



Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

NOVA 2003

Vandløb 2002

Faglig rapport fra DMU, nr. 470

[Tom side]



Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

NOVA 2003

Vandløb 2002

*Faglig rapport fra DMU, nr. 470
2003*

Jens Bøgestrand (red.)

Datablad

| | |
|-----------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Titel: | Vandløb 2002 |
| Undertitel: | NOVA 2003 |
| Redaktør: | Jens Bøgestrand (red.) |
| Afdeling: | Afdeling for Ferskvandsøkologi |
| Serietitel og nummer: | Faglig rapport fra DMU nr. 470 |
| Udgiver: | Danmarks Miljøundersøgelser© Miljøministeriet |
| URL: | http://www.dmu.dk |
| Udgivelsestidspunkt: | December 2003 |
| Redaktionen afsluttet: | December 2003 |
| Faglig kommentering: | Amterne i Danmark |
| Finansiell støtte: | Ingen ekstern finansiering. |
| Bedes citeret: | Bøgestrand, J. (red.) 2003: Vandløb 2002. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 78 s. Faglig rapport fra DMU nr. 470. http://faglige-rapporter.dmu.dk Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse. |
| Emneord: | Vandløb, miljøtilstand, overvågning, NOVA 2003 |
| Layout: Tegninger/fotos: | Anne-Dorthe Villumsen Grafisk Værksted, Silkeborg |
| ISBN: | 87-7772-773-8 |
| ISSN (elektronisk): | 1600-0048 |
| Sideantal: | 78 |
| Internet-version: | Rapporten findes KUN som PDF-fil på DMU's hjemmeside http://www.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR470.pdf |
| Supplerende oplysninger: | NOVA 2003 rapporterne er en fortsættelse af rapporterne om Vandmiljøplanens Overvågningsprogram, som dækker årene 1989-1997 (udgivet 1990-1998) |
| Købes hos: | Miljøministeriet Frontlinien Strandgade 29 1401 København K Tlf.: 32 66 02 00 frontlinien@frontlinien.dk www.frontlinien.dk |

Indhold

Forord 5

Sammenfatning 7

1 Datagrundlag og databehandling 9

- 1.1 Om overvågningsprogrammet 9
- 1.2 Sådan vurderes miljøtilstanden 10

2 Klima og afstrømning 13

3 Biologisk vandløbskvalitet 17

- 3.1 Tilstand og målsætningsopfyldelse i 2002 17
- 3.2 Udvikling i den biologiske vandløbskvalitet 19

4 Kvælstof i vandløb 21

- 4.1 Tilstanden i 2002 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 2002 25
- 5.2 Udviklingen siden 1989 26
- 5.3 Kilder til fosfor i vandløb 26

6 Miljøfremmede stoffer 29

- 6.1 Tilstanden i 2002 29
- 6.2 Tilførsel til havet 30

7 Vand- og stoftilførsler med ferskvand til marine kystafsnit 33

- 7.1 Stoftilførslerne til marine kystafsnit i 2002 33
- 7.2 Udvikling i den samlede vand- og stoftilførsel til de marine kystafsnit 35

Referencer 39

Fokus 2003:

Grødeskæring i NOVA vandløbene: Effekter på planter, smådyr og fisk 41

Udviklingen i vandafstrømningen og nedbøren i Danmark de seneste 85 år. 49

Udvikling af empiriske fosformodeller 61

Danmarks Miljøundersøgelser

Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports

Forord

Denne rapport er udarbejdet af Danmarks Miljøundersøgelser som et led i den landsdækkende rapportering af det Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet (NOVA), som fra 1998 afløste 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 næringsalte. Med NOVA er programmet udvidet til at omfatte både vandmiljøets tilstand i bredeste forstand og miljøfremmede stoffer og tungmetaller.

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 og atmosfæren.

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 2002. 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 2002" baseret på Danmarks Miljøundersøgelsers overvågning af luftkvaliteten i Danmark.

[Tom side]

Sammenfatning

Vandløbenes biologiske kvalitet er forbedret siden 1999. Sammensætningen af smådyrsfaunaen indikerer, at flere og flere vandløb kan siges at være af god kvalitet med ingen eller kun svag menneskelig påvirkning. I 2002 blev 44 % af de overvågede vandløb bedømt således mod kun 35 % i 1999. 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 30 %, fosfor med lidt mindre. For kvælstof skal man mest søge forklaringen i 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 gange og 3 gange så høj som det, man finder i upåvirkede naturvandløb.

Der ses tilsvarende tendenser for tilførslen af kvælstof og fosfor til havet. Reduktionen i fosforudledning 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 og fosfor til havet. 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.

Der kan påvises sprøjtemidler i mange vandløb. Der er fundet glyphosat eller dets nedbrydningsprodukt AMPA i 83 % af samtlige analyser, men også en række andre pesticider er fundet med varierende hyppighed. I nogle få tilfælde er der målt så høje koncentrationer, at det sandsynligvis skyldes direkte udslip til vandløbet. Disse høje koncentrationer kan have haft konsekvenser for dyre- eller plantelivet, mens det er usikkert, om der er skadelige effekter af de lave koncentrationer man normalt finder.

[Tom side]

1 Datagrundlag og databehandling

Jens Bøgestrand

1.1 Om overvågningsprogrammet

NOVA 2003-formål

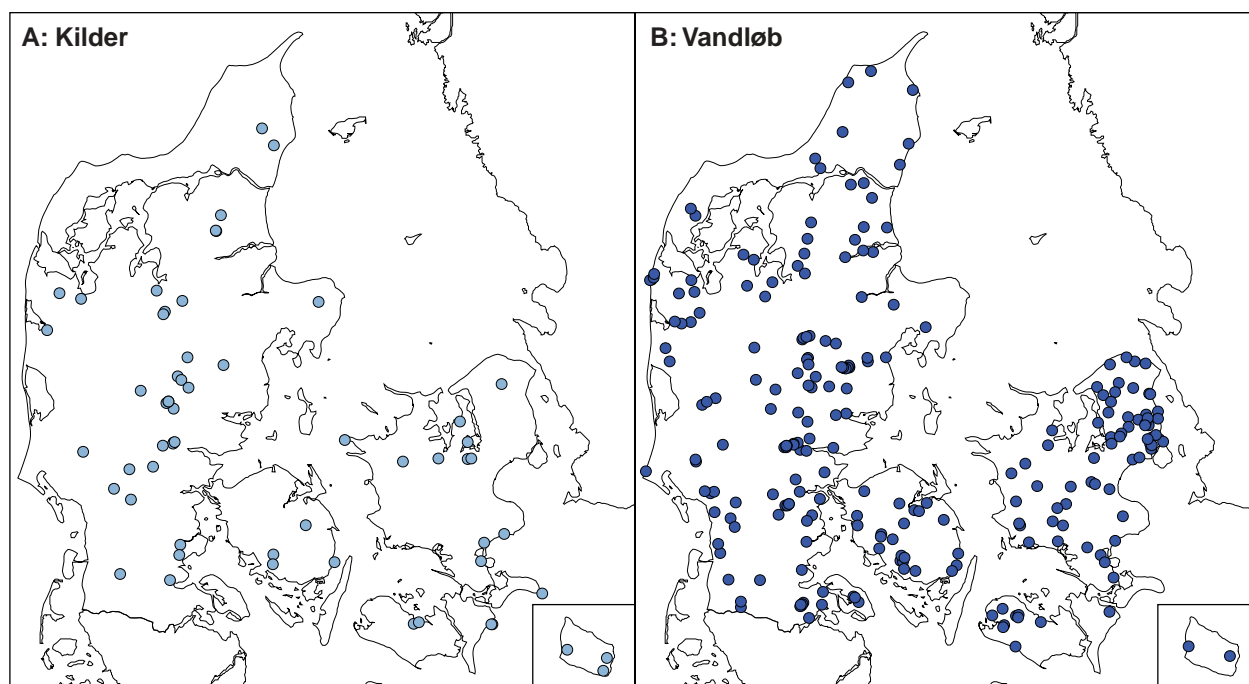
Det Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet (NOVA 2003) har som formål både at følge resultaterne af de tiltag, der blev vedtaget under vandmiljøplanen, og at tilgodese en række andre behov, herunder forpligtelser overfor EU, HELCOM, OSPAR og andre internationale organer.

Stationsnet og måleprogram

Der indgår 231 vandkemiske målestationer og 58 kilder (figur 1.1) i NOVA. 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. Desuden skal der på disse stationer samt de 25 landovervågningsstationer måles en lang række miljøfremmede stoffer. Det drejer sig både om pesticider og deres nedbrydningsprodukter samt andre organiske forbindelser, som kan have en direkte giftvirkning eller kan akkumuleres i fødekæden, herunder stoffer der stammer fra industri og husholdningsspildevand.



VA03 - Fig. 1.1

Figur 1.1 Kort over prøvetagningsstationer i vandløb og kilder

Vandløbsøkologi

På 80 stationer udføres et udvidet biologiprogram for at belyse sammenhængen mellem den biologiske tilstand i vandløbene og påvirkningen fra menneskeskabte faktorer. Der laves således undersøgelser af både bunddyrsfauna, vegetation, fysiske forhold og fiskebestand. Desuden laves der på godt 1000 stationer en kvalitetsbedømmelse ud fra dansk vandløbsfauna indeks (DVFI) for at få et landsdækkende billede af vandløbenes tilstand.

Oplandsanalyser

På de 25 stationer, som indgår i landovervågningsprogrammet, laves der detaljerede opgørelser over både naturgivne og menneskeskabte forhold i oplandene, især i relation til næringsstoffer. Resultaterne anvendes til opstilling af simple modeller for vand- og stofkredsløb i oplandene for at opnå en bedre beskrivelse af stoftabet fra det åbne land til 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.

Typeoplände 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 typeoplände er der i punktkildebidraget ikke medregnet spildevand fra spredt bebyggelse. Antal stationer fordelt på oplandstyper anvendt i tidsserieanalyse (1989-2002) og aktuelt 2002. Oplandstyper for tidsserie-analyser opgjort efter situation i 1991.

| Oplandstype | | 1989-2002 tidsserie- analyser | 2002 aktuel status |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------|-------------------------------------|-----------------------|
| | | type 91 | type 02 |
| Naturoplände | Type 1 | 7 | 10 |
| Vandløb i dyrkede oplände (P) dyrkningsgrad > 15 % bebyggelse < 50 % punktkildebidrag < 25 g P/ha, 0,5 kg N/ha | Type 2 | 38 | 65 |
| Vandløb i dyrkede oplände (N) dyrkningsgrad > 15 % bebyggelse < 50 % punktkildebidrag < 0,5 kg N/ha | Type 3 | 63 | 100 |
| Vandløb med punktkilder | Type 4 | 75 | 67 |
| Vandløb med dambrugsudledninger P fra dambrug > 30 % af total transport > 40 % af punktkildebidrag | Type 5 | 15 | 3 |
| Vandløb i bebyggede områder > 50 % bebyggelse | Type 6 | 4 | 6 |

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).

Tilførsel fra forskellige forureningskilder

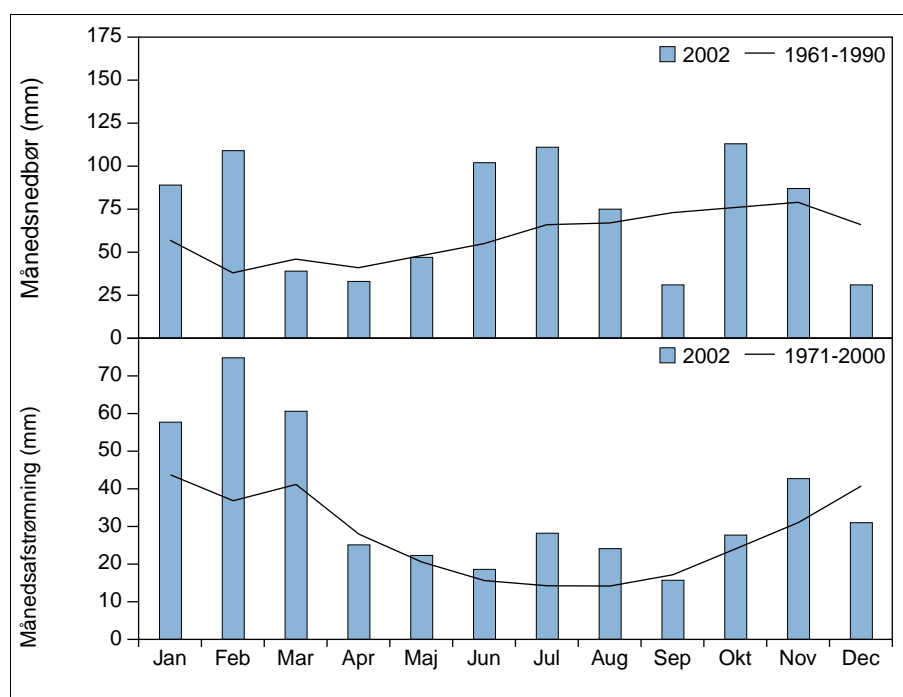
For at vurdere betydningen af forskellige forureningskilder er bidraget til den samlede stoftransport fra disse opgjort. Dette gøres både for de enkelte vandløbsstationer og for den samlede stoftransport til havet. Beregningsmetoderne er detaljeret beskrevet i Svendsen 1998, men går i korthed ud på, 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 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

Vejret i 2002 var som helhed meget varmere og meget vådere end normalt. Middeltemperaturen var 9,5 °C, hvilket er 1,5 °C over normalen (1961-90). Nedbørmængden blev efter en række våde år (1999 med rekord på 905 mm) også i 2002 væsentligt større end normalt. Der blev for landet som helhed registreret 864 mm, det 3. nedbørsrigeste der er registreret i Danmark. Normalen er 712 mm. Nedbøren var samtidig ujævnt og atypisk fordelt over året med en meget våd afslutning på vinteren i januar og februar og meget våd sommer i juni og juli. Oktober var også meget nedbørsrigt hvorimod september og december var meget tørre. Cappelen og Jørgensen (2003). (figur 2.1).



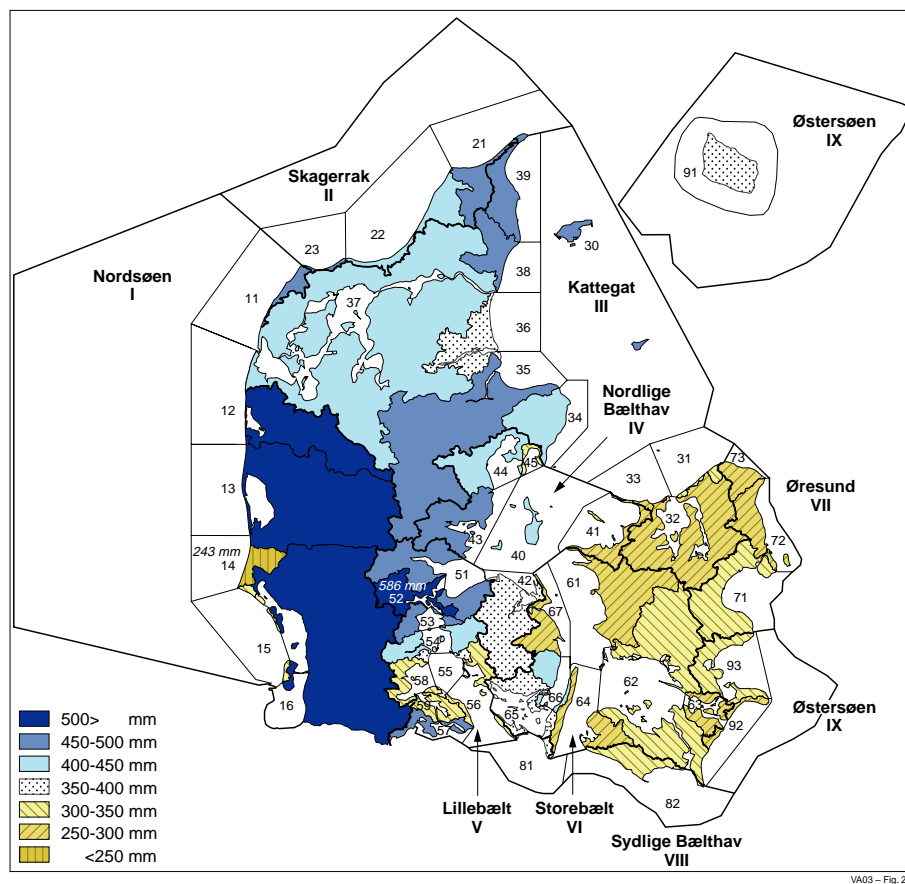
VA03 – Fig. 2.1

Figur 2.1 Månedssnedbør i Danmark i 2002 sammenlignet med normalen 1961 – 90. Månedsmiddelferskvandsafstrømning fra Danmark i 2002 og middel for 1971 – 2000.

Den samlede ferskvandsafstrømning til de danske farvande er for 2002 opgjort til ca. 18.434 millioner m³ svarende til en arealspecifik afstrømning fra Danmark på 429 mm. Det er væsentligt mere end normalt, og især i de 3 første af årets måneder var den særdeles stor. Også sommermånederne juli og august havde langt større afstrømning end normalt (figur 2.1). I bilag 2.1 findes en detaljeret opgørelse på månedsplan for ferskvandsafstrømningen til de 49 2. ordens kystafsnit. Beregningsmetode findes i Bøgestrand et al. 2001.

Afstrømningsforholdene udviser ligesom nedbøren en stor geografisk variation i 2002 (figur 2.2). Oplandene til farvandsområderne i det sydlige Bælthav, Østersøen og Øresund havde de laveste fersk-

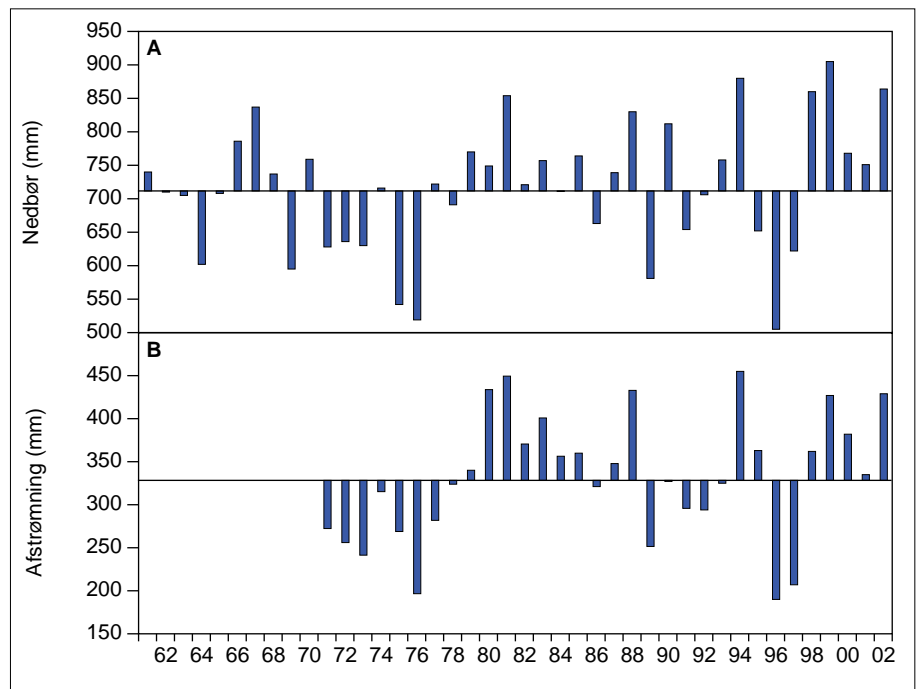
vandsafstrømninger med mellem ca. 250 og 300 mm. De største afstrømninger forekom som normalt til farvandsområderne i Nordsøen med et niveau på mellem 450 og 550 mm. Afstrømningen har i hele landet været større end normalt.



Figur 2.2 Ferskvandsafstrømningen (i mm) til de 49. 2. ordens marine kystafsnit i 2002.

Årets samlede afstrømning var ca. 30 % over middelfstrømningen for perioden 1971 – 2000 der er på 328 mm (ca. 14.100 millioner m³) (figur 2.3). Der var i 2002 en rimelig overensstemmelse mellem ferskvandsafstrømningen og nedbøren i forhold til normalt (figur 2.3). En forsinkelse i afstrømningens respons på nedbøren i sammenhæng med variation i grundvandsmagasinerne indhold ser således ikke ud til at have haft særlig betydning for opgørelserne for 2002.

Efter 2001, hvor nedbør og afstrømning ikke afveg væsentligt fra normalen, kan det ikke umiddelbart antages, at der ved indgangen til 2002 har ligget ophobede mængder af næringsstoffer i jorden. Den særdeles store afstrømning, der især kom i begyndelsen af året, har derimod givet gunstige betingelser for en ekstraordinært stor udvaskning af næringsstoffer til vandmiljøet i 2002. (figur 2.3).



VA03 – Fig. 2.3

Figur 2.3 Årsnedbøren for Danmark i perioden 1961-2002 angivet i forhold til normalen 1961-90 (A), og ferskvandsafstrømningen for Danmark i perioden 1971-2002 angivet i forhold til middel for perioden 1971-2000 (B).

[Tom side]

3 Biologisk vandløbskvalitet

Jens Skriver

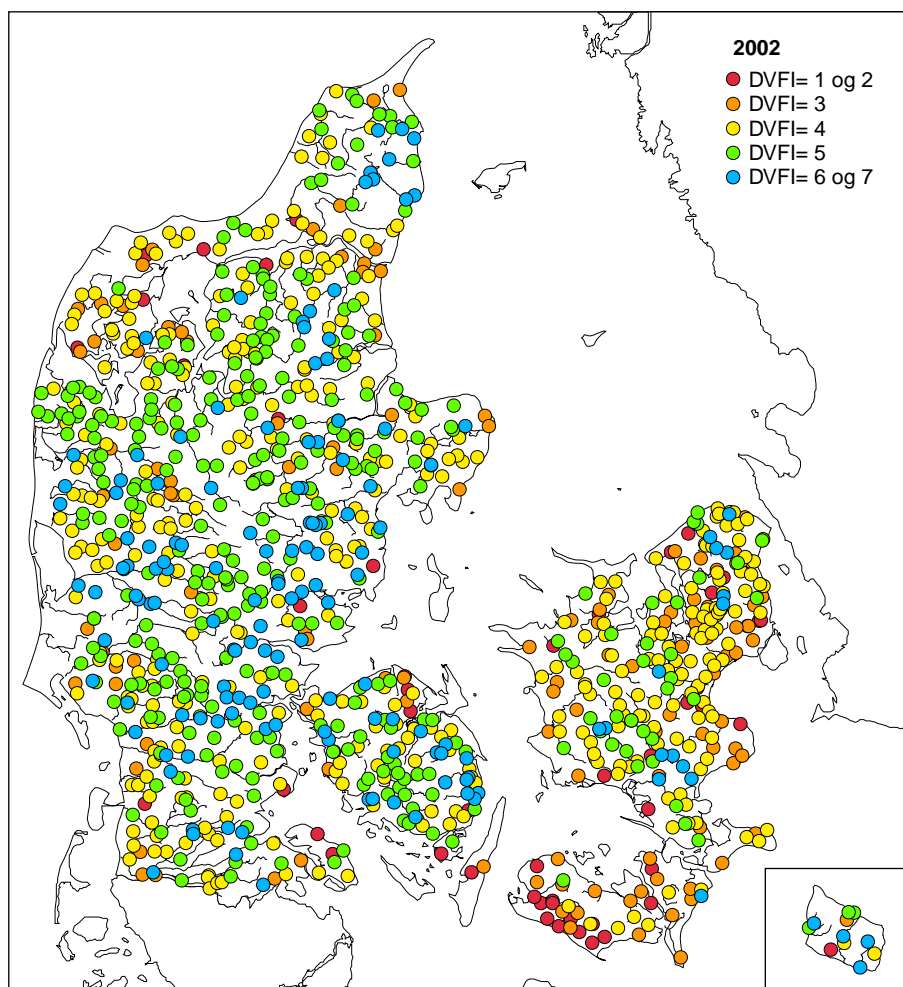
3.1 Tilstand og målsætningsopfyldelse i 2002

Vandløbenes biologiske kvalitet bedømmes hvert år ud fra sammensætningen af smådyrfaunaen på mere end 1000 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 fandtes i godt 44 % af vandløbene og er karakteristiske for forholdsvis rene og fysisk varierede vandløb (figur 3.1). Yderligere 39 % af vandløbene havde en moderat påvirket smådyrfauna (faunaklasse 4). Faunaklasserne 1, 2 og 3, der karakteriserer en meget dårlig tilstand, udgjorde mindre end 17 % af vandløbene.

Generelt havde de større vandløb en bedre miljøkvalitet end de små vandløb (tabel 3.1). Andelen af vandløb med faunaklasserne 6 og 7 steg således med stigende bredde fra 10 % (0-2m) til 36 % (≥ 10 m). Samtidig er der kun meget få af de større vandløb, der har faunaklasserne 1, 2 og 3.

Figur 3.1. Miljøtilstanden i danske vandløb illustreret ved hjælp af smådyrfaunaen. Blå cirkler (DVFI 6 og 7) illustrerer vandløb med en naturlig eller kun svagt ændret smådyrfauna. Røde cirkler (DVFI 1 og 2) illustrerer vandløb med en kraftigt forringet smådyrfauna. Farveskalaen er i overensstemmelse med retningslinierne i de internationale standarder (DS/EN ISO 8689-2: 2000).



