



VANDLØB 2019

Kemisk vandkvalitet og stoftransport

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 452

2021



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

VANDLØB 2019

Kemisk vandkvalitet og stoftransport

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 452

2021

Hans Thodsen
Henrik Tornbjerg
Jens Bøgestrand
Søren Erik Larsen
Niels Bering Ovesen
Gitte Blicher-Mathiesen
Helle Holm
Jonas Rolighed
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. 452
Kategori:	Rådgivningsrapporter
Titel:	Vandløb 2019
Undertitel:	Kemisk vandkvalitet og stoftransport NOVANA
Forfattere:	Hans Thodsen, Henrik Tornbjerg, Jens Bøgestrand, Søren Erik Larsen, Niels Bering Ovesen, Gitte Blicher-Mathiesen, Helle Holm, Jonas Rolighed & Ane Kjeldgaard
Institution:	Aarhus Universitet, Institut for Bioscience
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	Juli 2021
Redaktion afsluttet:	Juni 2021
Faglig kommentering:	Hans Estrup Andersen
Kvalitetssikring, DCE:	Signe Jung-Madsen
Sproglig kvalitetssikring:	Charlotte Elisabeth Kler
Ekstern kommentering:	Miljøstyrelsen. Kommentarerne findes her: http://dce2.au.dk/pub/komm/SR452_komm.pdf
Finansiel støtte:	Miljø- og Fødevareministeriet
Bedes citeret:	Thodsen, H., Tornbjerg, H., Bøgestrand, J., Larsen, S.E., Ovesen, N.B., Blicher-Mathiesen, G., Rolighed, J., Holm, H. & Kjeldgaard, A. 2021. Vandløb 2019 - Kemisk vandkvalitet og stoftransport. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 74 s. - Videnskabelig rapport nr. 452 http://dce2.au.dk/pub/SR452.pdf
Sammenfatning:	Dette års rapport beskriver status og udvikling i vandkemiske forhold i vandløb, stoftransport af kvælstof og fosfor til kystvandene for perioden før og under NOVANA - og frem til og med 2019.
Emneord:	Vandløb, overvågning, NOVANA, kvælstof, fosfor, havbelastning, vandkemi, Nitrat,
Layout:	Grafisk Værksted, AU Silkeborg
Foto forside:	Colourbox.dk
ISBN:	978-87-7156-608-6
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	74
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR452.pdf
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, som efterfølger til det tidligere overvågningsprogram NOVA-2003, som alene omfattede vandmiljøet.

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	6
Summary	7
1 Datagrundlag, databehandling og rapportindhold	8
1.1 Om overvågningsprogrammet	8
1.2 Kemisk vandkvalitet og stoftransport	8
1.3 Særlige forhold ved årets rapportering	10
2 Ferskvandsafstrømning, klima og vejr	19
2.1 Datagrundlag og metoder	19
2.2 Klima, vejr og ferskvandsafstrømning	20
2.3 Ferskvandsafstrømninger fra det målte opland	25
3 Kvælstof i vandløb	26
3.1 Tilstanden i 2019	26
3.2 Udvikling siden 1989	27
4 Fosfor i vandløb	29
4.1 Tilstanden i 2019	29
4.2 Udviklingen siden 1989	31
5 Kvælstoftilførslen til havet	32
5.1 Datagrundlag og metoder	32
5.2 Kvælstoftilførsel til havet i 2019	34
5.3 Sæsonvariation i vandafstrømning og kvælstoftilførsel	37
5.4 Udviklingen i kvælstoftilførslen til havet 1990-2019	39
5.5 Kvælstoftilførsel fra målt opland	41
5.6 Udvikling i nøgleindikatorer af betydning for kvælstoftilførslen	43
5.7 Sammenfatning af resultaterne	46
6 Fosfortilførslen til havet	47
6.1 Datagrundlag og metode	47
6.2 Fosfortilførsel til havet i 2019	47
6.3 Sæsonvariation i vandafstrømning og fosfortilførsel	49
6.4 Udvikling i fosfortilførslen til havet 1990 - 2019	53
6.5 Fosfortilførsel fra målt opland	54
6.6 Sammenfatning af resultaterne	56
7 Nitrat-N-koncentrationer og -transport på målestationer	57
7.1 Introduktion	57
7.2 Nitrattransport og -koncentration for 76 havbelastningsoplande i 2019	58
7.3 Nitrattransport og -koncentration for 30 landbrugsdominerede typeoplande	59

8	Kvælstoffraktioner i vandløb	62
8.1	Vandføringsvægtede koncentrationer af kvælstoffraktioner i vandløbene 2016-2019	62
8.2	Sæsonvariation i vandføringsvægtede koncentrationer	68
8.3	Stoftransporter	69
9	Referencer	71

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 i efteråret 1988. Nærværende rapport omfatter data til og med 2019.

Overvågningsprogrammet er målrettet mod at tilvejebringe det nødvendige dokumentations- og vidensgrundlag til at understøtte Danmarks overvågningsbehov og -forpligtelser, bl.a. i forhold til en række EU-direktiver inden for natur- og miljøområdet. Programmet er løbende tilpasset overvågningsbehovene og omfatter overvågning af tilstand og udvikling i vandmiljøet og naturen, herunder den terrestriske natur og luftkvalitet.

DCE har som en væsentlig opgave for Miljøministeriet at bidrage med forskningsbaseret rådgivning til styrkelse af det faglige grundlag for 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 arbejds- og ansvarsdeling mellem fagdatacentre og Miljøstyrelsen (MST). Fagdatacentret for grundvand er placeret hos De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland (GEUS), fagdatacentret for punktkilder hos MST, mens fagdatacentre for vandløb, søer, marine områder, landovervågning samt arter og naturtyper er placeret hos Institut for Bioscience, Aarhus Universitet, og fagdatacentret for atmosfæren hos Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet.

Denne rapport er udarbejdet af Fagdatacenter for ferskvand. MST har haft mulighed for at kommentere på udkast til rapporten. Rapporten er baseret på data indsamlet af Miljøstyrelsen, de tidligere amter og diverse konsulenter på vegne af de nævnte offentlige institutioner samt i beskedent omfang af kommuner og andre.

Dette års rapport er som udgangspunkt en opdatering af tidligere års rapport om vandløb med data indsamlet i 2019. Den seneste rapport er Vandløb 2018 (Thodsen m.fl. 2019b). Ikke alle indsamlede data bliver rapporteret hvert år, men først når der er tilstrækkeligt datagrundlag for rapportering. I dette års rapport indgår i forhold til foregående år et kapitel om kvælstoffraktioner i vandløb.

Dette års rapport indeholder ikke et kapitel om økologisk tilstand i vandløb. Økologisk tilstand er i stedet rapporteret i en selvstændig rapport (Kallestrup m.fl. 2021).

Konklusionerne i denne rapport sammenfattes med konklusionerne fra de øvrige fagdatacenter-rapporter i 'Vandmiljø og natur 2019', som udgives i et samarbejde mellem DCE, GEUS og MST.

Sammenfatning

Dette års rapport behandler emner som udviklingen i afstrømningen af vand og tilførslen af kvælstof og fosfor til de kystnære havområder. Samtlige data er indsamlet via det Nationale Overvågningsprogram for Vandmiljø og Natur (NOVANA).

Kvælstof- og fosfortilførsel til havet

Indholdet af kvælstof og fosfor i vandløbene er faldet markant siden 1989. Reduceret udvaskning fra dyrkede arealer er hovedårsagen til, at kvælstofindholdet i gennemsnit er reduceret med ca. 35 %, mens reduktionen er på ca. 38% for fosfor. For fosfors vedkommende skyldes det forbedret spildevandsrensning i byområder og virksomheder. Koncentrationerne af kvælstof og fosfor i vandløbene er dog stadig omkring henholdsvis 5 og 2 gange så høje som dem, man finder i upåvirkede naturvandløb.

Der er for perioden 1990 til 2019 sket reduktioner i den samlede tilførsel af kvælstof og fosfor fra land til de danske kystvande. Reduktionen i kvælstof- og fosfortilførslen er henholdsvis 45% og 69%, beregnet for hhv. den årlige afstrømningsnormaliserede tilførsel (TN) og vandføringsvægtede koncentration (TP). For kvælstof er der alene for den diffuse tilførsel (tilførsel fra dyrkede og udyrkede arealer samt bidrag fra ejendomme, som ikke er tilkøbt renseanlæg) tale om en reduktion på ca. 35%.

Tilførslen fra land til kystvandene er for 2019 beregnet til hhv. ca. 74.000 tons kvælstof og ca. 2.100 tons fosfor. Disse tilførsler er for de fleste af årets måneder mindre end gennemsnittet for perioden 1990-2019, og væsentligt mindre end gennemsnittet for perioden 1990-1994. For 2019 er den normaliserede kvælstoftilførsel fra diffuse kilder på 61.000 tons N mod 50.000 i 2018. Den normaliserede diffuse tilførsel er som middel af de foregående 5 opgjorte år (2014 – 2018) 51.000 tons N, med et interval på 50.000 – 53.000 tons N/år. Ferskvandsafstrømningen i 2019 var 361 mm mod et gennemsnit på 325 mm i perioden 1990-2018.

Eftersom det ikke er muligt at måle på alt vand og stof, som tilføres havet (hverken rumligt eller tidsligt), og der nødvendigvis må anvendes modeller, er der en vis usikkerhed på de beregnede tal.

I årets rapport er alle tidsserier med total-fosfor præsenteret på en mørk baggrund for perioden 2008-2015. Dette skyldes, at fosfor-analyserne fra denne er foretaget med en forkert metode, der angiveligt underestimerer koncentrationen.

Summary

This year's report presents topics on the nitrogen and phosphorus runoff to Danish coastal waters. All field data were collected in accordance with the National Monitoring Program for the Aquatic Environment and Nature (NOVANA).

Nitrogen and phosphorus load to the sea

The concentrations of nitrogen and phosphorus in streams have been markedly reduced since 1989. The main reason is reduced leaching from cropped areas, resulting in a mean reduction of approximately 35% for nitrogen, whereas an approximate 38% reduction in phosphorus is found, mainly due to improved treatment of residential- and industrial wastewater. However, concentrations of nitrogen and phosphorus in the streams are still approximately 5 and 2 times higher, respectively, than in un-impacted streams.

Reduced loads of nitrogen and phosphorus from land to Danish coastal waters have been calculated for the period 1990-2019. The reductions are 45% and 69% for nitrogen and phosphorus, respectively, if calculated as discharge-normalised annual loads (TN) and discharge-weighted mean annual concentrations (TP). Considering the diffuse runoff of nitrogen alone, including leaching from cropped as well as uncropped areas and contribution of wastewater from scattered dwellings, the reduction is approximately 35%.

In 2019, the total load from land was estimated to about 74 000 tons of nitrogen and 2100 tons of phosphorus. For most months, these amounts were significantly lower than the average for the period 1990-2019. The normalised diffuse nitrogen load was calculated to 61 000 ton N compared to 50 000 ton N in 2018. The normalised mean diffuse load for the presiding five years (2014 – 2018) is 51 000 ton N, ranging between 50 000 and 53 000 ton N. The annual runoff of water was 361 mm compared to 325 mm as the average from 1990-2018.

Since it is impossible to measure the total load of water and nutrients to the sea, the estimated loads are affected by uncertainty, as these loads need to be based on both measurements of discharge and nutrient concentrations combined with model estimates for ungauged catchments.

In this year's report, presented time series of total phosphorus loads have a dark background covering the period 2008-2015, as total nitrogen analyses from this period probably are analysed using a wrong method, supposedly underestimating the concentration.

1 Datagrundlag, databehandling og rapportindhold

Jens Bøgestrand, Henrik Tornbjerg & Hans Thodsen

1.1 Om overvågningsprogrammet

Denne rapport indeholder data indsamlet i vandløb under NOVANA programmet (og forudgående programmer) omhandlende vandafstrømning, næringsstofkoncentrationer og heraf beregnede stoftransporter. Desuden indgår lufttemperatur og nedbørsdata.

For vandløbenes vedkommende er der foretaget to typer overvågning og undersøgelser: (a) overvågning af den økologiske, fysiske og kemiske tilstand og (b) målinger af tilførsel af vand og forskellige stoffer til søer og marine områder. Rapporteringen af den økologiske tilstand i vandløb foregår i dette rapporteringsår i en selvstændig rapport (Kallestrup m.fl. 2021).

Samtlige data i NOVANA er indsamlet/tilvebragt af medarbejdere i de tidligere amter (frem til og med 2006), de nuværende statslige regionale enheder under Miljøstyrelsen samt af en række konsulentfirmaer på vegne af amterne/enhederne. En lille andel af de anvendte data er indsamlede af andre end amterne og MST, fx kommuner og private.

Indsamlingen/tilvebringelsen af data har bygget på tekniske anvisninger for "Delprogram for stoftransport og landovervågning". Med revisionen af NOVANA i 2017 er programmet justeret for perioden 2017-2021, men er stadig baseret på de tekniske anvisninger. Disse kan ses på Institut for Bioscience hjemmeside (Aarhus Universitet): <http://bios.au.dk/raadgivning/fagdata-centre/fdcfersk/>

Måledata og stoftransporter (på målestationer og 2. ordens kystafsnit) kan findes på <http://odaforalle.au.dk>. Dog er der foretaget en genberegning af alle stoftransporter (på målestationer), hvorved en del stoftransporter er ændret fortrinsvis fra perioden før 2010 og 2009-2015. Derfor er nogle stoftransporter ikke helt de samme som i ODA-databasen.

1.2 Kemisk vandkvalitet og stoftransport

Undersøgelserne i NOVANA-programmet af transporten af vand og stof har i 2019 omfattet vandføring samt en række fysiske og kemiske parametre. Næringsstofferne kvælstof og fosfor samt organisk stof har været vigtige elementer, men der har også indgået målinger af pH, vandtemperatur, suspenderet stof og andre fysiske/kemiske parametre. Desuden er der tilvebragt en række oplandsrelaterede informationer omfattende oplandsafgrænsning, arealanvendelse, jordtype, spildevandsudledninger, dyrkningspraksis m.m. Undersøgelser er foretaget efter samme principper hvert år, dvs. med et forud fastsat antal årlige målinger for at sikre en konsistent bestemmelse af den meget varierende vand- og stoftransport med den højest mulige præcision givet de økonomiske og praktiske rammer. NOVANA programbeskrivelsen kan ses på Miljøstyrelsens hjemmeside (<https://mst.dk/media/141463/novana-2017-21-programbeskrivelse.pdf>).

Ved hovedparten af stoftransportstationerne måles med en frekvens på 18 prøver pr. år. For et mindretal (ca. 5%) af stationer (naturoplande) er frekvensen mindre (12 prøver/år, stationerne overvåges hvert 3. år) og for søtilløb/-afløb (ca. 5%) lidt mindre (16 prøver/år).

Gennem alle årene i overvågningsperioden har der været anvendt de samme 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. Ved præsentation af stofkoncentrationer er der anvendt vandføringsvægtede gennemsnitskoncentrationer, som tager højde for svingninger i vandføring, både over året og fra år til år. Vandføringsvægtede gennemsnitskoncentrationer er beregnet ved for en given periode at dividere den samlede stoftransport med den samlede vandafstrømning.

I en del af rapportens analyser er stoftransportstationerne grupperet på grundlag af karakteren af menneskelig påvirkning i oplandet, dvs. i såkaldte typeoplande (Tabel 1.1) – se kapitel 3 & 4. Kriterierne er beskrevet for hver type i Tabel 1.1. Det skal bemærkes, at en del vandløb ikke længere lever op til kriterierne for den oplandstype, de blev tildelt i 1991, og som bruges ved tidsserieanalyserne. Det kan fx skyldes reduceret spildevandstilledning eller nedlæggelse af dambrug. Kriterierne for klassifikationen af dyrkede oplande er lidt forskellige for kvælstof og fosfor. Antallet af stationer i kategorien dyrkede oplande er derfor ikke det samme i kvælstof- og fosforkapitlerne. For 2019 skelnes der kun mellem naturoplande og ikke-naturoplande, da bidraget fra dambrug og andre punktkilder er reduceret så kraftigt, at en kategorisering ikke længere er relevant.

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. Antal stationer fordelt på oplandstyper, der er anvendt i tidsserie-analyse (1989-2019) og aktuelt status i 2019. Oplandstyper for tidsserie-analyser er opgjort efter situationen i 1991.

Oplandstype	1989-2019		2019
	Type nr.	tidsserie-analyser	aktuel status
Naturoplande *	1	6	19
Vandløb i dyrkede oplande (P):			
Dyrkningsgrad > 15%			
Bebyggelse < 50 %	2	30	#
Punktkildebidrag < 25 g P/ha, 0,5 kg N/ha			
Vandløb i dyrkede oplande (N):			
Dyrkningsgrad > 15 %			
Bebyggelse < 50 %	3	51	#
Punktkildebidrag < 0,5 kg N/ha			
Vandløb med punktkilder:			
Punktkildebidrag > 0,5 kg N/ha	4	67	#
Vandløb med dambrugsudledninger:			
P fra dambrug:			
> 30% af total transport	5	13	#
> 40% af punktkildebidrag			
Vandløb i bebyggede områder > 50% bebyggelse	6	4	#
Ikke-naturoplande, i alt		135	360

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

ikke opgjort separat for typerne 2-6

For at vurdere betydningen af forskellige forureningskilder er bidragene til den samlede stoftransport fra diverse kilder opgjort. Kildeopsplitningen er beregnet både for de enkelte vandløbsstationer og for den samlede stoftransport til havet. Beregningsmetoderne er detaljeret beskrevet i Svendsen (1998), men går i kort-hed ud på, at der på basis af den kendte samlede stoftransport samt det kendte bidrag fra en række punktkilder (bypildevand, industri, dambrug m.m.) be-regnes det diffuse bidrag fra det åbne land som differencen mellem punktkil-debidraget og den samlede transport. Spildevand fra spredt bebyggelse hen-regnes i denne opgørelse til det diffuse bidrag.

Beregninger af udviklingstendenser i transporter af kvælstof og fosfor følger Larsen m.fl. (2014). Dog foretages beregninger af udviklingstendenser for to-talkvælstof i denne rapport (kapitel 5) på baggrund af afstrømningsnormali-serede kvælstoftilførsler (Larsen m.fl. 2020a) og ikke som i Larsen m.fl. (2014) på baggrund af vandføringsvægtede årskoncentrationer. Derudover følger rapporteringen af stoftransporterne til havet samme principper og har samme omfang som i de foregående års NOVANA-rapporter.

1.3 Særlige forhold ved årets rapportering

1.3.1 Genopretning af TN- og TP-prøver for 2016 og første kvartal 2017

Det blev i 2017 opdaget, at alle total-kvælstof- (TN) og total-fosfor-analyser (TP) i forbindelse med NOVANA-programmet i 2016 og første kvartal 2017 var ble- vet analyseret med en forkert metode (Miljøstyrelsen, 2017a). Den forkerte me- tode (UV-metoden/on-line-metode) underestimerede TN og TP i forhold til off- line-metode/autoklavemetoden, som skulle have været anvendt (Miljøstyrel- sen, 2017b). På grund af denne fejl er det blevet undersøgt, om de fejlbehæfede resultater kan genoprettes på grundlag af prøver (383 prøver for TN og 293 prø- ver for TP i vandløb) analyseret med begge metoder (Larsen m.fl., 2018). Kon- klusionen på undersøgelsen er, at for prøver taget i vandløb kan de fejlbehæf- tede resultater godt genoprettes til anvendelse i belastningsopgørelse (ligning 1 og ligning 2). De genoprettede prøveværdier for TN kan anvendes selvstæn- digt, fx til beregning af stoftransport (Larsen m.fl., 2018). De korrigerede prøve- værdier for TP bør ikke anvendes, hverken enkeltvis eller på enkeltstationsni- veau, men udelukkende for større dele af landet (Larsen m.fl., 2018).

$$\text{(Ligning 1)} \quad TN_{korr} = 0,131541 + 1,035184 \times TN_{online}$$

$$\text{(Ligning 2)} \quad TP_{korr} = \exp(-0,12548 + 0,88367 \times \ln(TP_{online}))$$

For stoftransporter opgjort i kapitel 5 og 6 er værdier genoprettet med hhv. ligning 1 og ligning 2 anvendt for året 2016 og første kvartal 2017. For ligning 2 er der indført et afskæringskriterie ved 0,34 mg/l, da ligningen vil korrigere højere værdier negativt ($TP_{korr} < TP_{online}$), hvilket ikke er i overensstem- melse med den fundne analysemetodefejl.

I gennemsnit er korrektionen for TN og TP på:

- TN på ca. 6,9%
- TP på ca. 14%

1.3.2 Genopretning af TN og TP prøver for perioden 2009 til 2015

Genopretning af TN

Der er sket en genopretning (korrektur) af TN-data målt af laboratoriet Eurofins A/S i perioden 2009-2015 (Larsen, 2021a,b). De genoprettede værdier er anvendt i denne rapport. Baggrunden for genopretningen er, at laboratoriet har anvendt UV-metoden/online-metoden, men skulle have anvendt auto-klavemetoden (Larsen m.fl. 2018).

Til NOVANA-rapporten "Vandløb 2018" (Thodsen m.fl. 2019b) var der anvendt en foreløbig korrektur af TN på gennemsnitligt 1,3% for perioden 2007-2014 (Larsen m.fl. 2018). Den nye korrektur, beskrevet i detalje i Larsen m.fl. (2021a,b), har således afløst (tilbagerullet) den tidligere anvendte midlertidige korrektur (Larsen, 2018). Det blev i Larsen m.fl. (2020) anbefalet at se nærmere på muligheden for at lave en korrektur af TN-data fra perioden ca. 2007-2015. Anbefalingen er delvist baseret på en analyse af indholdet af organisk kvælstof i vandløb i perioden 2000-2018 i Thodsen m.fl. (2019b). Korrektur beskrevet i Larsen m.fl. (2021a,b) er anvendt på næsten alle TN-data fra perioden 2009-2015, der indgår i denne rapport, kun data fra naturvandløb præsenteret i kapitel 3 er ikke korrigerede, da det i skrivende stund undersøges, om disse data skal have en separat korrektur (Larsen m.fl. 2021a).

Korrektur er foretaget på kvartalsbasis og er forskellig for hhv. almindelige vandløbsmålestationer og målestationer karakteriserede som sø afløb og afhænger af andelen af organisk kvælstof i vandprøverne. Den gennemsnitlige korrektur er:

- Almindelige vandløb 7,3%
- Sø afløb 19,9%

Korrektur for almindelige vandløb er altså meget tæt på de 6,9% anvendt for 2016-2017 (afsnit 1.3.1). Overblik over korrekturerne ses i Tabel 1.2.

Tabel 1.2. Oversigt over de allerede foretagne korrekturer af analyser af total N i vandløb under NOVANA programmet i perioden 2007-2020 for de enkelte analyselaboratorier samt betydningen af de nye korrekturer (årlig effekt for gennemsnitlig total kvælstof koncentrationen, som indført som konsekvens af de nyeste undersøgelser i de to notater af Larsen m.fl., (2021a,b).(Tabel fra Larsen m.fl. 2021b).

År	EUROFINS A/S	ALS	Andre laboratorier
2007	1,3 %* Rulles tilbage	6,9 % Rulles tilbage	1,3 % ** Rulles tilbage undtagen på analyser fra AnalyCen
2008	1,3 %* Rulles tilbage	6,9 % * Korrigeres kun fra og med 2. kvartal*	1,3 % ** Rulles tilbage
2009	1,3 %* +(almindelige vandløb: 5,95 %) (sø afløb: 19,9 %) ***	6,9 % *	1,3 % ** Rulles tilbage
2010	1,3 %* +(almindelige vandløb: 5,95 %) (sø afløb: 19,9 %) ***	6,9 %*	1,3 % ** Rulles tilbage
2011	1,3 %* +(almindelige vandløb: 5,95 %) (sø afløb: 19,9 %) ***	-	-
2012	1,3 %* +(almindelige vandløb: 5,95 %) (sø afløb: 19,9 %) ***	-	-
2013	1,3 %* +(almindelige vandløb: 5,95 %) (sø afløb: 19,9 %) ***	-	-
2014	1,3 %* +(almindelige vandløb: 5,95 %) (sø afløb: 19,9 %) ***	-	-
2015	almindelige vandløb 3,8 % og sø afløb 4,3 % (hvor der kun er korrigeret i 1. & 2. kvartal) ****	-	-
2016	-	6,9 % *	-
2017	-	6,9 % (1. kvartal) *	-

-) Ingen korrektur; *) Larsen et al., 2018; **) Larsen, 2018; ***) Larsen et al., 2021a; ****) Larsen et al., 2021b.

TN koncentrationer og stoftransporter i ODA databasen (<https://odaforalle.au.dk/>) er i skrivende stund ikke opdateret og genberegnet med korrektionerne men der er foretaget en beregning uden for ODA, og de korrigerede koncentrationer og stoftransporter er anvendt i denne rapport.

