



# VANDLØB 2011

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 32

2012



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

*[Tom side]*

# VANDLØB 2011

NOVANA

---

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 32

2012

Peter Wiberg-Larsen  
Jørgen Windolf  
Jens Bøgestrand  
Søren Erik Larsen  
Hans Thodsen  
Niels Bering Ovesen  
Brian Kronvang  
Ane Kjeldgaard

Aarhus Universitet, Institut for Bioscience



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

# Datablad

|                          |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                              |
|--------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Serietitel og nummer:    | Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 32                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                  |
| Titel:                   | Vandløb 2011                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                 |
| Undertitel:              | NOVANA                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                       |
| Forfattere:              | Peter Wiberg-Larsen, Jørgen Windolf, Jens Bøgestrand, Søren Erik Larsen, Hans Thodsen, Niels Bering Ovesen, Brian Kronvang & Ane Kjeldgaard                                                                                                                                                                                                                                                                  |
| Institution:             | Aarhus Universitet, Institut for Bioscience                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                  |
| Udgiver:                 | Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                             |
| URL:                     | <a href="http://dce.au.dk">http://dce.au.dk</a>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                              |
| Udgivelsesår:            | November 2012                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                |
| Redaktion afsluttet:     | Oktober 2012                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                 |
| Faglig kommentering:     | Naturstyrelsens regionale enheder og internt i Aarhus Universitet                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                            |
| Finansiel støtte:        | Miljøministeriet                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                             |
| Bedes citeret:           | Wiberg-Larsen, P., Windolf, J., Bøgestrand, J., Larsen, S.E., Thodsen, H., Ovesen, N.B., Kronvang, B. & Kjeldgaard, A. 2012: Vandløb 2011. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 70 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 32<br><a href="http://www.dmu.dk/Pub/SR32.pdf">http://www.dmu.dk/Pub/SR32.pdf</a>                        |
|                          | Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                |
| Sammenfatning:           | Dette års rapport beskriver status og udvikling i vandkemiske forhold i vandløb, stoftransport af kvælstof og fosfor til kystvandene, samt økologisk tilstand for perioden før og under NOVANA – og frem til og med 2011. Der er udført ny analyser af udviklingen i økologisk tilstand, ligesom vandkemiske parametre er analyseret på baggrund af det samlede store datasæt fra det økologiske delprogram. |
| Emneord:                 | Vandløb, overvågning, NOVANA, udvikling i økologisk tilstand, kvælstof, fosfor, havbelastning, vandkemi                                                                                                                                                                                                                                                                                                      |
| Layout:                  | Grafisk Værksted, AU-Silkeborg                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                               |
| Foto forside:            | Flodklasseskærm. Foto: Peter Wiberg-Larsen                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                   |
| ISBN:                    | 978-87-92825-60-5                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                            |
| ISSN (elektronisk):      | 2244-9981                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                    |
| Sideantal:               | 70                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                           |
| Internetversion:         | Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) på<br><a href="http://www.dmu.dk/Pub/SR32.pdf">http://www.dmu.dk/Pub/SR32.pdf</a>                                                                                                                                                                                                                                                                        |
| Supplerende oplysninger: | NOVANA er et program for en samlet og systematisk overvågning af både vandig og terrestrisk natur og miljø. NOVANA erstattede 1. januar 2004 det tidligere overvågningsprogram NOVA-2003, som alene omfattede vandmiljøet.                                                                                                                                                                                   |

# Indhold

|                                                                                                       |           |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>Forord</b>                                                                                         | <b>5</b>  |
| <b>Sammenfatning</b>                                                                                  | <b>6</b>  |
| Økologisk tilstand                                                                                    | 6         |
| Kvælstof og fosfor                                                                                    | 6         |
| Vandkemi: hvad bestemmer lokale og regionale forskelle?                                               | 7         |
| <b>1 Datagrundlag, databehandling og rapportindhold</b>                                               | <b>8</b>  |
| 1.1 Om overvågningsprogrammet                                                                         | 8         |
| 1.2 Den økologiske overvågning                                                                        | 8         |
| 1.3 Kemisk vandkvalitet og stoftransport                                                              | 9         |
| <b>2 Klima og afstrømning</b>                                                                         | <b>12</b> |
| 2.1 Datagrundlag og metoder                                                                           | 12        |
| 2.2 Klima og ferskvandsafstrømning                                                                    | 12        |
| <b>3 Økologisk tilstand</b>                                                                           | <b>16</b> |
| 3.1 Smådyr og Dansk Vandløbs Fauna Indeks                                                             | 17        |
| 3.2 Udvikling i økologisk tilstand (faunaklasse)                                                      | 17        |
| <b>4 Kvælstof i vandløb</b>                                                                           | <b>22</b> |
| 4.1 Tilstanden i 2011                                                                                 | 22        |
| 4.2 Udvikling siden 1989                                                                              | 23        |
| <b>5 Fosfor i vandløb</b>                                                                             | <b>25</b> |
| 5.1 Tilstanden i 2011                                                                                 | 25        |
| 5.2 Udviklingen siden 1989                                                                            | 26        |
| <b>6 Kvælstofbelastning af havet</b>                                                                  | <b>28</b> |
| 6.1 Datagrundlag og metoder                                                                           | 28        |
| 6.2 Afstrømningen af kvælstof til havet i 2011                                                        | 30        |
| 6.3 Sæsonvariation i vand- og kvælstofafstrømning                                                     | 34        |
| 6.4 Udviklingen i kvælstofafstrømning                                                                 | 35        |
| 6.5 Kilder til transport af og tilbageholdelse af kvælstof                                            | 37        |
| 6.6 Udvikling i nøgleindikatorer af betydning for kvælstoftransporten                                 | 39        |
| 6.7 Sammenfatning af resultaterne                                                                     | 41        |
| <b>7 Fosforbelastning af havet</b>                                                                    | <b>43</b> |
| 7.1 Datagrundlag og metode                                                                            | 43        |
| 7.2 Fosfortilførsel til havet 2011                                                                    | 43        |
| 7.3 Udvikling i fosforafstrømning 1990 – 2011                                                         | 46        |
| <b>8 Referencer</b>                                                                                   | <b>50</b> |
| <b>Fokus: Kemisk karakteristisk af danske vandløb – resultater fra det vandløbsøkologiske program</b> | <b>53</b> |
| Vandkemi i en stoftransport kontekst                                                                  | 54        |
| Vandkemi til karakteristisk af det biologiske vandløbsmiljø                                           | 54        |

|                                                                         |    |
|-------------------------------------------------------------------------|----|
| Størrelsesordener og relationer mellem de enkelte vandkemiske parametre | 55 |
| Regionale forskelle i vandkemi                                          | 59 |
| Oplandets betydning for de vandkemiske forhold                          | 63 |
| Planter og dyr knyttet til kalkfattige vandløb                          | 66 |
| Sammenfatning                                                           | 67 |
| Referencer                                                              | 68 |

## Forord

Denne rapport udgives af DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet (DCE) som et led i den landsdækkende rapportering af det Nationale program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen (NOVANA). NOVANA er fjerde generation af nationale overvågningsprogrammer, som med udgangspunkt i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram blev iværksat efteråret 1988. Nærværende rapport omfatter data til og med 2011.

Formålet med overvågningsprogrammet er at imødekomme nationale og internationale overvågningsbehov og -forpligtelser. Programmet er løbende tilpasset overvågningsbehovene og omfatter overvågning af tilstand og udvikling i vandmiljøet og naturen, herunder den terrestriske natur og luften.

DCE har som en væsentlig opgave for Miljøministeriet at bidrage med forskningsbaseret rådgivning til styrkelse af det faglige grundlag for de miljøpolitiske prioriteringer og beslutninger. Som led heri forestår DCE med bidrag fra Institut for Bioscience og Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet den landsdækkende rapportering af overvågningsprogrammet inden for områderne ferske vande, marine områder, landovervågning, atmosfæren, samt arter og naturtyper.

I overvågningsprogrammet er der en klar arbejdsdeling og ansvarsdeling mellem fagdatacentrene og Naturstyrelsen. Fagdatacentret for grundvand er placeret hos De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland - GEUS, for punktkilder hos Naturstyrelsen, mens fagdatacentrene for vandløb, søer, marine områder, landovervågning, samt arter og naturtyper er placeret hos Institut for Bioscience, Aarhus Universitet og fagdatacenter for atmosfæren hos Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet.

Denne rapport er udarbejdet af Fagdatacenter for ferskvand. Rapporten er baseret på data indsamlet af Naturstyrelsens decentrale enheder.

Konklusionerne i denne rapport sammenfattes sammen med konklusionerne fra de øvrige Fagdatacenter-rapporter i Vandmiljø og natur, 2011, som udgives af DCE, De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland - GEUS og Naturstyrelsen.

## Sammenfatning

Dette års rapport fokuserer på udviklingen i miljøtilstand (økologisk tilstand) i udvalgte vandløb, indhold af kvælstof og fosfor, samt afstrømningen af vand, kvælstof og fosfor til de kystnære havområder. Desuden fokuseres i et særligt kapitel på generelle vandkemiske forhold, og hvad der betinger disse, i et bredt udsnit af vandløb.

### Økologisk tilstand

Den økologiske tilstand i vandløb beskrives indtil videre kun ved brug af Dansk vandløbs Fauna Indeks. Ved ca. 250 vandløbsstationer er tilstanden – på dette grundlag - generelt blevet væsentlig forbedret siden 1994. Således er andelen af faunaklasserne 1-3 (dårlig til ringe tilstand) reduceret fra 22-26 % i perioden 1994-1998 til 7-11 % i perioden 2008-2011, ligesom andelen med faunaklasse 4 (moderat tilstand) er reduceret fra 45-58 % til 33-38 %. Tilsvarende er andelen med faunaklasse 5-7 (god til høj tilstand) øget fra 19 % i 1994 til 56 % i 2011. Specielt er andelen med faunaklasse 6 eller 7 øget markant. For årene 1994-1998 afviger resultatet i denne rapport noget fra, hvad der tidligere er publiceret i de årlige NOVANA-rapporter (andelen med faunaklasserne 5-7 er ved fornyede analyser på et større antal stationer beregnet som væsentlig mindre end tidligere angivet). Det skal fremhæves, at de ca. 250 stationer ikke udgør et repræsentativt udsnit af danske vandløb, idet de har en underrepræsentation af små vandløb. De aktuelle andele af de forskellige faunaklasser kan der derfor ikke overføres til danske vandløb generelt. Til gengæld er tendensen, at den økologiske tilstand generelt er blevet væsentlig forbedret inden for de sidste ca. 20 år, utvivlsomt dækkende. Årsagen til forbedringen er utvivlsomt en forbedret spildevandsrensning. Men man kan ikke alene rense sig til en forbedring af den økologiske tilstand. Analyser viser således, at også de fysiske forhold i vandløbene skal være "i orden" for at spildevandsrensning skal have effekt. Netop dårlig fysisk kvalitet i mange vandløb er utvivlsomt årsag til, at forbedringen i økologisk tilstand synes at være stagneret de sidste 4 år.

### Kvælstof og fosfor

Indholdet af kvælstof og fosfor i vandløbene er faldet markant siden 1989. Reduceret udvaskning fra dyrkede arealer har hovedansvaret for, at kvælstofindholdet nu i gennemsnit er reduceret med ca. 40 %, mens reduktionen for fosfors vedkommende på ca. 33 % skyldes forbedret spildevandsrensning i byområder og for virksomheder. Koncentrationerne af kvælstof og fosfor i vandløbene er dog stadig henholdsvis 3-4 gange og 2-3 gange så høje som de, man finder i upåvirkede naturvandløb.

Der blev fundet lignende reduktioner i den samlede tilførsel fra land af kvælstof og fosfor til de danske kystvande for perioden 1990-2010. Reduktion i kvælstof-, og især fosforudledningen, er dog endnu større, henholdsvis 50 og 59 % beregnet for den vandføringsvægtede koncentration. For kvælstof er der alene for den såkaldt diffuse tilførsel (udvaskning fra dyrkede og udyrkede arealer, samt bidrag fra ejendomme, som ikke er tilkøbt offentlige renseanlæg) tale om en reduktion på ca. 41 %.

Udledningen fra land blev for 2011 beregnet til hhv. ca. 59 000 tons kvælstof og ca. 2600 tons fosfor. Disse udledninger er hhv. 21 og 23 % mindre end gennemsnittet for perioden 1990-2010. Samtidig var vandafstrømningen i 2011 på 348 mm, hvilket var 9 % mere end gennemsnittet for 1990-2010 (319 mm). Der er dog en vis usikkerhed på de beregnede udledninger.

### **Vandkemi: hvad bestemmer lokale og regionale forskelle?**

Danske vandløb er generelt ret kalkholdige med neutralt til svagt basisk vand, lavt saltindhold, lavt indhold af jern, og lavt indhold af iltforbrugende stoffer. Fx betyder lave indhold af sidst nævnte, som tidligere har bidraget til alvorlige forureninger af vore vandløb, at der nu som udgangspunkt er relativt gode livsbetingelser for vandløbenes organismer.

Der forekommer dog betydelige geografiske forskelle, som dels er betinget af de naturgivne geologiske forhold, dels skyldes menneskets forskellige aktiviteter. Således er vandløbene naturligt kalkholdige og neutrale til svagt basiske i Østjylland, Fyn, Sjælland, Lolland, Falster og Møn, hvor jordbunden er relativt rig på kalk, mens de er kalkfattige og mere sure i den nordlige del af området vest for israndslinjen, hvor jorderne er mere sandede og kalkfattige. Vandløbene i den sydlige del af området vest for israndslinjen er dog væsentlige mere kalkholdige og mindre sure end vandløbene i områdets nordlige del. Det skyldes også jordbundsforholdene, hvor den nordlige del af Vestjylland er væsentlig mere sandet end den sydlige. Det kalkfattige miljø i den nordlige del af Vestjylland giver livsbetingelser for bl.a. visse plantearter og flodperlemuslingen.

Indholdet af total-jern er klart højest i Jylland, lavest i resten af Danmark. Der er fundet en entydig sammenhæng mellem jern-indholdet og forekomsten af humusjorder og vådområder. Sådanne lavbundsjorder er rige på jernforbindelse (pyrit og jernkarbonater), som udvaskes – bl.a. i forbindelse med dræning af arealerne.

De højeste indhold af salt forekommer i Nordvestjylland og ikke mindst på Sjælland inkl. Lolland, Falster og Møn. I først nævnte tilfælde skyldes det, at området i høj grad består af hævet tidligere havbund. I sidste tilfælde er årsagen en høj grad af urbanisering med bl.a. et udbygget vejnet, på hvilket der saltes i forbindelse med glatførebekæmpelse, og hvorfra saltholdigt vand ledes til nærliggende vandløb.

Forskellen i befolkningstæthed og urbanisering medfører, at indholdet af opløst fosfor er højere i det østlige Danmark sammenlignet med det vestlige Jylland, ligesom der er nær sammenhæng mellem udledninger af spildevand og indholdet af spildevandskomponenterne  $\text{BI}_5$  og  $\text{NH}_4\text{-N}$ . For fosfors vedkommende betyder relativt høje indhold af jern i de vestjyske vandløb, at stoffet desuden udfældes med jernet.

# 1 Datagrundlag, databehandling og rapport-indhold

*Peter Wiberg-Larsen & Jens Bøgestrand*

## 1.1 Om overvågningsprogrammet

Det Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen (NOVANA), som blev igangsat fra og med 2004, har haft til formål at følge effekten af de tiltag, der er blevet vedtaget under de forskellige vandmiljøplaner. Derudover skulle det tilgodese en række andre behov, herunder forpligtelser overfor EU, HELCOM, OSPAR og andre internationale organer. Data har desuden dannet grundlag for indberetninger til EU om miljøtilstanden eller den økologiske tilstand i danske vandområder som helhed.

For vandløbenes vedkommende er der foretaget to typer overvågning og undersøgelser: (a) Overvågning af den økologiske, fysiske og kemiske tilstand og (b) målinger af transport af vand og forskellige stoffer til søer og marine områder.

Samtlige data i NOVANA er indsamlet/tilvejebragt af medarbejdere i de tidligere amter (frem til og med 2006), de nuværende statslige regionale enheder under Naturstyrelsen, samt af en række konsulentfirmaer på vegne af amterne/enhederne.

Indsamlingen/tilvejebringelsen af data har bygget på tekniske anvisninger for hhv. det vandløbsøkologiske program (Pedersen m.fl. 2007) og stoftransport (DMU 2003, 2004). Med revisionen af NOVANA i 2010 er programmet justeret for perioden 2011-2015, hvilket ligeledes har medført en revision af de tekniske anvisninger. Disse kan ses på Institut for Bioscience's hjemmeside (Aarhus Universitet):

[http://bios.au.dk/videnudveksling/fagligt/fagdatacentre/fdcfersk/programgrundlag\\_og\\_vejledninger/novana11-15tekanv/](http://bios.au.dk/videnudveksling/fagligt/fagdatacentre/fdcfersk/programgrundlag_og_vejledninger/novana11-15tekanv/)

## 1.2 Den økologiske overvågning

Den økologiske overvågning er i perioden 2004-2009 udført på 800 stationer (det ekstensive program) for at vurdere den økologiske tilstand ikke blot i selve vandløbene, men også på de ånære arealer. I selve vandløbene er der foretaget undersøgelser af biologiske kvalitetselementer som makrofytter (vandplanter), makroinvertebrater (smådyr) og fisk, suppleret med undersøgelser af vandløbenes fysiske og vandkemiske forhold, ligesom der er foretaget planteundersøgelser på brinker og ånære arealer. Sidst nævnte opførte dog i 2007, således at der ikke er indsamlet data fra samtlige 800 stationer. Der er også indsamlet oplysninger om menneskeskabte påvirkninger af vandløbene (fx om udnyttelsen af de ånære omgivelser og oplandet til vandløbsstationerne) for at belyse sammenhængen mellem disse faktorer og den økologiske tilstand. Undersøgelserne er generelt foretaget i en 3- eller 6-årig cyklus, men ved ca. 250 af vandløbsstationerne er der foretaget årlige undersøgelser af smådyrsfaunaen.

På yderligere 50 lokaliteter i 12 større vandløbssystemer (det intensive program) er foretaget en lignende men mere detaljeret økologisk overvågning

med årlige undersøgelser af de fleste parametre. Formålet er bedre at belyse betydningen af forskellige miljøfaktorer, tidslig udvikling og mulige interaktioner mellem de øvre og nedre dele af vandløbene.

Med revisionen af NOVANA for 2011-2015 er undersøgelserne ved de oven for nævnte ca. 800 stationer videreført – dog med udskiftning af et mindre antal stationer. Disse stationer tilhører den såkaldte kontrolovervågning (landsnet af stationer). Ligeledes er en del af de 50 intensive stationer videreført under kontrolovervågnings program af klimastationer, der i alt omfatter 35 stationer.

I 2010 er dele af det oprindelige program videreført som et "ekstra" år i den første NOVANA periode, idet data fra de undersøgte stationer dog samtidig indgår som en del af programmet for 2011-2015.

Dette års rapportering omfatter dels resultater fra de ca. 250 stationer med årlige undersøgelser af den økologiske tilstand (se kap. 3), dels vandkemiske data fra de op til ca. 850 økologiske stationer for perioden 2004-2011 (se fokuskapitel). Der er således ikke i dette års rapport foretaget yderligere rapportering af det meget store datamateriale fra den økologiske overvågning i perioden 2004-2011.

I perioden 2007-2011 er der i et parallelt program (DEVANO/operationel overvågning under NOVANA) gennemført en række undersøgelser af hhv. smådyrsfaunaen og fiskebestandene (kun frem til 2009) ved et antal vandløbsstationer udvalgt af Naturstyrelsens enheder efter regionale behov. Data fra disse undersøgelser er ikke søgt inddraget i denne rapport, fordi disse data primært er indsamlet med henblik på forvaltningsmæssigt at understøtte den statslige vandplanlægning. Desuden er den operationelle overvågning i første omgang primært rettet mod de vandområder, hvor målsætningen ikke forventes opfyldt. Der vil derfor være en skævvridning i datamaterialet, så det ikke umiddelbart kan anvendes til en status eller beskrivelse af udvikling i tilstand (områder med målopfyldelse vil være underrepræsenteret).

### **1.3 Kemisk vandkvalitet og stoftransport**

Undersøgelserne i NOVANA-programmet af transporten af vand og stof har omfattet målinger ved 223 stationer (stationsantallet er dog forøget lidt ved revisionen af programmet i 2010). Måleprogrammet har således omfattet vandføring samt en række fysiske og kemiske parametre. Næringsstofferne kvælstof og fosfor samt organisk stof (udgået ved programrevisionen i 2010) har været vigtige elementer, men der har også indgået målinger af pH, vandtemperatur og andre fysiske/kemiske parametre. Desuden er der tilvejebragt en række oplandsrelaterede informationer omfattende oplandsafgrænsning, arealanvendelse, jordtype, spildevandsudledninger, dyrkningspraksis m.m. Undersøgelserne er foretaget efter samme principper hvert år, dvs. med et forud fastsat antal årlige målinger for at sikre en så præcis bestemmelse som økonomisk og praktisk muligt af den meget varierende vand- og stoftransport.

Gennem alle årene i overvågningsperioden har der været anvendt nogle gennemgående principper for databehandling, analyse og præsentation i forbindelse med undersøgelserne af vand- og stoftransport.

Hvis intet andet er nævnt, er der anvendt tidsvægtede gennemsnit 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 er beregnet ved for en given periode at dividere den samlede stoftransport med den samlede vandafstrømning.

I mange af rapportens analyser er stoftransportstationerne grupperet på grundlag af karakteren af menneskeskabt påvirkning i oplandet, dvs. i såkaldte typeoplande (tabel 1.1) – se kapitel 4 & 5. Det skal her bemærkes, at en del vandløb har skiftet oplandstype siden overvågningsprogrammets start, fx på grund af reduceret spildevandstilledning eller nedlæggelse af dambrug. Kriterierne for klassifikationen af dyrkede oplande er lidt forskellige for kvælstof og fosfor. Antallet af stationer i denne kategori er derfor ens i kap. 4 og 5.

**Tabel 1.1.** Stationstyper i vandløb baseret på en inddeling efter typeopland. I de anvendte kriterier for denne inddeling er der i punktkildebidraget ikke medregnet spildevand fra spredt bebyggelse. Angivet antal stationer fordelt på oplandstyper, der er anvendt i tidsserie-analyse (1989-2011) og aktuelt 2011. Oplandstyper for tidsserie-analyser opgjort efter situationen i 1991.

| Oplandstype                                  | Type nr. | 1989-2011<br>tidsserie-analyser | 2011<br>aktuel status |
|----------------------------------------------|----------|---------------------------------|-----------------------|
| Naturoplande *                               | 1        | 7                               | 10                    |
| Vandløb i dyrkede oplande (P):               |          |                                 |                       |
| Dyrkningsgrad > 15 %                         |          |                                 |                       |
| Bebyggelse < 50 %                            | 2        | 38                              | 76                    |
| Punktkildebidrag<br>< 25 g P/ha, 0,5 kg N/ha |          |                                 |                       |
| Vandløb i dyrkede oplande (N):               |          |                                 |                       |
| Dyrkningsgrad > 15 %                         |          |                                 |                       |
| Bebyggelse < 50 %                            | 3        | 63                              | 98                    |
| Punktkildebidrag < 0,5 kg<br>N/ha            |          |                                 |                       |
| Vandløb med punktkilder:                     |          |                                 |                       |
| Punktkildebidrag > 0,5 kg<br>N/ha            | 4        | 78                              | 44                    |
| Vandløb med dambrugsudledninger:             |          |                                 |                       |
| P fra dambrug:                               |          |                                 |                       |
| > 30 % af total transport                    | 5        | 15                              | 7                     |
| > 40 % af punktkildebidrag                   |          |                                 |                       |
| Vandløb i bebyggede områder                  |          |                                 |                       |
| > 50 % bebyggelse                            | 6        | 4                               | 3                     |

\*undersøges kun hvert tredje år (2005, 2008, etc.) siden 2003

Ca. 120 vandløbsstationer, som er søgt placeret så tæt på vandløbenes udmunding i havet som muligt, er anvendt ved beregning af tilførslen af kvælstof, fosfor og organisk stof til havet. Oplandet til disse stationer dækker ca. halvdelen af Danmarks areal. Vand- og stoftilførslen fra den resterende del af landets areal (det umålte opland) er modelleret som beskrevet i Bøgestrand (2009).

For at vurdere betydningen af forskellige forureningskilder er bidraget til den samlede stoftransport fra disse opgjort. Dette er gjort 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 det diffuse bidrag fra det åbne land som differencen mellem punktkildebidraget og den samlede transport.

Rapporteringen af stoftransporterne til havet følger samme principper og har samme omfang som i de foregående års NOVANA-rapporter.

## 2 Klima og afstrømning

*Jørgen Windolf & Niels Bering Ovesen*

De klimatiske forhold og variationerne heri har stor betydning for vandmiljøet. I nedbørsrige år er vandafstrømningen i vandløbene således typisk større end i mere 'tørre' år. Og med øget vandafstrømning vil der også følge en større tilførsel af fosfor og kvælstof fra dyrkede og udyrkede arealer ud i vandløbene end i mere 'tørre' år. Et nedbørsrigt år giver derfor større risiko for algeopblomstringer og iltsvind i søer, fjorde og øvrige marine områder end i år med mindre nedbør og mindre ferskvandsafstrømning.

Tilførslen af kvælstof og fosfor til vandområderne vil også variere hen over året som følge af variationer i de klimatiske forhold. Ud over variationer i nedbøren kan variationer i temperaturen også have betydning for mængden af kvælstof, der udvaskes til vandmiljøet.

Klimaet i de enkelte år skal derfor tages i betragtning, når man vurderer variationen og udviklingen i tilførslen af næringsstofferne fosfor og kvælstof til det danske vandmiljø.

### 2.1 Datagrundlag og metoder

Data om temperatur og nedbør er tilvejebragt via DMI's GRID-data (<http://novana.dmi.dk/novana/>). Månedsnedbøren og temperaturdata er således baseret på data fra kvadrater på henholdsvis 10\*10 km og 20\*20 km, de såkaldte Grid værdier. Grid er 'klippet' med kystlinjen og nationale data for nedbør og temperatur, og derefter beregnet for arealet indenfor kystlinjen. Det bemærkes, at de anvendte nedbørs-værdier ikke er korigeret for faktorer, som har indflydelse på de faktiske værdier. Disse faktorer er højde over terrænet, vind og wetting (vanddråber der afsættes på regnmålerens sider, hvorfra de fordamper uden at blive registreret). Månedssdata for temperatur og nedbør anvendes i de modeller for næringsstofftab (N og P), der bruges ved beregninger af den diffuse næringsstoftransport i umålte oplande (kapitel 6 og 7).

Ferskvandsafstrømningen er beregnet på baggrund af det datagrundlag og med den metode, der er beskrevet i Windolf m.fl. (2009) og Windolf m.fl. (2011). I beregningerne (1990-2010) indgår måledata fra i alt 178 vandføring-smålestationer, der samlet dækker 57 % af landets areal. Der er dog ikke måledata fra alle stationer i alle år. For 2011 har der således 'kun' været måledata fra 119 af de 178 stationer. Det samlede oplandsareal til disse 119 stationer er 21.700 km<sup>2</sup>, svarende til ca. 50 % af landets areal.