VA03 – Fig. 3.1

Tabel 3.1 Biologisk vandløbskvalitet i forskellige vandløbsstørrelser i 2002. Tallene angiver antallet af stationer indenfor hver vandløbsstørrelse og faunaklasse.

| Bredde (m) | Faunaklasse (DVFI) | | | | | | | Total |
|------------|--------------------|----|-----|-----|-----|----|----|-------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | |
| 0-2 | 12 | 22 | 71 | 207 | 163 | 28 | 27 | 530 |
| 2-5 | 1 | 13 | 41 | 140 | 102 | 25 | 28 | 349 |
| 5-10 | - | 1 | 7 | 56 | 36 | 14 | 13 | 127 |
| ≥ 10 | - | 2 | 3 | 10 | 14 | 2 | 14 | 45 |
| | 13 | 38 | 122 | 413 | 315 | 68 | 82 | 1051 |

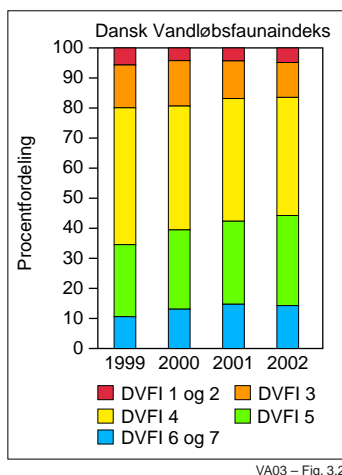
Regionalt var vandløbenes tilstand bedst i Jylland, Fyn og på Bornholm (figur 3.1). Den generelt bedre tilstand i disse områder betyder at ca. 55 % af vandløbenes målsætninger her er opfyldt (tabel 3.2). I modsætning hertil er kun cirka en tredjedel af vandløbenes målsætninger opfyldt på Sjælland, Falster og Møn. På landsplan var målopfyldelsen i 2002 på i alt 50 %. 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 3.2 er målsætningsopfyldelsen endvidere vist for vandløb med skærpede, basis og lempede målsætninger. Målopfyldelsen er klart bedst (76 %) i vandløbene med skærpet målsætning, mens basis og lempede målsætninger var opfyldt i henholdsvis 48 % og 45 % tilfælde.

Tabel 3.2 Målopfyldelse for vandløbene i det nationale overvågningsnet. Alle vandløbene har en målsætningsklasse. Såfremt faunaklassen (DVFI) i 2002 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 | 365 | 299 | 55 % |
| Fyn | 58 | 46 | 56 % |
| Sjælland, Falster, Møn | 93 | 179 | 34 % |
| Bornholm | 7 | 4 | 64 % |
| <i>Hele landet</i> | 523 | 528 | 50 % |
| Målsætning | Opfyldt | Ikke opfyldt | Andel, opfyldt |
| Skærpet | | | |
| A, 5 | 26 | 6 | 76 % |
| A, 6 | 15 | 9 | |
| A, 7 | 12 | 2 | |
| Basis | | | |
| B, 2 | 1 | | 48 % |
| B, 3 | 4 | | |
| B, 4 | 72 | 45 | |
| B, 5 | 318 | 389 | |
| B, 6 | 41 | 33 | |
| B, 7 | | 3 | |
| Lempet | | | |
| C/D/E, 3 | 1 | 4 | 45 % |
| C/D/E, 4 | 33 | 35 | |
| C/D/E, 5 | | 2 | |
| <i>I alt, 1051 stationer</i> | 523 | 528 | 50 % |

3.2 Udvikling i den biologiske vandløbskvalitet



Figur 3.2 Miljøtilstanden i de danske vandløb i perioden 1999-2002. Blå og grøn illustrerer de rene og fysisk gode vandløb (faunaklasserne 5, 6 og 7).

Siden 1999 har det samme stationsnet med mere end 1000 lokaliteter været brugt i monitoreringen. Der er i perioden 1999-2002 sket en klar forbedring med stadig flere faunaklasser 5, 6 og 7 (figur 3.2). Andelen af vandløb, der er upåvirkede eller kun svagt påvirkede, er inden for denne periode øget fra knap 35 % til godt 44 %.

Forbedringen i den biologiske vandløbskvalitet har i perioden 1999-2002 betydet, at opfyldelsen af målsætningerne på landsplan er steget fra 39 % til 50 %. Forbedringerne har været gradvise og er sket gennem hele perioden. Og forbedringerne er sket over hele landet. I Jylland og på Fyn er målopfyldelsen øget fra 43 % til 55 %, mens den for Sjælland, Lolland, Falster og Møn er øget fra 27 % til 34 %.

Forbedringen i den biologiske tilstand er sket i både små og store vandløb. I mindre vandløb (< 5 m brede) er andelen af upåvirkede eller kun svagt påvirkede lokaliteter (faunaklasserne 5, 6 og 7) steget fra 33 % til 42 %. Tilsvarende er andelen i de større vandløb (\geq 5 m brede) steget fra 44 % til 54 %. Målupfyldelsen i de mindre vandløb er i perioden 1999-2002 øget fra 37 % til 48 %. I de større vandløb er målupfyldelsen øget fra 46 % til 58 %. Forbedringen i den biologiske vandløbskvalitet gennem de sidste 4 år har været meget markant i nogle amter (Fyns Amt 2003; Ringkøbing Amt 2003), mens forskellen i andre amter har været mindre tydelig (Frederiksborg Amt 2003; Storstrøms Amt 2003).

Forbedringerne i den biologiske vandløbskvalitet skyldes formentlig en kombination af forbedret vandkvalitet og forbedrede fysiske forhold i vandløbene.

Baseret på data fra 45 danske vandløb er indholdet af letomsætteligt organisk stof (BOD_5) fortsat faldende. I perioden 1998-2002 er det gennemsnitlige indhold således faldet fra 2.3 til 1.7 mg/l. Tendensen ses både for små og større vandløb.

Med hensyn til de fysiske forhold i vandløbene er det nok primært i de små vandløb, at forbedringerne nu foregår, idet den miljømæssige vandløbsvedligeholdelse typisk slog igennem i de større vandløb (amtsvandløbene) allerede inden 1990. I de kommunale vandløb (mindre vandløb) er ændringen til en mere skånsom vedligeholdelse i de fleste tilfælde sket noget senere.

En helt tredje og nok så væsentlig forklaring på de konstaterede faunamæssige forbedringer er, at faunaen kun responderer gradvist på de forbedrede livsbetingelser i vandløbene. Processen er langsom, og det kan i mange tilfælde tage lang tid før faunaen spredes og koloniserer tidligere forurenede vandløbsstrækninger. Forklaringen på en del af de forbedringer, der er sket i faunaklassen i de senere år, skal derfor utvivlsomt ses i lyset af den miljømæssige indsats, der er foretaget i kommuner og amter gennem en længere årrække.

[Tom side]

4 Kvælstof i vandløb

Jens Bøgestrand

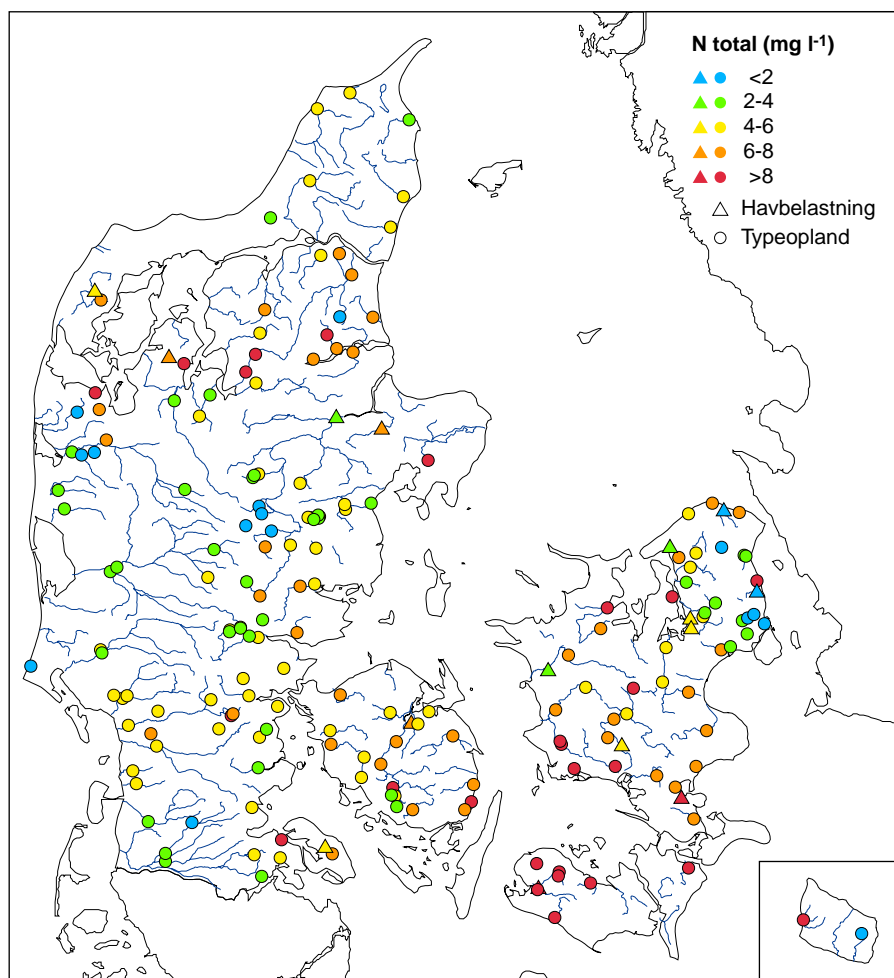
4.1 Tilstanden i 2002

Koncentrationen af kvælstof i vandløb, som ligger i dyrkede oplande eller er udsat for væsentlige udledninger fra punktkilder, var i 2002 gennemsnitligt ca. 4 gange så høj som baggrundsniveau 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 2002 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 | 1,52 (0,77) | 3,40 (1,66) |
| Landbrug og punktkilder | 70 | 5,26 (1,89) | 21,2 (8,70) |
| Landbrug uden punktkilder | 102 | 6,12 (2,14) | 21,4 (9,16) |

Figur 4.1 Koncentrationen af total kvælstof i vandløb i 2002. Vandføringsvægtede årsmiddelværdier.



VA03 – Fig. 4.1

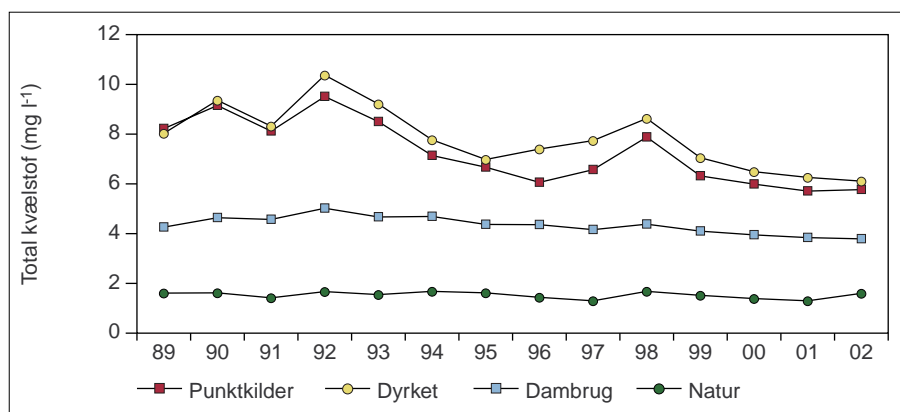
Der er forholdsvis mange vandløb med lave koncentrationer af kvælstof i de sandede egne i Midt-Vestjylland og Nordsjælland, mens der er overvægt af høje koncentrationer på leret jord som i Sydsjælland og på Lolland-Falster (figur 4.1). På sandjord fødes vandløbene primært af grundvand, mens der på leret jord er mere overfladenær afstrømning hvor overskydende kvælstof i jorden har en kort transportvej til vandløbet. På de sandede jorder er kvælstof derfor udsat for både en længere transporttid fra rodzonen til vandløbet, og i grundvandet vil der kunne ske en kvælstoffjernelse ved denitrifikation.

Vandløb i lerede oplande har næsten 2 mg l⁻¹ højere gennemsnitlig koncentration af total kvælstof end vandløb i sandjordsoplande.

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 sandede oplande.

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



VA03 – Fig. 4.2

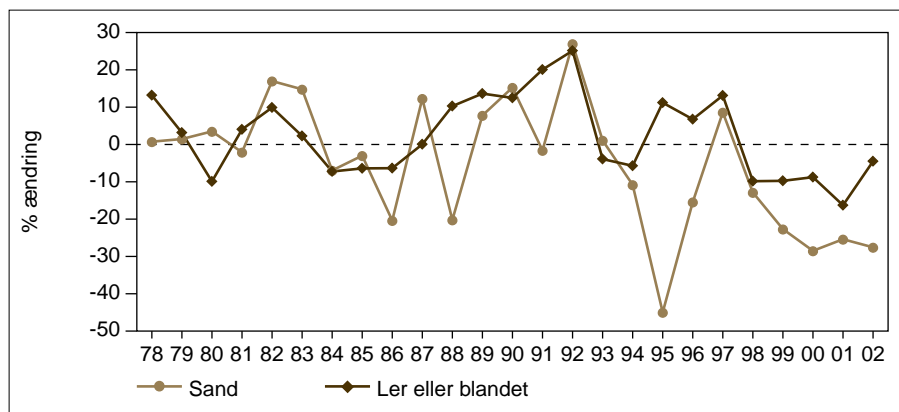
Tabel 4.2 Nøgletal for statistisk test af udviklingstendenser for vandføringskorrigerede koncentrationer og transport af kvælstof. Middelværdier ± 95 % konfidensinterval. (+ : stigning; - : fald).

| Oplandstype 1991 | Antal stationer | Antal med signifikant fald | Antal med signifikant stigning | Procentvis ændring i koncentration. | Procentvis ændring i transport |
|------------------|-----------------|----------------------------|--------------------------------|-------------------------------------|--------------------------------|
| Natur | 7 | 3 | 0 | -9 ± 15 | -12 ± 22 |
| Dyrket | 63 | 45 | 2 | -27 ± 3 | -31 ± 4 |
| Punktkilder | 75 | 67 | 0 | -34 ± 4 | -35 ± 4 |
| Dambrug | 15 | 11 | 1 | -19 ± 7 | -20 ± 6 |
| Alle | 164 | 127 | 3 | -29 ± 3 | -31 ± 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 nitratkoncentration i vandløb, der afvander sandede jorder (figur 4.3). I vandløb på mere lerede jorder har der været 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 afstrømningskorrigeret 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.

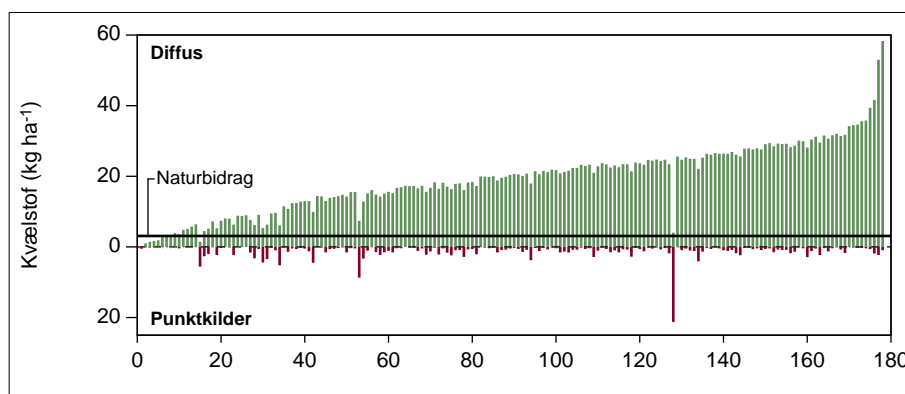


VA03 – Fig. 4.3

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.

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



VA02 – Fig. 4.4

[Tom side]

5 Fosfor i vandløb

Jens Bøgestrand

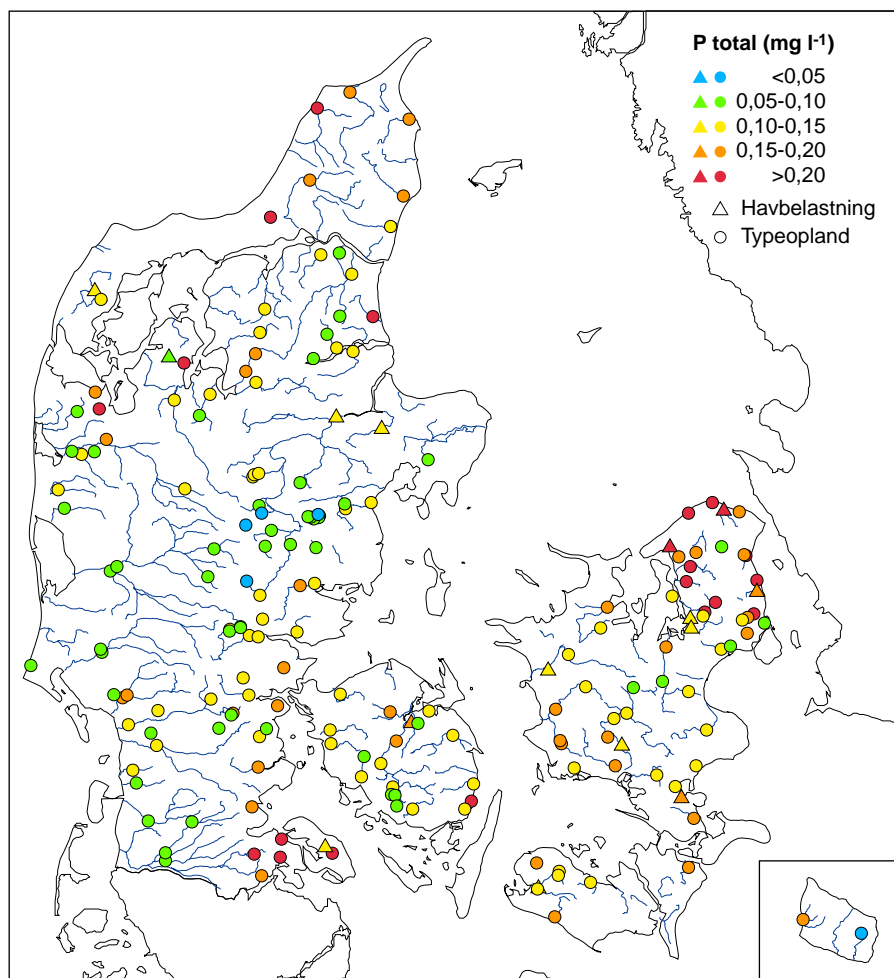
5.1 Tilstanden i 2002

Koncentrationen af fosfor i vandløb som ligger i dyrkede oplande eller er udsat for væsentlige udledninger fra punktkilder, var i 2002 gennemsnitligt ca. 3 gange så høj som niveauet målt i naturvandløb (tabel 5.1). Der er ringe forskel på vandløb som kun påvirkes af landbrugsdrift og spredt bebyggelse udenfor kloakering, og vandløb som også belastes med spildevand fra renseanlæg.

Tabel 5.1 Gennemsnitlig koncentration og arealkoefficient af total fosfor i 2002 i vandløb med forskellig type af påvirkninger. Standardafvigelse i parentes.

| | Antal vandløb | Fosforkoncentration (mg P l ⁻¹). | Arealkoefficient (kg P ha ⁻¹). |
|---------------------------|---------------|----------------------------------------------------|--------------------------------------------|
| | | Gennemsnit af vandføringsvægtede årsmiddelværdier. | |
| Naturvandløb | 10 | 0,05 (0,03) | 0,11 (0,04) |
| Landbrug og punktkilder | 70 | 0,16 (0,07) | 0,60 (0,23) |
| Landbrug uden punktkilder | 67 | 0,13 (0,09) | 0,45 (0,29) |

Figur 5.1 Koncentrationen af total fosfor i vandløb i 2002. Vandføringsvægtede årsmiddelværdier



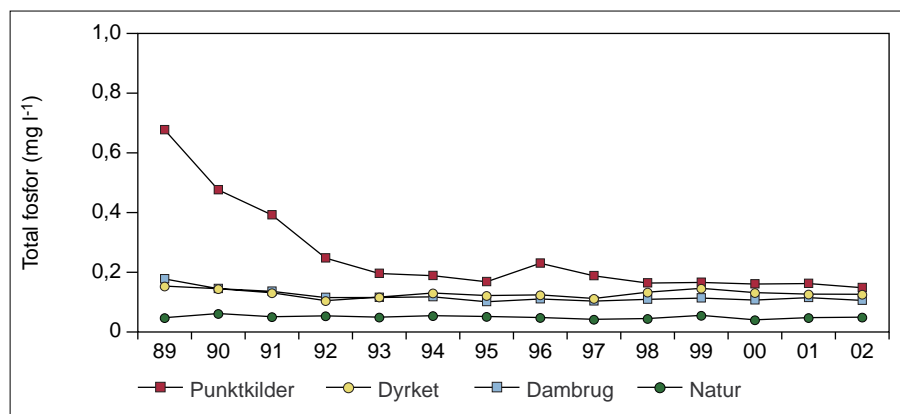
VA03 – Fig. 5.1

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 renselanlæg og spredt bebyggelse. 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 og vandløb i dyrkede områder er der ingen signifikant ændring.

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



VA03 – Fig. 5.2

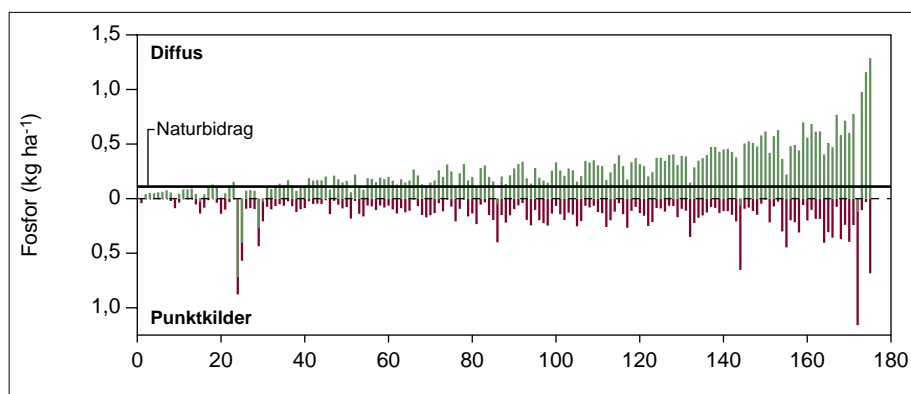
Tabel 5.2 Nøgletal for statistisk test af udviklingstendenser for vandføringskorrigerede koncentrationer af fosfor. Middelværdier \pm 95 % konfidensinterval. (+ : stigning; - : fald).

| Oplandstype 1991 | Antal stationer | Antal med signifikant fald | Antal med signifikant stigning | Procentvis ændring i koncentration | Procentvis ændring i transport |
|------------------|-----------------|----------------------------|--------------------------------|------------------------------------|--------------------------------|
| Natur | 7 | 0 | 0 | 0 \pm 14 | +1 \pm 13 |
| Dyrket | 38 | 7 | 4 | -6 \pm 8 | -8 \pm 7 |
| Punktkilder | 75 | 55 | 0 | -43 \pm 6 | -42 \pm 6 |
| Dambrug | 15 | 10 | 0 | -31 \pm 10 | -32 \pm 10 |
| Alle | 164 | 83 | 4 | -27 \pm 4 | -27 \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).

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 omfatter naturbidraget og landbrugsbidraget. Punktkilderne omfatter by- og industrispildevand, dambrug og spredt bebyggelse.



VA03 – Fig. 5.3

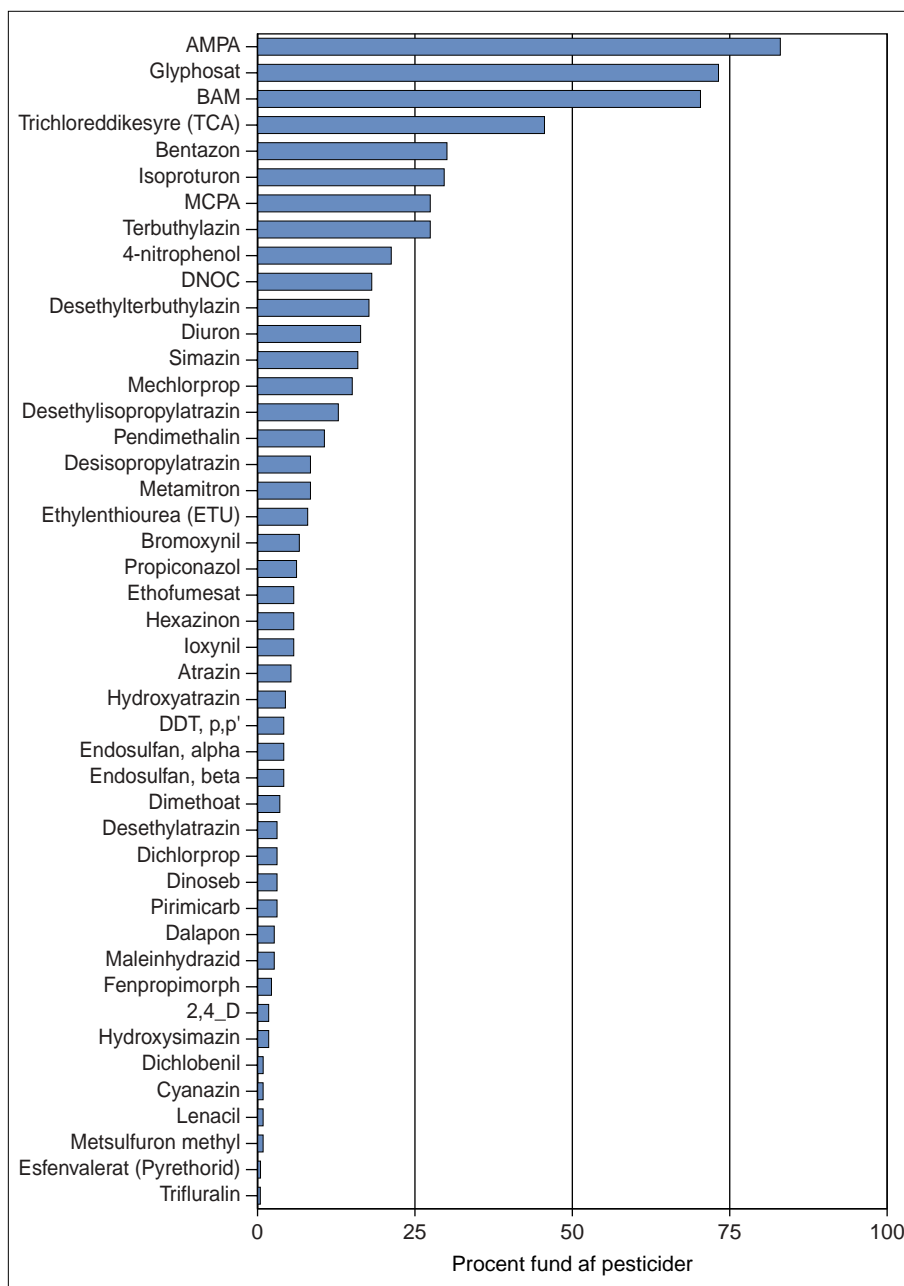
[Tom side]

6 Miljøfremmede stoffer

Ole Sortkjær

6.1 Tilstanden i 2002

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



VA03 – Fig. 6.1

Pesticider

Prøveantallet for de fleste pesticider er 226 i 2002 i modsætning til året før, hvor det var på 263. Forskellen skyldes, at der i 2001 var medtaget ekstraordinære prøver. Der er påvist forekomst af ét eller flere pesticider i hovedparten af de 226 vandprøver, der blev analyseret i 2001. Glyphosat (Round-up) og dets nedbrydningsprodukt, AMPA, findes i over 83 % af prøverne, en stigning på 8 % i forhold til

forrige år, men også en lang række andre pesticider eller deres nedbrydningsprodukter findes mere eller mindre hyppigt.