Genopretning af TP

Der er ikke foretaget en analyse af behovet for en biaskorrektion af TP analyseret af Eurofins A/S i perioden 2009-2015, som det er gjort for TN/Organisk N (Larsen m.fl. 2021a,b).

For TP blev der fundet en meget lille relativ fejl (0,13%) i Larsen (2018), samme analyse hvor TN blev korrigeret med 1,3%, hvilket ifølge Larsen m.fl. (2021a,b) har vist sig at være en for lille korrektion. I Larsen m.fl. (2018) viste det sig derimod, at TP skulle korrigeres med i gennemsnit ca. 14% for prøver analyseret af ALS A/S i perioden 2016 og første kvartal 2017. Derfor er det fortsat et åbent spørgsmål, om TP bør korrigeres for perioden 2009-2015. Det er således besluttet at bibeholde de grå baggrunde som i sidste NOVANA rapport (Thodsen m.fl. 2019b) over perioden 2009-2015 på tidsserie grafer, vidende at disse data har en forhøjet usikkerhed og mulig bias.

1.3.3 Ændring i kortgrundlag

Der er som en del af den løbende udvikling af beregningssystemet DK-QNP (den model, der benyttes til at opgøre vand og næringsstof tilførsel til havet) skiftet til et nyt kortgrundlag i forbindelse med årets opgørelse af kvælstof- og fosfortilførslerne til havet. Det nye kortgrundlag er ID15v2.3, som består af 3351 deloplande med en middelstørrelse på ca. 15 km². ID15v2.3 afløser til denne rapport ID15v1.4 kortet. ID15v2.3 kortet matcher flere målestationer og større søers udløb end ID15v1.4 kortet (dvs., at deloplande har nedstrøms udløb samme sted som fx målestationer eller søudløb). Derfor kan der medtages flere målestationer, og der kan beregnes retention på flere søer med ID15v2.3 kortet end med ID15v1.4 kortet. Begge dele bidrager til en bedre kvantitativ og mere detaljeret opgørelse af næringsstofftilførslen. Antallet af større søer, hvorpå der regnes kvælstofretention, er forøget fra 610 i 2017 til 673 i 2018 (denne rapport). ID15 kortet kan rekvireres ved at skrive til id15@bios.au.dk.

1.3.4 Ændring i beregning af kvælstofretention

Datagrundlaget for beregning af kvælstofretention (kvælstoffjernelse) er ændret i forhold til tidligere opgørelser. For umålt opland anvendes modelberegninger af kvælstofretentionen i hhv. store vandløb og konstruerede vådområder samt store søer. For store vandløb, små søer og konstruerede vådområder er datagrundlaget ændret, så der anvendes samme datagrundlag som i den Nationale Kvælstofmodel (Højberg m.fl. 2015; Højberg m.fl. 2021). Den nationale kvælstofmodel anvender ID15v2.2, som har samme geometri som ID15v2.3. Modellen til årlig beregning af kvælstofretention i store søer er uændret.

1.3.5 Homogenitetsbrud i nedbørsopgørelsen

Baggrund

Der er siden udgivelsen af Vandløb 2018 (Thodsen mfl., 2019b) konstateret et homogenitetsbrud i DMIs griddede nedbørstidsserier ved årsskiftet 2010-2011, hvor en ny metode i form af et nyt målenetværk blev taget i brug (Svendsen & Jung-Madsen (Red), 2020; Andersen (red), 2021). Nedbøren er

opgjort til at være relativt mindre efter årsskiftet 2010-2011 end før dette tidspunkt. Der er ingen stillingtagen til, hvilken af de to perioder hhv. før og efter 2011, der er den mest korrekte. Omfanget af forskellen er for 76 målte oplande opgjort i Thodsen m.fl. (2020a). Der er siden medio 2020 pågået en udredning af, hvad problemet skyldes, og identificerede forhold er rettet i et nyt nedbørsdatasæt leveret af DMI januar 2021 (Andersen (red), 2021). Det nye nedbørsdatasæt har en mindre bias (nedbørsunderskud) end det oprindelige datasæt, men på landsplan findes størstedelen af biasen fortsat i det nye datasæt leveret i januar 2021 og således i de data, der er anvendt i denne rapport (for beregningsmetode se Thodsen m.fl. 2020a). Der arbejdes videre på at forbedre nedbørsdatasættet, og derfor forventes det, at der kan komme yderligere justeringer i de nedbørsdatasæt, der vil blive anvendt i fremtidige NOVANA rapporter.

Biasen på nedbørsopgørelsen har betydning for resultaterne præsenteret i kapitel 2, 5 og 6 i denne rapport, herunder opgørelsen af nedbøren, vandafstrømningen til havet samt tilførslen af kvælstof og fosfor til havet. Opgørelsen af vandafstrømningen samt tilførslen af næringsstoffer for det umålte opland vil være influeret, dvs. generelt kystnære områder, der ikke er placeret opstrøms for en vandløbsmålestation (ca. 38% af landet). Også delvist målte områder (områder, der kun er dækket af målinger i en del af perioden siden 1990), kan være influerede. Effekten af biasen i DMI's nedbørsopgørelse på tilførslerne til havet er søgt kvantificeret i Thodsen m.fl. (2020a). Det vurderes, at biasen fører til en lille undervurdering af tilførslerne til havet i perioden 2011-2019: 0-4% undervurdering for vandafstrømningen, 0-4% for kvælstoftilførslen og 0-3% for fosfortilførslen. Den bias- og trendkorrektions, der foretages i forbindelse med opgørelsen, kompensere i nogen grad for fejlen i nedbøren, men har også betydning i opgørelserne af vandafstrømningen for årene 1990-2010 (Thodsen m.fl. 2019a, Thodsen m.fl. 2019b, Thodsen m.fl. 2020a).

Nedbøren anvendes i forbindelse med denne rapport til:

- Korrigeret gridnedbør, der anvendes som drivparameter til simulering af vandløbsafstrømningen med den nationale vandresource model (DK-modellen) kørt af GEUS
 - Den simulerede vandløbsafstrømning både trend- og biaskorrigeres mod målte vandløbsafstrømninger, før den anvendes for det umålte opland
- Observeret gridnedbør, der anvendes som drivparameter i den empiriske totalkvælstofmodel, der modellerer koncentrationen af totalkvælstof i ID15 oplande
 - Den modellerede vandløbskvælstofkoncentration bias-korrigeres mod målte koncentrationer, før den anvendes for det umålte opland
- Observeret gridnedbør, der anvendes som drivparameter i den empiriske totalfosformodel, der modellerer koncentrationen af totalfosfor i ID15 oplande
 - Den modellerede vandløbsfosforkoncentration bias korrigeres mod målte koncentrationer, før den anvendes for det umålte opland
- Den observerede gridnedbør, der anvendes direkte i Figur 2.1b og 2.4b.

En forudsætning for anvendelse af trend- og biaskorrekturen på vandafstrømningen er, at "fejlen" på den modellerede vandafstrømning, som i no-

gen grad afhænger af nedbøren, er forholdsvis ens i hhv. målt og umålt opland (fx at over-/undervurderinger af nedbøren er i samme retning og af sammenlignelig størrelse i umålt og målt opland). Med de regionale forskelle i nedbørsbiasen, der ses i Thodsen m.fl. (2020a) og Figur 1.1 herunder, er det sandsynligt, at dette nogle steder i landet ikke er tilfældet. Da der ikke er målt afstrømning i umålt opland, kan disse steder dog ikke identificeres med metoden anvendt i Thodsen m.fl. (2020a). Det vurderes dog, at det stadig samlet set er en fordel af gennemføre trend- og biaskorrektionen for 8 af de 9 trendregioner, Fyn og omkringliggende øer undtaget (kort over biasregioner ses i Thodsen m.fl. (2019b)). For Fyn skaber trend- og bias-korrektionen en stigning i vandafstrømningen for det umålte opland, som ikke ses for det målte opland, i perioden efter homogenitetsbruddet i nedbørstidsserien (2011-frem).

Kvantificering af nedbørsbias

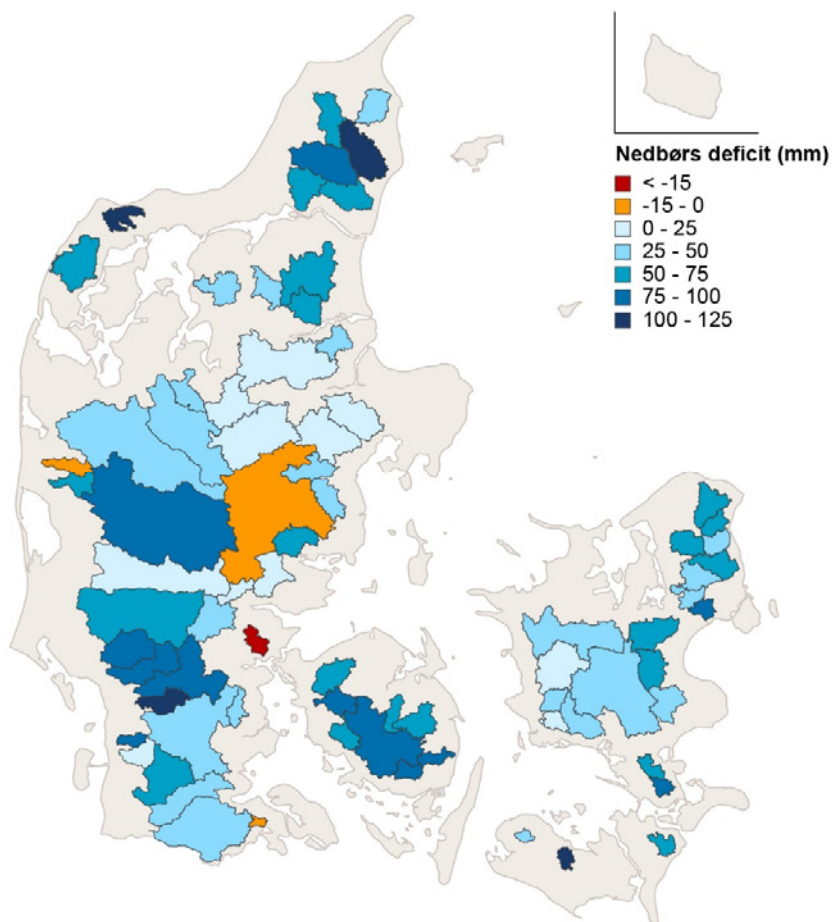
Nedbørsbiasen i de anvendte nedbørsdatasæt for perioden 2011 - 2019 i forhold til perioden 1990-2010 er opgjort i dette afsnit for 76 målte oplande. Biasen blev i Thodsen m.fl. (2020a) opgjort for de tidligere nedbørsdatasæt ved sammenligning med målt afstrømning i vandløb for perioden 1997/98 til 2006/07 med perioden efter ændringen i nedbørsmålnetværket 2011/12 til 2018/19. Der tages i analysen udgangspunkt i, at oplandsfordampningen (Nedbør - afstrømning) skal være omtrentlig ens i de to perioder. Hvis oplandsfordampningen er mindre i den sidste periode, tages det som et udtryk for, at nedbøren er underestimeret. Den samme sammenstilling af nedbørs- og vandafstrømningsdata er foretaget i Figur 1.1 og i Tabel 1.3, hvor også ændringen i forhold til de tidligere anvendte nedbørsdata er vist.

I Thodsen m.fl. (2020a) er effekten på tilførslen af vand, kvælstof og fosfor til havet modelleret til hhv. 0-4% (Vand), 0-4% (kvælstof) og 0-3% (Fosfor). Effekten er forholdsvis lav pga. den bias korrektion, der foretages af vandafstrømningen.

Det ses af Figur 1.1, at der fortsat er et nedbørsdeficit (korrigeret gridnedbør) i langt de fleste af de 76 undersøgte oplande (72 af 76). Største deficits ses i Vendsyssel og dele af Vestjylland og Fyn, men også Lolland og Thy har oplande med store deficits. Området Midt/Østjylland imellem Hobro og Kolding og dele af Vestsjælland har de mindste deficits.

Af tabel 1.3 fremgår det, at der for langt de fleste stationer også er et deficit i de to nye nedbørsdatasæt (v2021_1). For observeret nedbør er der et deficit i 59 af 76 oplande mod 56 i forrige version. For korrigeret nedbør er der et deficit i 72 af 76 oplande mod 75 af 76 i forrige version. Som median er deficitet for observeret nedbør 25 mm/år mod 22 mm/år i den tidligere version. Tilsvarende for korrigeret nedbør er deficitet hhv. 51 mm/år og 65 mm/år. Dvs. at som gennemsnit er 22 % af deficitet for korrigeret nedbør forsvundet med det nye datasæt (v2021_1). Det ses også, at deficitet er blevet marginalt større for det observerede datasæt, mens det er blevet mindre for det korrigerede datasæt.

Figur 1.1. Nedbørsdeficit for 76 oplande beregnet for den mængde korrigerede nedbør, der mangler i perioden 2011/12-2018/19, for at oplandsfordampningen kan være den samme som i perioden 1997/98-2006/07. Positiv værdi indikerer, at nedbøren er underestimeret i perioden fra 2011 og frem.



Tabel 1.3. Nedbørsdeficit for 76 oplande beregnet for den mængde nedbør (observeret nedbør (bias obs) samt korrigeret nedbør (bias kor), der mangler i perioden 2011/12-2018/19, hvis oplandsfordampningen skal være den samme som i perioden 1997/98-2006/07. Δ bias obs/kor. er ændringen i procent i forhold til det tidligere nedbørsdatasæt fx anvendt i den foregående NOVANA- rapport "Vandløb 2018". En negativ værdi betyder, at deficitet er mindre i det nye nedbørsdatasæt (v2021_1) end i det tidligere anvendte nedbørsdatasæt.

ODA nr.	Lokalitet	bias obs.	bias kor.	Δ bias obs.	Δ bias kor.
		mm	mm	%	%
2000005	Elling Å, Elling Kirke	40	48	0	-9
3000003	Uggerby Å, Astedbro	36	58	-1	-17
5000003	Voer Å, Fæbroen	77	105	-2	-14
6000001	Ry Å, Manna	47	78	0	-15
7000002	Lindholm Å, Voerbjerg	38	66	5	-9
8000001	Gerå, Melholt Kirke	38	69	-3	-8
9000001	Storå, Bromølle	82	117	4	-26
10000009	Herreds Å, Vegger Bro	21	39	5	-21
11000011	Hvidbjerg Å, Hvidbjerg Møllegård	35	65	2	-22
13000010	Trend Å, V. Trend	17	26	11	-26
14000016	Lindborg Å, Ved Møllebro	18	52	0	-14
15000002	Kastbjerg Å, Norup	17	46	1	-16
15000035	Villestrup Å, Ns Oue Mølle	33	66	0	-19
18000077	Skals Å, Løvel Bro	-13	8	6	-25
19000012	Jordbro Å, Jordbro Mølle	25	28	13	-18
20000024	Karup Å, Nørkær Bro	20	34	8	-15
21000084	Gudenå, Tvilumbro	-23	-3	2	-14
21000413	Alling Å, Fløjstrup	-3	22	1	-12
21000461	Gudenå, Ulstrup Bro	-13	7	2	-14
21000548	Hadsten Lilleå, (NS Løjstrup Dambrug)	-19	10	1	-14
21000794	Nørre Å, Vejrum Bro	-10	11	7	-16
22000062	Storå, Skærum Bro	12	40	2	-10
25000075	Hover Å, Vejbro S.F. Hee	60	55	10	-30
25000078	Omme Å, Sønderkov Bro	1	16	4	-21
25000086	Tim Å, V. Sønderby	-3	-3	6	-27
25000097	Skjern Å, Gjaldbæk	79	98	5	-19
26000082	Århus Å, Ved Skibby	13	38	7	-17
26000096	Lyngbygårds Å, A 15	3	33	-0	-11
27000045	Hansted Å, St. Hansted Bro	32	61	2	-15
28000001	Bygholm Å, Kørup Bro	-33	2	-0	-9
31000027	Varde Å, Vagtborg	49	60	4	-26
32000001	Vejle Å, Haraldskær	31	40	8	-15
32000004	Grejs Å, Grejsdalens Planteskole	-15	5	1	-7
33000004	Spang Å (Bredstrup Å), Bredstrup	-39	-23	-3	9
35000006	Bramming-Holsted Å, V. Sdr. Vong	68	78	3	-23
35000010	Sneum Å, V. Nørå Bro	82	90	5	-31
36000008	Konge Å, Ved Konge Bro	69	91	2	-13
37000038	Taps Å, Ved Rensningsanlæg	10	40	-3	2
38000023	Hjortvad Å, V. Bremkrog	102	122	2	-16
38000024	Ribe Å, V. Stavnager Bro	24	47	0	-9
39000001	Brøns Å, Brøns V. Forsøgsdambrug	-3	16	1	-22
39000002	Rejsby Å, Vadehavet	76	91	-1	-19
40000001	Brede Å, Bredebro	57	71	1	-23
41000014	Fiskbæk, T.T. Flensborg Fjord	-5	-9	8	-17
42000016	Grønå, Rørkær	51	37	12	-30
42000021	Vidå, Emmerske	33	37	5	-25

43000001	Storå, Møllebro (4.6)	49	72	5	-9
44000021	Vindinge Å, NS Ullerslev Rens	23	51	4	-16
45000003	Odense Å, Kratholm	56	94	1	-12
45000043	Lindved Å	30	72	-2	-8
46000001	Brende Å	44	79	2	-5
46000017	Hårby Å	25	56	1	-11
47000001	Hundstrup Å	41	78	1	-12
47000037	Stokkebækken	33	78	2	-11
48000004	Esrum Å, Ørnevej	20	62	1	-4
50000051	Mølleå, Stampen Mølle	24	68	0	-1
50000056	Nive Å, V. Jellebro	29	75	1	-2
50000057	Usserød Å, Nive Mølle	-11	38	-0	-1
52000029	Havelse Å, Strø Bro	26	66	-1	-2
52000039	Værebro Å, V. Veksø Bro	12	46	-0	0
52000063	Hove Å, S. F. Gundsøgård	14	50	-0	1
52000068	Langvad Å, Storemøllebro	23	60	2	-4
53000011	St. Vejle Å, Vejlebrovej	48	82	-0	1
55000015	Ndr. Halleby Å, Afløb Tissø	0	26	3	-15
56000001	Bjerge Å, Fårdrup	-16	24	5	-13
56000002	Seerdrup Å, Johannesdal	23	49	8	-15
56000005	Tudeå, Valbygård	-12	17	2	-9
57000055	Saltø Å, Ns. Harrested Å	4	47	5	-11
57000058	Suså, S.F. Holløse Bro	5	43	4	-13
58000047	Køge Å, V. Lellinge Dambrug	48	71	12	-24
59000006	Tryggevælde Å, V. Ll. Linde	41	39	26	-43
60000031	Mern Å, Sageby Bro	45	87	-0	-8
60000036	Tubæk, Tubæk Mølle	13	60	1	-9
61000013	Fribrødre Å, Rodemark	-33	73	-27	34
62000015	Marrebæksrende, Lille Købelev	-13	32	-3	-7
64000025	Nældeavads Å, Strædeskov	73	118	3	-11

1.3.6 Justeringer i trend- og biaskorrektion af ferskvandsafstrømningen

Trend- og bias-korrektionen af vandafstrømningen, som beskrevet i Thodsen m.fl. (2019a,b) er justeret til denne rapport. Justeringen er begrundet dels i inhomogeniteten i nedbøren (se afsnit 1.3.5) og dels forhold omkring lokale hydrometristationer på hhv. Bornholm og Lolland-Falster.

Trendkorrektionen blev for "Vandløb 2018" (Thodsen m.fl. 2019b) beregnet som en lineær trend fra 1990-2018. Der kunne dog nogle steder ses et "hop" i residualt imellem modelleret og observeret afstrømning omkring 2011, og der blev spekuleret i, at nedbøren kunne være en del af forklaringen herpå. Siden er det blevet klart, at nedbøren har et homogenitetsbrud omkring årsskiftet 2010-2011. Derfor er det blevet fundet rigtigst at foretage trendkorrektionen som en justering imellem perioden 1990-2010 og 2011-2019, så længe der eksisterer en synlig inhomogenitet i nedbøren. Trendkorrektionen sker således ved, at afstrømningen for perioden 2011-2019 justeres med en faktor, således at middelresidualt imellem modelleret og målt vandafstrømning er det samme i de to perioder.

For Fyn foretages ingen trend- eller biaskorrektion, da den skaber en forøget afstrømning i perioden fra 2011 og frem, som ikke ses for det målte opland. Det skyldes sandsynligvis, at inhomogeniteten i nedbøren er større i det målte

opland (den centrale del af Fyn) end i den mere kystnære umålte del, og der derved sker en overkorrektion af afstrømningen i umålt opland.

I Thodsen m.fl. (2019a,b) angives, at trend- og biaskorrektion foretages på baggrund af havnære hydrometri-målestationer med fuld måletidsserie i 9 biasregioner. I forbindelse med udarbejdelsen af Thodsen m.fl. (2020a) og denne rapport er det imidlertid erfaret, at dette ikke er optimalt for alle biasregioner. Derfor er dette princip ikke anvendt for biasregionerne hhv. Lolland-Falster og Bornholm i forbindelse med denne rapport. Disse to biasregioner er karakteriseret af en høj andel af umålt opland og få og forholdsvis små vandløb med forholdsvis høj usikkerhed på afstrømningsopgørelsen. For Lolland-Falsters vedkommende er hydrometristationen i flere af de største oplande en pumpestationer også med en forholdsvis høj usikkerhed, specielt for sommermånedene med lav afstrømning. Desuden er afstrømningen for den største hydrometristation på Lolland 65000001, Pumpestationen ved Kramnitze, der afvander den inddæmmede Rødby fjord, ikke opgjort for 2019, hvorfor denne ville falde ud af beregningerne. Derfor er det besluttet, dels at udelade år, hvor afstrømningen på nogle af de vigtigste stationer ser ud til at have ekstra stor usikkerhed eller mangler data, og dels at inddrage supplerende hydrometristationer uden fuld tidsserie. Enkelte af de nye supplerende stationer er ikke de mest kystnære stationer i oplandet, men vurderes at have bedre datakvalitet og/eller længere tidsserie end den station, der erstattes. For Bornholm blev det således muligt at gå fra 2 til 3 stationer. Trend- og biaskorrekationen gennemføres således for nærværende rapport på et datasæt med flere stationer, bedre datakvalitet, færre opgjorte år og et på Lolland Falster mindre målt opland. Samlet set resulterer det i en bedre opgjort vandafstrømning.

2 Ferskvandsafstrømning, klima og vejr

Hans Thodsen, Henrik Tornbjerg & 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. Med en øget vandafstrømning vil der også foregå en større tilførsel af fosfor og kvælstof fra dyrkede og udyrkede arealer til 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 år med mindre nedbør og mindre ferskvandsafstrømning.

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

Vejret 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

Temperatur og observeret nedbørsdata er tilvejebragt via DMI's GRID-data (<http://novana.dmi.dk/novana/>), januar 2021. Månedsnedbøren og temperaturdata er således baseret på data fra grids bestående af kvadrater på henholdsvis 10×10 km og 20×20 km. Grid er 'klippet' med kystlinjen, og nationale data for observeret nedbør og temperatur er derefter beregnet for arealet inden for kystlinjen. Det bemærkes, at de anvendte nedbørsværdier er observeret nedbør og således ikke er korrigeret for, at nedbørsmåleren ikke fanger al den nedbør, der rammer jordoverfladen. Brugen af observeret nedbør skyldes, at de empiriske modeller for TN og TP, hvor nedbørsdata anvendes, er bygget på disse data. Faktorer, der influerer målerens underestimering af nedbøren, er vind, temperatur og wetting (vanddråber, der afsættes på regnmålerens sider, hvorfra de fordamper uden at blive registreret). Forskellen imellem den målte og den reelle nedbør er størst, når nedbøren falder som sne. Månedssdata for temperatur og nedbør anvendes i de modeller for næringsstofftab (N og P), der bruges ved beregninger af den diffuse næringsstoftransport fra umålte oplande (kapitel 5 og 6). Det skal bemærkes, at den anvendte observerede nedbør med stor sandsynlighed er undervurderet for det meste af landet i perioden 2011 og frem (Svendsen og Jung-Madsen (red), 2020, Thodsen m.fl., 2020; Andersen (red), 2021).

