) på de valgte dage opsummeres til et estimat for den årlige transport. Transporten for de valgte prøvetagningsdage vægtes ved beregningen af årstransporten i forhold til en på forhånd valgt fordeling (sandsynlighedsfordeling) – simplest ved lige vægt, alternativt ud fra fx forventet vandføringsfordeling over året.
- *Modellering*: Prøvetagningsdagene vælges deterministisk (fx som det gøres aktuelt i NOVANA), og den efterfølgende statistiske bearbejdning af målingerne baseres på en model, der relaterer umålte P koncentrationer til målte P koncentrationer og andre målte forklaringsvariable (fx daglige vandføringsmålinger og meteorologiske data).

Fordelen ved randomiseringsmetoderne er, at de ikke er baseret på modelantagelser. En randomiseringsmetode er således et sikkert valg. Ulemperne er randomiseringen, der eksempelvis i det aktuelle tilfælde sikkert er urealistisk fra et praktisk synspunkt. Fordelen ved modelleringsmetoderne er, at man er frit stillet mht. valg af prøvetagningsdage, mens ulemperne er, at metoderne ofte er beregningsmæssigt særdeles komplicerede, og at de baserer sig på en modelantagelse, der kan være forkert. Man kan sige, at den lineære interpolationsmetode er et eksempel på en modelleringsmetode, der baserer sig på en model (P koncentrationerne udvikler sig lineært mellem prøvetagningsdagene), der er *forkert*, hvilket er kilden til den systematiske underestimering. Modellen er desuden ufuldstændig, hvilket har som konsekvens, at man ikke kan angive estimationsusikkerheden. Endelig kan man meget generelt sige om de to tilgange, at man ved randomiseringsteknikker opnår unbiased, men typisk forholdsvis upræcise estimater (figur 1, nederst). Med modelleringsmetoder er det svært at opnå unbiased estimater (dybest set fordi alle modeller er forkerte), mens estimaterne til gengæld ofte er forholdsvis præcise (figur 1, øverst).

## Randomiseringsmetoder

Et på forhånd fastlagt antal prøvetagningsdage,  $n$ , placeres tilfældigt henover årets  $M$  dage ved at trække fra en kendt sandsynlighedsfordeling. Lad således  $\pi_i$  betegne sandsynligheden for, at den  $i$ 'te dage i året bliver udvalgt. Sempel randomisering, hvor alle dage har samme sandsynlighed for at blive valgt, svarer til  $\pi_i = 1/M$  for alle  $i$ . Lad dernæst  $d_1, \dots, d_n$  være  $n$  dage valgt tilfældigt fra sandsynlighedsfordelingen bestående af  $\pi_1, \dots, \pi_M$ . Da måles vandføring og P kon-



centrationen på disse dage, og den årlige P transport kan dernæst estimeres unbiased ved følgende vægtede gennemsnit:

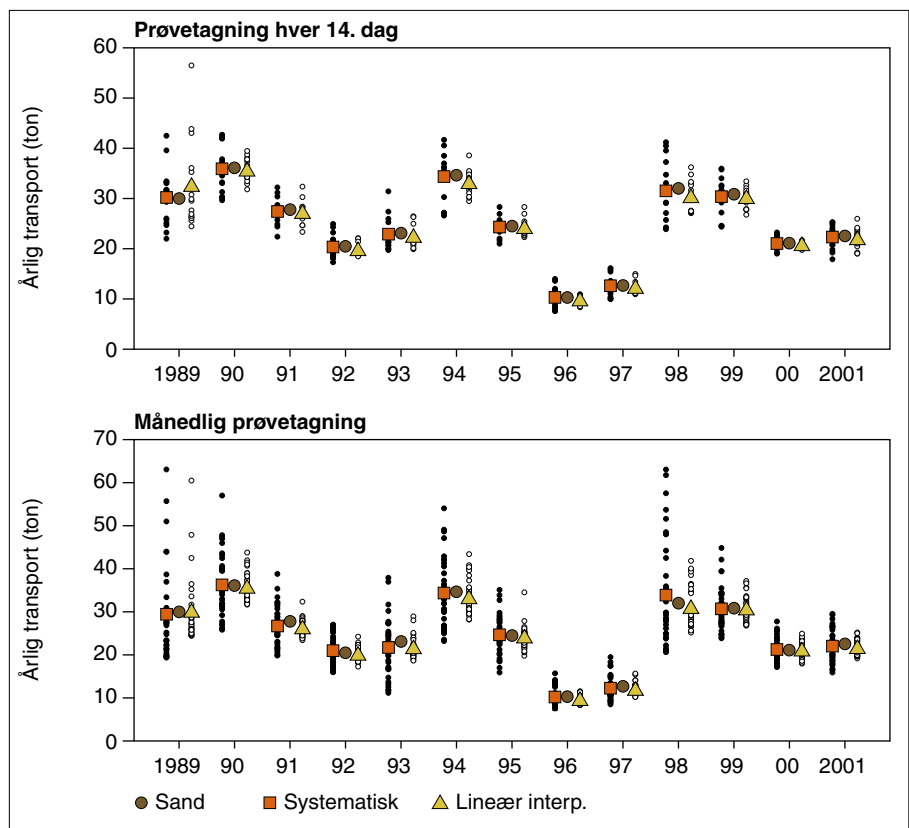
$$\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n P_{d_i} Q_{d_i} / \pi_{d_i}.$$

Estimationsusikkerheden kan beregnes vha. endnu et simpelt vægtet gennemsnit (Ripley, 1987). Præcisionen af estimatet kan forbedres ved stratificeret randomisering, hvor man på forhånd inddeler årets dage i perioder, der mht. daglig P transport er internt homogene og indbyrdes heterogene. Den ultimative randomiseringsmetode af den type er, hvor hver enkelt dag tildeles en sandsynlighed for at blive valgt, der eksempelvis er proportional med forventet daglig P transport (fx baseret på historiske data for det enkelt vandløb eller generel viden om daglig P transport henover året). Denne metode kaldes med et engelsk ord "importance sampling" (Ripley, 1987), og vælger altså de vigtigste P transportdage med størst sandsynlighed. Systematisk prøvetagning med tilfældig startdag (afsnit 3) er en særlig randomiseringsstrategi. Her er det kun startdagen, der vælges tilfældigt (de resterende prøvetagningsdage er givet ud fra denne), så formlen for estimatet er lidt anderledes, men en væsentligere forskel fra de øvrige randomiseringsstrategier er dog metodens statistiske egenskaber. Estimatet ved systematisk prøvetagning med tilfældig startdag er kun unbiased, hvis antal dage i året er delelig med det faste prøvetagningsinterval. I modsat fald er bias lig med den samlede P transport på de overskydende dage. Et andet problem med systematisk prøvetagning med tilfældig startdag er, at metoden *ikke* giver mulighed for at angive estimationsusikkerheden. Erfaringsmæssigt er det dog en ret præcis metode (stratificerer året i mange tidsintervaller), men præcisionen kan altså ikke kvantificeres ud fra stikprøven af prøvetagningsdage (Cochran, 1977; Kish, 1965; Korn & Graubard, 1999).

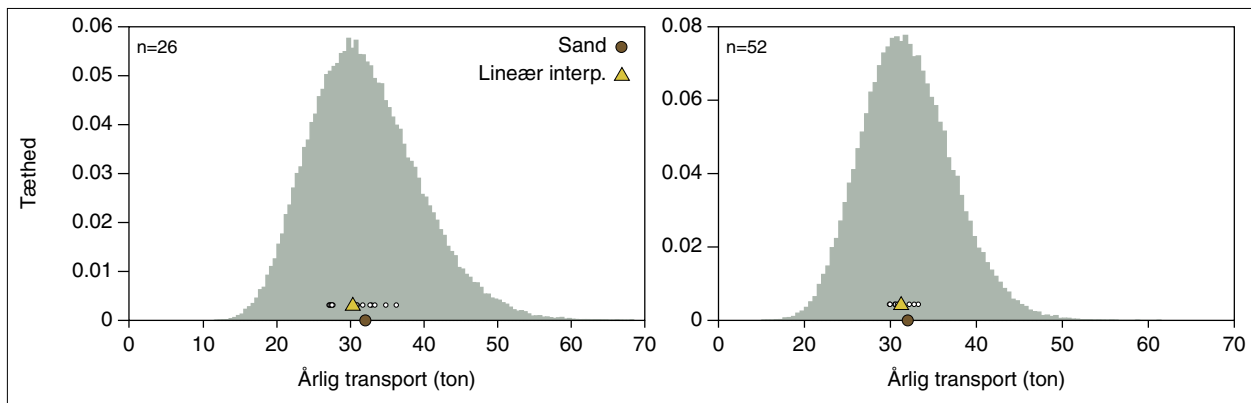
Systematisk prøvetagning månedlig og hver 14. dag er sammenlignet med den lineære interpolationsmetode i figur 4. Man ser, at prisen for den unbiased metode (næsten, idet hverken 14 eller 30 går op i 365 eller 366) er en lidt ringere præcision, men også at bias ved systematisk prøvetagning med tilfældig startdag kan være ligeså stor som ved den lineære interpolationsmetode.

En garanti for at estimatet er unbiased, kan man få ved at benytte en egentlig randomiseringsmetode som fx simpel randomisering. I figur 5 er simpel randomisering anvendt til estimation af årstransporten af TP i Odense Å i 1998, hvor den lineære interpolationsmetode underestimerer årstransporten med 1,7 (5 %) ton ved prøvetagning hver 14. dag (tabel 2). Af figuren ser man, at prisen for garantien for unbiased estimation af transporten ved simpel randomisering selv ved 52 årlige prøvetagningsdage er uacceptabel høj i form af en voldsom forøget estimationsusikkerhed.

Figur 4 Systematisk prøvetagning hver 14. dag og månedlig, samt den lineære interpolationsmetode, anvendt til estimation af årstransporten af TP i Odense Å for årene 1989-2001. Punkterne omkring firkanten og trekanten repræsenterer metodens mulige estimater det pågældende år for hhv. systematisk prøvetagning og den lineære interpolationsmetode.



Fokus05 – Fig. 4



Fokus05 – Fig. 5

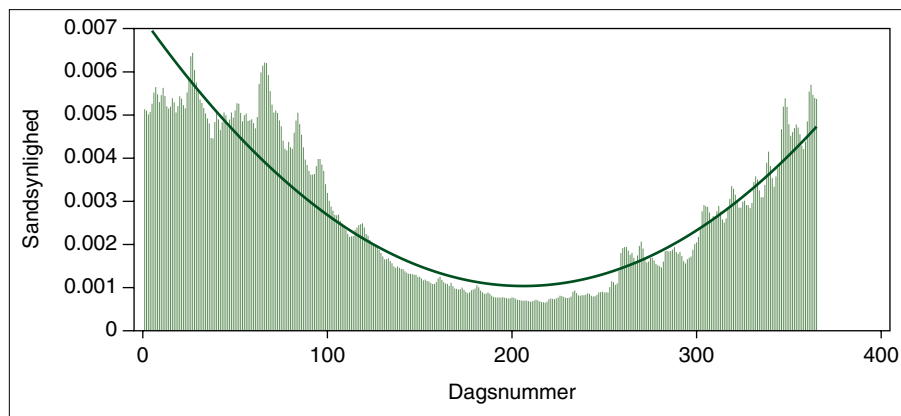
Figur 5 Simpel randomisering anvendt til estimation af årstransporten af TP i Odense Å i 1998. I figuren til venstre er der anvendt 26 årlige prøvetagningsdage svarende til prøvetagning hver 14. dag, og de mange estimater for årstransporten, der danner histogrammet, er sammenlignet med de mulige estimater fundet vha. den lineære interpolationsmetode og systematisk prøvetagning hver 14. dag. Punkterne omkring trekanten indikerer de mulige estimater ved den lineære interpolationsmetode. I figuren til højre er der anvendt 52 årlige prøvetagningsdage svarende til ugentlig prøvetagning.