De hyppigst forekommende stoffer er dem, der er almindeligt anvendt i jordbruget. Bentazon, isoproturon, MCPA og mechlorprop anvendes eller har været anvendt i landbruget. Simazin og diuron anvendes især i planteskoler og frugtavl og findes i ca. en fjerdedel af vandløbene. Terbutylazin anvendes, eller har været anvendt, i landbrug, skovbrug og frugtavl og er det næstmest fundne godkendte pesticid og optræder i en tredjedel af alle vandløb. En række af de fundne stoffer er pesticider, som ikke længere er godkendt, eller nedbrydningsprodukter af disse. Det gælder fx dichlobenil og atrazin og deres nedbrydningsprodukter, hvoraf BAM er et af de hyppigst forekommende stoffer overhovedet.

Tabel 6.1 Antal overskridelser af kravværdier

| Pesticid | Antal fund | Antal overskridelser | Maksimale værdier (μl) | Kravværdier (μl) | |
|--------------------|------------|----------------------|-------------------------------------|-------------------------------|----|
| Dinoseb | 7 | 3 | 1,3 | 0,025 | NL |
| Glyphosat | 164 | 1 | 15 | 12 | N |
| Isoproturon | 67 | 4 | 2 | 0,3 | N |
| Metamitron | 19 | 1 | 1,6 | 1,1 | N |
| Primicarb | 7 | 1 | 0,15 | 0,09 | NL |
| Propiconazol | 14 | 11 | 0,161 | 0,02 | N |
| Terbutylazin | 62 | 12 | 1,4 | 0,16 | N |
| Trichloreddikesyre | 103 | 1 | 2,4 | 1 | DK |
| Trifluralin | 1 | 1 | 0,1 | 0,037 | NL |
| Total antal | 444 | 35 | | | |

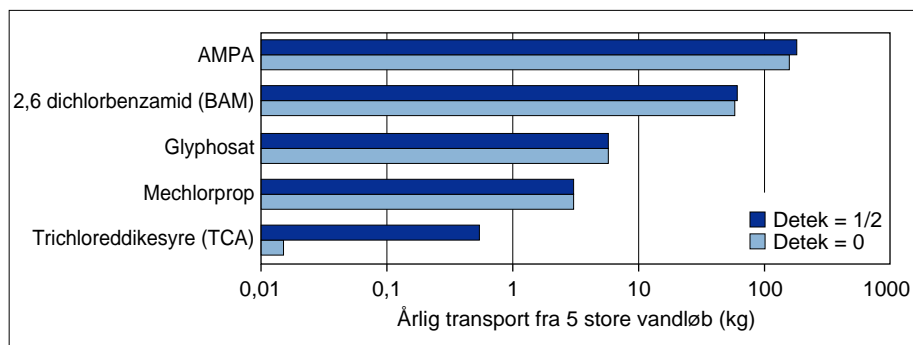
I 35 tilfælde var der tale om overskridelser af de vandkvalitetskrav der er fastlagt i Miljøministeriets Bekendtgørelse 921, eller i mangel heraf, tilsvarende hollandske (*Crommentuijn et al., 1997*) eller norske (*Ludvigsen et al., 2001*) værdier (tabel 6.1). Overskridelserne fordeler sig på 9 stoffer mod 10 i 2001. For flere stoffer (dinoseb, isoproturon, propinicol, terbutylazin) er der i nogle tilfælde fundet så høje værdier, at det ikke kan skyldes normal anvendelse af stoffet, men sandsynligvis skyldes direkte udslip til vandløbet. De meget høje koncentrationer har muligvis påvirket dyr eller planter på vandløbsstrækningerne, mens det er usikkert, hvor stor effekt der har været af enkeltstoffer eller kombinationer af stoffer i lavere koncentrationer.

6.2 Tilførsel til havet

Pesticider

Transporten af miljøfremmede stoffer til havet estimeres ud fra målinger i 5 større vandløb, hvis opland tilsammen dækker 11 % af Danmarks areal. Der er kun beregnet transport for de stoffer, som i mindst halvdelen af samtlige vandprøver er fundet i koncentrationer over detektionsgrænsen. Det var kun muligt at beregne det for 5 stoffer, AMPA, BAM, Glyphosat, mechlorprop og TCA.

Figur 6.2 Estimeret årlig transport af pesticider som summen af transporten i 5 store vandløb. Der er anvendt 2 beregningsformer. Bemærk den logaritmiske skala.



VA03 – Fig. 6.2

Transportberegningerne er baseret på trapezmetoden, hvor den daglige koncentration beregnes og multipliceres med vandføringen. Der er beregnet en transport, hvor værdier under detektionsgrænsen er sat til den halve detektionsværdi, og en minimumtransport, hvor værdier under detektionsgrænsen er sat til 0. Jo flere værdier der ligger under detektionsgrænsen, jo større forskel er der på de to beregningsformer.

Tabel 6.2 Koncentration og transport i Damhusåen af de hyppigst fundne øvrige miljøfremmede stoffer

| Miljøfremmede stoffer | Antal fund | Median-værdi (μ/l) | Maksimale værdier ($\mu/g/l$) | Årlig transport (kg) |
|-------------------------------|------------|--------------------------|---------------------------------|----------------------|
| Trichlorethylen | 12 | 0,285 | 1 | 3,479 |
| Acenaphthen | 6 | 0,0085 | 0,025 | 0,099 |
| Flouranthen | 7 | 0,0105 | 0,033 | 0,111 |
| Pyren | 8 | 0,0115 | 0,031 | 0,115 |
| Lineære alkylbenzensulfonater | 6 | 1,75 | 14 | 38,243 |

Andre miljøfremmede stoffer

Der er målt forekomst af i alt 25 andre miljøfremmede stoffer i én eller flere vandprøver fra de 5 større vandløb, hvor der måles for disse. Stofferne optræder generelt ikke hyppigt nok til, at der kan laves en pålidelig beregning af tilførslen til havet. Kun i Damhusåen i København er der så høje koncentrationer, at det har været muligt at beregne en stoftransport, nemlig for de 5 stoffer, som er fundet i mindst halvdelen af vandprøverne fra åen (tabel 6.2). Fire af de 5 stoffer er polycykliske aromatiske kulbrinter (PAH'er), som stammer fra bilers udstødning og andre forbrændingsprocesser. Disse stoffer blev også året før fundet hyppigt nok til, at der kunne udføres en transportberegning, hvorimod der ikke længere kunne beregnes for nonylphenoler og Benz(b)flouranthener.

[Tom side]

7 Vand- og stoftilførsler med ferskvand til marine kystafsnit

Niels Bering Ovesen

7.1 Stoffilførslerne til marine kystafsnit i 2002

Samlet blev der i 2002 tilført 92.100 tons kvælstof, 2.750 tons fosfor og 38.500 tons BOD₅. Tilførslen af næringssalte via vandløb og direkte spildevandsudledninger til de marine kystafsnit opsplittet på kilderne fremgår af tabel 7.1. For alle 3 stoffer gælder, at tilførslen var noget større end i 2001.

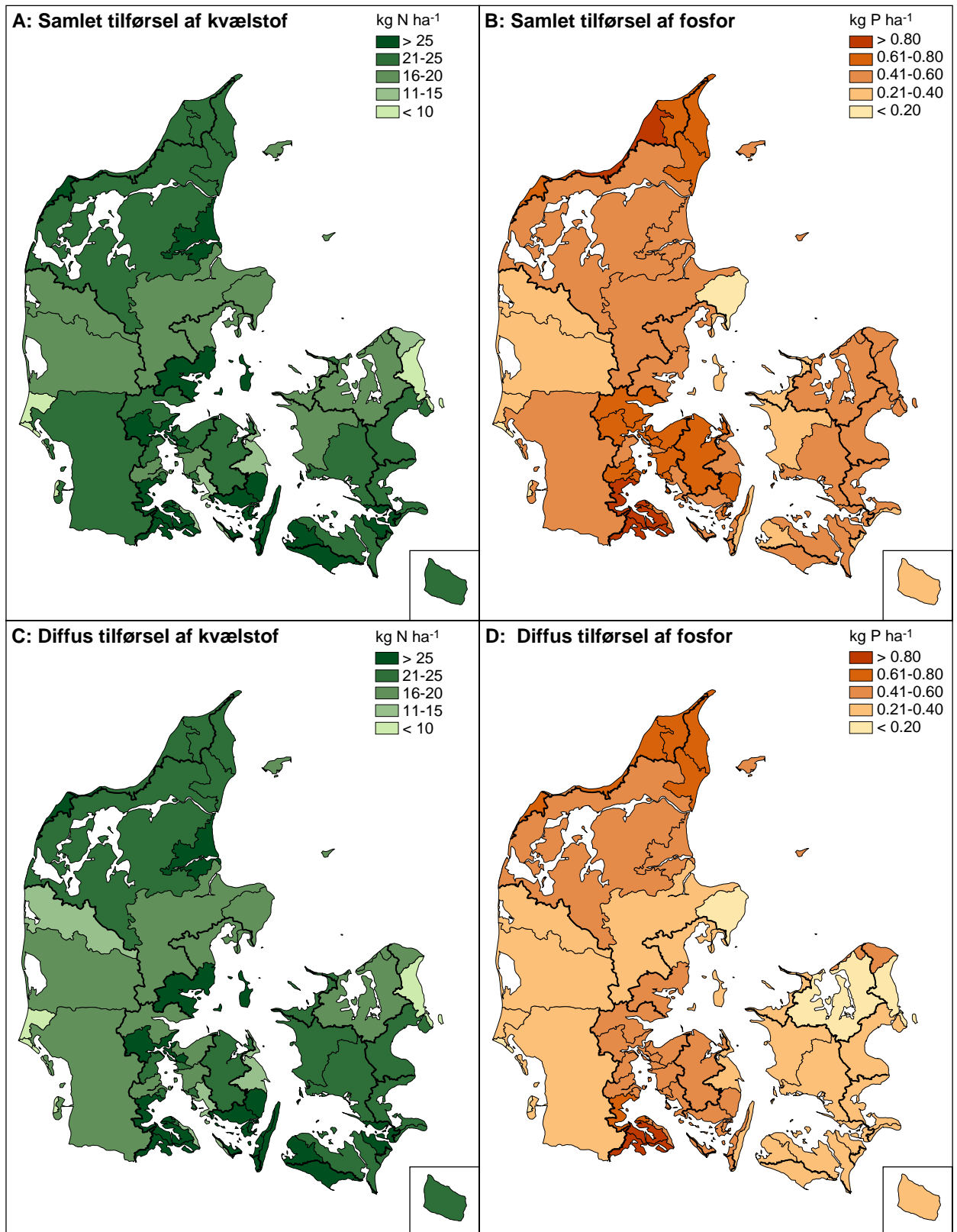
De diffuse kilder (dvs. afstrømningen fra åbent land og spredt bebyggelse) udgjorde i 2002 92 % af den samlede kvælstoftilførsel med ferskvand til marine kystafsnit. For fosfor har andelen været 66 % og for BOD₅ 58 %. For BOD₅ sker der en stor omsætning under transport i vandløb og søer, og derfor er 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 BOD₅ via vandløb og direkte udledninger til marine kystafsnit i 2002. (afrundede tal). Spildevandsoplysningerne er fra Miljøstyrelsen (2003).

| | Kvælstof | Fosfor | BOD ₅ |
|-------------------------------------|----------|--------|------------------|
| | t | t | t |
| <i>Baggrundsbidrag</i> | 12.700 | 440 | 11.100 |
| <i>Dyrkningsbidrag</i> | 74.900 | 1.160 | 7.300 |
| <i>Spredt bebyggelse</i> | 1.000 | 220 | 3.800 |
| <i>Punktkilder til ferskvand</i> | 4.200 | 480 | 6.500 |
| <i>Tilbageholdelse i ferskvand</i> | -4.300 | -10 | - |
| Afstrømning til havet via vandløb | 88.500 | 2.290 | 28.700 |
| <i>Spildevand direkte til havet</i> | 3.300 | 430 | 8.100 |
| <i>Havdambrug</i> | 300 | 30 | 1.700 |
| Total til havet | 92.100 | 2.750 | 38.500 |

Punktkilder til ferskvand udgjorde i 2002 5 % af den samlede kvælstoftilførsel, og de tilsvarende tal var 17 % for fosfor og 17 % for BOD₅. Tabet af kvælstof fra oplandet (tilførsel via vandløb delt med oplandsarealet) var for Danmark som helhed på ca. 21 kg pr. ha.

De samlede tilførsler af kvælstof målt pr. areal har været størst til Limfjorden, Mariager Fjord, den nordlige del af Lillebælt, og det sydlige Bælthav (figur 7.1A). Generelt afspejler dette, at kvælstofbelastningen især kommer fra områder med intensivt landbrug og relativt høje vandafstrømninger (figur 2.2).



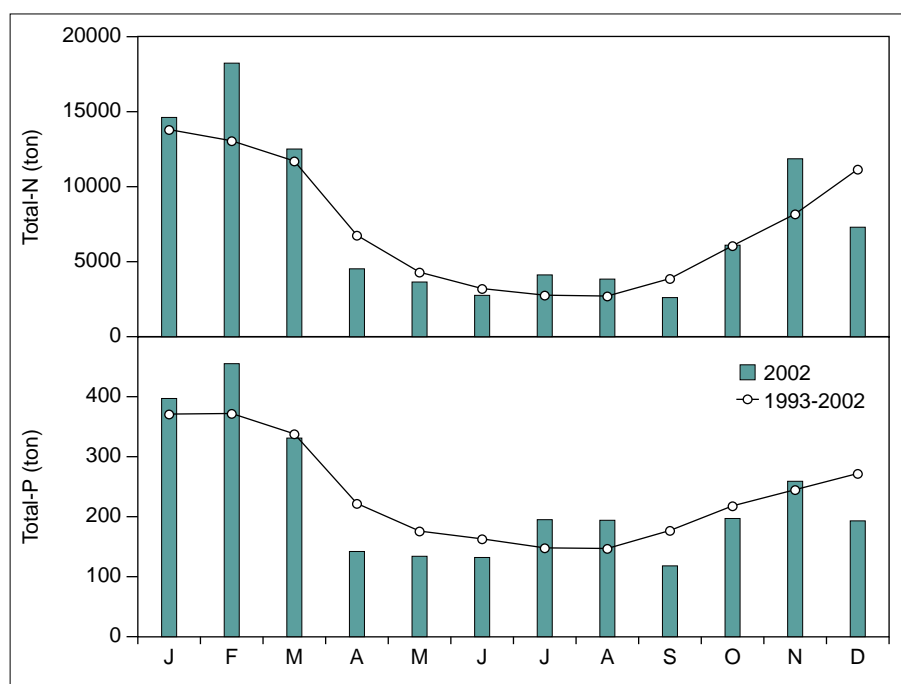
VA03 – Fig. 7.1

Figur 7.1 Samlet tilførsel af kvælstof (A) og fosfor (B) til marine kystafsnit samt den diffuse tilførsel (inklusive spredt bebyggelse og retention) af kvælstof (C) og fosfor (D) til ferskvand i 2002.

Der har været relativt lave tilførsler til store dele af Nordsøen, det nordlige af Sjælland, dele af det østlige Jylland m.fl. Mønstret for den diffuse kvælstoftilførsel (figur 7.1C) ligner overordnet det for oplandstabet af kvælstof, men områder, hvor direkte spildevandsudledninger udgør en stor andel af oplandstabet, har en relativ lav diffus tilførsel. For den diffuse tilførsel af fosfor (figur 7.1D) svarer mønstret nogenlunde til det for kvælstof. For den samlede belastning af fosfor (figur 7.1B) er betydningen af spildevand mere udpræget, og den er således også præget af store værdier i de tættest befolkede områder.

Variationerne i stoftilførslerne over året (figur 7.2) afveg noget fra normalt, idet specielt månederne februar, juli, august og november havde meget store afstrømninger.

Figur 7.2 Månedstilførsel af kvælstof (N) og fosfor (P) via vandløb og direkte spildevandsudledninger i 2002, sammenlignet med midlerne for perioden 1993 - 2002

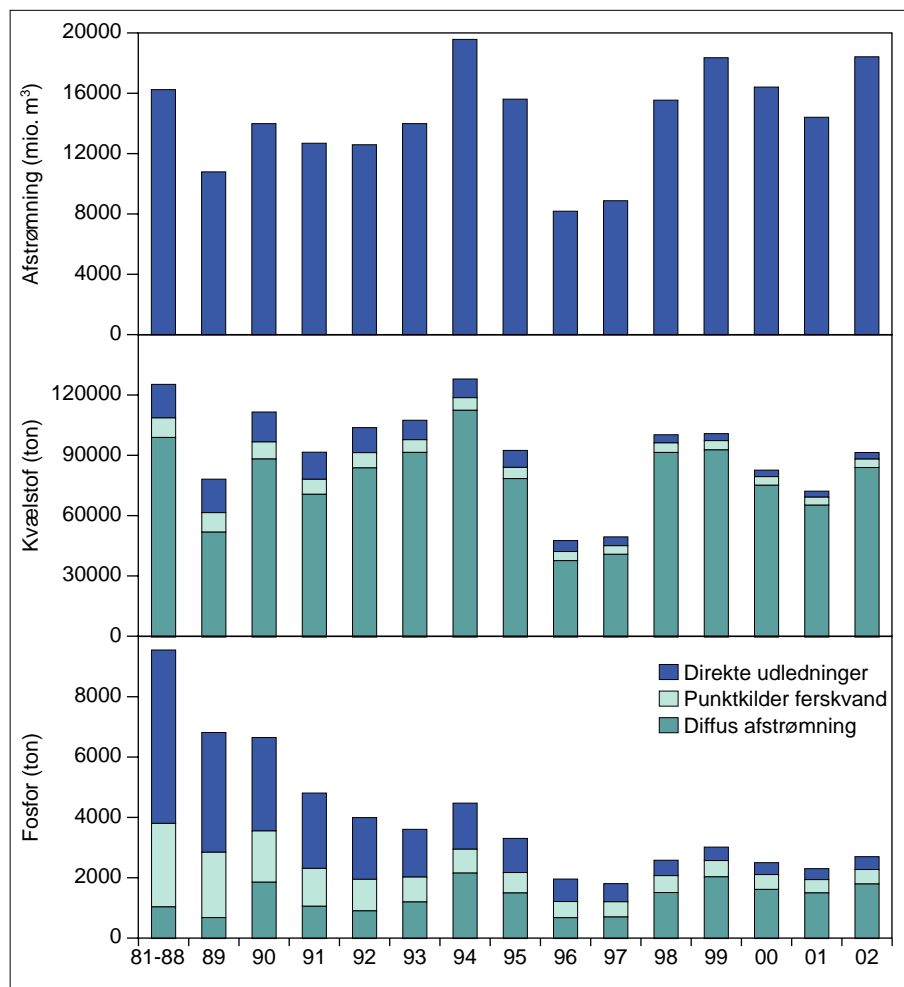


VA03 - Fig. 7.2

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). Den diffuse afstrømning har været hovedkilden til kvælstoftilførslen fra land til marine kystafsnit via vandløb og direkte spildevandsudledninger (ca. 80 % i gennemsnit for perioden 1989-2002) 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 2002 og et gennemsnit for perioden 1981-88.



VA03 – 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 2002, eller med ca. 90 %. Tilsvarende faldt de samlede spildevandsudledninger af kvælstof fra ca. 28.000 tons i perioden 1981-88 til ca. 8.000 tons i 2002 svarende til en reduktion på ca. 70 %. 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 2002 med Kendall tendentest. Testen viser, at der for Danmark samlet er sket et statistisk signifikant fald i den vandføringsvægtede, diffuse tilførsel af kvælstof (inklusive tilførslen fra den spredte bebyggelse og inklusiv retention) (tabel 7.2). Det svarer til en reduktion på godt 2 mg N l⁻¹ i den diffuse kvælstoftilførsel. Koncentrationen af de samlede kvælstof- og fosfortilførsler til alle marine kystafsnit er ligeledes faldet signifikant. Der har på landsplan været en meget svag, men ikke signifikant, stigning i den diffuse fosfortilførsel. Det er også undersøgt, om der har været en generel udviklingstendens for ferskvandsafstrømningen. Der har tilsyneladende været en mindre stigning, men den er ikke signifikant.

Tabel 7.2 Kendall's tendenstest 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 1989–2002. 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).

På basis af tendenstesten og under anvendelse af niveauet for 1989 som udgangspunkt samt med korrektion for variationer i vandafstrømningen er reduktionen i den marine kvælstofbelastning opgjort til omkring 40 %. På et 95 % konfidens-niveau ligger faldet mellem 10 og 57 %. For fosfor er der i løbet af den samme periode sket en tilsvarende reduktion på omkring 75 %. For fosfor er reduktionen vurderet ud fra en statistisk parameter for udviklingen og de afstrømningskorrigerede værdier for 1989 og 2002. Disse tal er korrigeret for variationer i stofretentionen i søerne og i vandafstrømningen.

Udviklingen i den samlede næringsstofftilførsel i tons (figur 7.3), hvor der således ikke er taget højde for variationer i vandafstrømningen, er også testet for trend for perioden 1989 til 2002. For kvælstof kan der ikke konstateres en signifikant tendens, hvorimod fosformængden er signifikant faldende. Reduktionen for fosfor målt på de absolute tal fra 1989 til 2002 er på ca. 60 %.

[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. (2002): Danmarks Klima 2001. Danmarks Meteorologiske Institut, 84 sider.

Crommentuijn, T., Kalf, D.F., Polder, M.D., Posthumus, R. & van de Plas-ske, 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.

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. (2001a): Jordmonnovervåking i Norge. Pesticider 1999. Jordforsk rapport nr. 22/01. Landbruksdepartementet, Statens Forurensningstilsyn.

Miljøstyrelsen (1998): Biologisk vandløbskvalitet. Vejledning nr. 5/1998. Miljøstyrelsen, Miljø- og Energiministeriet. 39 pp.

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.

Wiberg-Larsen, P., Petersen, S., Rugaard, T. & Geertz-Hansen, P. 1994. Bedre vandløbspleje giver flere fisk. Vand & Jord 1: 263-265.

[Tom side]

Fokus 2003:

Grødeskæring i NOVA vandløbene: Effekter på planter, smådyr og fisk

Morten L. Pedersen, Nikolai Friberg og Annette Baattrup-Pedersen

Der er tæt plantevækst i mange små vandløb i Danmark. Derfor grødeskæres der også et par gange årligt på mange strækninger. De hyppige grødeskæringer sætter i høj grad rammerne for vandløbet som levested for planter, smådyr og fisk i dag. I denne artikel sammenligner vi de biologiske samfund i vandløb, der grødeskæres, med de biologiske samfund i vandløb, der ikke grødeskæres, og vi analyser, om der er generelle effekter af grødeskæring på de biologiske samfund. De data, der ligger til grund for analyserne, er indsamlet i små vandløb, der alle indgår i det nationale program for overvågning af vandmiljøet (NOVA 2003).

Baggrund

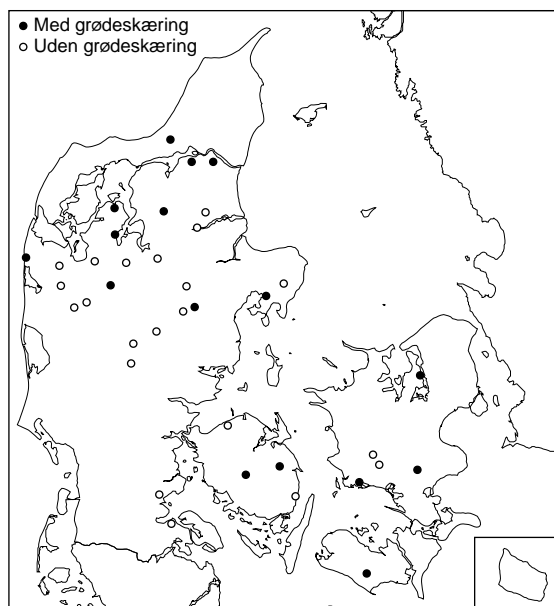
I 1998 afløste det nationale program for overvågning af vandmiljøet (NOVA 2003) vandmiljøplanens overvågningsprogram fra 1988. Baggrunden for NOVA 2003 programmet er at følge resultaterne af tiltag vedtaget under vandmiljøplaner samt at tilgodese forpligtelser overfor EU, HELCOM, OSPAR og andre internationale organer. I 80 mindre vandløb blev der iværksat en overvågning af vandløbenes tilstand i bredeste forstand. Overvågningen indeholder registreringer af bundsubstrater, strømforhold og morfologiske karakteristika i vandløbene samt registreringer af planter, smådyr og fisk. Derudover bliver der indsamlet oplysninger om vandløbsoplandene, vandkemiske karakteristika samt informationer om grødeskæringspraksis. Metoderne er beskrevet i en teknisk anvisning udarbejdet i forbindelse med implementeringen af overvågningsprogrammet (Skriver et al. 1999).