Ferskvandsafstrømningen er beregnet på baggrund af det datagrundlag og med den metode, der er beskrevet i Thodsen m.fl. (2019a). Afstrømningen fra det umålte opland beregnes med "Den Nationale Vandresourcemodel", som er en hydrologisk model (benævnt DK-Modellen) kørt af GEUS (Stisen m.fl. 2019). Undtaget er en række øer i Kattegat, som ikke er dækket af DK-Modellen. Disse øer tildeles et referenceopland med sammenlignelige klimatiske og geologiske forhold. Til opgørelsen af ferskvandsafstrømningen anvender GEUS den korrigerede 10x10 km gridnedbør, som også med stor sandsynlighed er undervurderet i perioden 2011 og frem (Svendsen og Jung-Madsen (red), 2020, Thodsen m.fl. 2020; Andersen (red). 2021), effekten heraf på den opgjorte ferskvandsafstrømning er estimeret i Thodsen m.fl. (2020).

Huludfyldning af stationer uden fuld måletidsserie foregår ved at sammenstille afstrømninger fra DK-Modellen og hydrometriske måledata. Metode for huludfyldning er beskrevet i Thodsen m.fl. (2019a). I forbindelse med hver ny afrapportering køres DK-modellen for hele perioden fra 1990, således at den nyeste version af modellen anvendes, og der anvendes en konsistent tidsserie.

I beregningerne (1990-2019) indgår måledata fra i alt 248 vandføringsmålestationer, der samlet dækker ca. 26825 km², svarende til 62 % af landets areal. Anvendelsen af 248 stationer er en udvidelse af stationsantallet fra de foregående år, hvor der har været anvendt 179 stationer i en lang periode fra 2016 og bagud i tid og 201 stationer i 2017 og 240 stationer i 2018. Der er ikke måledata fra alle stationer i alle år, men også antallet af stationer i drift er steget fra 127 i 2016 til 176 i 2017, 208 i 2018 og 218 i 2019. Det samlede oplandsareal til disse 218 stationer er ca. 25.830 km², svarende til ca. 60 % af landets areal.

Den relative usikkerhed på opgørelsen af ferskvandsafstrømningen er størst i små oplande, hvor der ofte kun er en meget lille andel eller slet intet af arealet, der er dækket af målestationer.

2.2 Klima, vejr og ferskvandsafstrømning

Vejret i 2019 var som helhed væsentligt varmere end normalen for perioden 1990-2018, (Figur 2.1 & 2.4). Middeltemperaturen for landet blev 9,4°C, hvilket er 1,7°C over normalgennemsnittet (7,7°C) for perioden 1961-1990 jf. Rubek m.fl. (2020). I forhold til gennemsnittet for 1990-2018 (8,6°C) blev 2019 0,8°C varmere. Det var især månederne februar, marts, juni og december, der var varmere end normalen, (Figur 2.4A). Til gengæld var maj noget koldere end normalen for 1990 til 2018.

Nedbørsmængden, beregnet pba. 10km observeret gridnedbør over land, var i 2019 for hele landet 908 mm, hvilket er 196 mm (28 %) over normalen for 1961-90 (712 mm) og 151 mm (20 %) over gennemsnittet for 1990-2018 (757 mm). 2019 var således meget nedbørsrigt. Ifølge Rubek m.fl. (2020) faktisk det mest nedbørsrige år siden DMIs målinger begyndte i 1874. Der er dog en forskel i opgørelsesmetode og Rubek m.fl. (2020) angiver 905,3 mm.

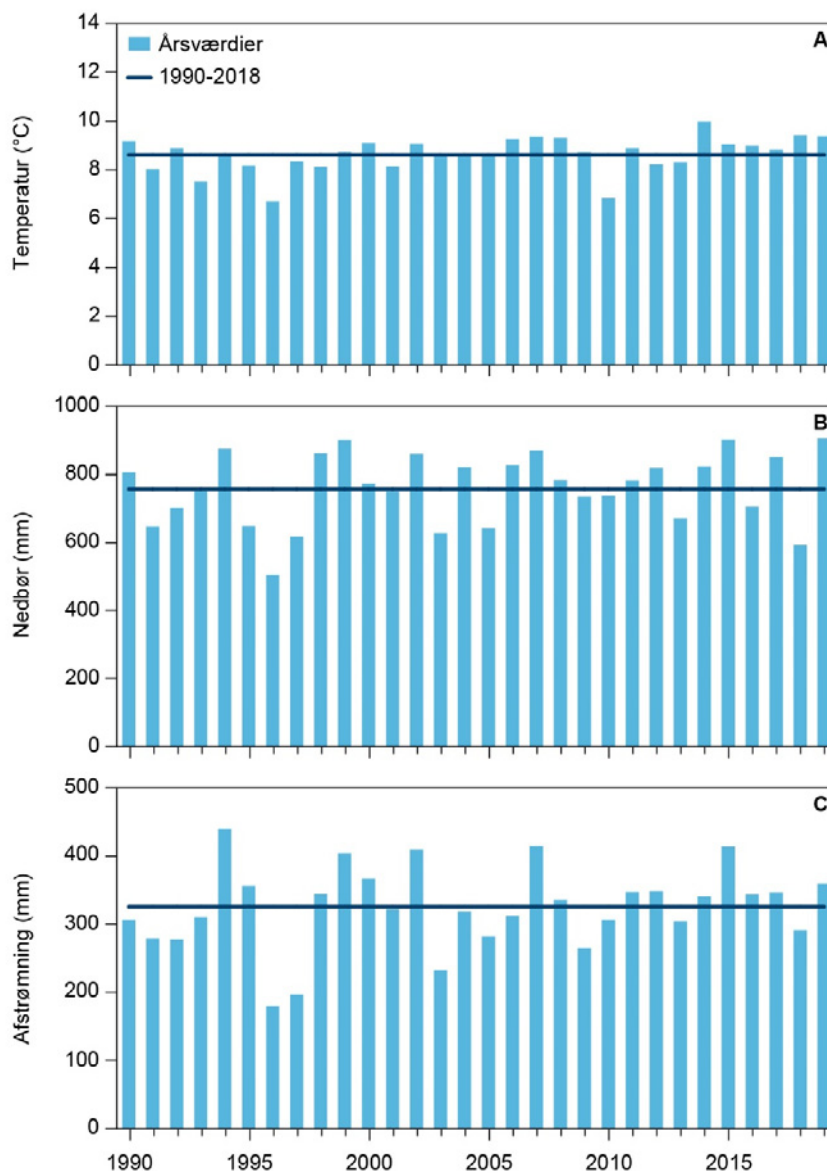
Generelt var nedbøren i 2019 stærkt varierende (Figur 2.4B). Især april fik meget mindre nedbør end normalt. Derimod var marts, september og oktober meget våde.

Den samlede ferskvandsafstrømning til de danske farvande er for 2019 opgjort til 15.500 millioner m³, hvilket svarer til en arealspecifik afstrømning på 361 mm (Figur 2.1C). Gennemsnittet for perioden 1990-2018 er 325 mm, afstrømningen blev dermed 11% højere end normalen.

Ferskvandsafstrømningen i 2019 varierede noget hen over året (Figur 2.4C). I begyndelsen af året (januar, februar) var afstrømningen forholdsvis lav, hvilket har sammenhæng med den megen nedbørsfattige sidste halvdel af 2018, som også er reflekteret i lave afstrømninger i efteråret 2018 (Figur 2.4C). I løbet af foråret og sommeren var afstrømningen generelt lidt under det normale i alle månederne, undtaget marts. I efterårsperioden, og især i perioden oktober til december, var afstrømningen væsentligt større end normalt. Af Figur 2.1B,C ses det, at den rekordhøje nedbør ikke medfører en tilsvarende høj vandafstrømning. I årene 1999 (904 mm) og 2015 (905 mm) er nedbørsmængderne næsten lige så høje som i 2019 (908 mm), men disse år har noget højere

afstrømninger hhv. 405 mm og 415 mm mod 361 mm 2019. Rekordafstrømningen på 441 mm opgjort for 1994 skete med en nedbør på 878 mm. Den relativt lave afstrømning, nedbøren taget i betragtning, i 2019 forklares ved, at jordvandsmagasinerne mange steder i landet havde en del uopfyldt kapacitet i begyndelsen af 2019 pga. de meget tørre sidste 8 måneder i 2018. Derfor blev en stor del af nedbøren i begyndelsen af 2019 opmagasineret i jorden og tilstrømmede ikke vandløbene.

Figur 2.1. Årsmiddelværdier for temperatur (A), nedbør (ukorrigeret) (B) og ferskvandsafstrømning (C) fra 1990 til 2019, samt gennemsnit for perioden 1990-2018. Data for temperatur og nedbør er aggregereet fra DMI's Gridværdier.



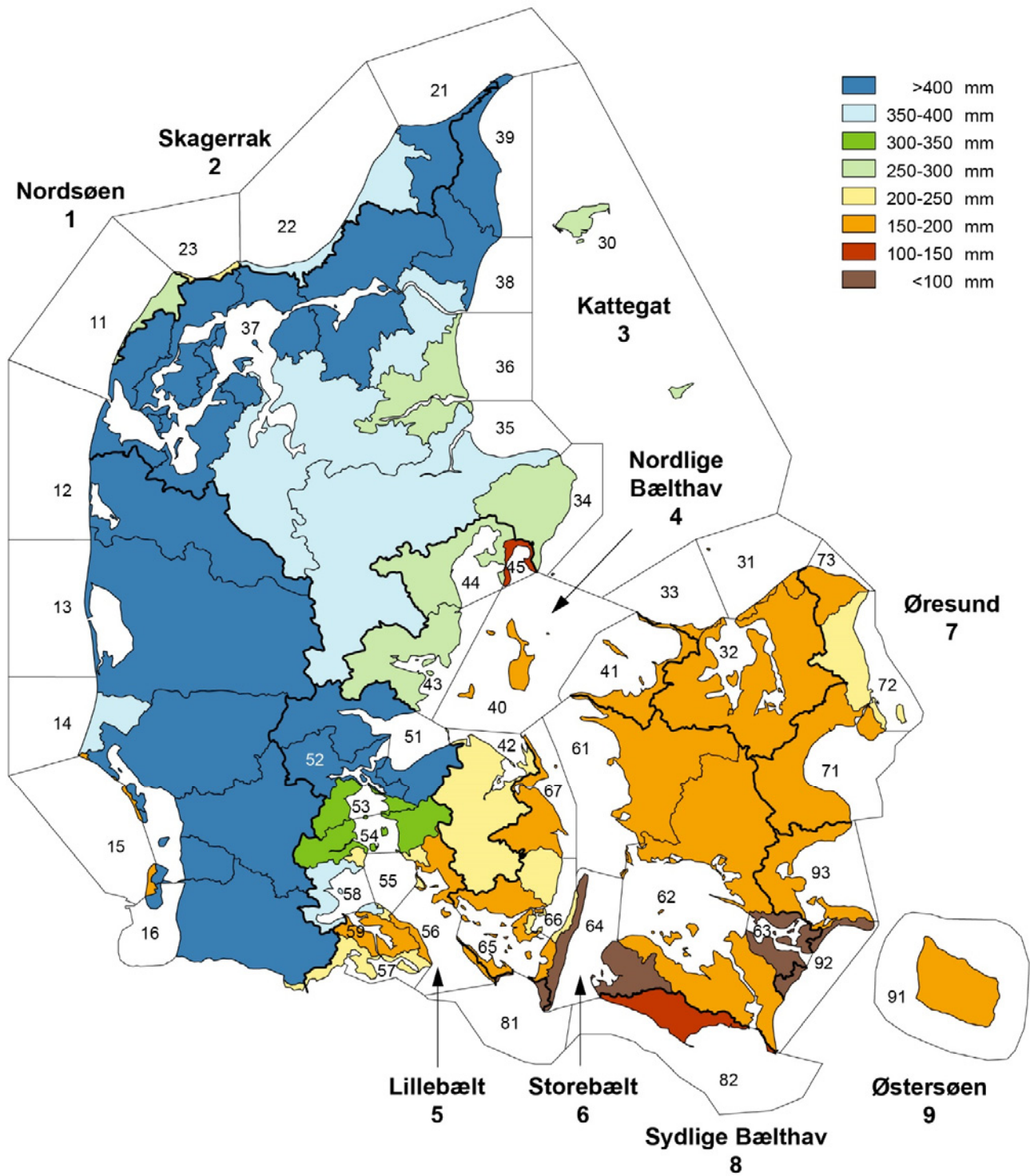
Det afvigende mønster i afstrømningsfordelingen i forhold til nedbørsfordelingen over året skyldes især, at en del af vandmængderne forsinkes i jord- og grundvandsmagasinerne. Fordampningen er desuden høj i sommerhalvåret, hvorfor der ikke tilstrømmer meget af nedbøren til vandløbene. Fordampningen er meget lav i vinterperioden, så her er afstrømningen tættere koblet til den aktuelle nedbør, men alligevel ses en mindre forskydning på ca. en måned. Den nedbørsrige september måned betinger således ikke umiddelbart en helt tilsvarende høj vandafstrømning, da fordampningen er forholdsvis høj, og da jordvandsmagasinet på dette tidspunkt stadig ikke er fyldt. I årets sid-

ste tre måneder er afstrømningen høj som følge af den høje nedbør i september og oktober, hvoraf en del af vandet først tilstrømmer vandløbene i denne periode, men også fordi jordvandsmagasinerne her er fyldte, og næsten al nedbør derfor er overskudsnedbør, der tilstrømmer vandløbene forholdsvist hurtigt (Figur 2.4B og C).

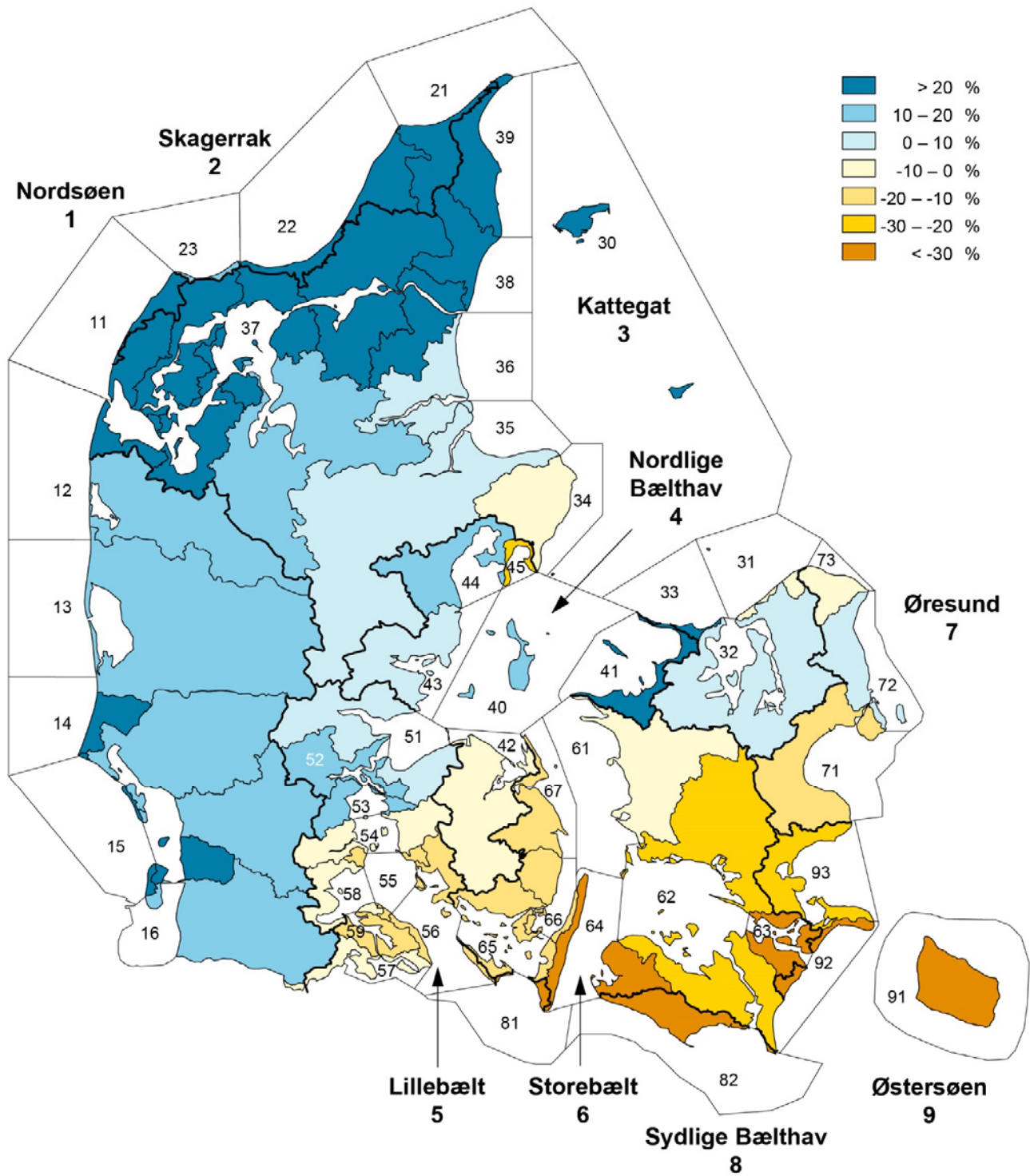
Afstrømningsforholdene udviser normalt - ligesom nedbøren - en stor geografisk variation, hvilket også var tilfældet i 2019 (Figur 2.2). I det midt- og vestlige samt sydlige Jylland var årsafstrømningen typisk >400 mm, mens afstrømningen i dele af Østjylland var noget mindre (<300 mm). For Sjælland var afstrømningen typisk under 200 mm. Der ses lave årsafstrømninger for Lolland-Falster, Langeland og Bornholm, enkelte steder <100 mm. For landet som helhed ses således en meget stor forskel i afstrømningsfordelingen fra øst mod vest, med op til 4 gange så store mængder i vest i forhold til øst. Det meget våde efterår medførte især høje afstrømning i de nord- og vestjyske vandløb.

I de små oplande ses i visse tilfælde en meget afvigende afstrømningsmængde i forhold til de nærvæd liggende store oplande, fx farvandsområderne 45 i forhold til 34 og 15 i forhold til 16 (Figur 2.2). Disse forskelle kan skyldes betydelige forskelle i oplandenes hydrologiske og geologiske forhold, men også at usikkerheden på opgørelserne for de små oplande er betydelig.

Det var generelt for store dele af landet, at afstrømningen i 2019 var højere end normalt, specielt Nordjylland havde en højere afstrømning end normalt (Figur 2.3). Dog var det i det sydøstlige Jylland, størstedelen af Fyn, den sydlige halvdel af Sjælland, Lolland-Falster og Bornholm en afstrømning mindre end normalt.

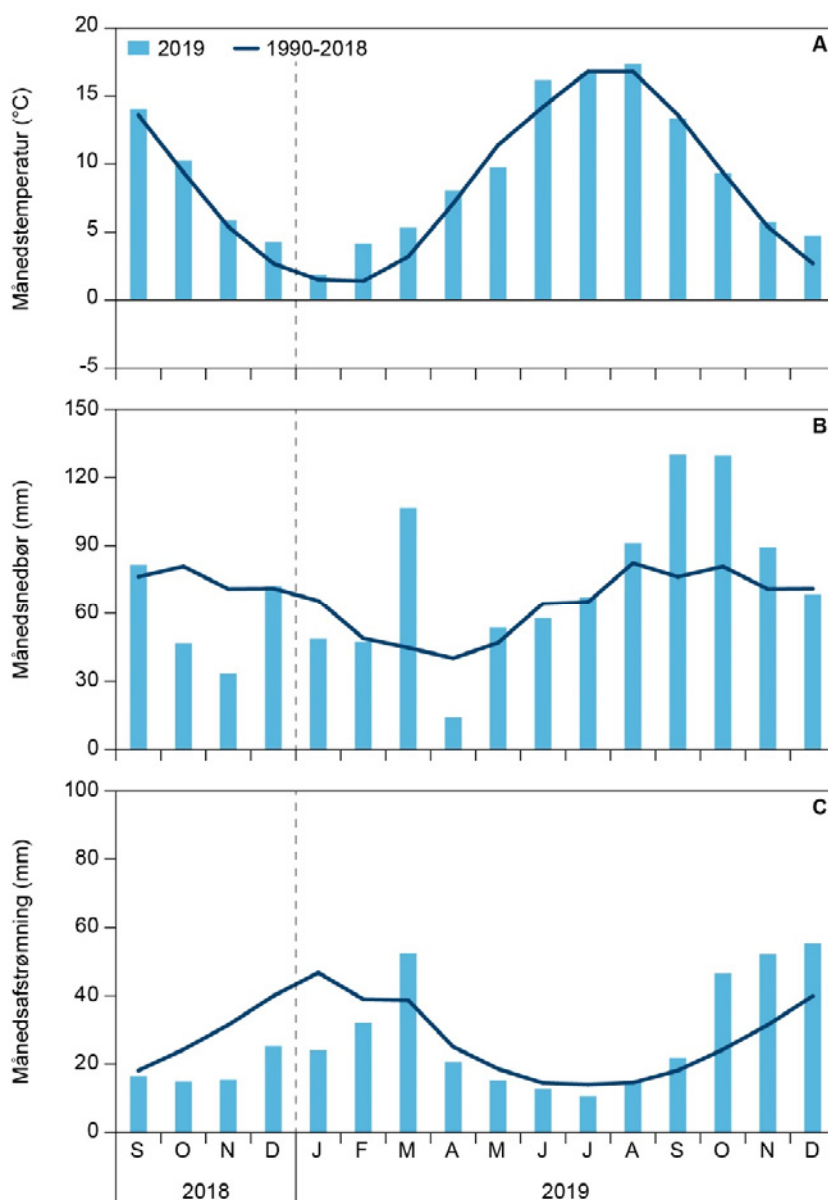


Figur 2.2. Ferskvandsafstrømning til marine kystafsnit i 2019 (mm/år).



Figur 2.3. Afvigelse (%) i ferskvandsafstrømning til marine kystafsnit i 2019 i forhold til normal for 1990 til 2018.

Figur 2.4. Månedsværdier for temperatur (A), nedbør (B) og ferskvandsafstrømning (C) for Danmark i 2019 og de sidste 4 måneder i 2018. Desuden er vist gennemsnit for perioden 1990-2018.



2.3 Ferskvandsafstrømninger fra det målte opland

Afstrømningen er opgjort for de 248 hydrometristationer, der indgår i årets opgørelse af landsafstrømningen. I 2019 er der målt afstrømning på 218 stationer, mens der på 98 stationer er målt i alle år siden 1990. For alle stationer med perioder uden målinger er der foretaget en huludfyldning (se afsnit 1.1 og Thodsen m.fl. 2019a). De 98 hydrometristationer dækker et areal på ca. 19.880 km², svarende til ca. 46% af landets areal.

Afstrømningen for de 98 hydrometristationer med fuld måletidsserie siden 1990 er for 2019 opgjort til 421 mm mod 347 mm året før (21% højere). Gennemsnitsafstrømningen for de sidste 20 år (1999 – 2018) er 396 mm, mens den for perioden 1990-2018 er 382 mm.

Den arealspecifikke afstrømning (mm) fra det målte opland er opgjort til at være højere end afstrømningen fra hele landet, i 2019 hhv. 421 mm og 361 mm. Det skyldes primært, at nedbørsmængden er større inde i landet (målt opland) end langs kysten (umålt opland).

3 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. Disse algeopblomstringer kan medføre iltsvind i sensommeren og det tidlige efterår, når en stor del af algerne nedbrydes (Conley m.fl., 2009). Forhøjede tilførsler af kvælstof kan også have en negativ betydning i nogle af vores søer. Vandområdeplanerne har som et af de vigtigste mål at reducere tilførslen af kvælstof til havmiljøet og til grundvand/drikkevand.

Kvælstof i vandmiljøet stammer primært 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. Målinger af koncentrationer og transport af kvælstof i vandløbene viser, om tilførslen til havet (eller søerne) bliver mindre, sådan som det er hensigten med vandområdeplanerne.

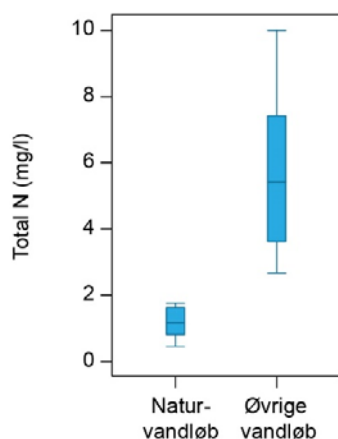
Der er ingen landsdækkende målsætninger/grænseværdier for koncentrationen af kvælstof i vandløb.

3.1 Tilstanden i 2019

Vurderingen af kvælstofkoncentrationer i vandløb er siden 2018 baseret på et væsentligt større antal vandløb end tidligere år, da NOVANA er blevet udvidet til næsten det dobbelte antal vandløb. Dette giver et mere dækkende geografisk billede.