I figur 7 er denne estimationsusikkerhed søgt nedbragt vha. "importance sampling", hvor den enkelte dags sandsynlighed for at blive valgt til prøvetagningsdag er proportional med forventet daglig vandføring i Odense Å i årene 1989-2001 (fig. 6). Derved prioriteres dage med høj forventet vandføring, hvilket øger chancerne for prø-

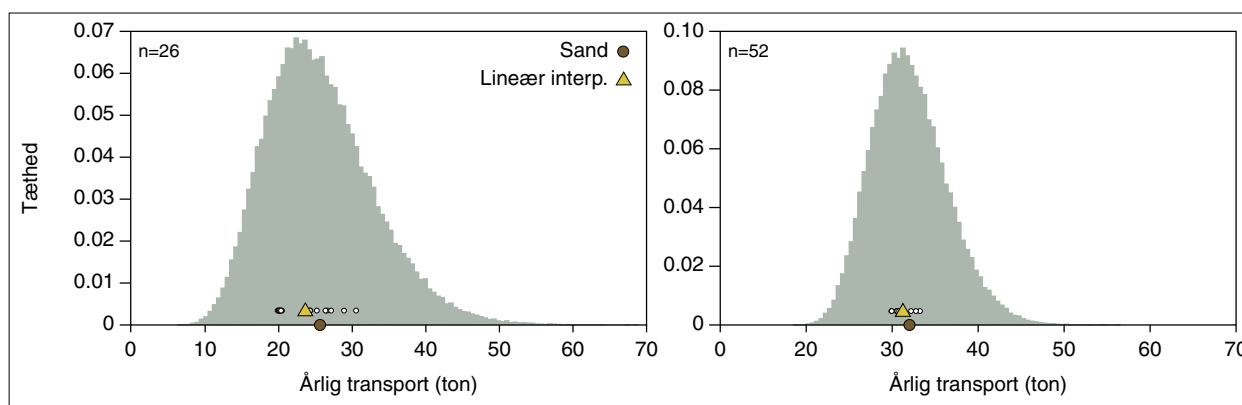
vetagningsdage med høj P koncentration, og reducerer estimationsusikkerheden i forhold simpel randomisering (fig. 5).

Til trods for metodernes gode statistiske egenskaber viser figur 5-7 klart, at randomiseringsmetoder *ikke* udgør et reelt alternativ til den lineære interpolationsmetode.

Figur 6 Vandføringsbaseret "importance sampling" fordeling for Odense Å. Sandsynlighederne er den relative fordeling indenfor år af den gennemsnitlige daglige vandføring i Odense Å for årene 1989-2001.



Fokus05 - Fig. 6



Fokus05 - Fig. 7

Figur 7 "Importance sampling" anvendt til estimation af årstransporten af TP i Odense Å i 1998. Den anvendte vandføringsbaserede "importance sampling" fordeling er illustreret i Figur 6. I figuren til venstre er der anvendt 26 årlige prøvetagningsdage svarende til prøvetagning hver 14. dag, og de mange estimater for årstransporten, der danner histogrammet, er sammenlignet med de mulige estimater fundet vha. den lineære interpolationsmetode og systematisk prøvetagning hver 14. dag. Punkterne omkring trekanten indikerer de mulige estimater ved den lineære interpolationsmetode. I figuren til højre er der anvendt 52 årlige prøvetagningsdage svarende til ugentlig prøvetagning.

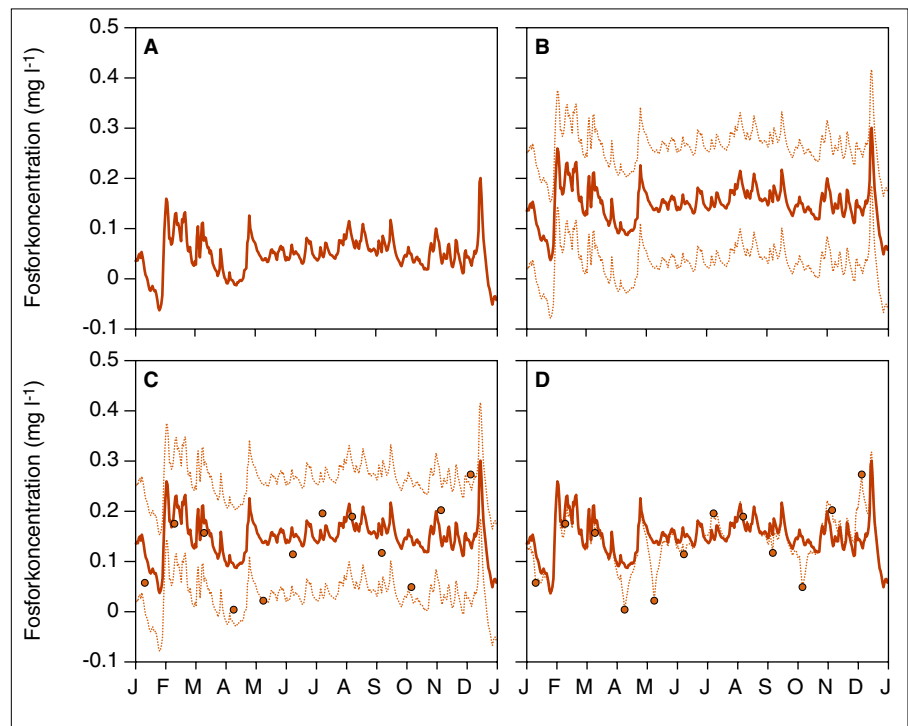
## Dynamisk modellering

Den primære kilde til bias for den lineære interpolationsmetode er dens manglende evne til at prædiktere de høje P koncentrationer, og det synes oplagt, at det er på dette punkt, der er mulighed for at udvikle en ny og bedre estimationsmetode med mindre bias. En ny estimationsmetode skal også have bedre statistiske egenskaber end den lineære interpolationsmetode, idet man skal kunne angive estimationsusikkerheden, men det afgørende er i første omgang at satse på en forbedret prædiction af de høje P koncentrationer.

Som forklarende variabel i prædiktionen af daglige P koncentrationer er det oplagt at benytte de daglige vandføringsmålinger, der er standard i NOVANA-programmet. Desuden vil vi her forsøge at benytte lettilgængelige meteorologiske data som forklarende variable. Udover daglige vandføringsmålinger har vi her valgt at benytte daglige målinger af lufttemperaturen ( $T$ ) og nedbøren ( $N$ ). For Odense Å har vi til dette kapitel haft daglige meteorologiske data for årene 1991-2000 til rådighed (nærmeste punkt i  $40 \times 40$  km net; nedbør ikke korrigeret til jordniveau). Som prædiktionsmodel vil vi søge at vælge en dynamisk model ("state space model"; West & Harrison, 1997), der har bla. standard multiple og simple regressionsmodeller som specialtilfælde. Principperne i dynamiske modeller er illustreret i figur 8 for et fiktivt datasæt.

En dynamisk model har en *systematisk del*, der ud fra værdier af forklarende variable prædikterer daglige P koncentrationer (fig. 8A). Koncentrationerne prædikteres alene vha. modellens forklarende variable, og de prædikterede værdier svarer til de prædikterede værdier i en sædvanlig multipel eller simpel regressionsmodel. For det fiktive datasæt i figur 8 er den sande årlige transport lig med 23,3 ton. Benyttes de prædikterede daglige P koncentrationer i figur 8 til estimation af den årlige transport, fås en værdi på 24,7 ton. Udover modellens systematiske del indeholder en dynamisk model også en *stokastisk/statistisk model* for de faktiske P koncentrationers afvigelse fra de prædikterede værdier, dvs. en model for afvigelseernes fordeling og autokorrelation. I en almindelig multipel eller simpel regressionsmodel svarer denne del af modellen til, at fejleddene er uafhængige og normalfordelte med middelværdi nul og konstant varians. Denne del af modellen giver bla. mulighed for at angive modellens prædiktionsusikkerhed som illustreret ved de stiplede kurver (95 %-prædiktionsgrænser) i figur 8B og 8C. Hvis man har målt P koncentrationen et antal gange i løbet af året (fig. 8C), giver den dynamiske model desuden mulighed for at rekonstruere ("temporal disaggregation"; Kalman "smoothing"; West & Harrison, 1997; Harvey & Chung, 2000) det mest sandsynlige forløb af faktiske daglige P koncentrationer. For det fiktive datasæt i figur 8 er disse modelbaserede rekonstruerede P koncentrationer indtegnet i figur 8D. Benyttes disse til estimation af den årlige transport, fås en værdi på 23,8 ton med et 95 %-sikkerhedsinterval på  $\pm 2$  ton. Dynamiske modeller tilbyder altså mange muligheder, og kan være løsningen på det aktuelle estimationsproblem. Som beskrevet i afsnit 4 er der tale om en modelleeringsmetode, og det resulterende estimat for årstransporten er unbiased, estimationsusikkerheden kan beregnes mv., *forudsat* modellen er "rigtig" ("rigtig" i citationstegn fordi enhver model er en abstraktion, og derfor ikke kan være rigtig).

Figur 8 Illustration af en dynamisk model for et fiktivt datasæt.



Fokus05 – Fig. 8

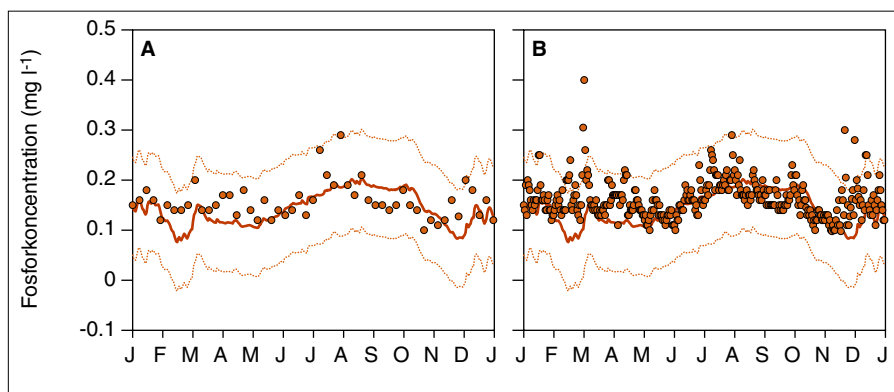
En dynamisk model kan være alt fra en simpel rent empirisk model til en avanceret mekanistisk baseret model, og det er vigtigt at vælge modellen, så den passer til problemstillingen. Vi arbejder for tiden med modeller af begge typer, men er endnu langt fra målet. I det følgende vil vi kort beskrive tankerne og visionerne samt præsentere eksempler på de modeltyper, vi arbejder med.

Kronvang & Bruhn (1996) studerede en række regressionsmetoder til prædiktion af daglig P koncentration ud fra daglig vandføring. Modellerne er eksempler på dynamiske modeller uden autokorrelation i P koncentrationerne, hvilket er en tvivlsom antagelse, der desuden udelukker muligheden for at lave modelbaserede interpolationer/rekonstruktioner som illustreret i figur 8. Regressionsmodellerne er desuden erfaringsmæssigt ret ustabile, dvs. estimatet for årstransporten er ret usikkert. En simpel udvidelse af den type modeller til en ægte dynamisk model med autokorrelation er følgende *simple og rent empiriske dynamiske model*

$$P_i = \theta P_{i-1} + \beta_1 Q_i + \beta_2 Q_{i-1} + \beta_3 T_i + \beta_4 N_i + \varepsilon_i,$$

hvor  $P_i$ ,  $Q_i$  og  $N_i$  betegner hhv. P koncentrationen, vandføringen og nedbøren på den  $i$ 'te dag i året, og fejleddene  $\{\varepsilon_i\}$  er uafhængige og normalfordelte med middelværdi nul og konstant varians. Modellen er som sagt rent empirisk, og der er ikke grund til at forvente, at et enkelt sæt parameterværdier vil kunne beskrive P koncentrationerne flere år i samme vandløb eller i forskellige vandløb, så modellens parametre vil skulle reestimeres hvert kalenderår i hvert vandløb. Spørgsmålet er, om dette kan gøres tilfredsstillende vha. realistiske årlige tidsserier af P koncentrationer. I figur 9 er modellen estimeret på grundlag af 52 TP målinger i Odense Å i 1999, hvilket giver et tilfredsstillende resultat, men for at udgøre et realistisk alternativ til

den lineære interpolationsmetode skal modellen kunne fungere tilfredsstillende med kun 12 årlige målinger.



Fokus05 – Fig. 9

Figur 9 Empirisk dynamisk model anvendt på 52 målinger af TP koncentrationen i Odense Å i 1999. I figur 9A er vist de målinger, der er benyttet til at estimere modellens parametre, og i figur 9B er alle årets 365 målinger indtegnet. I figur 9B falder 18 af de 365 målinger udenfor 95 %-prædiktionsgrænserne, hvilket netop svarer til de forventede 5 %. Den sande årlige transport af TP er 30,8 ton. Estimeres transporten vha. modelinterpolerede P koncentrationer baseret på de 52 målinger (jf. fig. 8D), fås en årlig transport på 29 ton med et 95 %-sikkerhedsinterval på  $\pm 6,3$  ton.

I tabel 3 er den empiriske dynamiske model sammenlignet med den lineære interpolationsmetode mht. estimation af årstransporten af TP i Odense Å i årene 1992-2000 ved systematisk prøvetagning hver 14. eller 30. dag.