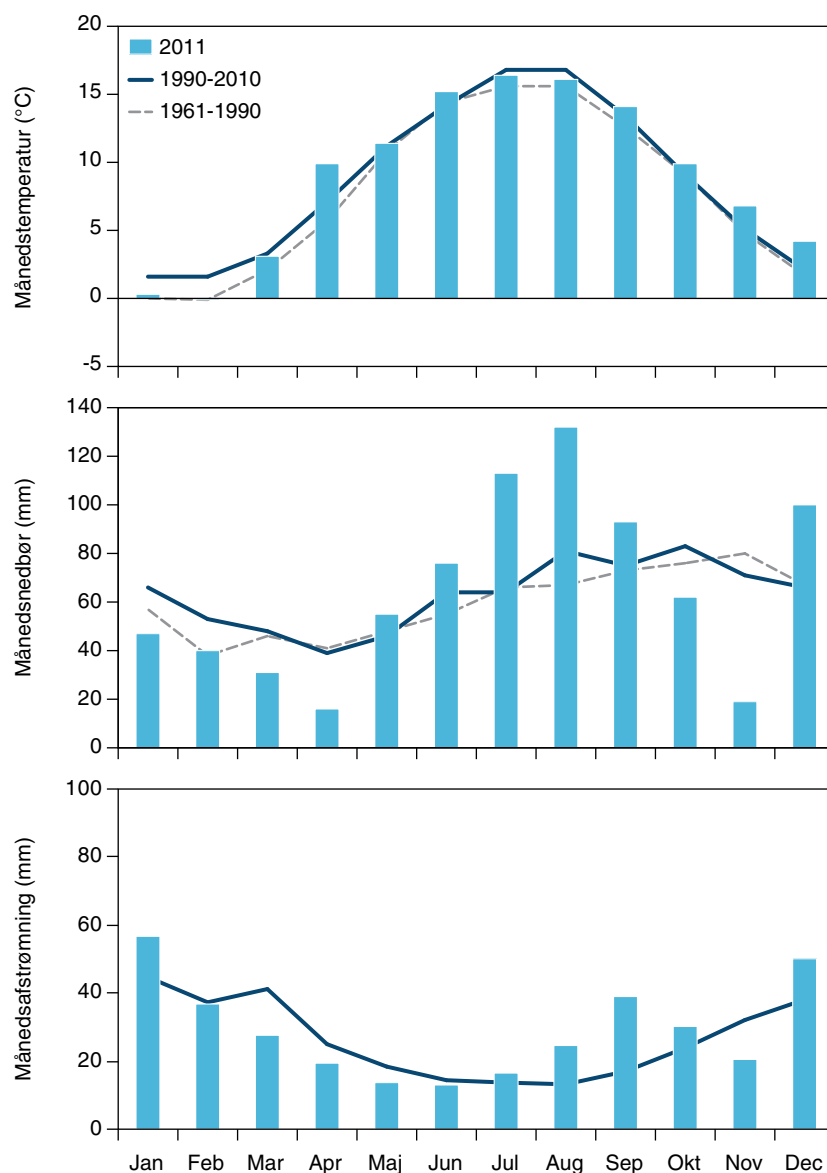
### 2.2 Klima og ferskvandsafstrømning

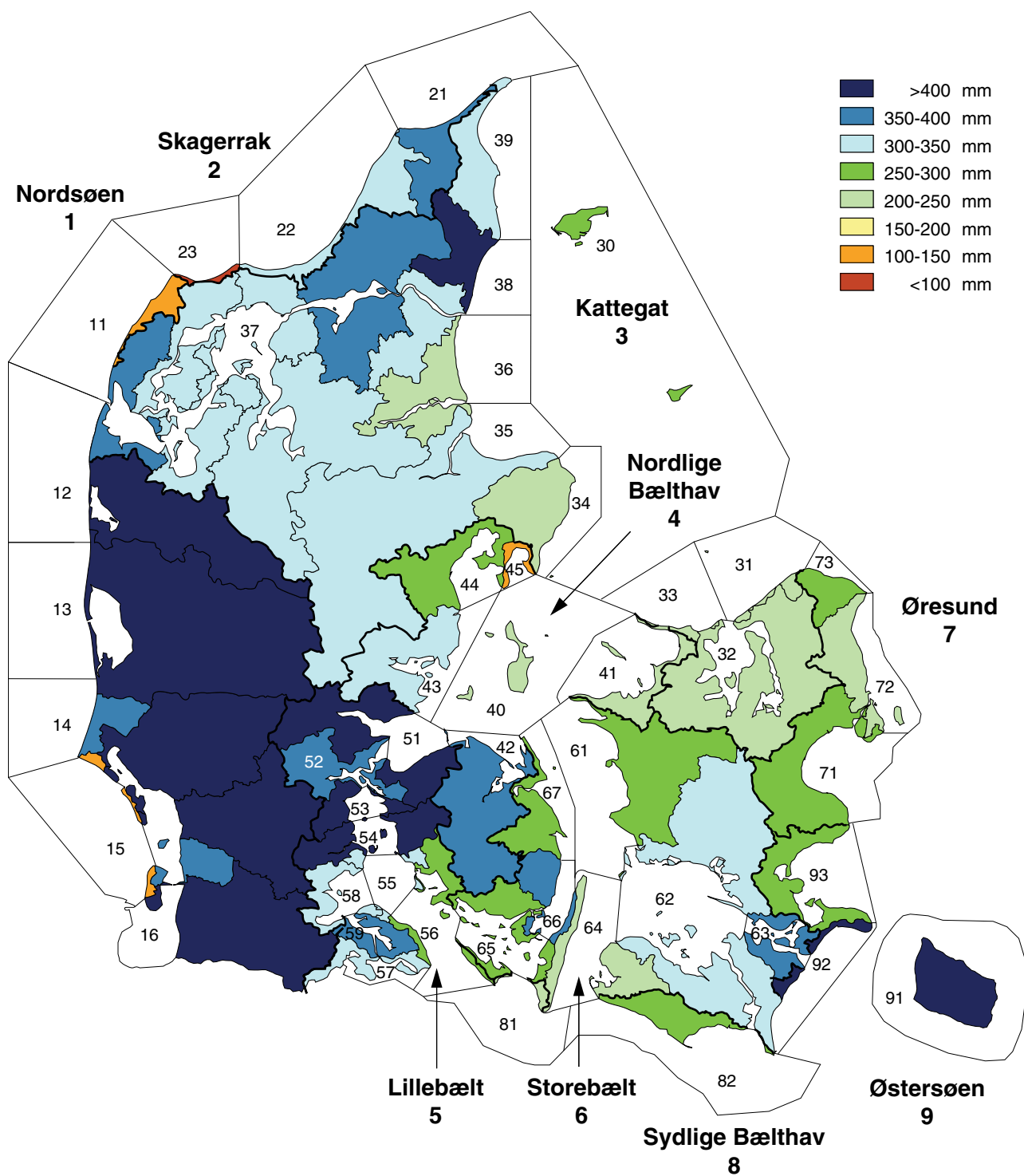
Vejret i 2011 var som helhed noget varmere end normalen for perioden 1961-1990, (figur 2.1 & 2.3). Middeltemperaturen for landet var i 2011 på 8,9° C og dermed næsten 2°C varmere end det foregående år. I forhold til gennemsnittet for 1990-2010 blev 2011 0,4°C varmere og i forhold til perioden 1961-1990 var temperaturen i 2011 1,2 °C højere. I januar-februar var temperaturen dog betydeligt lavere end gennemsnittet for de foregående 20 år (figur 2.1). Omvendt var temperaturen i 2011 betydeligt højere end normalt i april og –

specielt meget højere – i november og december. For øvrige måneder var sæsonvariationen i temperaturen meget lig med gennemsnittet for perioden 1990-2011.

Nedbøren i 2011 var for hele landet 783 mm og dermed en anelse større end gennemsnittet for 1990-2010 (754 mm), og noget højere end gennemsnittet på 714 mm for normalperioden 1961-1990 (figur 2.3). Generelt var nedbøren i 2011 lille og betydeligt mindre end normalt i vintermånederne og i det tidlige forår. Sommeren 2011 blev derimod en meget 'våd' periode (figur 2.1). Flere nedbørshændelser med skybrudsagtig nedbør og et generelt højt niveau gjorde, at den samlede nedbør i juni-august blev på hele 321 mm og dermed meget større end i perioderne 1960-91 og 1990-2010 med gennemsnitlig nedbør på henholdsvis 188 mm og 209 mm. Efter den nedbørsrige sommer faldt månedsnedbøren de kommende måneder markant og nåede et lavpunkt i november med kun 19 mm nedbør. Året sluttede dog med en nedbørsrig december med nedbør markant over normalen (figur 2.1).

**Figur 2.1.** Månedsværdier for temperatur, nedbør og ferskvandsafstrømning i 2011 samt gennemsnit for perioden 1961-1990 og 1990-2010. Data aggregeret fra DMI's GRID.

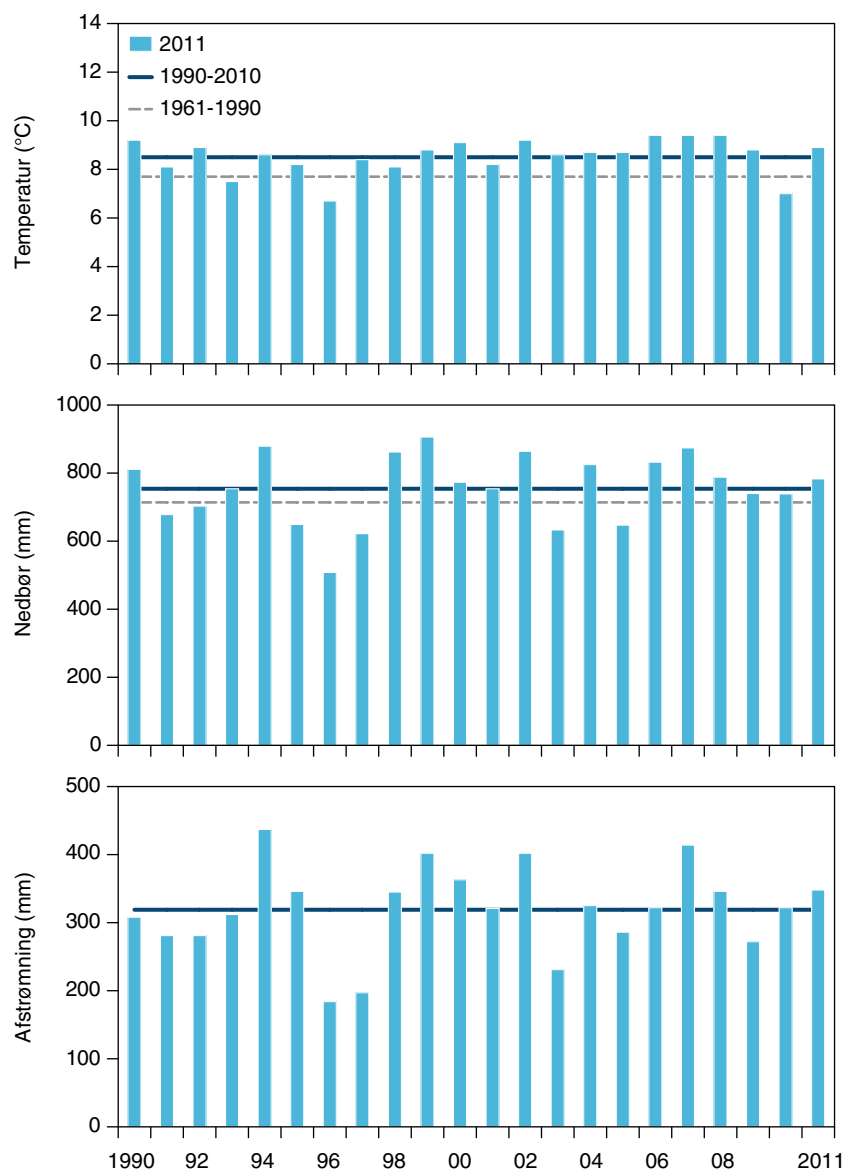




**Figur 2.2.** Ferskvandsafstrømningen (i mm) til marine kystafsnit i 2011.

Den samlede ferskvandsafstrømning til de danske farvande i 2011 er opgjort til 15.000 millioner m<sup>3</sup> svarende til en arealspecifik afstrømning på 348 mm (figur 2.3). Afstrømningen blev dermed 9 % større end i det foregående år. Ferskvandsafstrømningen i 2011 var også større (ca. 9 %) end den gennemsnitlige afstrømning for perioden 1990-2010 (319 mm), (figur 2.3).

**Figur 2.3.** Årsværdier for temperatur, nedbør og ferskvandsafstrømning for Danmark 1990-2011. Desuden er vist gennemsnit for perioderne 1961-1990 og 1990-2010 indlagt (undtagen for ferskvandsafstrømningen). Data aggregeret fra DMI's GRID.



Den noget atypiske og meget varierende nedbørsfordeling over året medvirkede også til store variationer i vandafstrømningen. Afstrømningen var således mindre end normalt først på året, men den store nedbør gennem en længere sommerperiode ledte til en større vandafstrømning end normalt i sensommer/efterår, (figur 2.1). Sidst på året var afstrømningen betydeligt mindre end normalt i november og større end normalt i december.

Afstrømningsforholdene udviser normalt - ligesom nedbøren - en stor geografisk variation, hvilket også var tilfældet i 2011 (figur 2.2). Vest for israndslinjen i Jylland var årsafstrømningen typisk 300-450 mm. Afstrømningen til Limfjorden var lidt mindre (300-400 mm). I det østlige Danmark var afstrømningen mindre på grund af den generelt mindre nedbør i denne del af landet. Typisk var afstrømningen her i 2011 mellem 200 og 300 mm, (figur 2.2).

### 3 Økologisk tilstand

*Peter Wiberg-Larsen & Søren E. Larsen*

Som omtalt i indledningen (Kapitel 1) er et vigtigt formål med NOVANA at kunne præsentere en oversigt over den generelle økologiske tilstand i danske vandløb. Derudover er formålet at kunne beskrive udviklingen i denne tilstand. I den forbindelse er det væsentligt også at kunne klarlægge betydningen af forskellige påvirkninger, samt effekten af indgreb over for disse.

Vandløbenes økologiske tilstand eller kvalitet bedømmes ifølge Vandrammedirektivet primært på baggrund af såkaldte biologiske kvalitetselementer. Der er som udgangspunkt tale om planteplankton (fytoplankton), bundlevende alger og større vandplanter (makrofytter), samt smådyr (makroinvertebrater) og fisk. Inden for hvert af disse kvalitetselementer skal der anvendes indikatorer, som kan beskrive den økologiske tilstand og afspejle omfanget af menneskeskabte påvirkninger. Baggrunden for at anvende flere forskellige kvalitetselementer er at opnå en optimal beskrivelse af påvirkningerne, idet en bestemt organismegruppe typisk vil være særlig egnet til at afspejle bestemte påvirkninger. Når der anvendes en given indikator, skal der tages hensyn til hvilken type vandløb, der er tale om. Derudover skal det fastlægges, hvordan referencetilstanden i den pågældende vandløbstype er – og hvordan indikatoren afspejler dette. Med referencetilstanden forstås den tilstand, der findes, når et vandløb er helt upåvirket eller kun meget svagt påvirket af menneskets aktiviteter.

Mens de fleste lande i EU som foreskrevet anvender flere kvalitetselementer, og inden for hvert af disse én til flere indikatorer, anvendes der i Danmark indtil videre kun smådyr. Desuden anvendes der kun ét indeks for smådyr, Dansk Vandløbsfauna Indeks, som i sin første version blev opstillet i 1980. Dette indeks er således indført før Vandrammedirektivet, men er blevet interkalibreret med andre europæiske makroinvertebrat indices og er altså Danmarks indtil videre eneste mål for den økologiske tilstand.

Der er desuden udviklet et dansk makrofyt indeks til beskrivelse af økologisk tilstand (se fx Baattrup-Pedersen et al. 2011), men dette indeks er endnu ikke implementeret i den danske lovgivning. Mulighederne for introduktion af tilsvarende indices for bundlevende alger og fisk er ved at blive undersøgt (Søndergaard et al. 2012). Derimod er fytoplankton ikke relevant som kvalitetselement i danske vandløb, alene på grund af sidstnævntes ringe størrelse. Fytoplankton er således bedst egnet til større floder, hvor der kan udvikles egentlige samfund af sådanne planktonisk levende alger.

I NOVANA programmets vandløbsøkologiske del er der foretaget undersøgelser af kvalitetselementerne vandplanter, smådyr og fisk. Desuden er der målt en række andre parametre til karakterisering af den fysiske og kemiske tilstand, ligesom der er indsamlet oplysninger om forholdene i oplandet til de enkelte målestationer, samt om karakteren af de vandløbsnære omgivelser. I alt er der undersøgt op til 850 stationer igennem den 6 +1 årige periode (2004-2010), som programmet har forløbet over. Disse stationer er udvalgt, således at de giver en god geografisk dækning og samtidig dækker vandløb med forskellig grad af menneskeskabte påvirkninger. De fleste af disse stationer er videreført i det reviderede NOVANA for perioden 201-2015 (se kap. 1).

Så selvom der findes data for flere biologiske kvalitetselementer, er det på grund af manglen på implementerede indikatorer indtil videre kun muligt at beskrive den økologiske tilstand ud fra smådyr og DVFI.

### **3.1 Smådyr og Dansk Vandløbs Fauna Indeks**

Dette indeks er indført som officiel dansk metode i 1998 (Miljøstyrelsen 1998) og bygger på et forarbejde udført i 1979-1980 (Andersen et al. 1982, 1984). Metoden, der forudsætter en standardiseret prøvetagning og prøvebearbejdning, har været anvendt på et varierende antal vandløbslokaliteter i forbindelse med nationale overvågningsprogrammer siden 1989, men har også været anvendt i forbindelse med dele af de tidligere amters regionale vandløbstilsyn. Dansk Vandløbsfauna Indeks (DVFI) inddeler ud fra sammensætningen af smådyr tilstanden i syv såkaldte faunaklasser. Både bestemte indikator-arter og diversiteten har betydning ved beregning af faunaklassen. Faunaklasse 7 angiver den bedste tilstand (det upåvirkede/næsten upåvirkede vandløb), mens faunaklasse 1 betegner den dårligste tilstand.

En lav faunaklasse (fx 1, 2 eller 3) findes typisk i vandløb med meget dårlige iltforhold på grund af forurening med let omsætteligt organisk stof. Dette stof stammer primært fra udledning af spildevand fra kommunale renseanlæg, enkeltliggende ejendomme i det åbne land, dambrug eller i visse tilfælde ulovlige udledninger af gylle eller ensilagesaft fra landbruget. Der kan også forekomme lave faunaklasse-værdier i vandløb, som er stærkt påvirket af enten okker (som i mange vestjyske vandløb) eller udledninger af insekticider. Desuden vil vandløb med dårlige fysiske forhold, for eksempel vandløb, der er udrettede og uddybede, eller vedligeholdes hårdt med opgravning og grødeskæring, kun sjældent kunne opnå faunaklasser over 4. Modsat vil et naturligt bugtet vandløb, som får "lov at passe sig selv", og som samtidig er ubelastet eller kun relativt lidt belastet med organisk stof, normalt have en høj faunaklasse (5, 6 eller 7).

En stor del af de danske vandløb var medtaget i de regionplaner, som amter udarbejdede. Heri var der fastsat mål for den ønskede tilstand (herunder en bestemt faunaklasse). Regionplanernes mål er ikke længere aktuelle, efter at de såkaldte første generations vandplaner blev vedtaget 22. december 2011. Disse planer, som er udarbejdet af Miljøministeriet, og som er en del af implementeringen af EU's Vandrammedirektiv, fastsætter konkrete mål for den økologiske tilstand baseret på faunaklassen for en væsentlig del (ca. 22 000 km) af danske vandløb. Disse vandløb har mindst et opland på 10 km<sup>2</sup> eller har høj naturværdi og allerede opnået god økologisk tilstand.

### **3.2 Udvikling i økologisk tilstand (faunaklasse)**

Siden 1994 har der været foretaget standardiseret indsamling af og bearbejdning af prøver fra vandløb i det nationale overvågningsprogram til beregning af faunaklassen. Den anvendte metode er senest beskrevet i Wiberg-Larsen (2011). Antallet af prøver og den overordnede strategi under de nationale overvågningsprogrammer har varieret gennem perioden. Således har antallet af stationer, som årligt er undersøgt, ændret sig fra 222 i 1994-1997, 444 i 1998, 1053 i 1999-2003, til ca. 250 siden 2004. For hele perioden er der imidlertid kun ca. 84 stationer, for hvilke der foreligger en i ubrudt serie (17-18 år ud af samlet set 18 år) med årlige prøver. For en række yderligere stationer foreligger kortere tidsserier, således at en beskrivelse af udviklingen i

danske vandløb inden for de seneste 18 år i praksis kan foretages på baggrund af årligt 91-247 stationer (i gennemsnit 214). De i denne rapport viste resultater er baseret på dette fulde datasæt, ikke de ca. 84 stationer, som har været gennemgående i hele perioden. Der kan argumenteres for, at det havde været mest korrekt at basere analyserne på de gennemgående stationer, men så ville man tabe vigtig information for perioden 1999-2011 (hvor der forefindes stort set fulde datasæt) og ikke mindst for årene fremover. Statistiske analyser viser imidlertid, at forskellene mellem de to opgørelsesmetoder (dvs. sæt af data) er marginale.

For 2011 skulle der have været data til rådighed fra 247 stationer. Imidlertid blev der ikke foretaget undersøgelser ved 40 stationer beliggende inden for et afgrænset område af Jylland. Det er dog valgt at lade de resterende data fra 2011 indgå i den tidslige analyse.

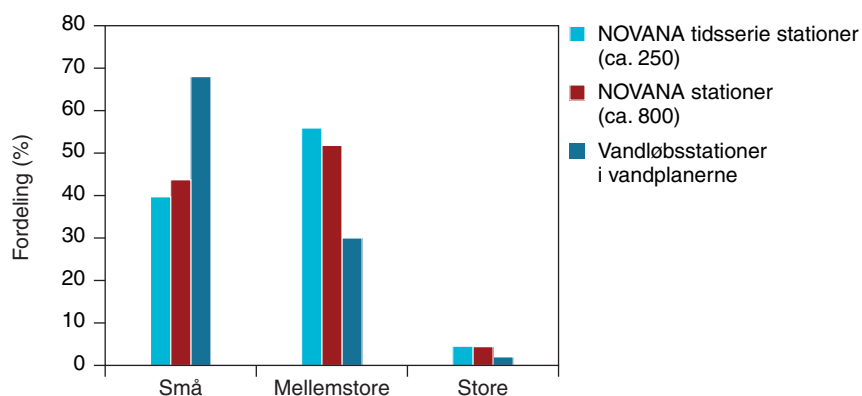
Ud over stationerne i de nævnte nationale programmer er der foretaget bestemmelser af faunaklassen ved et langt større antal stationer i forbindelsen med de nedlagte amters regionale tilsyn. Datamaterialet er imidlertid så inhomogent mht. frekvens, tidspunkt (år), omfang (antal stationer) og metode, at det reelt ikke er muligt at beskrive en generel udvikling for danske vandløb (Wiberg-Larsen et al. 2012). Desuden er der i nyeste tid indsamlet data med "operationelt" formål (DEVANO m.v.), men netop på grund af denne karakter af disse data, er de ikke egnede til at indgå i tidsserieanalyser.

Udviklingen i økologisk tilstand ved de op til ca. 250 NOVANA stationer er blevet rapporteret i de årlige NOVANA vandløbsrapporter. Disse stationer udgør imidlertid ikke et repræsentativt udvalg af danske vandløb (Wiberg-Larsen m.fl. 2010, Wiberg-Larsen et al. 2012). Således er store og mellemstore vandløb overrepræsenteret, og små vandløb tilsvarende underrepræsenteret, i stationsnettet i forhold til danske vandløb generelt (se figur 3.1), ligesom det som udgangspunkt alene omfatter vandløb, som er påvirket af forskellige nuværende eller tidligere aktiviteter (udledninger fra renseanlæg, dambrug, landbrugsdrift, reguleringer, fysisk vedligeholdelse). Den udvikling, der herudfra kan beskrives, er dog formodentlig repræsentativ for landets middelstore og store vandløb.

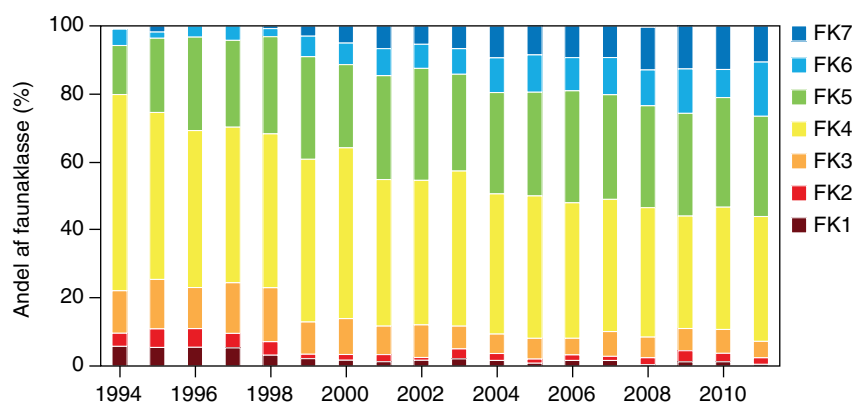
### 3.2.1 Resultater

Den økologiske tilstand beskrevet ud fra faunaklassen er generelt blevet væsentlig forbedret siden 1994 (se figur 3.2). Således er andelen af faunaklasserne 1-3 reduceret fra 22-26 % i perioden 1994-1998 til 7-11 % i perioden 2008-2011, ligesom andelen med faunaklasse 4 er reduceret fra 45-58 % til 33-38 %. Tilsvarende er andelen med faunaklasse 5-7 (god til høj tilstand) øget fra 19 % i 1994 til 56 % i 2011. Specielt er andelen med faunaklasse 6 eller 7 øget markant. Det skal her bemærkes, at de præsenterede resultater afviger noget fra, hvad der tidligere er publiceret i de årlige NOVANA-rapporter. Således har andelen med faunaklasserne 5-7 for perioden 1994-1998 tidligere har været angivet som væsentlig højere end ved nærværende opgørelse, mens der ikke er nogen forskel for årene efter 1998. Baggrunden for forskellen er, at det ved nærværende opgørelse har været muligt at anvende flere (30 %) stationer end tidligere til beskrivelse af udviklingen for perioden 1994-1998.

**Figur 3.1.** Fordelingen (i %) af små (type 1), mellemstore (type 2) og store (type 3) vandløbsstationer i hhv. NOVANA-programmet og vandplanerne. Sidstnævnte stationer afspejler med god tilnærmelse størrelsesfordelingen af danske vandløb, mens der er en markant underrepræsentation af små vandløb og overrepræsentation af mellemstore vandløb i NOVANA.



**Figur 3.2.** Udvikling i faunaklassen (Dansk Vandløbs Fauna Indeks) ved 91-247 stationer undersøgt på standardiseret vis igennem perioden 1994-2011.



Udviklingen er stærkt statistisk signifikant (lineær regression for hhv. faunaklasse 1-3, 4 og 5-7:  $r^2 = 0,77-0,91$ ,  $p < 0,001$ ). Der synes dog at være en vis "stabilisering" af tilstanden i de sidste 4 år. Går man lidt mere i detaljer ved brug af Kendalls trend test (signifikans niveau,  $p < 0,05$ ), kan der påvises statistisk signifikant udvikling for 75 (30,4 %) ud af de 247 stationer. Og for disse er udviklingen positiv (forøget faunaklasse) for 74 stationer (30,0 %), mens kun én station viser negativ udvikling. For de resterende stationer – i alt 172 – er der ingen signifikant udvikling i faunaklassen, hverken positiv eller negativ.

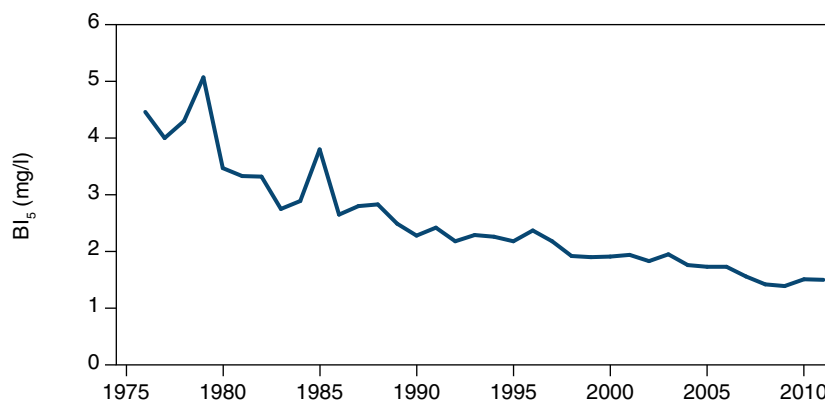
Og hvad er så forklaringen på den markant positive udvikling? Er der tale om forbedring af vandkvaliteten gennem forbedret spildevandsrensning ved offentlige renseanlæg, ejendomme i det åbne land, ferskvandsdambrug, eller er de fysiske forhold forbedret som følge af en mere miljøvenlig vedligeholdelse eller endda fysiske restaurering?

Der foreligger kun få egentlige tidsserier af data, som kan beskrive udviklingen i kemisk vandkvalitet ved de aktuelle overvågningsstationer. Til gengæld findes der sådanne tidsserier af data for stationer i forholdsvis store vandløb, beregnet til beskrivelse af stoftransport til de danske kystnære farvande og en række søer, og som er rimeligt sammenlignelige med de aktuelle økologiske overvågningsstationer. Disse data kan derfor anvendes til at illustrere fx udviklingen i indholdet af let nedbrydeligt organisk stof, målt som Biokemisk Iltforbrug ( $BI_5$ ) (se figur 3.3). Indholdet af  $BI_5$  har stor indfly-

delse på vandløbenes smådyr, hvor de forskellige arter har forskellig grad af følsomhed (Friberg et al. 2010). Nogle arter forsvinder således, selv når indholdet af BI<sub>5</sub> øges lidt i forhold til det "naturlige" niveau, mens andre be-  
gunstiges af høje koncentrationer. Denne følsomhed/tolerance afspejles der-  
for også i faunaklassen, som øges med aftagende indhold af BI<sub>5</sub>. Det ses ty-  
deligt af figur 3.3, at BI<sub>5</sub> indholdet er reduceret markant igennem perioden.  
Baggrunden er indgreb over for udledninger af spildevand, bl.a. i form af  
bedre rensning af byernes udledninger via de offentlige rensesanlæg og eli-  
minering af ulovlige udledninger af ajle, møddingsvand, ensilagesaft mv. fra  
landbruget, ikke mindst i forbindelse med Vandmiljøplan I, som blev vedta-  
get i 1987 og implementeret i de efterfølgende år.

Der er rimelig sammenhæng mellem faldet i BI<sub>5</sub> indhold og forbedringen i  
faunaklasse for de undersøgte vandløbsstationer for perioden 1994-2007 (fi-  
gur 3.2 & 3.3). I den forbindelse er det vigtigt at være opmærksom på, at for-  
bedringen i faunaklasse efter en vandkvalitetsforbedring afhænger af, hvor  
hurtigt "rentvandsarter" er i stand til at indvandre og udkonkurrere "foru-  
reningstolerante" arter. Hastigheden af denne indvandring er betinget af,  
om "rentvandsdyrene" allerede findes i et givet vandløbssystem (for så kan  
det gå hurtigt) eller om de skal indvandre over land fra andre vandsystemer  
(for så kan det tage årtier, hvis afstandene er store), se fx Wiberg-Larsen &  
Nørum (2009). Imidlertid er det en forudsætning for succesrig rekolonise-  
ring, at der er fysiske levedmuligheder i de vandløb, hvor vandkvaliteten for-  
bedres. Der er således påvist en signifikant positiv sammenhæng mellem fy-  
sisk kvalitet, målt ved Dansk Fysisk Indeks, og faunaklassen (se Wiberg-  
Larsen et al. 2010). Af figur 3.2 og 3.3 synes at fremgå, at der er en stagnation  
i faldet i BI<sub>5</sub> indhold og forbedring i faunaklasse efter 2007.

**Figur 3.3.** Udviklingen i Bioke-  
misk Iltforbrug (BI<sub>5</sub>) ved en række  
stationer i danske vandløb for  
perioden 1976-2011, beregnet  
som gennemsnit for et givet år.



Tabel 3.1. viser, at de stationer, hvor faunaklassen er forbedret, som helhed  
har en bedre vandkvalitet, men ikke mindst også en væsentlig bedre fysisk  
tilstand, end de stationer hvor der ikke er sket nogen forbedring af fauna-  
klassen. Det indikerer, at selvom forbedring af vandkvaliteten formodentlig  
er den primære årsag til forbedringen i økologisk tilstand, så forhindrer dår-  
lige fysiske forhold flertallet af vandløb i at opnå den ønskede gode tilstand.  
Det kunne også være forklaringen på, at forbedringen i økologisk tilstand  
(se figur 3.2) synes at være stagneret de seneste år, idet potentialet for for-  
bedring så at sige er udnyttet.