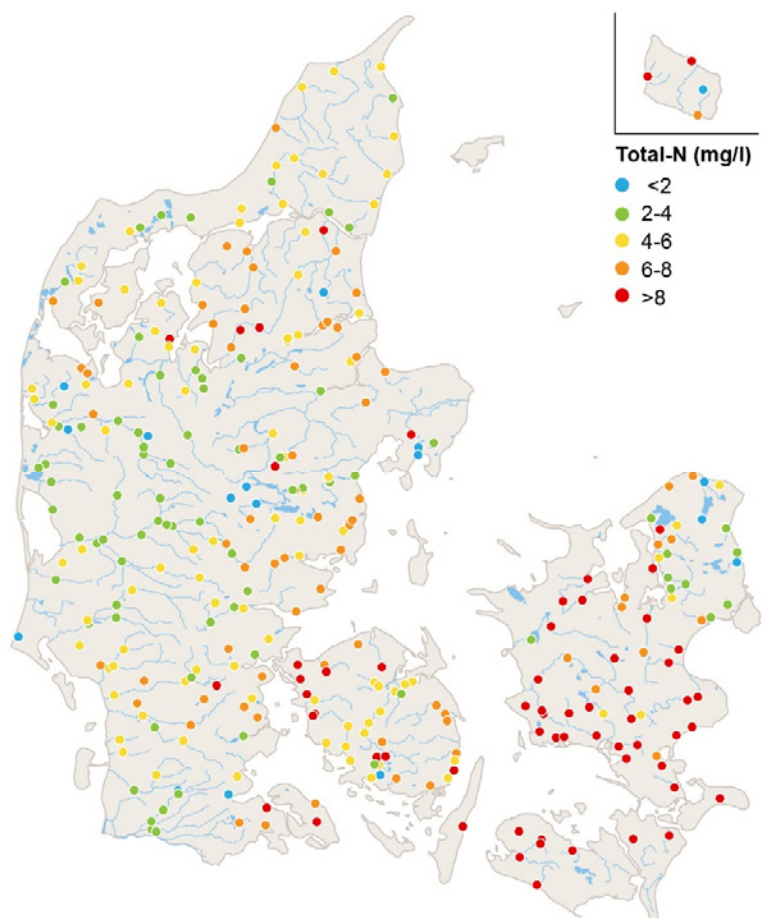
Median-koncentrationen af kvælstof i vandløb, som ligger i dyrkede oplande eller modtager udledninger fra punktkilder, var i 2019 omkring 5 gange så høj som baggrundsniveauet målt i naturvandløb (Figur 3.1).

Figur 3.1. Koncentrationen af total-kvælstof i vandløb i 2019. Vandføringsvægtede årsmiddelværdier. Box-whiskers angiver 10, 25, 50, 75 og 90 percentiler.



Der er en betydelig variation i koncentrationerne. Tidligere analyser af resultater fra naturvandløb har vist, at der er regionalt betingede forskelle, som kan forklare noget af variationen. Således er koncentrationen af nitratkvælstof væsentligt højere i oplande med lerjord end i sandjordsoplande. Vandløb i Vestjylland har bl.a. derfor generelt en lavere koncentration af kvælstof end, for eksempel, de sydsjællandske vandløb (Figur 3.2). I Vestjylland siver en stor del af regnvandet en lang vej gennem dybtliggende, regionale grundvandsmagasiner, før det når frem til vandløbene. 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 til gengæld strømme gennem øvre grundvandsmagasiner eller dræn 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.

Figur 3.2. Koncentrationen af total-kvælstof i vandløb i 2019. Vandføringsvægtede årsmiddelværdier.

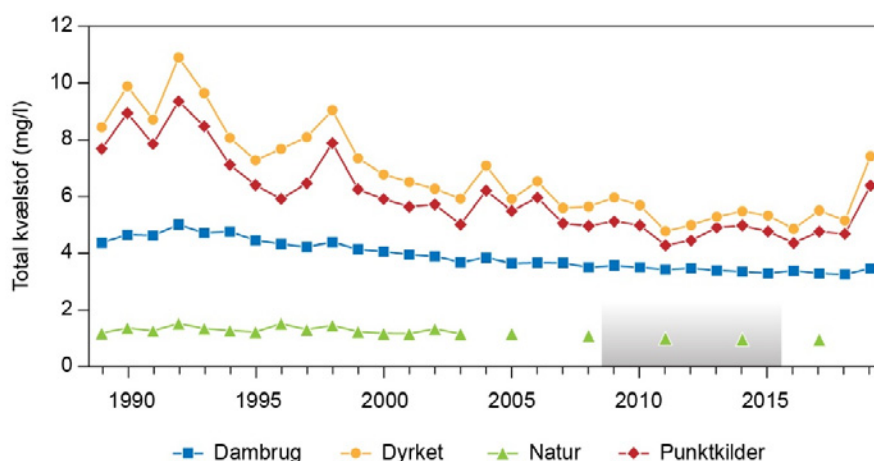


3.2 Udvikling siden 1989

Udviklingen i kvælstofkoncentration er beregnet ved hjælp af ”change-point” modeller (Carstensen & Larsen, 2006). For total-kvælstof er der defineret knæpunkter ved årskiftene 1999/2000 og 2011/2012. Koncentrationsændringen i det enkelte vandløb er herefter beregnet som den relative forskel på modelestimatet for 1989 og 2019. Analysen er baseret på vandløb med data fra hele tidsserien. Et mindretal af vandløb er dog med i analysen, selv om der mangler data for enkelte år i begyndelsen eller slutningen af tidsserien, nemlig årene 1989, 1990, 2018 og 2019. For naturvandløbene bruges kun det tidligste knæk grundet en lavere overvågningsfrekvens siden 2008.

Kvælstofkoncentrationen i vandløbene har for størstedelen af perioden været faldende, men de seneste 5-10 år har den været omtrent konstant. Faldet har været tydeligst i de vandløb, der ligger i dyrkede oplande eller modtager betydende udledninger af by- eller industrispildevand (Figur 3.3 og Tabel 3.1). Der har været betydelige udsving fra år til år, eksempelvis i perioden 2004-2006 og i 2011, hvor koncentrationen faldt brat for i de efterfølgende år at nærme sig det tidligere niveau. I 2019 er koncentrationen i mange vandløb dog steget drastisk i forhold til de senere år. Dette skyldes blandt andet, at en dårlig høst i 2018 efterlod meget kvælstof i jorden. Et meget tørt efterår i 2018 forhindrede udvaskning af kvælstof, og den store kvælstofpulje i jorden blev derfor først udvasket i forbindelse med store mængder regn i 2019. I vandløb med betydelige udledninger fra dambrug har der været en mindre, men dog betydelig, reduktion siden 1989, trods en lille stigning i 2019. 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 er relativt lavt og mere konstant. De senere år har vist tegn på et fald i kvælstofkoncentrationen i naturvandløb. Der er dog tale om meget få vandløb, hvoraf nogle har svinget meget i koncentration gennem årene, så der kan endnu ikke drages endelige konklusioner. Siden 2011 er der blevet målt på et større antal naturvandløb, hvilket på længere sigt vil give et bedre grundlag for at vurdere eventuelle ændringer.

Figur 3.3. Udvikling i kvælstofkoncentration siden 1989. Gennemsnit af vandføringsvægtede årsmiddelværdier for vandløb med forskellige påvirkninger, klassificeret ud fra forholdene i 1991 (vandløb, hvor forholdene er ændrede siden 1991, er fortsat med i analysen). Totalkvælstofkoncentrationer for Naturvandløb er præsenteret med mørk baggrund for perioden 2009-2015, da disse data ikke er korrigerede på samme måde som øvrige totalkvælstof data (se afsnit 1.3.2).



Tabel 3.1. Nøgletal for statistisk test (Seasonal Mann-Kendall) af udviklingstendenser siden 1989 for vandføringskorrigerede koncentrationer samt procentvis ændring i vandføringsvægtede koncentrationer af kvælstof. Middelværdier \pm 95% konfidensinterval. (+ : stigning; - : fald).

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

Oplandstype	Antal stationer	Antal med signifikant fald ($p < 0,05$)	Antal med signifikant stigning ($p < 0,05$)	Procentvis ændring i koncentration
Natur	6	1	0	-25 ± 13
Dyrket	51	42	0	-35 ± 4
Punktkilder	67	57	0	-37 ± 4
Dambrug	13	12	0	-31 ± 7
Alle	141	115	0	-35 ± 2

4 Fosfor i vandløb

Jens Bøgestrand

Fosfor er, lige som kvælstof, et plantenæringsstof og den vigtigste årsag til forekomsten af en forøget mængde af planktonalger i mange søer. Fosfor kan også være af betydning for mængden af alger på visse tider af året i nogle fjorde. Af disse årsager har vandmiljøplanerne haft som et mål at reducere tilførslen 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 det åbne land og de spredt beliggende ejendomme uden for kloakerede områder nu den vigtigste kilde til fosfor i vandløbene.

Fosfor har relativt lille betydning for den økologiske tilstand i de fleste danske vandløb, idet andre faktorer som dårlige fysiske forhold, fysiske forstyrrelser og spildevandets indhold af let nedbrydeligt organisk stof generelt har større betydning. En analyse af data fra NOVANA har imidlertid vist, at koncentrationen af opløst fosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$) kan spille en vis rolle for visse plantearter og i visse vandløb og herigennem påvirke den generelle økologiske tilstand negativt (Wiberg-Larsen m.fl., 2012).

Fosfor transporteres via vandløb til søer og fjorde. Derfor er målte koncentrationer og beregnede tilførsler vigtige for at kunne vurdere, om tilførslerne til søer og fjorde bliver mindre.

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

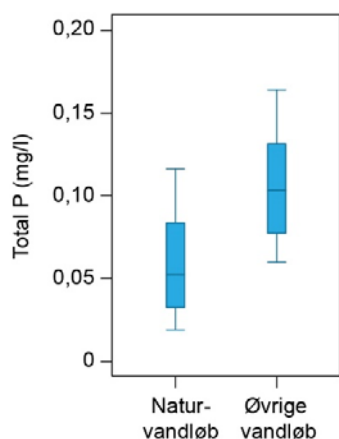
4.1 Tilstanden i 2019

Vurderingen af fosforkoncentrationer i vandløb er siden 2018 baseret på et væsentligt større antal vandløb end tidligere år, da NOVANA er blevet udvidet til næsten det dobbelte antal vandløb. Dette giver et mere dækkende geografisk billede.

Mediankoncentrationen af fosfor i vandløb, som ligger i dyrkede oplande eller modtager udledninger fra punktkilder, var i 2019 omkring dobbelt så høj som niveauet målt i naturvandløb (Figur 4.1).

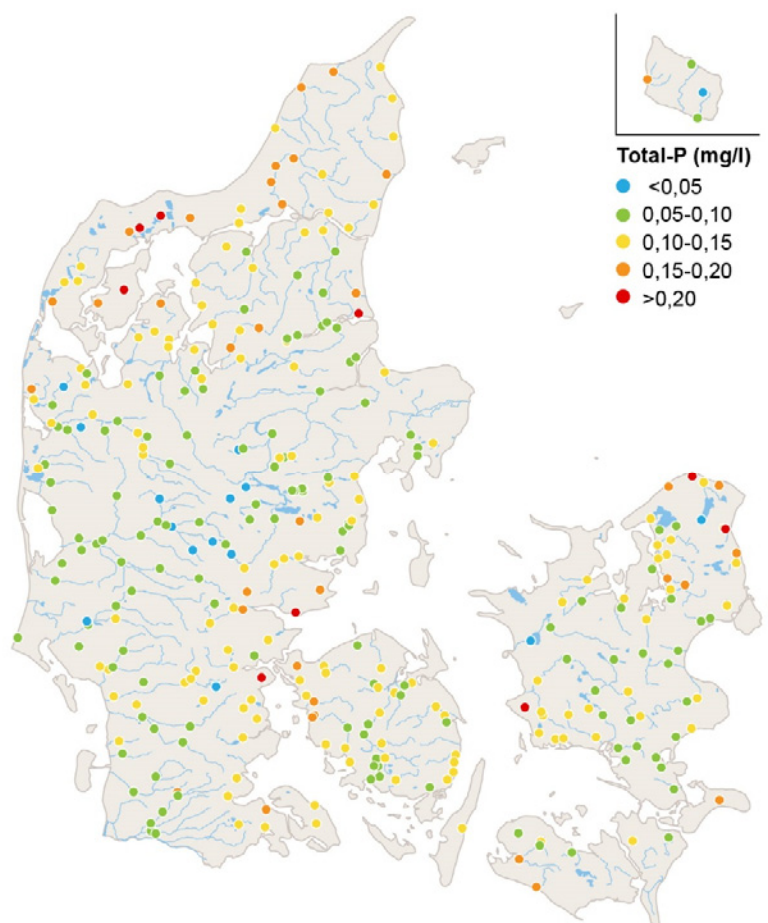
Der er en betydelig variation i koncentrationerne. Tidligere analyser af resultater fra naturvandløb har vist, at der er regionalt betingede forskelle i koncentrationen af fosfor, som kan forklare noget af variationen.

Figur 4.1 Koncentrationen af total-fosfor i vandløb i 2019. Vandføringsvægtede årsmiddelværdier. Box-whisker diagrammet giver 10, 25, 50, 75 og 90 percentiler.



Høje koncentrationer af fosfor optræder især i det tæt befolkede Nordsjælland (Figur 4.2), 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.a). I de mere tyndt befolkede egne i Midt- og Vestjylland, hvor afstrømningen generelt også er større, er der lavere koncentrationer af fosfor.

Figur 4.2 Koncentrationen af total-fosfor i vandløb i 2019. Vandføringsvægtede årsmiddelværdier.

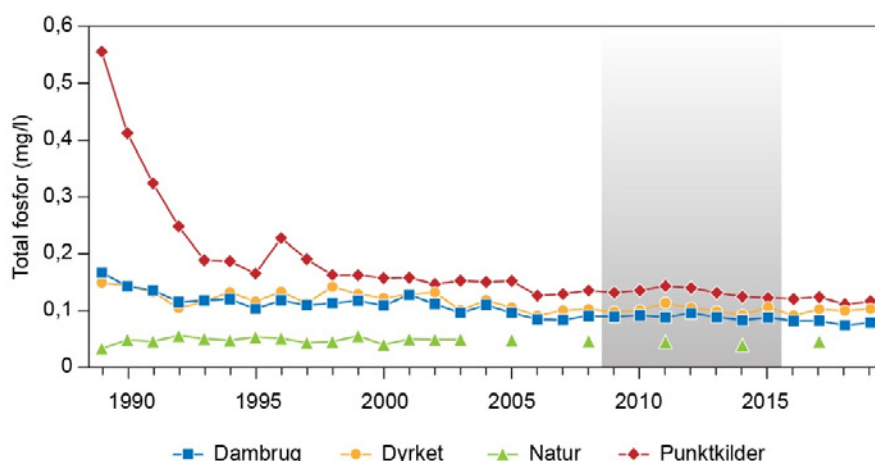


4.2 Udviklingen siden 1989

Udviklingen i fosforkoncentration er beregnet ved hjælp af ”change-point” modeller (Carstensen & Larsen, 2006). For total P er der defineret knæpunkt ved årskiftet 2001/02. Koncentrationsændringen i det enkelte vandløb er herefter beregnet som den relative forskel på modelestimatet for 1989 og 2019. Analysen er baseret på vandløb med data fra hele tidsserien. Et mindre antal vandløb er dog med i analysen, selv om der mangler data for enkelte år i begyndelsen eller slutningen af tidsserien, nemlig årene 1989, 1990, 2018 og 2019.

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 4.3 og Tabel 4.1). Faldet skyldes de foranstaltninger, der er sat i værk for at reducere forureningen fra byspildevand og industrielle udledere, både i forbindelse med vandmiljøplanerne 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. Som gennemsnit er faldet dog mindre end i vandløb med påvirkninger fra punktkilder eller dambrug. Generelt er udledningen fra spredt bebyggelse også faldet og kan være en faktor i alle typer af vandløb. Der er ikke testet for regionale forskelle.

Figur 4.3 Udvikling i fosforkoncentration siden 1989. Gennemsnit af vandføringsvægtede årsmiddelværdier for vandløb med forskellige påvirkninger, klassificeret ud fra forholdene i 1991 (vandløb, hvor forholdene er ændrede siden 1991, er fortsat med i analysen). Perioden 2009 til 2015 er markeret med grå baggrund, da TP-analyser for denne periode er under udredning for at være udført med en forkert metode, der underestimerer fosforkoncentrationen (se afsnit 1.4.2).



Tabel 4.1 Nøgletal for statistisk test (Seasonal Mann-Kendall) af udviklingstendenser siden 1989 for vandføringskorrigerede koncentrationer samt procentvis ændring i vandføringsvægtede 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 ($p < 0,05$)	Antal med signifikant stigning ($p < 0,05$)	Procentvis ændring i koncentration
Natur	6	0	1	- 5 \pm 23
Dyrket	30	16	0	-19 \pm 10
Punktkilder	67	64	0	-51 \pm 6
Dambrug	13	13	0	-45 \pm 9
Alle*	142	111	1	-38 \pm 5

5 Kvælstoftilførslen til havet

Henrik Tornbjerg, Hans Thodsen, Jens Bøgestrand, Gitte Blicher-Mathiesen, Ane Kjeldgaard, Søren Erik Larsen & Niels Bering Ovesen

Danmarks kystlinje er inddelt i kystafsnit af 1.-4. orden, hvor 1. orden som den groveste er inddelt i 9 afsnit, mens 2.-4. orden er underinddelinger heraf. Kystafsnittene har siden 1980'erne været grundlaget for arbejdet i de marine konventioner, som Danmark har tilsluttet sig.

Kvælstoftilførslen er i dette kapitel opgjort for 2. og 3. ordens kystafsnit, jf. oplandene på kortene fig. 5.1 – 5.3.

5.1 Datagrundlag og metoder

Til beregning af den samlede tilførsel fra land af total-kvælstof til havet omkring Danmark for perioden siden 1990 er der anvendt data fra i alt 233 målestationer dækkende et oplandsareal på 26.020 km². Det svarer til 60% af landets samlede areal. I opgørelsen for 2018 indgik 237 stationer, for 2017 og tidligere år indgik 169 målestationer, som dækkede et samlet opland på 24.380 km², svarende til 57% af landets samlede areal. For 100 målestationer er der fuld tidsserie af målinger siden 1990, disse stationer dækker ca. 20.140 km², svarende til 47% af landets areal. For 2019 har der været måledata fra 209 af stationerne. For 133 af de 233 målestationer (5.890 km² svarende til 14% af landet) er der ikke kontinuerede måledata for hele perioden. Stoftransporter for disse stationer er for måneder uden måledata beregnet via procedurer for 'huludfyldning'. Den valgte metode hertil er beskrevet i Windolf m.fl. (2013).

TN- og TP-koncentrationer målt i vandløb i 2016 og de første 4 måneder af 2017 er analyseret med en forkert analysemetode. Der er foretaget en korrektion af TN- og TP-koncentrationer målt i denne periode, se afsnit 1.3.1. Der er ligeledes gennemført en korrektion af data målt fra 2009 til 2015, denne korrektion er beskrevet i afsnit 0, (Larsen m.fl. 2021a, Larsen m.fl. 2021b).

For de umålte oplande er tilførslen af total-kvælstof beregnet ved brug af empiriske/statistiske modeller for tilførsel og omsætning af kvælstof i overfladevandssystemet, samlet i den såkaldte DK-QNP model_v2. Dokumentation for metoden er givet i Windolf m.fl. (2010, 2011, 2012a). Det er tidligere påvist (Bøgestrand m.fl. 2009), at den anvendte metode har en regional bias og generelt overestimerer kvælstofkoncentrationerne i det vestlige Danmark, mens der er en tendens til underestimering i den østlige del af landet. Denne bias opfattes som en generel model-bias. Derfor foretages der en bias-korrektion af enkelt månedstilførsler i de samme geografiske regioner, som anvendt i Thodsen m.fl. (2019a). Dog er der tilføjet en ekstra region dækkende Himmerland, hvor det er kendt, at den tidlige udvikling i den målte tilførsel ikke falder i takt med den modellede tilførsel. Bias-korrektionsmetoden er beskrevet i Thodsen m.fl. (2019b).

En vigtig modelvariabel i DK-QNP-modellen til beregning af tilførsel af total diffus kvælstof er det årligt beregnede nationale kvælstofoverskud på markniveau (Markoverskudet). Der er i Blicher- Mathiesen m.fl. (2015) foretaget visse justeringer ved beregning i tidsserien (1990-2013) for denne markbalance. I de modelberegninger, der er foretaget i de aktuelle opgørelser, er markbalancerne beregnet i henhold til (Blicher-Mathiesen m.fl., 2015).

Data for udledninger af spildevand fra punktkilder er for samtlige år leveret af Fagdatacentret for Punktkilder (Miljøstyrelsen). Der er ikke foretaget en korrektion af TN- og TP værdier for eventuelt forkerte analysemetoder på data fra 2016 eller tidligere år (Miljøstyrelsen, 2018). For særskilte opgørelser af punktkildetilførsler af total-N og total-P henvises der til rapporten Punktkilder 2019 udgivet samtidigt med nærværende rapport (Miljøstyrelsen, 2021).

For rensningsanlæg, særskilte industrielle udledere, ferskvandsdambrug og saltvandsbaseret fiskeopdræt er udledningerne knyttet til et punkt. Regnvandsbetingede udledninger (RBU) har ligeledes været knyttet til et opland, men er fra og med 2013 knyttet til punkter i form af de udledningspunkter, som kommunerne er ansvarlige for, og som forefindes i den fællesoffentlige database for punktkildeudledninger, PULS.

Fagdatacentret for Punktkilder (MST) har ændret opgørelsen af udledning fra spredt bebyggelse, så der nu tages udgangspunkt BBR-data fra 2018, og udledningen fra spredt bebyggelse er tilbageskrevet med udgangspunkt i 2018. For kvælstof anvendes for alle år den beregnede udledning fra 2018. For fosfor anvendes den beregnede udledning i 2018 justeret i forhold til udviklingen i fosforindholdet i en personækvivalent (PE) (Miljøstyrelsen, 2020).

For at opnå en konsistent tidsserie for spildevandsudledningerne er der foretaget huludfyldning i tilfælde af 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 for udledningen fra et givent anlæg fra et givent år og fremefter, antages det, at anlægget er nedlagt. Manglende værdier midt i tidsserien er udfyldt ved interpolation.

Udledningerne fra regnvandsbetingede udledninger er bearbejdet for at opnå en god geografisk distribution og en fuld tidsserie, som kan bruges i det samlede modelkoncept. Den geografiske distribution for 2013 på udledningspunkterne fra PULS-databasen er kombineret med viden om den samlede 'aktuelle årsudledning' gennem hele perioden (Skovmark, 2020).

Visse anlæg udleder direkte til havet. Det drejer sig især om større renselanlæg, særskilte industrielle udledere, regnvandsbetingede udledninger og saltvandsbaserede fiskeopdræt. Tidligere angivelser i den hydrologiske reference af, hvorvidt et anlæg udleder direkte til havet, var desværre fejlbehæftede. Det er aftalt mellem fagdatacentre for punktkilder og ferskvand 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 renselanlæg, industrielle udledere, dambrug og regnvandsbetingede udledninger. 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.

Der foretages for kvælstof og nitrat en klimanormalisering af transporter/tilførsler i form af en månedlig afstrømningsnormalisering på den aktuelle geografisk skala. Afstrømningsnormaliseringen er nærmere beskrevet i Larsen m.fl. (2020a). Afstrømningsnormaliseringen foretages for bedst muligt at kunne tage højde for variationer i ferskvandsafstrømningen for det enkelte års kvælstoftilførsel.