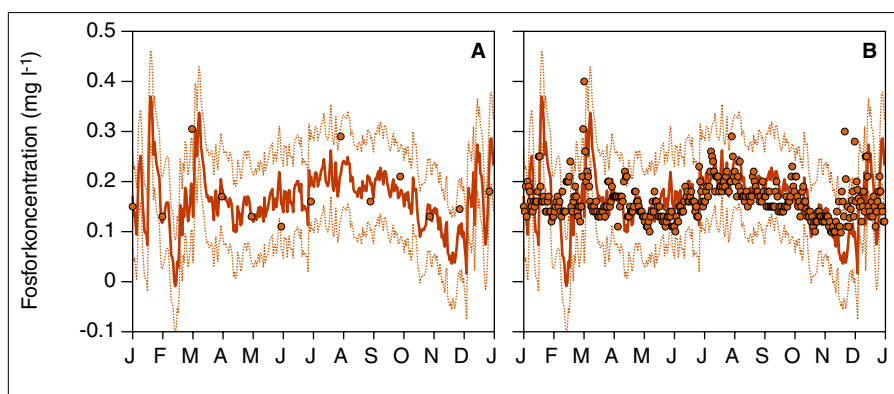
Tabel 3 Bias og 95 %-variation [ton/%] (95 %-var. i parentes) ved estimation af den årlige transport af TP i Odense Å for årene 1992-2000 ved prøvetagning hver 14. og hver 30. dag vha. den empiriske dynamiske model og den lineære interpolationsmetode.

År	Månedlig		Hver 14. dag	
	Dynamisk	Lineær	Dynamisk	Lineær
1992	0.1/0 % (8.3/40 %)	-0.4/-2 % (2.8/14 %)	1.2/6 % (4.2/20 %)	-0.7/-3 % (2.3/11 %)
1993	1.4/6 % (17.5/76 %)	-1.5/-6 % (4.7/20 %)	-0.2/-1 % (3.7/16 %)	-0.7/-3 % (4.0/17 %)
1994	-0.6/-2 % (7.9/23 %)	-1.4/-4 % (7.4/21 %)	-0.6/-2 % (5.9/17 %)	-1.5/-4 % (4.5/13 %)
1995	3.0/12 % (30/124 %)	-0.4/-2 % (4.0/16 %)	0.1/0 % (4.4/18 %)	-0.3/-1 % (3.5/14 %)
1996	1.2/12 % (5.8/56 %)	-0.7/-7 % (1.8/17 %)	-0.2/-2 % (2.7/26 %)	-0.5/-5 % (1.3/12 %)
1997	0.1/1 % (4.2/33 %)	-0.7/-6 % (2.8/22 %)	-0.4/-3 % (2.5/20 %)	-0.4/-3 % (2.5/20 %)
1998	1.3/4 % (10.9/34 %)	-1.1/-3 % (8.9/28 %)	-1.2/-4 % (3.7/12 %)	-1.7/-5 % (5.2/16 %)
1999	-1.3/-4 % (6.7/22 %)	-0.2/-1 % (6.1/20 %)	-0.2/-1 % (5.8/19 %)	-0.7/-2 % (3.3/11 %)
2000	0.2/1 % (7.0/33 %)	0.0/0 % (3.1/15 %)	-0.3/-1 % (2.2/10 %)	-0.4/-2 % (1.0/5 %)
Gns.	0.6/3 % (11.0/49 %)	-0.7/-3 % (4.6/19 %)	-0.2/-1 % (3.9/18 %)	-0.8/-3 % (3.1/13 %)

Med lidt god vilje er den empiriske dynamiske model tættere på at være unbiased end den lineære interpolationsmetode, men prisen er en dårligere præcision. Desuden viser en nærmere analyse, at den empiriske dynamiske model estimeret på grundlag af kun 12 årlige P målinger giver upålidelige (for optimistiske) estimater for estimation-

susikkerheden. Dette er illustreret i figur 10, hvor den empiriske dynamiske model er anvendt på 12 TP målinger i Odense Å i 1999. Almindelige metoder til statistisk modelkontrol baseret på de 12 målinger indikerer ikke, at modellen giver en utilfredsstillende beskrivelse af data, men når man benytter modellen til at prædiktere P koncentrationen på alle årets dage, afsløres det, at modellen er utilstrækkelig, idet 46 dage (13 %) ligger udenfor 95 %-prædiktionsgrænserne, hvor det forventede er omkring 18 dage (5 %). Af samme grund er 95 %-sikkerhedsintervallet for den årlige transport også for smalt ( $33,7 \pm 0,4$  ton), og indeholder langt fra den sande årstransport (30,8 ton). Statistiske teknikker til kontrol af en dynamisk model kan altså sagtens tage fejl, dvs. undlade at forkaste en forkert model, hvis *datagrundlaget er lille*.

Figur 10 Den empiriske dynamiske model estimeret på grundlag af månedlige TP målinger i Odense Å i 1999 og kontrolleret på daglige målinger samme år.



Fokus05 – Fig. 10

Fordele og ulemper ved en simpel og rent empirisk dynamisk som den ovenstående er opsummeret i tabel 4.

Tabel 4 Fordele og ulemper ved simple og rent empiriske dynamiske modeller.

Fordele	Ulemper
Let at anvende.	Kræver forholdsvis store datamængder (P målinger) for at være pålidelig.
Kræver få og enkle input og ingen ekspertviden eller særlig indsigt i problemstillingen i øvrigt. En meget datadrevet metode.	Kan ikke udnytte den ekspertviden og indsigt i problemstillingen, som brugerne har.
I forhold til multiple og simple regressionsmetoder modelleres P målinger med autokorrelation, hvilket udover at være nødvendig for at opnå en troværdig model, giver mulighed for modelbaseret interpolation (fig. 8).	Modellerer ikke de faktiske fysiske/biologiske processer.
	Kan ikke overføres til andre vandløb (af samme type fx) eller mellem år i samme vandløb. Modellen skal reestimeres i hvert vandløb hvert år.
	Ingen mulighed for kildeopsplitning.

Som alternativ til en rent empirisk dynamisk model forsøger vi at udvikle en mere mekanistisk dynamisk model. Arbejdet er langt fra færdigt, og der foreligger endnu ingen resultater, men i det følgende vil vi ganske kort præsentere det igangværende arbejde.

Kravene til modellen er:

- Som i den rent empiriske dynamiske model skal de forklarende variable være lettilgængelige informationer, og i første omgang

har vi fastholdt, at det skal være daglige værdier af vandføring, lufttemperatur og nedbør.

- Modellen skal være en dynamisk model af typen beskrevet ovenfor (fig. 8), så der bla. kan laves modelbaseret interpolation til daglige P koncentrationer.
- Modellen skal modellere de væsentlige fysiske/biologiske processer i vandløbet, men ikke i rent mekanistisk forstand. Modellen skal kunne estimeres alene ud fra data samt anden objektiv information. Det betyder, at der vil blive brugt surrogatvariable i modelleringen – fx lufttemperatur til simulering af årstidsvariation i sedimentation og resuspension pga. grøden.

Særlige *ambitioner* for modellen er:

- Ved at gøre modellen mere mekanistisk og mindre empirisk er håbet, at der eksempelvis kan estimeres én model pr. vandløbstype eller én model for alle vandløb, der i det enkelte vandløb det enkelte år kun i mindre grad eller slet ikke skal justeres. Dette vil vi forsøge at opnå ved at indbygge oplandsparametre i modellen.
- Mulighed for at udnytte anden viden end blot tidsserier af P målinger og måske endda *erstatte* P målinger med anden objektiv information – såsom fx én årlig måling af P koncentrationen i sedimentet.
- Mulighed for *kildeopsplitning* og identifikation af *transportveje*.

*Status* for modeludviklingen er:

- Vi er endnu kun i gang med at udvikle modellens systematiske del. Dette er også den væsentligste del, og når den er afsluttet, resterer der den statistiske del af modellen, der giver mulighed for modelbaseret interpolation (fig. 8) og for at angive estimationsusikkerheden på estimatet for årstransporten.
- Vi har arbejdet med en model, der primært har fokus på estimation af årstransporten og kun i mindre grad på muligheden for kildeopsplitning – præsenteres kort nedenfor.
- Vi er begyndt at overveje en modelversion med fokus på kildeopsplitning og identifikation af transportveje.

Modellens systematiske del er en abstraktion, der betragter hele vandløbsnettets som en kasse med samme P koncentration overalt. Vandløbets volumen,  $V [m^3]$ , er da lig dets areal,  $A [m^2]$ , gange den konstante dybde,  $Z [m]$ . En væsentlig kilde til P er punktkilder, og for at korrigere for at de ikke alle udleder ved vandløbets udspring, sættes vandløbets areal i modellen til 75 % af det samlede vandløbsnets areal. For Odense Å svarer dette til ca.  $10^6 m^2$ . For Odense Å har vi desuden sat den konstante dybde til 1 m. For at modellere sedimentation og resuspension arbejder vi med et sediment under vandløbet med konstant dybde  $Z_s$ , der i Odense Å er sat til 20 cm. Øvrig notation anvendt i modelformuleringen er



$X_v$ : Mængden af P i vandløbet [g]

$P_v = X_v/V$ : Fosforkoncentrationen i vandløbet [ $g/m^3$ ]

$X_s$ : Mængden af P i sedimentet [g]

$V_s = AZ_s$ : Sedimentets volumen [ $m^3$ ]

$P_s = X_s/V_s$ : Fosforkoncentrationen i sedimentet [ $g/m^3$ ]

$T$ : Lufttemperaturen [°C]

$N$ : Nedbøren [mm]

$Q = Q_B + Q_S$ : Vandføringen [ $m^3/d$ ]

$Q_B$ : Baseflow [ $m^3/d$ ]

$Q_S$ : Stormflow [ $m^3/d$ ]

$Q_p$ : Afstrømningen fra punktkilder [ $m^3/d$ ]

$\alpha_p$ : Konstant P koncentration i vandet fra renselanlægget [ $g/m^3$ ]

Base- og stormflow er beregnet ud fra de daglige vandføringer som standard (Institute of Hydrology, 1993). Modellen forudsætter ikke målinger af sedimentkoncentrationen  $P_s$ . Selvom modellen altså regner med en del variable, er de eneste input altså stadig de daglige vandføringer, der er standard i NOVANA, samt lettilgængelige meteorologiske data. Modellen er dybest set en massebalancemodel (Jensen *et al*, 2005) med følgende struktur:

$$\frac{dX_v}{dt} = Q(P_J + P_B - P_v) + Q_p \alpha_p + Q_B \alpha_G + Q_S \alpha_D - SED + RES$$

$$\frac{dX_s}{dt} = SED - RES$$

Heri ligger der implicit følgende *antagelser*:

- Grundvandskoncentrationen,  $\alpha_G$  [ $g/m^3$ ], er konstant indenfor et år, og føres til vandløbet med baseflow. Den konstante grundvandskoncentration er en ukendt modelparameter, der estimeres ud fra data (P målinger).
- Drænvandskoncentrationen,  $\alpha_D$  [ $g/m^3$ ], er konstant indenfor et år, og føres til vandløbet med stormflow. Den konstante drænvandskoncentration er en ukendt modelparameter, der estimeres ud fra data (P målinger).
- Den samlede P udledning fra punktkilder tilføres vandløbet med konstant daglig vandføring,  $Q_p$  [ $m^3/d$ ], og koncentration,  $\alpha_p$  [ $g/m^3$ ], indenfor et år. Den daglige værdi for vandføringen fra renselanlægget beregnes ved at fordele årets samlede udledte vandmængde ligeligt på årets dage. Den konstante P koncentration i vandet fra renselanlægget er en *kendt* konstant.