**Tabel 3.1.** Vandkvalitet (BI<sub>5</sub>) og fysisk tilstand (Dansk Fysisk Indeks) i perioden 2004-2011 for stationer der udviser hhv. positiv eller ingen udvikling i økologisk tilstand målt som faunaklasse.

|                  | Positiv udvikling<br>i faunaklasse |                 | Ingen udvikling<br>i faunaklasse |                 |
|------------------|------------------------------------|-----------------|----------------------------------|-----------------|
|                  | DFI                                | BI <sub>5</sub> | DFI                              | BI <sub>5</sub> |
| Middel           | 25                                 | 1,19            | 21                               | 1,42            |
| Stand. afvigelse | 12                                 | 0,70            | 13                               | 0,87            |
| Median           | 27*                                | 1,10**          | 20*                              | 1,34**          |
| Antal stationer  | 74                                 |                 | 172                              |                 |

\*Mann-Whitney U-test, P=0,003; \*\* Mann-Whitney U-test, P=0,011.

Når der kun er tale om indikation af, at vandkvalitetsforbedring er en hovedforklaring på forbedret økologisk tilstand, skyldes det manglen på dokumentation for ændringer i de fysiske forhold i vandløbene inden for de seneste 20-25 år. Der er således ikke foretaget systematiske målinger, fx i form af fysisk indeks eller lignende. Man kunne ellers forvente en forbedring som følge af ændringen af formålet med vandløbsloven i 1985. Her blev afvanding og miljøinteresser i princippet ligestillet, hvor afvanding var hovedformålet før den tid. Miljøvenlig vedligeholdelse af vandløb blev efterfølgende indbygget i ny regulativer, som dog først blev fuldt implementeret omkring midten af 1990'erne (senest i de mindre vandløb). Men selvom vedligeholdelsen af vandløbene herefter generelt skulle være blevet mere miljøvenlig – og derved burde føre til bedre fysiske forhold – er der indikationer på, at vedligeholdelsen ikke er udført så miljøvenligt som angivet i regulativerne (Moeslund & Schlüsen 2011). Dertil kommer, at "miljøvenlig" vedligeholdelse udført i overensstemmelse med regulativerne ikke nødvendigvis er tilstrækkelig til at sikre forbedrede fysiske forhold, hvorfor vedligeholdelsen bør ændres eller suppleres med restaureringer for at give tilstrækkelig positiv effekt.

Forbedringen i vandkvalitet og økologisk tilstand er utvivlsomt primært et resultat af forbedret spildevandsrensning ved kommunale renseanlæg (og dambrug). Derimod har forbedret rensning ved ejendommene i det åbne land næppe haft nogen større betydning – endnu da. Dels er udledninger herfra kun af væsentlig betydning for de små vandløb, som er underrepræsenteret i analysen (og som i øvrigt er ligeligt repræsenteret i grupperne af stationer med hhv. positiv og ingen udvikling i faunaklasse), dels er forbedret spildevandsrensning endnu ikke gennemført i fuldt omfang på landsplan.

## 4 Kvælstof i vandløb

*Jens Bøgestrand*

Kvælstof er et plantenæringsstof, og de menneskeskabte forøgede tilførsler af kvælstof til havet er en af de vigtigste årsager til opblomstring af alger om foråret og tidligt på sommeren og deraf følgende iltsvind i sensommeren og det tidlige efterår, når en stor del af algerne nedbrydes. Forhøjede tilførsler af kvælstof kan også have en negativ betydning i vore søer. Vandmiljøplanerne har som et af de vigtigste mål at reducere tilførslen af kvælstof til havmiljøet.

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

Kvælstof har normalt relativt lille betydning for miljøet i selve vandløbene, bortset fra forhøjede koncentrationer af ammoniak, der har giftvirkning på smådyr og fisk, ligesom forhøjede koncentrationer af ammonium-N kan udelukke tilstedeværelsen af visse vandplanter. Til gengæld er vandløbene en vigtig transportvej for kvælstof til søer og havet. Koncentrationer og transport af kvælstof i vandløbene viser, om tilførslen til havet (eller søerne) bliver mindre, sådan som det er hensigten med vandmiljøplanerne.

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

### 4.1 Tilstanden i 2011

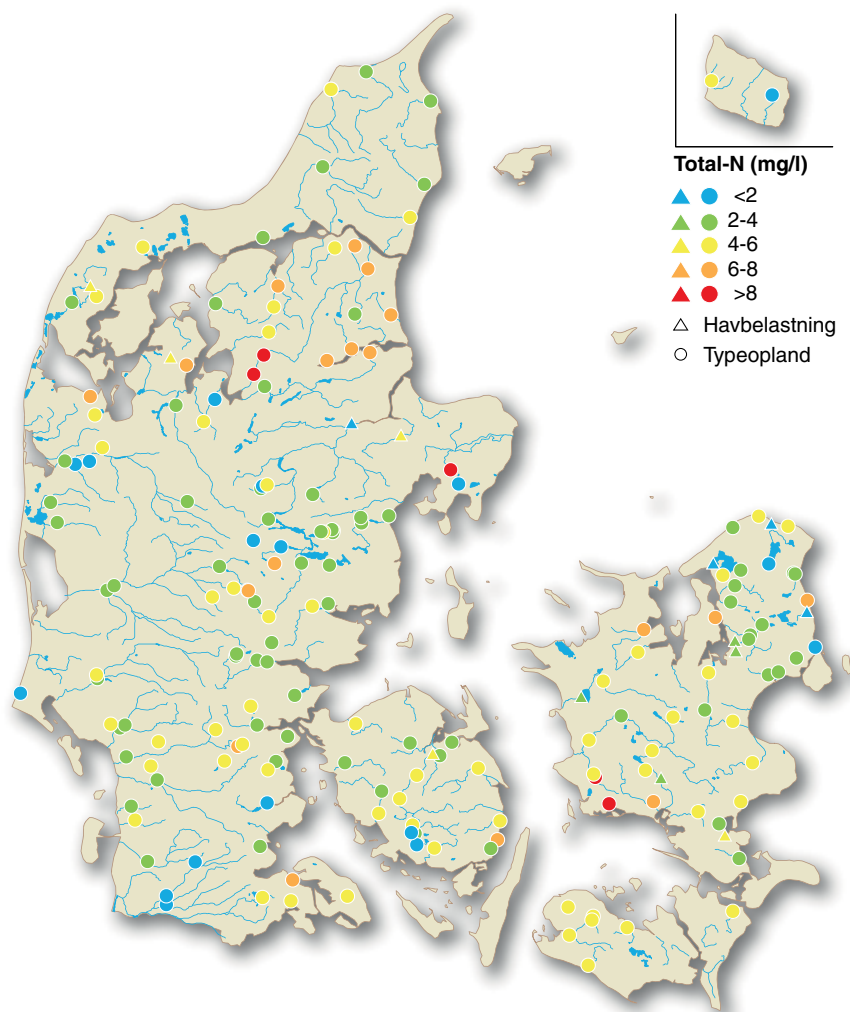
Koncentrationen af kvælstof i vandløb, som ligger i dyrkede oplande eller modtager væsentlige udledninger fra punktkilder, var i 2011 gennemsnitligt 3-4 gange så høj som baggrundsniveauet målt i naturvandløb (tabel 4.1). Samtidig er koncentrationen i vandløb, som ligger i dyrkede oplande uden punktkilder lidt højere end koncentrationen i vandløb med betydelig punktkildebelastning fra byspildevand eller industri.

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

**Tabel 4.1.** Gennemsnitlig koncentration og arealkoefficient af total kvælstof i 2011 i vandløb med forskellig type af påvirkninger. Standardafvigelse er vist i parentes.

| Belastningstype           | Antal vandløb | Kvælstofkoncentration (mg N/l).<br>Gennemsnit af vandføringsvægtede årsmiddelværdier | Arealkoefficient (kg N/ha) |
|---------------------------|---------------|--------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------|
| Naturvandløb              | 10            | 1,00 (0,55)                                                                          | -                          |
| Landbrug og punktkilder   | 51            | 3,83 (1,60)                                                                          | 13,59 (5,54)               |
| Landbrug uden punktkilder | 98            | 4,34 (1,82)                                                                          | 14,29 (9,33)               |

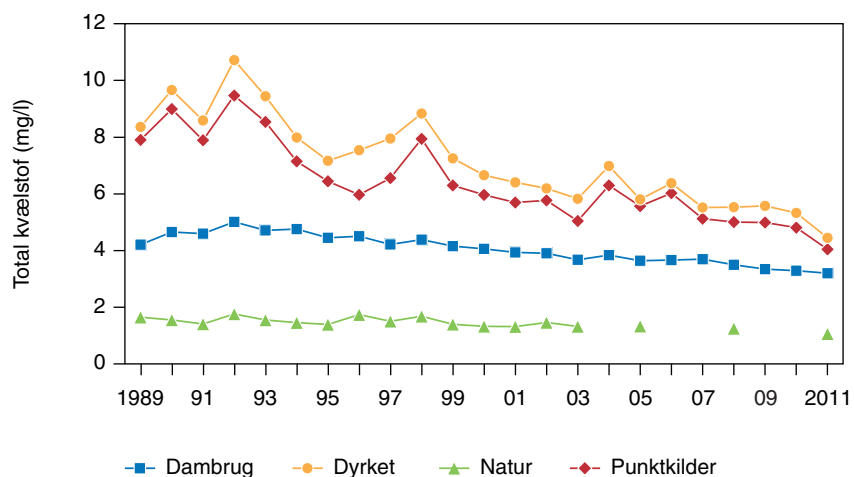
**Figur 4.1.** Koncentrationen af total kvælstof i vandløb i 2011. Vandføringsvægtede årsmiddelværdier.



## 4.2 Udvikling siden 1989

Kvælstofkoncentrationen i vandløbene har generelt været faldende, bortset fra i naturvandløbene, hvor den har været stort set uændret. Faldet har været tydeligst i de vandløb, der ligger i dyrkede oplande eller modtager betydende udledninger af by- eller industrispildevand (figur 4.2 og tabel 4.2). I vandløb med betydelige udledninger fra dambrug har der derimod kun været en mindre reduktion. Her har koncentrationsniveauet dog været lavere gennem hele perioden, primært fordi dambrugsdrift er koncentreret i grundvandsfødte vandløb i egne, hvor kvælstofindholdet i det tilstrømmende grundvand som tidligere nævnt er relativt lavt.

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



**Tabel 4.2.** Nøgletal for statistisk test (Seasonal Mann-Kendall og Senn's trend estimator) af udviklingstendenser siden 1989 for vandføringskorrigerede koncentrationer og transport af kvælstof. Middelværdier  $\pm$  95% konfidensinterval. (+ : stigning; - : fald).

Alle vandløb omfatter et antal vandløb udover de 4 nævnte typer.

| Oplandstype 1991 | Antal stationer | Antal med signifikant fald | Antal med signifikant stigning | Procentvis ændring i koncentration | Procentvis ændring i transport |
|------------------|-----------------|----------------------------|--------------------------------|------------------------------------|--------------------------------|
| Natur            | 7               | 5                          | 0                              | $-19 \pm 14$                       | $-31 \pm 20$                   |
| Dyrket           | 63              | 57                         | 1                              | $-43 \pm 5$                        | $-48 \pm 5$                    |
| Punktkilder      | 78              | 76                         | 0                              | $-44 \pm 4$                        | $-46 \pm 4$                    |
| Dambrug          | 15              | 13                         | 0                              | $-34 \pm 7$                        | $-34 \pm 7$                    |
| Alle             | 167             | 154                        | 1                              | $-40 \pm 3$                        | $-43 \pm 3$                    |

## 5 Fosfor i vandløb

*Jens Bøgestrand*

Fosfor er, lige som kvælstof, et plantenæringsstof og er den vigtigste årsag til forekomsten af en forøget mængde af planktonalger i mange søer. Fosfor er også af betydning for tilstanden i mange fjorde. Af disse årsager har vandmiljøplanerne haft som et mål at reducere udledningen af fosfor til vandmiljøet.

Fosfor er tidligere blevet udledt i store mængder til vandmiljøet fra byernes rensningsanlæg og industrier. Efter de seneste årtiers store forbedringer i spildevandsrensning er tabet fra landbrugsjorder og de spredt beliggende ejendomme uden for kloakerede områder imidlertid nu den vigtigste kilde til fosfor i vandløbene.

Fosfor har generelt relativ lille betydning for miljøkvaliteten i vandløbene, men via vandløb transporteres fosfor til søer og fjorde. Derfor er målte koncentrationer og beregnede transporter vigtige for at kunne vurdere, om tilførslerne til søer og fjorde bliver mindre som ønsket.

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

### 5.1 Tilstanden i 2011

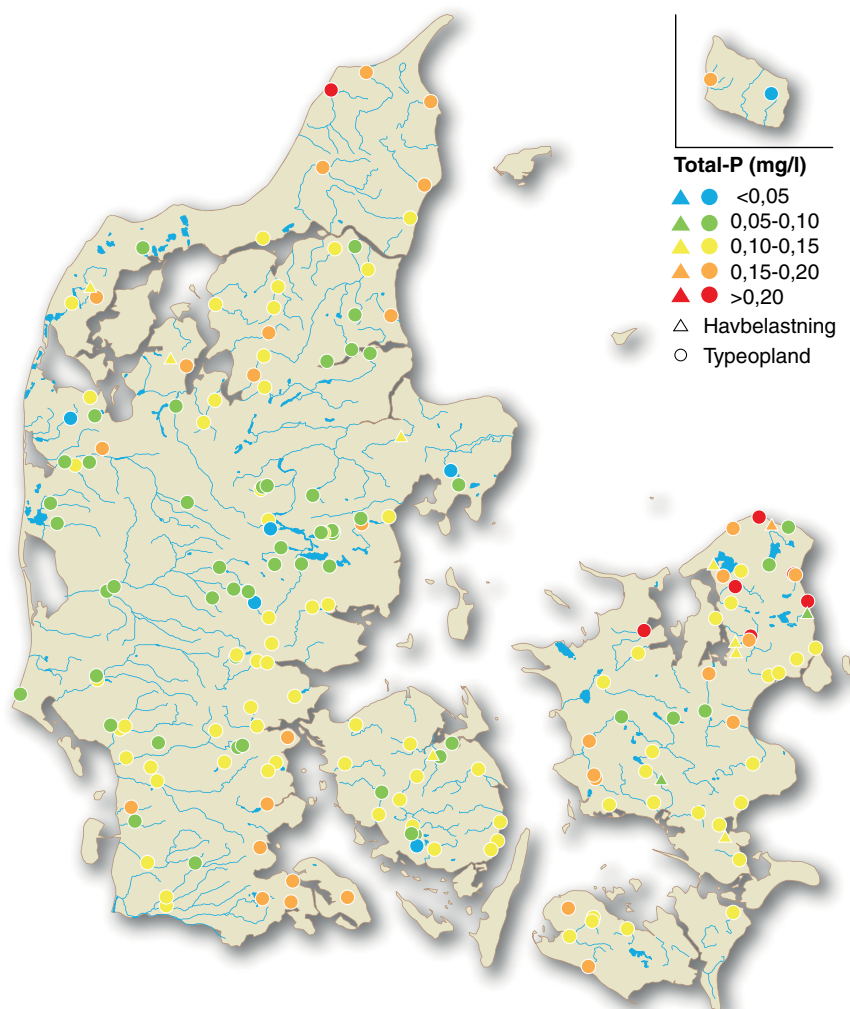
Koncentrationen af fosfor i vandløb, som ligger i dyrkede oplande eller er udsat for væsentlige udledninger fra punktkilder, var i 2011 gennemsnitligt 2-3 gange så høj som niveauet målt i naturvandløb (tabel 5.1). Der er dog forskel på vandløb, som kun påvirkes af landbrugsdrift og spredt bebyggelse uden for kloakerede områder, og vandløb, som også belastes med spildevand fra renseanlæg, idet sidstnævnte gruppe af vandløb har en lidt højere gennemsnitlig koncentration af fosfor.

**Tabel 5.1.** Gennemsnitlig koncentration og arealkoefficient af total fosfor i 2011 i vandløb med forskellig type af påvirkninger. Standardafvigelse i parentes.

|                           | Antal vandløb | Fosforkoncentration<br>(mg P l <sup>-1</sup> )<br>Gennemsnit af vandførings-<br>vægtede årsmiddelværdier | Arealkoefficient<br>(kg P ha <sup>-1</sup> ) |
|---------------------------|---------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------|
| Naturvandløb              | 10            | 0,05 (0,03)                                                                                              | -                                            |
| Landbrug og punktkilder   | 51            | 0,15 (0,07)                                                                                              | 0,52 (0,07)                                  |
| Landbrug uden punktkilder | 76            | 0,12 (0,03)                                                                                              | 0,40 (0,03)                                  |

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

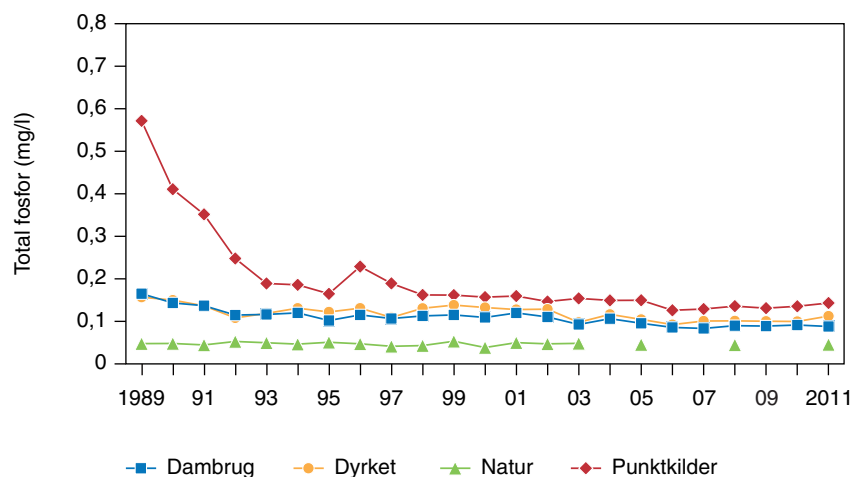
**Figur 5.1.** Koncentrationen af total fosfor i vandløb i 2011. Vandføringsvægtede års-middelværdier.



## 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 dambrugspåvirkede vandløb er fosforkoncentrationen også faldet signifikant som følge af formindskede udledninger fra dambrug. I naturvandløb er der ingen signifikant ændring. I vandløb i dyrkede områder er der forskelligt rettede ændringer, men en klar overvægt af vandløb i hvilke, der forekommer fald i koncentrationen. Regionale forskelle er ikke testet (se dog fokuskapitlet).

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



**Tabel 5.2.** Nøgletal for statistisk test (Seasonal Mann-Kendall og Senn's trend estimator) af udviklingstendenser siden 1989 for vandføringskorrigerede koncentrationer af fosfor. Middelværdier  $\pm$  95 % konfidensinterval. (+ : stigning; - : fald).

Alle vandløb omfatter et antal vandløb udover de 4 nævnte typer.

| Oplandstype 1991 | Antal stationer | Antal med signifikant fald | Antal med signifikant stigning | Procentvis ændring i koncentration | Procentvis ændring i transport |
|------------------|-----------------|----------------------------|--------------------------------|------------------------------------|--------------------------------|
| Natur            | 7               | 0                          | 0                              | $-4 \pm 10$                        | $-5 \pm 12$                    |
| Dyrket           | 38              | 17                         | 2                              | $-14 \pm 9$                        | $-18 \pm 7$                    |
| Punktkilder      | 78              | 70                         | 0                              | $-44 \pm 5$                        | $-43 \pm 5$                    |
| Dambrug          | 15              | 11                         | 0                              | $-31 \pm 11$                       | $-30 \pm 11$                   |
| Alle             | 167             | 115                        | 3                              | $-33 \pm 4$                        | $-33 \pm 4$                    |

## 6 Kvælstofbelastning af havet

*Jørgen Windolf, Jens Bøgestrand, Ane Kjeldgaard, Brian Kronvang, Søren Erik Larsen, Niels Bering Ovesen & Hans Thodsen*

Kvælstofbelastningen (dvs. kvælstoftilførslen) er i dette kapitel opgjort for 2. og 3. ordens kystafsnit, jf. oplandene på kortene fig. 6.1 – 6.3.

### 6.1 Datagrundlag og metoder

Til beregning af den samlede tilførsel af total-kvælstof fra land er der for perioden 1990-2007 anvendt data fra 118 målestationer, hvorfra der forligger måledata for hele perioden. I 2008-11 er 6 af disse stationer (alle beliggende i Nordjylland) udgået. Det areal, som derved er dækket af målestationer, er dermed reduceret fra 21 478 km<sup>2</sup> til 21 131 km<sup>2</sup>, svarende til 49 % af Danmarks areal. Ved seneste revision af overvågningsprogrammet er målinger på de udgåede stationer dog fuldt genoptaget i 2012 tillige med enkelte øvrige stoftransportstationer.

For resten af landets areal, det såkaldt umålte opland, er afstrømningen af total-kvælstof beregnet ved brug af simple modeller for udledning og omsætning af kvælstof. En nærmere dokumentation for metoden er givet i Windolf m.fl. (2010, 2011, 2012a). Det er tidligere påvist (Bøgestrand m.fl. 2009), at den anvendte metode generelt overestimerer kvælstofkoncentrationerne i det vestlige Danmark og med tendens til underestimering i den østlige del af landet.

For den del af landet, der afstrømmer til de i Vandplanerne såkaldte V1-fjorde, er der forsøgt foretaget korrektioner for ovennævnte modelbias. Korrektionerne er foretaget i 2 trin. Først er der sket en oplands- og månedsspecifik opretning af de modellerede koncentrationer af kvælstof for V1-oplande, hvor der også har været måledata fra vandløb. Disse korrektioner er antaget også at være gældende for de umålte oplande til de enkelte V1-fjorde. Dernæst er undersøgt, om der for de målte oplande har kunnet påvises en signifikant udvikling over tid for modelresidualerne. Har dette været tilfældet i mindst 9 af årets 12 måneder over perioden siden 1990, er der foretaget en korrektion af denne 'trend-residual' i modellerede data. Korrektionen er udledt oplandsspecifikt for de enkelte fjord-oplande's målte oplande og antaget at kunne overføres til de umålte oplande. Der er således foretaget en korrektion for 'trend-residual' i oplandet til Mariager Fjord (opland 36) samt enkelte deloplande (371, 372, 374, 376) til Limfjorden. Disse korrektioner er nærmere beskrevet i (Windolf m.fl. 2012a.). Ud af et totalt umålt areal på 21.624 km<sup>2</sup> er der således foretaget en generel biaskorrektion for 8.764 km<sup>2</sup>. Heraf er yderligere foretaget en 'trend'-korrektion for kvælstofafstrømningen fra 2.502 km<sup>2</sup> umålt opland.

For de 118 målestationer er der anvendt månedlige vand- og stoftransporter, som er beregnet af amterne/miljøcentrene/Naturstyrelsens regionale enheder.

Data for udledninger af spildevand fra punktkilder er sammenstykket af de data, som Fagdatacentret for hydrologiske punktkilder (tidligere Miljøstyrelsen, nu under Naturstyrelsen) gennem årene har leveret.

For rensningsanlæg, særskilte industrielle udledere og ferskvandsdambrug er udledningerne knyttet til et punkt. Regnvandsbetingede udledninger er derimod knyttet til et opland, enten et opland til en vandkemisk målestation eller til et 4. ordens kystafsnit. Udledninger fra saltvandsbaserede fiskeopdræt er knyttet til et 4. ordens farvand. Spredt bebyggelse har indtil 2009 været knyttet til et opland ligesom regnvandsbetingede udledninger, men er i 2010 knyttet til punkter i form af enkelte ejendomme.

Der er en del problemer med de tilgængelige spildevandsdata. Således mangler data for begyndelsen af 1990'erne for regnvandsbetingede udledninger og udledninger fra saltvandsbaserede fiskeopdræt. For perioden omkring gennemførelsen af kommunalreformen (2005-2007) mangler der enten data, eller også er de af relativt dårlig kvalitet eller har ikke kunnet frembringes på enkeltudleder niveau. Dette er desværre tilfældet for alle typer af punktkilder. Fagdatacentret for Ferskvand har derfor i dialog med Fagdatacentret for Hydrologiske Punktkilder foretaget omfattende viderebehandling af data for at opnå en fuld tidsserie med god geografisk distribution.

For at opnå en konsistent tidsserie for spildevand, er der foretaget "huludfyldning" af de manglende data. I de tilfælde hvor der mangler oplysninger fra begyndelsen af 1990'erne, er det antaget at udledningerne har været af samme størrelse som den tidligst kendte udledning; tidsserien er så at sige blevet forlænget bagud. Hvis der modsat ikke forefindes tal på udledningen fra et givet anlæg fra et år X og fremefter, antages det at anlægget er nedlagt. Manglende værdier midt i tidsserien er udfyldt ved interpolation.

Udledningerne fra spredt bebyggelse og regnvandsbetingede udledninger er "manipuleret" for at opnå en bedre geografisk distribution som kan bruges i det samlede modelkoncept. For spredt bebyggelse er det sket ved at udnytte den geografiske distribution for 2010 på enkeltejendomme kombineret med viden fra tidligere år om den samlede udledning. Der er for hvert 1. ordens kystafsnit beregnet et indeks for hvert år, som er brugt til at estimere udledningen fra hver enkelt ejendom gennem hele tidsserien. Dermed kan udledningerne aggregeres på et vilkårligt geografisk niveau gennem alle årene. For regnvandsbetingede udledninger er udledningerne inden for hvert 2. ordens kystafsnit omdistribueret proportionalt med det befæstede areal inden for det pågældende opland. Dermed opnås et kvalificeret estimat af udledningen indenfor hvert af de mindste regnetekniske oplande som indgår i modellen.

Visse anlæg udleder direkte til havet. Det drejer især om større renseanlæg, særskilte industrielle udledere og saltvandsbaserede fiskeopdræt. De eksisterende angivelser af, hvor vidt et anlæg udleder direkte til havet, er desværre fejlbehæftede. Derfor er det besluttet at definere direkte udledninger således, at koordinaterne for udledningspunktet enten ligger ude i havet eller på land højst 100 meter fra kystlinjen. Metoden er brugt til renseanlægge og de industrielle udledere. Ferskvandsdambrug og spredt bebyggelse er konsekvent betragtet som udledere til oplandet, mens regnvandsbetingede udledninger med den valgte metode ikke kan fordeles på udledning direkte til havet og udledning til oplandet. Saltvandsbaserede fiskeopdræt betragtes konsekvent som direkte udledere til havet.

De tilgængelige spildevandsdata omfatter alene udledninger på årsbasis. Hvor der har været behov for at anvende månedsudledninger, er det antaget, at disse har været ens hele året igennem. Endelig skal det bemærkes, at

spildevandsudledninger fra spredt bebyggelse er indregnet under den diffuse kvælstofudledning.

Det har ved kildeopsplitningen af kvælstoftransporten og ved beregningerne af kvælstofudledninger og retention i umålte oplande ikke været muligt til fulde at inddrage effekten af vådområder/søer etableret indenfor de seneste 4-5 år, idet der ikke umiddelbart har været data tilgængelige på området.

## **6.2 Afstrømningen af kvælstof til havet i 2011**

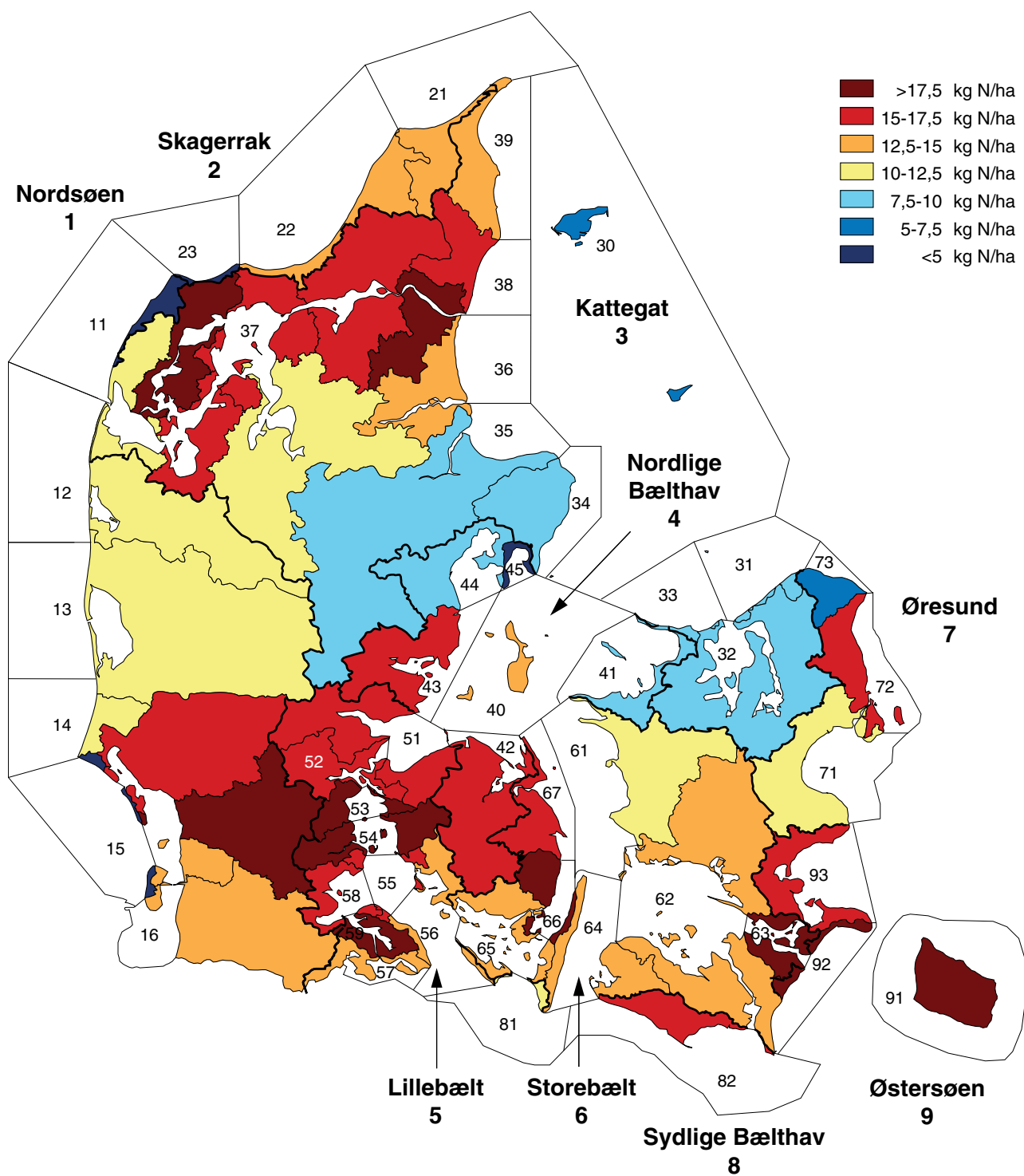
For hele 2011 blev der i alt beregnet en tilførsel af godt 59.000 tons totalkvælstof fra land til kystafsnittene omkring Danmark. Denne tilførsel er 21 % mindre end gennemsnittet for perioden 1990-2010. Samtidig var vandafstrømningen i 2011 på 348 mm 9 % større end gennemsnittet for 1990-2010 (320 mm).