5.2 Kvælstoftilførsel til havet i 2019

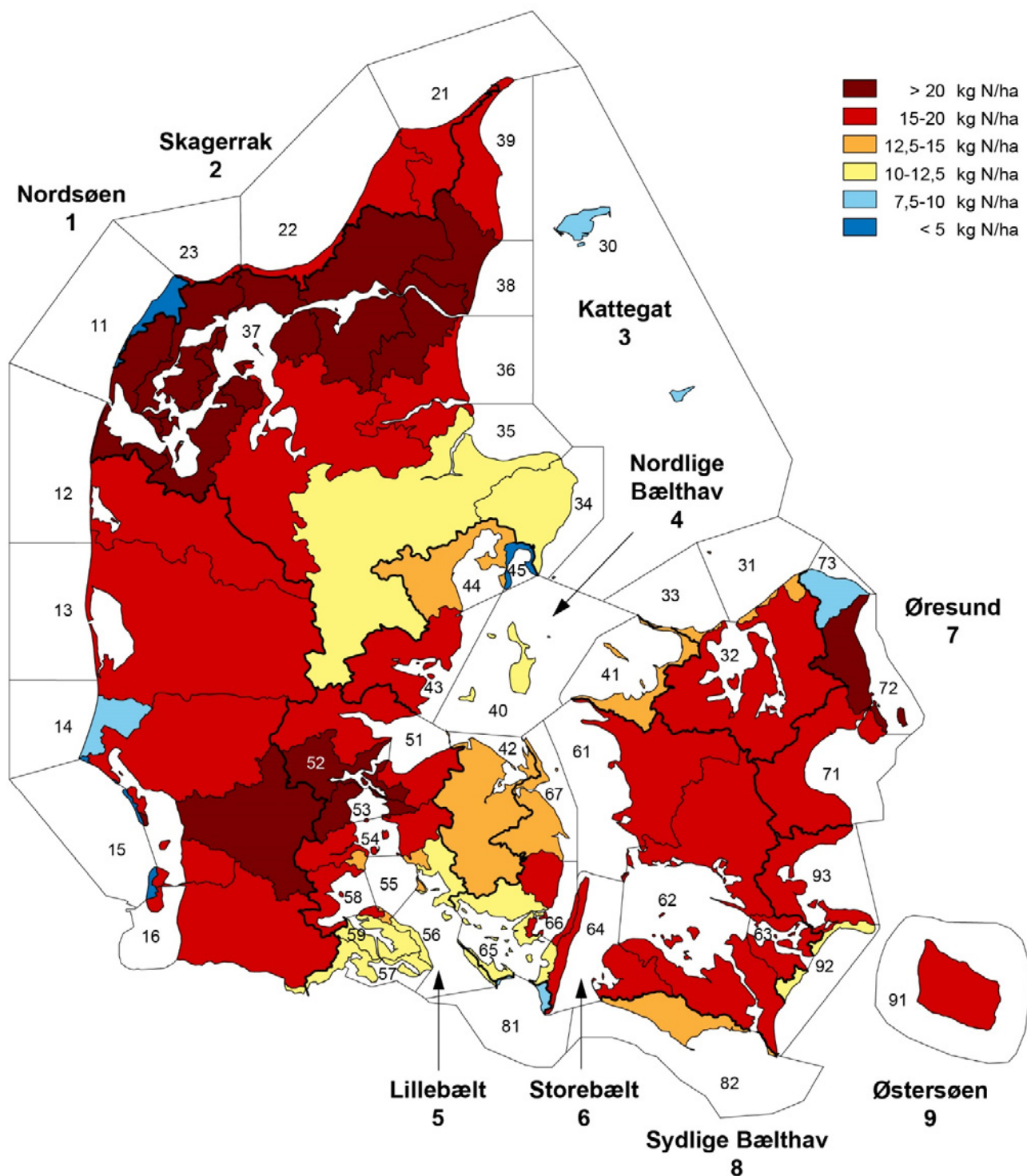
For hele 2019 blev der i alt beregnet en tilførsel på omkring 74.000 tons totalkvælstof fra land til kystafsnittene omkring Danmark. Dette er 49% mere end for 2018, hvor den var ca. 50.000 ton N. Samtidig var vandafstrømningen på 361 mm i 2019 ca. 23% højere end i 2018. Dermed blev såvel vandafstrømningen som kvælstoftilførslen i 2019 højere end året før.

Tabet af total-kvælstof pr. ha opland til de kystnære vande var som gennemsnit i 2019 omkring 17.3 kg N/ha mod ca. 11.6 kg N/ha i 2018. Der var dog betydelige afvigelser imellem de forskellige dele af landet (Figur 5.1). I nogle oplande var tabet til de kystnære vandområder mindre, fx i Gudenå systemet. Her sker der via vandsystemets mange søer en væsentlig fjernelse af det tilførte kvælstof, inden vandet løber ud i Randers Fjord (Figur 5.1). Kvælstoftabet var i 2019 mindre varierende end normalt og med et mindre tydeligt geografisk mønster end normalt (Figur 5.1). Det almindelige mønster er forholdsvis små oplandstab i Østdanmark, mens der ses større oplandstab i de vestlige og nordlige dele af Jylland. Det skyldes, at kvælstofoverskuddet på markerne i Østdanmark typisk er mindre end gennemsnittet (Windolf m.fl. 2012b), samt at vandafstrømningen i det østlige Danmark er væsentligt mindre end mod vest. Dette sædvanlige mønster er ikke så tydeligt i 2019. Der ses forholdsvis høje oplandstab i det meste af landet. Der ses dog forholdsvis lave tab på Djursland og i oplandet til Randers fjord samt i oplandet til Flensborg fjord, på Als og Sydøstfyn (Figur 5.1).

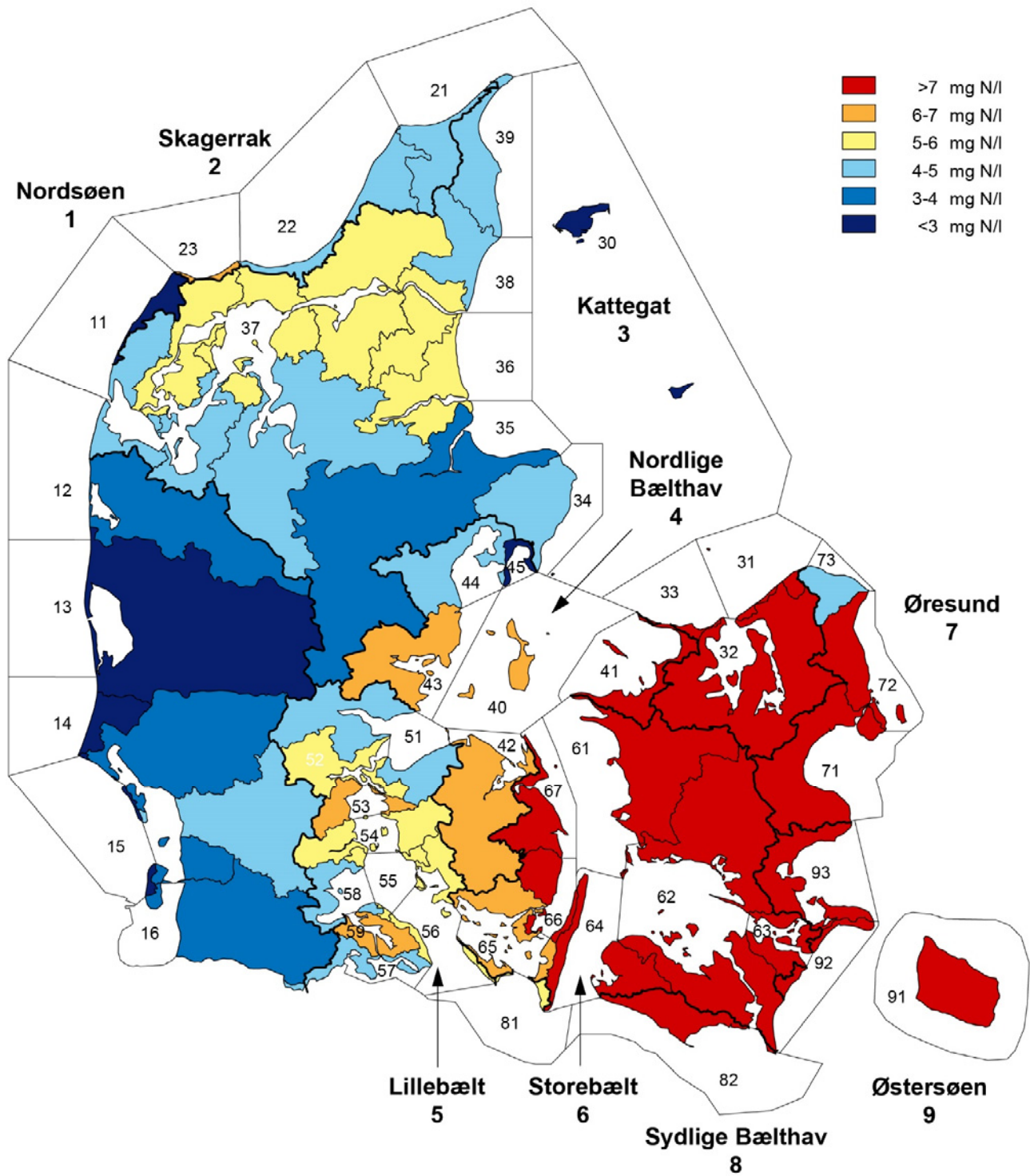
Den vandføringsvægtede koncentration af TN for hele landet er for 2019 opgjort til 4,8 mg N/L, mod 3,9 mg N/l i 2018. Indholdet af total-kvælstof i det afstrømmende vand til kystvandene var i store dele af Jylland mindre end 4 mg N/l og er typisk større i det østlige Danmark (Figur 5.2). Den relative variation over landet var meget lig med den fra året før, hvor Sjælland, Lolland Falster og Østfyn har forholdsvis høje koncentrationer ofte >7 mg N/L. I oplandet til Ringkøbing fjord var koncentrationerne i 2019 under 3 mg N/l. Der ses for 2019 således en markant forskel på de østlige og vestlige dele af landet. De mange søer i Gudenå-systemet medvirker, som nævnt oven for, til via denitrifikation at fjerne en betydelig andel af den kvælstof, der udledes til vandløbene, inden vandet med den resterende mængde kvælstof når frem til Randers Fjord. For fx Storåen og Skjern å, der afvander til hhv. Nissum Fjord og Ringkøbing Fjord, sker der en væsentlig fjernelse af den kvælstof, der udvaskes til grundvand. I disse typer af oplande passerer det udvaskede kvælstof således nitratreducerende lag i undergrunden, hvorved der sker en fjernelse (denitrifikation) af en væsentlig andel af den udvaskede kvælstof. I enkelte jyske oplande – fx visse områder omkring Limfjorden, Mariager Fjord, Horsens Fjord og langs Lillebælt – var koncentrationerne generelt større end 5 mg N/l.

De diffuse kilders andel af den samlede kvælstoftilførsel til kystområderne varierede – som i tidligere år – en del fra landsdel til landsdel. De diffuse kilder omfatter tilførsler fra såvel dyrkede som udyrkede jorder, men også i mindre omfang udledninger af spildevand fra spredtliggende ejendomme

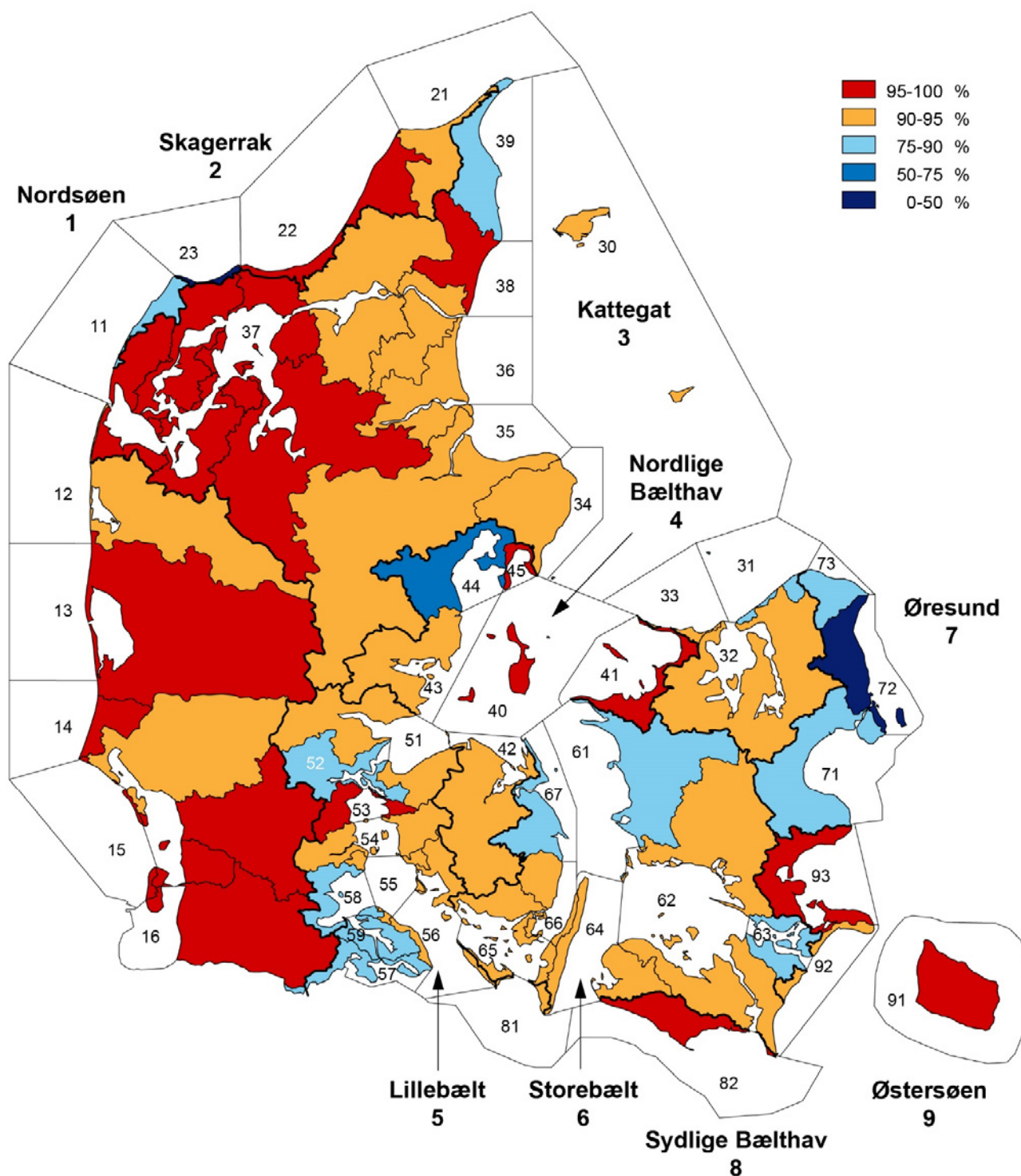
uden for de offentlige kloaksystemer. De diffuse kilder var derfor mindst betydende omkring de større byer og størst i de åbne landområder (Figur 5.3). For landet som helhed var den samlede udledning af totalkvælstof fra punktkilder (dvs. renselanlæg, regnbetingede udledninger, akvakultur, industri med særskilt udledning) på ca. 6.000 tons i 2019. Den diffuse tilførsel udgjorde ca. 68.000 tons. Det svarer til en fordeling på henholdsvis 8% og 92% af den totale kvælstoftilførsel, meget lig fordelingen til kystområderne de seneste 5 opgjorte år (9-11% og 89-91%).



Figur 5.1. Areal specifikt tab af kvælstof fra oplandene til marine kystafsnit i 2019.



Figur 5.2. Vandføringsvægtet kvælstofkoncentration i vand, der afstrømmer til marine kystafsnit i 2019.



Figur 5.3. Diffus (Samlet kvælstoftilførsel minus kvælstof fra punktkilder) andel af den totale kvælstoftilførsel til marine kystafsnit i 2019.

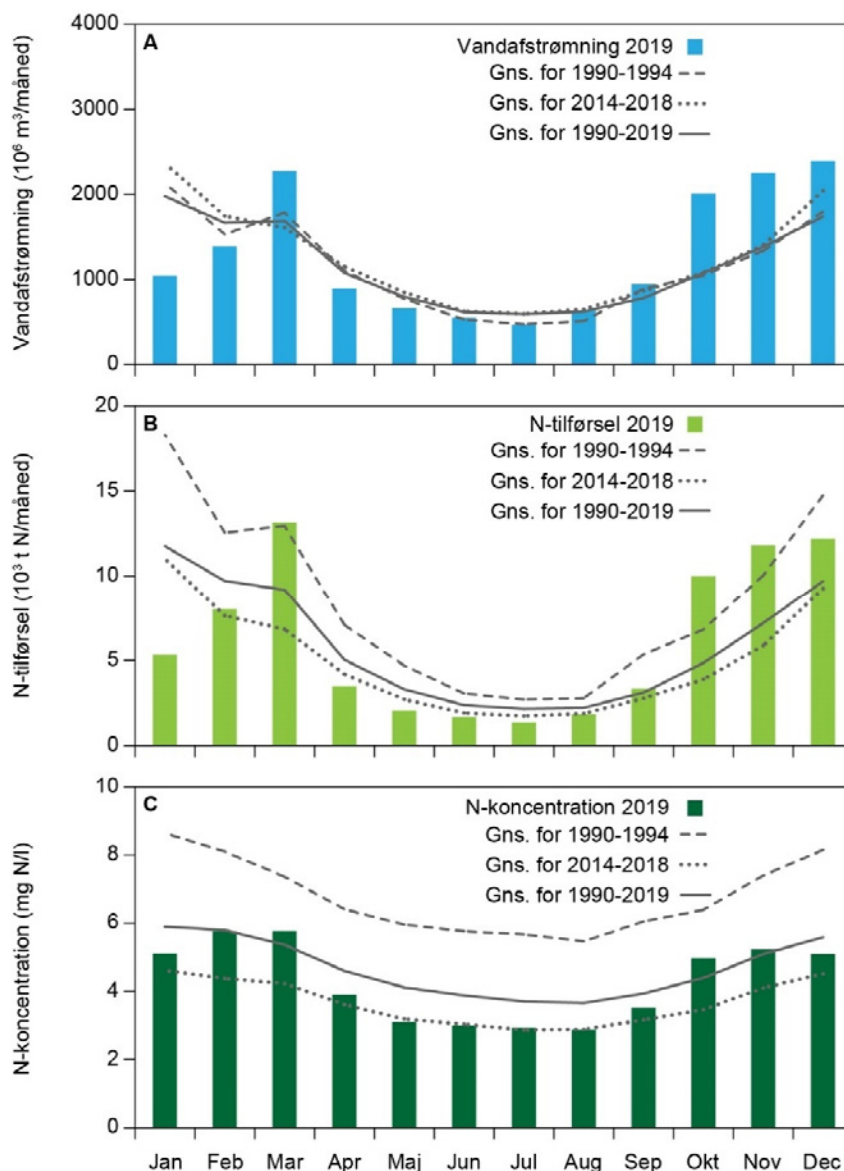
5.3 Sæsonvariation i vandafstrømning og kvælstoftilførsel

I 2019 var vandafstrømningen til havet omkring Danmark 11% højere end gennemsnittet for perioden 1990-2018 (Figur 5.4, A, se også kapitel 2). Der var i de enkelte måneder betydelige afvigelser i forhold til gennemsnittet. I januar var afstrømningen betydeligt mindre end gennemsnittet i perioden siden 1990, mens den i marts var betydeligt højere. Generelt var afstrømningen mellem april og september tæt på gennemsnittet for den forudgående periode siden 1990. Afstrømningen i oktober til december var markant højere end gennemsnittet.

Kvælstoftilførslen i 2019 var i januar, ligesom vandafstrømningen, noget lavere end gennemsnittet for januar de seneste 5 år (2014-2018). I marts er kvælstoftilførslen markant højere end midlet over de foregående 5 år. Fra april og frem til og med september ligger tilførslen tæt på middel for de foregående 5 år og ligesom afstrømningen. I årets sidste tre måneder er kvælstoftilførslen markant over gennemsnittet for de foregående 5 år, specielt oktober og november har meget høje tilførsler (Figur 5.4, B).

Kvælstofkoncentrationerne i det afstrømmende vand var for 8 af 12 måneder tydeligt mindre end gennemsnittet for perioden 1990 - 2019 (Figur 5.4, C). Kvælstofkoncentrationen ligger for månederne april til september tæt på samme niveau som middel for perioden 2014-2018. Årets første og sidste 3 måneder ligger højere. Det reducerede kvælstofindhold igennem perioden 1990-2019 i den samlede vandafstrømning er betinget af de markant reducerede tab af kvælstof fra de dyrkede marker samt af de reducerede udledninger af kvælstof med spildevand.

Figur 5.4. Månedsvise vandafstrømning (A), kvælstoftilførsel (B) og vandføringsvægtet kvælstofkoncentration i det afstrømmende vand til havet omkring Danmark (C) i 2019 og som gennemsnit for perioderne 1990-2019, 2014-2018 og 1990-1994.



5.4 Udviklingen i kvælstoftilførslen til havet 1990-2019

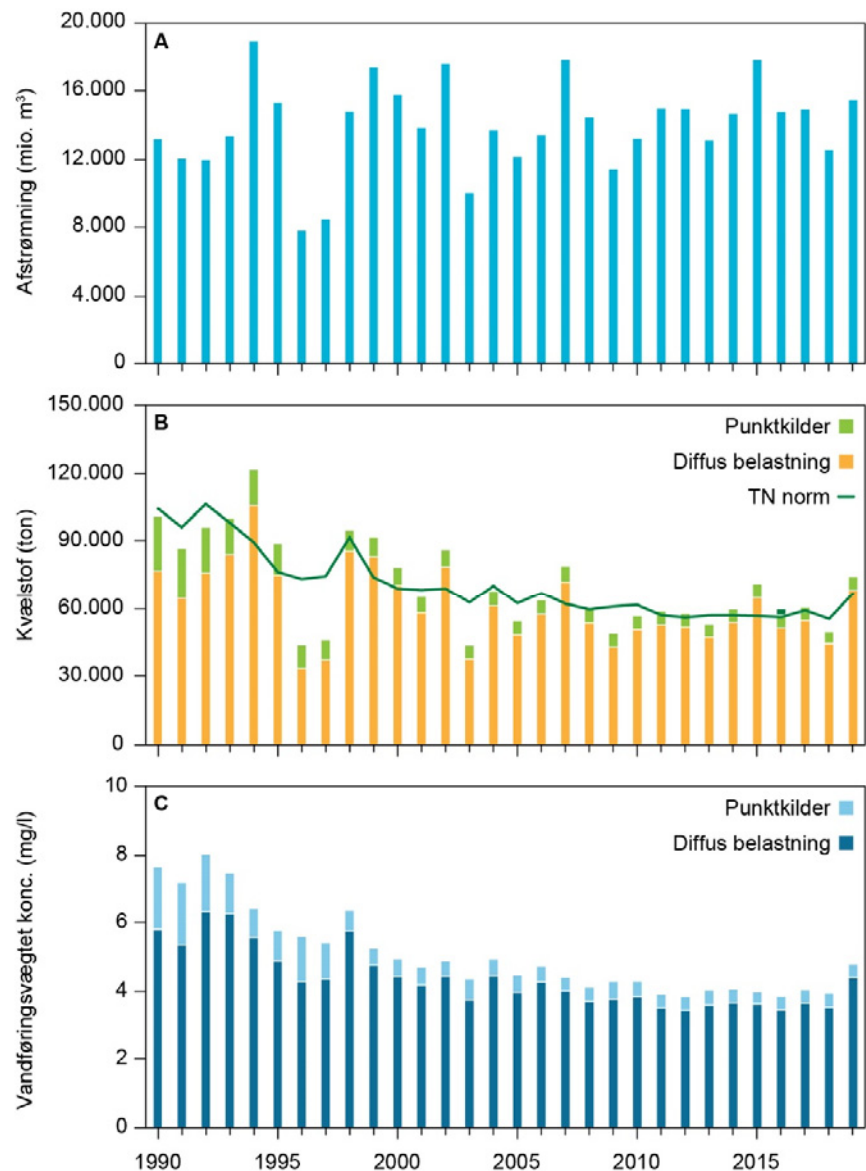
Variationen i de årlige samlede kvælstoftilførsler til kystvandene følger i udpræget grad variationen i vandafstrømningen (Figur 5.5). Det ses dog også klart af figuren, at kvælstoftilførslen generelt har været faldende siden 1990. Faldet har specielt været tydeligt, når der ses på udviklingen i den vandføringsvægtede koncentration af total-kvælstof (Figur 5.5, C). Koncentrationerne er således faldet fra et niveau på >7 mg N/l i begyndelsen af 1990'erne til i de seneste 5 år (2015-2019) i gennemsnit at være 4,1 mg N/l. Størstedelen af faldet gennem perioden forklares af en reduktion i de landbrugsrelaterede diffuse tab af kvælstof (Figur 5.5, B & C).