Den tilsvarende model for P koncentrationerne  $P_v$  og  $P_s$  fås ved at dividere ligningerne med de respektive volumener, dvs. hhv.  $V=AZ$  og  $V_s=AZ_s$ . Betegnelserne *SED* og *RES* er hhv. den daglige sedimentations- og resuspensionsrate [ $g/d$ ], mens  $P_j$  og  $P_b$  er P koncentrationer [ $g/m^3$ ] stammende fra hhv. jord- og brinkerosion. Fosforbidrag fra disse to diffuse kilder føres altså til vandløbet med vandføringen  $Q$ , så eksempelvis det daglige P bidrag til vandløbet fra jorderosion er  $QP_j$  [ $g$ ]. Disse to daglige koncentrationer samt de to rater *SED* og *RES* må modelleres ud fra modellens variable. I modellen med fokus på estimation af den årlige transport har vi fokuseret på at kunne prædiktere de høje P koncentrationer, der hovedsageligt skyldes kraftig resuspension som følge af stigning i vandføring. Foreløbigt modelleres dette ved følgende rater:

$$SED = \beta_s \theta_s^{T-20} X_s / Z$$

$$RES = (1 - e^{-\beta_r \max(\frac{d \log(Q)}{dt}, 0)}) \theta_r^{T-20} X_s$$

Her betegner  $\beta_s$  [ $m/d$ ] altså den andel af den tilgængelige P mængde i vandet, der sedimenterer ved 20 °C, mens faktoren  $\theta_s^{T-20}$  modellerer årstidsvariation i sedimentationsraten grundet årstidsvariation i grødebiomassen ( $\theta_s > 1$ ). Modellen for resuspension tillader kun resuspension, hvis ændringen i vandføring er positiv, og i givet fald bestemmer ændringens relative størrelse, hvor stor en andel af den tilgængelige mængde P i sedimentet, der resuspenderes. Resuspensionsleddet er også modificeret med en temperaturkorrektion som model for årstidsvariationen i grødebiomassen, der hæmmer resuspensionen om sommeren ( $\theta_r < 1$ ). Bidragene fra jord- og brinkerosion modelleres ved:

$$P_j = \beta_j (\lambda_j^N - 1)$$

$$P_b = \beta_b \ln(Q)$$

Vi har som nævnt endnu ikke arbejdet med den resterende statistiske/stokastiske del af modellen, men til løbende evaluering af modellens systematiske del estimerer vi modellens parametre vha. mindste kvadraters metode. Estimeres parametrene vha. daglige målinger af TP koncentrationen i Odense Å i 1992 fås de prædikterede P koncentrationer vist i fig. 11. For alle årene er modellen initialiseret i årets målte koncentration af TP 1. januar, men i praksis kunne initialiseringen evt. foretages ved sidste måling året forinden. Modellen fanger rimeligvis TP-toppene, hvilket var målet i første omgang, men den fitter ikke tilfredsstillende endnu. Det er ikke nødvendigvis ambitionen, at samme parametersæt skal kunne beskrive TP-koncentrationer mange år i samme vandløb, men eller ikke i 1992 er modelfittet tilfredsstillende. Især om sommeren prædikterer modellen ikke særligt godt. Dette kan have rent metodiske grunde, idet de høje P koncentrationer i vinterhalvåret vejer tungere i kriteriefunktionen i mindste kvadraters metode end de lavere P koncentrationer om sommeren, men det er selvfølgelig målet at finde modelleringer af *SED*, *RES* etc., der kan kalibreres ind til at beskrive P koncentrationerne tilfredsstillende hele året. Nogle af de målte TP sommertoppe

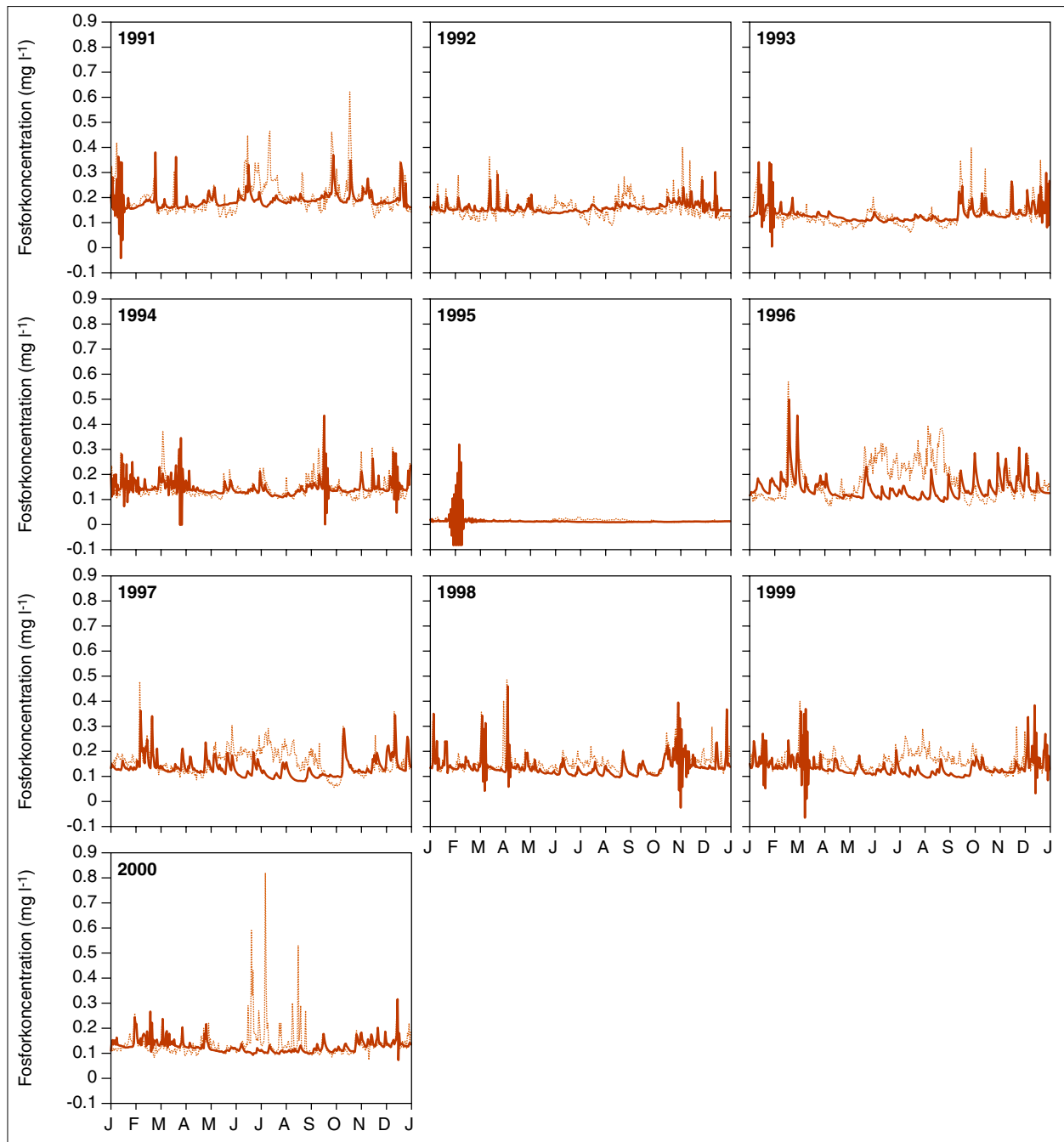
er dog lidt uforklarlige ud fra meteorologiske data (ikke vist her) – fx sommeren 2000, hvilket på sigt kan betyde, at modellen må udbygges til at benytte anden information. Dette kunne fx være informationer om grødebeskæring om sommeren, sæsonvariation i punktkilde koncentrationen eller lignende. Selve modelformuleringen ud fra de givne forklarende variable kan helt sikkert også forbedres, fx:

- Benytte korrigeret nedbør (til jordniveau) samt korrigerede nedbøren for frostperioder.
- Ændret modellering af drænvandsbidraget så den konstante drænvandskoncentration føres til vandløbet med base flow med ekstra "pulser" ved kraftig nedbør.
- Parametrene  $\theta_s$  og  $\theta_r$  modellerer samme fænomen (sæsonvariation i grødebiomassen), hvilket bør kunne forenkles til en modellering involverende kun én parameter. I det hele taget skal modelleringen af sedimentationen og resuspensionen forbedres, idet de estimerede rater samt den modelestimerede sedimentpulje af P ikke er tilfredsstillende i den aktuelle model.

Med hensyn til estimation af årstransporten er det ikke nødvendigvis et problem, at modellen ikke fitter særlig godt om sommeren, idet vandføringen er lille om sommeren. Endnu kan vi dog ikke estimere årstransporten som i fig. 8 vha. modelbaseret interpolation til daglige TP koncentrationer, men det er dog muligt at lave en foreløbig estimation af årstransporten ved alene at benytte modellens systematiske del (de daglige prædikterede værdier i fig. 11). Således bliver det enkelte års estimat (1992 undtaget) for årstransporten alene en funktion af de målte daglige vandføringer og meteorologiske data samt en enkelt P måling til initialisering. Disse årlige estimerede transporter er vist i tabel 5 sammen med de tilsvarende estimater fundet vha. den lineære interpolationsmetode baseret på månedlig prøvetagning.

*Tabel 5* Estimerede årstransporter af TP i Odense Å for årene 1991-2000. Den lineære interpolationsmetodes estimater (95 %-variationer i parentes) er baserede på månedlig prøvetagning.

År	Sand [ton]	Dynamisk	Lineær
1991	27,8	25,7	26,2 (2,8)
1992	20,5	20,6	20,1 (2,8)
1993	23,1	23,4	21,6 (4,7)
1994	34,6	35,3	33,2 (7,4)
1995	24,5	24,1	24,1 (4,0)
1996	10,4	9,8	9,6 (1,8)
1997	12,7	11,5	11,9 (2,8)
1998	32,0	28,4	31,0 (8,9)
1999	30,8	28,4	30,6 (6,1)
2000	21,2	22,3	21,1 (3,1)



Fokus05 – Fig. 11

Figur 11 Prædikterede daglige TP koncentrationer i Odense Å for årene 1991-2002 vha. den dynamiske model estimeret ud fra daglige TP koncentrationer i Odense Å i 1992. Den stiplede kurve viser TP målingerne, mens den fuldt optrukne kurve viser de prædikterede værdier.

## Perspektivering

Vi har i dette metodekapitel analyseret problemstillingen omkring beregning af fosfortransport i vandløb baseret på den sædvanligt anvendte stikprøvetagning. Vi har anvendt data fra en af de intensive stationer, Odense Å ved Kratholm, hvor der er udtaget vandprøver til P analyse næsten hver dag i en længere årrække. Som det tidligere er vist (fx Kronvang & Bruhn, 1996) er den årlige TP transport biased,

når beregningen som i NOVANA baseres på lineær interpolation og vandprøver udtaget månedligt eller hver 14. dag.

Den systematiske fejl på den årlige TP og OP transport i Odense Å baseret på månedlig prøvetagning er i gennemsnit for perioden 1989-2001 på henholdsvis -0,7 ton P (-3 %) (interval: -1,6 til 0,1 ton P) og -0,3 ton P (-3 %) (interval: -1,2 til 1,4 ton P). Den systematiske fejl på P transporten kan ikke forklares ved det årlige afstrømningsregime udtrykt som baseflow index (BFI). På baggrund af de daglige målinger af P koncentrationen i Odense Å er det også muligt at udtrykke estimationsusikkerheden for den årlige transport givet ved et 95 %-variationsinterval. Kombineres de to fejl på den årlige TP transport i Odense Å ved anvendelse af månedlig prøvetagning, er transporten med en sandsynlighed på 95 % beregnet til at være mellem 3,2 ton under (-16 %) og 2,4 ton over (12 %) den sande TP transport i 1992, mens den er mellem 8,8 ton under (-25 %) og 6,0 ton over (17 %) den sande TP transport i 1994. Øges prøvetagningsfrekvensen til hver 14. dag i Odense Å, reduceres både bias og beregningsusikkerhed for den årlige TP og OP transport, men forbedringen af transportberegningen er ikke særlig stor (se tabel 2).

Det er statistisk set ønskeligt, at P transporten kan beregnes uden bias, og at der til beregningen af P transporten kan udtrykkes en estimationsusikkerhed fx givet ved et 95 % sikkerhedsinterval. Vi har i kapitlet undersøgt to nye metoder, som kan sikre dette. Den ene metode er, at der i stedet for de nuværende faste prøvetagningsintervaller indføres en randomiseret prøvetagning, hvor et på forhånd fastlagt antal prøver, enten placeres tilfældigt henover året, eller fordeles ud fra en viden om vandføringens fordeling ("importance sampling"). Anvendelse af randomiseret prøvetagning i Odense Å viser i begge tilfælde, at den beregnede årlige TP transport er unbiased, men også at beregningsusikkerheden stiger markant. Så anvendelse af randomiseret prøvetagning udgør ikke et reelt alternativ til den nuværende prøvetagningsstrategi og lineær interpolation til transportberegning.

En anden ny metode er at gå væk fra lineær interpolation, som en model for P koncentrationen mellem prøvetagningsdagene, og istedet indføre en dynamisk modelbeskrivelse af P koncentrationen. Vi har aftestet muligheden for at anvende en simpel empirisk dynamisk model og en mekanistisk dynamisk model. Den simple dynamiske model er testet på Odense Å data fra 1999, og viser sig først ved en kalibrering på mere end 26 årlige prøver at være bedre end den lineære interpolationsmetode. Et første forsøg på at anvende en mekanistisk dynamisk model, som inddrager viden fra oplandet om udledning af P fra punktkilder og koncentrationen af P i grundvand og i drænvand, er vist i kapitlet med data fra Odense Å.