Tabet af totalkvælstof pr. ha opland til de kystnære vande var i 2011 omkring 7,5-12,5 kg N/ha i store dele af landet (figur 6.1). I enkelte oplande var tabet til de kystnære vandområder dog mindre, fx i Gudenå-systemet. Her sker der via vandsystemets mange søer en væsentlig fjernelse af det udledte kvælstof, inden vandet løber ud i Randers Fjord (figur 6.1). Relativt store oplandstab af kvælstof forekom i 2011 i store dele af oplandet til Limfjorden, fra oplandene i det sydlige Jylland, Fyn samt dele af Sydsjælland og Lolland-Falster (figur 6.1).

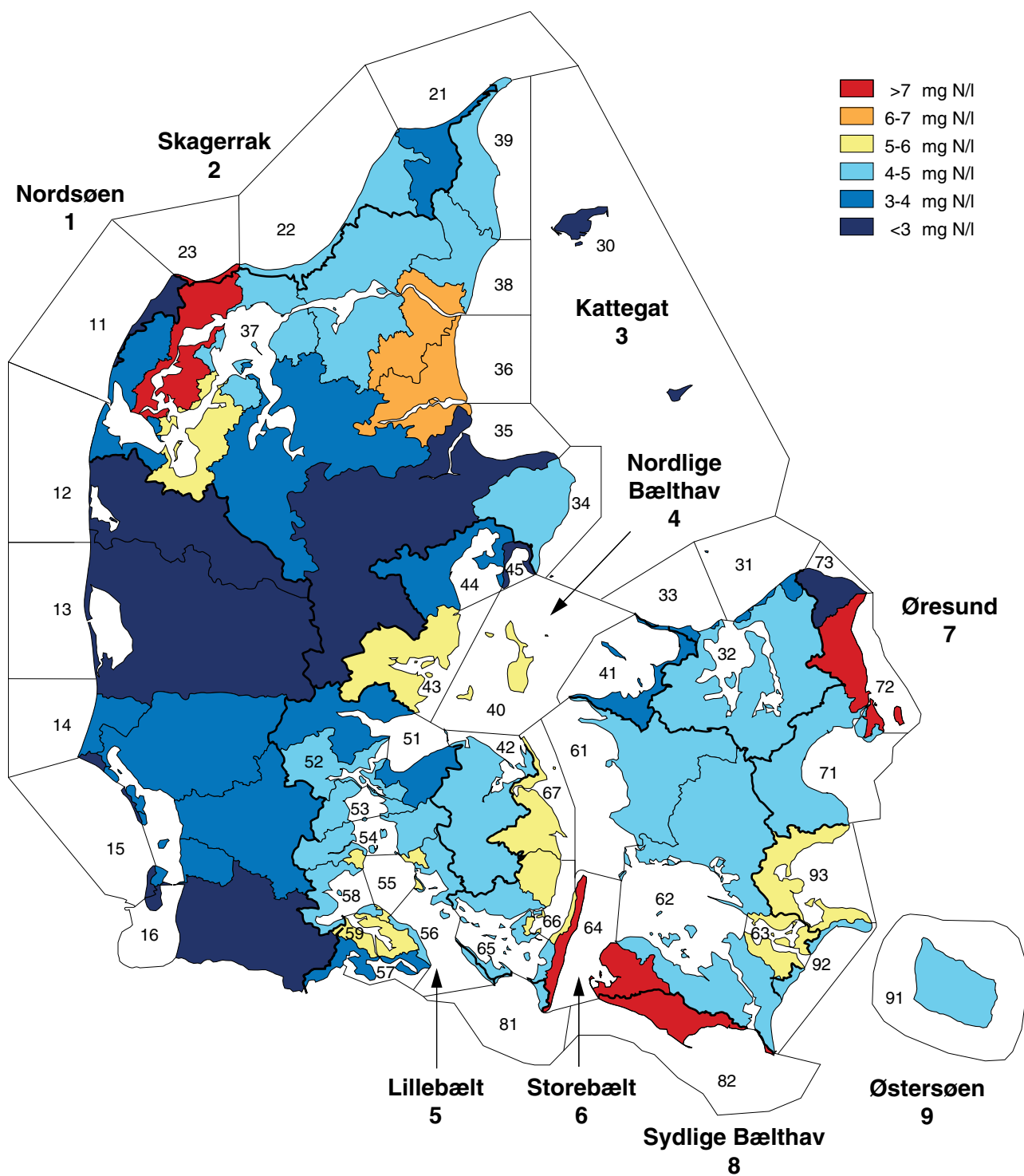
Indholdet af totalkvælstof i det afstrømmende vand til kystvandene var generelt mindre end 5 mg N/l (figur 6.2). Og i oplandene til f.eks. Randers Fjord, Nisum Fjord og Ringkøbing fjord var koncentrationerne endda under 3 mg N/l. De mange søer i Gudenå-systemet medvirker til – via denitrifikation – at fjerne en betydelig mængde af det kvælstof, der udledes til vandløbene inden vandet med resterende kvælstof når frem til Randers Fjord. For Storåen og Skjernå, der afvander til Nisum og Ringkøbing Fjord, sker der en væsentlig fjernelse af det kvælstof, der udvaskes mod dræn og grundvand. I disse typer af oplande passerer det udvaskede kvælstof reducerende lag i undergrunden, hvorved der sker en fjernelse (denitrifikation) af en væsentlig mængde af det udvaskede kvælstof.

I enkelte opland – f.eks. omkring Limfjorden, Mariager Fjord og Horsens Fjord var koncentrationerne større end 5 mg N/l.

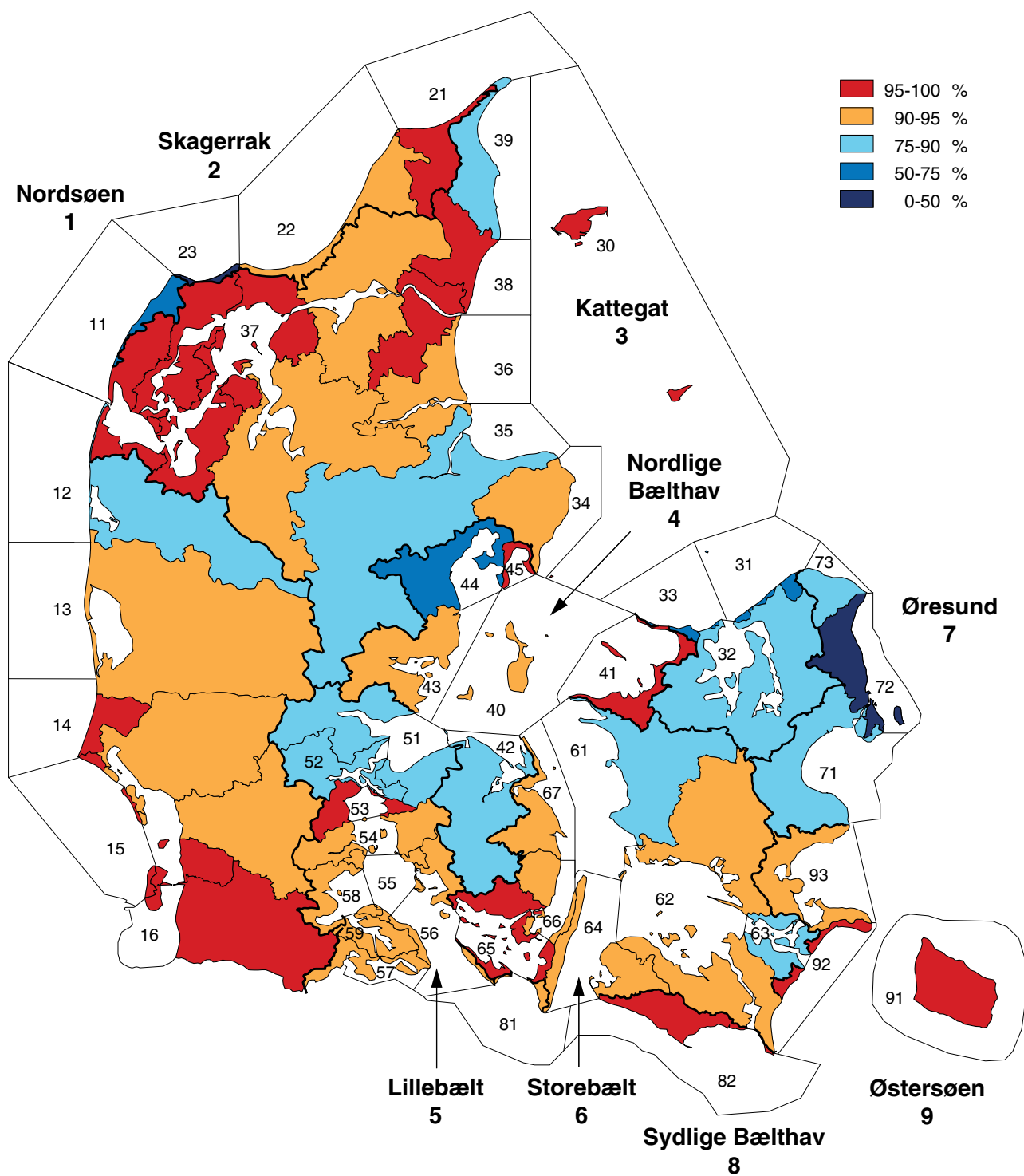
De diffuse kilders andel af den samlede kvælstoftilførsel til kystområderne varierede – som i tidligere år - noget fra landsdel til landsdel. De diffuse kilder omfatter tilførsler fra såvel dyrkede som udyrkede jorder, men også i mindre omfang udledninger af spildevand fra spredt liggende ejendomme uden for de offentlige kloaksystemer. De diffuse kilder var derfor mindst betydende omkring de større byer og størst i de åbne landområder (figur 6.3). For landet som helhed var den samlede udledning af totalkvælstof fra punktkilder (dvs. renseanlæg knyttet til bymæssig bebyggelse, dambrug, virksomheder) på 5.700 tons i 2011, mens den diffuse udledning udgjorde godt 53.000 tons svarende til en fordeling på henholdsvis 10 og 90 % af den totale kvælstoftilførsel til kystområderne.



**Figur 6.1.** Tab af total kvælstof fra oplandene til kystområderne i 2011.



**Figur 6.2.** Kvælstofbelastning af kystområderne i 2011 angivet som vandføringsvægtede koncentrationer.

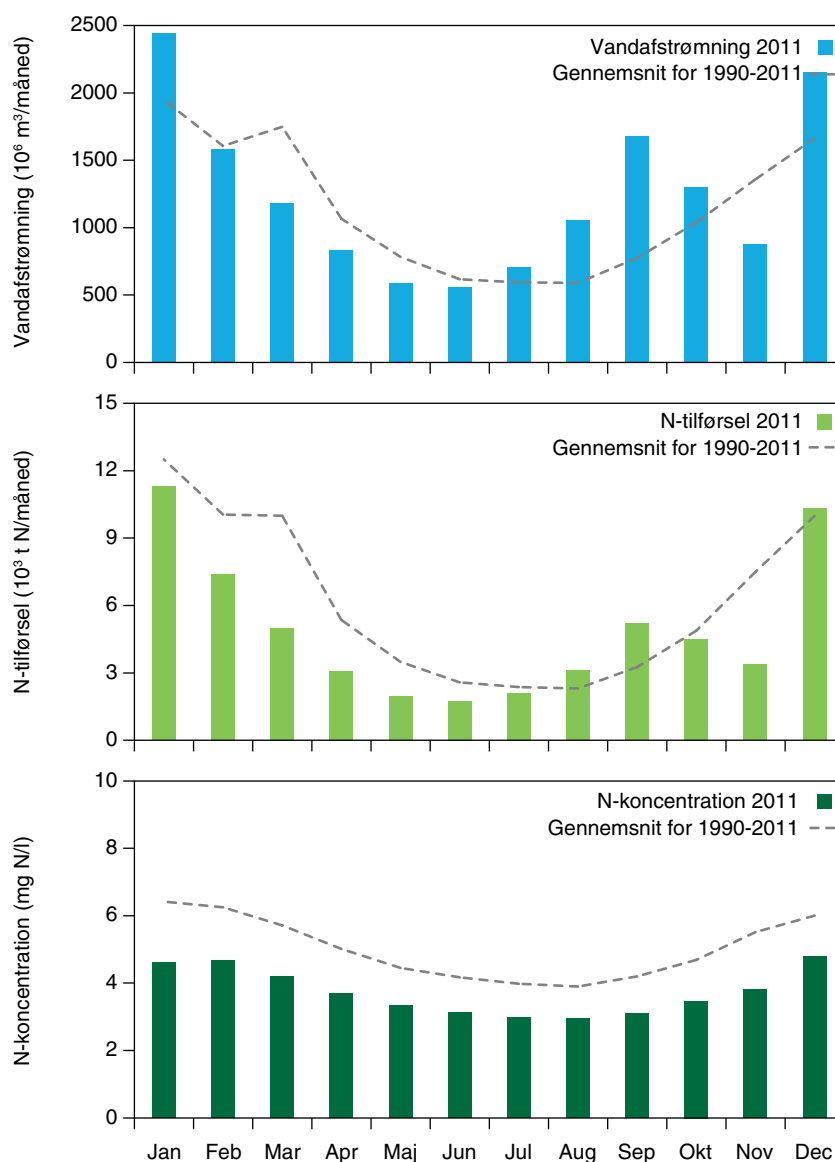


**Figur 6.3.** Diffus andel af den totale kvælstoftilførsel til kystområderne i 2011

### 6.3 Sæsonvariation i vand- og kvælstofafstrømning

I 2011 var vandafstrømningen til havet omkring Danmark 9 % større end gennemsnittet for perioden 1990-2010 (figur 6.4, se også kapitel 2). Der var dog betydelige afvigelser i forhold til gennemsnittet. Bortset fra januar måned var afstrømningen i første halvår noget mindre end i forudgående år. Omvendt var afstrømningen markant større end normalt i sensommeren, fordi der her og i perioden forud faldt meget mere nedbør end normalt. Kvælstofafstrømningen var i alle måneder i 2011 – bortset fra de relativt 'våde' måneder august-september - markant mindre end gennemsnittet for perioden 1990-2010 (figur 6.4 midt). Dette kan forklares ved, at kvælstofkoncentrationerne i det afstrømmende vand for alle måneder var betydeligt mindre end gennemsnittet for perioden (figur 6.4, nederst).

**Figur 6.4.** Månedsvise vandafstrømning (øverst), kvælstoftilførsel (midterst) og vandføringsvægtet kvælstofkoncentration i det afstrømmende vand til havet omkring Danmark (nederst) i 2011 og som gennemsnit for perioden 1990-2010.

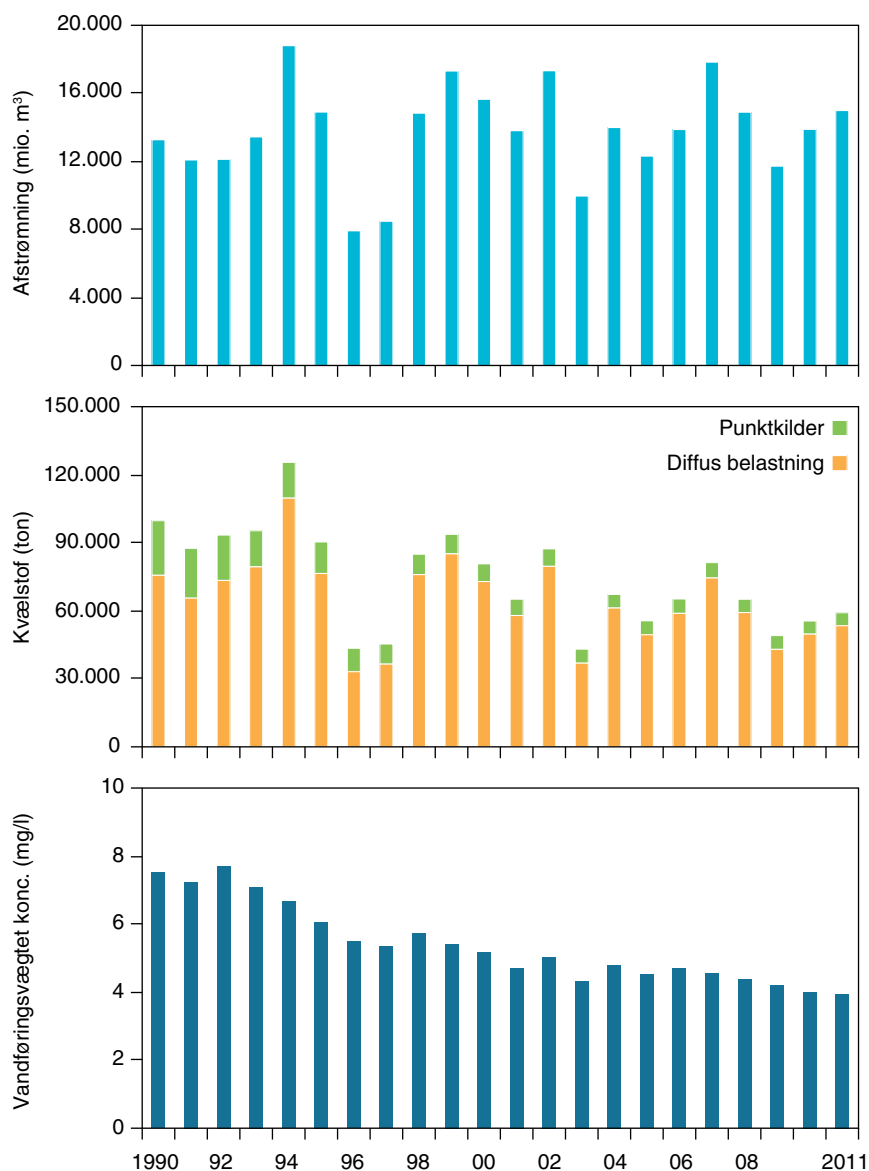


## 6.4 Udviklingen i kvælstofafstrømning

Variationen i de årlige samlede kvælstoftilførsler til kystvandene følger i udpræget grad variationen i vandafstrømningen (figur 6.5). Det ses dog også klart af figuren, at kvælstoftilførslen generelt har været faldende siden 1990. Faldet har specielt været tydeligt, når der ses på udviklingen i den vandføringsvægtede koncentration af total-kvælstof (figur 6.5, nederst). Koncentrationerne er således faldet fra et niveau på omkring 7-8 mg N/l i starten af 1990'erne til i de senere år at variere mellem 4,0 og 4,4 mg N/l. Koncentrationerne på 4,0 mg N/l i 2010 og 2011 er de lavest målte/beregnedne værdi for hele perioden siden 1990. Størstedelen af faldet forklares af en reduktion i de landbrugsrelaterede diffuse udledninger af kvælstof (figur 6.5, midt).

Den gennemførte forbedrede spildevandsrensning har dog også bidraget signifikant til den samlede reduktion i kvælstoftilførslerne. Således er udledningerne af kvælstof med spildevand fra punktkilder gennem perioden reduceret med 15-20.000 tons. I 2011 udgjorde spildevandsudledninger fra punktkilder således kun ca. 10% af de samlede kvælstoftilførsler fra land til havet omkring Danmark mod typisk 20-25% i starten af 1990'erne.

**Figur 6.5.** Udvikling i ferskvandsafstrømning (øverst), kvælstoftilførsel (midterst) og vandføringsvægtet kvælstofkoncentration i det afstrømmende vand til havet omkring Danmark (nederst), 1990-2011. Kvælstoftilførslen er fordelt på diffuse kilder (inkl. spildevand fra spredt bebyggelse) og spildevand fra punktkilder.



En nøjere statistisk analyse (Mann-Kendall trend test, tabel 6.1) viser, at der reelt er tale om et signifikant fald i den vandføringsvægtede koncentration af total-kvælstof i den samlede afstrømning til havet. Faldet er estimeret til 50 % gennem perioden, (95 % konfidensgrænser: -38/-57 %). Netop udviklingen i den vandføringsvægtede kvælstofkoncentration er et godt mål for den reelle udvikling i kvælstofafstrømningen, fordi der delvist tages højde for betydningen af de store naturlige år til år udsving i vandafstrømning. Også for hvert af de 9 farvandsområder kan der konstateres et signifikant fald i kvælstofkoncentrationen (tabel 6.1). For hele landet faldt de vandføringsvægtede koncentrationer i den diffuse tilførsel ligeledes signifikant. Faldet i det diffuse koncentrationsbidrag estimeres på landsplan til 41 % i perioden 1990-2011, (95 % konfidensgrænser: -32/-50 %). I oplandene til farvandsområderne varierede de beregnede fald i det diffuse koncentrationsbidrag mellem 32 og 51 %.

**Tabel 6.1.** Mann-Kendall trend-test af udviklingen i hhv. den samlede og i den diffuse tilførsel af kvælstof til kystområderne for perioden 1990–2011. Resultaterne er angivet som procentvis ændring i forhold til et estimeret niveau for 1990. Testen er lavet på vandføringsvægtede koncentrationer. Tallene i parentes angiver 95 % konfidensinterval. Alle udviklinger er signifikante på 5 %-niveau.

| Farvandsområde   | Kvælstof                      |                                |
|------------------|-------------------------------|--------------------------------|
|                  | Diffus tilførsel<br>% ændring | Samlede tilførsel<br>% ændring |
| Nordsøen         | -37                           | -45                            |
| Skagerrak        | -47                           | -64                            |
| Kattegat         | -32                           | -38                            |
| Nordlige Bælthav | -51                           | -54                            |
| Lillebælt        | -48                           | -51                            |
| Storebælt        | -49                           | -50                            |
| Øresund          | -46                           | -80                            |
| Sydlig Bælthav   | -40                           | -40                            |
| Østersøen        | -42                           | -51                            |
| Danmark          | -41 (-50;-32)                 | -50 (-57;-38)                  |

Analyserne af udviklingen i kvælstoftransporten i tabel 6.1 er udført på de samlede transporter fra målte og umålte oplande. Gennemføres en lignende statistisk analyse af udviklingen i den samlede kvælstoftransport fra de i alt 113 vandløbsmålestationer, der indgår i beregningerne med måletidsserier for hele perioden 1990-2011 finder man en helt tilsvarende udvikling i den diffuse kvælstoftransport. For denne kan beregnes et statistisk signifikant fald, og faldet er estimeret til 40%, altså i praksis det samme som beregnes for den samlede diffuse kvælstof transport fra landet som helhed (Tabel 6.1).

Derimod er den samlede kvælstoftransport fra de målte oplande ikke reduceret helt så meget som for landet som helhed. For det målte opland beregnes således 'kun' et fald på 44 % i den totale kvælstoftransport. Det mindre fald forklares af, at der i det målte opland ikke har været udledt så meget spildevand som i det umålte kystnære opland, der indeholder mange store byer. Den gennemførte spildevandsrensning gennem perioden har derfor ikke haft den samme relative effekt i det målte som i det umålte opland.

## 6.5 Kilder til transport af og tilbageholdelse af kvælstof

I tabel 6.2 er vist nøgletal for kilderne til kvælstoftransporten, den beregnede kvælstofretention (tilbageholdelse/nitratreduktion), samt den samlede tilførsel til kystvandene. Tallene er opgjort for 2011 og sammenlignet med gennemsnittet for perioden 1990-2010. Desuden er der foretaget en opdeling på det målte og det umålte opland. I tabellen indgår såvel målte som modellerede værdier for det målte opland. Der henvises til Windolf m.fl. (2011, 2012a) og Wiberg-Larsen m.fl. (2010) for en nærmere beskrivelse af den metodiske tilgang og de anvendte forudsætninger for beregningerne.

Ses indledningsvist på tallene for det målte opland (1990-2010), er der med den empiriske model for kvælstofudledning til overfladevand beregnet en bruttoudledning fra diffuse kilder på 52.100 tons N/år og en samlet kvælstofretention i overfladevand på 11.500 tons N/år. Dermed fås en modelberegnet kvælstoftilførsel (bruttoudledning minus retention i overfladevand) fra diffuse kilder for det målte opland på 40.600 tons N/år. Den samlede målte transport af total-kvælstof fra det målte opland er som gennemsnit i perioden beregnet til 35.500 tons N/år. I denne målte transport indgår en relativt mindre mængde kvælstof udledt med spildevand fra punktkilder i det målte opland (3100 t N/år). Trækkes denne spildevandsmængde fra den målte kvælstoftransport, fås en estimeret kvælstoftransport fra diffuse kilder i det målte opland på 32.400 tons N/år. Dette er 8400 tons N/år mindre end den modelberegnete transport på 40.600 tons N/år (1990-2010). Den anvendte model overestimerer således på landsplan den samlede kvælstoftransport fra det målte opland med ca. 25 %. Imidlertid er der for oplande til de såkaldte V1-fjorde (Vandplaner) foretaget en korrektion for model bias. Denne korrektion betyder, at den korrigerede modellerede diffuse kvælstoftransport for hele landets målte areal for 1990-2010 reduceres fra 40.600 t N/år til 38.000 t N/år, altså noget tættere på den målte diffuse N transport på 32.400 ton N/år. For det umålte opland betyder disse korrektioner, at den modellerede diffuse N transport her for perioden 1990-2010 reduceres fra 33.200 til 32.000 t N. Trods de foretagne korrektioner tyder tallene i tabel 6.2 på, at der stadig med det anvendte modelkompleks kan være tale om en vis overestimering af kvælstoftransporterne. Det skal også bemærkes, at der ikke har været forsøgt foretaget korrektioner for modelbias for oplande udenfor oplandene til de såkaldte V1-fjorde.

For 2011 fås som sum af de målte og modelberegnete kvælstoftransporter en total kvælstoftilførsel på 59.100 tons N udledt med en samlet ferskvandsafstrømning på ca. 15.000 mio. m<sup>3</sup> (Tabel 6.2). Bruttoudledningen af kvælstof til overflade vand er for 2011 beregnet til noget mere, - nemlig 81.000 tons kvælstof fra diffuse kilde samt en yderligere udledning af kvælstof med spildevand på ca. 5.700 tons N. Det er således beregnet, at der i overfladevandet foregik en N retention på samlet omkring 20.000 tons N. Det svarer til, at omkring 25% af det udledte kvælstof til overfladevand omsættes inden det når frem til de kystnære vandområder. Den beregnede N-retention er dog behæftet med betydelig usikkerhed, både samlet og for de enkelte anførte kilder til N-retentionen.