Den forholdsvis markante stigning i tilførslen til havet og vandføringsvægtet TN-koncentration i 2019 sker primært i marts og i årets sidste tre måneder (Figur 5.4). Det høje niveau skyldes flere forhold. Følgende betragtninger vil have forskellig betydning i forskellige dele af landet (Thodsen m.fl. 2020b):

- Den meget tørre sommer i 2018 gav i store dele af landet en dårlig høst, hvor afgrøderne ikke havde optaget så mange næringsstoffer fra jorden som i år, hvor væksten ikke er så begrænset af vandmangel. Derfor var der flere næringsstoffer tilgængelige for udvaskning efter høst 2018 end normalt. Samme fænomen ses fx i året 1992, der ligesom 2018 var et år med tørke, lav høst af landbrugsafgrøder og derfor en øget kvælstofmængde i landbrugsjorden til udvaskning
- Den tørre sommer og det tørre efterår i 2018 gjorde, at vandafstrømningen og udvaskningen af kvælstof i store dele af landet var meget begrænset i den sidste del af 2018. Der var således forholdsvis meget kvælstof tilbage i jorden, som kunne udvaskes og tilføres vandmiljøet i første del af 2019, da afstrømningen og udvaskningen kom i gang. Dette resulterede i forholdsvis høje TN-koncentrationer i vandløbene. Højt markoverskud for det tørkeramte år 2018 ses af de nationale kvælstofbalancer for de dyrkede marker i Blicher-Mathiesen et al., (2019). Markoverskuddet udgjorde 265.400 ton N, mens dette overskud lå i intervallet 208.600-247.500 i de fem foregående år 2013-2017. Det er især den lave kvælstofhøst i 2018, der medvirker til det høje markoverskud. Kvælstofhøsten var således på 261.400 ton N i 2018, hvilket er væsentligt lavere end i perioden 2013-2017, hvor høstet kvælstof lå i intervallet 291.700 – 316.700 ton N. Øvrige forhold, som afgrødesammensætning og gødningsforbrug, vil ift. den mindre høst være af mindre betydning ift. det høje markoverskud i 2018.
- Der ses tilsvarende forøgelser af både den normaliserede TN-transport og den afstrømningsvægtede TN-koncentration, efter andre tørre år, fx i 1998.
- De sidste 4 måneder af 2019 var meget våde. Herved skete en stor del af kvælstoftabet for udvaskningssæsonen 2019/2020 sandsynligvis i efteråret 2019.

Der har således i store dele af landet været næsten to kvælstofafstrømnings-sæsoner på et kalenderår i 2019. Dette forstået sådan, at hovedparten af kvælstofafstrømningen i vinterhalvåret 2018/2019 forekom i 2019, og hovedparten af kvælstofafstrømningen i vinterhalvåret 2019/2020 sandsynligvis også forekom i 2019 pga. det våde efterår i 2019.

Figur 5.5. Udvikling i ferskvands-afstrømning (A), kvælstoftilførsel (B) og vandføringsvægtet kvælstofkoncentration i det afstrømmende vand til havet omkring Danmark (C), 1990-2019. Kvælstoftilførslen er fordelt på diffuse kilder (inkl. spildevand fra spredt bebyggelse) og spildevand fra punktkilder. Der er i den beregnede kildeopsplitning ikke indregnet retention af udledt N med spildevand til ferskvand. For 2016 er der en ekstraordinær tilførsel på 2.755 tons N som følge af ulykke på Fredericia havn (Thodsen m.fl. 2018)



Den gennemførte forbedrede spildevandsrensning har dog også bidraget signifikant til den samlede reduktion i kvælstoftilførslerne. Således er udledningerne af kvælstof fra punktkilder gennem perioden reduceret med 15-20.000 tons, eller omkring 80% siden 1989/90 ifølge Miljøstyrelsen (2021). Miljøstyrelsen medregnende kvælstof fra spredt bebyggelse, som ikke er inkluderet som punktkilde i denne rapport, hvor den betragtes som en del af de diffuse kilder. I 2019 udgjorde spildevandsudledninger fra punktkilder således kun ca. 8% af den samlede kvælstoftilførsel fra land til havet mod typisk 20-25% i begyndelsen af 1990'erne.

En statistisk analyse (Mann-Kendall trend test, Tabel 5.1) viser, at der er tale om et signifikant fald i den afstrømningsnormaliserede årstilførsel af totalkvælstof til havet (Larsen m.fl. 2020a). Signifikansen af tidsserietrenden er testet ved anvendelse af Mann-Kendalls trend test samt "change-point"-modeller (Carstensen & Larsen, 2006). For Total N er der defineret to knæpunkter hhv. mellem 1994 & 1995 og 2010 & 2011, og tre lineære modeller er estimeret, og det totale fald er beregnet ved formlen:

$$100 \cdot \frac{\hat{x}_{2019} - \hat{x}_{1990}}{\hat{x}_{1990}}$$

hvor \hat{x}_{1990} er den estimerede værdi for året 1990, og tilsvarende er \hat{x}_{2019} den estimerede værdi for 2019. Estimerer er beregnet ud fra de tre lineære modellens matematiske formler. Konfidensintervaller på det samlede fald er beregnet ved anvendelse af standard error på estimererne for årene 1990 og 2019. Faldet i den afstrømningsnormaliserede kvælstoftilførsel er estimeret til 45% (95% konfidensgrænser: 39 til 50%). Udviklingen i den afstrømningskorrigerede kvælstoftilførsel er et godt mål for den reelle udvikling i kvælstoftilførslen, fordi der delvist tages højde for betydningen af de store naturlige år til år udsving i vandafstrømning. Også for hvert af de 11 farvandsområder kan der konstateres et signifikant fald i den afstrømningsnormaliserede kvælstoftilførsel (Tabel 5.1). For hele landet faldt den afstrømningskorrigerede diffuse kvælstoftilførsler ligeledes signifikant. Faldet i den afstrømningsnormaliserede diffuse kvælstoftilførsel estimeres på landsplan til 35% i perioden 1990-2019, (95% konfidensgrænser: 27% til 42%). I oplandene til farvandsområderne varierede de beregnede fald i den afstrømningsnormaliserede diffuse kvælstoftilførsel mellem 25% og 52%. For Diffus TN er der estimeret et knæpunkt mellem hhv. 1994 & 1995 og 2010 & 2011 undtagen for Sydlige Bælthav, hvor der ikke kan bestemmes knæpunkter.

Analyserne af udviklingen i kvælstoftilførselen i Tabel 5.1 er udført på de samlede tilførsler fra målte og umålte oplande. Gennemføres en lignende statistisk analyse af udviklingen i den samlede kvælstoftransport fra vandløbsmålestationer, der indgår i beregningerne med måletidsserier for hele perioden 1990-2019, finder man en tilsvarende udvikling i den diffuse kvælstoftilførsel.

Tabel 5.1. Mann-Kendall trend-test af udviklingen i hhv. den samlede og i den diffuse tilførsel af kvælstof til kystområderne for perioden 1990–2019. Resultaterne er angivet som procentvis ændring i forhold til et estimeret niveau for 1990. Testen er lavet på afstrømningsnormaliserede tilførsler. Tallene i parentes angiver 95% konfidensinterval. Alle udviklinger er signifikante på 5%-niveau.

Kvælstof	Diffus tilførsel	Samlede tilførsel
	% ændring	% ændring
Nordsøen	-30	-39
Skagerrak	-44	-54
Kattegat	-32	-43
Nordlige Bælthav	-52	-55
Lillebælt	-47	-56
Storebælt	-39	-45
Øresund	-41	-69
Sydlige Bælthav	-25	-28
Østersøen	-52	-56
Limfjorden	-33	-34
Isefjorden/Roskilde fjord	-39	-47
Danmark	-35 (-42; -27)	-45 (-50; -39)

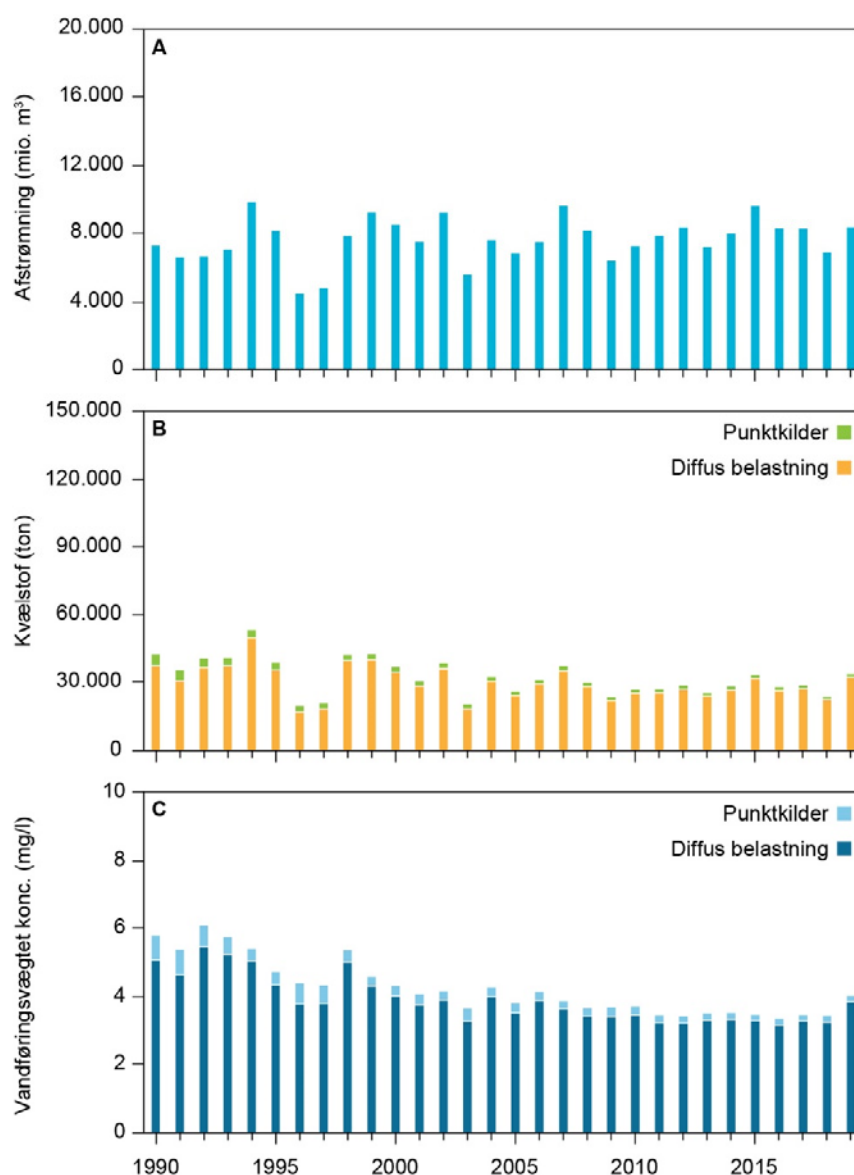
5.5 Kvælstoftilførsel fra målt opland

I dette afsnit er kvælstoftransporten opgjort for det målte opland, altså den del af Danmark, som er placeret opstrøms målestationer, som har været i drift med TN- og TP-målinger igennem hele perioden 1990-2019. Det er tilfældet for 100 stationer og dækker ca. 47% af landets areal (20.140 km²).

Vandafstrømningen for det målte opland (100 stationer) er for 2019 opgjort til 417 mm, hvilket er 21% højere end i 2018 (344 mm) og 10% højere end gennemsnittet for perioden 1990-2018 på 380 mm (Figur 5.6, A). Den relative forskel mellem 2018 og 2019 er således næsten den samme som for hele landet (23%). Vandafstrømningen (mm) for det målte opland er opgjort til at være noget højere end for hele landet, hvor afstrømningen er opgjort til 361 mm i 2019.

Data er ikke helt de samme som præsenteret i Thodsen m.fl. (2020b). Det skyldes, at der for data anvendt i denne rapport er sket en genberegning af en del stoftransporter, og at TN-koncentrationerne for 2009-2015 er korrigerede (Larsen m.fl. 2021ab), mens data anvendt i Thodsen m.fl. (2020b) er downloadet direkte fra overfladevandsdatabasen ODA (<https://odaforalle.au.dk/>).

Figur 5.6. Udvikling i ferskvandsafstrømning (A), kvælstoftilførsel (B) og vandføringsvægtet kvælstofkoncentration (C) i det afstrømmende vand fra det målte opland, 1990-2019. Kvælstoftilførslen er fordelt på diffuse kilder (inkl. spildevand fra spredt bebyggelse) og spildevand fra punktkilder. Der er i den beregnede kildeopsplitning ikke indregnet retention af kvælstof udledt med spildevand til ferskvand.



Kvælstoftilførselen fra det målte opland var i 2019 ca. 34.000 ton, hvilket er en stigning på ca. 42% i forhold til kvælstoftilførselen på 24.000 i 2018 (Figur 5.6, B). Andelen af kvælstoftransporten, som stammer fra punktkilder, er opgjort til 5%, 1700 ton. Denne andel har været faldende igennem perioden siden 1990, hvor gennemsnittet for 1990-1994 var ca. 11% mod et gennemsnit på ca. 6% for

de foregående 5 år. Opgørelsen indregner ikke retention i overfladevandssystemet imellem punktkildeudledningsstedet og målestationen, hvorfor punktkildeandelen er lidt overestimeret.

Den vandføringsvægtede kvælstofkoncentration for det målte opland er for 2019 opgjort til 4,0 mg N/l mod 3,5 i 2018 (Figur 5.6, C). Kvælstofkoncentrationen i begyndelsen af måleperioden 1990 til 2019 var højere, end den er nu. Middelkvælstofkoncentrationen 1990 til 1994 var 5,7 mg N/l, mens middel for de foregående fem år (2014-2018) er 3,5 mg N/l.

Ved sammenligning mellem Figur 5.5 og Figur 5.6 ses det, at den overordnede udvikling på det målte opland og hele landet er tæt på at være ens.

5.6 Udvikling i nøgleindikatorer af betydning for kvælstoftilførslen

Som bl.a. vist i dette kapitel er der en væsentlig kobling mellem størrelsen af ferskvandsafstrømningen og den tilknyttede kvælstoftilførsel. I nedbørsrige år med megen nedbør og stor ferskvandsafstrømning vil der typisk også være en større kvælstoftilførsel end i nedbørsfattige år med lille nedbørsmængde. 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 kvælstofbegrænsende tiltag generelt er slået igennem.

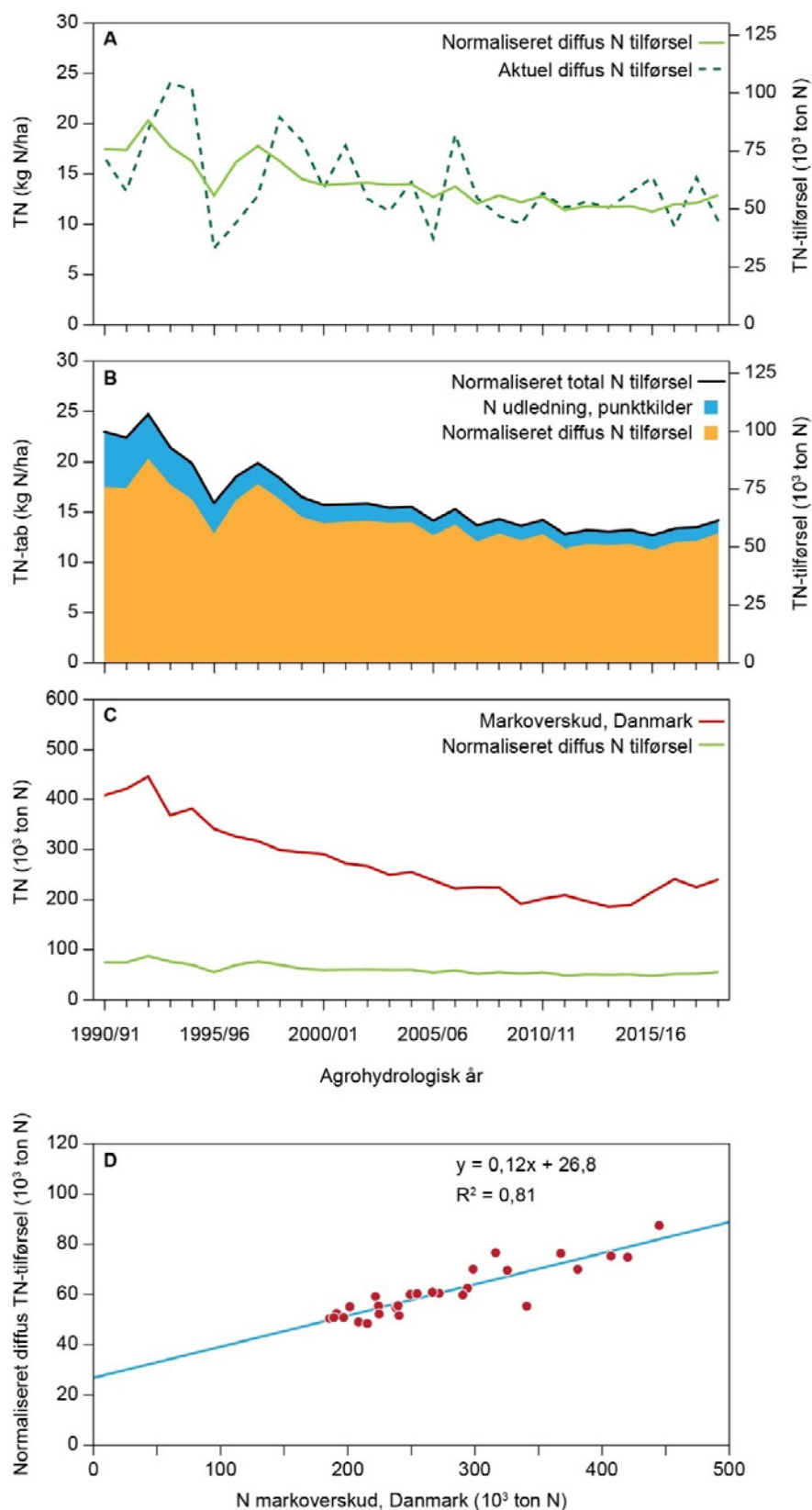
Betydningen af variationer i ferskvandsafstrømningen for det enkelte års kvælstoftilførsel er i Figur 5.7 (A) søgt reduceret. Figuren viser dels den – stærkt varierende – aktuelle samlede kvælstoftransport i vandløb fra diffuse kilder de enkelte år i perioden siden 1990 og dels den normaliserede kvælstoftransport. Den anvendte metode til normalisering er beskrevet i Larsen m.fl. (2020a). Metoden består i at fitte en lineær model til logaritmetransformerede månedstransporter og månedsvandafstrømninger. Modellen har en hældningskoefficient, som afhænger lineært af år, og ingen afskæringskoefficient. Efter modelfit og beregning af normaliserede værdier tilbagetransformeres disse og adderes op til årsniveau. Den normaliserede transport illustrerer den kvælstoftransport, der ville have været det enkelte år, såfremt vandafstrømningen havde været konstant gennem hele perioden 1990-2019 (326 mm/år).

Det bemærkes, at den anvendte normaliseringsmetode ikke tager højde for alle effekter af vejret på dyrkningen og den heraf afledte effekt på kvælstoftilførslen til havet. Der kan fx ikke normaliseres for effekten af dårlig høst som følge af tørke eller for effekten af manglende såning af- eller misvækst af efterafgrøder pga. en våd periode efter høst.

Når kvælstoftilførslen til havet søges normaliseret, er det med den hensigt bedre at kunne belyse betydningen af de påvirkninger af kvælstoftabet til vandmiljøet, der ikke kan forklares af naturlige variationer i klimaforhold. Den helt dominerende påvirkning er her kvælstoftabet fra de dyrkede arealer.

Det ses tydeligt, at der gennem perioden er sket et fald i den normaliserede kvælstoftilførsel fra diffuse kilder (Figur 5.7 A). Det totale fald i kvælstoftilførslen ses tydeligt at være størst i den første del af perioden (Figur 5.7, delfigur A & B).

Figur 5.7. Udvikling i indikatorer for kvælstoftilførsler beregnet for agrohydrologiske år (1. april til 31. marts). (A) aktuel og klimanormaliseret kvælstoftilførsel. (B) normaliseret total kvælstoftilførsel, normaliseret diffus kvælstoftilførsel og punktkildetilførsel, opgivet både som areal tab (kg/ha) og som tilførsler. (C) Kvælstof markoverskud og normaliseret diffus kvælstoftilførsel. (D) plot af kvælstof-markoverskud mod normaliseret diffus tilførsel.



Ud over de diffuse kilder til kvælstoftransporten udledes der også kvælstof med spildevand til vandmiljøet. Spildevandsudledninger er ikke i samme grad som tilførslerne 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 tilførsel) fås

således et estimat for, hvordan udviklingen i den samlede 'normaliserede' kvælstoftilførsel til de kystnære områder har været siden 1990.

Den samlede normaliserede kvælstoftilførsel fra såvel diffuse kilder som fra punktkilder er illustreret i Figur 5.7 (B). Her er regnet i agrohydrologiske år (1. april til 31. marts), idet dette er mest korrekt ved sammenstillinger af landbrugspraksis (markbalancer) og diffus kvælstoftilførsel til havet. Den diffuse kvælstoftilførsel i 2018/19 er opgjort til 44.000 tons N, dvs. noget mindre end i 2017/18, hvor tilførslen var på 63.000 tons N. Den samlede (diffus + spildevand) normaliserede tilførsel på agrohydrologiske år er i 2018/19 på 61.000 tons N mod 58.000 tons N i 2017/18. For de foregående 5 år (2013/14-2017/18) har den samlede normaliserede kvælstoftilførsel ligget på 55.000 til 58.000 tons N. Den normaliserede diffuse tilførsel er i 2018/19 56.000 tons N. For de foregående 5 år (2013/14-2017/18) har de beregnede diffuse normaliserede kvælstoftilførsler været mellem 48.000-52.000 tons N.

Normaliseres der på kalenderår, fås for 2019 en normaliseret tilførsel fra diffuse kilder på 61.000 tons N mod 50.000 i 2018. Den normaliserede diffuse tilførsel er som middel af de foregående 5 opgjorte år (2014 – 2018) 51.000 tons N, med et interval på 50.000 – 53.000 tons N/år. Tillagt udledninger af spildevand fra punktkilder på 6.000 tons N beregnes for 2019 således en samlet normaliseret kvælstoftilførsel på ca. 67.000 tons N. For 2018 beregnes på lignende vis en samlet normaliseret N tilførsel på 55.000 tons N. For de fem år forud for 2019 (2014-2018) er den gennemsnitlige normaliserede N tilførsel på 57.000 tons N med et interval imellem 55.000 – 59.000 tons N/år.

Den dominerende kilde til den diffuse kvælstoftransport i vandløbene er tabet af kvælstof fra de dyrkede arealer. Den markante reduktion i den diffuse, normaliserede kvælstoftilførsel er vist sammen med udviklingen i overskuddet af kvælstof, altså det kvælstof som potentielt kan udvaskes fra markerne (Figur 5.7 C). Markoverskuddet er beregnet som beskrevet i Blicher-Mathiesen m.fl. (2015) og omfatter det samlede markoverskud for hele landets areal, dvs. fra såvel dyrkede som udyrkede arealer. Det ses af figuren, at markoverskud og den diffuse normaliserede kvælstoftilførsel falder i takt med hinanden.

Der er således – for perioden som helhed - en signifikant lineær relation mellem det nationale markoverskud og den samlede, normaliserede kvælstoftransport fra diffuse kilder (Figur 5.7, D). I de seneste 5 opgjorte agrohydrologiske år (1. april til 31. marts) har kvælstofoverskuddet (mark) varieret mellem 189.000 – 240.000 tons N.

På kvælstoffets vej fra mark til rodzone og ud i vandløb mod fjorde og øvrige kystvande sker der en reduktion i den transporterede kvælstofmængde (Figur 5.7 C). Reduktionen i den transporterede kvælstofmængde er tidligere vist - ikke alene for landet som helhed, men også for en række deloplande til danske fjorde (Windolf m.fl. 2012b, 2012c).

Det er påvist, at der ikke for alle fjordoplande ses en lige hurtig respons på den diffuse kvælstoftilførsel af nedgangen i markoverskuddet (Windolf m.fl. 2012b, 2012c). Det gælder fx 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 nedgang i markoverskuddet, og som relationen vist i Figur 5.7 D indikerer. En væsentlig medvirkende forklaring herpå er forekomst af ikke reduceret dybereliggende grundvand og deraf følgende højt indhold af kvælstof

kombineret med høj opholdstid af grundvandet (gammelt grundvand), som bidrager væsentligt til kvælstoftransporten i vandløbene i disse områder.

5.7 Sammenfatning af resultaterne

- Den samlede kvælstoftilførsel fra land til kystvandene i 2019 er beregnet til ca. 74.000 tons N/år. Heraf udgør kvælstof udledt med spildevand fra punktkilder ca. 6.000 tons N/år. Beregningerne dette år er baseret på målinger fra 209 kystnære målestationer i vandløb og en model for det resterende umålte opland.
- Den vandføringsvægtede TN-koncentration for hele landet var i 2019 4,8 mg N/l, mod 3,9 mg N/l året før.
- Den vandføringsvægtede TN-koncentration for 100 målestationer med fuld måletidsserie var i 2019 4,0 mg N/l.
- Den normaliserede kvælstoftilførsel fra diffuse kilder til kystvandene for 2019 (kalender år) er beregnet til ca. 61.000 tons N.
- Den normaliserede totale kvælstoftilførsel til kystvandene for 2019 (kalender år) er beregnet til ca. 67.000 tons N.
- Kvælstoftilførslerne fra land til havet er siden 1990 reduceret med omkring 45 % (beregnet ud fra udviklingen i afstrømningsnormaliseret tilførsel)
- Kvælstoftilførslerne fra diffuse kilder er reduceret med omkring 35 % siden 1990.
- Reduktionen i tilførslerne fra diffuse kilder forklares af et fald i kvælstofoverskuddet og kvælstofudvaskningen på de dyrkede marker. Der er dog stor lokal og oplandsspecifik variation i, hvor meget tilførslerne er reduceret gennem perioden.
- De diffuse kilders andel af den samlede kvælstoftilførsel til kystvandene var i 2019 omkring 92%.
- Punktkildernes andel af den samlede kvælstoftilførsel til kystvandene var i 2019 omkring 8%.