Formål

Tilstanden i de danske vandløb afspejler mere end 3000 år med menneskelig påvirkninger, hvor især de seneste 150 år har sat sine spor i vandløbene. Vandløbene er blevet brugt som transportveje for forskellige forurenende stoffer fra land til havet, og de er blevet opdæmmede, kanaliseret og opgravet med det formål at afvande landbrugsarealer. Mange vandløb har fået det bedre de senere år primært fordi der har været en målrettet indsats mod punktkildeforureningen. Men det betyder at påvirkninger af mere fysisk karakter er mere synlige i dag end tidligere. Kanaliseringer og opgravninger samt hyppige grødeskæringer er i dag hovedårsag til at en lang række vandløb ikke lever op til deres målsætning. Med det formål specifikt at analysere hvordan grødeskæringen påvirker de biologiske samfund, har vi

foretaget en sammenligning mellem den gruppe af overvågningsvandløb, der er blevet grødeskåret et par gange årligt indenfor de seneste 8 år, med gruppen af vandløb, der ikke er blevet grødeskåret i denne periode. Vores formål med analyserne var 1) at se om der er generelle effekter af grødeskæring på tværs af forskellige organismegrupper samt 2) at undersøge mulige effekter på samspillet mellem organismegrupperne. De data, vi bruger, er fra 33 af de 80 vandløb, idet det kun er i disse vandløb, at vedligeholdelsen ikke er blevet ændret i perioden 1993 til 2000. Sytten af de udvalgte vandløb bliver grødeskåret 2 gange årligt, mens 16 vandløb ikke bliver grødeskåret (figur 1). De to vandløbstyper har meget ens oplandskarakteristika (tabel 1), men de vandløbsnære arealer udnyttes forskelligt langs de to typer af vandløb. Således ligger 80 % af arealerne langs de grødeskårne hen som dyrket mark, mens 55 % af arealerne langs de ikke-skårne vandløb er græsset eng eller naturarealer vandløb. De grødeskårne vandløb har samlet set en lidt højere alkalinitet og et højere indhold af total jern, ammonium og fosfat.

Figur 1 Fordeling af de 33 vandløb der indgår i analysen. Der er en overvægt af vandløb i Jylland i analysen.



Tabel 1 Oplandskarakteristika, vandkemi og vandløbsmorfologi i gruppen af grødeskårne vandløb og gruppen af ikke grødeskårne vandløb. Der er ikke signifikante forskelle i middelværdierne for de enkelte parametre ($p > 0,05$).

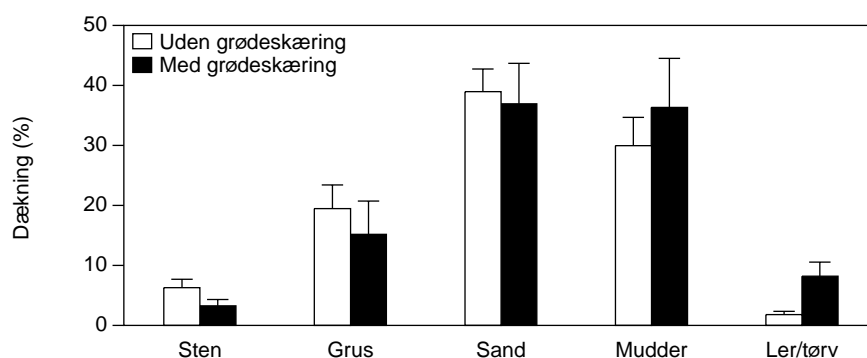
| | Uden grødeskæring (n=16) | Med grødeskæring (n=17) |
|------------------------------------------------------------------------|-----------------------------|----------------------------|
| Oplandsareal (km ²) (gennemsnit og min og maks) | 14,9 (0,9-46,5) | 12,9 (1,1-41,9) |
| Afstand til udspring (km) (gennemsnit og min og maks) | 5,5 (0,4-12,0) | 3,9 (0,3-11,9) |
| Arealudnyttelse i afvandingsområde (%) (landbrug/skov/natur/by) | 75 / 10 / 9 / 6 | 77 / 9 / 9 / 5 |
| Jordtypefordeling (%) sand/ler/organisk | 64 / 33 / 3 | 63 / 33 / 4 |
| Itlforbrug (BOD ₅ ; mg l ⁻¹) (middelværdi ± SE) | 1,35 ± 0,16 | 1,60 ± 0,13 |
| Alkalinitet (meq l ⁻¹) (middelværdi ± SE) | 2,06 ± 0,39 | 3,27 ± 0,29 |
| Total jern (mg l ⁻¹) (middelværdi ± SE) | 0,59 ± 0,03 | 0,94 ± 0,03 |
| NH ₄ -N (mg l ⁻¹) (middelværdi ± SE) | 0,07 ± 0,01 | 0,19 ± 0,05 |
| PO ₄ -P (mg l ⁻¹) (middelværdi ± SE) | 0,06 ± 0,01 | 0,12 ± 0,04 |
| Vandløbshældning (‰) (gennemsnit og min og maks) | 5,9 (1,7-12,8) | 3,5 (0,7-13,7) |
| Slyngningsgrad (gennemsnit og min og maks) | 1,09 (1,00-1,33) | 1,02 (1,00-1,10) |

Fysiske vandløbskarakteristika og planter

De vandløb, der grødeskæres, ligner overordnet set de vandløb, der ikke grødeskæres. Vandløbene er cirka lige store - vandløbsdybde, bredde, vandføring og strømhastighed varierer ikke mellem de to grupper (tabel 2). Sand er det dominerende bundsubstrat (ca. 38 %, figur 2) i begge grupper, mens mudder er forholdsvis hyppigere i de grødeskårne vandløb, og grus optræder hyppigst i de ikke grødeskårne vandløb. Der er ikke forskel i den rumlige fordeling af substrat typer, udtrykt som substratheterogeniteten (Baattrup-Pedersen & Riis, 1999; tabel 2). Til gengæld er der markant forskel i stabiliteten i dækningen af mudder i de to vandløbsgrupper. I de grødeskårne vandløb er der ikke sæsonmæssige udsving i mudderdækket, mens der først etableres et egentligt mudderdække om sommeren, når plantebiomassen er stor i de vandløb, der ikke grødeskæres.

Tabel 2. Fysiske vandløbskarakteristika i gruppen af grødeskårne vandløb og gruppen af ikke grødeskårne vandløb. Middelværdier samt minimum og maksimum værdier er angivet. * indikerer at middelværdier er signifikant forskellige (t-test, $p < 0,05$). ** Et enkelt vandløb der ikke grødeskæres bliver periodevist meget bredt.

| Parameter | Uden grødeskæring (n=16) | Med grødeskæring (n=17) |
|-------------------------------------|-----------------------------|----------------------------|
| Dybde (cm) | 20 (3-41) | 21 (3-49) |
| Dybde _{cv} (%) | 62 (30-201) | 59 (31-107) |
| Bredde (cm)** | 244 (101-657) | 170 (59-311) |
| Bredde _{cv} (%)* | 27 (6-50) | 14 (7-21) |
| Vandføring (l s ⁻¹) | 87 (12-239) | 56 (1-235) |
| Strømhastighed(cm s ⁻¹) | 13,8 (6,5-31,0) | 12,9 (0,6-49,6) |
| Substrat heterogenitet | 0,51 (0,31-0,61) | 0,48 (0,30-0,62) |



Figur 2. Substratfordelingen i vandløb hvor der skæres grøde og i vandløb hvor der ikke er skåret grøde i en længere årrække. Der ligger to sommer og to vintermålinger til grund for figuren.

Plantedækningen er høj (ca. 70 %), og dækningen er ikke forskellig i de to vandløbsgrupper (tabel 3, t-test, $p > 0,05$). Grødeskæring nedsætter imidlertid både planternes artsrigdom og artsdiversitet (ca. 60 %; tabel 3, t-test, $p < 0,05$). Overordnet set er de samme plantearter dominerende i de to vandløbsgrupper nemlig *smalbladet mærke* og *vandstjerne*. Dominansen af disse to arter kan afspejle, at der er et flertal af stationer i Jylland i denne undersøgelse. Yderligere analyser viser imidlertid, at planteammensætningen er fundamentalt anderledes i de grønne vandløb. De submergente plantearter, der gennemfører hele livscyklus under vand (primært *vandpest* og *storbloomstret vandranunkel*), samt sumpplanterne (primært *dunhammer*, *høj sødgræs* og *rørgræs*) er således væsentligere i denne gruppe, mens de små amfibiske arter (*mannasødgræs*, *eng-forglemmigvej* og *vand-mynte*) er væsentligere i de vandløb, der ikke grønneskæres.

Tabel 3. Plantesamfundskarakteristika i gruppen af grønne vandløb og gruppen af ikke grønne vandløb. Middelværdier samt minimum og maksimum værdier er angivet. * indikerer at middelværdier er signifikant forskellige (t-test, $p < 0,05$).

| Parameter | Uden grønneskæring (n=16) | Med grønneskæring (n=17) |
|-------------------------------------------------------------------|------------------------------|-----------------------------|
| Plantedækning (%) | 72 (21-100) | 68 (10-97) |
| Artsrigdom* | 17,3 (8-29) | 10,9 (4-24) |
| Artsdiversitet (Shannon)* | 4,5 (2,1-8,2) | 2,8 (0,7-6,5) |
| Antal arter pr. undersøgelseskvadrat (gennemsnit og min og maks)* | 2,1 (1-11) | 1,9 (1-8) |

Det er interessant, at netop gruppen af submergente planter er væsentligere i de vandløb der grønneskæres. Det afspejler formentlig, at der skabes gode koloniseringsmuligheder for dem i forbindelse med grønneskæringer, både fordi udhængende og skyggende vegetation fjernes, og fordi der skabes åbent substrat for kolonisering på vandløbsbunden. Samtidig er der et veludviklet dække af sumpplanter i disse vandløb bestående af primært *rørgræs*, *høj sødgræs* og *dunhammer*. Sumpplanterne spreder sig formentlig relativt hurtigt ud i vandløbet via udløbere fra bestande på bredden, når der er blevet skåret i vandløbet, hvilket, sammenholdt med at der ofte kun skæres i strømrender, giver gode muligheder for at der dannes tætte bestande i kanten af vandløbet hvor strømmen ikke er alt for stærk. Afrevne skud af de fleste submergente plantearter kan herefter forholdsvis let etablere sig i læ af disse sumpplanter, når de driver nedstrøms for dernæst at sprede sig længere ud i vandløbsprofilen, hvor strømmen er stærkere.

De små amfibiske arter klarer sig tilsyneladende ikke så godt i de vandløb der grønneskæres, i hvert fald er de ikke så væsentlige som de to førnævnte grupper. Det kan skyldes flere forhold. For det første klarer de sig formentlig dårligt i konkurrence med egentlige sub-

mergente plantearter under vand, primært fordi de ikke kan udnytte bikarbonat i fotosyntesen. Dernæst har afrevne skud af en række af de ambibiske arter formentlig sværere ved at etablere sig i vandløbet end mange af de submergente arter. Imidlertid vil de amfibiske arter formentlig, hvis de etablerer sig med succes, udskygge de submergente plantearter efterhånden som bestandene vokser ud af vandet. Netop dette kan være en del af grunden til, at denne gruppe klarer sig bedre i de vandløb, der ikke udsættes for hyppige forstyrrelser i form af grødeskæring.

De fundne forskelle i plantesammensætningen i de to vandløbsgrupper er interessante også udfra et bredere økologisk perspektiv. For det første rejser de et centralt spørgsmål omkring den naturlige fordeling af plantearter og grupper i små danske vandløb. Analyserne på overvågningsvandløbene viser at den udbredte forekomst af submergente plantearter og sumpplanter i små vandløb delvist er betinget af hyppige forstyrrelser i form af grødeskæringer. Og formentligt også at der hyppigt skæres i strømrrender, hvilket skaber gode forhold for vækst af sumpplanter i kanterne, hvor der ikke skæres. Et tilsvarende resultat er fundet i en anden undersøgelse af effekter af strømrrendeskæring på plantesamfundene i vandløb (Sode, 1997). For det andet påvirker de forskellige plantearter og grupper det fysiske vandløbsmiljø forskelligt. Strømmønstre er helt anderledes i tætte bestande af sumpplanter sammenlignet med bestande af submergente og amfibiske arter, fordi de har stivere skud. De stive skud betyder, at modstanden mod strømmen ikke modificeres ved øget strømhastighed i samme grad, som det er tilfældet hos de mere bøjelige submergente og amfibiske arter (Sand-Jensen, 1998). Da sumpplanter ofte stikker skuddene op i luften, vil modstanden mod vandets strømning også opretholdes ved øget vandføring og vandhøjde. Det er formentlig hovedårsagen til, at vi i gruppen af vandløb, der grødeskæres, finder et lidt større og sæsonmæssigt stabilt mudderdække fordi en større del af vandløbsbunden er dækket af sumpplanter.

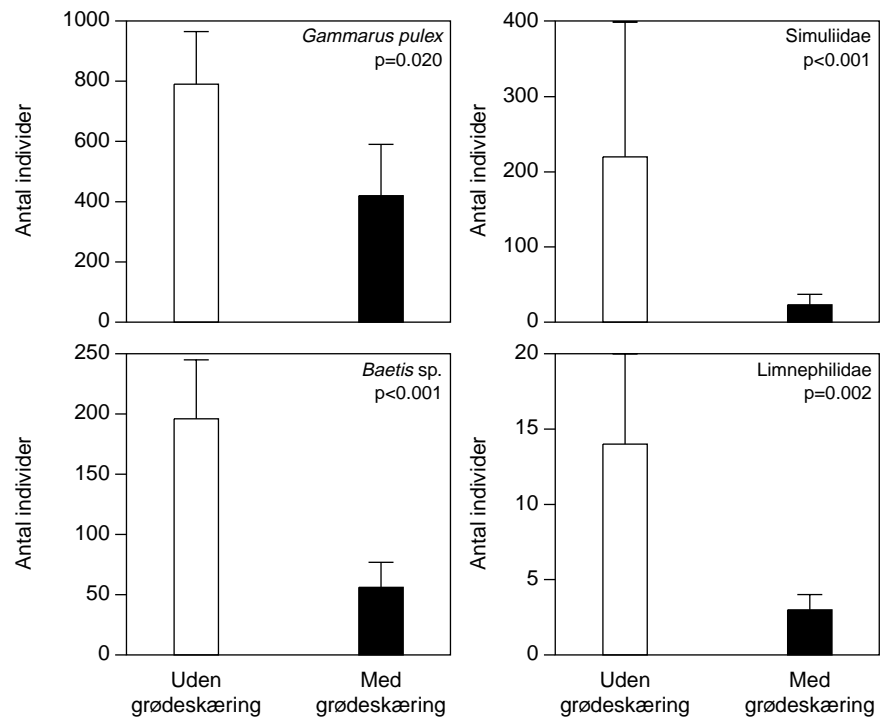
Smådyr

Der blev fundet i alt 294 forskellige taxa i de 33 vandløb. Tætheden af smådyr, artsrigdommen og diversiteten er ikke signifikant forskellige i de to vandløbsgrupper (tabel 4). Det afspejler formentligt, at spredningen af smådyr i små vandløb fra en vandløbsstrækning til en anden længere ned- eller opstrøms er effektiv, og at spredningen relativt hurtigt efter en skæring vil udjævne forskelle mellem de to vandløbsgrupper. *Gammarus pulex* er den hyppigste art i begge vandløbsgrupper og udgør henholdsvis 34 % og 21 % af smådyrssamfundet i de ikke grødeskårne og de grødeskårne vandløb. Herefter er arter indenfor familien *Simuliidae* (20 %) *Baetis vernus* og *Baetis rhodani* (15 %), chironomid underfamilien Orthocladiinae (4 %) og vårfluefamilien *Limnephiliidae* (2 %) de hyppigste arter/familier i de vandløb, der ikke grødeskæres. I de vandløb, der grødeskæres, er chironomid larven *Microsecta* sp. (7 %), *Baetis* spp. (5 % herunder også *B. rhodani* og *B. vernus*), sneglen *Potamopyrgus antipodarum* (3 %), muslingen *Pisidium* (3 %) og endelig børsteorme af familien *Tubificidae* (3 %) de hyppigst forekommende arter/familier.

Tabel 4. Smådyrskaraktistika i gruppen af grødeskårne vandløb og gruppen af ikke grødeskårne vandløb i sommerperioden. EPT er arter af slørvinger, døgnfluer og vårfluer. Middelværdier samt minimum og maksimum værdier er angivet. * indikerer at middelværdier er signifikant forskellige (t-test, $p < 0,05$).

| Parameter | Uden grødeskæring (n=16) | Med grødeskæring (n=17) |
|----------------------------------|-----------------------------|----------------------------|
| Antal individer | 2162 (370-7403) | 1492 (205-3371) |
| Artsrigdom | 34,4 (24-47) | 29,9 (19-42) |
| Artsdiversitet (Fisher's a) | 6,6 (4,2-8,4) | 5,9 (3,2-9,3) |
| Antal af <i>Gammarus pulex</i> * | 790 (73-2218) | 420 (0-2741) |
| Procentandel <i>G. pulex</i> | 34 (1-58) | 21 (0-66) |
| Antal af EPT* | 434 (23-1674) | 108 (0-727) |
| EPT artsrigdom* | 7,7 (0-12) | 3,6 (1-10) |

De arter der almindeligvis er knyttet til planter og stabile substrater findes i væsentlige lavere tætheder i de grødeskårne vandløb end i de ikke grødeskårne vandløb (figur 3). Tætheden af *Gammarus pulex* er næsten dobbelt så høj i de ikke grødeskårne vandløb (790 hhv. 420) og tætheden af EPT taxa (slørvinger, døgnfluer og vårfluer) er fire gange højere (434 hhv. 108). Forskellene er endnu mere markante indenfor *Simuliidae* og *Limnephilidae* (figur 3).



Figur 3. Antallet af individer af udvalgte taxa i hhv. skårne og ikke-skårne vandløb i sommerperioden

De fundne forskelle i sammensætningen i smådyrssamfundene er interessante og formentlig betinget af de ovenfor beskrevne forskelle i plantesammensætningen i de to vandløbsgrupper. Det stabile mudderdække giver gode levevilkår for detritusædere men ikke for gruppen af EPT taxa. De smådyr, der lever af detritus (*Micropsectra* sp. *Potamopyrgus* sp. og *Pisidium* sp.), er hyppigere i denne gruppe af vandløb. Tilsvarende finder vi, at EPT taxa, som findes i tilknytning til mere stabile substrater som sten, grus og makrofyter, er mindre udbredte i denne gruppe. Det skyldes formentlig til dels, at vandløbene har et lavere fald. Men de lavere tætheder af EPT taxa skyldes formentligt også at der i højere grad vedvarende deponeres finkornet materiale på de grove substrater primært fordi strømhastigheden generelt sænkes pga. sumpplanternes stivere skud, men også fordi sediment transporten og deponeringen generelt er højere i disse vandløb pga. grødeskæringer. Det har som konsekvens at udbuddet af levesteder for EPT taxa bliver mindre både over året og arealmæssigt i vandløbet.

Fisk

Antallet af fiskearter påvirkes ikke umiddelbart af grødeskæring (tabel 5). Der er gennemsnitligt 2,5 og 2,1 art pr. 100 meter vandløbsstrækning i de to grupper (tabel 5). Derimod er tætheden af ørreder væsentlig højere i de ikke grødeskårne vandløb både når tætheden opgøres pr. 100 kvadratmeter (108 sammenlignet med 22) og når den opgøres pr. meter vandløbsbred (1,6 sammenlignet med 0,3) (tabel 4). *Gammarus pulex* og *Baetis* sp. udgør nogle af hovedfødeemener for ørred og væsentlige lavere tætheder af disse smådyr kan betyde at fødegrundlaget for ørreder forringes. Samlet set er mængden af potentielle fødeemner for ørreder ca. 3 gange mindre i de grødeskårne vandløb og fødemangel kan medvirke til lavere ørredtætheder. Imidlertid er dødeligheden af små ørreder formentlig også væsentlig større på disse strækninger. Det er tidligere fundet at ørreddødeligheden stiger når der grødeskæres (Mortensen,1977) fordi levesteder fjernes primært for ynglen men også for større ørreder der findes i de mere centrale dele af vandløbet og som finder standpladser i grødeøerne. Derfor er det formentlig en kombination af et forringet fødegrundlag og tab af levesteder der betinger de lavere ørredtætheder i gruppen af grødeskårne vandløb.

Tabel 5. Fiskekarakteristika i gruppen af grødeskårne vandløb og gruppen af ikke grødeskårne vandløb. Middelværdier samt minimum og maksimum værdier er angivet. * indikerer at middelværdier er signifikant forskellige (t-test, $p < 0,05$).

| Parameter | Uden grødeskæring (n=16) | Med grødeskæring (n=17) |
|----------------------------------------------|-----------------------------|----------------------------|
| Artsrigdom | 2,5 (1-6) | 2,1 (1-6) |
| Ørredtæthed (individer 100m ⁻²)* | 108 (2,2-648,1) | 22 (0,0-262,2) |
| Ørredtæthed (individer m ⁻¹)* | 1,6 (0,1-6,7) | 0,3 (0,0-3,3) |

Perspektiver

Planterne spiller en central rolle i lysåbne lavlandsvandløb. Mange undersøgelser viser, at planterne forbedrer fødegrundlaget og skaber gunstige levesteder for mikroorganismer, smådyr og fisk. Når vandløbene grødeskæres påvirkes plantesamfundene imidlertid. I denne undersøgelse har vi ikke fundet store forskelle i de fysiske forhold mellem vandløb, der ikke bliver skåret, og vandløb, der jævnlige skæres, selvom der i de vandkemiske data og i arealanvendelsen på de vandløbsnære arealer er indikationer af en større påvirkning fra mere intensiv landbrugsmæssig udnyttelse på de skårne strækninger. Vores analyser viser, at artsrigdommen og diversiteten falder markant samtidig med, at der sker strukturelle ændringer i plantesamfundene. Derfor er det heller ikke overraskende, at grødeskæring også har konsekvenser for den øvrige biota i vandløbene. Vi finder, at smådyrssamfundet ændrer karakter. Detritusædere bliver hyppigere, mens forskellige EPT taxa bliver mindre hyppige. Vi finder også, at ørredtætheden er mindre i gruppen af vandløb, der grødeskæres. Derfor står vi også overfor store udfordringer i de kommende år i forbindelse med implementering af Vandrammedirektivet i danske vandløb. Vores analyser på overvågningsvandløbene viser, at ændringerne i vandløbenes biota som følge af grødeskæringer er for markante til, at de er direkte forenelige med god økologisk kvalitet som krævet i direktivet. Det betyder, at det er nødvendigt at ændre grødeskæringspraksis, hvis de danske vandløb skal leve op til god økologisk kvalitet inden 2015 som fastsat i direktivteksten.

Referencer

Baatrup-Pedersen, A. & Riis, T. (1999) Macrophyte diversity and composition in relation to substratum characteristics in regulated and unregulated Danish streams. *Freshwater Biology*, 42, 375-385.

Mortensen, E. (1977) Density-dependent mortality of trout fry (*Salmo trutta* L.) and its relationship to management of small streams. *Journal of Fish Biology*, 11, 613-617.

Sand-Jensen, K. (1998) Influence of submerged macrophytes on sediment composition and near-bed flow in lowland streams. *Freshwater Biology*, 39, 663-679.

Sode, A. 1997. Effekt af strømrendeskæring på vandføringsevne, sammensætning og mængde af grøde i Ringe Å. Fyns Amt. Natur- og Vandmiljøafdelingen. 78 pp.

Skriver, J., Riis, T., Carl, J., Baatrup-Pedersen, A., Friberg, N., Ernst, M.E., Frandsen, S.B., Sode, A. & Wiberg-Larsen, P. 1999: Biologisk overvågning i vandløb 1998-2003. Biologisk vandløbskvalitet (DVFI). Udvidet biologisk program. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. - Teknisk anvisning fra DMU 16 (online): 41 s.

Findes på: http://www.dmu.dk/1_om_dmu/2_tvaerfunkt/3_fdc_fv/default.asp

Udviklingen i vandafstrømningen og nedbøren i Danmark de seneste 85 år

Søren E. Larsen, Brian Kronvang og Niels B. Ovesen, Afdeling for Ferskvandsøkologi, Danmarks Miljøundersøgelser.

Indledning

Vi har ca. 64.000 km vandløb i Danmark. I vandløbene afledes vand og stof fra land til hav og de udgør et vigtigt levested for dyr og planter. Afstrømningen af vand i vandløb er en del af det hydrologiske kredsløb hvor nedbør, fordampning og vandindvinding er andre centrale størrelser. I Danmark er den gennemsnitlige nedbør korrigeret til jordoverfladen omtrent 895 mm, fordampningen er på 515 mm, vandindvindingen er på 20 mm, grundvandsudsivningen til havet 45 mm (Henriksen & Sonnenborg, 2003). Det vil sige at vandafstrømningen svarer til 315 mm.

Afstrømningen er omskiftelig i lighed med og i takt med nedbøren. Afstrømningen har derfor sit eget regime, sit klima, som kan beskrives ved hjælp af middelværdier, minimum og maksimum for måneder eller år. Der er mange interesser knyttet til vore vandløb:

- Vandløbs økologiske tilstand, f.eks. EU's Vandramme Direktiv med krav til en god økologisk tilstand.
- Vandløbs afvandingsevne, f.eks. i forhold til landbrugets produktionsinteresser.
- Vandløbs mindste afstrømninger, f.eks. i forhold til dambrugets vandindvindings interesser.
- Vandløbs største afstrømninger, f.eks. set i forhold til oversvømmelser af byer og marker.
- Vandløbs fiskebestande, f.eks. set i forhold til sportsfiskere.