**Tabel 6.2.** Nøgletal for kilder, transport og tilbageholdelse af kvælstof, 1990-2011.

| Kvælstof, 1990-2010                                           | 1990-2010                                       |                                                  |                                   | 2011                                            |                                                  |                                   |
|---------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------|--------------------------------------------------|-----------------------------------|-------------------------------------------------|--------------------------------------------------|-----------------------------------|
|                                                               | 10 <sup>3</sup> t N/år <i>a</i><br>(målt areal) | 10 <sup>3</sup> t N/år <i>c</i><br>(umålt areal) | 10 <sup>3</sup> t N/år<br>Danmark | 10 <sup>3</sup> t N/år <i>b</i><br>(målt areal) | 10 <sup>3</sup> t N/år <i>d</i><br>(umålt areal) | 10 <sup>3</sup> t N/år<br>Danmark |
| Udvaskning fra rodzonen                                       |                                                 |                                                  |                                   |                                                 |                                                  |                                   |
| Udvaskning dyrket areal, 10 <sup>3</sup> t N/år (1)           |                                                 |                                                  | 204                               |                                                 |                                                  |                                   |
| Udvaskning udyrket areal, 10 <sup>3</sup> t N/år (1)          |                                                 |                                                  | 8                                 |                                                 |                                                  |                                   |
| Samlet N-udvaskning, 10 <sup>3</sup> t N/år                   |                                                 |                                                  | <b>212</b>                        |                                                 |                                                  |                                   |
| <b>Brutto diffus udledt, 10<sup>3</sup> t N/år (model **)</b> | <b>52,1</b>                                     | <b>42,9</b>                                      | <b>95,0</b>                       | <b>43,0</b>                                     | <b>38,0</b>                                      | <b>81</b>                         |
| Retention små søer                                            | 0,2                                             | 0,3                                              | 0,5                               | 0,2                                             | 0,3                                              | 0,5                               |
| Retention, store søer                                         | 5,1                                             | 2,5                                              | 7,6                               | 4,3                                             | 2,2                                              | 6,5                               |
| Retention små vandløb (<2m)                                   | 1,9                                             | 2,4                                              | 4,3                               | 1,8                                             | 2,3                                              | 4,1                               |
| Retention, vandløb (> 2m)                                     | 4,2                                             | 4,4                                              | 8,6                               | 4,1                                             | 4,4                                              | 8,5                               |
| Retablerede vådområder (2)                                    | 0,02                                            | 0,01                                             | 0,0                               | 0,01                                            | 0,01                                             | 0,02                              |
| Retention, oversvømmelse i ådale                              | 0,14                                            | 0,11                                             | 0,3                               | 0,2                                             | 0,2                                              | 0,4                               |
| <b>Total retention, 10<sup>3</sup> t N/år</b>                 | <b>11,5</b>                                     | <b>9,7</b>                                       | <b>21,2</b>                       | <b>10,6</b>                                     | <b>9,4</b>                                       | <b>20,0</b>                       |
| Model. transport (diffus) 10 <sup>3</sup> t N/år              | 40,6 **                                         | 33,2 **                                          | 73,8                              | 32,4 **                                         | 28,7 **                                          | 61 **                             |
| Målt transport 10 <sup>3</sup> t N/år                         | 35,5                                            |                                                  |                                   | 26,5                                            |                                                  |                                   |
| - heraf spildevand fra punktkilder                            | 3,1                                             |                                                  |                                   | 1,9                                             |                                                  |                                   |
| Målt transport (diffus) 10 <sup>3</sup> t N/år                | 32,4                                            |                                                  |                                   | 24,6                                            |                                                  |                                   |
| Afvigelse (model-målt)/målt %                                 | 25                                              |                                                  |                                   | 30                                              |                                                  |                                   |
| <b>Anvendt transport (diffus) 10<sup>3</sup> t N/år (3)</b>   | <b>32,4</b>                                     | <b>32,0 *</b>                                    | <b>64,4</b>                       | <b>24,6</b>                                     | <b>28,8 *</b>                                    | <b>53,4</b>                       |
| + Spildevand (4)                                              | 3,1                                             | 2,5                                              | 5,6                               | 1,9                                             | 1,4                                              | 3,3                               |
| + Spildevand, direkte til havs (4)                            |                                                 | 4,9                                              | 4,9                               |                                                 | 2,4                                              | 2,4                               |
| <b>N tilførsel til marint vand, 10<sup>3</sup> t N/år</b>     | <b>35,5</b>                                     | <b>40,5</b>                                      | <b>74,9</b>                       | <b>26,5</b>                                     | <b>32,7</b>                                      | <b>59,1</b>                       |
| Total retention (5)                                           |                                                 |                                                  | 145                               |                                                 |                                                  |                                   |
| Retention i grundvand (5)                                     |                                                 |                                                  | 124                               |                                                 |                                                  |                                   |
| Retention i overfladevand (5)                                 |                                                 |                                                  | 22                                |                                                 |                                                  |                                   |

(1) Beregnet ved antaget gennemsnitsklima for 1990-2005 under anvendelse af 3 forskellige udvaskningsmodeller. Nettovandbalancen for det dyrkede areal for to af disse modeller er som gennemsnit for perioden 395 og 375 mm. For landet som helhed er antaget en nettovandbalance på 309 mm og for det udyrkede areal ca. 175 mm/år

(2) Den anførte retention omfatter IKKE retention i nyanlagte større søer (disse er medtaget under posten: store søer). Ufuldstændigt datagrundlag

(3) For 1990-2010 modelberegnes for det målte opland en N-transport fra diffuse kilder på 40.600 t N/år, men der måles en transport på 35.500 t. I det målte opland udledtes i snit 3100 t N med spildevand, og fratrækkes dette den målte transport fås et estimat på 32.400 t N for målt transport fra diffuse kilder af N. Det er naturligvis denne målte transport, der **anvendes** i de videre beregninger (tillægges spildevand og bidrag fra umålt opland). For umålt opland er det den modelberegnete korrigerede N transport fra diffuse kilder, der anvendes og tillægges bidrag fra spildevand (til vandløb og direkte til marint vand). For ca. 8.800 km<sup>2</sup> umålt opland er der søgt at korrigere den modelestimerede diffuse kvælstoftransport (se tekst)

(4) I den nuværende opsætning af beregningsprogram til kildeopsplitning indregnes ingen retention af det udledte spildevand.

(5) Beregnet som N-udvaskning fra rodzonen – kvælstoftransport (diffus). Retention i overfladevand er særskilt estimeret. Rest-retention antages at være reduktion i grundvand.

\*) Korrigeret værdi. Dvs korrigerede værdier for V1 fjordes umålte opland er anvendt i stedet for estimatet fra rå, ukorrigeret model. Se tekst.

\*\*) Ukorrigeret model.

a) Vandafstrømning: 7,7 10<sup>9</sup> m<sup>3</sup> (362 mm); b) 8,7 10<sup>9</sup> m<sup>3</sup> (435 mm); c) 6,0 10<sup>9</sup> m<sup>3</sup> (277 mm); d) 6,8 10<sup>9</sup> m<sup>3</sup> (309 mm);

## 6.6 Udvikling i nøgleindikatorer af betydning for kvælstoftransporten

Som bl.a. vist i dette kapitel er der en væsentlig kobling mellem størrelsen af ferskvandsafstrømningen og den tilknyttede kvælstoftransport. I 'våde' år med megen nedbør og stor ferskvandsafstrømning i vandløbene vil der typisk også være en større kvælstoftransport i vandløbene end i 'tørre' år med ringe nedbør. Variationer i ferskvandsafstrømningen fra år til år medfører således en betydelig år-til-år variation i kvælstofafstrømningen. Denne variation vanskeliggør i nogen grad en vurdering af, hvorledes de forureningsbegrænsende tiltag generelt er slået igennem.

Betydningen af variationer i ferskvandsafstrømningen for det enkelte års kvælstoftransport er i figur 6.6 (øverst) søgt elimineret. Figuren viser dels den – stærkt varierende – aktuelle samlede kvælstoftransport i vandløb fra diffuse kilder de enkelte år i perioden siden 1990 og dels den normaliserede kvælstoftransport. Den anvendte metode til denne normalisering er gengivet i Windolf m.fl. (2012a) og Windolf m.fl. (i trykken). Den normaliserede transport illustrerer den kvælstoftransport, der ville have været det enkelte år, såfremt vandafstrømningen havde været konstant gennem hele perioden (319 mm/år).

Det ses tydeligt, at der gennem perioden er sket et fald i den normaliserede kvælstoftransport fra diffuse kilder (Figur 6.6, øverst). Faldet kan beregnes til knap 40 % eller ganske lig det fald, der er beregnet med den alternative metode (se tabel 6.1).

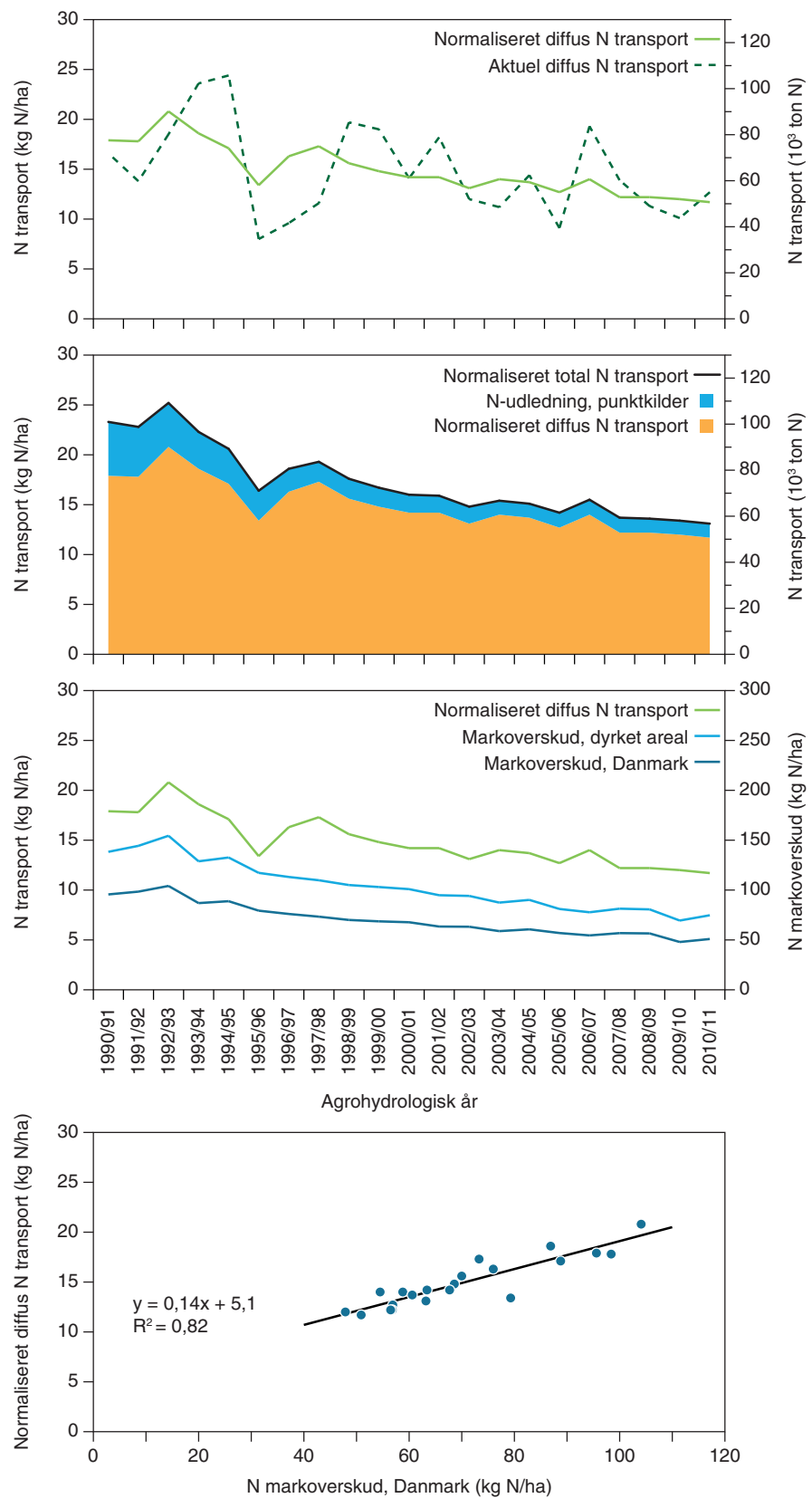
Udover de diffuse kilder til kvælstoftransporten udledes der også kvælstof med spildevand til vandmiljøet. Disse spildevandsudledninger er ikke i samme grad som udledningerne fra de diffuse kilder påvirket af variationer i nedbøren. Tillægges de aktuelle spildevandsudledninger fra punktkilder (ekskl. spildevand fra spredt bebyggelse som medregnes under den diffuse afstrømning) fås således et estimat for, hvordan udviklingen i den samlede 'normaliserede' kvælstoftilførsel til de kystnære områder har udviklet sig siden 1990.

Den samlede normaliserede kvælstoftilførsel fra såvel diffuse kilder som fra punktkilder er illustreret i figur 6.6 (næst øverst). Her er regnet i agrohydrologiske år idet dette er mest korrekt ved sammenstillinger af landbrugspraksis (markbalancer) og diffus N tilførsel til havet. Det fremgår, at der med den anvendte metode beregnes en N-tilførsel på over 100.000 tons N i starten af perioden. For 2001/02-2006/07 er niveauet for den samlede N tilførsel faldet til 61.000-67.000 tons N hvoraf udledningerne fra diffuse kilder har udgjort langt størstedelen (55.000-61.000 tons N).

For årene 2006/07-2010/11 beregnes et yderligere fald i den normaliserede diffuse N tilførsel til omkring (50.000-53.000 tons N). I samme periode er spildevandstilførslerne opgjort til 5.800-6.600 tons N. Den samlede normaliserede N tilførsel har således i denne sidste periode været omkring 56.000-59.000 tons N.

Den altovervejende kilde til den diffuse kvælstoftransport i vandløbene er tabet af kvælstof fra de dyrkede arealer.

**Figur 6.6.** Udvikling i indikatorer for kvælstoftransporter beregnet for agrohydrologiske år.



Den illustrerede markante reduktion i den diffuse, normaliserede kvælstof-tilførsel er vist (figur 6.6 næst nederst) sammen med udviklingen i over-skuddet af kvælstof beregnet som det såkaldte markoverskud (Blicher-Mathiesen m.fl. 2012). I delfiguren er vist såvel overskuddet beregnet alene

for de dyrkede arealer som det samlede markoverskud for hele landet areal (kg N/ha). I det sidste er indregnet et beskedent N-overskud for udyrkede arealer, og det arealrelaterede overskud for hele landet bliver således mindre end overskuddet beregnet alene for det dyrkede areal. Det er tydeligt, at såvel markoverskud som den diffuse normaliserede kvælstoftransport falder i takt med hinanden.

Der er således en meget fin, signifikant lineær relation mellem det nationale markoverskud og den samlede, normaliserede kvælstoftransport fra diffuse kilder (Figur 6.6, nederst).

Beregnes de normaliserede kvælstoftilførsler for kalenderår - i stedet for som ovenstående for agrohydrologiske år – fås for 2010-11 en normaliseret diffus N tilførsel på 49.000-50.000 tons N og en total tilførsel inklusive spildevandsudledningerne på 55.000-56.000 tons N.

Tilsvarende sammenhænge er tidligere vist - ikke alene for landet som helhed - men også for en række deloplande til danske fjorde (Windolf m.fl. 2012b, Windolf m.fl. i trykken). Dog er det også vist, at der ikke for alle fjordoplande er forekommet hurtigt indtrædende reduktioner i den diffuse kvælstoftransport (Windolf m.fl. 2012b). Det gælder f.eks. oplandet til Mariager Fjord og visse deloplande til Limfjorden (Hjarbæk Fjord m.m.). I disse oplande er den diffuse kvælstoftilførsel til fjordene reduceret mindre end man umiddelbart kunne forvente ud fra den generelle relation vist i figur 6.6. En væsentlig medvirkende forklaring herpå er forekomst af ikke reduceret dybere grundvand med stadigt høje indhold af kvælstof, som bidrager væsentligt til kvælstoftransporten i vandløbene (Mariager Fjord's opland).

## 6.7 Sammenfatning af resultaterne

En overordnet sammenkædning af de beregnede data for udledning, retention og transport af kvælstof for perioden 1990-2011 kan sammenfattes således (jf. tabel 6.1, 6.2 m.m.):

- Udvaskningen af kvælstof fra rodzonen (nitrat-N) under dyrkede og udyrkede arealer er beregnet til 212.000 tons N/år som gennemsnit for perioden 1990-2010.
- Retentionen i overfladevand er for samme periode beregnet til ca. 21.000 tons N/år (svarende til 10 % af det udvaskede kvælstof).
- De diffuse kilders andel af den samlede kvælstofafstrømning til kystvandene er for perioden beregnet til 86% (ca. 64.000 tons N/år) .
- Kvælstofretentionen i grundvand kan for perioden 1990-2010 overslagsmæssigt beregnes til 124.000 tons N/år (differencen mellem kvælstof udvaskning og summen af kvælstoftransporten fra diffuse kilder + retentionen i overfladevand). Kvælstofretentionen i grundvandet udgør derved 58% af den samlede udvaskning fra rodzonen.
- Den samlede kvælstoftilførsel fra land til kystvandene i 2011 er beregnet til 59.100 tons N/år. Heraf udgør kvælstof udledt med spildevand fra punktkilder ca. 5.700 tons N/år.

- Kvælstoftilførslerne fra land til fjorde og øvrige kystnære områder er siden 1990 reduceret med ca. 50% når der tages højde for betydningen af år-til-år variationer i ferskvandsafstrømningen.
- Kvælstoftilførslerne fra diffuse kilder er reduceret med omkring 40 % siden 1990.
- Reduktionen i tilførslerne fra diffuse kilder forklares af et fald i kvælstofoverskuddet på de dyrkede marker.
- Reduktioner i spildevandsudledningerne har dog også haft væsentlig betydning for det samlede fald i kvælstoftilførslerne.
- Den aktuelle, normaliserede kvælstoftilførsel fra diffuse kilder er for kalenderårene 2010-11 estimeret til omkring 49.000-50.000 tons Kvælstof. Hertil skal lægges et bidrag fra spildevand fra punktkilder på omkring 6.000 tons N, således at det nuværende niveau for den samlede normaliserede kvælstoftilførsel til havet omkring Danmark - med en vis usikkerhed - er omkring 55.000-56.000 tons N.

## 7 Fosforbelastning af havet

*Jørgen Windolf, Jens Bøgestrand, Søren Erik Larsen og Niels Bering Ovesen,*

### 7.1 Datagrundlag og metode

Fosforbelastningen er, som kvælstofbelastningen, opgjort for 2. og 3. ordens kystafsnit, jf. oplandene på kortene fig. 7.3 – 7.5. For ca. 49 % af Danmark er transporten opgjort direkte ved hjælp af målestationerne (målte oplande). For den øvrige del af landet (umålte oplande) er belastningen beregnet ved hjælp af en model for den diffuse tilførsel, og resultaterne herfra er summeret med spildevandsudledningerne (fra renseanlæg, dambrug, industriudledninger) og derefter fratrasket retentionen i søer og naturlige vådområder. Den diffuse tilførsel omfatter dels tab af fra dyrkede og udyrkede jorder, dels udledninger af spildevand fra spredt liggende ejendomme i det åbne land (dvs. uden for kloakerede områder). Modellen for den diffuse udledning anvender data for jordtype, dyrkningsgrad, andel af vådområder, nedbør og baseflow som forklarende variable. Opgørelsesmetoder og modelberegninger er beskrevet i Ovesen m.fl. (2009).

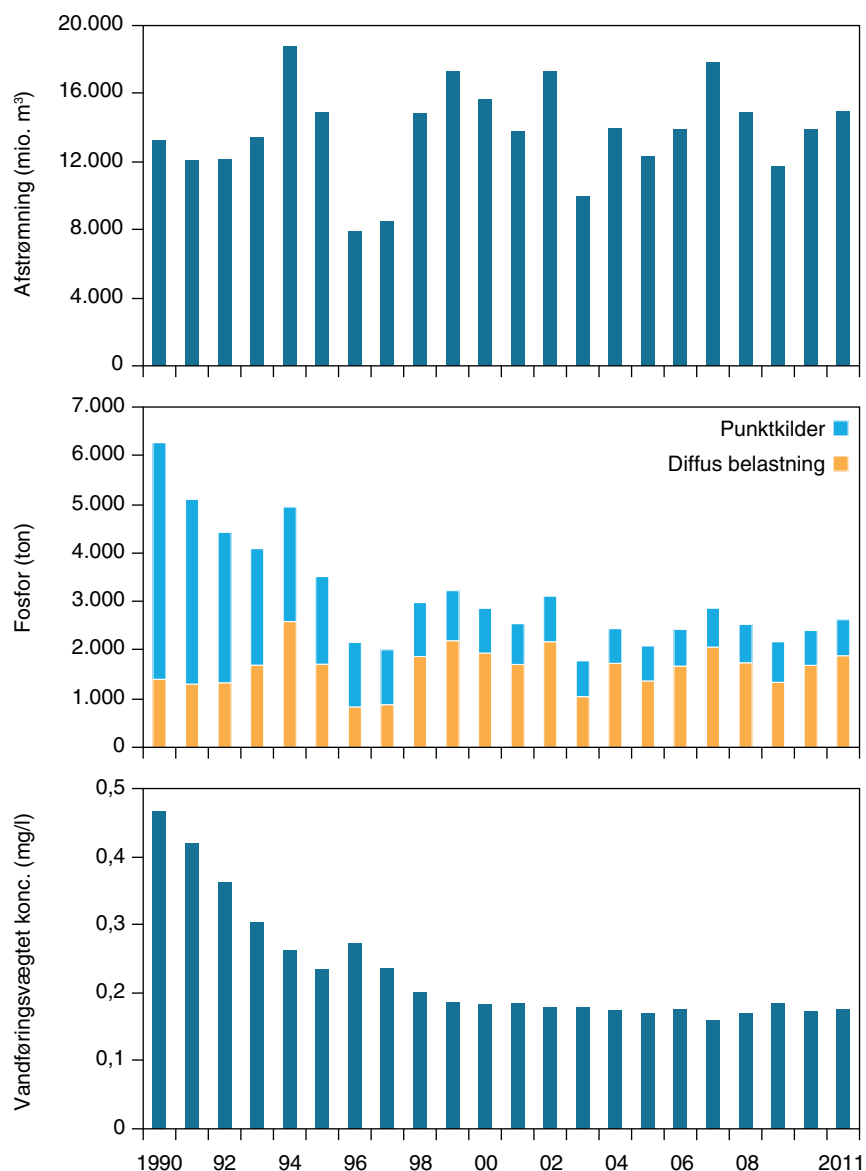
Ved kildeopsplitningen er den samlede diffuse belastning angivet som differensen mellem totalbelastningen og spildevandsudledningerne. Det tilgængelige datasæt for spildevandsudledningerne (inkl. dambrug) er i forbindelse med årets rapportering justeret som beskrevet i kapitel 6.1.

Det bemærkes, at modellen for de diffuse udledninger af fosfor er udviklet på baggrund af data fra målestationer i små vandløbsoplande, hvor der har været intensiv, kontinuert prøvetagning og måling af fosforkoncentrationerne. Derimod er vandprøver fra de målte vandløbsoplande på de stationer, der indgår fra NOVANA's 'Havbelastningsstationer' indsamlet ved stikprøvetagning. Typisk er der her kun 18-24 vandkemiske prøvetagninger pr. år. Det er veldokumenteret, at efterfølgende beregninger af fosfortransporter på baggrund af enkeltprøver (stikprøver) typisk kan resultere i beregnede transporter, der er mindre end den 'sande' fosfortransport - altså den transport, der kan beregnes ud fra en intensiv, kontinuert prøvetagning.

### 7.2 Fosfortilførsel til havet 2011

I 2011 blev der i alt beregnet en tilførsel af godt 2600 tons fosfor (P) til de danske farvandsområder (figur 7.1, midt). Der er sket et markant fald i de samlede fosfortilførsler til kystvandene siden 1990. Faldet forklares af den store reduktion i fosforudledningerne med spildevand gennem perioden (figur 7.1, midt), hvilket er en direkte effekt af den forbedrede rensning, som i forbindelse med den første vandmiljøplan blev iværksat omkring og umiddelbart efter 1990. De samlede udledninger af fosfor med spildevand fra punktkilder er således faldet fra omkring 4900 tons fosfor i 1990 til 700-800 tons fosfor de seneste år. Fosfortilførslerne fra diffuse kilder (dyrkede og udyrkede arealer, samt spildevand fra spredt bebyggelse) har derved fået relativt større betydning. De varierer – ligesom kvælstof - fra år til år med variationerne i den årlige vandafstrømning (figur 7.1, øverst).

**Figur 7.1.** Ferskvandsafstrømning, samlet tilførsel af fosfor til de marine kystafsnit og vandføringsvægtet fosfor koncentration for 1990 til 2011.



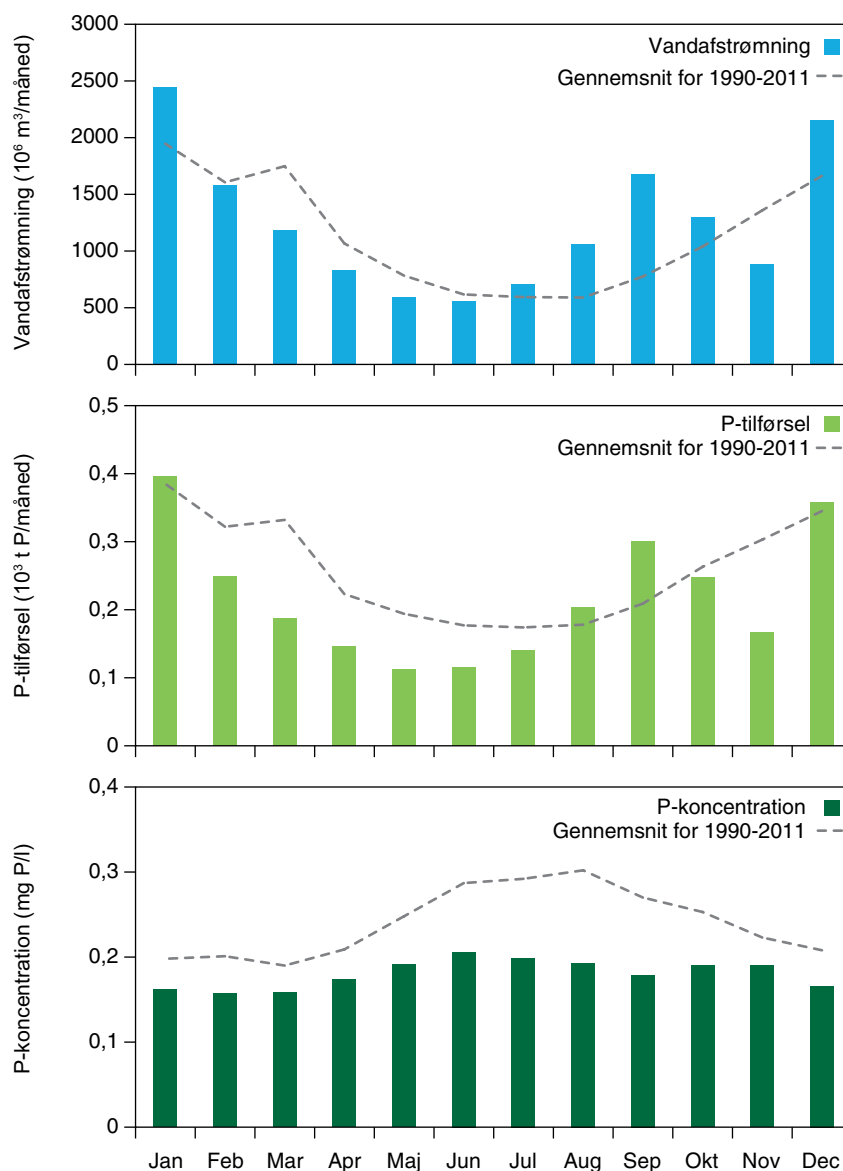
Den markante reduktion i fosfortilførslerne ses specielt tydeligt i udviklingen i de vandføringsvægtede fosforkoncentrationer i den samlede vandmængde, der strømmer fra land til kystvandene omkring Danmark (figur 7.1, nederst). Koncentration blev i 2011 målt og beregnet til 0,175 mg P/l. De vandføringsvægtede fosforkoncentrationer har kun varieret lidt det seneste 10 år med et gennemsnit på 0,174 mg P/l (S.D.: 0,006 mg P/l). Heraf bidrog det udledte spildevand i 2011 med 0,050 mg P/l af den samlede fosforkoncentration. Udledninger fra diffuse kilder bidrog således med resten; 0,125 mg P/l. Det beregnede diffuse koncentrationsbidrag har – på landsplan – de seneste 10 år været ret konstant og svinget omkring et gennemsnit på 0,118 mg P/l (S.D.; 0,007 mg P/l). Det bemærkes, at der heri også indgår et bidrag for spildevandsudledninger fra spredt bebyggelse, dvs. spildevand fra ejendomme i det åbne land, der ikke afleder spildevand til centrale renseanlæg. Dette bidrag regnes her som et diffust bidrag.

Hen over året 2011 var fosfortilførslerne i næsten alle måneder betydeligt mindre end gennemsnittet for perioden siden 1990 (figur 7.2, midt). Dog betød den relativt store vandafstrømning i januar, august og september (figur

7.2, øverst), at fosfortilførslerne her blev lidt større end gennemsnittet for hele perioden. Det skyldes naturligvis, at den større vandafstrømning i disse måneder medførte en øget fosfortilførsel fra diffuse kilder.

Fosforkoncentrationerne i det afstrømmende vand fra land varierede hen over året 2011, men var – på grund af de reducerede spildevandsudledninger – i alle måneder markant mindre end gennemsnittet for hele perioden siden 1990 (figur 7.2, nederst). Generelt er fosforkoncentrationerne noget større i sommermånederne, fordi ferskvandsafstrømningen er mindre (figur 7.2, øverst), hvorved det udledte spildevand ikke 'fortyndes' så meget som i øvrige måneder. Dette fænomen er dog meget mindre tydeligt nu end tidligere, hvor spildevandstilførslen bidrog relativt mere til den samlede koncentration.

**Figur 7.2.** Månedsvise vandafstrømning, fosfortilførsel og vandføringsvægtet fosforkoncentration i det afstrømmende vand til havet omkring Danmark i 2011 og som gennemsnit for 1990-2011



Den regionale belastning af kystområderne varierede betragteligt i 2011 (figur 7.3). Størst var oplandstabet (kg P/ha) til Lillebælt og til Øresund, hvor oplandstabet generelt var større end 0,7 kg P/ha. Den vandføringsvægtede koncentration af total fosfor var i langt størstedelen af Jylland og det nordlige Fyn på mellem 0,1 og 0,2 mg P/l (figur 7.4). I det østlige Danmark og specielt omkring Hovedstadsområdet var forfor-koncentrationerne i den samlede vandafstrømning dog betydeligt større. De diffuse fosforkilders betydning var generelt størst i Jylland og mindst i det østlige Danmark (figur 7.5).