6 Fosfortilførslen til havet

Henrik Tornbjerg, Hans Thodsen, Jens Bøgestrand, Søren Erik Larsen og Niels Bering Ovesen

6.1 Datagrundlag og metode

Fosfortilførslen er som kvælstoftilførslen opgjort for 2. og 3. ordens kystafsnit, jf. oplandene på kortene fig. 6.3 – 6.5. For måledatagrundlaget og den metodiske tilgang for opgørelserne henvises til kapitel 5. Der anvendes data fra i alt 233 stationer dækkende et oplandsareal på 26.020 km², svarende til 60% af landets samlede areal. Det er en udvidelse af stationsnettet i forhold til tidligere. I opgørelsen for 2017 og tidligere år indgik 169 målestationer, som dækkede et samlet opland på 24.380 km², svarende til 57% af landets samlede areal. For 100 målestationer er der fuld tidsserie af målinger siden 1990. Disse stationer dækker ca. 20.140 km², svarende til 47% af landets areal. For 133 stationer findes der ikke komplette måletidsserier for perioden siden 1990, og der foretages derfor en huludfyldning for fosfortransporten på disse stationer på tilsvarende vis som for kvælstof (Windolf m.fl. 2013). For den øvrige del af landet (helt umålte oplande) er tilførslen beregnet ved hjælp af en model for den diffuse tilførsel, og resultaterne herfra er summeret med spildevandsudledningerne (fra renseanlæg, regnbetingede udledninger, akvakultur og industriudledninger) og derefter fratrukket retentionen i søer inden for de respektive oplande. Den diffuse tilførsel omfatter blandt andet tab af fosfor fra dyrkede og udyrkede jorder, eroderede vandløbsbrinker og udledninger af spildevand fra spredtliggende ejendomme i det åbne land (dvs. uden for kloakerede områder) (Andersen & Heckrath (red.), 2020). Modellen for den diffuse tilførsel anvender data for jordtype, dyrkningsgrad, andel af vådområder, nedbør og base-flow (dvs. grundvandsandelen af den samlede afstrømning) som forklarende variable. Opgørelsesmetoder og modelberegninger er beskrevet i Ovesen m.fl. (2009). Modellen er verificeret og testet på et supplerende datagrundlag, og der er her specielt fundet behov for at korrigere modellen for det vestlige Jylland, idet der her beregnes for høje fosfortilførsler (bias) med den nuværende model (Tornbjerg m.fl. 2019). Denne bias opfattes som en generel model-bias. Derfor foretages der en biaskorrektur af enkelt-månedstilførsler i de samme 9 geografiske regioner som anvendt i Thodsen m.fl. (2019a). Biaskorrektionsmetoden er beskrevet i Thodsen m.fl. (2019b).

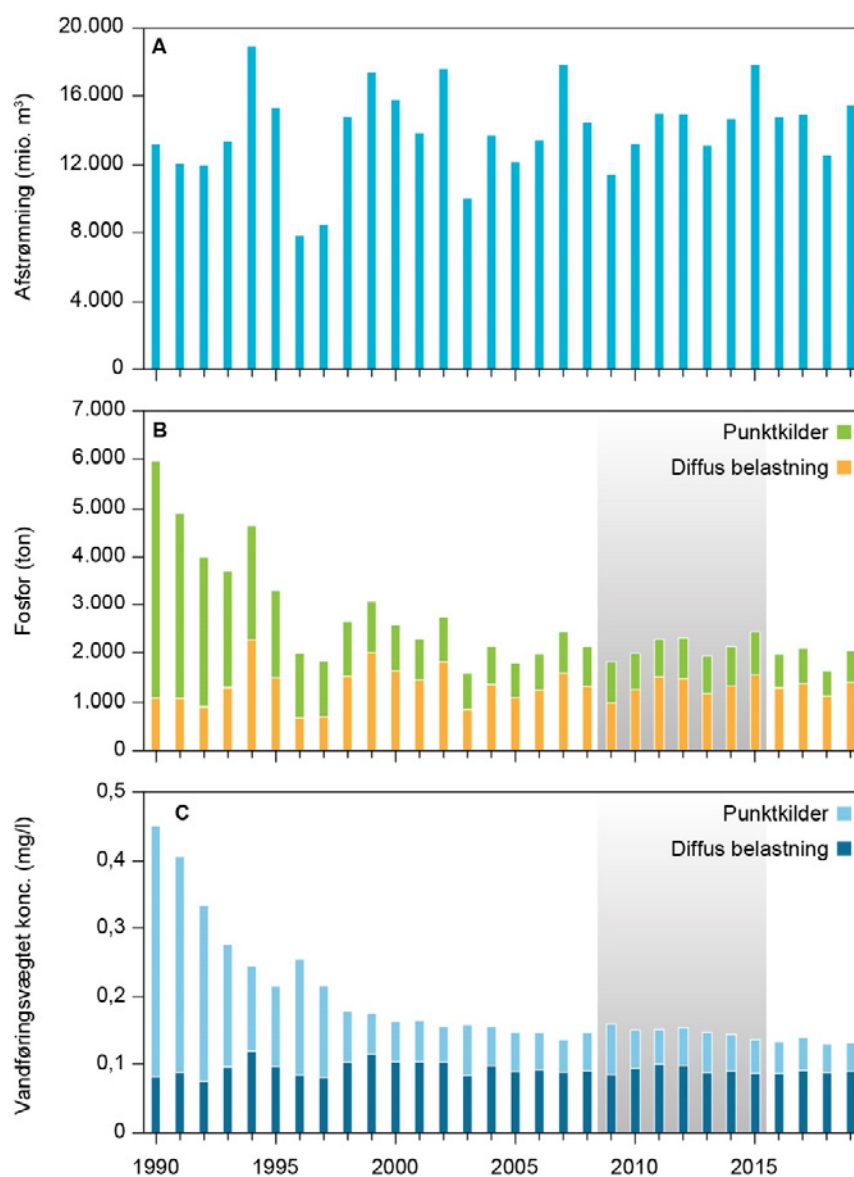
Ved kildeopsplitningen er den samlede diffuse tilførsel angivet som differensen mellem totaltilførslen og spildevandsudledningerne. Det tilgængelige datasæt for spildevandsudledningerne er tilvejebragt som beskrevet i afsnit 5.1. For data analyseret i 2016 og de første 4 måneder af 2017 med forkert analysemetode er der foretaget en korrektion, se afsnit 1.3.1. Der er ligeledes gennemført en analyse af, om data målt fra 2007 til 2014 skulle korrigeres. Der blev ikke på det foreliggende grundlag fundet grund til at korrigere TP-data fra denne periode, se afsnit 1.3.2. Der er ikke foretaget korrektion af eventuelle fejlanalyser på spildevand (Miljøstyrelsen, 2018).

6.2 Fosfortilførsel til havet i 2019

I 2019 blev der i alt beregnet en tilførsel af ca. 2.100 tons fosfor (P) til de danske farvandsområder (Figur 6.1, B). Det er omkring 25% mere end året før. Vandafstrømningen var i 2019 361 mm, hvilket er 23% højere end året før.

Koncentrationen af fosfor i den samlede ferskvandsafstrømning var i gennemsnit 0,13 mg P/l i 2019 mod også ca. 0,13 mg P/l i 2018 og er steget ca. 1% (Figur 6.1, C). En del af forskellen i fosfortilførsel kan forklares ved variation i vandafstrømningen.

Figur 6.1. Ferskvandsafstrømning (A), samlet tilførsel af fosfor til de marine kystafsnit (B) og vandføringsvægtet fosfor koncentration (C) for 1990 til 2019. Fosfor er fordelt på tilførsler fra diffuse kilder (inkl. spildevand fra spredt bebyggelse) og udledninger med spildevand fra punktkilder (renseanlæg m.v.) Det bemærkes, at der ikke er indregnet retention i ferskvand af P udledt med spildevand fra punktkilder. Perioden 2009 til 2015 er markeret med grå baggrund, da TP-analyser for denne periode er udført med en forkert metode, der muligvis underestimerer fosforkoncentrationen (se afsnit 1.3.2).



Siden 1990 er der sket et markant fald i de samlede fosfortilførsler til kystvandet. Faldet forklares af den store reduktion i fosforudledningerne med spildevand gennem perioden (Figur 6.1, B), hvilket er en direkte effekt af den forbedrede rensning, som i forbindelse med de daværende amters skærpede krav og kravene i den første vandmiljøplan blev iværksat omkring og umiddelbart efter 1990. De samlede udledninger af fosfor med spildevand fra punktkilder (uden spildevand fra spredt bebyggelse, der indregnes som diffus kilde) er således faldet fra omkring 4.900 tons fosfor i 1990 til et niveau på 500-900 tons fosfor de seneste 5 år. Spildevandsudledningerne af fosfor fra punktkilder udgjorde i 2019 ca. 660 tons og blev dermed ca. 25% højere end i 2018. Spildevandsandelen af total-P tilførslen er således ca. 32%. Det skal bemærkes, at allerede i 1980'erne blev der på foranledning af krav fra de daværende amter reduceret kraftigt i ud-

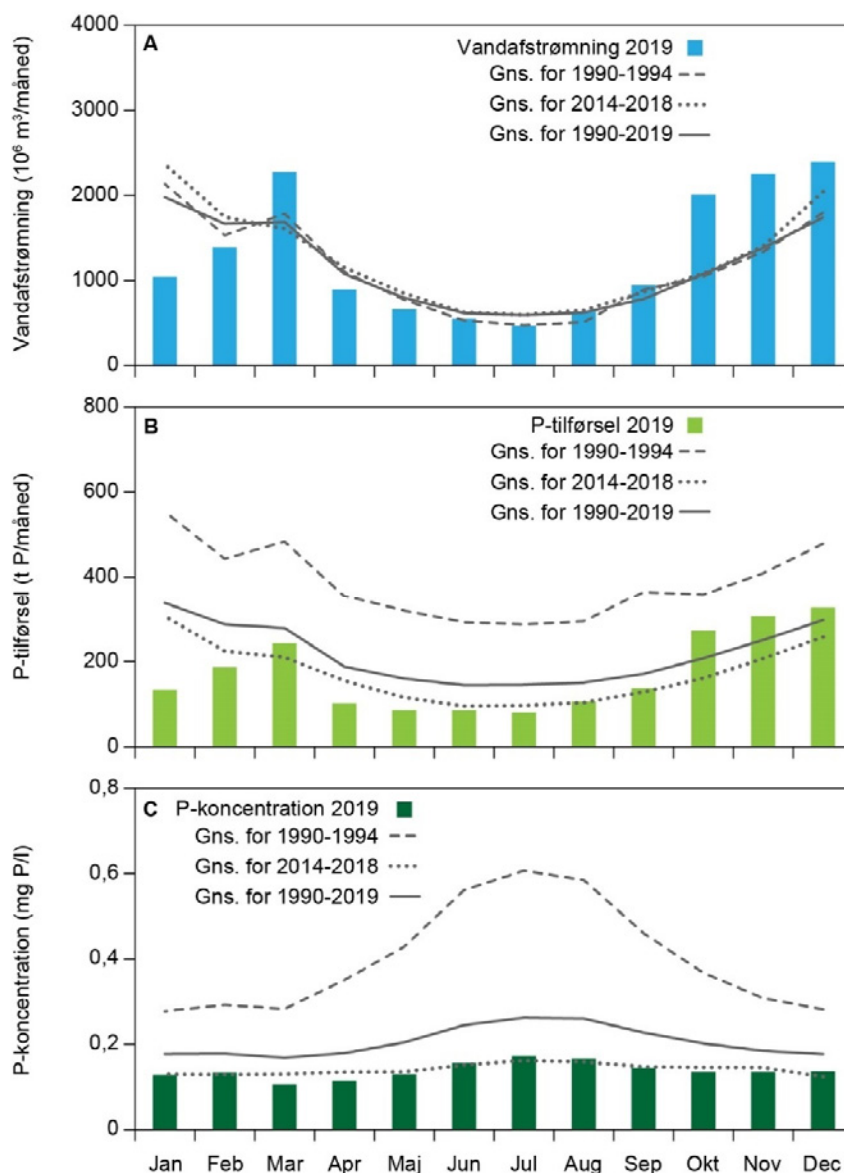
ledningerne af fosforholdigt spildevand til visse vandområder. Spildevandstilledningerne med fosfor til fx Limfjorden og Randers fjord blev således halveret i perioden forud for 1990 (jf. upublicerede oplysninger fra Naturstyrelsen). Fosfortilførslerne fra diffuse kilder (dyrkede og udyrkede arealer samt spildevand fra spredt bebyggelse) har derved fået relativt større betydning. De varierer nu – ligesom kvælstof - fra år til år primært med variationerne i den årlige vandafstrømning (Figur 6.1, A).

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 6.1, C). Efter det markante fald frem til slutningen af 1990'erne ses et nær konstant niveau de følgende år.

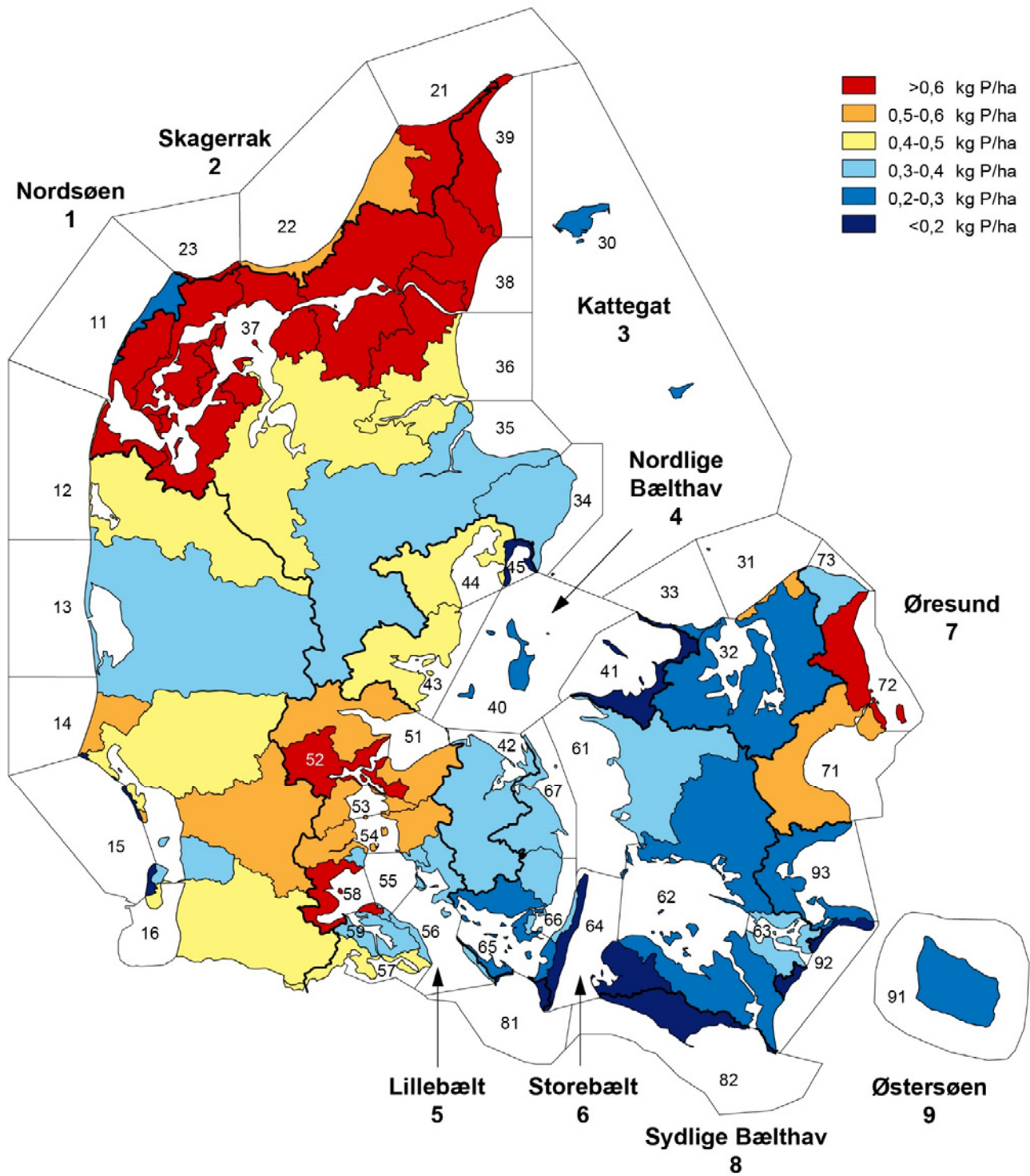
6.3 Sæsonvariation i vandafstrømning og fosfortilførsel

Hen over året 2019 var fosfortilførslerne i alle måneder markant lavere end gennemsnittet for årene 1990-1994 og også lavere end gennemsnittet for perioden 1990-2019, undtagen årets sidste tre måneder. I forhold til gennemsnittet for de foregående 5 år 2014-2018 er fosfortilførslen i 2019 lavere i januar og april, højere i marts, oktober, november og december. I de resterende måneder er 2019 niveauet lidt lavere eller på niveau med tilførslerne de foregående 5 år (Figur 6.2, B). Variationen i fosfortilførslerne fulgte som i tidligere år variationen i ferskvandsafstrømningen. De relativt høje fosfortilførsler i efterårs- og vintermånedene forklares således af den store vandafstrømning i disse måneder (Figur 6.2, A). For 2019 er det specielt, at fosfortilførslen er forholdsvis høj i årets sidste 3 måneder, hvilket primært skyldes den usædvanligt høje nedbørsmængde i disse måneder. Fosforkoncentrationerne i det afstrømmende vand fra land varierede hen over året 2019, men var på grund af de reducerede spildevandsudledninger – i alle måneder - markant mindre end gennemsnittet for perioden siden 1990-2019 (Figur 6.2, C). Fosforkoncentrationen ligger for alle årets måneder forholdsvis tæt på gennemsnitskoncentrationen for de sidste 5 år (2014-2018), dog lidt under i marts og april. Generelt er fosforkoncentrationerne størst i sommermånedene, fordi ferskvandsafstrømningen her er mindst (Figur 6.2, A), hvorved det udledte spildevand ikke fortyndes så meget som i øvrige måneder. Dette fænomen er dog mindre tydeligt nu end tidligere, hvor spildevandstilførslen bidrog relativt mere til den samlede koncentration (Figur 6.2, C).

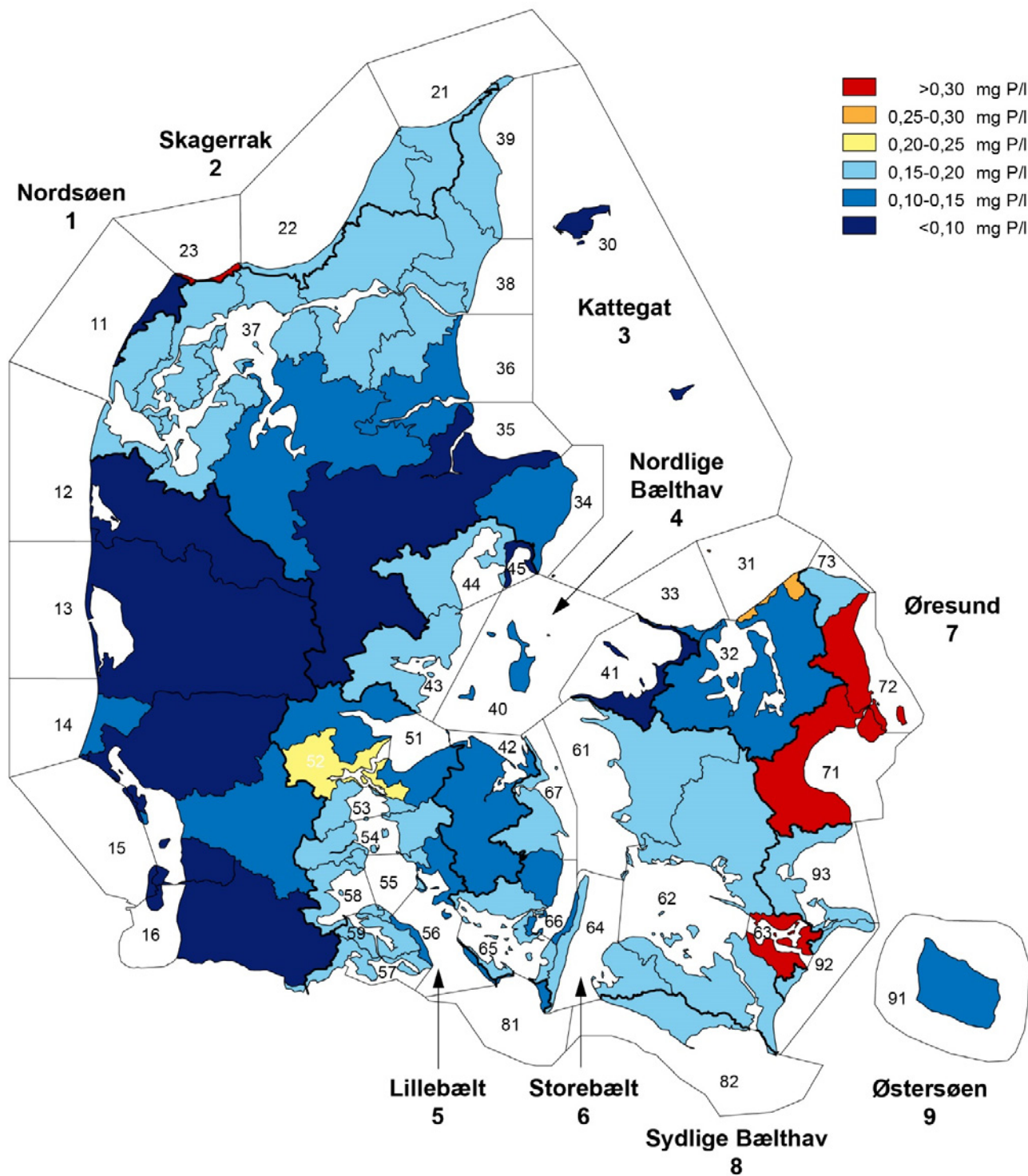
Figur 6.2. Månedsvise vandafstrømning (A), fosfortilførsel (B) og vandføringsvægtet fosforkoncentration (C) i det afstrømmende vand til havet omkring Danmark i 2019 og som gennemsnit for 1990-2019, 2014-2018 og 1990-1994.