Disse interesser vil blive påvirket i negativ eller positiv retning ved en fremtidig klimaforandring. Den forventede klimaforandring i Danmark går mod et varmere, mere fugtigt og mere blæsende klima med flere storme og perioder med stor nedbør (Christensen & Christensen, 2001). I den vestlige del af Europa er især vinternedbøren steget i løbet af de seneste 100-200 år (Thomsen, 1993). Prognoser for betydningen af ændringer i fremtidens klima for bl.a. afstrømning og stoftransport i vandløb og de økologiske forhold i søer indgår som en del af et nyt projekt, CONWOY (www.conwoy.dk), som er finansieret af Det Naturvidenskabelige Forskningsråd.

Et oplagt sted at starte, når det drejer sig om at undersøge effekter af klimaforandringer, er at undersøge, hvad der hidtil er sket i Danmark. Hertil kommer vore forfædres forudseenhed ved at starte ind-

samlingen af data om klima og afstrømning i starten af forrige århundrede til sin ret. Eksistensen af lange tidsserier er nemlig afgørende, når effekter af fænomener som klimaforandringer, hvor ændringer sker over dekader, skal analyseres.

Formålet med denne artikel er at vise resultaterne af en statistisk analyse af udviklingstendenser i afstrømningen i et antal udvalgte danske vandløb, hvorfra der findes daglige data for lange tidsrum. Resultaterne omfatter analyser af ændringer i middelværdier og ekstremværdier (minimum og maksimum) for afstrømningen i danske vandløb både på års- og månedsbasis. For at undersøge betydningen af klimaforandringer er udviklingen i nedbøren både på landsplan og ved et antal udvalgte klimastationer også analyseret.

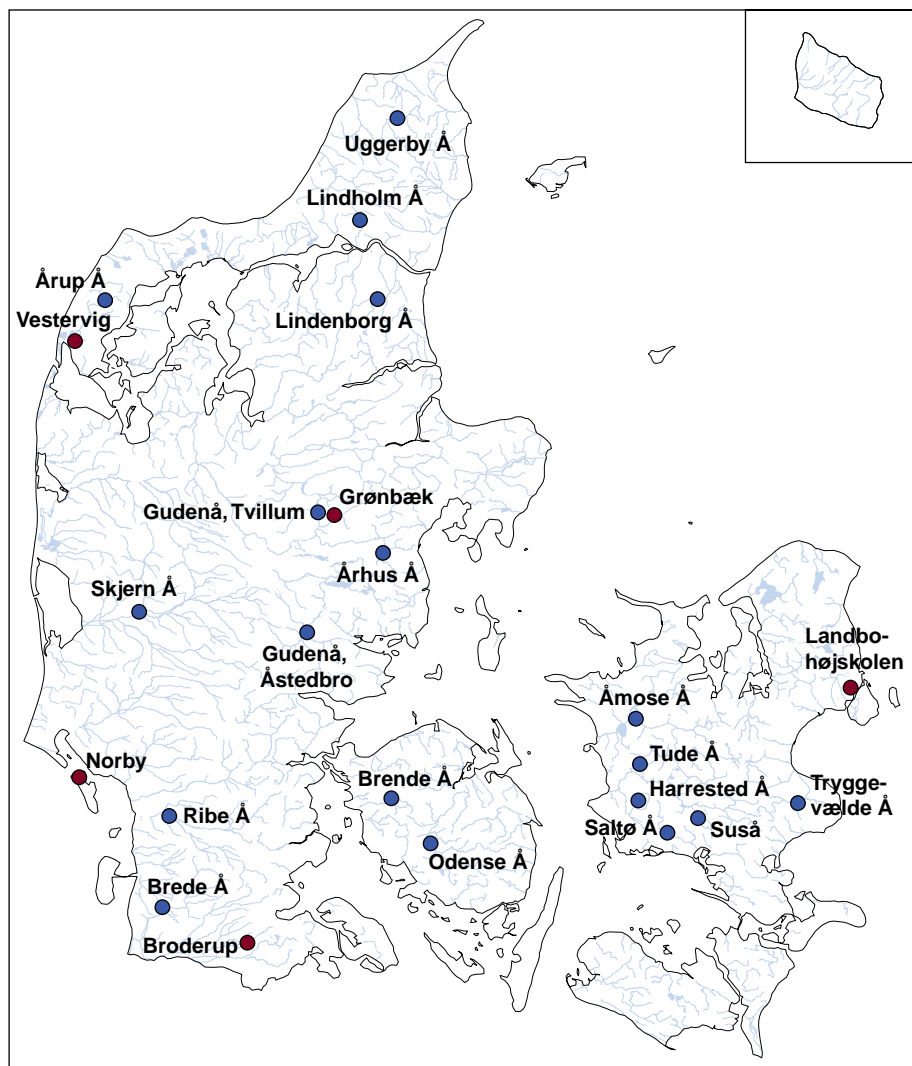
Det anvendte datamateriale

De statistiske vurderinger af udviklingstendenser baseres på døgnmiddelafløb registreret på en række udvalgte målestationer i vandløb rundt omkring i Danmark (figur 1). De første hydrometriske vandløbsstationer blev etableret allerede i 1917 af Hedeselskabet, og flere af disse har siden været i uafbrudt drift. Yderligere hydrometri stationer blev etableret i årene frem til 1940. Nærværende statistiske analyse anvender historiske afstrømningsdata frem til og med 2001 fra 18 af disse stationer placeret over hele landet. I tabel 1 er givet en karakteristik af målestationerne og størrelsen af det tilhørende opland.

Tabel 1 Karakteristik af de vandløbsstationer, som er omfatter af de statistiske analyser af udviklingstendenser. Bemærk at gennemsnitsafstrømningen er beregnet for hele måleperioden. Opgørelse over vandindvinding er baseret på 50 underområder for DK-modellen (Henriksen og Sonnenborg, 2003). Data for vandindvinding er for 2000, hvor andelen fra markvanding er korrigeret til fuld udnyttelse af tilladelserne. Tallene for de midt- og vestjyske oplande er derfor sandsynligvis noget over middel.

| DMU Nr | Navn, Lokalitet | AMT | Start | Oplandsareal (km ²) | Afstrømning mm | Vandindvinding mm |
|-----------|------------------------------|------|-------|------------------------------------|-------------------|----------------------|
| 30003 | UGGERBY Å, ASTEDBRO | NJY | 1917 | 153 | 312 | 21 |
| 70003 | LINDHOLM Å, ELKÆR BRO | NJY | 1918 | 106 | 275 | 13 |
| 110016 | ÅRUP Å, ÅRUP | VIB | 1936 | 105 | 401 | 10 |
| 140022 | LINDENBORG Å, LINDENBORG BRO | NJY | 1925 | 214 | 344 | 10 |
| 210084 | GUDEN Å, TVILUMBRO | ÅRH | 1917 | 1282 | 396 | 17 |
| 210085 | GUDEN Å, ÅSTEDBRO | VEJ | 1917 | 184 | 436 | 17 |
| 250082 | SKJERN Å, ALERGÅRD | RKJ | 1920 | 1055 | 439 | 54 |
| 260082 | ÅRHUS Å, VED SKIBBY | ÅRH | 1919 | 119 | 265 | 42 |
| 380024 | RIBE Å, V. STAVNAGER BRO | RIB | 1933 | 675 | 401 | 31 |
| 400024 | BREDE Å, BREDEBRO | SJY | 1922 | 290 | 385 | 25 |
| 450004 | ODENSE Å, NØRRE BROBY | FYN | 1917 | 302 | 297 | 8 |
| 460030 | BRENDE Å, ÅRUP | FYN | 1918 | 71 | 265 | 7 |
| 550018 | ÅMOSE Å, BROMØLLE | V SJ | 1920 | 292 | 199 | 6 |
| 560006 | HARRESTED Å, KRAMSVADGÅRD | V SJ | 1921 | 16 | 186 | 9 |
| 560007 | TUDE Å, ØRSLEV | V SJ | 1932 | 148 | 186 | 9 |
| 570049 | SALTØ Å, GRØNBRO | V SJ | 1918 | 64 | 208 | 9 |
| 570058 | SUSÅ, S.F.HOLLØSE BRO | SST | 1934 | 763 | 234 | 10 |
| 590006 | TRYGGEVÆLDE Å, V. LL. LINDE | ROS | 1917 | 129 | 215 | 9 |

Figur 1. Kort der viser placeringen af de 18 vandløbsstationer og de 5 klimastationer hvorfra data er anvendt til den statistiske analyse af udviklingstendenser.



Registrering af meteorologiske data går tilbage til 1874 og er frem til nu blevet foretaget af Danmarks Meteorologiske Institut. Analysen af udviklingstendenser i nedbøren baseres på observationer fra perioden 1917 til 2000. Danmarks Meteorologiske Institut beregner den gennemsnitlige nedbør for hele Danmark, som gives som månedstaler (Cappelen, 2002). Det er disse beregnede data, som er anvendt til analysen af udviklingstendenser i nedbøren på landsplan. Regionale analyser af nedbørsmængderne over tid er baseret på nedbørsmængder på døgnniveau for 5 klimastationer (Laursen *et al.*, 2001). Figur 1 viser de 5 klimastationers geografiske placering. For klimastationen ved Broderup i Sønderjylland forefindes nedbørsdata først fra 1920. For klimastationerne ved Broderup og på Landbohøjskolen har det været nødvendigt at supplere med nedbørsdata fra nærliggende stationer for at opnå data helt frem til år 2000 (Laursen *et al.*, 2001).

Metode

Den statistiske analyse af udviklingstendenser i nedbør og vandafstrømning er overordnet set gennemført for to typer af tidsserier. Der er analyseret tidsserier af data som dels repræsenterer årsværdier og af data som repræsenterer værdier for de 12 forskellige kalendermå-

neder. Månedstidsserierne anvendes til at undersøge sæsonmæssige forskelligheder i eventuelle udviklingstendenser. For afstrømningsdata er der således gennemført analyser for årsmiddel, årsmaksimum samt årsminimum afstrømning beregnet for hver station. Desuden er middel-, maksimum- og minimumsværdi for afstrømninger i en given kalendermåned og et givet år ligeledes analyseret for hver station. Afstrømningen er angivet i $l\ s^{-1}\ km^2$ således at sammenligninger er mulige mellem de forskellige stationer. Omsætning fra $l\ s^{-1}\ km^2$ til mm foretages ved i et år med 365 dage at gange med faktoren 31,56.

For nedbørsdata er tidsserien af den gennemsnitlige årlige nedbør analyseret på landsplan og ligeledes er den årlige nedbørsmængde for hver af de 5 klimastationer analyseret. Endvidere er tidsserier af den gennemsnitlige månedsnedbør på landsplan sammen med nedbørsmængder for måneder på klimastationerne analyseret. Alle tidsserier med nedbørsdata er angivet i enheden mm.

Den statistiske metode som er anvendt til at teste for udviklingstendenser (trends) i tidsserierne med årlige eller månedsværdier er en ikke-parametrisk test. Testen er kendt under navnet Kendall's trend test (Hirsch *et al.*, 1982) og er baseret på Kendall's tau (Kendall, 1975). Denne trend metode tester om udviklingen i tidsserien kan beskrives ved en monoton trend. Monoton udvikling er en mere generel hypotese end f.eks. lineær udviklingstendens. Under antagelse af en lineær trend har vi beregnet et estimat for den årlige ændring (hældningsestimatet) ved anvendelse af estimatoren beskrevet i Theil (1950) og i Sen (1968).

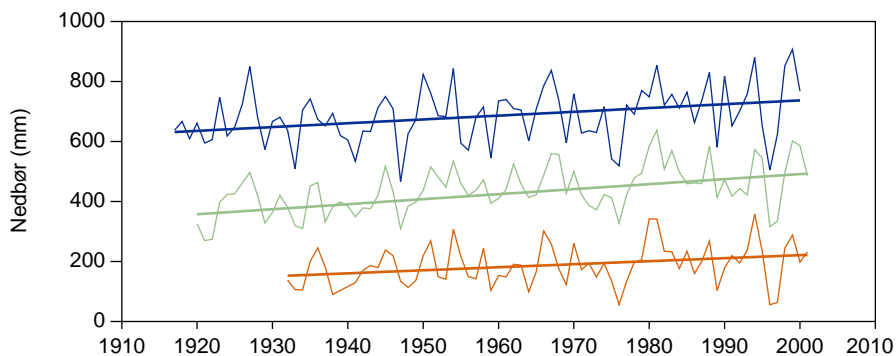
Resultater

Ændringer i nedbør

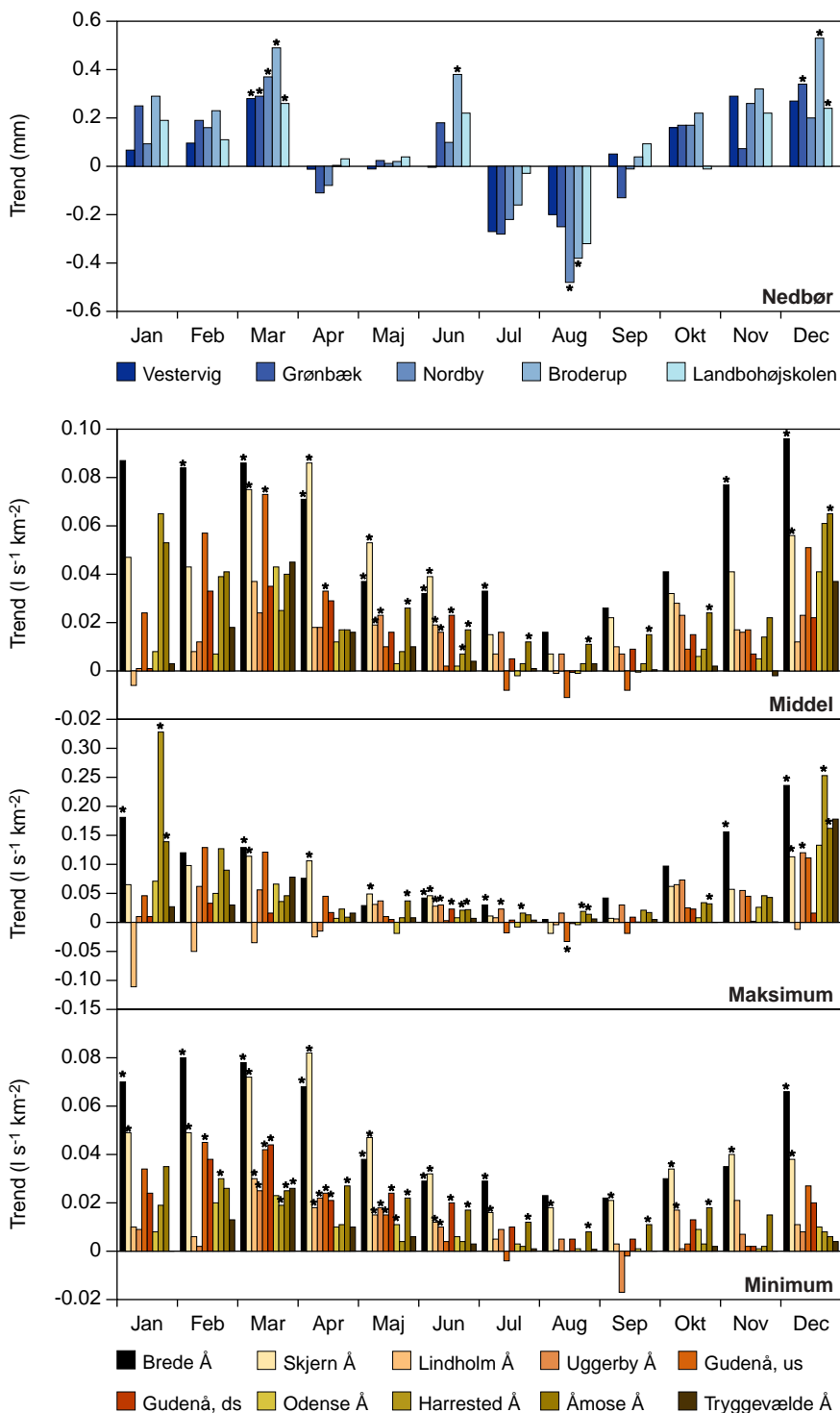
Tidsserien af den gennemsnitlige årlige nedbør i Danmark siden 1917 og frem til 2000 er vist i figur 2. Der har været en jævn stigende udviklingstendens i den analyserede periode, og selvom der har været store variationer fra år til år, så er udviklingstendensen signifikant med en *P*-værdi på 0,3 %. Den årlige ændring i nedbøren er estimeret til 1,3 mm, og dette svarer til 109 mm i perioden 1917 til 2000.

For at belyse udviklingen i nedbøren mere lokalt i Danmark har vi ligeledes analyseret årlige og månedlige tidsserier for de 5 klimastationer. De årlige nedbørstidsserier viser alle en stigning, hvoraf 2 er signifikant på 5 %-niveau (Broderup og Landbohøjskolen) og Grønbæk klimastationen er signifikant på et 10 %-niveau. De to klimastationer som ikke har en signifikant stigning er de to stationer placeret ved vestkysten af Danmark. Nedbøren ved klimastationen ved Broderup stiger med 3 mm pr. år, svarende til 255 mm for perioden fra 1917 til 2000. Nedbøren ved klimastationerne placeret ved Landbohøjskolen og Grønbæk stiger henholdsvis 0,95 og 0,94 mm pr. år, svarende til henholdsvis 80 og 79 mm i perioden 1917-2000.

Figur 2. Tidsserie med årlig gennemsnitsnedbør for Danmark i perioden 1917 til 2000 (øverst), tidsserier med den årlige middelafløbstrømning i Skjern Å (midte) og i Tude Å (nederst). Den estimerede årlige ændring er indtegnet som en ret linie for hver tidsserie.



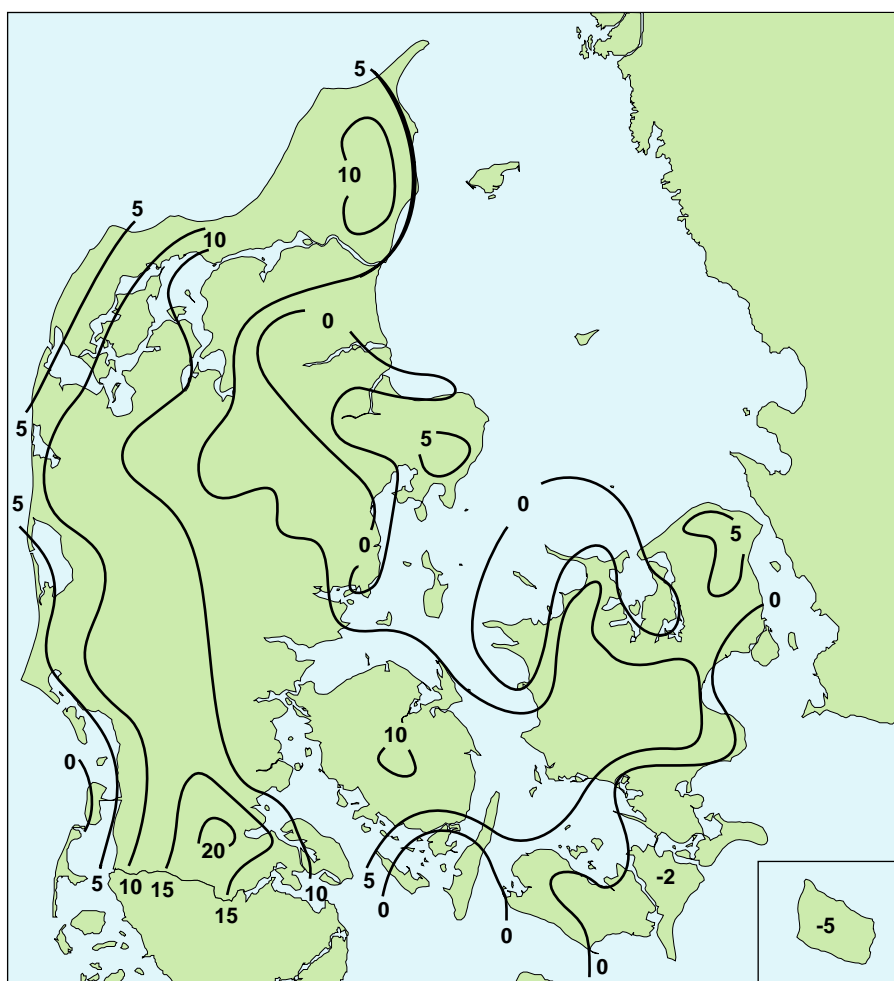
Figur 3. Øverst: Ændringer i månedsnedbøren ved de fem klimastationer i perioden 1917-2000. Nederst: Årlig ændring i den månedlige middel-, maksimums- og minimums-afstrømning for 10 af de 18 analyserede vandløbsstationer. Statistisk signifikante ændringer ($P < 5\%$) er vist med en stjerne over/under søjlerne i figuren. Omsætning fra $l\ s^{-1}\ km^{-2}$ til mm foretages ved at gange med faktoren $0,0865 \cdot \text{antal dage i måneden}$.



På landsplan er den signifikante stigning ($P=0,3\%$) i nedbøren i marts måned 0,31 mm pr. år og i december måned lig 0,29 mm, hvilket ligeledes er signifikant ($P=2,4\%$). Nedbøren i august måned er faldet signifikant ($P=4,2\%$) med 0,30 mm pr. år.

Analysen af månedsnedbøren for hver af de 5 klimastationer viser, at der er store forskelle i ændringer gennem året (se øverst i figur 3). Marts og december måneder har de største og mest signifikante stigninger i nedbør, mens august måned udviser et signifikant fald i nedbør. Figur 3 viser tydeligt den sæsonmæssige forskel i udviklingen i nedbøren. Danmark har fået mere nedbør i halvåret fra oktober til marts og mindre i det andet halvår. Det betyder vådere vintre og mere tørre somre. En undtagelse er juni måned, som har stigende nedbørsmængder (signifikant for Broderup i Sønderjylland). Så nedbøren er steget i den periode af året, hvor fordampningen er mindst, og dermed er der et stort nedbørsoverskud hvoraf det meste med tiden bliver til overfladisk afstrømning i vandløb. Helt de samme tendenser ses, når man analyserer den gennemsnitlige landsnedbør på månedsniveau.

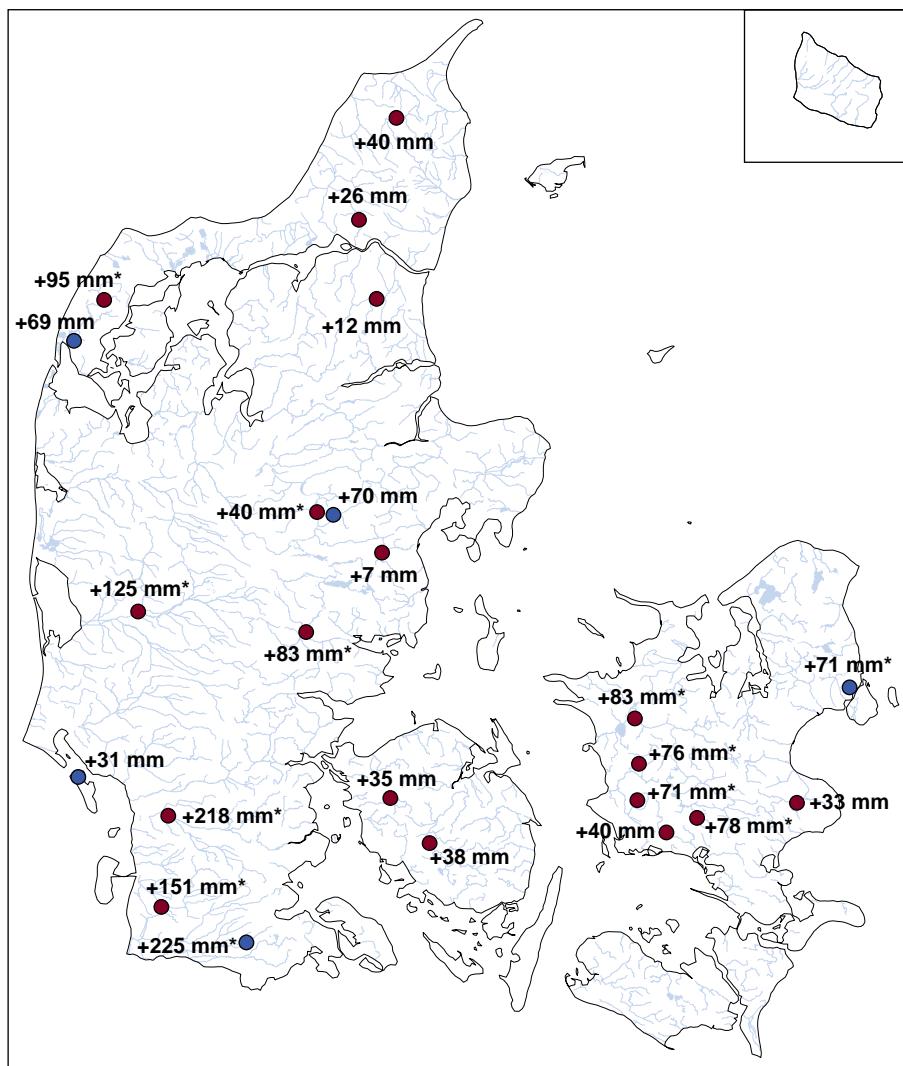
At nedbøren er steget i Danmark er også påvist ved en sammenligning udført af Danmarks Meteorologiske Institut (Cappelen, 1992) af den gennemsnitlige årsnedbør i perioden 1931-1960 med 1961-1990 (figur 4). Ændringerne i nedbøren over de to 30 års normalperioder viser en vest-øst gradient med de største stigninger i den sydvestlige del af Jylland.



Figur 4 Ændringer i den gennemsnit årsnedbør over to 30 års normalperioder 1931-1960 til 1961-1990 i Danmark (omtegnet fra Cappelen (1992)).