### 7.3 Udvikling i fosforafstrømning 1990 – 2011

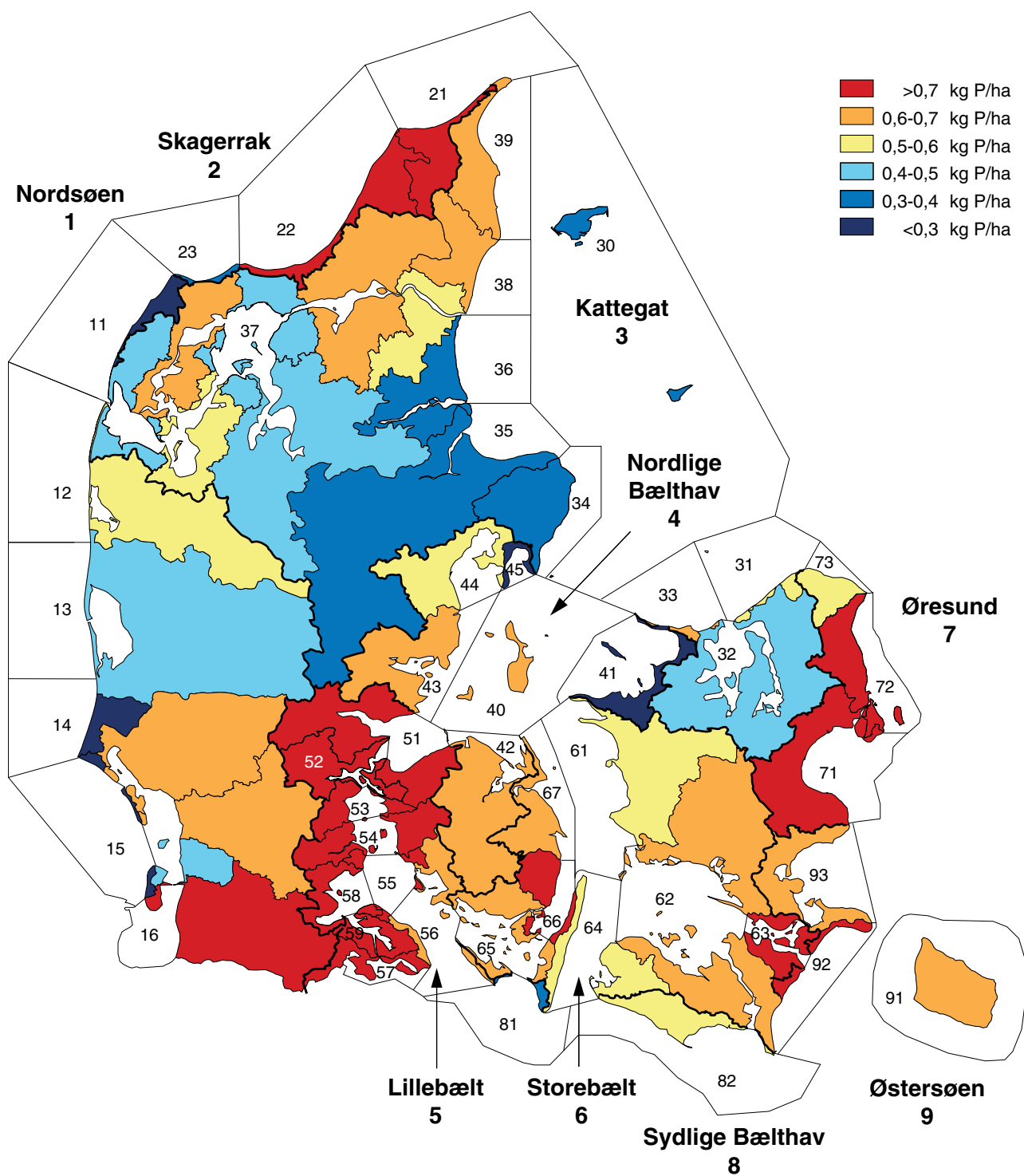
Der har i perioden 1990-2011 været et statistisk signifikant (Mann-Kendall trend test) fald i den samlede tilførsel af total fosfor fra land til havet omkring Danmark (figur 7.4). Faldet er estimeret til 59 % (95 % C.L.: 33-97 %), se tabel 7.1. Ligeledes er der for alle overordnede farvandsområder (1. orden) påvist et statistisk sikkert fald gennem perioden. Faldene estimeres til 55-89 %.

Reduktionen i belastningen af havet med fosfor kan forklares af de reducerede udledninger af fosfor med spildevand. For tilførslerne fra diffuse kilder kan der ikke på landsplan påvises en statistisk sikker udvikling over tid (tabel 7.1).

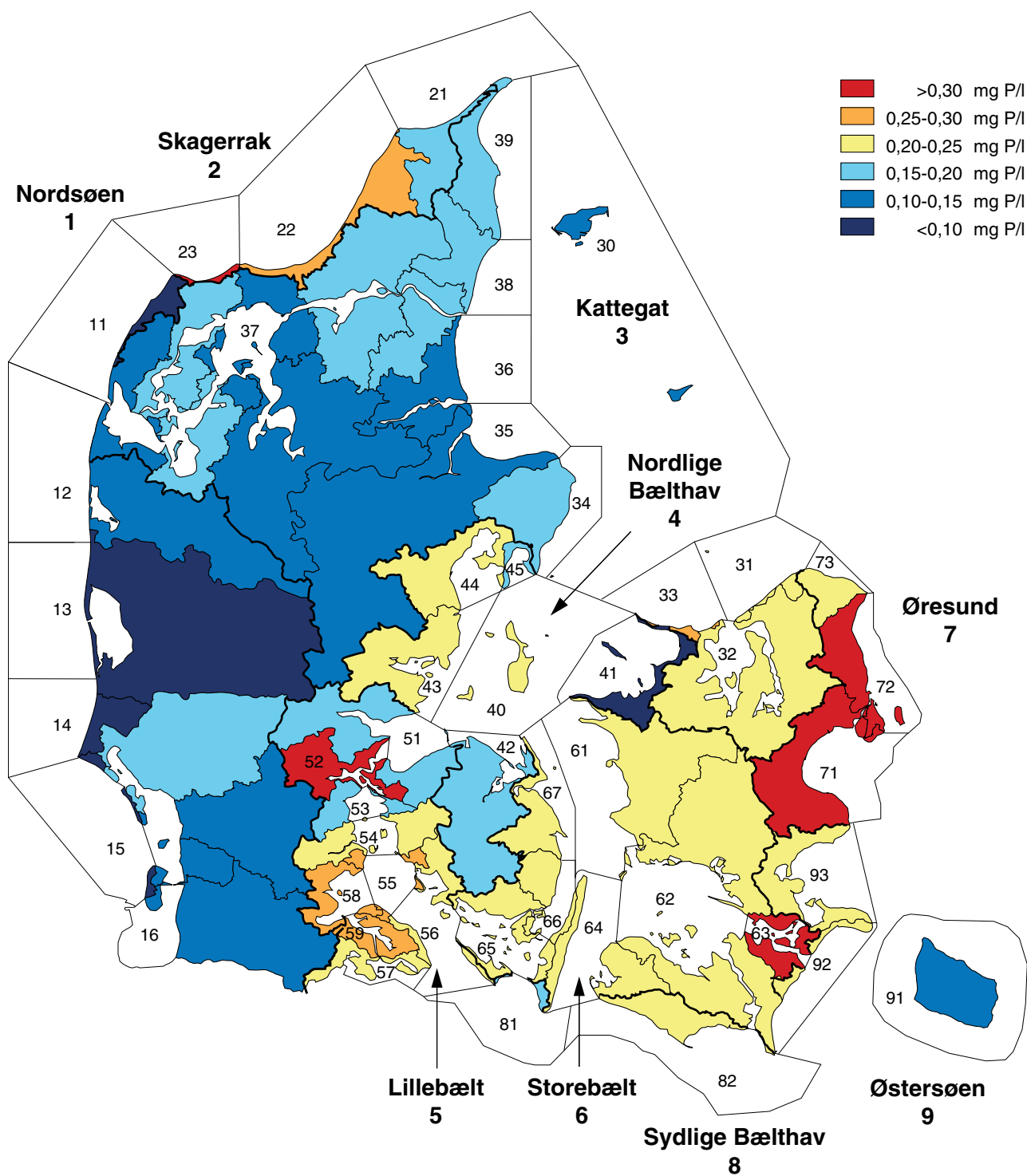
**Tabel 7.1.** Mann-Kendall trend-test af udviklingen i hhv. den samlede og i den diffuse tilførsel af fosfor til kystområderne for perioden 1990–2011. Resultaterne er angivet som procentvis ændring i forhold til et estimeret niveau for 1990. Testen er lavet på vandføringsvægtede koncentrationer. Tallene i parentes angiver 95 % konfidensinterval.

| Farvandsområde   | Fosfor                     |                             |
|------------------|----------------------------|-----------------------------|
|                  | Diffus tilførsel % ændring | Samlede tilførsel % ændring |
| Nordsøen         |                            | -50                         |
| Skagerrak        |                            | -59                         |
| Kattegat         |                            | -48                         |
| Nordlige Bælthav |                            | -59                         |
| Lillebælt        |                            | -64                         |
| Storebælt        |                            | -65                         |
| Øresund          |                            | -89                         |
| Sydlig Bælthav   |                            | -55                         |
| Østersøen        |                            | -77                         |
| Danmark          | -5 (-10;20)*               | -59 (-97;-33)               |

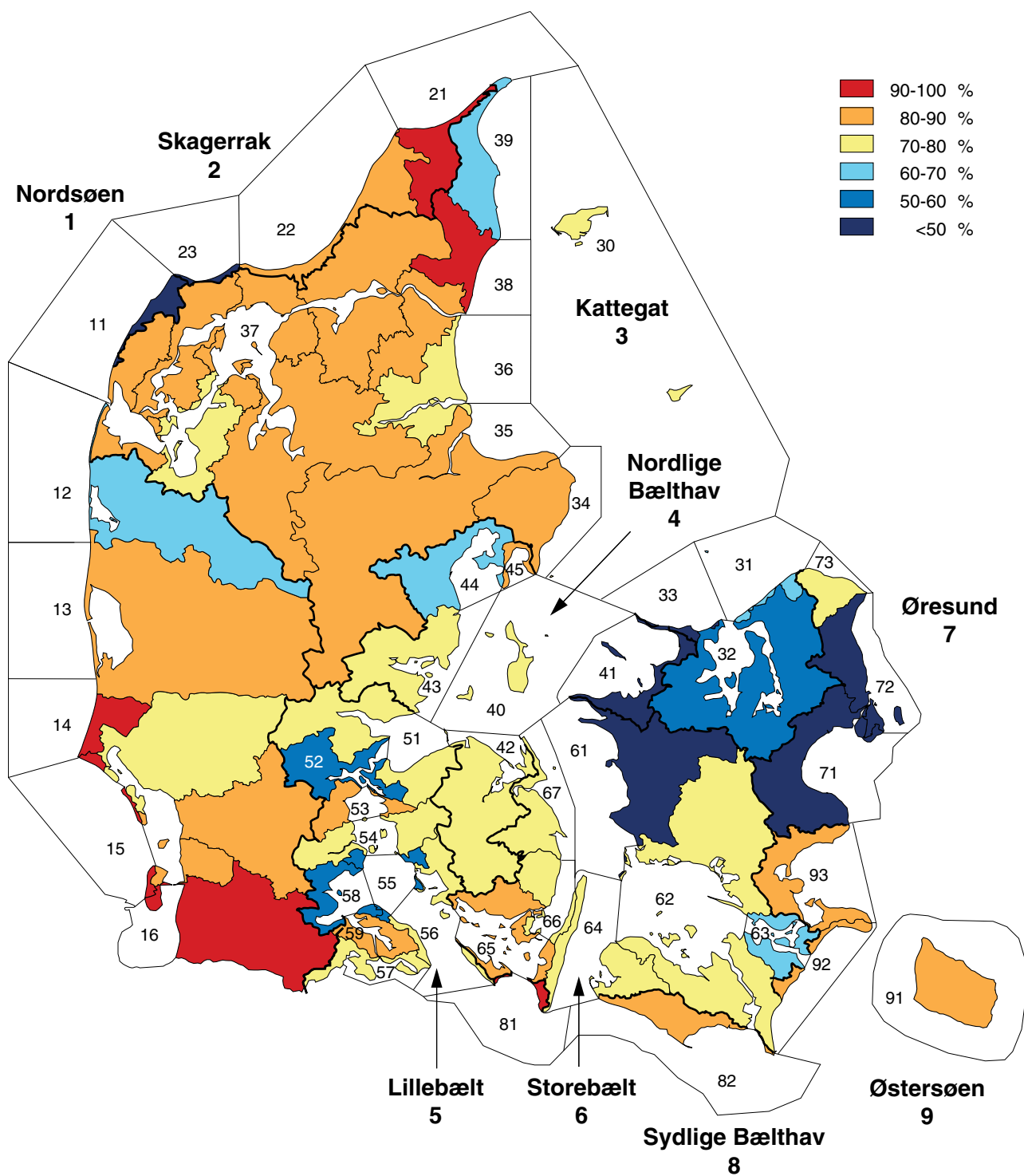
\*Testen viser ikke en signifikant udvikling på 5 %-niveau.



Figur 7.3. Oplandstab af total fosfor fra oplandene til kystområderne i 2011.



**Figur 7.4.** Fosforbelastning af kystområderne angivet som vandføringsvægtet koncentration i 2011.



**Figur 7.5.** Diffuse andel af den totale fosfortilførsel til kystområderne i 2011.

## 8 Referencer

- Andersen, M.M., Jørgensen, H.S. & Riget, F.F. (1982) Nyt biologisk forureningsindeks til danske vandløb. *Stads- og Havneingeniøren* 1/1982: 12-16.
- Andersen, M.M., Riget, F.F. & Sparholt, H. (1984) A modification of the Trent index for use in Denmark. *Water Research* 18: 145-151.
- Baatrup-Pedersen, A., Larsen, S.E., Moeslund, B., Sode, A., Pedersen, T., Thomsen, A.G., Riis, T., Buchwald, E., Pedersen, M., Bøgestrand, J. & Larsen, L.M.K. (2011) Planteindeks på vej i vandløb. *Vand & Jord* 18: 101-103.
- Bøgestrand, J. (red) (2009) Vandløb 2007. NOVANA, 2009. *Faglig rapport fra DMU* nr. 711. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 108 s. (<http://www.dmu.dk/pub/FR711.pdf>)
- Blicher-Mathiesen, G., Grant, R., Jensen, P.G., Hansen, G. & Thorling, L. (2012) Landovervågningsoplande 2011. NOVANA. Aarhus Universitet – Nationalt Center for Miljø og Energi. *Videnskabelig rapport fra DCE* nr. 31.
- DMU (2003) Teknisk anvisning for gennemførelse og beregning af vandføringsmålinger. Danmarks Miljøundersøgelser, 14 pp., april 2003. ([http://www2.dmu.dk/1\\_Om\\_DMU/2\\_tvaer-funk/3\\_fdc\\_fv/tekanv/tekn\\_anv\\_vingem.doc](http://www2.dmu.dk/1_Om_DMU/2_tvaer-funk/3_fdc_fv/tekanv/tekn_anv_vingem.doc))
- DMU (2004) Teknisk anvisning for NOVANA vandløb – vandkemi og stoftransport. Stations- og oplandsbeskrivelse og prøvetagning og analysemetoder. Danmarks Miljøundersøgelser, 12 pp. ([http://www2.dmu.dk/1\\_Om\\_DMU/2\\_tvaer-funk/3\\_fdc\\_fv/tekanv/TA\\_vandlob\\_kemi\\_v5.doc](http://www2.dmu.dk/1_Om_DMU/2_tvaer-funk/3_fdc_fv/tekanv/TA_vandlob_kemi_v5.doc))
- Europa-Parlamentet & Rådet (2000) Direktiv 2000/60/EF af 23. oktober om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger. *EF-Tidende* nr. L137 af 22/12/2000, pp. 0001-0073.
- Friberg, N., Skriver, J., Larsen, S.E., Pedersen, M.L. & Buffagni, A. (2010) Stream macroinvertebrate occurrence along gradients in organic pollution and eutrophication. *Freshwater Biology* 55: 1405-1419.
- Larsen, S.E. (1999) Analyse af udviklingstendenser i 25 vandløb med udløb i Limfjorden. *Arbejdsrapport fra Danmarks Miljøundersøgelser*, Afdeling for Vandløbsøkologi.
- Miljøstyrelsen (1998) Biologisk bedømmelse af vandløbskvalitet. *Vejledning fra Miljøstyrelsen* nr. 5/1998.
- Moeslund, B. & Schlünsen, K. (2011) Konsekvensanalyser af ændret grødeskæring i vandløb. 3. Konsekvensanalyser af ændret grødeskæring i 3 udvalgte vandløb. Orbicon/Leif Hansen A/S, rapport til Landbrug & Fødevarer, 62 pp.

Ovesen, N.B., Larsen, S.E., Bøgestrand, J. & Konvang, B. (2009) Fosforbelastning af havet. S. 33-41 i: Bøgestrand, J. (red), Vandløb 2007. NOVANA. *Faglig rapport fra DMU* nr. 711. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, 108 s.

Pedersen, M.L., Baattrup-Petersen, A. & Wiberg-Larsen, P. (2007) Økologisk overvågning i vandløb under NOVANA 2004-2009. *Teknisk anvisning fra DMU* nr. 21, 5. udgave. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.

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

Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Kristensen, E., Baattrup-Pedersen, A., Wiberg-Larsen, P. & Friberg, N. (2012) Biologiske indikatorer til vurdering af økologisk kvalitet i danske søer og vandløb Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. *Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi* nr. xxx. <http://www.dmu.dk/Pub/SRxxx.pdf>

Wiberg-Larsen, P. & Nørum, U. (2009) Effekter af pyrethroidet lambda-cyhalothrin på biologisk struktur, funktion og rekolonisering i vandløb. *Bevælgelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen* 126, 166 pp.

Wiberg-Larsen, P., Windolf, J., Baattrup-Pedersen, A., Bøgestrand, J., Ovesen, N.B., Larsen, S.E., Thodsen, H., Sode, A., Kristensen, E., Kronvang, B. & Kjeldgaard, A. (2010) Vandløb 2009. NOVANA. *Faglig rapport fra DMU* nr. 804. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 100 s. (<http://www.dmu.dk/Pub/FR804.pdf>)

Wiberg-Larsen, P. (2011) Teknisk anvisning for makroinvertebrater (smådyr) i vandløb. TA nr. V07, vers. 1.0. FDC for Ferskvand, DMU. AU. ([http://www.dmu.dk/myndighedsbetjening/overvaagning/fagdatacentre/fdcfersk/programgrundlag\\_og\\_vejledninger/novana-2011-2015/](http://www.dmu.dk/myndighedsbetjening/overvaagning/fagdatacentre/fdcfersk/programgrundlag_og_vejledninger/novana-2011-2015/))

Wiberg-Larsen, P., Friberg, N., Baattrup-Pedersen, A. & Kristensen, E.A. (2012) Er miljøkvaliteten i vore vandløb forbedret? *Vand & Jord* 19: 62-65.

Windolf, J., Henriksen, H. J. & Trolborg, L. (2009) Ferskvandsafstrømning. Temakapitel i: Bøgestrand, J. (red): Vandløb 2007. NOVANA, 2009. *Faglig rapport fra DMU* nr. 711. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, 108 s.

Windolf, J., Bøgestrand, J. Kjeldgaard, A. Kronvang, B. Larsen, S.E. Ovesen, N.B. & Thodsen, H. (2010) TEMA: Geografisk distribueret beregning af tilførslen af vand og kvælstof til havet. Pp. 40-58 i: Wiberg-Larsen P. (red.) Vandløb 2008. NOVANA. *Faglig rapport fra DMU* nr. 764. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, 66 s.

Windolf, J., Thodsen, H., Trolborg, L., Larsen, S.E., Bøgestrand, J., Ovesen, N.B. & Kronvang, B. (2011) A distributed modelling system for simulation of monthly runoff and nitrogen sources, loads and sinks for ungauged catchments in Denmark. *Journal of Environmental Monitoring* (<http://pubs.rsc.org/doi:10.1039/C1EM10139K>)

Windolf, J., Bøgestrand J. & Kjeldgaard, A. (2012a) Beregning af kvælstoftilførsel til en række udpegede danske fjorde. Fagligt notat fra DCE til Naturstyrelsen  
([http://dce.au.dk/fileadmin/dmu.au.dk/Notat\\_kvaelstoftilfoersel\\_til\\_fjorde.pdf](http://dce.au.dk/fileadmin/dmu.au.dk/Notat_kvaelstoftilfoersel_til_fjorde.pdf))

Windolf, J., Blicher-Mathiesen, G. & Larsen, S. (2012b) Markbalancer og den diffuse kvælstofafstrømning. Fagligt notat fra DCE til Naturstyrelsen. Pp47.  
[http://dce.au.dk/fileadmin/dmu.au.dk/Notat\\_Markbalancer\\_01.pdf](http://dce.au.dk/fileadmin/dmu.au.dk/Notat_Markbalancer_01.pdf)

Windolf, J., Blicher-Mathiesen, G., Carstensen, J. and Kronvang, B. (I tryk) Changes in nitrogen loads to estuaries following implementation of Governmental Action Plans in Denmark: A paired catchment and estuary approach for analysing regional responses. *Environmental Science and Policy*. DOI: 10.1016/j.envsci.2012.0800

## Fokus: Kemisk karakteristik af danske vandløb – resultater fra det vandløbsøkologiske program

Peter Wiberg-Larsen, Søren E. Larsen, Jens Bøgestrand & Ane Kjeldgaard

Vandløbenes "beboere" - bakterier, svampe, planter og dyr – er afhængige af og påvirkes i varierende omfang af forskellige naturgivne faktorer. Nogle faktorer er fysiske, så som vandføring og strømforhold, og variationen i disse (det såkaldt hydrologiske regime), og som afhænger af landskabets topografi og geologi, samt af nedbørsforhold og temperatur (dvs. klimaet). Andre fysiske forhold knytter sig til substratforholdene, altså vandløbsbunden, der ud over vandføring og strømforhold i høj grad afhænger af den aktuelle jordbund og de geologiske forhold. Endelig er vandtemperatur og iltindhold vigtige faktorer. Vandtemperaturen påvirkes af det aktuelle klima, hydrologien og graden af beskygning fra træer, buske og urter i de ånære arealer, mens vandets iltindhold er bestemt af vandtemperaturen, iltning fra luften via vandoverfladen (og som bl.a. afhænger af vandløbets fald og dybde), biologiske processer i vandløbet (fotosyntese og respiration), og naturlig tilførsel af organisk materiale fra de nære omgivelser. Det er velkendt, at visse arter kræver særlig høje strømhastigheder for at få opfyldt deres krav til iltoptagelse, relativt lave temperaturer (som fx opfyldes i grundvandsfødte vandløb), samt stenet/gruset bund at leve på og i. Modsat findes andre arter primært ved lave vandhastigheder, hvor der er aflejret groft eller fint organisk stof (detritus), og hvor iltindholdet er lavere end i den stærke strøm.

De naturgivne forhold påvirkes naturligvis af menneskeskabte faktorer, ikke mindst i vandløb som de danske, som afvander områder med høj grad af kulturmæssig udnyttelse (landbrug, bymæssig bebyggelse, trafik anlæg, plantet skov osv.). Påvirkningerne omfatter regulering af vandløb og tilhørende dræning, grundvandsindvinding, udledning af spildevand, saltning af veje og meget mere.

Det kemiske miljø spiller en betydelig rolle for organismerne. Fra naturens hånd afhænger det kemiske miljø af geologien og de naturlige processer i oplandet til vandløbene, ligesom klimaet har betydning. Surt vand med lavt indhold af calcium (lav alkalinitet) udelukker forekomst af en lang række organismer, fx snegle og muslinger, som skal opbygge deres huse/kalkskaller, ligesom visse planter bedst trives (eller har en konkurrencefordel i forhold til andre arter), hvor vandet er surt og lav-alkalisk. Atter andre arter er salttolerante (fx tangloppen *Gammarus zaddachi*) og trives derfor, hvor indholdet af natrium og klorid er højt. Dertil kommer de påvirkninger, som følger af den lange række af aktiviteter, som mennesket har været og stadig er ansvarlig for. Fx øges indholdet af let nedbrydeligt organisk stof ved udledning af husspildevand, ligesom det er tilfældet med nedbrydningsprodukterne i form af ammonium ( $\text{NH}_4$ ) og ortho-fosfat (opløst fosfat). Ligeledes bidrager især landbruget via sin gødningsanvendelse med tilførsel af kvælstof i form af nitrat. Med de omfattende aktiviteter, som vi alle udfører, vil det derfor være vanskeligt at finde områder, hvor vandløbenes kemiske forhold er upåvirkede og helt "naturlige". Dette er vigtigt at tage i betragtning, når der fokuseres på vandløbenes kemiske forhold.

## Vandkemi i en stoftransport kontekst

Gennem en lang årrække har undersøgelser af vandkemiske forhold i vandløb primært været udført med det formål at levere data til beregning af tilførsel af visse stoffer til vandområder som søer og kystnære dele af havet (se kap. 1, 6 & 7). Der har hovedsagelig været tale om kvælstof og fosfor, fordi disse stoffer i særlig grad påvirker den biologiske struktur i disse områder.

Derudover har der bl.a. været målt indhold af let nedbrydeligt organisk stof ( $BI_5$ ) eller både dette og mere tungt nedbrydeligt organisk stof (COD). Også disse parametre har primært været benyttet til beregning af stoftransport til andre recipienter.

## Vandkemi til karakteristik af det biologiske vandløbsmiljø

Således har en kemisk karakteristik af vandløbene, med det formål at belyse vandkvalitetens betydning for de biologiske elementer, kun været udført i meget begrænset omfang før NOVANA 2004-2009. Under det foregående program NOVA 2003, som blev gennemført i perioden 1998-2003, blev der således kun målt for sådanne kemiske parametre ved 80 stationer. Stationerne var dog alle placeret i mindre vandløb (bredde < 3 m) i "det åbne land", enten omgivet af dyrkede marker eller mere ekstensivt udnyttede områder (Miljøstyrelsen 2000), og udgjorde derved ikke et repræsentativt udsnit af danske vandløb. Der blev herved målt parametre som pH, ledningsevne, alkalinitet,  $NO_3$ -N,  $NH_4$ -N, total-N,  $PO_4$ -P, total-P,  $BI_5$ , COD, suspenderet stof, total-Fe, og klorid. Før 1998 foreligger der ikke systematiske målinger af lignende karakter.

Under NOVANA 2004-2009 er der til gengæld målt kemiske parametre ved i princippet 850 stationer, dækkende alle typer af vandløb og geografisk fordelt over hele landet. De kemiske parametre omfatter pH, alkalinitet, bikarbonat ( $HCO_3$ ), nitrit+nitrat-kvælstof ( $NO_x$ -N), ammonium-kvælstof ( $NH_4$ -N), opløst fosfor ( $PO_4$ -P), biokemisk iltforbrug ( $BI_5$ ), total-jern (total-Fe), calcium (Ca), natrium (Na) og klorid (Cl).

Det er data herfra, som er benyttet til analyserne i dette kapitel, idet der også er inddraget data fra de pågældende stationer for årene 2010-2011.

Det har imidlertid vist sig, at der reelt kun har været data fra i alt 743 stationer (87 %), og kun komplette data (dvs. med samtlige parametre repræsenteret) fra 566 stationer (67 %). Dette er naturligvis uheldigt, men antallet af datasæt er dog under alle omstændigheder stort, og "manglerne" fordeler sig tilsyneladende nogenlunde jævnt over hele landet.

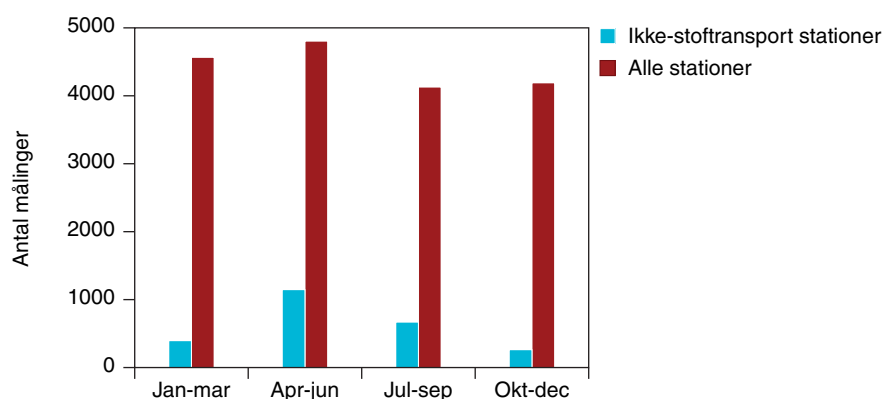
Antallet af prøver fra den enkelte station har varieret fra 1 til 716, men for omkring halvdelen af stationerne har der været tale om 1-4 prøver, hvor der skulle have været mindst 4. For flere stationer har der været kalkuleret med væsentlig og i praksis også taget flere prøver. For ca. 25 % af stationerne er der således taget mere end 10 prøver, og for ca. 10 % endda mere end 100. Sidst nævnte høje antal skyldes, at de pågældende stationer også leverer data til stoftransportprogrammet, hvor prøvetagningsfrekvensen er langt højere end i det vandløbsøkologiske program. Det ændrer dog ikke ved, at der for en væsentlig del af stationerne er taget færre prøver end forventet. Og det kan have betydning ved tolkningen af resultaterne, hvis der udelukkende fokuseres på den enkelte station. Men som nævnt oven for fordeler manglerne sig jævnt over landet, ligesom datasættet er af en betragtelig stør-

relse, også hvis der anlægges en regional synsvinkel. Så samlet set vurderes det meningsfuldt at anvende datasættet til de udførte opgørelser og analyser.

I de udførte opgørelser og analyser er som input data alene anvendt middelværdier for de enkelte stationer (det er naturligvis derfor, at det er uheldigt, hvis der kun er 1-2 prøver fra en station).

For samtlige stationer tilsammen fordeler de udtagne prøver (målinger) sig jævnt over året (figur 1). Det skyldes de mange stoftransportmålinger, som udtages med faste intervaller jævnt fordelt over året. Men for flertallet af stationer (ca. 80 %), som ikke også er stoftransportstationer eller forsynes med data fra nærliggende sådanne, er fordelingen mere skæv med markant overvægt af prøver udtaget i sommerperioden (figur 1).

**Figur 1.** Sæsonmæssig fordeling af udtagne prøver til analyse for vandkemi. Fordelingen omfatter to grupper stationer: (a) hvor kemidata er udtaget ved stationer som ikke er stoftransportstationer eller "forsynes" med data fra sådanne og (b) alle stationer.



### Størrelsesordener og relationer mellem de enkelte vandkemiske parametre

De overordnede størrelsesordener af de målte vandkemiske parametre er vist i tabel 1. Som nævnt oven for er opgørelsen foretaget på baggrund af beregnede middelværdier for hver af de enkelte stationer. Der vil derfor for hele det til grund liggende datasæt forekomme værdier, som er mindre hhv. større end de angivne minima og maksima.

Vandets surhedsgrad, pH, ligger i langt de fleste vandløb i neutralområdet. Der forekommer dog regionalt og lokalt udpræget basiske eller sure vandløb (se senere). I sure vandløb reduceres biodiversiteten, idet en række arter elimineres, mens et fåtal andre til gengæld vil finde egnede leveforhold, hvilket i udlandet (U.K. og Sverige) er udnyttet til udvikling af egentlige makroinvertebrat baserede surhedsindices (se fx Ormerod et al. 2006, Dahl & Johnson 2006). Hvor pH er lavere end 5,5 udelukkes en række arter, fx den ellers vidt udbredte ferskvandstangloppes, *Gammarus pulex*, snegle og muslinger, men også en række insekter inden for grupperne slørvinger, døgnfluer og vårfluer (fx Sutcliffe & Carrick 1973, Økland & Økland 1986 og referencer heri).