Anvendelse af en dynamisk model til beskrivelse af den daglige P koncentration stiller mange krav, men indebærer også mange fordele i forhold til lineær interpolation:

- Den nye model kan give et unbiased estimat af P transporten, og den årlige transport kan angives med et usikkerhedsestimant.

- Den nye model skal formentlig kalibreres på målinger af P koncentrationen i det enkelte vandløb hvert år.
- Den nye model åbner mulighed for en mere differentieret prøvetagningsfrekvens tilpasset det enkelte vandløbs P dynamik.
- Den nye model lægger op til at udnytte den faglige viden om det givne opland, fx udledninger fra punktkilder, samt erfaringsbaseret viden fra NOVANA programmets målinger i fx grundvand og drænvand.
- Den nye model lægger op til at indføre nye målinger i vandløb til styrkelse af beskrivelsen af P dynamikken, fx måling af P i sedimentet til kalibrering af modellen i det enkelte vandløb.
- Den nye model forventes at kunne give informationer om betydningen af de enkelte transportveje for P, en viden som kan anvendes i kalibreringen.
- På sigt kan den nye model være basis for udvikling af en P model, der også relateres til oplandsbeskrivende parametre af betydning for P tabet. Modellen vil på denne måde kunne gøres mere universel.

Vi forventer at arbejde videre med den dynamiske model til beregning af P transport i vandløb, ved at opstille et endeligt koncept som udvikles på baggrund af de daglige målinger i Odense Å. Derefter skal modellen aftestes på data fra de andre 24 intensive stationer målt under NOVA programmet i perioden 1993-2002, samt data fra omkring 10 andre vandløb hvor P koncentrationen har været målt meget intensivt.

## Referencer

Cochran, W. G. (1977): Sampling Techniques. Third Edition. John Wiley & Sons. New York.

Harvey, A. C. & Chung, C. H. (2000): Estimating the underlying change in unemployment in the UK. Journal of the Royal Statistics Society Series A **163**: 303-339.

Institute of Hydrology (1993): Low flow estimation in the United Kingdom. IH Report 108. Institute of Hydrology, Wallingford, UK.

Jensen, J. P., Pedersen, A. R., Jeppesen, E. & Søndergaard, M. (2005): An empirical model describing the seasonal dynamics of phosphorus in 16 shallow eutrophic lakes after external loading reduction. Limnol. Oceanogr. **50**.

Kish, L. (1965): Survey Sampling. Wiley Classics Library Edition Published 1995. New York.

Korn, E. El. & Graubard, B. I. (1999): Analysis of Health Surveys. Wiley Series in Probability and Statistics. New York.

Kronvang, B. & Bruhn, A. J. (1990): Overvågningsprogram. Metoder til bestemmelse af stoftransport i vandløb. Miljøministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser. Teknisk anvisning.

Kronvang, B. & Bruhn, A. J. (1996): Choice of sampling strategy and estimation method for calculating nitrogen and phosphorus transport in small lowland streams. *Hydrological Processes* **10**: 1483-1501.

Kronvang, B., Iversen, H. L., Pedersen, M. L., Müller-Wohlfeil, D.-I. & Larsen, S.E. (2000): Oplandsanalyse. I: Bøgestrand, J. (red.): Vandløb og kilder 1999. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU **336**: 47-61.

Ripley, B. D. (1987): Stochastic simulation. John Wiley & Sons, New York.

West, M. & Harrison, J. P. (1997): Bayesian forecasting and dynamic models. Second Edition. Springer-Verlag.

*[Tom side]*



# Karakterisering af udvalgte referencevandløb (NOVANA 2005)

Annette Baattrup-Pedersen, Morten Lauge Pedersen og Jens Skriver

## Indledning

Vandrammedirektivet (VRD) har til formål at sætte fælles rammer for beskyttelse og forbedring af vandmiljøet i EU. Herunder skal direktivet sikre, at vandmiljøet lever op til god økologisk kvalitet senest år 2015. Kvaliteten skal fastsættes på baggrund af fysisk-kemiske, hydromorfologiske og biologiske kvalitetselementer. Fastsættelsen af den økologiske kvalitet skal ske på baggrund af afvigelsen fra den upåvirkede tilstand kaldet referencetilstand. Derfor er viden om hvad der karakteriserer vandløb i referencetilstanden helt central for implementering af direktivet.

I den seneste revision af overvågningsprogrammet blev der foretaget en tilpasning med henblik på at sikre at kravene til implementering af VRD kunne imødekommes. Der blev *a priori* opstillet 7 forskellige vandløbstyper baseret på den primære fysisk/kemiske belastning fra oplandet herunder en referencegruppe. Kriterierne for udvælgelsen af vandløb indenfor referencegruppen var at oplandene skulle være domineret af natur eller ekstensiv dyrkning, at de vandløbsnære arealer skulle være ekstensivt eller slet ikke udnyttede, at der ikke skulle være punktkilder i tilknytning til vandløbene, samt at vandløbene skulle være fysisk umodificerede (Pedersen og Baattrup-Pedersen, 2003).

I forbindelse med udvælgelsen af vandløbene var der en række bindinger både antalsmæssigt i de respektive amter samt til stationernes størrelse og geografiske placering (Pedersen og Baattrup-Pedersen, 2003). For mange amter var det vanskeligt at finde vandløb der levede op til de ovenfor skitserede kriterier og som samtidig kunne indfri de geografiske og størrelsesmæssige krav til udvælgelsen. Derfor blev der undervejs i udvælgelsen af amterne indgået en række kompromiser især mht. kriterieopfyldelsen.

I dette kapitel vil der være fokus på beskrivelse af de fysisk-kemiske og hydromorfologiske kvalitetselementer i de af amterne udvalgte vandløb med henblik på at vurdere vandløbenes egnethed som referencevandløb jævnfør de opstillede referencekriterier (se Baattrup-Pedersen et al. 2004). En biologisk beskrivelse af referencetilstanden kan først foretages når referencedatabasen foreligger. Ellers er det ikke muligt at skelne mellem naturlig og påvirkningsbetinget variation i makrofyt-, invertebrat- og fiskesamfundene.

## Formål

Formålet med årets afrapportering af den økologiske overvågning i vandløb er at karakterisere de vandløb som amterne har udpeget som

referencer mht. fysiske forhold, kemi og arealanvendelse i opland og på de vandløbsnære arealer, jævnfør de opstillede reference kriterierne (se Baattrup-Pedersen et al. 2004). Formålet kan formuleres i følgende 4 punkter:

1. Karakterisere vandløbenes oplande mht. størrelse og arealanvendelse
2. Karakterisere de vandløbsnære arealer mht. arealanvendelse
3. Karakterisere vandløbenes fysiske og kemiske forhold
4. Vurdere vandløbenes egnethed som referencevandløb jævnfør Baattrup-Pedersen et al. (2004)

## Metode

I alt 122 vandløbsstationer indgår i databehandlingen. Disse stationer er alle *a priori* udvalgt som referencestationer af amterne. I databehandlingen er benyttet 6 regioner. Inddelingen i disse regioner er foretaget under hensyntagen til den landskabshistoriske udvikling. I figur 1 er de 6 regioner indtegnet sammen med de *a priori* udvalgte referencevandløb. Ligeledes er vandløbene inddelt i 4 størrelseskategorier henholdsvis 0-2 m, 2-5 m, 5-10 m og >10 m. Størrelseskategorierne 2-5 m og 5-10 m kan lægges sammen. Herved opnås størrelseskategorier svarende til typeinddelingen i Baattrup-Pedersen et al. (2004). Antallet af stationer i de 6 landskabshistoriske regioner samt i de 4 størrelseskategorier fremgår af tabel 1. Med henblik på en første analyse af den fysiske tilstand i vandløbene blev tværsnitsprofil og længdeprofil (form) kategoriseret i felten. Vandløbenes form blev kategoriseret i lige naturligt (1), sinuøst (1), meandrerende (1) eller kanaliseret (2) og tværsnitsprofilet i naturligt (1), overhængende brinker (2) eller dyb/flad kanaliseret (3).

Tabel 1. Oversigt over antallet af *a priori* referencevandløb i de 6 landskabshistoriske regioner (se kort 1) samt vandløbenes størrelsesfordeling.

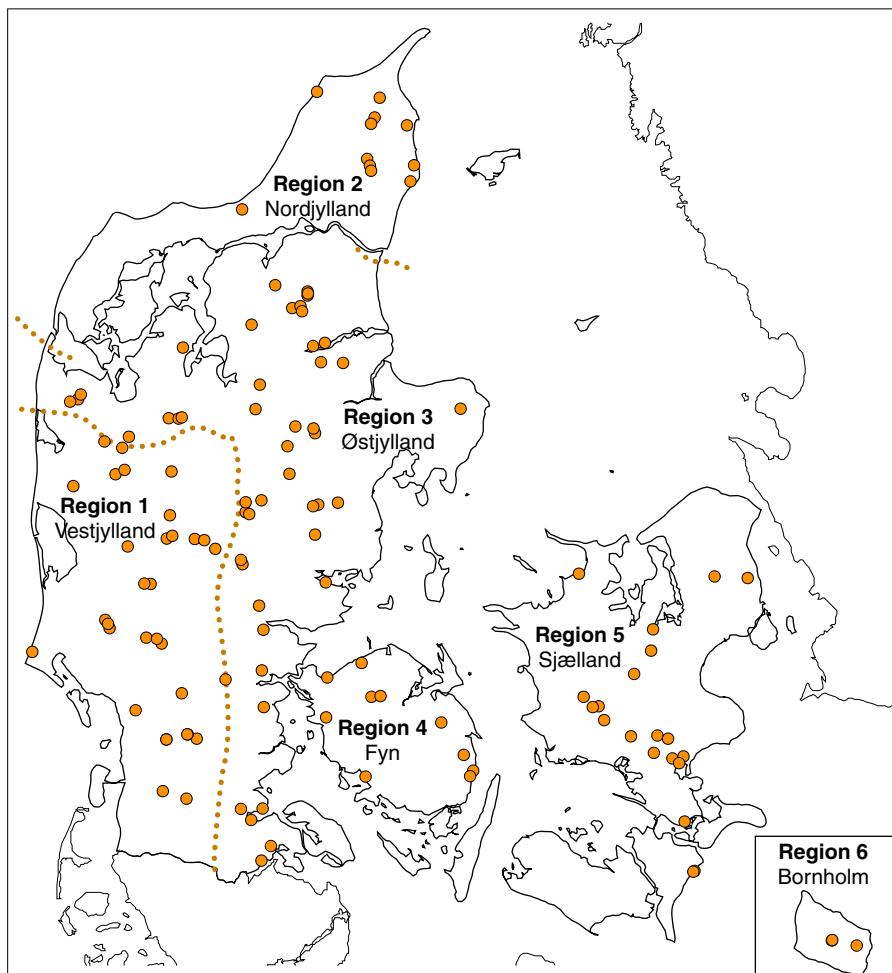
	0-2 m	2-5 m	5-10 m	>10 m	Uoplyst	I alt
Region 1	10	15	7	4	0	36
Region 2	11	0	0	0	0	11
Region 3	24	13	5	0	0	42
Region 4	3	4	3	0	0	10
Region 5	16	4	0	0	1	21
Region 6	3	0	0	0	0	3
I alt	67	36	15	4	1	123

## Beliggenhed og størrelse af de *a priori* udvalgte referencevandløb

De *a priori* udvalgte referencevandløb ligger forholdsvis jævnt fordelt rent geografisk (Fig. 1) dog med en lille overvægt at stationer i den sydlige del af region 5 (Sjælland). Samlet set er der en overrepræsentation af de små vandløb i forhold til den forudsatte størrelsesfordeling (Fig. 2) (se Pedersen og Baattrup-Pedersen, 2003). Denne gruppe udgør 67 vandløb svarende til 55 % af stationerne (Fig. 2). De store vandløb er modsat underrepræsenterede og udgør kun 4 stationer

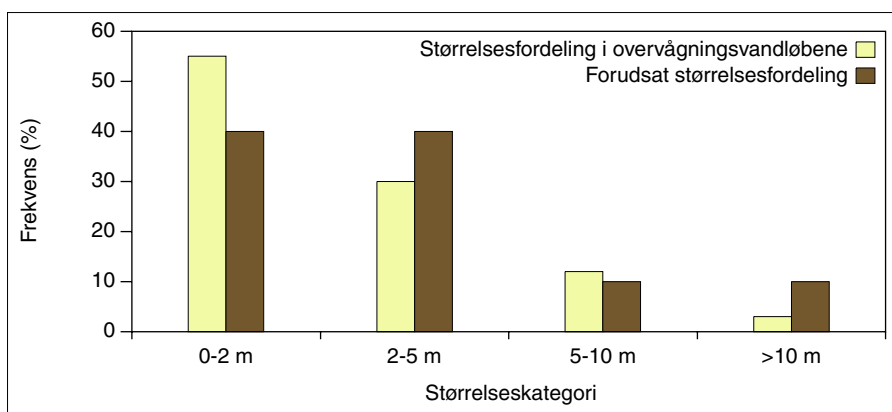
svarende til 3 % af vandløbene (Fig. 2). De 4 størrelseskategorier udviser forskellige geografiske mønstre (Fig. 3). De små vandløb (< 2 m) udgør mellem 80-100 % i tre af regionerne (region 2, 5 og 6). Der er ikke udvalgt store referencevandløb (>10 m) i det østlige Danmark (region 4 og 5) og der er kun udvalgt ganske få mellemstore referencvandløb (5-10 m) og disse findes udelukkende i region 4.