Ændringer i vandafstrømningen i vandløb

Den årlige middelfafstrømning i de danske vandløb er steget ved alle de analyserede stationer (figur 3 viser tidsserien for to stationer). Stigningen er signifikant på et 5 %-niveau ved 10 ud af de 18 analyserede vandløb. Stigningen er størst i de sønderjyske vandløb, der afvander til Vadehavet, og mindre i vandløb nord og øst herfor (figur 5). Dette mønster passer godt overens med de konstaterede forskelle i ændringen af nedbøren i Danmark (figur 4).



Figur 5 Stigningen i årlige afstrømning og årlig nedbør beregnet over en 75 års periode ved de 18 vandløbsstationer (omregnet til mm) og de 5 klimastationer. Statistisk signifikante ændringer ($P < 5\%$) er vist med en stjerne efter tallene i figuren.

I enkelte vandløb som Århus Å vest for Århus afviger ændringerne i afstrømningen sig fra det generelle mønster i regionen. Det kan skyldes, at der i den undersøgte periode er sket en stigning i vandindvindingen i oplandet, eller at der er sket store ændringer i afvandingsforhold i oplandet (udbygning af befæstede arealer eller detailafvandinger til landbrugsformål). Et eksempel på betydningen af vandindvinding til drikkevand er oplandet til Århus Å, hvor der kun er konstateret ændring i afstrømningen på 7 mm i løbet af de sidste 75 år. I oplandet til Århus Å findes en stor del af kildepladserne til drikkevandsforsyningen til Århus by. Vandindvindingen fra oplandet sva-

rer i dag til 42 mm i afstrømning pr. år (tabel 1). Hvis de 42 mm i vandindvinding lægges til de 7 mm i stigning i afstrømning, får man en total stigning i afstrømning på 49 mm, som meget nøje svarer til ændringen i Gudenåen ved Tvillum (figur 5). Analyser af effekter af vandindvinding samt ændret arealanvendelse kræver flere informationer om forholdene i de enkelte vandløbsoplande.

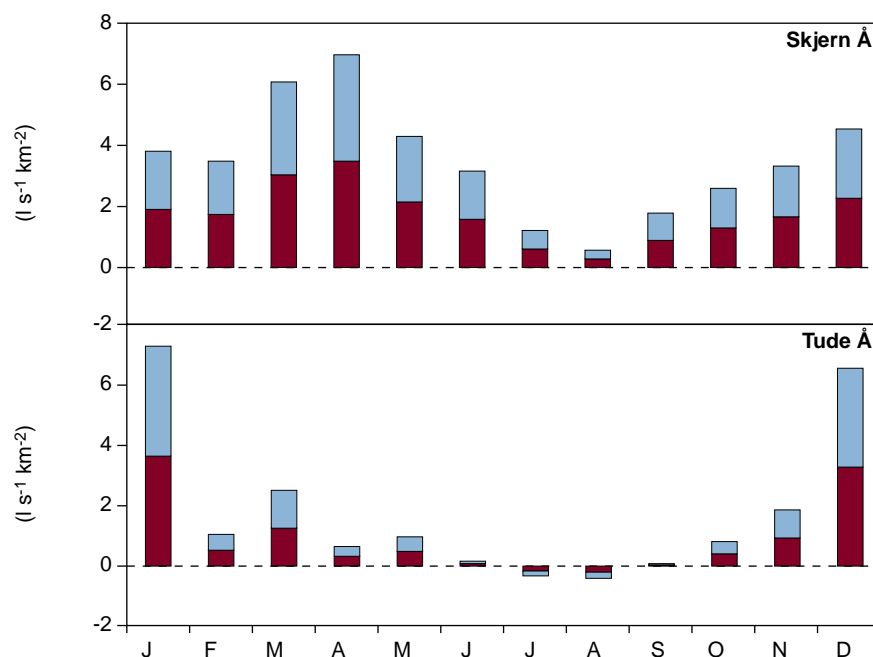
Analyserne af månedsmiddel, månedsmaksimum og månedminimum afstrømning på 10 af de hydrometriske stationer viser også et tydeligt sæsonforløb af de konstaterede udviklinger i afstrømning (figur 3). De største stigninger i den gennemsnitlige månedafstrømning ses i vinterhalvåret. Afstrømningen er i mange vandløb steget signifikant (5 %-niveau) i forårs månederne (april-juni), formentlig på grund af den større grundvandsdannelse i vinterperioden, som tømmes ud gennem forår og sommer. Stigningen er mindst i sommermånederne juli og august hvor der i enkelte vandløb endog kan konstateres et fald i afstrømning.

Minimums- og maksimumafstrømningen er også blevet analyseret måned for måned. I figur 3 er resultaterne vist for 10 af de undersøgte vandløb. Generelt er både maksimums- og minimumsafstrømningen steget. Det betyder, at sandsynligheden for at få oversvømmelser i vinterhalvåret, er blevet større igennem den analyserede periode. Og på trods af at nedbøren i sommermånederne generelt er faldet, ser man i de fleste ikke en effekt på minimumsafstrømningen i de tilsvarende måneder. Det skyldes formentlig den buffervirkning i form af øget grundvandsdannelse, der bygges op i vinterhalvåret og tømmes ud hen over sommeren.

Nuværende og fremtidige effekter af ændringer i afstrømning

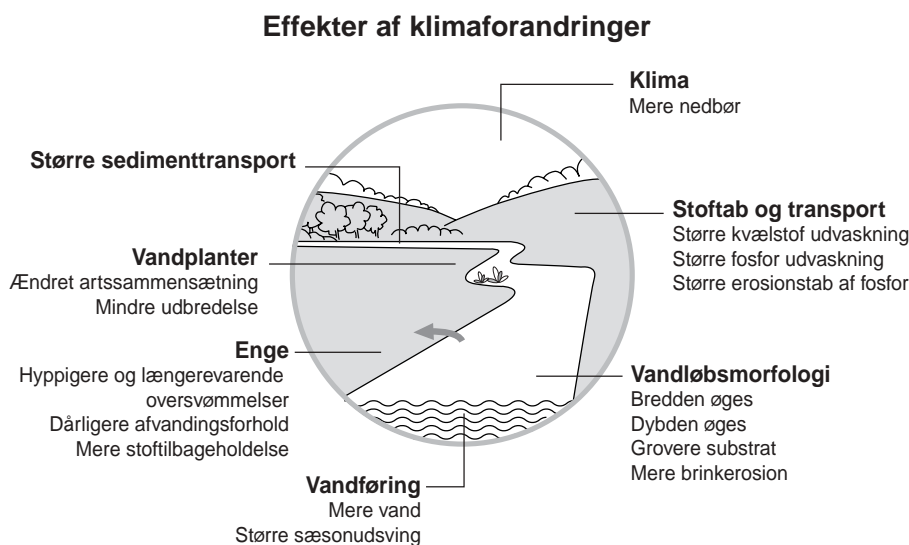
I figur 6 er konsekvenserne af de sidste 80 års ændringer for den gennemsnitlige månedafstrømning vist for henholdsvis et vestjysk vandløb (Skjern Å) og et vandløb på Sjælland (Tude Å). I figuren er der også lavet en fremskrivning af udviklingen i de næste 80 år ud fra de konstaterede historiske ændringer. Afstrømningens sæsonforløb ændres betydeligt i begge eksempler. Afstrømningen er i de sidste 80 år steget meget i efterårs-, vinter- og de tidlige forårs måneder i begge vandløb. Denne tendens fortsætter og forstærkes i de kommende 80 år hvis stigningstakten fortsætter uforandret.

I det vestjyske vandløb er der en stigning i afstrømningen i alle årets måneder. Derimod bliver den gennemsnitlige månedafstrømning mindre i sommermånederne i Tude Å eksemplet fra Sjælland. Faldende afstrømning i sommermånederne kan have store konsekvenser for de økologiske forhold i vandløb med hyppigere udtøringer af vandløb. En sådan udvikling har også konsekvenser for f.eks. indvindingen af drikkevand idet denne skal ske under hensyntagen til påvirkningen af de økologiske forhold i vandløb. Afstrømningens rytme i de sønderjyske vandløb og især i vandløb på Sjælland har og vil udvikle sig hen mod et mere svingende regime, som kan få mange både økologiske og afvandingsmæssige konsekvenser.



Figur 6 Ændringen i den gennemsnit månedsafstrømning for Skjern Å (øverst) og Tude Å (nederst). De sidste 80 års ændringer er vist som nederste halvdel af søjlerne og en fremskrivning for udviklingen i de næste 80 år ud fra de konstaterede historiske ændringer er vist som hele søjlen. Nul-linien svarer til afstrømning i 1920.

Udviklingen i afstrømningen i de danske vandløb igennem forrige århundrede passer med de klimaprognoser, der er forudset for det danske område i dette århundrede (Fenger og Frich, 2002). De fleste prognoser forudsiger både en temperaturstigning og en nedbørsstigning. Hvis prognoserne bliver til virkelighed, vil der ske en fortsat stigning i afstrømningen i de danske vandløb også i dette århundrede (Lundager Jensen og Høyby, 1992). Spørgsmålet er, hvad disse ændringer vil betyde i forhold til vandmiljøets tilstand og anvendelsen af de vandløbsnære arealer. I figur 7 er effekterne af klimaforandringer vist i skematisk form med udgangspunkt i den nuværende forvaltningspraksis omkring vandløb og den nuværende anvendelse af arealerne.



Figur 7 Effekter af en stigning i nedbør på økologiske forhold i og omkring vandløb.

Som det ses af figuren, har klimaet stor indflydelse på de økologiske forhold i og omkring vandløb. De først registrerbare effekter er ændringer i vandets mængde og rytme, som det også i denne artikel er påvist allerede, er sket i det forrige århundrede. Samtidig vil der ske ændringer i stoftab til vandløb, vandløbets dimensioner vil ændres, sedimenttransporten i vandløb vil stige og afvandingen af engene vil blive forringet. Det er effekter, som det vil kræve lange tidsserier af indsamlede data for at påvise. En anden mulighed er ved hjælp af mere eller mindre avancerede modeller og/eller kontrollerede eksperimenter at prøve at forudsige effekterne af klimaforandringer i naturen. Det er nogle af de ting, som der arbejdes videre med i CONWOY projektet.

Konklusion

Resultaterne af den statistiske analyse af afstrømningen i danske vandløb viser, at der igennem det forrige århundrede er sket en stigning i den årlige afstrømning, der er testet til at være statistisk signifikant ($P < 0,05$) i 10 ud af de 18 undersøgte vandløb. Stigningen er størst i de sønderjyske vandløb, der løber til Vadehavet, og mindre markant i vandløb i andre regioner af Danmark. Den konstaterede stigning i afstrømning kan forklares af en stigning i årsnedbøren i Danmark i den undersøgte periode. Det udelukker dog ikke, at større ændringer i arealanvendelse og vandindvinding i oplandet selvfølgelig også har påvirket resultaterne omend i mindre udpræget grad end det ændrede klima.

Stigningen i afstrømning er størst i vinterperioden, hvilket også er tilfældet for nedbøren. I sommermånederne er der i enkelte vandløb konstateret et fald i afstrømningen, primært i månederne juli-september, som også modsvares af et fald i nedbøren i de samme måneder.

Igennem de seneste 100 år er jordens gennemsnitstemperatur steget knapt 0.6 grader (Fenger & Frich, 2002). Stigningen i temperatur ledsages i nogle områder af forøget nedbør, ligesom det er konstateret ved analyse af data fra danske klimastationer i denne artikel. Opvarmningen er sket i en periode, hvor udledningen af kuldioxid og andre drivhusgasser til atmosfæren er øget kraftigt som følge af afbrænding af kul og olie. Spørgsmålet er om observerede ændringer er de første tegn på menneskeskabte ændringer eller om det skyldes naturlige klimaudsving. Klimaet har nemlig udvist meget store variationer i både historisk og geologiske tidsrum (Mikkelsen, 1992). Det store og endnu ubesvarede spørgsmål er om den menneskeskabte drivhuseffekt forstærker de naturlige udsving i klimaet. Sikker er det dog at der er sket store ændringer i nedbør og afstrømning i Danmark gennem de sidste 85 år. Ændringer i nedbør og afstrømning, som dem vi har dokumenteret, vil, hvis de fortsætter, få store konsekvenser for afvandingstilstanden i ådale, stofudvaskning og -tab og de økologiske forhold i vandløb, søer og fjorde. Dermed får de også betydning for opnåelsen af en god økologisk kvalitet i vore vandområder som krævet i EU's Vandrammedirektiv.

Referencer

- Cappelen, J. (1992): Danmarks klima 1992. Danmarks Meteorologiske Institut.
- Cappelen, J. (2002) Yearly Temperature, Precipitation, Hours of Bright Sunshine and Cloud Cover for Denmark; 1873-2001. Technical Report 02-07. Danish Meteorological Institute.
- Christensen, J. H. og Christensen, O. B. (2003) Severe summertime flooding in Europe. *Nature*, **421**, p. 805.
- Fenger, J. og Frich, P. (2002): Dansk tilpasning til et ændret klima. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU 401 (elektronisk): 38 s.
- Henriksen, H. J. og Sonnenborg, A. (eds.) (2003) Ferskvandets kredsløb. NOVA 2003 Temarapport. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse, GEUS.
- Hirsch, R. M., Slack, J. R. og Smith, R. A. (1982): Techniques of Trend Analysis for Monthly Water Quality Data. *Water Resources Research* **18**(1), 107-121.
- Kendall, M. G. (1975) Rank Correlation Methods. Charles Griffin, London.
- Laursen, E. V., Larsen, J., Rajakumar, K., Cappelen, J. og Schmidt, T. (2001) Observed Daily Precipitation, Temperature and Cloud Cover from Seven Danish Sites, 1874-2000. Technical Report 01-10. Danish Meteorological Institute.
- Lundager Jensen, J. og Høybye, J. (1992) Afstrømning i vandløb. I Drivhuseffekt og Klimaændringer – hvad kan det betyde for Danmark. Miljøministeriet.
- Mikkelsen, N. (1992) Klimavariationer i fortiden. I Drivhuseffekt og Klimaændringer – hvad kan det betyde for Danmark. Miljøministeriet.
- Sen, P. K. (1968) Estimates of the Regression Coefficient Based on Kendall's Tau. *Journal of the American Statistical Association*, **63**, 1379-1389.
- Theil, H. (1950) A Rank-Invariant Method of Linear and Polynomial Regression Analysis, I-III. *Proc. Kon. Ned. Akad. v. Wetensch. A.*, **53**, 386-392, 521-525, 1397-1412.
- Thomsen, R. (1993) Future Droughts, Water Shortages in Parts of Western Europe. *Eos, Transaction, American Geophysical Union*, **74**, 161-165.

Udvikling af empiriske fosformodeller

Hans Estrup Andersen, Søren Erik Larsen og Brian Kronvang

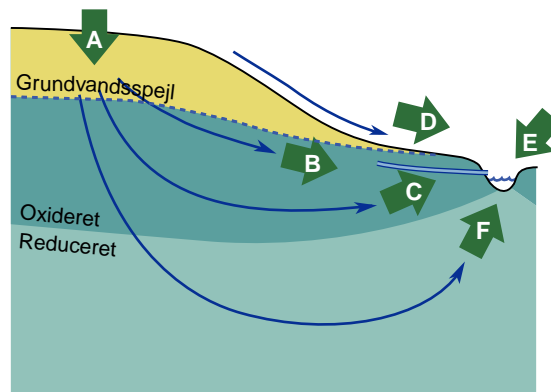
Dette kapitel, som omhandler modeludvikling og -validering på data fra intensivstationerne i NOVA 2003, indgår i forberedelserne til en kommende Vandmiljøplan III og vil også blive publiceret i rapporten Odense Fjord – scenarier for reduktion af næringsstoffer af Nielsen *et al.* (in press).

Datagrundlag

Fosfor tilført jorden bindes normalt hårdt, og der vil til enhver tid kun være en meget lille mængde uorganisk fosfor opløst i jordvæsken, hvorfra den er tilgængelig for planteoptag eller udvaskning. Jordens bindingskapacitet for fosfor er dog ikke uendeligt stor. Derfor kan der ved akkumulering i jorden som følge af en nettotilførsel af fosfor ske en forskydning af ligevægten mellem bundet og opløst fosfor. Herved kan koncentrationen af opløst fosfor i jordvæsken nå op på et niveau, der er kritisk for vandmiljøet (for en uddybende beskrivelse henvises til Rubæk *et al.*, 2003). Set i et længere tidsperspektiv vil en fortsat nettotilførsel af fosfor resultere i en større mætningsgrad af jordens bindingskompleks. Herefter vil fosfor i stigende grad transporteres med infiltrerende regnvand. I modsætning til kvælstof, som generelt udvaskes til grundvand og overfladevand fra hele landbrugsfladen afhængigt af nettoinput af kvælstof, samt klima og dyrkningspraksis i øvrigt, er der for fosfor flere betydende transportveje (figur 1): (1) udvaskning af opløst fosfor til dræn og øvre grundvand, hvorfra det kan transporteres til overfladevand, (2) overfladisk afstrømning af opløst fosfor, (3) nedvaskning af partikelbundet fosfor gennem makroporer til dræn og øvre grundvand, hvorfra det kan transporteres til overfladevand, (4) transport af partikelbundet fosfor med vanderosion, (5) transport af partikelbundet fosfor med vinderosion, (6) brinkerosion og (7) tilførsel af naturligt forekommende fosfor med reduceret grundvand, der har været i kontakt med gamle, marine aflejringer. Måling såvel som modellering af fosfortab udgør derfor en stor udfordring.

Under danske forhold er fosfortab fra landbrugsjorde undersøgt under forskellige betingelser i rumligt begrænsede og velbeskrevne systemer som lysimeter-, plot- og markforsøg (Rubæk *et al.*, 2003). Herved er det søgt at isolere betydningen af enkelte transportveje med henblik på øget procesforståelse. En supplerende metode er måling af tabet af fosfor fra hele vandløbsoplande. Oplandstabet af fosfor integrerer betydningen af alle aktive transportveje og deres forbindelse til fosforkilder i oplandet i een værdi. Ved at analysere oplandstabet ved hjælp af en række oplandsbeskrivende karakteristika kan parametre, der har betydning for tabet af fosfor, afdækkes.

Figur 1 Fosfor kan transporteres til overfladevand ad flere veje. Noget fosfor opløses og kan sive med regnvand ned til grundvandet (A) og videre til dræn (B) og vandløb (C). Andet fosfor sætter sig på fine jordpartikler, som via sprækker og store porer i jorden nedvaskes til dræn og herfra transporteres til vandløb og søer. Fosfor bundet til jordpartikler kan også skylle eller blæse fra markerne ud i vandmiljøet i perioder med heftig regn, snesmeltning eller kraftig blæst (D). Derudover kan fosfor bundet til jorden på vandløbsbrinken eller i bunden af vandløbene blive frigjort og transporteret videre (E). Endelig er der i nogle områder lokale forekomster af fosfor i dybe jordlag. Dette fosfor kan frigives til grundvandet og derved transporteres til vandmiljøet (F).



Oplandstabet af fosfor beregnes normalt på grundlag af stikprøvebestemmelser (1-2 gange pr. måned) af fosforkoncentrationen i vandløbsvandet, der forlader oplandet. Ved stikprøvebestemmelse er der en risiko for at underestimere fosfortransporten, specielt i mindre vandløb (Bøgestrand, 2000). Det er især transporten af partikulært bundet fosfor, der hovedsageligt er knyttet til kraftige, kortvarige afstrømningshændelser, der kan underestimeres. Der findes imidlertid 24 NOVA oplande, hvor der udføres automatisk, tilnærmet kontinuert prøvetagning – såkaldt intensiv prøvetagning. For disse oplande vil det beregnede fosfortab være meget tæt på det 'sande' tab. For en del af oplandene har prøvetagningen været udført med denne metode siden 1994. De 24 oplande ligger spredt i landet (figur 2), hvorved den klimatiske gradient samt variationen i jordbundsforhold og dyrkningspraksis er dækket. Oplandene er overvejende små, de er domineret af landbrug og har ingen eller små punktkilder. Til beskrivelse af oplandene er der samlet en lang række data omfattende landbrugsdrift og arealanvendelse, såvel som naturgivne forhold, tabel 1. Disse datasæt med samhørende information om oplandskarakteristika og fosfortab udgør det absolut bedste grundlag for en analyse af årsagerne til fosfortab i vandløbsoplande. I dette kapitel er datasættene analyseret med multipel regressionsanalyse udført særskilt på henholdsvis total-fosfor, opløst uorganisk fosfor og partikelbundet fosfor. Analyserne er udført på både fosfortab og vandføringsvægtede fosforkoncentrationer.

Figur 2 Placering af de 24 NOVA-oplande, hvor der anvendes intensiv prøvetagningsstrategi.



Table 1 Udsnit af data for de 24 NOVA-oplande med intensiv prøvetagning. Da stationerne har fungeret i perioder af forskellig længde er der vist værdier for 2000. Sand: procentdel af topjorden, der er sandet. Leret underjord: procentdel lerjord i 1 m. Dyrkningsgrad: procentdel af det samlede areal, der er dyrket. P i husdyrgødning: fosfor tilført med husdyrgødning som gennemsnit for hele oplandsarealet. Punktkilder: fosfor tilført fra punktkilder i oplandet. Afstrømning: den samlede afstrømning målt i vandløbet ved udløbet af oplandet. Baseflow index: andelen af relativt langsomt tilstrømmende grundvand ud af den samlede afstrømning. Beregnet ved BFI-metoden (Institute of Hydrology, 1993). Partikulært-P: procentdel af det samlede fosfortab, der sker i form af partikulært bundet fosfor. Oplandstab: det samlede tab af fosfor fra oplandet.

| Station | Amt | Areal km ² | Sand % | Leret underjord % | Dyrknings- grad % | P i husdyr- gødning kg P ha ⁻¹ | Punktkilder kg P ha ⁻¹ | Afstrømning mm år ⁻¹ | Baseflow index | Partikulært-P % | Oplandstab kg P ha ⁻¹ |
|---------|---------------|--------------------------|-----------|-------------------------|-------------------------|-------------------------------------------------|--------------------------------------|------------------------------------|-------------------|--------------------|-------------------------------------|
| 130011 | Nordjylland | 11.4 | 89 | 0 | 83 | 20.6 | 0 | 289 | 0.80 | 69 | 0.52 |
| 160030 | Viborg | 11.3 | 62 | 100 | 82 | 20.7 | 0 | 222 | 0.58 | 83 | 0.77 |
| 210072 | Aarhus | 3.9 | 17 | 100 | 86 | 19.7 | 0 | 185 | 0.60 | 85 | 0.23 |
| 210752 | Aarhus | 5.5 | 21 | 92 | 68 | 16.0 | 0.004 | 277 | 0.69 | 53 | 0.27 |
| 210759 | Aarhus | 10.6 | 18 | 94 | 81 | 25.5 | 0.012 | 252 | 0.66 | 58 | 0.32 |
| 210803 | Viborg | 10.6 | 6 | 82 | 83 | 15.0 | 0 | 271 | 0.56 | 60 | 0.32 |
| 210872 | Vejle | 22.0 | 17 | 91 | 84 | 26.5 | 0 | 359 | 0.64 | 68 | 0.74 |
| 220043 | Ringkøbing | 19.0 | 26 | 78 | 81 | 20.2 | 0.002 | 303 | 0.45 | 75 | 0.94 |
| 350011 | Ribe | 6.6 | 99 | 0 | 77 | 15.2 | 0 | 492 | 0.83 | 65 | 0.55 |
| 360012 | Ribe | 9.5 | 36 | 71 | 84 | 14.9 | 0.017 | 510 | 0.86 | 62 | 0.70 |
| 360030 | Vejle | 3.7 | 23 | 72 | | 12.0 | 0 | 360 | 0.68 | 43 | 0.35 |
| 380020 | Vejl/Sjyl | 10.8 | 30 | 94 | 81 | 20.6 | 0.042 | 425 | 0.67 | 68 | 0.46 |
| 420012 | Sønderjylland | 7.8 | 86 | 21 | 85 | 22.2 | 0.005 | 482 | 0.86 | 86 | 0.41 |
| 470001 | Fyn | 57.8 | 33 | 72 | 65 | 9.8 | 0.040 | 296 | 0.75 | 48 | 0.32 |
| 470033 | Fyn | 4.4 | 0 | 100 | 85 | 31.7 | 0 | 252 | 0.61 | 41 | 0.45 |
| 480011 | Frederiksborg | 8.9 | 90 | 13 | 65 | 0.8 | 0.001 | 93 | 0.70 | 66 | 0.17 |
| 520033 | Frederiksborg | 5.4 | 78 | 31 | 86 | 6.3 | 0.002 | 104 | 0.78 | 76 | 0.25 |
| 520199 | Roskilde/Kbh | 27.0 | 26 | 94 | 76 | 1.2 | 0.112 | 122 | 0.55 | 84 | 0.21 |
| 570044 | Vestsjælland | 15.2 | 13 | 100 | 75 | 5.5 | 0.091 | 209 | 0.58 | 43 | 0.22 |
| 570063 | Vestsjælland | 12.3 | 16 | 99 | 75 | 11.8 | 0 | 226 | 0.79 | 71 | 0.43 |
| 580019 | Vestsj/Rosk | 4.3 | 27 | 100 | 48 | 3.1 | 0 | 180 | 0.51 | 63 | 0.16 |
| 620014 | Storstrøm | 9.9 | 12 | 95 | 60 | 2.9 | 0 | 120 | 0.75 | 66 | 0.15 |
| 620022 | Storstrøm | 15.4 | 0 | 100 | 71 | 5.7 | 0.006 | 171 | 0.61 | 62 | 0.20 |
| 660014 | Bornholm | 41.9 | 28 | | 79 | 17.7 | 0.008 | 188 | 0.69 | 45 | 0.19 |

Multipel regressionsanalyse

Ved den intensive prøvetagning analyseres prøverne kun for total-fosfor. Opløst fosfor bestemmes på stikprøver udtaget cirka ugentligt. Det er imidlertid påvist for små oplande (Kronvang og Bruhn, 1996), at for opløst fosfor er underestimeringen ved en transportberegning baseret på stikprøver kun ca. 7 %. Total fosfor og opløst fosfor (transporter og vandføringsvægtede årskoncentrationer) betragtes derfor som værende bestemt med samme sikkerhed. Partikelbundet fosfor kan dermed beregnes som differencen mellem total-fosfor og opløst fosfor.