**Tabel 1.** Oversigt over størrelsesordenen af kemiske parametre målt i forbindelse med NOVANA 2004-2011. Angivet middelværdier, standard afvigelse (S.D.), minimum, maksimum, median, 25 og 75 % fraktiler, samt antallet af stationer med data (N). Forkortelser: HCO<sub>3</sub> – bikarbonat; BI<sub>5</sub> – biokemisk iltforbrug målt over 5 dage; NH<sub>4</sub>-N – ammonium kvælstof; NO<sub>x</sub>-N – nitrit + nitrat kvælstof; PO<sub>4</sub>-P – opløst fosfat fosfor.

|                           | Middel | S.D. | Min.  | Max. | Median | 25 % fraktil | 75 % fraktil | N   |
|---------------------------|--------|------|-------|------|--------|--------------|--------------|-----|
| pH                        | 7,71   | 0,44 | 5,20  | 8,70 | 7,81   | 7,50         | 8,00         | 707 |
| Total-alkalinitet (meq/L) | 2,93   | 1,65 | 0,035 | 9,50 | 2,75   | 1,65         | 4,24         | 700 |
| HCO <sub>3</sub> (meq/L)  | 2,95   | 1,67 | 0,007 | 11,2 | 2,79   | 1,72         | 4,26         | 639 |
| BI <sub>5</sub> (mg/L)    | 1,54   | 3,66 | 0,50  | 92   | 1,19   | 0,86         | 1,65         | 651 |
| NH <sub>4</sub> -N (mg/L) | 0,20   | 1,35 | 0,005 | 35   | 0,08   | 0,04         | 0,14         | 709 |
| NO <sub>x</sub> -N (mg/L) | 3,59   | 2,43 | 0,005 | 18   | 3,18   | 1,90         | 4,76         | 710 |
| PO <sub>4</sub> -P (mg/L) | 0,07   | 0,20 | 0,002 | 4,7  | 0,04   | 0,02         | 0,07         | 724 |
| Calcium (mg/L)            | 75     | 34   | 5,1   | 166  | 75     | 49           | 100          | 650 |
| Jern (mg/L)               | 0,94   | 0,91 | 0,02  | 9,5  | 0,68   | 0,38         | 1,21         | 687 |
| Natrium (mg/L)            | 27     | 23   | 7,8   | 251  | 20     | 16           | 27           | 637 |
| Klorid (mg/L)             | 44     | 33   | 12    | 313  | 34     | 28           | 45           | 637 |

Værdierne for total-alkalinitet, hydrogenkarbonat og calcium er generelt høje, men der er en stor gradient fra meget lave til meget høje værdier (se nedenfor). Betydningen for de biologiske forhold er berørt i særskilt til sidst i dette fokuskapitel.

BI<sub>5</sub> indholdet er overraskende lavt, med både middel og median værdier omkring og under 1,5 mg/L. Der forekommer dog enkelte meget høje værdier i forbindelse med punktkildeudledninger. Udledninger fra punktkilder (herunder utilsigtede udledninger fra landbrugsdrift) kan imidlertid være af relativ kort varighed, og vil derfor ikke nødvendigvis blive "fanget" af måleprogrammet. Der er påvist en god sammenhæng mellem BI<sub>5</sub> indholdet og forekomsten af en række af de makroinvertebrater, som indgår i Dansk vandløbs fauna Indeks (Friberg et al. 2010, se også kapitel 3). De lave værdier indikerer, at de potentielle muligheder for forekomst af en høj biodiversitet og mindst god økologisk tilstand i de undersøgte vandløb generelt er store, men at andre miljøfaktorer – først og fremmest de fysiske forhold – begrænser mulighederne herfor (se kapitel 3). Helt ubelastede vandløb vil formodentlig i gennemsnit have BI<sub>5</sub>-indhold < 1,1 mg/L (Kronvang 2003).

NO<sub>x</sub>-N og NH<sub>4</sub>-N udgør tilsammen langt størstedelen af det kvælstof (total-N), som forekommer i vandløbene med NO<sub>3</sub>-N som den helt dominerende kvælstofforbindelse. Der er tale om kvælstof, som vandløbenes primærproducenter, fastsiddende alger og vandplanter er i stand til at udnytte i forbindelse med deres vækst, ligesom forbindelserne kan omsættes af mikroorganismer, bl.a. via denitrifikation. Derudover forekommer en mindre men ikke uvæsentlig del af kvælstoffet på partikulær form bundet til organisk stof. Middelkoncentrationen af NO<sub>x</sub> + NH<sub>4</sub>-N tilsammen (3,6 mg N/L) svarer derfor fint til den beregnede middelværdi for total-N (som også omfatter den partikulære fraktion) på ca. 4,0 mg/L i det vand, som i 2010 og 2011 strømmede til havet omkring Danmark (se kapitel 4 og 6). Typisk udgør opløst N nemlig 80-90 % af total-N i områder præget af landbrugsdrift (Kronvang et al. 2006). Den beregnede middelværdi for NO<sub>x</sub> + NH<sub>4</sub>-N i nærværende analyse kunne endvidere have været større, hvis der i højere grad var målt i vinterhalvåret (se figur 1), idet vandføringen er væsentlig større og koncentrationerne af især NO<sub>x</sub>-N derfor højere (se kapitel 6). Datamaterialet fra det økologiske programs store antal stationer underbygger resultaterne fra stoftransportprogrammets væsentlig færre stationer. Helt ubelastede

vandløb (i naturområder) vil formodentlig i gennemsnit have  $\text{NO}_x\text{-N}$  indhold i størrelsesordenen 0,5 mg/L (Kronvang 2003).

Indholdet af  $\text{PO}_4\text{-P}$  er generelt relativt lavt, men dækker en ret betydelig gradient. Der er tale om opløst fosfor, som vandløbenes primærproducenter, fastsiddende alger og vandplanter er i stand til at udnytte i forbindelse med deres vækst. Derudover forekommer fosfor på partikulær form, der generelt udgør størstedelen af det samlede fosfor indhold (total-P), se Kronvang et al. (2006). Det er derfor ikke meningsfuldt at sammenligne med de beregnede total-fosfor værdier præsenteret i kapitel 5 og 7. Helt ubelastede vandløb (i naturområder) vil formodentlig i gennemsnit have indhold af opløst fosfor i størrelsesordenen 0,02 mg/L, hvilket er omkring halvt så meget som median-værdien ved nærværende undersøgelse (Kronvang 2003).

Indholdet af total-jern, som omfatter såvel partikulært jern som opløste jernforbindelser, er generelt lavt, men der forekommer regionalt og lokalt relativt høje værdier (se nedenfor). Jernforbindelser, især når de forekommer i form af opløst jern, har væsentlig negativ effekt på fx smådyrsfaunaen. Således vil der være markante effekter, som kan forhindre opnåelse af mindst god økologisk tilstand, ved koncentrationer over ca. 0,2 mg/L (Sode 2008). Der vil især være en effekt på en række særligt følsomme arter inden for grupperne slørvinger, døgnfluer og vårfluer. Effekten er formodentlig dels resultatet af en egentlig giftvirkning, dels en følge af, at det opløste jern udfældes som okker på dyrenes overflader (og andre overflader i vandløbene i øvrigt) og derved "kvæler" dem.

Indholdet af natrium og klorid er generelt relativt lavt med forekomst af forholdsvis høje koncentrationer regionalt og lokalt (se nedenfor). Grænsen mellem ferskvand og saltvand er internationalt fastsat til 0,5 ‰, svarende til et indhold af klorid på ca. 300 mg/L. Det svarer nogenlunde til maksimum værdien i det aktuelle datasæt (384 mg/L). Både natrium og klorid er mikronæringsstoffer for planter, men disse har kun brug for ganske små mængder. Stofferne er derfor ikke begrænsende for planternes vækst. Derimod kan høje koncentrationer have indflydelse på forekomsten af en række arter af planter og dyr. Således vil artssammensætningen af kiselalger være afhængig af kloridindholdet, idet visse arter er særlig salttolerante (se fx Foged 1948). Der kan også forventes effekter på makroinvertebratfaunaen, men typisk først ved koncentrationer væsentlig over 1000 mg/L (Blasius & Merritt 2002, og referencer heri). Tilsvarende viser danske eksperimentelle undersøgelser, at "saltstød" i størrelsesordenen 1800 mg/L udløser markant forøget drift hos tangloppen *Gammarus pulex* og flere arter af slørvinger, men at effekten af "fjernelsen" af individer (via driften) kun har en kortvarig effekt den samlede artssammensætning (Jensen 2002). De pågældende koncentrationer er væsentlig over, hvad der er fundet i nærværende datasæt, hvilket kan skyldes, at prøvetagningen for flertallet af de undersøgte stationer ikke nødvendigvis vil fange de relativt kortvarige "saltstød", som måtte forekomme i vinterhalvåret (se figur 1). Ingen af de højeste målinger i datasættet stammer således fra vinterhalvåret, ligesom der i heller ikke var nogen signifikant sammenhæng mellem årstid og Cl-koncentration (Kruskal Wallis test,  $p>0,05$ ).

Der er beregnet korrelationer (Pearson korrelations koefficienter,  $r$ ) mellem samtlige kemiske parametre.

Der er herved fundet en overordentlig stærk signifikant positiv sammenhæng mellem total-alkalinitet og bikarbonat ( $r=0,98$ , Tabel 2), hvilket ikke er overraskende, eftersom total-alkaliniteten er et udtryk for vandets bufferkapacitet, dvs. mængden af basisk reagerende ioner, og eftersom bikarbonat udgør langt den overvejende del af total-alkaliniteten, der herhjemme overvejende skyldes opløst calciumkarbonat (Søndergaard & Riemann 1979). Det er derfor heller ikke overraskende, at der er en overordentlig stærkt positiv sammenhæng mellem indholdet af calcium og total-alkalinitet/bikarbonat ( $r=0,92-0,94$ ). Alle tre parametre beskriver således vandets kalkindhold. Af samme grund er de tre parametre også stærkt positivt korreleret med pH (vandets surhedsgrad) ( $r=0,63-0,67$ ). Kalkrige vandløb har således høj total-alkalinitet, højt indhold af bikarbonat og calcium, samt høj pH-værdi (basisk), mens det modsatte gøres sig gældende i kalkfattige vandløb.

**Tabel 2.** Pearson korrelations koefficienter ( $r$ ) mellem vandkemiske parametre ved 566 danske vandløbsstationer. Værdier markeret med FED angiver signifikante værdier, \* angiver signifikans ved  $P<0,05$ , \*\* angiver signifikans ved  $P<0,001$ . Forkortelser: TA – total alkalinitet;  $\text{HCO}_3$  – bikarbonat;  $\text{BI}_5$  – biokemisk iltforbrug målt over 5 dage;  $\text{NH}_4\text{-N}$  – ammonium kvælstof;  $\text{NO}_x\text{-N}$  – nitrit + nitrat kvælstof;  $\text{PO}_4\text{-P}$  – opløst fosfat fosfor; Ca – calcium; Fe – total jern; Na – natrium; Cl – klorid.

| TA             | $\text{HCO}_3$ | $\text{BI}_5$ | $\text{NH}_4\text{-N}$ | $\text{NO}_x\text{-N}$ | $\text{PO}_4\text{-P}$ | Ca             | Fe              | Na             | Cl             |                        |
|----------------|----------------|---------------|------------------------|------------------------|------------------------|----------------|-----------------|----------------|----------------|------------------------|
| <b>0,672**</b> | <b>0,664**</b> | 0,069         | 0,014                  | 0,049                  | 0,076                  | <b>0,634**</b> | <b>-0,455**</b> | <b>0,120*</b>  | <b>0,121*</b>  | pH                     |
|                | <b>0,984**</b> | <b>0,121*</b> | 0,072                  | 0,062                  | <b>0,169**</b>         | <b>0,938**</b> | <b>-0,305**</b> | <b>0,392**</b> | <b>0,425**</b> | TA                     |
|                |                | <b>0,119*</b> | 0,070                  | 0,057                  | <b>0,159**</b>         | <b>0,923**</b> | <b>-0,309**</b> | <b>0,405**</b> | <b>0,423**</b> | $\text{HCO}_3$         |
|                |                |               | <b>0,979**</b>         | <b>-0,096*</b>         | <b>0,938**</b>         | -0,001         | 0,021           | 0,042          | <b>0,105*</b>  | $\text{BI}_5$          |
|                |                |               |                        | -0,056                 | <b>0,946**</b>         | -0,046         | 0,033           | 0,017          | 0,076          | $\text{NH}_4\text{-N}$ |
|                |                |               |                        |                        | -0,005                 | <b>0,167**</b> | <b>-0,322**</b> | -0,049         | -0,040         | $\text{NO}_x\text{-N}$ |
|                |                |               |                        |                        |                        | 0,042          | -0,016          | <b>0,107*</b>  | <b>0,156**</b> | $\text{PO}_4\text{-P}$ |
|                |                |               |                        |                        |                        |                | <b>-0,304**</b> | <b>0,296**</b> | <b>0,362**</b> | Ca                     |
|                |                |               |                        |                        |                        |                |                 | 0,015          | 0,013          | Fe                     |
|                |                |               |                        |                        |                        |                |                 |                | <b>0,926**</b> | Na                     |

Der er heller ikke overraskende fundet en overordentlig stærkt positiv sammenhæng mellem natrium og klorid ( $r=0,93$ ). Disse stoffer danner tilsammen kogsalt ( $\text{NaCl}$ ), som dels tilføres vandløbene i forbindelse med saltning af veje og afstrømning af vand herfra, dels tilføres via grundvandet, som nogle steder indeholder relativt høje saltkoncentrationer. Endelig er der en påvirkning i kystnære områder, bl.a. i form af indtrængen af hav- eller brakvand til de nedre dele af vandløbene.

Både natrium og klorid var positivt korreleret med vandets kalkindhold, udtrykt som TA,  $\text{HCO}_3$  og Ca ( $r=0,29-0,43$ ). Forklaringen er muligvis indirekte, nemlig at de særligt kalkholdige vandløb ligger i det østlige Danmark, hvor befolkningstætheden er høj og vejnettet i særlig grad udbygget, hvilket betyder ekstra stor tilførsel af salt til vandløbene via overfladeafstrømning.

Indholdet af total-jern er negativt korreleret med vandets kalkindhold (TA,  $\text{HCO}_3$  og Ca) og surhedsgrad ( $r=-0,30$  til  $-0,46$ ). Jernet tilføres vandløbene via grundvandet, herunder drænvand, i forbindelse med iltning og efterfølgende udvaskning af jernforbindelser. Særlig betydende er iltningen af jernsvovl forbindelser (pyrit), som primært forekommer i lavbundsområder i store dele af Jylland (især vest for israndslinjen). Herved udvaskes opløst jern, der efterfølgende udfældes som okker. Netop i disse områder er van-

dets kalkindhold lavt og pH lav, bl.a. fordi udvaskningen følges af en tilførsel af svovlsyre.

Indholdet af total-jern er desuden negativt korreleret med  $\text{NO}_x$ -N ( $r=-0,32$ ). Dette afspejler formodentlig lokale geologiske/hydrologiske forskelle. Således vil der ske en reduktion af nitratinholdet i områder med højt indhold af pyrit (og tørvelag), inden nitraten når frem til vandløbene.  $\text{NO}_x$ -N udviser derudover ingen betydende signifikante sammenhænge med andre parametre.

Det er endelig fundet en overordentlig stærk positiv sammenhæng mellem parametrene biokemisk iltforbrug, ammonium-N og opløst fosfat ( $r=0,94-0,98$ ). Dette skyldes helt entydigt, at de nævnte parametre alle karakteriserer udledninger af spildevand fra fx offentlige renseanlæg eller spredtliggende ejendomme uden for det offentlige kloaknet.  $\text{BI}_5$  udtrykker således indholdet af let omsætteligt organisk stof, mens de to andre parametre repræsenterer produkter fra nedbrydningsprocessen. For ingen af de tre parametre er der fundet betydende signifikante sammenhænge med andre parametre.

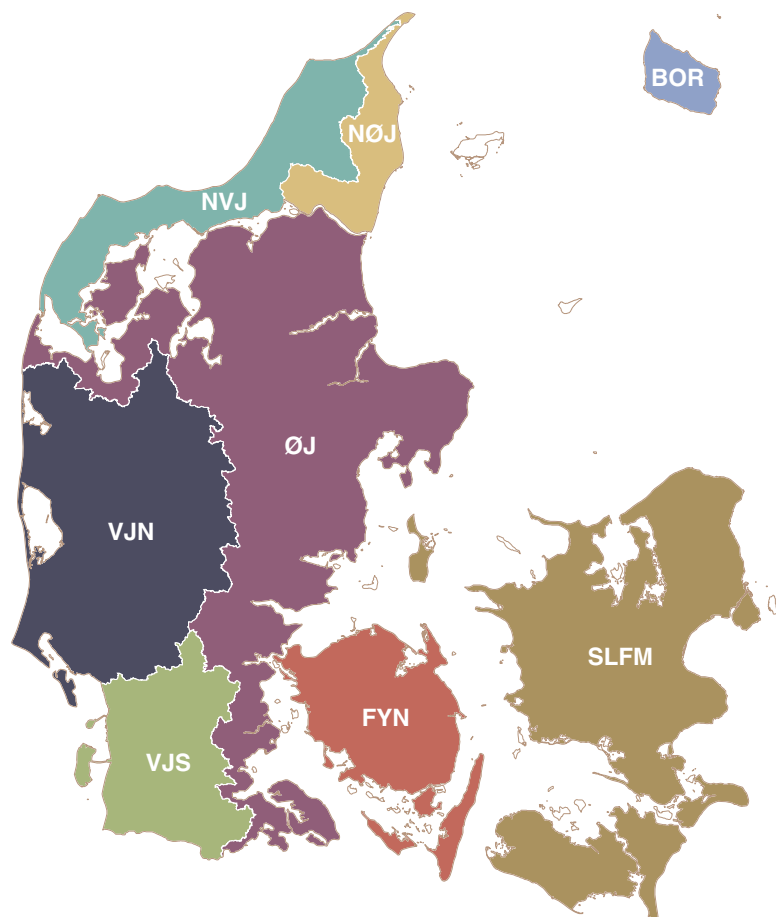
### Regionale forskelle i vandkemi

Ved en umiddelbar betragtning af data er det tydeligt, at der er væsentlige regionale forskelle for de enkelte parametre. En regional inddeling kan foretages på mange måder, men der er til brug ved de følgende analyser foretaget en opdeling efter dels geografi, dels geologi og hydrologi. Følgende regioner er anvendt:

- Østjylland (ØJ), dvs. primært det østlige Jylland syd for Limfjorden og øst for israndslinjen (afstrømningsområderne: 10, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 21, 23, 24, 26, 27, 28, 29, 32, 33, 34, 37, 41); området indeholder dog også dele i det vestlige Jylland og Mors
- Nordvestlige Jylland (NVJ), dvs. den vestlige del nord for Limfjorden (afstrømningsområderne: 1, 3, 4, 6, 9, 11)
- Nordøstlige Jylland (NØJ), dvs. den østlige del nord for Limfjorden (afstrømningsområderne: 2, 5, 7, 8)
- Vestjylland, nordlige del (VJN), området vest for israndslinjen og nord for Kongeåen (afstrømningsområderne: 20, 22, 25, 31, 35)
- Vestjylland, sydlige del (VJS), området vest for israndslinjen og sydpå fra og med Kongeåen (afstrømningsområderne: 36, 38, 39, 40, 42)
- Fyn (F) (afstrømningsområderne: 44-47)
- Sjælland, Lolland, Falster og Møn (SLFM) (afstrømningsområderne: 48-65)
- Bornholm (B) (afstrømningsområderne: 66-67).

De enkelte områder fremgår derudover af figur 2.

**Figur 2.** Regional inddeling af oplande til NOVANA stationerne i det vandløbsøkologiske program. Se teksten for nærmere forklaring.



For samtlige vandkemiske parametre er der stærkt signifikante forskelle mellem de udvalgte regioner (Kruskal-Wallis tests,  $P < 0,001$ ). Der er derfor efterfølgende testet for parvise forskelle mellem regionerne (Dunn's metode). Der er anvendt non-parametrisk statistik, fordi data i vid udstrækning ikke er normalt fordelte. Resultatet af disse analyser fremgår af tabel 3.

Det nordlige Vestjylland adskiller sig markant fra de øvrige regioner ved lave værdier af pH, alkalinitet og bikarbonat, samt calcium. Det er også tilfældet i forhold til det sydlige Vestjylland, som også er beliggende vest for israndslinjen. Der er derfor god grund til at betragte de to områder hver for sig i forbindelse med fx analyser af fordelingen af vandløbstilknyttede dyr og planter. Vandløbene i det nordlige Vestjylland har desuden lavere indhold af opløst fosfor end samtlige øvrige regioner, undtagen det sydlige Vestjylland. Forklaringen er formentlig delvist, at de vestjyske regioner har et relativt højt indhold af jern (se nedenfor), som bidrager stærkt til at udfælde den opløste fosfor, ligesom der er tale om et relativt tyndt befolket område med relativt beskedne tilførsler af spildevand.

I den anden ende af skalaen har vandløbene på Fyn, Sjælland, Lolland, Falster og Møn det mest kalkholdige vand. Denne forskel i forhold til de øvrige regioner afspejles dog ikke i samme grad mht. pH, selvom denne som forventet samtidig er høj.

**Tabel 3.** Regionale værdier for en række vandkemiske parametre. Angivet ved median værdi, minimum - maksimum, og antallet af stationer (N). Hver region (ØJ – Østjylland, NVJ – nordvestlige Jylland, NØJ – nordøstlige Jylland, NVJ – nordlige Vestjylland, NVS – sydlige Vestjylland, F - Fyn, SLFM – Sjælland, Lolland, Falster, Møn, B – Bornholm) er markeret med et bogstav (A-H). Signifikante forskelle mellem grupperne (parvist ved brug af Dunn's metode, signifikans niveau  $P < 0,05$ ) er angivet ved bogstaver ved de enkelte medianværdier.

|                              | ØJ <sup>A</sup>                           | NVJ <sup>B</sup>                           | NØJ <sup>C</sup>                          | VJN <sup>D</sup>                               | VJS <sup>E</sup>                            | F <sup>F</sup>                             | SLFM <sup>G</sup>                           | B <sup>H</sup>                            |
|------------------------------|-------------------------------------------|--------------------------------------------|-------------------------------------------|------------------------------------------------|---------------------------------------------|--------------------------------------------|---------------------------------------------|-------------------------------------------|
| pH                           | 7,89 <sup>BD</sup><br>5,85-8,7<br>N=237   | 7,72 <sup>DF</sup><br>7,00-8,05<br>N=48    | 7,73 <sup>DG</sup><br>7,2-8,03<br>N=22    | 7,2 <sup>ABCEFGH</sup><br>5,2-8,53<br>N=159    | 7,93 <sup>DG</sup><br>6,9-8,22<br>N=51      | 7,95 <sup>BD</sup><br>7,62-8,21<br>N=61    | 8,00 <sup>CDE</sup><br>7,42-8,47<br>N=137   | 7,83 <sup>D</sup><br>7,6-8,49<br>N=14     |
| TA<br>(meq/L)                | 2,69 <sup>DFG</sup><br>0,12-6,9<br>N=237  | 3,23 <sup>DFG</sup><br>1,91-5,1<br>N=48    | 2,67 <sup>DFG</sup><br>1,35-4,35<br>N=22  | 0,79 <sup>ABCEFGH</sup><br>0,035-3,1<br>N=159  | 2,42 <sup>DGF</sup><br>0,76-3,4<br>N=51     | 4,61 <sup>ABCDEH</sup><br>3,52-6,1<br>N=61 | 5,00 <sup>ABCDEH</sup><br>2,75-9,5<br>N=136 | 3,10 <sup>DFG</sup><br>1,7-4,2<br>N=14    |
| HCO <sub>3</sub><br>(meq/L)  | 2,69 <sup>DFG</sup><br>0,09-6,97<br>N=237 | 3,21 <sup>DEFG</sup><br>1,85-5,1<br>N=48   | 2,66 <sup>DFG</sup> 1,34-<br>4,35<br>N=22 | 0,70 <sup>ABCEFGH</sup><br>0,007-3,12<br>N=158 | 2,34 <sup>BDGF</sup><br>0,030-3,3<br>N=51   | 4,66 <sup>ABCDEH</sup><br>3,52-6,1<br>N=61 | 4,93 <sup>ABCDEH</sup><br>3,21-11,1<br>N=72 | 3,04 <sup>DFG</sup><br>1,68-4,7<br>N=14   |
| BI <sub>5</sub> (mg/L)       | 1,10 <sup>FG</sup><br>0,5-92<br>N=237     | 1,27<br>0,59-4,1<br>N=48                   | 1,37<br>0,69-2,2<br>N=22                  | 0,96 <sup>G</sup><br>0,5-4,6<br>N=159          | 1,24<br>0,54-3,2<br>N=51                    | 1,7 <sup>AH</sup><br>0,63-5,2<br>N=60      | 1,62 <sup>AD</sup><br>0,54-7,1<br>N=136     | 1,38 <sup>F</sup><br>0,72-2,5<br>N=14     |
| NH <sub>4</sub> -N<br>(mg/L) | 0,06 <sup>B</sup><br>0,005-35<br>N=237    | 0,15 <sup>AHFDG</sup><br>0,009-1,1<br>N=48 | 0,15<br>0,035-0,32<br>N=22                | 0,09 <sup>B</sup><br>0,008-0,75<br>N=159       | 0,09<br>0,011-0,8<br>N=51                   | 0,07 <sup>B</sup><br>0,009-1,0<br>N=61     | 0,09 <sup>B</sup><br>0,006-5,3<br>N=136     | 0,06 <sup>B</sup><br>0,037-0,36<br>N=14   |
| NO <sub>x</sub> -N<br>(mg/L) | 3,58 <sup>C</sup><br>0,005-18<br>N=237    | 3,23<br>0,14-7,7<br>N=48                   | 2,45 <sup>AF</sup><br>0,72-3,8<br>N=22    | 2,30<br>0,021-9,5<br>N=159                     | 3,12<br>0,40-8,1<br>N=51                    | 3,50 <sup>C</sup><br>1,03-7,1<br>N=61      | 3,12<br>0,11-12,6<br>N=136                  | 3,15<br>0,38-9<br>N=14                    |
| PO <sub>4</sub> -P<br>(mg/L) | 0,042 <sup>DG</sup><br>0,002-4,7<br>N=237 | 0,058 <sup>DE</sup><br>0,013-0,45<br>N=48  | 0,059 <sup>DE</sup><br>0,019-0,12<br>N=22 | 0,017 <sup>ABCEFGH</sup><br>0,002-1,2<br>N=159 | 0,025 <sup>BCFG</sup><br>0,009-0,20<br>N=51 | 0,056 <sup>DE</sup><br>0,012-0,21<br>N=61  | 0,064 <sup>ADE</sup><br>0,007-1,2<br>N=136  | 0,058 <sup>D</sup><br>0,003-0,86<br>N=14  |
| Ca<br>(mg/L)                 | 75 <sup>DFG</sup><br>5,2-150<br>N=237     | 70 <sup>DFG</sup><br>42-115<br>N=48        | 60 <sup>DFG</sup><br>39-105<br>N=22       | 29 <sup>ABCEFGH</sup><br>8,3-91<br>N=159       | 66 <sup>DFG</sup><br>34-109<br>N=51         | 110 <sup>ABCDEH</sup><br>83-150<br>N=61    | 115 <sup>ABCDEH</sup><br>37-166<br>N=132    | 72 <sup>DFG</sup><br>35-115<br>N=14       |
| Total-Fe<br>(mg/L)           | 0,58 <sup>E</sup><br>0,02-3,2<br>N=237    | 0,82 <sup>FGH</sup><br>0,12-5,8<br>N=48    | 0,92 <sup>FGH</sup><br>0,24-2,5<br>N=22   | 1,33 <sup>FGH</sup><br>0,17-9,5<br>N=159       | 1,17 <sup>AFGH</sup><br>0,21-6,4<br>N=51    | 0,51 <sup>BCDE</sup><br>0,11-1,6<br>N=61   | 0,46 <sup>BCDE</sup><br>0,08-3,9<br>N=136   | 0,33 <sup>BCDE</sup><br>0,07-0,65<br>N=14 |
| Na<br>(mg/L)                 | 19 <sup>BG</sup><br>7,8-117<br>N=237      | 31 <sup>ADEFH</sup><br>15-172<br>N=48      | 25 <sup>DEH</sup><br>16-83<br>N=22        | 17 <sup>BCG</sup><br>9,9-68<br>N=158           | 17 <sup>BCG</sup><br>8,0-27<br>N=51         | 18 <sup>BG</sup><br>12-96<br>N=61          | 30 <sup>ADEFH</sup><br>12-251<br>N=132      | 16 <sup>BCG</sup><br>9,4-56<br>N=14       |
| Cl<br>(mg/L)                 | 33 <sup>BG</sup><br>14-195<br>N=237       | 47 <sup>ADEFH</sup><br>26-300<br>N=48      | 38<br>26-120<br>N=22                      | 29 <sup>BG</sup><br>18-100<br>N=158            | 29 <sup>BG</sup><br>19-43<br>N=51           | 32 <sup>BG</sup><br>23-101<br>N=61         | 53 <sup>ADEFH</sup><br>18-313<br>N=132      | 26 <sup>BG</sup><br>12-86<br>N=14         |

Indholdet af total-jern er højt i de vestjyske regioner, signifikant højere end på øerne, men ikke højere end i resten af Jylland. Det skyldes utvivlsomt, at de områder, som er de primære kilder til udvaskningen af jern (lavbunds-områder med forekomster af pyrit, se tidligere) kan forekomme over store dele af Jylland, mens de stort set er fraværende på øerne. Det er derfor ikke tilfældigt, at den såkaldte okkerlov, som regulerer dræning af visse lavbundsarealer, kun gælder for Jylland. Det skal dog fremhæves, at det relativt høje indhold af jern er naturligt for mange jyske vandløb, herunder især de vestjyske.