*Figur 1* Geografisk placering af de a priori udvalgte referencestationer samt de landskabshistoriske regioner (region 1-6) benyttet i kategoriseringen af vandløb (se metode). Region 1: vestlige Jylland. Region 2: nordlige Jylland (Vendsyssel, Thy). Region 3: østlige Jylland (inkl. Himmerland, Salling). Region 4: Fyn. Region 5: Sjælland, Lolland, Falster og Møn. Region 6: Bornholm.



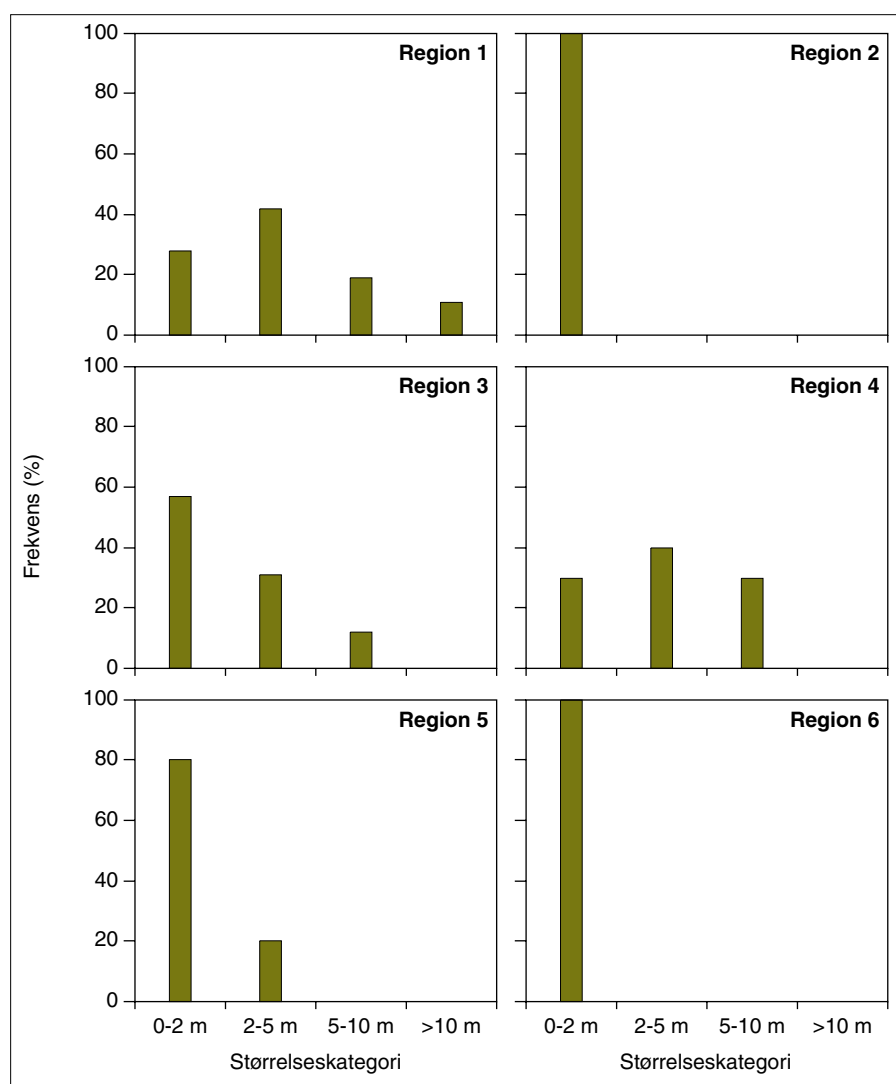
VA05 – Fig. X.X

*Figur 2* Størrelsesfordeling i de a priori udvalgte referencevandløb og den forudsatte størrelsesfordeling jævnfør Pedersen og Baattrup-Pedersen (2003)



VA05 – Fig. x.2

Figur 3 Fordeling af størrelseskategorier af de a priori udvalgte referencevandløb indenfor de 6 landskabshistoriske regioner (se kort 1).



VA05 – Fig. x.3

## Oplandskarakteristika

Oplandene er domineret af sandjorder i alle tre størrelser af oplande (tabel 2). Årsagen til at sandjorder dominerer i forbindelse med udvælgelsen af referenceoplandene er utvivlsomt, at de produktive lerjorder i langt højere grad er blevet udnyttet intensivt til landbrugsmæssige formål (Lauge Pedersen et al. 2004). Referencevandløb i lerjordsoplande er derfor underrepræsenteret i udvælgelsen. Oplande domineret af kalkjorder er kun registreret i oplande mindre end 10 km<sup>2</sup> og er primært placeret i det nordlige Jylland.

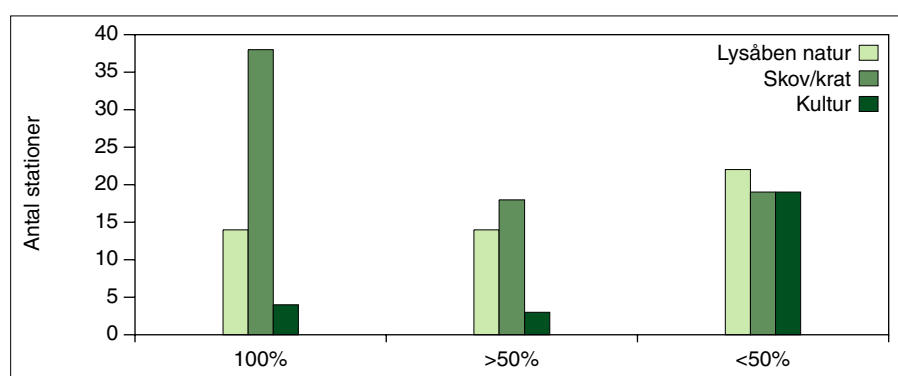
Arealudnyttelsen af oplandene til referencevandløbene fremgår af tabel 2. I alt er der modtaget oplysninger fra 79 oplande. I alle tre størrelsesgrupper af oplande udgør det landbrugsmæssige areal mere end halvdelen af oplandet (50-70 %). Arealer i natur eller naturliggende tilstand udgør 24-45 % af arealet med faldende andel i de store oplande. Og kun i 6 af de 79 oplande udgjorde naturarealer mere end 90 % af oplandet.

*Tabel 2* Oplandskarakteristik for udvalgte referencevandløb. For de geologiske forhold er der angivet antallet af vandløb med overvejende sandjorder, lerjorder og humusjorder. For arealudnyttelsen er angivet den gennemsnitlige procentdel af bymæssig bebyggelse, landbrugsarealer, skov, vådområder og åbne vandflader. Der er ikke indrapporteret oplysninger om arealanvendelse for alle oplande.

Geologi (antal)	Oplandsareal (km <sup>2</sup> )		
	0-10 km <sup>2</sup>	10-100 km <sup>2</sup>	> 100 km <sup>2</sup>
sandjorder	35	27	9
lerjorder	17	6	2
kalkjorder	10	1	-
Arealudnyttelse (%)	0-10 km <sup>2</sup> (n=49)	10-100 km <sup>2</sup> (n=22)	> 100 km <sup>2</sup> (n=8)
By	4,8	4,5	6,1
Landbrug	50,3	64,3	70,1
Skov, hede	41,7	25,2	18,8
Vådområder	2,3	5,3	4,1
Vand	0,5	0,4	0,7

## Vandløbsnære arealer

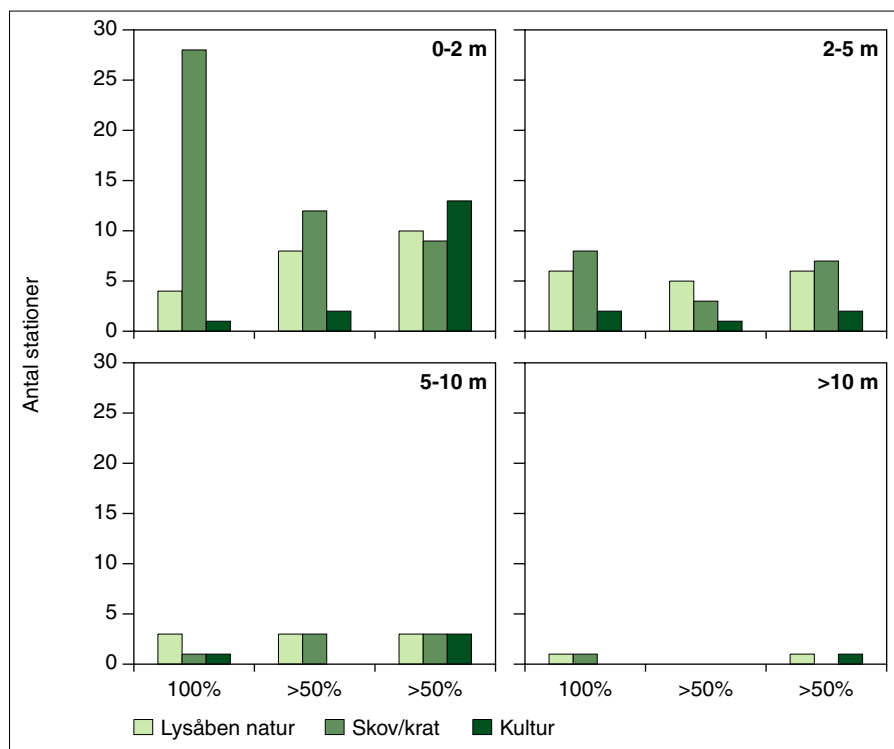
Til de vandløbsnære arealer henregnes 50 m på hver side af vandløbet. Arealudnyttelsen er kategoriseret i lysåben natur (græsset og ugræsset eng, mose, rørsump og hede), skov/krat og kultur (dyrket mark, brakmark, plantage, veje og have). Der mangler oplysninger på i alt 24 vandløbsstationer svarende til ca. 20 %. Den største del af de *a priori* udvalgte referencevandløb, hvor der foreligger data, er vandløb med skov- eller kratbevoksning på de vandløbsnære arealer (38 stationer; Fig. 4).



VA05 – Fig. x.4

*Figur 4* Arealudnyttelse på de vandløbsnære arealer langs de *a priori* udvalgte referencevandløb typeinddelt i lysåben natur, skov/krat og kultur. Lysåben natur omfatter græsset og ugræsset eng, mose, rørsump og hede. Kultur omfatter dyrket mark, brakmark, plantage, veje og haver. 100 % angiver at der udelukkende forefindes en af de tre typer langs vandløbet, >50 % at der overvejende forekommer en af de tre typer langs vandløbet (50-100 %) og <50 % at typen forekommer på under halvdelen af det vandløbsnære areal (10-50 %).

Til sammenligning er 14 af de udvalgte vandløb lys-åbne med forekomst af forskellige naturtyper (eng, mose, rørsump, hede mm). Mange af de udvalgte vandløb har forekomst af både skov/krat og lysåben natur på de vandløbsnære arealer (21 stationer). Kun 4 vandløbsstationer har udelukkende kulturarealer langs vandløbene, mens 21 har forekomst af såvel natur (lysåben og/eller skov/krat) som forskellige former for kulturarealer langs vandløbene. Det er primært langs de små vandløb at skov/krat er den dominerende naturtype på de vandløbsnære arealer (28 stationer; Fig. 5). Langs de større vandløb er lysåben natur og kultur lige så fremherskende på de vandløbsnære arealer (Fig. 5).