Table 2 indeholder en oversigt over de oplandskarakteristika, der har indgået i analyserne. Indledningsvis er interkorrelation mellem de forklarende parametre undersøgt. I grupper af stærkt interkorrelerede parametre er kun de, der giver den bedste forklaring af transport og koncentration af fosfor, bevaret i de efterfølgende multiple regressionsanalyser.

Der er gennemført multipel regressionsanalyse på årlige transporter såvel som på årlige vandføringsvægtede koncentrationer. Der er benyttet data fra de enkelte stationers start og frem til og med 2000. Punktkildebidraget er fratrukket transporterne. Herved er også koncentrationerne korrigeret for punktkilder, idet vandføringsvægtet koncentration beregnes som transport divideret med afstrømning. Sammensætningen af fosfor fra punktkilder er antaget at være 20 % opløst fosfor og 80 % partikulært bundet fosfor (baseret på data for 94 % af vandmængden fra samtlige rensningsanlæg, der indgår i Miljøstyrelsens opgørelser over punktkilder (Karin Laursen, Miljøstyrelsen, personlig meddelelse). For både transporter og koncentrationer er analyserne gennemført på henholdsvis total-fosfor, partikulært bundet fosfor og opløst fosfor. Regressionsanalyserne er foretaget ved successivt at fjerne parametre, indtil kun de, der bidrager signifikant (5 %-niveau) til forklaring af transport eller koncentration, resterer. Nedenstående præsenteres de seks modeller, tabel 3 – 8. For hver model angives modellens samlede forklaringsgrad (R^2) og de indgående parametre. Forklaringsgraden udtrykker, hvor meget modellen forklarer af den samlede variation i datamaterialet. Eksempelvis vil en forklaringsgrad på 1 betyde, at modellen vil prediktere værdier, der er fuldstændig sammenfaldende med de observerede værdier. For parametrene er angivet den enkeltparameters forklaringsgrad samt parameterestimatet. I regressionsanalyserne har transporter og koncentrationer, samt afstrømning og flomafstrømning, indgået i logaritmeret form (naturlige logaritmer). Logaritmering foretages for at sikre en normalfordeling af residualerne, idet det således er antaget og efterfølgende kontrolleret, at rådata er log-normalfordelte. Ved brug af modellerne skal der regnes på logaritmeret form, hvorefter den predikterede værdi for transport eller tab tilbage transformeres. Samtidig skal der foretages en justering eller korrektion for at genindføre den oprindelige skævhed i rådata (højreskæv fordeling, hvor gennemsnit er større end median). Justeringsfaktoren, der ganges på den tilbagetransformerede, predikterede værdi, er ligeledes angivet for hver model.

Tabel 2 Oversigt over forklarende parametre, der har indgået i de multiple regressionsanalyser.

| Parameter | Beskrivelse |
|----------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Fosfor fra spredt bebyggelse | kg P ha ⁻¹ |
| Dyrkningsgrad | Dyrkningsgraden i oplandet er bedømt på grundlag af temaet "Arealanvendelse" i Areal Informations Systemet AIS (Nielsen et al., 2000) |
| Andel partikulært bundet fosfor | En stor andel peger på erosion eller makroporetransport af partikler som en vigtig transportvej |
| Total-jern-koncentration | Opløst fosfor kan bindes til jern i vandløbet og dermed henregnes til fraktionen af partikulært bundet fosfor |
| Baseflow index | Opdeler den totale vandføring i en relativt langsomt tilstrømmende del ('baseflow') og en relativt hurtigt tilstrømmende del ('quickflow'). En lav værdi betyder, at vandløbsvandet især består af drænvand/øvre grundvand og evt. overfladisk afstrømmende vand. Den benyttede metode er BFI-metoden (Institute of Hydrology, 1993). |
| Afstrømning | l mm pr. år |
| Flomafstrømning | Quickflow i mm pr. år |
| Dræningsintensitet | Den samlede vandløbslængde i forhold til oplandsarealet |
| Vandløbshældning | Betydende for vandets strømhastighed og dermed erosivitet. I promille. |
| Vandløbets sinusitet | Betydende for vandets strømhastighed og dermed erosivitet. I m m ⁻¹ . |
| Brinkhældning | Betydende for brinkerrosion. I grader. |
| Brinkskred | Observationer i feltet efter vinteren 2000/2001 |
| Rilleerosion | do. |
| Sedimentgennembrud af bufferzone langs vandløb | do. |
| Fosforbalance 1993 og 1997 | Balancer for det dyrkede areal beregnet på grundlag af interviewdata |
| Fosfor tilført 1993 og 1997 | Fosfor tilført det dyrkede areal. Baseret på interviewdata |
| DE pr. ha 1993 og 1997 | Beskrivelse af mængden af husdyr. Baseret på interviewdata |
| Husdyrgødning-fosfor – mark | Fosfor tilført med husdyrgødning som gennemsnit for marker, der tildeles husdyrgødning. Kg P ha ⁻¹ . Beregningsmetoden er beskrevet i bilag 5.1 |
| Husdyrgødning-fosfor – opland | Fosfor tilført med husdyrgødning som gennemsnit for hele oplandsarealet. Kg P ha ⁻¹ . Beregningsmetoden er beskrevet i bilag 5.1 |
| Sand | Procentdel af overjorden, der er sandet (FK1 – FK3 i Den landsomfattende Jordklassificering, 1:50,000) |
| Leret underjord | Procentdel af jorden i 1 m, der er klassificeret som leret ud fra GEUS jordartskort |
| Erosionsrisikoindex – KLS >= 40 | Procentdel af det dyrkede areal i en 100 m bred bufferzone langs vandløb, der har erosionsrisiko-index-værdi beregnet efter Kronvang <i>et al.</i> (2003a) på mindst 40 |
| Erosionsrisikoindex – KLS >= 85 | Procentdel af det dyrkede areal i en 100 m bred bufferzone langs vandløb, der har erosionsrisiko-index-værdi beregnet efter Kronvang <i>et al.</i> (2003a) på mindst 85 |
| Eng/mose | Procentdel af oplandsarealet, der er klassificeret som vandløbsnær eng eller mose i Areal-Informations-Systemet. Eng/mose kan virke som en buffer, der forøger afstanden mellem dyrkede marker og vandløb |
| Forhold mellem partikelbundet fosfor og suspenderet stof | Forholdet afspejler, hvor fosforberiget den partikulære afstrømning er og kan måske medvirke til at udpege kilderne til partikelbundet fosfor – under antagelse af højt fosforindhold i partikler fra markfladen og lavere fosforindhold i partikler, der stammer fra erosion af brinkerne. |

Tabel 9 viser korrelationen (Spearman) mellem de forklarende parametre, der indgår i transport- og koncentrationsmodellerne. Værdien af r kan variere mellem -1 og 1 . Jo tættere på $|1|$ jo større korrelation. Korrelationerne mellem parametrene, der indgår i transportmodellerne, er generelt lave. For parametrene i koncentrationsmodellerne er der en vis interkorrelation, især mellem Baseflow index og procentdelen af sandjorde.

Det fremgår af tabel 3 – 5, at forklaringsgraderne for transportmodellerne generelt er høje, og at dette alt overvejende skyldes, at afstrømningen indgår som en forklarende parameter. Afstrømningen indgår i beregning af transporten, hvorved den optræder 'på begge sider af lighedstegnet' i modelleringen. For total-fosfor og partikulær fosfor er det dog ikke den samlede afstrømning, men flomafstrømningen, der indgår. Flomafstrømningen er en mindre og varierende del af den samlede afstrømning, afhængig af oplandskarakteristika som jordbund, geologi, topografi og dræningsomfang. Flomafstrømningens betydning for transporten af partikelbundet fosfor antyder, at overfladisk afstrømning/drænastrømning, samt erosion og brinkerrosion, er vigtige transportveje for denne fosfor-form. Kildebeskrivende parametre som dyrkningsgrad og tildeling af fosfor med husdyrgødning indgår i transportmodellerne (i hhv. modellerne for total- og partikelbundet fosfor og modellen for opløst fosfor), men bidrager kun med en lille del af den samlede forklaring af transporten.

Tabel 3 Model for transport af total-fosfor

| Samlet forklaringsgrad, R ² | 0.80 | p < 0.0001 |
|----------------------------------------|---------------------------------|------------|
| Parametre | Forklaringsgrad, R ² | Estimat |
| Afskæring | | -6.53289 |
| log(Flomafstrømning) | 0.65 | 0.86483 |
| Dyrkningsgrad | 0.06 | 0.01865 |
| Sand | 0.06 | 0.00629 |
| Vandløbshældning | 0.02 | 0.01405 |
| Eng/mose | 0.01 | -0.03833 |
| Justeringsfaktor | 1.06 | |

Tabel 4 Model for transport af partikelbundet fosfor

| Samlet forklaringsgrad, R ² | 0.75 | p < 0.0001 |
|----------------------------------------|---------------------------------|------------|
| Parametre | Forklaringsgrad, R ² | Estimat |
| Afskæring | | -7.66341 |
| log(Flomafstrømning) | 0.56 | 0.92078 |
| Sand | 0.10 | 0.00917 |
| Dyrkningsgrad | 0.08 | 0.02295 |
| Eng/mose | 0.005 | -0.04124 |
| Vandløbshældning | 0.004 | 0.01869 |
| Justeringsfaktor | 1.09 | |

Tabel 5 Model for transport af opløst fosfor

| Samlet forklaringsgrad, R ² | 0.65 | p < 0.0001 |
|----------------------------------------|---------------------------------|------------|
| Parametre | Forklaringsgrad, R ² | Estimat |
| Afskæring | | -6.96884 |
| log(Afstrømning) | 0.54 | 0.86286 |
| Eng/mose | 0.05 | -0.09313 |
| P i husdyrgødning – mark | 0.03 | 0.01136 |
| Fosfor fra spredt bebyggelse | 0.03 | 1.37733 |
| Justeringsfaktor | 1.11 | |

Koncentrationsmodellerne (tabel 6 – 8) har lave forklaringsgrader, hvilket illustrerer vanskeligheden ved at modellere de komplicerede sammenhænge mellem transportveje og kildeområder og den rumlige og tidslige variation heri. Modellerne kan muligvis forbedres ved at gå ned i tidsskridt – f.eks. til månedsniveau – hvorved en del af den tidslige variation vil kunne beskrives. Det er generelt de samme forklarende parametre, der optræder i transport- og koncentrationsmodellerne, udover at afstrømningen naturligvis ikke indgår i de sidstnævnte. Derimod indgår Baseflow indexet som en beskrivelse af afstrømningsregimet. Baseflow index indgår negativt for alle fosforformerne. Det vil sige, at koncentrationen af alle fosfor-former falder med stigende andel af relativt langsomt tilstrømmende grundvand. Dette peger på, at fosfor i vandløbene i disse mindre oplande overvejende hidrører fra den øverste del af jorden, hvorfra den tilføres med overfladisk afstrømning/drænvand eller med erosion. Endvidere kan brinkerrosion udgøre et væsentligt bidrag. I større oplande kan der forekomme bidrag af naturligt forekommende fosfor med reduceret grundvand fra dybe jordlag.

Tabel 6 Model for koncentration af total-fosfor

| Samlet forklaringsgrad, R ² | 0.39 | p < 0.0001 |
|----------------------------------------|---------------------------------|------------|
| Parametre | Forklaringsgrad, R ² | Estimat |
| Afskæring | | -2.21518 |
| Baseflow index | 0.13 | -1.62123 |
| Dyrkningsgrad | 0.11 | 0.01550 |
| Sand | 0.10 | 0.00519 |
| Eng/mose | 0.04 | -0.06679 |
| Vandløbshældning | 0.01 | 0.01838 |
| Justeringsfaktor | 1.06 | |

Tabel 7 Model for koncentration af partikelbundet fosfor

| Samlet forklaringsgrad, R ² | 0.39 | p < 0.0001 |
|----------------------------------------|---------------------------------|------------|
| Parametre | Forklaringsgrad, R ² | Estimat |
| Afskæring | | -2.77435 |
| Sand | 0.19 | 0.00862 |
| Dyrkningsgrad | 0.10 | 0.01856 |
| Baseflow index | 0.07 | -2.13255 |
| Vandløbshældning | 0.02 | 0.02181 |
| Eng/mose | 0.005 | -0.04992 |
| Justeringsfaktor | 1.10 | |

Tabel 8 Model for koncentration af opløst fosfor

| Samlet forklaringsgrad, R ² | 0.29 | p < 0.0001 |
|----------------------------------------|---------------------------------|------------|
| Parametre | Forklaringsgrad, R ² | Estimat |
| Afskæring | | -2,35977 |
| Baseflow index | 0,16 | -1,06651 |
| Eng/mose | 0,10 | -0,08761 |
| P i husdyrgødning – mark | 0,04 | 0,01097 |
| Justeringsfaktor | 1,11 | |

Tabel 9 Spearman-korrelation (r) mellem de forklarende parametre, der indgår i transport- og koncentrationsmodellerne

| | dyrk | sand | eng/mose | hældning | flom-vandf. | vandf. | husdyr-gødn. | spredt b. | BFI |
|--------------|------|------|----------|----------|-------------|--------|--------------|-----------|-------|
| dyrk | 1 | 0.12 | 0.20 | 0.003 | 0.03 | 0.15 | 0.54 | 0.11 | 0.17 |
| sand | | 1 | 0.17 | -0.22 | -0.31 | 0.05 | -0.17 | -0.33 | 0.53 |
| eng/mose | | | 1 | 0.34 | -0.07 | 0.17 | 0.03 | -0.20 | 0.40 |
| hældning | | | | 1 | 0.04 | -0.04 | 0.33 | -0.09 | -0.06 |
| flom vandf, | | | | | 1 | 0.76 | 0.23 | 0.15 | -0.40 |
| vandf, | | | | | | 1 | 0.24 | 0.04 | 0.19 |
| husdyr-gødn, | | | | | | | 1 | 0.26 | -0.05 |
| spredt b, | | | | | | | | 1 | -0.21 |
| BFI | | | | | | | | | 1 |

Observationerne i oplandene af rilleerosion, sedimentgennembrud af den vandløbsnære bufferzone, brinkscred og opmåling af brinkhældning bidrager ikke signifikant i modellerne. Den manglende effekt af erosions- og sedimentgennembruds-observationerne kan måske forklares ved, at observationsperioden vinteren 2000/2001 har været atypisk i relation til den variation, der har været i modelperioden iøvrigt. Desuden antages jorderosion kun at udgøre en lille del af det samlede fosfortab (Rubæk *et al.*,2003), hvorfor den vil være svær at modellere. Brinkerosion antages derimod at udgøre en betydelig del af det samlede fosfortab (i størrelsesordenen 50 % af dyrkningsbidraget, Rubæk *et al.*,2003). Brinkerosion kan foregå som (i) afslib-

ning som følge af påvirkningen af det strømmende vand, (ii) som en gradvis nedglidning af materiale pga. overstejle brinker, og (iii) som brinkskred. Brinkskred er af særdeles stokastisk natur og skyldes dels naturlige processer som underskæring af brinken, såvel som menneskeskabte forhold, f.eks. kvægnedtrampning eller kørsel med landbrugsmaskiner tæt på vandløbet. Observationer af brinkskred kan derfor være vanskelige at bruge modelmæssigt. Det er vist (Laubel *et al.*, 2003), at de to førstnævnte brinkererosionsformer delvist kan beskrives som funktion af strømhastighed, vandløbshældning og brinkhældning, hvor brinkhældning er den mest betydende faktor. På trods heraf og på trods af en forventning om en relativt stor betydning af brinkerrosion, indgår brinkhældning altså ikke signifikant i modellerne.

Modellen for koncentration af opløst fosfor er specielt svag. En medvirkende årsag hertil kunne være, at en del af det opløste, uorganiske fosfor udfælder med jern i vandløbet og dermed henregnes til fraktionen af partikulært bundet fosfor. Man ville altså forvente, at jernkoncentrationen i vandløbet skulle indgå i modellen med en negativ effekt på størrelsen af koncentrationen af opløst fosfor. Koncentration af total-jern er imidlertid målt i alle vandløb og har indgået i modelleringen, men uden at bidrage signifikant til modellen.

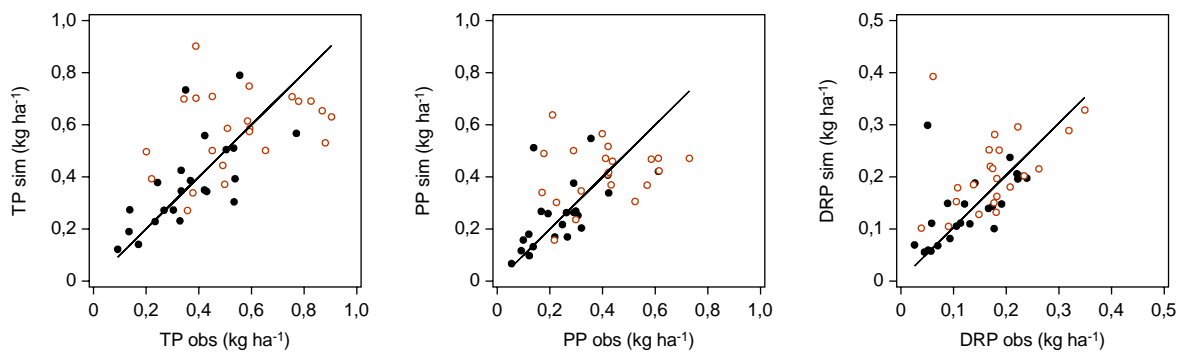
Validering af modeller

Transport- og koncentrationsmodellerne er opstillet på data fra de enkelte stationers start og frem til og med 2000. Data fra 2001 og 2002 udgør altså et i princippet uafhængigt datasæt, hvorpå modellerne kan valideres. Figur 3 og 4 viser sammenligning mellem målte og modelberegnete værdier af transport og koncentration af hhv. totalfosfor, partikelbundet fosfor og opløst fosfor. Det fremgår, at transportværdierne ligger nogenlunde symmetrisk fordelt omkring identitetslinjen, og at spredningen er størst for 2002-data. Dette skyldes, at afstrømningen i 2002 var usædvanligt høj (Bøgestrand, 2003) og dermed i yderkanten af modellernes gyldighedsområde, hvor usikkerheden er størst. For opløst fosfor er spredningen tilsyneladende uafhængig af transportens størrelse. Ud fra en vurdering af punkternes spredning omkring identitetslinjen må modellen for opløst fosfor betegnes som den bedste transportmodel til beskrivelse af det samlede, uafhængige datasæt (2001 og 2002). I datasættet for transport af opløst fosfor er der to deciderede outliers, hvor der predikteres meget høje værdier, men observeres meget lave værdier af transport af opløst fosfor. Der er tale om et enkelt opland, hvor afstrømningen i 2001 og 2002 er hhv. 508 mm og 703 mm. I datasættet, som modellen er dannet på, er den gennemsnitlige afstrømning 257 mm med minimums- og maksimumsværdier på 26 mm og 652 mm. Årsagen til de meget lave, målte værdier af opløst fosfor fra outlier-oplandet er et meget højt indhold af total-jern i vandløbet – ca. 2 mg total-Fe l⁻¹. Det høje jernindhold bevirker sandsynligvis, at opløst, uorganisk fosfor udfældes og transporteres som partikelbundet fosfor. Partikelbundet fosfor udgør således 88 % af den samlede fosfortransport. For modellerne for total- og partikelbundet fosfor stiger spredningen med stigende transport-værdier. Dette er uheldigt, idet ønsket ofte er at kunne prediktere de store fosfortab. Årsagen til den store spredning

ved høje værdier er de stokastiske processer, som transport af især partikelbundet fosfor er underlagt, hvor der afhængigt af klimatiske forhold er stor variation i antallet af aktive transportveje.

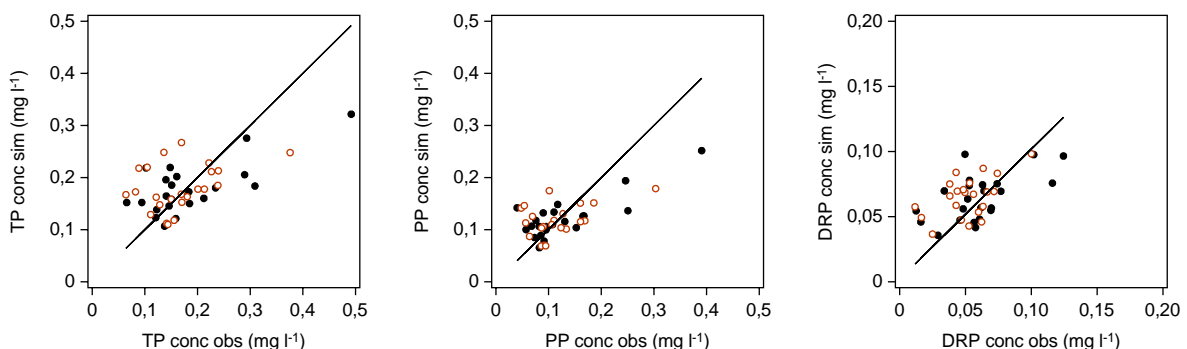
Koncentrationsmodellernes relativt ringere forklaringsgrad afspejles i en større asymmetri i punkternes fordeling omkring identitetslinjen. For alle koncentrationsmodellerne gælder, at de virker bedst til prediktion af lave koncentrationsværdier. Valideringsresultatet understreger, at der er et fortsat behov for at forbedre modellerne. Der er givetvis betydende forhold – f.eks. jordens fosforstatus og fordelingen af bindingskapacitet ned gennem jorden – som bør inddrages.

Som en illustration af usikkerhederne på modellernes prediktioner er der beregnet konfidensgrænser for en enkelt, centralt placeret, predikeret værdi for hver af modellerne. Da hvert punkt i figurene repræsenterer et helt opland et enkelt år og dermed en individuel kombination af de forklarende parametre, er det ikke muligt at konstruere f.eks. et fælles 95 %-konfidensbånd omkring identitetslinjen.



Figur 3. Sammenligning mellem målte og predikterede værdier for transport af hhv. total-fosfor, partikulært bundet fosfor og opløst fosfor opdelt på data fra 2001 (sort signatur) og 2002 (rød, åben signatur). Usikkerhedsestimater er som eksempel beregnet for hver model på en predikeret værdi, der ligger centralt placeret i mængden af predikterede værdier:

total-fosfor: 0.5 kg P ha⁻¹ med 95 % konfidensinterval [0.43 – 0.58] kg P ha⁻¹
 partikulær fosfor: 0.4 kg P ha⁻¹ med 95 % konfidensinterval [0.34 – 0.47] kg P ha⁻¹
 opløst fosfor: 0.2 kg P ha⁻¹ med 95 % konfidensinterval [0.17 – 0.24] kg P ha⁻¹



Figur 4 Sammenligning mellem målte og predikterede værdier for koncentration af hhv. total-fosfor, partikulært bundet fosfor og opløst fosfor opdelt på data fra 2001 (sort signatur) og 2002 (rød, åben signatur). Usikkerhedsestimater er som eksempel beregnet for hver model på en predikeret værdi, der ligger centralt placeret i mængden af predikterede værdier:

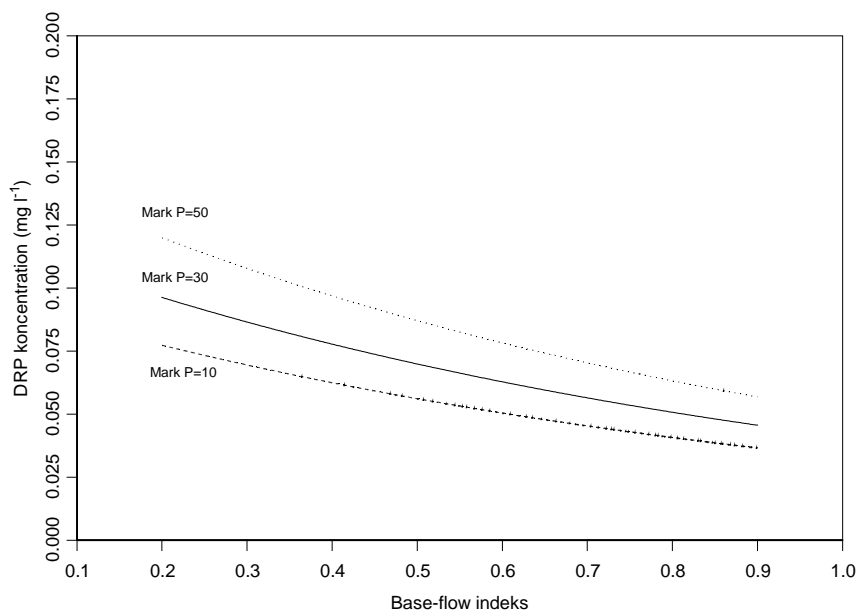
total-fosfor: 0.150 mg P l⁻¹ med 95 % konfidensinterval [0.132 – 0.171] kg P ha⁻¹
 partikulær fosfor: 0.100 mg P l⁻¹ med 95 % konfidensinterval [0.088 – 0.115] kg P ha⁻¹
 opløst fosfor: 0.050 mg P l⁻¹ med 95 % konfidensinterval [0.038 – 0.066] kg P ha⁻¹

Effekt-beregninger med modellerne

Nedenstående vises eksempler på beregninger med modellerne, hvor der er foretaget en række variationer på modelparametrene. Figur 5.6 og figur 7 viser modellerne for hhv. koncentration og transport af opløst fosfor for tre niveauer af tilførsel af fosfor med husdyrgødning. De modelparametre, der ikke er vist i plottet (andelen af oplandsarealet med eng/mose, fosfor tilført fra spredt bebyggelse) er fastholdt på gennemsnitsværdierne for datamaterialet. Figur 8 og figur 9 viser de samme modelberegninger som figur 6 og figur 7, blot er det nu 95 %-konfidensbånd omkring de predikterede værdier, der er vist. Det fremgår af figur 8 og figur 9, at konfidensbåndene overlapper hinanden over hele det beregnede interval. Konsekvensen heraf er, at det ikke er statistisk muligt at adskille værdierne, der er predikeret ved de tre niveauer af tilførsel af fosfor med husdyrgødning. Det giver således ikke mening at benytte modellerne for opløst fosfor til at beregne ændringer i transport eller koncentration som funktion af ændringer i husdyrgødningstilførslen.