Saltindholdet er signifikant højest i dels det nordvestlige Jylland, dels på Sjælland med øer. I først nævnte tilfælde er forklaringen formodentlig den,

at området er præget af hævet havbund, hvilket betyder forhøjet indhold af salt i undergrunden. For sidst nævnte er forklaringen snarere et stort udbygget vejnet og generel urbanisering – især i og omkring Storkøbenhavn – hvor der (ligesom på andre veje) saltes i forbindelse med glatførebekæmpelse. En sådan sammenhæng er fx påvist fra udlandet af Howard & Maier (2007). Ligeledes er befolkningstallet og -tætheden høj og vandforbruget relativt stort. Det betyder ikke blot overfladisk afstrømning af saltholdigt vand til vandløbene, men også tilførsel af relativt saltholdigt overfladenært grundvand (Kristiansen et al. 2009). I de tætbefolkede områder har der desuden været en omfattende sænkning af grundvandspejlet, hvilket i de kystnære områder øger risikoen for indtrængen af saltvand til grundvandet (Kristiansen et al. 2009). Det saltere grundvand kan derved teoretisk øge saltindholdet i vandløbene, når grundvandet strømmer til disse. Fænomenet er dog formodentlig ikke så betydende, som det tidligere kan have været, fordi vandforbruget har været faldende de senere år. Ligesom vandløbene udviser grundvandet en geografisk forskel i saltholdighed med de højeste værdier på Sjælland m. øer og delvist også i Nordvestjylland (Kristiansen et al. 2009).

Indholdet af nitrit-nitrat kvælstof udviser ingen betydende regionale forskelle. Det skyldes formodentlig delvist landbrugets alt overvejende betydning for udvaskning af disse forbindelser til vandløbene. Landbruget er således det arealmæssigt dominerende erhverv i hele landet. Det forhindrer dog ikke, at der på oplandsniveau vil være en god sammenhæng mellem kvælstofindholdet og arealudnyttelsen. En anden forklaring på, at der ikke findes regionale forskelle, er at prøverne ved flertallet af stationerne primært blev udtaget i sommerhalvåret, hvor afstrømningen og dermed indholdet af  $\text{NO}_x\text{-N}$  typisk vil være mindst (se kap. 6 for sammenhæng mellem vandføring og kvælstofindhold).

Der er kun fundet få signifikante regionale forskelle i indholdet af stoffer ( $\text{BI}_5$ ,  $\text{PO}_4\text{-P}$  og  $\text{NH}_4\text{-N}$ ), som samlet karakteriserer udledninger af spildevand fra offentlige renselanlæg, spredtliggende ejendomme og fx dambrug. Dette er umiddelbart overraskende, fordi fx befolkningstætheden er størst i det østlige Danmark, og vandløbene her relativt lidt vandførende og fortyndingen af spildevandet derved mindre. At disse forhold har betydning ses af kapitel 5, hvor undersøgte vandløb i det tæt befolkede Nordsjælland - men også i en del af de øvrige Sjælland - har relativt høje indhold af total-fosfor. Når forskellen ikke bliver så tydelig i nærværende datasæt er forklaringen givetvis den anvendte geografiske skala, som ikke opdeler fx Sjælland i mindre dele. Der er dog en tendens til, at vandløbene på Fyn og Sjælland med øer er mere spildevandspåvirkede end fx de vestjyske vandløb.

Der findes formodentlig kun relativt få data, som kan belyse, om der er sket en udvikling i de målte parametre. Et eksempel er undersøgelser udført i fynske vandløb i perioden 1939-1943 (Foged 1948). Her blev bl.a. målt pH og indhold af klorid ved 43 stationer fordelt over hele øen. Der blev foretaget mange målinger og der kan fx sammenlignes med middelværdier. For pH blev der dengang beregnet middelværdier i intervallet 6,9-7,6 for de pågældende stationer, med en middel for samtlige stationer på 7,3. Dette er væsentlig mindre (0,7 pH enhed) end fundet for de fynske vandløb ved nærværende undersøgelse. Vandløbene er således, hvis målingerne ellers er sammenlignelige, blevet væsentlig mere basiske. Måling af pH er ikke nogen enkel sag; bl.a. kræves der grundig kalibrering af de anvendte instrumenter. Der er dog ingen grund til tro, at pH målingerne udført i 1940'erne skulle

være af dårlig kvalitet, tværtimod. Til sammenligning angiver Berg (1948) værdier på 7,1-7,8 fra Suså, hvilket også er væsentlig mindre end for sammenlignelige vandløb ved nærværende undersøgelse. Der kan derfor meget vel være tale om en reel stigning i pH. En mulig forklaring på stigningen kan i givet fald være væsentlige ændringer i landbrugsdrift. Det er således siden 1940'erne formodentlig blevet mere udbredt at tilføre jordbrugskalk til markerne, ligesom tilførslen af (basisk reagerende) gødning nu er større end dengang.

For indholdet af klorid er der til gengæld tilsyneladende ikke sket ændringer i de fynske vandløb siden 1940'erne, hvor indholdet varierede mellem 21 og 137 med middelværdi på 32 mg/L (Foged 1948). Dette er for så vidt overraskende, idet brugen af salt til glatførebekæmpelse ligesom andelen af veje og befæstede arealer er forøget dramatisk i løbet af de sidste ca. 70 år. En mulig forklaring kunne være, at prøverne ikke er taget på sammenlignelige tidspunkter af året ved de to undersøgelser. Dette kan ikke udelukkes, idet der for flertallet af stationer ved nærværende undersøgelse er markant overvægt af sommerprøver (se figur 1).

### **Oplandets betydning for de vandkemiske forhold**

For at belyse sammenhængen mellem de kemiske parametre og naturgivne og menneskabte forhold er der udført en samlet analyse data. Heri indgår det tidligere omtalte datasæt med samtlige kemiske parametre repræsenteret samt hhv. jordbundsmæssige karakteristika og "arealudnyttelse" i oplandet til de enkelte vandløbsstationer.

De nævnte oplandsdata er indsamlet og indberettet som en del af NOVANA programmet, men har desværre vist sig at være af så varierende kvalitet, at det til brug for de aktuelle analyser har været nødvendigt at tilvejebringe dem på ny. Til denne opgave er indledningsvist defineret oplandene til de økologiske stationer. Herefter er beregnet andel af jordtyper – i en lidt forenklet udgave – ud fra "jordklassificeringen" i kortmålestok 1:500 000. Der er efterfølgende foretaget en yderligere forsimpning, således at der kun opereres med jordtyperne: sand (grov sandjord, fin sandjord, lerblandet sand), ler (sandblandet ler, lerjord, tung lerjord), humus (organisk jord) og kalkholdig jord/speciel jordtype. Endelig er beregnet andelen af "arealudnyttelse" ud fra AIS (Areal Information System). Systemet anvender en meget detaljeret inddeling, som ligesom for jordtyperne er søgt simplificeret således: By (befæstet bykerne, bykerne, lav bebyggelse, høj bebyggelse, åben bebyggelse, bebyggelse i åbent land, industri), veje (motorvej, motortrafik vej, vej >6 m, vej 3-6 m), landbrug (landbrug, gartneri, græsarealer), natur (blandet landbrug/natur, skov, løvskov, nåleskov, blandet skov, overdrev, hede, blandet natur, sand/klit, anden overflade med ringe vegetation), vådområder (eng, vådområde, mose), sø, og "resten". Som supplement til "arealudnyttelsen" er stationerne desuden karakteriseret efter om de forventes at være væsentlig påvirket af punktkilder (PKT2 = spildevand fra offentlige rensesanlæg, dambrug) eller ikke. Oplysningerne herom er hentet fra den typeinddeling, hvorefter samtlige stationer oprindeligt blev udpeget af amterne.

På de stationer med komplette data (i alt 565 datasæt) er der herefter udført en Principal Component Analysis (PCA) i programmet PC-ord. Der er for data med meget "skæv" fordeling ( $\text{BI}_5$ ,  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{PO}_4\text{-P}$ ) forinden foretaget logaritmisk transformering.

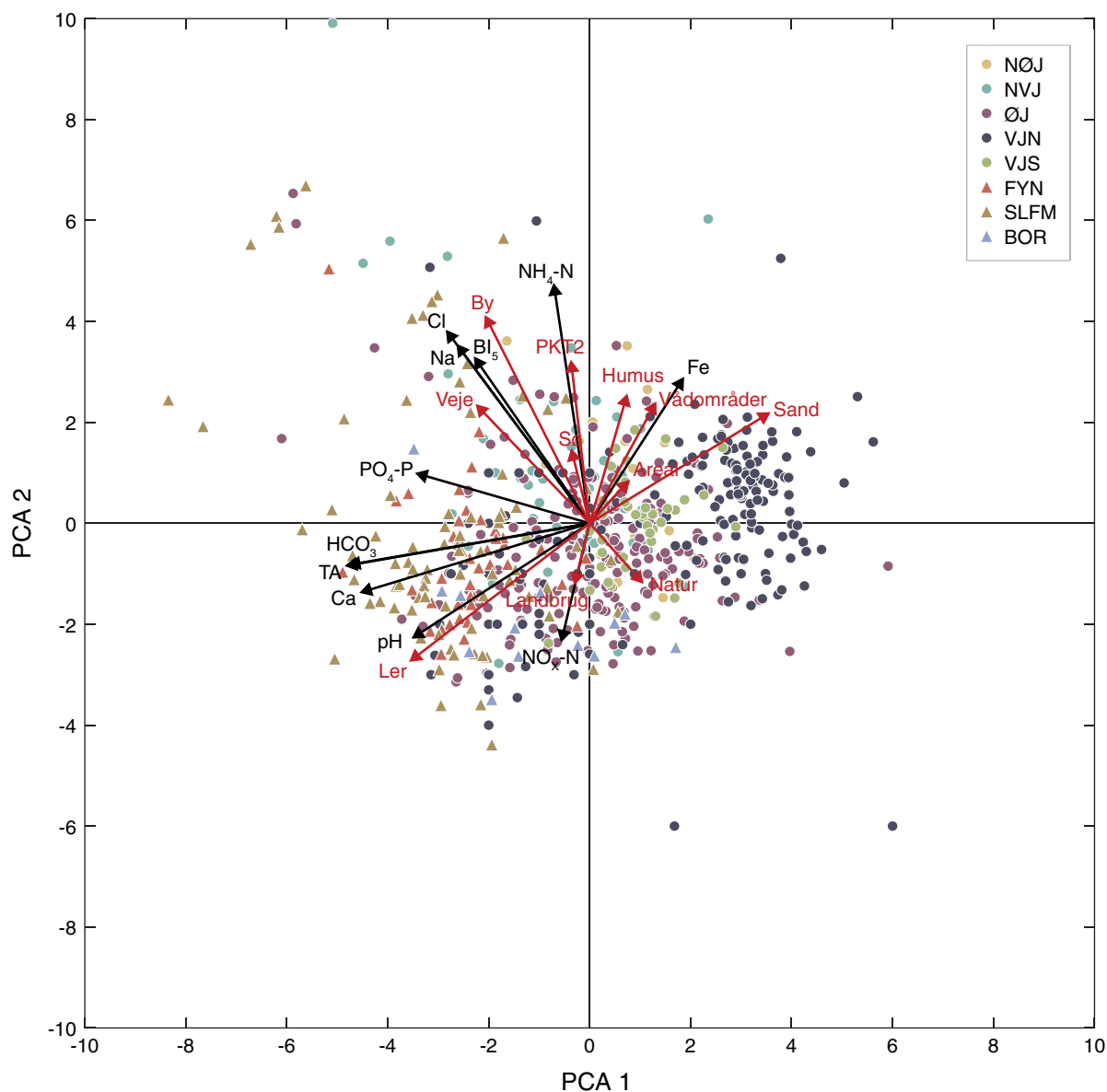
I ordinationen, dvs. PCA, forklarer de 3 første akser i alt 46,7% af variationen (PCA1: 24,0%; PCA 2: 12,8%; PCA3: 9,9%).

Førsteaksen, PCA1, repræsenterer en jordbundsakse gående fra sand/lavt kalkindhold/lav pH til ler/højt kalkindhold og høj pH (figur 3). Således er pH, total-alkalinitet, bikarbonat, calcium og ler alle stærkt til overordentlig stærkt negativt korreleret med PCA1 ( $-0,68 < r < -0,93$ ), mens sand til gengæld er stærkt positivt korreleret med denne akse ( $r = 0,69$ ). Der er således fundet den forventede sammenhæng mellem jordbund og vandkemi, hvor lerjorden er kalkholdig og basisk, mens sandjorden er kalkfattig og relativt sur. Der ses endvidere af figuren, at stationerne fordeler sig geografisk langs PCA1 fra det nordlige Vestjylland med sandjord og lavt kalkindhold over mere ler- og kalkholdige jorder i resten af Jylland til udpræget ler- og kalkholdige jorder på Fyn, Sjælland, Lolland, Falster og Møn. Det ses også, at forskellen i kalkholdighed og pH mellem de to vestjyske regioner skal søges i, at den nordlige del generelt er væsentlig mere sandet end den sydlige.

Anden aksen, PCA2, repræsenterer hovedsagelig en spildevandsakse karakteriseret af  $\text{BI}_5$ ,  $\text{NH}_4\text{-N}$  og PKT2 ( $-0,46 < r < -0,69$ ), se figur 1. Noget overraskende er  $\text{PO}_4\text{-P}$  meget dårligt korreleret til spildevandsaksen, men derimod stærkt negativt korreleret til PCA1 ( $r = -0,66$ ). Dette kan delvist forklares ved, at PCA1 aksens godt nok er en jordbundsakse, men som også repræsenterer en geografisk øst-vest gradient, hvor befolkningstætheden er størst i øst og udledningerne af spildevand derfor størst her (og modsat i Vestjylland). Desuden kan en medvirkende forklaring være, at indholdet af total-jern (med forekomst som bl.a. okker) er højt i vestjyske vandløb, hvilket medvirker til at fælde opløst fosfor; total-jern er således positivt korreleret med PCA1.

PCA3 (ikke vist) repræsenterer primært landbrugsaktiviteter karakteriseret af andelen af landbrug ( $r = 0,90$ ) og  $\text{NO}_x\text{-N}$  ( $r = 0,52$ ). Den positive sammenhæng mellem landbrugsdrift og  $\text{NO}_x\text{-N}$  er naturligvis ikke overraskende (se kapitel 4 og 6). Sammenhængen var dog mindre stærk end forventet, hvilket utvivlsomt skyldes, at høje indhold af  $\text{NO}_x\text{-N}$  især forekommer i forbindelse med store afstrømninger, og at udtagning af prøver under sådanne kun i mindre omfang har været foretaget for flertallet af stationerne (se figur 1).

Saltindholdet er stærkt negativt korreleret med PCA1 ( $-0,51 < r < -0,55$ ) og stærkt positivt korreleret til PCA2 ( $0,50 < r < 0,54$ ). Det er især stærkt korreleret til hhv. andelen af veje og ikke mindst bymæssig bebyggelse. Det bekræfter en nær sammenhæng mellem glatførebekæmpelse knyttet til byer og veje og afstrømning af vejsalt til vandløbene (se tidligere). Det ses således, at stationerne med høj andel af bymæssig bebyggelse og veje i deres opland og et højt saltindhold primært er knyttet til Sjælland m. øer og Østjylland (nærmere bestemt hovedstadsområdet, Århus, byerne i "trekantområdet"). Det ses dog også, at flere stationer i Nordvestjylland har et højt saltindhold. Dette skyldes – som tidligere omtalt – formentlig at de geologiske forhold her er præget af områder med hævet havbund og dermed forhøjet indhold af salt i undergrunden.



**Figur 3.** Principal Component Analysis på kemiske parametre i de undersøgte NOVANA vandløbsstationer samt på karakteristika (størrelse, jordbund og arealudnyttelse) ved de tilhørende oplande. Punkterne repræsenterer de forskellige stationer, her angivet med særlig signatur for hver af de 8 forskellige regioner. Punkter som ligger tæt ved hinanden ligner hinanden meget mht. kemi og oplande, punkter langt fra hinanden er modsat meget forskellige. Betydningen af de enkelte variable (kemiske parametre og oplandskarakteristika) er illustreret ved vektorer. Variable (vektorer) som ligger i "samme plan" og er relativt lange er indbyrdes korrelerede (positivt hvis de peger i samme retning, negativt hvis de peger i modsat retning). Se teksten for nærmere forklaring på de enkelte variable.

Endelig viser analysen en sammenhæng mellem total-jern og hhv. humus-jorder og vådområder. Forklaringen er utvivlsomt, at der specielt i lavbundsjorder/organisk rige jorder er betydelige forekomster af jernforbindelser – som allerede nævnt typisk i form af pyrit eller jernkarbonater. Dette er givetvis tilfældet fra "naturens hånd". Imidlertid styrkes sammenhængen via dræning af disse jorder, hvorved jernforbindelserne iltes og på opløst form udvaskes til vandløbene, hvor det efterfølgende udfældes.

Størrelsen af oplandene til stationerne har – måske lidt overraskende – tilsyneladende ingen sammenhæng med de kemiske parametre. Det kunne ellers have været forventet. Fx kunne betydningen af spildevandsudledninger fra

spredt bebyggelse tænkes at være af relativt størst betydning i små oplande for en variabel for BI<sub>5</sub>.

Ligeledes kunne der forventes negativ sammenhæng mellem NO<sub>x</sub>-N og andelen af søer i oplandet på grund af kvælstof-fjernelsen via søer. Der ses da også en tendens til en sådan sammenhæng.

## Planter og dyr knyttet til kalkfattige vandløb

Der er ikke i forbindelse med dette fokuskapitel forsøgt udført egentlige analyser af sammenhængen mellem de vandkemiske forhold og forekomsten af de planter og dyr, som er knyttet til vandløbene.

Her skal blot nævnes et par eksempler på organismer, hvis udbredelse og forekomst i betydelig grad er styret af vandkemiske forhold.

Det er således vist, at alkalinitet er en vigtig plantefordelende faktor i danske vandløb (Riis et al. 2000). Dette skyldes, at CO<sub>2</sub> og HCO<sub>3</sub> er vigtige kulstofkilder i forbindelse med planternes fotosyntese. En række plantearter er specielt knyttet til miljøer med lav-alkalisk vand, således som det forekommer i den nordlige del af Vestjylland (se ovenfor). Disse arter omfatter først og fremmest Hår-Tusindblad (*Myriophyllum alterniflorum*), Svømmende Vandaks (*Potamogeton natans*) og Høj Sødgræs (*Glyceria maxima*) (Riis et al. 2000). Der er desuden arter med en udbredelse, som er begrænset (eller stort set begrænset) til de vestjyske lav-alkaliske vandløb. Eksempler er Flod-Klaseskærm (*Oenanthe fluviatilis*), Vandranke (*Luronium natans*), Smalfrugtet Vandstjerne (*Callitriche hamulata*), samt Liden Siv (*Juncus bulbosus*) (Moeslund et al. 1990). Afhængigheden af lav-alkalisk og/eller surt vand er dog kun påvist for Smalfrugtet Vandstjerne og Liden Siv (se fx Preston & Croft 1997, Hatton-Ellis & Grieve 2003), mens Flod-Klaseskærm synes at klare sig fint i relativt høj-alkaliske vandløb i U.K. (Preston & Croft 1997, Hatton-Ellis & Grieve 2003).

Flodperlemuslingen (*Margaritifera margaritifera*) er medtaget på Habitatdirektivets bilag II og kræver derfor en særlig grad af beskyttelse og opmærksomhed. Den har været i rivende tilbagegang i store dele af dens udbredelsesområde, der omfatter store dele af Europa fra Spanien i syd til Skandinavien og den nordvestlige del af Rusland i nord. I Danmark er arten kun kendt fra Varde Å's hovedløb, beliggende i Vestjylland (region VJN). Arten har tykke kalkrige skaller, men er trods dette knyttet og tilpasset til vandløb med lavt indhold af kalk. Det giver sig udtryk ved en meget langsom vækst og individerne kan blive meget gamle – op til 140 år mindst. I det kalkfattige miljø er den uden konkurrence fra andre stormuslinger af slægten *Anodonta* og *Unio*, der kræver mere kalkholdigt vand. Flodperlemuslingen er i udlandet således typisk fundet ved en total-alkalinitet under 0,50 meq/L – endda helt ned til omkring 0,10 meq/L (Morales et al. 2004, Outeiro et al. 2007, Bernal et al. 2007, Henrikson & Alexanderson 2009). Der foreligger ingen målinger af total-alkalinitet fra netop den strækning af Varde Å, hvorfra arten er kendt (omkring Varde by og 1-2 km opstrøms for Vagtborghus). Der foreligger imidlertid målinger fra 21 stationer i Varde Å systemet. For disse er medianværdien 0,68 meq/L (variation 0,29-0,97). Forholdene for den danske population er således ret nær ved, hvad der er fundet i udlandet. Man kan så undre sig over, at arten ikke er kendt fra andre vestjyske vandsystemer, fx Skjern Å, som mht. kalkholdighed ikke adskiller sig signifikant fra den i Varde Å (Mann-Whitney U-test, P=0,54). Forekomsten i netop Varde Å

er derfor muligvis et resultat af "tilfældig" indvandring til dette vandløb. Det skal i parentes nævnes, at arten i Varde Å har selskab af andre stormuslinger, både *Anodonta* og *Unio*.

## Sammenfatning

NOVANA programmets økologiske del omfatter målinger af en række kemiske parametre til karakteristik af det miljø, som organismer som smådyr, fisk og planter lever i. I dette fokuskapitel er der foretaget analyser af samtlig de målte parametre med henblik på at belyse forskelle og ligheder som skyldes geografiske, jordbundsmæssige og arealudnyttelsesmæssige forhold. Desuden er de enkelte parametres indbyrdes relationer undersøgt. Endelig er betydningen af vandløbenes kalkindhold belyst for enkelte grupper af organismer.

Danske vandløb som de undersøgte er generelt ret kalkholdige med neutralt til svagt basisk vand, lavt saltindhold, lavt indhold af jern, og lavt indhold af iltforbrugende stoffer. Fx betyder lave indhold af sidst nævnte, som tidligere har bidraget til alvorlige forureninger af vore vandløb, at der nu som udgangspunkt er relativt gode livsbetingelser for vandløbenes organismer. Indholdet af opløst fosfor og opløst kvælstof er til gengæld relativt højt, sammenlignet med vandløb i områder uden væsentlig eller ingen indvirkning af menneskets aktiviteter.

Der forekommer dog betydelige geografiske forskelle, som dels er betinget af de naturgivne geologiske forhold, dels skyldes menneskets forskellige aktiviteter.

Således er vandløbene naturligt kalkholdige og neutrale til svagt basiske i Østjylland, Fyn, Sjælland, Lolland, Falster og Møn, hvor jordbunden er relativt rig på kalk, mens de er kalkfattige og mere sure i den nordlige del af området vest for israndslinjen, hvor jorderne er mere sandede og kalkfattige. Mere overraskende er, at vandløbene i den sydlige del af området vest for israndslinjen er væsentlige mere kalkholdige og mindre sure end vandløbene i områdets nordlige del. Forskellen er betinget af jordbundsforholdene, hvor den nordlige del af Vestjylland er væsentlig mere sandet end den sydlige. Det kalkfattige miljø i den nordlige del af Vestjylland giver livsbetingelser for bl.a. visse plantearter og flodperlemuslingen.

Indholdet af total-jern er klart højest i Jylland, lavest i resten af Danmark. Der er fundet en entydig sammenhæng mellem jern-indholdet og forekomsten af humusjorder og vådområder. Sådanne lavbundsjorder er rige på jernforbindelse (pyrit og jernkarbonater), som udvaskes – bl.a. i forbindelse med dræning af arealerne.

De højeste indhold af salt forekommer i Nordvestjylland og ikke mindst på Sjælland inkl. Lolland, Falster og Møn. I først nævnte tilfælde skyldes det, at området i høj grad består af hævet tidligere havbund. I sidste tilfælde er årsagen en høj grad af urbanisering med bl.a. et udbygget vejnet, på hvilket der saltes i forbindelse med glatførebekæmpelse, og hvorfra saltholdigt vand ledes til nærliggende vandløb.

Forskellen i befolkningstæthed og urbanisering medfører, at indholdet af opløst fosfor er højere i det østlige Danmark sammenlignet med det vestlige Jylland, ligesom der er nær sammenhæng mellem udledninger af spildevand

vand og indholdet af spildevandskomponenterne  $\text{BI}_5$  og  $\text{NH}_4\text{-N}$ . For fosfors vedkommende betyder relativt høje indhold af jern i de vestjyske vandløb, at stoffet udfældes med jernet.

Der er ikke fundet geografiske forskelle i indholdet af  $\text{NO}_x\text{-N}$ , hvilket antyder at landbruget, som er den vigtigste kilde til tilførsel af denne type opløst kvælstof, har en markant betydning over hele landet. Den manglende forskel kan dog også skyldes, at der for flertallet af de undersøgte vandløb har været en stor overvægt af sommerprøver, hvor indholdet af  $\text{NO}_x\text{-N}$  vil være mindst.

## Referencer

- Bespalaya, Y.V., Bolotov, I.N. & Makhrov, A.A. (2007) State of the population of the European Pearl Mussel *Margaritifera margaritifera* (L.) (Mollusca, Margaritiferidae) at the Northeastern boundary of its range (Solze River, White Sea Basin). *Russian Journal of Ecology* 38: 204–211.
- Blasius, B.J. & Merritt, R.W. (2002) Field and laboratory investigations on the effects of road salt (NaCl) on stream macroinvertebrate communities. *Environmental Pollution* 120: 219–231.
- Dahl, J. & Johnson, R.K. (2006) Assessing the acidity of Swedish streams using benthic macroinvertebrates and weighted averaging (WA) regression and calibration. *Archiv für Hydrobiologie* 166: 343–362.
- Foged, N. (1948) Diatoms in water-courses in Funen. VI. Conclusions and general remarks. *Dansk Botanisk Arkiv* 12 (12), 110 pp.
- Friberg, N., Skriver, J., Larsen, S.E., Pedersen, M.L. & Buffagni, A. (2010) Stream macroinvertebrate occurrence along gradients in organic pollution and eutrophication. *Freshwater Biology* 55: 1405–1419.
- Hatton-Ellis, T.W. & Grieve, N. (2003) Ecology of Watercourses by *Ranunculus fluitantis* and *Callitricho-Batrachion* Vegetation. Conserving Natura 2000 Rivers. *Ecology Series* nr. 11. English Nature, Peterborough. 63 pp.
- Henrikson, L. & Alexanderson, S. (2009) International Conference: "Aquatic Conservation with focus on the Freshwater Pearl Mussel *Margaritifera margaritifera*, Sundsvall, 12–14 August 2009, Conference Document, Länsstyrelsen Västernorrland & WWF Sweden.
- Howard, K.W.F. & Maier, H. (2007) Road de-icing salt as a potential constraint on urban growth in the Greater Toronto Area, Canada. *Journal of contamination hydrology* 91: 146–170.
- Jensen, B.H. (2002) Vejsalts effekt på invertebratsamfund i mindre østjyske vandløb. Specialrapport, Danmarks Miljøundersøgelser & Aarhus Universitet, 63 pp.
- Kristiansen, S.M., Christensen, F.D. & Hansen, B. (2009) Vurdering af danske grundvandsmagasiners sårbarhed overfor vejsalt. De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland, GEUS, særudgivelse, 108 pp.

- Kronvang, B. (2003) Notat om fastsættelse af kemisk referencetilstand i vandløb. Danmarks Miljøundersøgelser, 5 pp.
- Kronvang, B., Grant, R., Hoffmann, C.C., Ovesen, N.B. & Pedersen, M.L. (2006) Hydrology, sediment transport and water chemistry. Pp. 27-43, i: Sand-Jensen, K., Friberg, N. & Murphy, J. (red.) Running Waters. National Environmental Research Institute, Denmark.
- Miljøstyrelsen (2000) NOVA-2003. Programbeskrivelse for det nationale program for overvågning af vandmiljøet i Danmark, 1998-2003. Miljøministeriet, 198 pp.
- Moeslund, B., Løjtnant, B., Mathiesen, H., Mathiesen, L., Pedersen, A., Thysen, N. & Schou, J.C. (1990) Danske vandplanter. Vejledning i bestemmelse af planter i søer og vandløb. Miljønyt nr. 2 1990. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen, Danmarks Miljøundersøgelser.
- Morales, J.J., Negro, A.I., Lizana, M., Nez, A.M. & Palacios, J. (2004) Preliminary study of the endangered populations of pearl mussel *Margaritifera margaritifera* (L.) in the River Tera (North-west Spain): habitat analysis and management considerations. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 14: 587-596.
- Ormerod, S.J., Lewis, B.R., Kowalik, R.A., Murphy, J.F. & Davy-Bowker, J. (2006) Field testing the AWIC index for detecting acidification in British streams. *Archiv für Hydrobiologie* 166: 99-115.
- Preston, C.D. & Croft, J.M. (1997) Aquatic Plants in Britain and Ireland. Harley Books, England, 365 pp.
- Outerio, A., Ondina, P., Fernandez, C., Amaro, R. & San Miguel, E. (2007) Population density and age structure of the freshwater pearl mussel, *Margaritifera margaritifera*, in two Iberian rivers. *Freshwater Biology* 53: 485-496.
- Riis, T., Sand-Jensen, K. & Vestergaard, O. (2000) Plant communities in Danish lowland streams: species composition and environmental factors. *Aquatic Botany* 66: 255-272.
- Sode, A. (2008) Undersøgelse af makroinvertebratfaunaen i Sydvest- og Vestjylland. Rapport til Miljøministeriet, Miljøcenter Ribe og Miljøcenter Ringkøbing, 35 pp.
- Sutcliffe, D.W. & Carrick, T.R. (1973) Studies on mountain streams in the English Lake District. I. pH, calcium and the distribution of invertebrates in the River Duddon. *Freshwater Biology* 3: 437-462.
- Økland, J. & Økland, K.A. (1986) The effects of acid deposition on benthic animals in lakes and streams. *Experimentia* 42: 471-486.

# VANDLØB 2011

NOVANA

Dette års rapport beskriver status og udvikling i vandkemiske forhold i vandløb, stoftransport af kvælstof og fosfor til kystvandene, samt økologisk tilstand for perioden før og under NOVANA – og frem til og med 2011. Der er udført ny analyser af udviklingen i økologisk tilstand, ligesom vandkemiske parametre er analyseret på baggrund af det samlede store datasæt fra det økologiske delprogram.