VA05 - Fig. x.5

Figur 5 Arealudnyttelse på de vandløbsnære arealer langs de a priori udvalgte referencevandløb typeinddelt i lysåben natur, skov/krat og kultur indenfor de 4 størrelseskategorier. Lysåben natur dækker græsset og ugræsset eng, mose, rørsump og hede. Kultur dækker dyrket mark, brakmark, plantage, veje og haver. 100 % angiver at der udelukkende forefindes en af de tre typer langs vandløbet, >50 % at der overvejende forekommer en af de tre typer langs vandløbet (50-100 %) og <50 % at typen forekommer på under halvdelen af det vandløbsnære areal (10-50 %). De fire størrelseskategorier repræsenterer henholdsvis 0-2 m, 2-5 m, 5-10 m og >10 m.

## Fysiske vandløbskarakteristika

I tabel 3 er der givet en fysisk -karakteristik af de a priori udvalgte referencevandløb indenfor de 4 størrelseskategorier. Udover breddeforskelle optræder også dybdeforskelle samt forskelle i vandspejlsfald mellem de 4 størrelseskategorier (ANOVA  $p < 0,05$ ; tabel 2). Samtidig med at vandløbene bliver bredere bliver de også dybere og vandspejlsfaldet aftager (tabel 2). Substratfordelingen varierer meget indenfor de enkelte størrelseskategorier, hvilket fremgår af de store forskelle mellem minimum og maksimum værdier for de enkelte substrattyper. Der kan ikke umiddelbart erkendes forskelle i substratsammensætningen der er relateret til vandløbenes størrelse

(ANOVA  $p > 0,05$ ). Den fysiske indeks værdi (Pedersen og Baattrup-Pedersen, 2003) varierer også meget indenfor størrelseskategorierne (tabel 2). Det fysiske indeks antager en middelværdi på 32,9-36,5 og denne værdi er uafhængig af størrelseskategorien (ANOVA  $p > 0,05$ ).

## Kemiske vandløbskarakteristika

Tabel 4 giver en kemisk vandløbskarakteristik af de *a priori* udvalgte referencevandløb indenfor de 4 størrelseskategorier. Som for de fysiske karakteristika er der stor variation indenfor de enkelte størrelseskategorier og kun indholdet af ammonium afviger signifikant (stigende indhold) mellem størrelseskategorierne (tabel 3, ANOVA  $p < 0,05$ ). Der optræder store forskelle i alkaliniteten, som er relateret til vandløbenes geografiske placering (data ikke vist), ligesom der optræder store forskelle i vandløbenes næringsstofindhold (nitrat, fosfat) samt i det biologiske iltforbrug ( $BI_5$ ).

## Påvirkningstyper i de *a priori* udvalgte vandløb

Den morfologiske påvirkning af vandløbene i form af kanalisering, udgravning og fiksering af vandløbsprofilen er minimal i de *a priori* udvalgte referencevandløb (tabel 5). Dog viser tabel 3 at nogle få af vandløbene tidligere har været udsat for kanalisering/udgravning (middelværdi for vandløbsform  $> 1$  indenfor vandløbskategorierne 0-2 m og 2-5 m).

*Tabel 3* Fysiske vandløbskarakteristika. Antallet af vandløb indenfor de 4 størrelseskategorier er henholdsvis 67, 36, 15 og 4. Tværsnitsprofilen kan antage en værdi mellem 1 og 3. 1 repræsenterer det naturlige profil, 2 det semi-naturlige profil (overhængende brinker) og 3 det unaturlige profil (dyb og flad kanaliseret). Vandløbsformen kan antage værdien 1 og 2, hvor 1 repræsenterer den naturlige form (lige naturligt, sinuøst, meanderende) og 2 det unaturlige profil (kanaliseret). For en nærmere beskrivelse af de enkelte parametre se Pedersen og Baattrup-Pedersen (2003).

Størrelseskategori	0-2 m			2-5 m			5-10 m			>10 m		
	Middel	Maks.	Min.	Middel	Maks.	Min.	Middel	Maks.	Min.	Middel	Maks.	Min.
Bredde (m)	1,2	2,0	0,3	3,2	5,0	2,1	6,8	9,0	5,3	16,1	21,0	12,0
Dybde (cm)	8,4	34,9	0,0	22,9	60,2	3,9	54,5	81,9	5,6	47,7	75,1	8,9
Vandspejlsfald (m km <sup>-1</sup> , ‰)	16,32	81,71	0,004	3,49	20,28	0,006	1,84	10,06	0,004	0,19	0,65	0,006
Tværsnitsprofil (1-3)	1,2	3,0	1,0	1,2	3,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
Vandløbsform (1-2)	1,06	2,0	1,0	1,1	2,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
Strømhastighed (cm s <sup>-1</sup> )	22,9	66,4	2	27,5	70,0	2,0	22,4	63,8	2	29,6	70	10
Sten (%)	14,6	70,8	0,3	14,7	67,3	0,3	10,4	42,0	0,6	1,3	2,1	0,2
Gydegrus (%)	18,1	63,6	0,3	18,3	63,1	0,2	13,6	44,2	0,4	7,3	27,1	0,2
Fint grus (%)	10	30,9	0,3	9,3	28,5	0,5	9,8	33,1	0,7	5,7	13,2	0,8
Groft sand (%)	9,8	34,3	0,5	7,6	29,2	0,2	10,8	33,1	0,3	14	26,9	4,8
Fint sand (%)	36,5	92	0,9	38,3	84,9	4,9	40,0	82,4	1	54,4	69,1	31,2
Ler (%)	3	9,5	0,2	7,3	64,8	0,2	8,6	27,8	0,4	5,6	9,6	1,7
Mudder (%)	17,6	94,8	0,3	16,9	72,7	0,1	16,3	42,7	1,2	14,4	23,2	0,7
Fysisk indeks værdi	33,8	50	9	32,9	50,0	10,0	34,3	50,0	15	36,5	48	25

Tabel 4 Kemiske vandløbskarakteristika. Antallet af vandløb indenfor de 4 størrelseskategorier er henholdsvis 67, 36, 15 og 4. For en nærmere beskrivelse af de enkelte parametre se Pedersen og Baatrup-Pedersen (2003).

Størrelseskategori	0-2 m			2-5 m			5-10 m			>10 m		
	Middel	Maks.	Min.	Middel	Maks.	Min.	Middel	Maks.	Min.	Middel	Maks.	Min.
Alkalinitet (mmol l <sup>-1</sup> )	2,73	5,55	0,06	2,3	5	0,17	2,26	4,87	0,58	1,14	1,95	0,75
pH	7,81	8,43	5,65	7,66	8,36	6,10	7,70	8,20	6,95	7,45	7,80	7,05
Total kvælstof (mg l <sup>-1</sup> )	3,42	19,55	0,33	2,71	6,87	0,30	1,55	1,55	1,55	2,19	2,20	2,18
Total fosfor (mg l <sup>-1</sup> )	0,07	0,16	0,01	0,07	0,11	0,02	0,08	0,08	0,08	0,09	0,12	0,07
Nitrat og nitrit (mg l <sup>-1</sup> )	3,85	17,66	0,12	4,25	10,35	0,07	2,99	6,26	0,90	1,01	1,70	0,32
Opløst fosfat (mg l <sup>-1</sup> )	0,04	0,39	0,00	0,04	0,12	0,01	0,04	0,08	0,01	0,03	0,05	0,01
Ammonium (mg l <sup>-1</sup> )	0,03	0,15	0,00	0,06	0,46	0,01	0,07	0,16	0,01	0,09	0,17	0,05
Bl <sub>5</sub> (mg l <sup>-1</sup> )	0,93	3,18	0,50	1,06	3,07	0,50	1,23	2,80	0,50	1,28	1,60	0,60
Total jern (mg l <sup>-1</sup> )	0,61	4,82	0,03	0,79	2,44	0,07	0,95	2,45	0,05	1,39	1,70	0,82

Tabel 5 Oversigt over hydromorfologiske og kemiske påvirkninger af de *a priori* udvalgte referencevandløb. Antallet af vandløb indenfor de 4 størrelseskategorier er henholdsvis 67, 36, 15 og 4. For en nærmere beskrivelse af de enkelte parametre se Pedersen og Baatrup-Pedersen (2003).

Påvirkning	Størrelseskategori	0-2 m			2-5 m			5-10 m			>10 m			
		Ja	Nej	Ikke oplyst	Ja	Nej	Ikke oplyst	Ja	Nej	Ikke oplyst	Ja	Nej	Ikke oplyst	
Fysisk	Morfologisk	Kanalisering	0	60	7	0	27	9	0	12	3	0	3	1
		Udgravning	0	60	7	1	26	9	0	12	3	0	3	1
		Fiksering	0	60	7	0	27	9	0	12	3	0	3	1
		Grødeskæring i 2004	9	45	20	14	18	4	7	6	2	1	3	0
		Grødeskæring indenfor seneste 5 år	5	16	46	6	3	27	3	2	10	3	0	1
		Spærringer – opstrøms	12	44	11	12	14	10	6	4	5	2	1	1
		Spærringer nedstrøms	21	34	12	7	18	11	3	7	5	2	1	1
Hydrologisk	Dræning i opland	9	51	7	13	14	9	4	8	3	2	1	1	
	Grundvandsindvinding	3	57	7	4	23	9	2	10	3	1	2	1	
Kemisk	Okker	4	56	7	2	25	9	2	10	3	0	3	1	
	Spildevand	0	60	7	0	27	9	0	12	3	1	2	1	
	Spredt bebyggelse	0	60	7	0	27	9	0	12	3	0	3	1	

Der mangler information om grødeskæringspraksis i en stor del af vandløbene både i 2004 (11-30 %) og indenfor de seneste 5 år (henholdsvis 69 %, 75 %, 67 % og 25 % for de fire størrelseskategorier; tabel 5). En opgørelse på baggrund af de stationer, hvor der findes oplysninger viser, at mellem 13-47 % af vandløbene bliver grødeskåret i dag afhængig af vandløbenes størrelse. Grødeskæring foretages primært i vandløb bredere end 2 m. Det afspejler formentlig at det især er indenfor disse størrelseskategorier at der findes vegetation i vandløbene da flere af disse har lysåbne vandløbsnære arealer sammenlignet med de mindre vandløb (0-2 m brede).



Antallet af spærringer henholdsvis opstrøms og nedstrøms de undersøgte strækninger varierer også mellem størrelseskategorierne (tabel 5). Andelen af vandløb med opstrøms spærringer stiger med stigende vandløbsstørrelse fra 18-50 %. Andelen af vandløb med nedstrøms spærringer varierer mellem 18-50 % indenfor de 4 størrelseskategorier (tabel 5).

En relativ stor del af vandløbene er også udsat for hydrologiske påvirkninger i form af dræning i oplandet (13-50 %) og grundvandsindvinding (4-25 %; tabel 5). I modsætning hertil er det kun en lille andel af vandløbene der er vurderet at være kemisk påvirkede i form af spildevand (punktkilder samt spredt bebyggelse), mens okkerpåvirkning med sikkerhed findes i 8 af vandløbene (tabel 5).

## **Vurdering af vandløbenes egnethed som referencevandløb**

### **Oplandskarakteristika**

Vurderet ud fra den oplandsmæssige udnyttelse er det kun et fåtal af vandløbene der kan karakteriseres som referencevandløb. Der er således kun 6 vandløb ud af 79 som har et opland, hvor mere end 90 % af oplandet kan karakteriseres som natur. Og 2/3 af referencevandløbene har en oplandsmæssig udnyttelse med mere end 50 % landbrugsarealer.

### **Vandløbsnære arealer**

Der foreligger ikke oplysninger om arealudnyttelsen på de vandløbsnære arealer langs 24 vandløb (20 %). Hovedparten af de vandløbsnære arealer hvor der foreligger oplysninger om arealudnyttelsen er ekstensivt udnyttede eller ikke udnyttede (krat/skov og lysåben natur, 75 %). Det betyder, hvis vi ser bort fra vandløb, hvor oplysninger mangler, at der er god overensstemmelse mellem de fastsatte kriterier til ådalsudnyttelsen og ådalsudnyttelsen i de *a priori* udvalgte referencevandløb (ekstensivt udnyttede eller slet ikke udnyttede; se Pedersen og Baattrup-Pedersen 2003 samt Baattrup-Pedersen et al. 2004) Imidlertid er der ikke en repræsentativ fordeling mht. størrelse og arealudnyttelsen, idet hovedparten af skovvandløbene er små mens de lys-åbne vandløb er større vandløb. Samlet set betyder det at der mangler store skovvandløb og mindre lys-åbne vandløb.