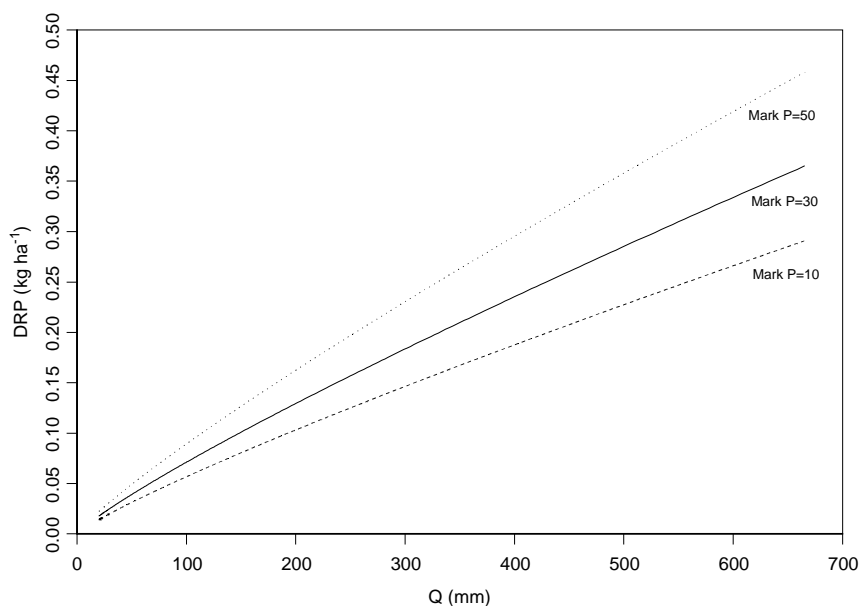
Figur 6 Beregninger med modellen for koncentration af opløst fosfor for tre niveauer af tilførsel af husdyrgødning.

Mark-P 10 = 10 kg P ha⁻¹;
Mark-P 30 = 30 kg P ha⁻¹;
Mark-P 50 = 50 kg P ha⁻¹.



Figur 7 Beregninger med modellen for transport af opløst fosfor for tre niveauer af tilførsel af husdyrgødning.

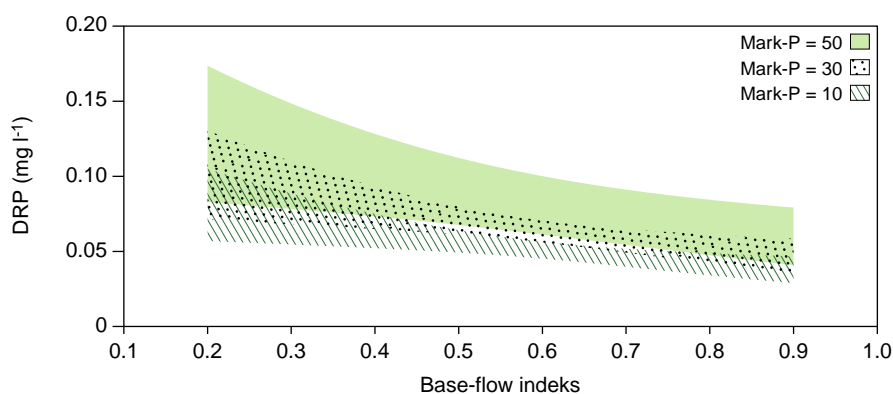
Mark-P 10 = 10 kg P ha⁻¹;
 Mark-P 30 = 30 kg P ha⁻¹;
 Mark-P 50 = 50 kg P ha⁻¹.



Figur 8 Beregninger med modellen for koncentration af opløst fosfor for tre niveauer af tilførsel af husdyrgødning.

Mark-P 10 = 10 kg P ha⁻¹;
 Mark-P 30 = 30 kg P ha⁻¹;
 Mark-P 50 = 50 kg P ha⁻¹.

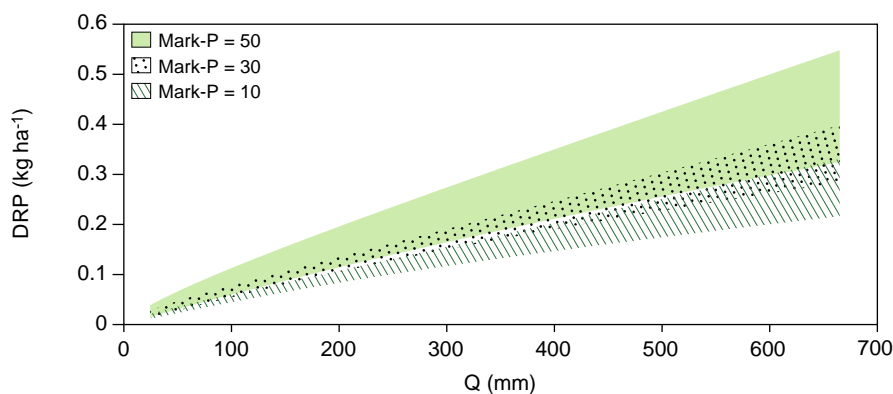
Figuren viser 95%-konfidensbånd omkring de beregnede kurver.



Figur 9 Beregninger med modellen for transport af opløst fosfor for tre niveauer af tilførsel af husdyrgødning.

Mark-P 10 = 10 kg P ha⁻¹;
 Mark-P 30 = 30 kg P ha⁻¹;
 Mark-P 50 = 50 kg P ha⁻¹.

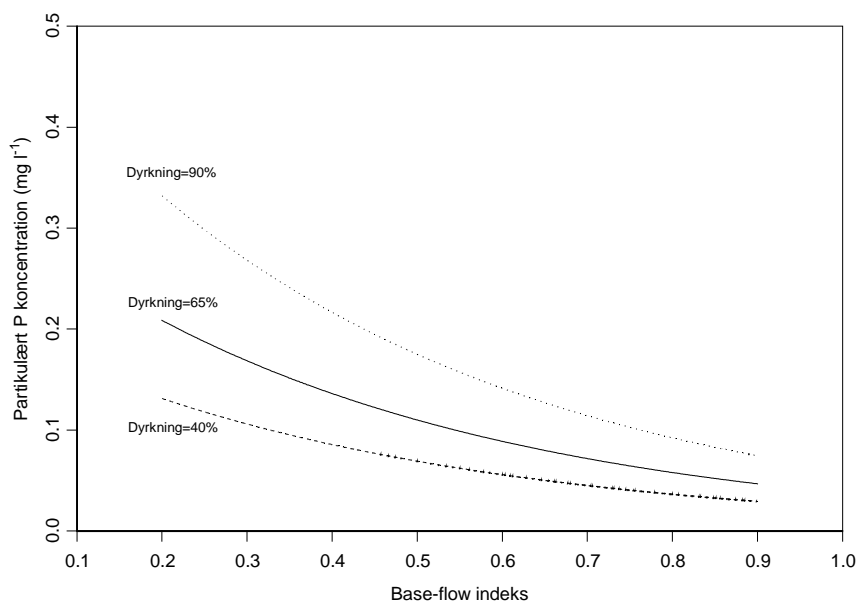
Figuren viser 95%-konfidensbånd omkring de beregnede kurver.



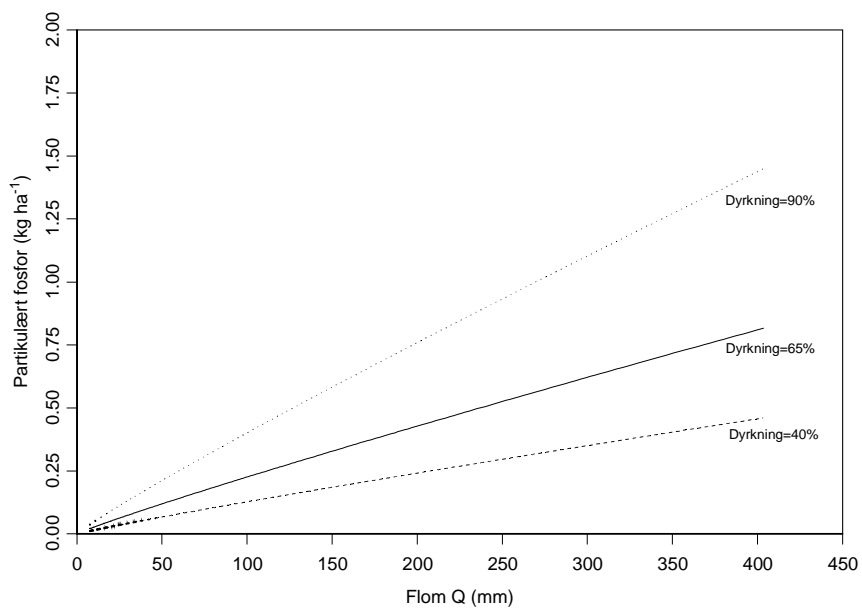
Figur 10 – figur 13 præsenterer koncentrations- og transportmodellerne for partikelbundet fosfor på samme måde som vist ovenstående for opløst fosfor. Modellerne for partikelbundet fosfor er beregnet med tre niveauer af dyrkningsgrad. Af figur 12 og figur 13 fremgår det, at 95 %-konfidensbåndene for yderniveauerne af dyrkningsgrad (dyrkningsgrad på hhv. 40 % og 90 %) ikke overlapper hinanden. Dette betyder, at der er statistisk signifikant forskel på de predikterede værdier for de to niveauer af dyrkningsgrad. I tabel 10 og tabel 11

er vist effekten på hhv. koncentration og transport af partikelbundet fosfor ved at nedsætte dyrkningsgraden i et opland fra 90 % til 40 %. Beregningerne med koncentrationsmodellen er gennemført med en Baseflow index-værdi på hhv. 0,60 og 0,85 for at illustrere effekten på et opland på Øerne og på et opland i Jylland. Tilsvarende er transportmodellen anvendt med flomafstrømninger på 80 mm og 53 mm for at illustrere ændringer på et opland på Øerne (antagelser: total afstrømning = 200 mm. Baseflow index = 0,60), henholdsvis i Jylland (antagelser: total afstrømning = 350 mm, Baseflow index = 0,85). Det skal bemærkes, at der er tale om 'tænkte' oplande, og at de modelparametre, der ikke indgår i beregningerne er fastholdt på gennemsnitsværdierne i model-datamaterialet. Det fremgår af tabel 10, at koncentrationen af partikelbundet fosfor i vandløbet i et opland på Øerne vil reduceres fra 0,141 mg P l⁻¹ til 0,085 mg P l⁻¹ ved en ændring i dyrkningsgrad fra 90 % til 40 %. I et vandløb i Jylland vil effekten af den samme ændring i dyrkningsgrad være en reduktion i koncentration af partikelbundet fosfor fra 0,082 mg P l⁻¹ til 0,033 mg P l⁻¹. Beregningerne med transportmodellen for partikelbundet fosfor (tabel 11) viser en reduktion i transport fra 0,32 kg P ha⁻¹ til 0,11 kg P ha⁻¹ ved ændringen i dyrkningsgrad i et opland på Øerne og en reduktion fra 0,22 kg P ha⁻¹ til 0,08 kg P ha⁻¹ i et jysk opland. Tabel 12 viser beregninger på et klimaforandrings-scenarie. Her er det antaget, at ændringer i nedbørsmængde og nedbørsintensitet har resulteret i en fordobling af flomafstrømningen fra 80 mm år⁻¹ til 160 mm år⁻¹. Effekten er næsten en fordobling af oplandstabet af partikelbundet fosfor fra 0,32 kg P ha⁻¹ til 0,59 kg P ha⁻¹.

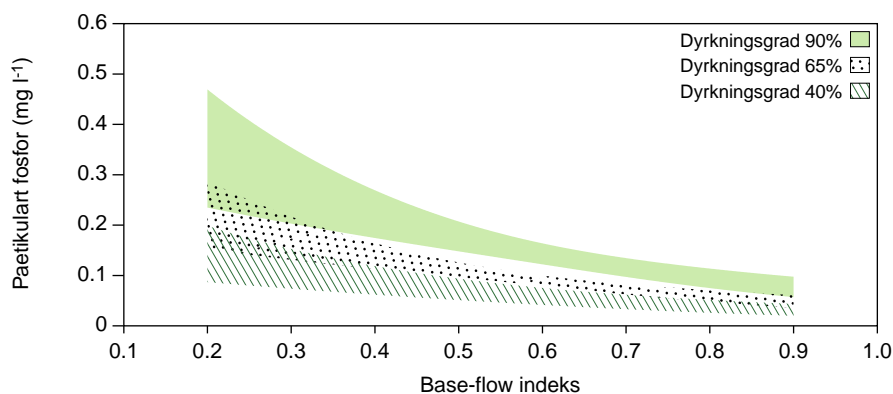
Figur 10 Beregninger med modellen for koncentration af partikelbundet fosfor for tre niveauer af dyrkningsgrad.



Figur 11 Beregninger med modellen for transport af partikelbundet fosfor for tre niveauer af dyrkningsgrad.



Figur 12 Beregninger med modellen for koncentration af partikelbundet fosfor for tre niveauer af dyrkningsgrad. Figuren viser 95%-konfidensbånd omkring de beregnede kurver.



Figur 13 Beregninger med modellen for transport af partikelbundet fosfor for tre niveauer af dyrkningsgrad. Figuren viser 95%-konfidensbånd omkring de beregnede kurver.

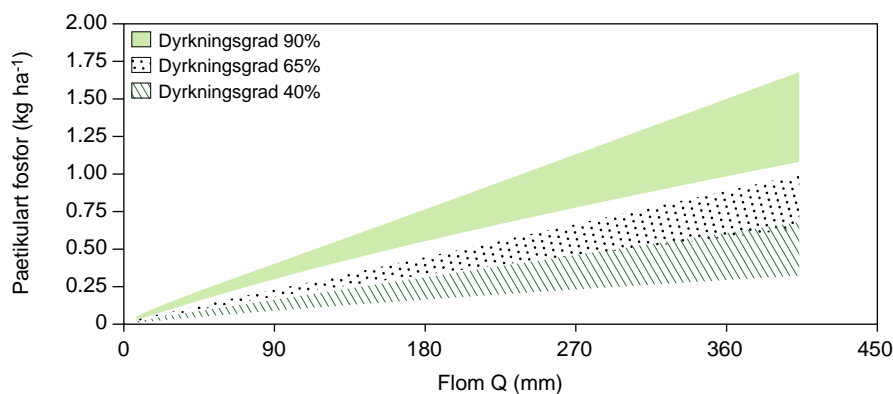


Table 10 Beregninger med koncentrationsmodellen for partikelbundet fosfor på to oplandstyper

| Baseflow index | Dyrkningsgrad | Koncentration af partikelbundet fosfor | Nedre 95 %-konfidensinterval | Øvre 95 %-konfidensinterval |
|----------------|---------------|----------------------------------------|------------------------------|-----------------------------|
| | % | mg P l ⁻¹ | mg P l ⁻¹ | mg P l ⁻¹ |
| 0.60 | 90 | 0.141 | 0.121 | 0.163 |
| 0.60 | 40 | 0.056 | 0.042 | 0.075 |
| 0.85 | 90 | 0.082 | 0.065 | 0.105 |
| 0.85 | 40 | 0.033 | 0.023 | 0.047 |

Table 11 Beregninger med transportmodellen for partikelbundet fosfor på to oplandstyper

| Flomafstrømning | Dyrkningsgrad | Transport af partikelbundet fosfor | Nedre 95 %-konfidensinterval | Øvre 95 %-konfidensinterval |
|-----------------|---------------|------------------------------------|------------------------------|-----------------------------|
| mm | % | kg P ha ⁻¹ | kg P ha ⁻¹ | kg P ha ⁻¹ |
| 80 | 90 | 0.32 | 0.27 | 0.37 |
| 80 | 40 | 0.11 | 0.08 | 0.15 |
| 53 | 90 | 0.22 | 0.19 | 0.26 |
| 53 | 40 | 0.08 | 0.06 | 0.10 |

Table 12 Beregninger med transportmodellen for partikelbundet fosfor på ændringer i flomafstrømningen

| Flomafstrømning | Dyrkningsgrad | Transport af partikelbundet fosfor | Nedre 95 %-konfidensinterval | Øvre 95 %-konfidensinterval |
|-----------------|---------------|------------------------------------|------------------------------|-----------------------------|
| mm | % | kg P ha ⁻¹ | kg P ha ⁻¹ | kg P ha ⁻¹ |
| 80 | 90 | 0.32 | 0.27 | 0.37 |
| 160 | 90 | 0.59 | 0.50 | 0.69 |

Sammenfatning på anvendelse af modellerne

Eksemplet med modelopsætning på de fynske oplande viser, at modellerne ved at afsløre områder, der opfører sig anderledes end 'forventet', kan bruges til at spore opmærksomheden ind på f.eks. særlige højrisikoområder eller -oplande, som kræver en nærmere undersøgelse. Modellerne vil ligeledes kunne anvendes til at give estimater af fosfortabet fra oplande, hvor der ikke foretages målinger. Der foretages i Danmark måling af fosfortabet fra cirka halvdelen af det samlede areal. Eksemplerne med effektberegninger viser, at man kan bruge modellerne til at gennemføre visse beregninger over ændringer i modelparametrene. For at få meningsfulde, statistisk holdbare udsagn kræves det dog naturligvis, at man gennemfører samtidige usikkerhedsberegninger og vurderer de modelberegnete effekter i lyset heraf.

Referencer

Bøgestrand, J. (red.), 2000: Vandløb og kilder 1999. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 336.

Bøgestrand, J. (red.), 2003: Vandløb og kilder 2002. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. XXX.

Institute of Hydrology. 1993: Low flow estimation in the United Kingdom. IH report no. 108. Institute of Hydrology. Wallingford. United Kingdom.

Kronvang, B. og Bruhn, A. J., 1996: Choice of sampling strategy and estimation method for calculating nitrogen and phosphorus transport in small lowland streams. Hydrological Processes. 10.

Kronvang, B., Olsen, P., Bøcher, P., Hansen, J. F. og Andersen, H. E., 2003: Udpegning af risikoområder og analyse af tiltag, der kan reducere fosfortabet via jorderosion og overfladisk afstrømning til overfladevand. Rapport udarbejdet for Skov- og Naturstyrelsen af Danmarks Miljøundersøgelser og Danmarks Jordbrugsforskning (in press).

Laubel, A., Kronvang, B., Hald, A. B. og Jensen, C., 2003: Hydromorphological and biological factors influencing sediment and phosphorus loss via bank erosion in small lowland rural streams in Denmark. Hydrological Processes (in press).

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- og Udviklingssektion
Afd. for Systemanalyse
Afd. for Atmosfærisk Miljø
Afd. for Marin Økologi
Afd. for Miljøkemi og Mikrobiologi
Afd. for Arktisk Miljø
Projektchef for kvalitets- og analyseområdet*

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

*Overvågningssektionen
Afd. for Terrestrisk Økologi
Afd. for Ferskvandsøkologi
Afd. for Marin Økologi
Projektchef for det akvatiske område*

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

Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet

Publikationer:

DMU udgiver faglige rapporter, tekniske anvisninger, temarapporter, samt årsberetninger. Et katalog over DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter er tilgængeligt via World Wide Web.

I årsberetningen findes en oversigt over det pågældende års publikationer.

Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports

2002

- Nr. 426: Statistisk optimering af monitoringsprogrammer på miljøområdet. Eksempler fra NOVA-2003. Af Larsen, S.E., Jensen, C. & Carstensen, J. 195 s. (elektronisk)
- Nr. 427: Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2001. By Kemp, K. & Palmgren, F. 32 pp. (electronic)

2003

- Nr. 428: Vildtbestande, jagt og jagttider i Danmark 2002. En biologisk vurdering af jagtens bæredygtighed som grundlag for jagttidsrevisionen 2003. Af Bregnballe, T. et al. 227 s. (elektronisk)
- Nr. 429: Movements of Seals from Rødsand Seal Sanctuary Monitored by Satellite Telemetry. Relative Importance of the Nysted Offshore Wind Farm Area to the Seals. By Dietz, R. et al. 44 pp. (electronic)
- Nr. 430: Undersøgelse af miljøfremmede stoffer i gylle. Af Schwærter, R.C. & Grant, R. 60 s. (elektronisk)
- Nr. 432: Metoder til miljøkonsekvensvurdering af økonomisk politik. Af Møller, F. 65 s. (elektronisk)
- Nr. 433: Luftforurening med partikler i København. En oversigt. Af Palmgren, F., Wåhlin, P. & Loft, S. 77 s. (elektronisk)
- Nr. 434: Forsøgsprojekt Døstrup Dambrug. Resultater og konklusioner. Af Fjordback, C. et al. 270 s., 150,00 kr.
- Nr. 435: Preliminary Assessment based on AQ Modelling. Ploiesti Agglomeration in Romania. Assistance to Romania on Transposition and Implementation of the EU Ambient Air Quality Directives. By Jensen, S.S. et al. 53 pp. (electronic)
- Nr. 436: Naturplanlægning - et system til tilstandsvurdering i naturområder. Af Skov, F., Buttenschøn, R. & Clemmensen, K.B. 101 s. (elektronisk)
- Nr. 437: Naturen i hverdagslivsperspektiv. En kvalitativ interviewundersøgelse af forskellige danskeres forhold til naturen. Af Læssøe, J. & Iversen, T.L. 106 s. (elektronisk)
- Nr. 438: Havterne i Grønland. Status og undersøgelser. Af Egevang, C. & Boertmann, D. 69 s. (elektronisk)
- Nr. 439: Anvendelse af genmodificerede planter. Velfærdsøkonomisk vurdering og etiske aspekter. Af Møller, F. 57 s. (elektronisk)
- Nr. 440: Thermal Animal Detection System (TADS). Development of a Method for Estimating Collision Frequency of Migrating Birds at Offshore Wind Turbines. By Desholm, M. 25 pp. (electronic)
- Nr. 441: Næringsstofbalancer på udvalgte bedrifter i Landovervågningen. Af Hansen, T.V. & Grant, R. 26s. (elektronisk)
- Nr. 442: Emissionsfaktorer og emissionsopgørelse for decentral kraftvarme. Eltra PSO projekt 3141. Kortlægning af emissioner fra decentrale kraftvarmeværker. Delrapport 6. Af Nielsen, M. & Illerup, J.B. 113 s. (elektronisk)
- Nr. 443: Miljøøkonomisk analyse af skovrejsning og braklægning som strategier til drikkevandsbeskyttelse. Af Schou, J.S. 43 s. (elektronisk)
- Nr. 444: Tungmetaller i tang og musling ved Ivittuut 2001. Af Johansen, P. & Asmund, G. 32 s. (elektronisk)
- Nr. 445: Modeller til beskrivelse af iltsvind. Analyse af data fra 2002. Af Carstensen, J. & Erichsen, A.C. 60 s. (elektronisk)
- Nr. 447: Modelanalyser af mobilitet og miljø. Slutrapport fra TRANS og AMOR II. Af Christensen, L. & Gudmundsson, H. 114 s. (elektronisk)
- Nr. 448: Newcastle Disease i vilde fugle. En gennemgang af litteraturen med henblik på at udpege mulige smitekilder for dansk fjerkræ. Af Therkildsen, O.R. 61 s. (elektronisk)
- Nr. 449: Marin recipientundersøgelse ved Thule Air Base 2002. Af Glahder, C.M. et al. 143 s. (elektronisk)
- Nr. 450: Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2002. By Kemp, K. & Palmgren, F. 36 pp. (electronic)
- Nr. 451: Effekter på havbunden ved passage af højhastighedsfærger. Af Dahl, K. & Kofoed-Hansen, H. 33 s. (elektronisk)
- Nr. 452: Vingeindsamling fra jagtsæsonen 2002/03 i Danmark. Wing Survey from the 2002/03 Hunting Season in Denmark. Af Clausager, I. 66 s.
- Nr. 453: Tålegrænser for kvælstof for Idom Hede, Ringkøbing Amt. Af Nielsen, K.E. & Bak, J.L. 48 s. (elektronisk)
- Nr. 454: Naturintegration i Vandmiljøplan III. Beskrivelse af tiltag der, ud over at mindske tilførsel af næringsstoffer fra landbrugsdrift til vandområder, også på anden vis kan øge akvatiske og terrestriske naturværdier. Af Andersen, J.M. et al. 67 s. (elektronisk)
- Nr. 455: Kvantificering af næringsstoffers transport fra kilde til recipient samt effekt i vandmiljøet. Modeltyper og deres anvendelse illustreret ved eksempler. Nielsen, K. et al. 114 s. (elektronisk)
- Nr. 456: Opgørelse af skadevirkninger på bundfaunaen efter iltsvindet i 2002 i de indre danske farvande. Af Hansen, J.L.S. & Josefson, A.B. 32 s. (elektronisk)
- Nr. 457: Kriterier for gunstig bevaringsstatus. Naturtyper og arter omfattet af EF-habitatdirektivet & fugle omfattet af EF-fuglebeskyttelsesdirektivet. Af Søgaard, B. et al. 2. udg. 460 s. (elektronisk)
- Nr. 458: Udviklingen i Vest Stadil Fjord 2001-2002. Af Søndergaard, M. et al. 25 s. (elektronisk)
- Nr. 459: Miljøøkonomiske beregningspriser. Forprojekt. Af Andersen, M.S. & Strange, N. 88 s. (elektronisk)
- Nr. 460: Aerosols in Danish Air (AIDA). Mid-term report 2000-2002. By Palmgren, F. et al. 92 pp. (electronic)

Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

ISBN 87-7772-773-8
ISSN 1600-0048