### **Vandløbskarakteristika**

De fysiske vandløbskarakteristika varierer meget mellem vandløbene. Dette gælder for både vandløbsform, strøm- og substratforhold. Umiddelbart er det svært at vurdere hvor meget af denne variation der skyldes forskellige typer af påvirkninger og hvor meget der skyldes naturlig variation mellem forskellige typer af vandløb. Imidlertid viser tabel 4 at en række af vandløbene er udsat for især hydromorfologiske påvirkninger i form af grødeskæring og dræning i oplandet. Især grødeskæring men også dræning har stor betydning for de biologiske samfund i vandløbene (se Baattrup-Pedersen et al. 2004) og disse påvirkninger vil derfor betyde at en del af vandløbene er uegnede som referencevandløb. Dette gælder primært de større (>2 m)

lysåbne vandløb. De gennemsnitlige fysisk indekssværdier på 33 – 37 svarer til "god hydromorfologisk kvalitet" (Mardi et al., 2005). Dette tyder på at mange af vandløbene sandsynligvis er morfologisk påvirkede.

Den kemiske påvirkning af vandløbsstationerne kan vurderes ved at sammenligne med data fra skov- og naturoplande i det tidligere overvågningsprogram (NOVA 2003). En sådan sammenligning viser at koncentrationen af primært nitrat er forhøjet gennemsnitlig 5-6 gange i de mindre *a priori* udvalgte vandløb (<5 m) sammenlignet med værdier målt i vandløb i skov- og naturoplande (0,69 mg l<sup>-1</sup>). Dette afspejles også i forhøjede koncentrationer af total kvælstof. Indenfor de udvalgte vandløb findes der også vandløb med langt højere koncentrationer (se maksimum værdier i tabel 3). Koncentrationen af opløst fosfat er gennemsnitlig 2 gange højere i de *a priori* udvalgte vandløb uafhængig af størrelseskategori sammenlignet med vandløb i skov- og naturoplande (0,024 mg l<sup>-1</sup>). Sådanne forhøjede næringsstofkoncentrationer vil kunne påvirke de biologiske samfund (måske især primærproducenter) og det bør derfor undersøges om disse er forenelige med referencetilstand. Til gengæld er BI<sub>5</sub> værdierne af samme størrelsesorden i de *a priori* udvalgte vandløb og vandløb i skov- og naturoplande (1,1 mg O<sub>2</sub> l<sup>-1</sup>).

## Konklusion

På baggrund af de indkomne data er det svært at opgøre hvor stor en andel af de *a priori* udvalgte referencevandløb der umiddelbart lever op til referencekriterierne som beskrevet i Baattrup-Pedersen et al. (2004) og som derfor er velegnede til at indgå i en referencedatabase for danske vandløb. Det skyldes primært at der mangler oplysninger om påvirkningsfaktorer (se tabel 5) samt oplysninger om oplands- og vandløbskarakteristika for en lang række stationer (herunder om arealudnyttelsen på de vandløbsnære arealer). Samlet set viser de gennemførte datasammenstillinger imidlertid at der uden tvivl vil mangle større vandløb (>2 m) i de østlige samt nordlige dele af Danmark. Ligeledes vil der mangle fysisk upåvirkede vandløb (primært vandløb der ikke udsættes for grødeskæring) i større vandløb (>2 m) overalt i Danmark. Foretages en udvælgelse alene på baggrund af de eksisterende informationer om hydromorfologiske påvirkninger i vandløbene (dræning, grundvandsindvinding og grødeskæring, se tabel 5) lever 49 vandløb op til kriterier om at være fysisk umodificerede (Pedersen og Baattrup-Pedersen 2003). Dette tal er et maksimum tal da der mangler oplysninger af hydromorfologisk karakter for en stor del af disse vandløb. Ligeledes skal disse vandløb også på oplandsniveau være velegnede ligesom de kemiske forhold skal kunne forenes med upåvirkede biologiske samfund. Som følge af at oplandsudnyttelsen domineres af landbrug i de udpegede referencevandløb ses der klart forhøjede værdier af især kvælstof- og til dels fosforkoncentrationer i vandløbene. Det må efterfølgende afklares hvilke niveauer der er forenelige med upåvirkede biologiske samfund med henblik på eventuel udskiftning af udpegede referencevandløb.

## Anbefalinger: Hvordan kommer vi videre?

- Manglende data indberettes til FDC, da det er forudsætning for at vurdere vandløbenes egnethed som referencevandløb
- Data fra supplerende vandløb indhentes (både i Danmark og vel-egnede områder i Østeuropa). Udvalgelsen sker på baggrund af de her afrapporterede data, således at kravene til reference databasen (størrelse og geografisk placering) indfries (se Baattrup-Pedersen et al. 2004)
- Der arbejdes på at udvikle differentierede referencedatabaser for de forskellige kvalitetselementer (makroinvertebrater, fisk, makrofytter) under hensyntagen til de væsentligste påvirkningstyper for disse (se Baattrup-Pedersen et al. 2004)
- Udvalgelsen af vandløb til referencedatabasen er ikke blot vigtig for implementeringen af Vandrammedirektivet, men også for NOVANA overvågningsprogrammet. Referencedatabasen muliggør en optimal udnyttelse af alle de data der bliver indsamlet de kommende år idet sammenhænge mellem påvirkningstyper og biologiske samfund vil kunne analyseres. Det betyder også at der kan skabes god faglig baggrund for den videre sikring/forbedring af vandmiljøet i vandløb.

## Referencer

Baattrup-Pedersen, A., Friberg, N., Pedersen, M.L., Skriver, J., Kronvang, B. & Larsen, S.E. 2004. Anvendelse af Vandrammedirektivet for danske vandløb. Faglig rapport nr. 499. Danmarks Miljøundersøgelser.

Pedersen, M.L. & Baattrup-Pedersen, A. 2003. Økologisk overvågning i vandløb og på vandløbsnære arealer under NOVANA 2004-2009. Teknisk anvisning nr. 21. Danmarks Miljøundersøgelser.

Pedersen, M.L., Friberg, N. & Larsen, S.E. 2004. Physical habitat structure in Danish lowland streams. *River Res. Applic.* 20: 653-669.

# Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser – DMU – er en forskningsinstitution i Miljøministeriet.  
DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning inden for natur og miljø.

Henvendelser kan rettes til:

URL: <http://www.dmu.dk>

Danmarks Miljøundersøgelser  
Frederiksborgvej 399  
Postboks 358  
4000 Roskilde  
Tlf.: 46 30 12 00  
Fax: 46 30 11 14

*Direktion  
Personale- og Økonomisekretariat  
Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat  
Afd. for Systemanalyse  
Afd. for Atmosfærisk Miljø  
Afd. for Marin Økologi  
Afd. for Miljøkemi og Mikrobiologi  
Afd. for Arktisk Miljø*

Danmarks Miljøundersøgelser  
Vejlsøvej 25  
Postboks 314  
8600 Silkeborg  
Tlf.: 89 20 14 00  
Fax: 89 20 14 14

*Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat  
Afd. for Marin Økologi  
Afd. for Terrestrisk Økologi  
Afd. for Ferskvandsøkologi*

Danmarks Miljøundersøgelser  
Grenåvej 12-14, Kalø  
8410 Rønne  
Tlf.: 89 20 17 00  
Fax: 89 20 15 15

*Afd. for Vildtbiologi og Biodiversitet*

## Publikationer:

DMU udgiver populærfaglige bøger ("MiljøBiblioteket"), faglige rapporter, tekniske anvisninger samt årsrapporter.  
Et katalog over DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter er tilgængeligt via World Wide Web.  
I årsrapporten findes en oversigt over det pågældende års publikationer.

## Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports

### 2005

- Nr. 526: Effekter af fiskeri på stenrevs algevegetation. Et pilotprojekt på Store Middelgrund i Kattegat. Af Dahl, K. 16 s. (elektronisk)
- Nr. 527: The impact on skylark numbers of reductions in pesticide usage in Denmark. Predictions using a landscape-scale individual-based model. By Topping, C.J. 33 pp. (electronic)
- Nr. 528: Vitamins and minerals in the traditional Greenland diet. By Andersen, S.M. 43 pp. (electronic)
- Nr. 529: Mejlgrund og lillegrund. En undersøgelse af biologisk diversitet på et lavvandet område med stenrev i Samsø Bælt. Af Dahl, K., Lundsteen, S. & Tendal, O.S. 87 s. (elektronisk)
- Nr. 530: Eksempler på økologisk klassificering af kystvande. Vandrammedirektiv-projekt, Fase IIIa. Af Andersen, J.H. et al. 48 s. (elektronisk)
- Nr. 531: Restaurering af Skjern Å. Sammenfatning af overvågningsresultater fra 1999-2003. Af Andersen, J.M. (red.). 94 s.
- Nr. 532: NOVANA. Nationwide Monitoring and Assessment Programme for the Aquatic and Terrestrial Environments. Programme Description - Part 1. By Svendsen, L.M. & Norup, B. (eds.). 53 pp., 60,00 DKK.
- Nr. 533: Fate of mercury in the Arctic (FOMA). Sub-project atmosphere. By Skov, H. et al. 55 pp. (electronic)
- Nr. 534: Control of pesticides 2003. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Krongaard, T., Petersen, K.T. & Christoffersen, C. 32 pp. (electronic)
- Nr. 535: Redskaber til vurdering af miljø- og naturkvalitet i de danske farvande. Typeinddeling, udvalgte indikatorer og eksempler på klassifikation. Af Dahl, K. (red.) et al. 158 s. (elektronisk)
- Nr. 536: Aromatiske kulbrinter i produceret vand fra offshore olie- og gasindustrien. Test af prøvetagningsstrategi. Af Hansen, A.B. 41 s. (elektronisk)
- Nr. 537: NOVANA. National Monitoring and Assessment Programme for the Aquatic and Terrestrial Environments. Programme Description - Part 2. By Svendsen, L.M., Bijl, L. van der, Boutrup, S. & Norup, B. (eds.). 137 pp., 100,00 DKK.
- Nr. 538: Tungmetaller i tang og musling ved Ivituut 2004. Johansen, P. & Asmund, G. 27 s. (elektronisk)
- Nr. 539: Anvendelse af molekyllærgenetiske markører i naturforvaltningen. Af Andersen, L.W. et al. 70 s. (elektronisk)
- Nr. 540: Cadmiumindholdet i kammusling *Chlamys islandica* ved Nuuk, Vestgrønland, 2004. Af pedersen, K.H., Jørgensen, B. & Asmund, G. 36 s. (elektronisk)
- Nr. 541: Regulatory odour model development: Survey of modelling tools and datasets with focus on building effects. By Olesen, H.R. et al. 60 pp. (electronic)
- Nr. 542: Jordrentetab ved arealekstensivering i landbruget. Principper og resultater. Af Schou, J.S. & Abildtrup, J. 64 s. (elektronisk)
- Nr. 543: Valuation of groundwater protection versus water treatment in Denmark by Choice Experiments and Contingent Valuation. By Hasler, B. et al. 173 pp. (electronic)
- Nr. 544: Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2004, Part 1 Measurements. By Kemp, K. et al. 64 pp. (electronic)
- Nr. 546: Environmental monitoring at the Nalunaq Mine, South Greenland, 2004. By Glahder, C.M. & Asmund, G. 32 pp. (electronic)
- Nr. 549: Kriterier for gunstig bevaringsstatus for EF-habitatdirektivets 8 marine naturtyper. Af Dahl, K. et al. 39 s. (elektronisk)
- Nr. 550: Natur og Miljø 2005. Påvirkninger og tilstand. Af Bach, H. (red.) et al. 205 s., 200,00 kr.
- Nr. 551: Marine områder 2004 – Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten. NOVANA. Af Ærtebjerg, G. et al. (elektronisk)
- Nr. 552: Landovervågningsoplande 2004. NOVANA. Af Grant, R. et al. (elektronisk)
- Nr. 553: Søer 2004. NOVANA. Af Lauridsen, T.L. et al. (elektronisk)
- Nr. 554: Vandløb 2004. NOVANA. Af Bøgestrand, J. (red.) (elektronisk)
- Nr. 555: Atmosfærisk deposition 2004. NOVANA. Af Ellermann, T. et al. (elektronisk)
- Nr. 557: Terrestriske naturtyper 2004. NOVANA. Af Nielsen, K.E. et al. (elektronisk)
- Nr. 558: Vandmiljø og Natur 2004. Tilstand og udvikling – faglig sammenfatning. Af Andersen, J.M. et al. (elektronisk)
- Nr. 560: Arter 2004. NOVANA. Af Søgaard, B. & Pihl, S. (elektronisk)

Danmarks Miljøundersøgelser  
Miljøministeriet

ISBN 87-7772-891-2  
ISSN 1600-0048