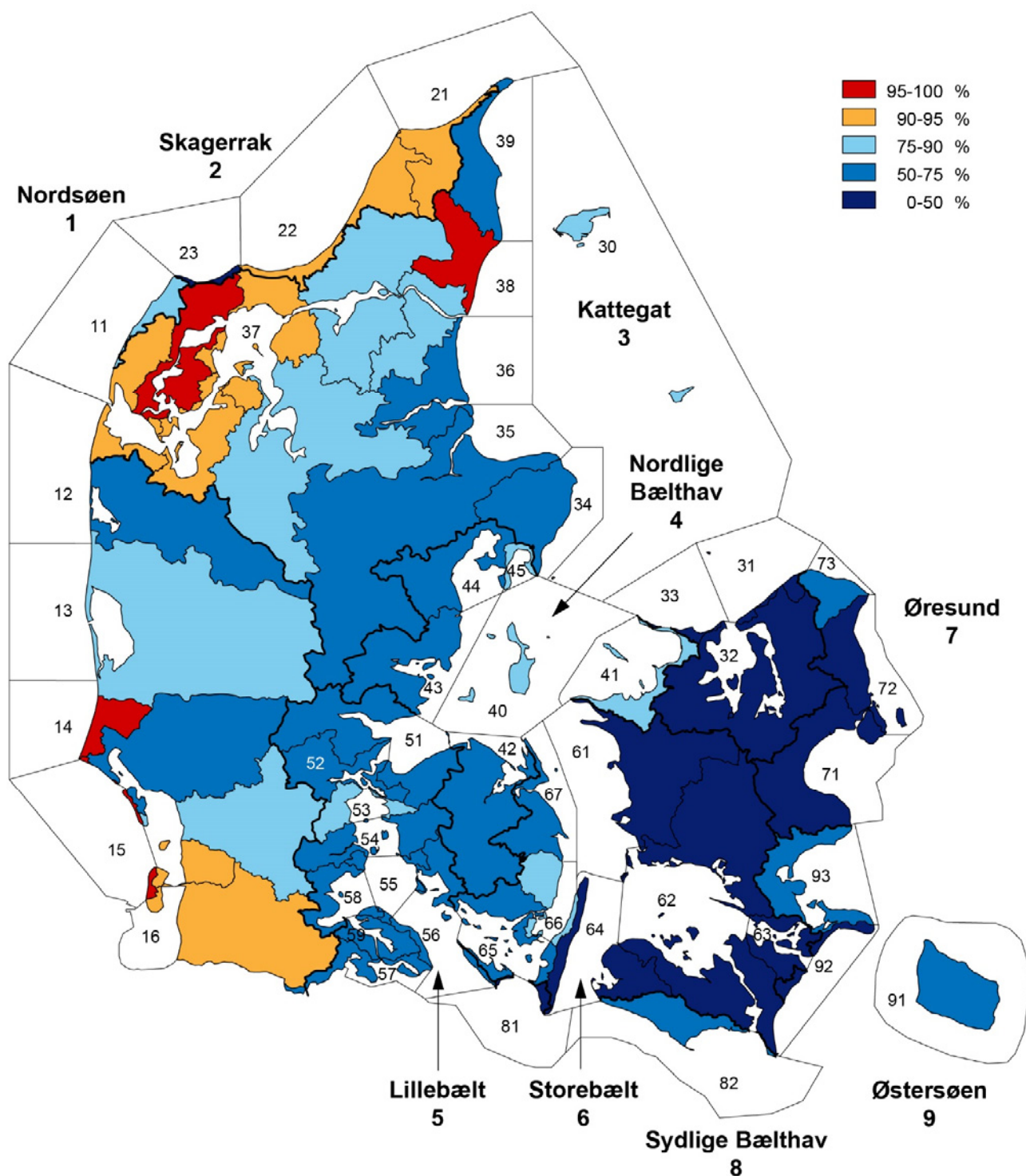
Den regionale tilførsel til kystområderne varierede betragteligt i 2019 (Figur 6.3). Størst var oplandstabet (målt som kg P/ha) i de enkelte oplande til Lillebælt, Øresund samt for store dele af det nordlige Jylland, hvor tabet generelt var større end 0,6 kg P/ha. Den vandføringsvægtede koncentration af total-fosfor var i store dele af Midt- og Sydjylland <0,1 mg/l og i størstedelen af det øvrige Jylland, Fyn, Sjælland og Lolland Falster på mellem 0,1 og 0,2 mg P/l. Koncentrationen var generelt højere i oplandet til Øresund, Køge bugt, Storstrømmen og den nordlige del af Lillebælt (Figur 6.4). De diffuse fosforkilders betydning var generelt størst i hhv. det nordlige og sydlige Jylland. De diffuse kilder betyder mindst på Sjælland og Lolland - Falster (Figur 6.5).



Figur 6.3. Areal specifikt tab af total-fosfor fra oplandene til marine kystafsnit i 2019



Figur 6.4. Vandføringsvægtet total-fosforkoncentration i vand afstrømmende til marine kyststafsni i 2019



Figur 6.5. Diffus (samlet fosfortilførsel minus fosfor fra punktkilder) andel af den totale fosfortilførsel til kystområderne i 2019

6.4 Udvikling i fosfortilførslen til havet 1990 – 2019

Der har i perioden 1990-2019 været et statistisk signifikant fald i den samlede tilførsel af total-fosfor fra land til havet omkring Danmark (Figur 6.1 og Tabel 6.1). Signifikansen af tidsserier er testet ved anvendelse af Mann-Kendalls trend-test samt "brocken-stick"-modeller (Carstensen & Larsen, 2006). For Total P er der defineret et knæpunkt mellem 1994 og 1995, og to lineære modeller er estimeret, og det totale fald er beregnet ved formlen:

$$100 \cdot \frac{\hat{x}_{2019} - \hat{x}_{1990}}{\hat{x}_{1990}},$$

hvor \hat{x}_{1990} er den estimerede værdi for året 1990, og tilsvarende er \hat{x}_{2019} den estimerede værdi for 2019. Estimerer er beregnet ud fra de to lineære modellens matematiske formler. Konfidensintervaller på det samlede fald er beregnet ved anvendelse af standard error på estimererne for årene 1990 og 2019. Faldet er estimeret til omkring 69%, varierende mellem 16% til Limfjorden og 89% fald i tilledningen til Øresund.

Reduktionen i tilførslen til havet med fosfor kan – som allerede fremhævet – forklares ved de reducerede udledninger af fosfor med spildevand. For tilførslerne fra diffuse kilder kan der derimod ikke på landsplan påvises en statistisk sikker udvikling over tid. De signifikante fald i fosforkoncentrationer, der kan påvises i 16 ud af 30 dyrkede type-vandløb uden udledninger fra egentlige punktkilder (jf. kapitel 4), afspejles således ikke i landstallene.

Tabel 6.1. Mann-Kendall trend-test af udviklingen i den samlede tilførsel af fosfor til kystområderne for perioden 1990–2019. 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	Samlede tilførsel
	% ændring
Nordsøen	-54
Skagerrak	-75
Kattegat	-64
Nordlige Bælthav	-68
Lillebælt	-70
Storebælt	-68
Øresund	-89
Sydlig Bælthav	-66
Østersøen	-77
Limfjorden	-16
Isefjorden/Roskilde fjord	-77
Danmark	-69 (-73; -64)

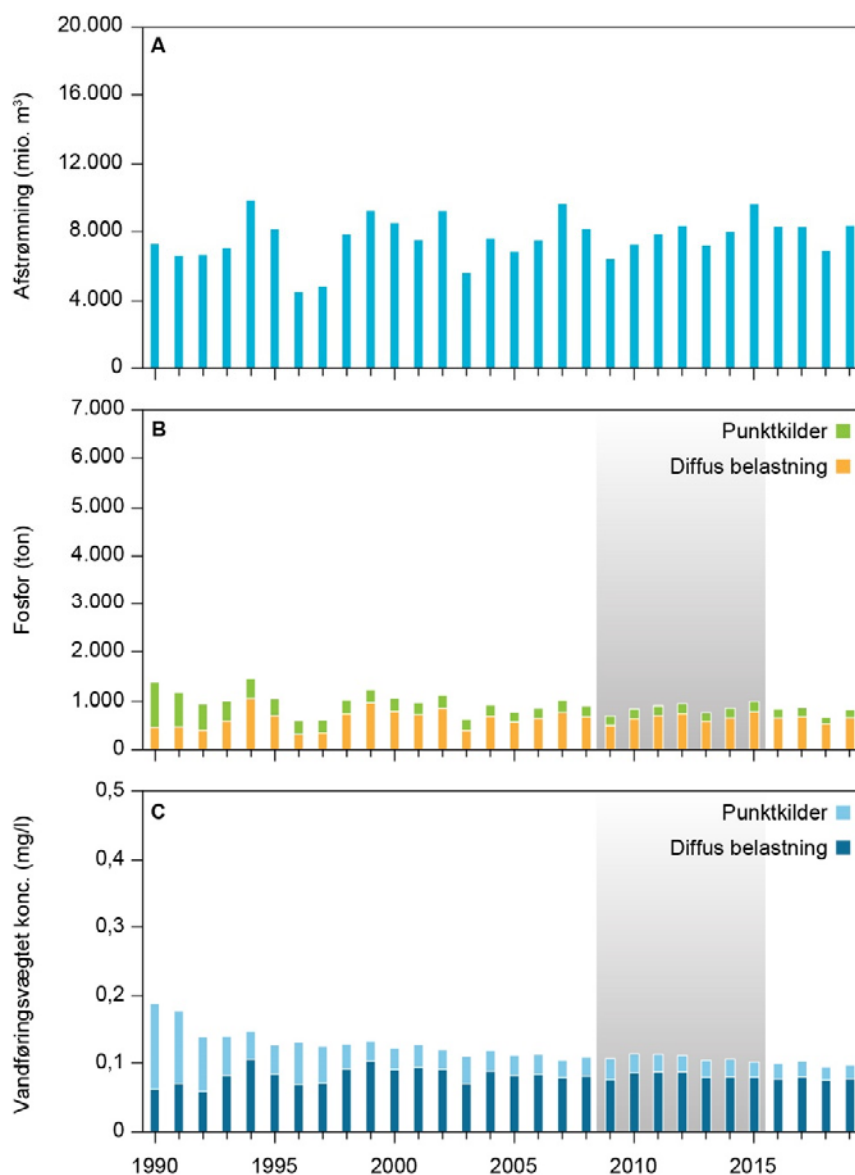
6.5 Fosfortilførsel fra målt opland

I dette afsnit er fosfortransporten opgjort for det målte opland, altså den del af Danmark, som er placeret opstrøms målestationer, som har været i drift med TN- og TP-målinger igennem hele perioden 1990-2019. Det er tilfældet for 100 stationer, som dækker ca. 47% af landets areal (20.140 km²).

Vandafstrømningen for det målte opland (100 stationer) er for 2019 opgjort til 417 mm, hvilket er 21% højere end i 2018 (344 mm) og 10% højere end gennemsnittet for perioden 1990-2018 på 380 mm (Figur 6.6, A). Den relative forskel mellem 2018 og 2019 er således næsten den samme som for hele landet (23%). Vandafstrømningen (mm) for det målte opland er altså opgjort til at være noget højere end for hele landet, hvor afstrømningen er opgjort til 361 mm i 2019.

Fosfortilførselen fra det målte opland var i 2019 ca. 820 ton, hvilket er en stigning på ca. 24% i forhold til fosfortilførslen i 2018 (Figur 6.6, B). Fosfortilførselen, som stammer fra punktkilder, er opgjort til 170 ton P, svarende til 21% af den samlede tilførsel. Denne andel har været faldende igennem perioden siden 1990, hvor gennemsnittet for 1990-1994 var ca. 50% mod et gennemsnit på ca. 23% for de foregående 5 år (2014-2018). Opgørelsen indregner ikke retention i overfladevandssystemet imellem punktkildeudledningsstedet og målestationen, hvorfor punktkilde andelen er overestimeret.

Figur 6.6. Udvikling i ferskvandsafstrømning (A), fosfortilførsel (B) og vandføringsvægtet fosforkoncentration (C) i det afstrømmende vand fra det målte opland, 1990-2019. Fosfortilførslen er fordelt på diffuse kilder (inkl. spildevand fra spredt bebyggelse) og spildevand fra punktkilder. Der er i den beregnede kildeopsplitning ikke indregnet retention af fosfor udledt med spildevand til ferskvand. Perioden 2009 til 2015 er markeret med grå baggrund, da TP-analyser for denne periode er udført med en forkert metode, der muligvis underestimerer fosforkoncentrationen (se afsnit 1.3.2).



Den vandføringsvægtede fosforkoncentration for det målte opland er for 2019 opgjort til 0,098 mg P/l, hvilket er ca. 2% højere end de 0,096 mg P/l i 2018 (Figur 6.6, C). Middel fosforkoncentrationen 1990 til 1994 var 0,159 mg P/l, mens gennemsnittet for de sidste fem (2014-2018) år er 0,100 mg P/l.

Ved sammenligning mellem Figur 6.1 og Figur 6.6 ses det, at den overordnede udvikling på det målte opland og hele landet er næsten ens.

6.6 Sammenfatning af resultaterne

- Den samlede fosfortilførsel fra land til kystvandene i 2019 er beregnet til ca. 2.100 tons P/år. Heraf udgør fosfor udledt med spildevand fra punktkilder ca. 660 tons P/år. Beregningerne dette år er baseret på målinger fra 209 aktive (i 2019) kystnære målestationer i vandløb og en model for det resterende umålte opland
- Den vandføringsvægtede TP-koncentration for hele landet var i 2019 0,13 mg P/l
- Den vandføringsvægtede TP-koncentration for 100 målestationer med fuld måletidsserie var i 2019 0,098 mg P/l
- Fosfortilførslerne fra land til havet er siden 1990 reduceret med omkring 69% (vurderet ud fra udviklingen i vandføringsvægtede koncentrationer)
- De diffuse kilders andel af den samlede fosfortilførsel til kystvandene var i 2019 omkring 68%
- Punktkildernes andel af den samlede fosfortilførsel til kystvandene var i 2019 omkring 32%

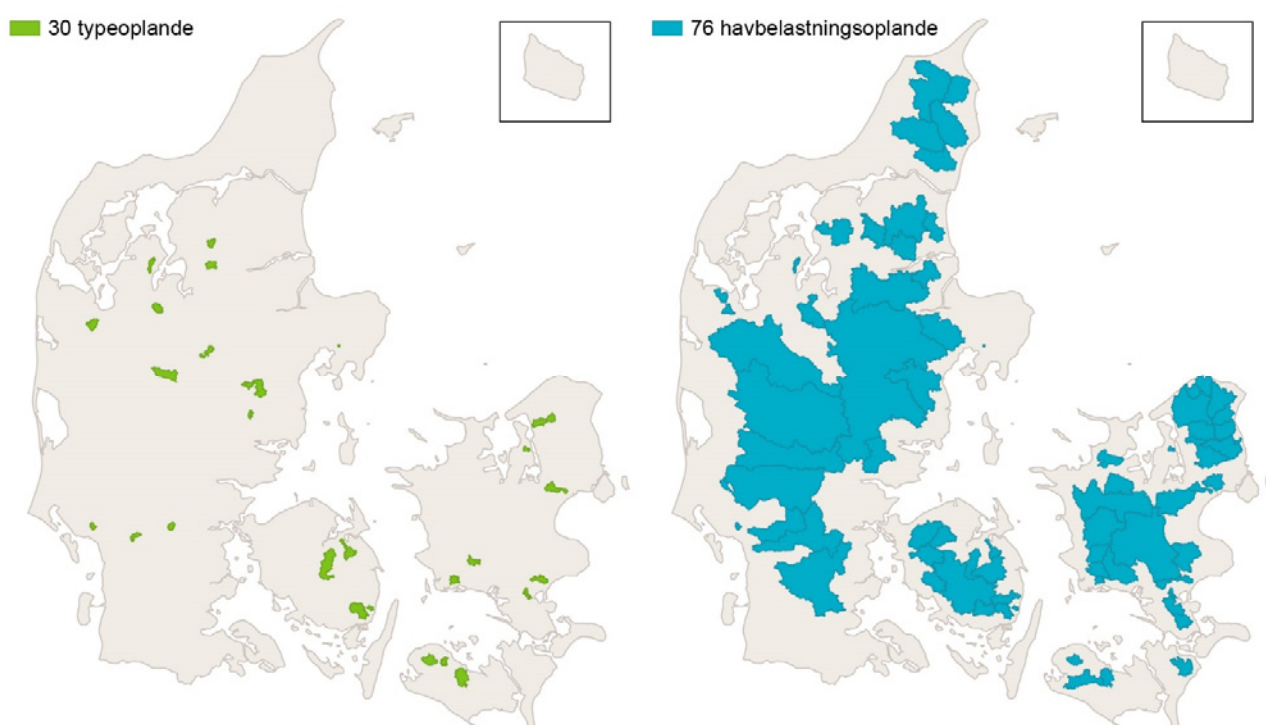
7 Nitrat-N-koncentrationer og -transport på målestationer

Henrik Tornbjerg, Hans Thodsen, Gitte Blicher-Mathiesen

7.1 Introduktion

Nitrat-N-analyserne er i modsætning til TN-analyserne ikke analyseret med en forkert metode (jf. afsnit 1.4.2). Derfor er det interessant at se på udviklingen i nitrat-N og sammenligne med udviklingen i TN. Det er desuden interessant at sammenstille nitrat-N-data med TN-data.

Udviklingen i nitrat-N-koncentrationen og -transporten i perioden 1990 til 2019 er belyst i dette kapitel. Udviklingen kan beskrives for 30 typeoplande (>60% dyrkning) og 76 havbelastningsstationer med månedlig måletidsserie for hele perioden. Havbelastningsstationerne dækker ca. 38% af landet, svarende til et samlet målt areal på 16.345 km², og har en gennemsnitlig dyrkningsgrad på 55 %, hvilket stort set svarer til dyrkningsgraden for hele landet, der er på ca. 60%. Det målte areal er vist i Figur 7.1.



Figur 7.1. Placering af de 30 typeoplande (tv) og 76 havbelastningsoplande (th), der i dette kapitel anvendes til at opgøre nitrat-N-transport.

Der findes færre kystnære målestationer med en fuld måletidsserie for nitrat-N end for TN, hvorfor der indgår færre stationer i dette afsnit end i afsnittet 5.5 om det målte opland.

Der foreligger ikke metoder til at estimere nitrat-N-værdier for målestationer med manglende måledata for en del af måleperioden eller for umålt opland, hvorfor der ikke kan beregnes en nitrat-N tilførsel for hele landet, som det er gjort for TN i kapitel 6.

Nitrat-N udgør for de fleste danske vandløb en forholdsvis stabil og høj andel af TN, hvorfor nitrat-N kan bruges som verifikation af TN-udviklingen på målestationer (Blicher-Mathiesen, 2017). Vurderinger af status og udvikling i koncentrationen og transporten af nitrat-N er således et supplement til de tilsvarende vurderinger af TN. Nitrat-N's andel af TN opgjort årligt for den samlede transport på de 77 målestationer varierede mellem 78% og 87% for perioden 1990 til 2017 (Blicher-Mathiesen, 2017). Der er en tendens til, at de højeste værdier findes i den første del af perioden. Således findes de 3 værdier over 85% alle i perioden 1990 – 1993. Dermed kan der ved samme TN-transport to forskellige år være ca. 10% variation i nitrat-N-transporten. For 31 typeoplande (>60% dyrkning) med fuldstændig tidsserie varierede nitrat-N's andel af TN mellem 82% og 91% for perioden 1990 til 2017. For typeoplande ses også høje værdier for den tidlige del af perioden (Blicher-Mathiesen, 2017).

7.2 Nitrattransport og -koncentration for 76 havbelastningsoplande i 2019

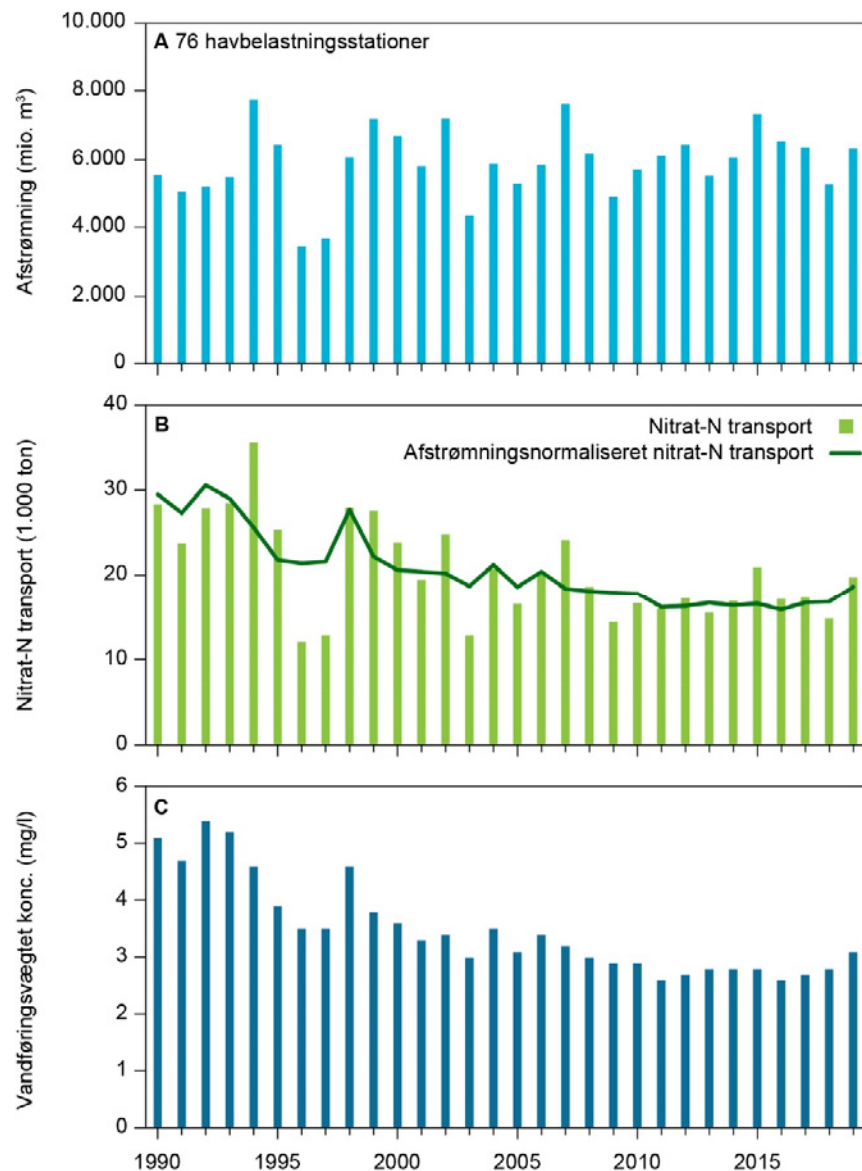
Der er fra 2018 til 2019 forsvundet en målestation med fuld måletidsserie siden 1990, da vandafstrømningen ikke har kunnet opgøres for stationen i 2019.

Den aktuelle nitrat-N-transport for havbelastningsoplandene viser en stor år til år variation, som det også ses for vandafstrømningen (Figur 7.2) og for TN-transporten (Figur 6.6). I perioden 2010-2017 varierer den aktuelle nitrat N-transport mellem 15.600 og 21.000 tons N, i 2018 var transporten 14.900 tons N og i 2019 19.800 tons N. Vandafstrømningen på de 76 stationer var i 2019 388 mm, svarende til 7% over middel i forhold til måleperioden 1990 til 2018 (362 mm).

Den afstrømningsnormaliserede nitrat-N-transport varierede i perioden 2010 - 2017 mellem 15.900 til 17.800 tons. I 2018 var den 16.800 tons og i 2019 18.6000 tons nitrat-N.

Den vandføringsvægtede nitrat-N koncentration varierede i perioden mellem 2010 til 2017 mellem 2,6 og 2,9 mg nitrat-N/l. I 2018 var den 2,8 mg nitrat-N/l og i 2019 3,1 mg nitrat-N/l (Figur 7.2). Der ses et markant fald i den vandføringsvægtede nitrat koncentration fra omkring 5 mg nitrat-N/l i begyndelsen af 1990'erne, til under 3 mg nitrat-N/l i de seneste år (bortset fra 2019).

Figur 7.2. Havbelastningsoplandenes udvikling i ferskvandsafstrømning som sum af 76 oplande (A), beregnet årlig sum for nitrat-N transport (lysegrønne søjler) og afstrømningsnormaliseret nitrat N-transport (grøn linje) ved de 76 stationer (B) samt gennemsnitlig vandføringsvægtet nitrat-N koncentration (C) opgjort for kalenderår i perioden 1990-2019. Kort med geografiske placering af de 76 havbelastningsoplande Figur 7.1.



7.3 Nitrattransport og -koncentration for 30 landbrugsdominerede typeoplande

Med typeoplande menes dyrkningsdominerede, små oplande, der overvåges for bl.a. nitrat- og TN-transport igennem NOVANA. Oplandene er valgt, så der ikke forekommer spildevandsudledning fra større punktkilder. Vandløbene ligger øverst i vandløbssystemerne og er derfor minimalt påvirkede af omdannelse af nitrat til organisk kvælstof, der sker i ferskvandssystemet, og som er særligt stor i oplande med store søer som fx i Gudenå-systemet. En respons på ændring i dyrkningspraksis, herunder ændret gødskning, vil forholdsvis hurtigt kunne måles i disse små og stærkt dyrkningspåvirkede vandløb. Mange af disse små vandløb er dog også meget dynamiske, og den tidlige variation i vandafstrømning, nitrat-koncentration og -transport er relateret til variationer i klimaet. Først og fremmest variationer i nedbøren.

De nationale data for dyrkningsdominerede typeoplande omfatter årlige målinger af TN på 44 målestationer i perioden 1990-2018, hvor der er målt i alle år. På 30 af disse stationer findes desuden en fuld tidsserie, hvor der hvert år (siden

1990) også er målt nitrat. Her præsenteres derfor nitratmålinger for disse 30 typeoplande. Der er i 2019 én station færre med fuld tidsserie end der var i 2018. De anvendte typeoplande er forholdsvis små 0,6 - 65 km² og ligger spredt over det meste af landet, dog indgår der ikke typeoplande i Nordjylland og i Sønderjylland eller på Bornholm på grund af manglende stationer med fuld tidsserie af årlige nitratmålinger i perioden siden 1990 (Figur 7.1). De 30 typeoplande dækker et samlet areal på 540 km² og har en gennemsnitlig dyrkningsandel på 66 % af oplandsarealet (Blicher-Mathiesen, 2017).

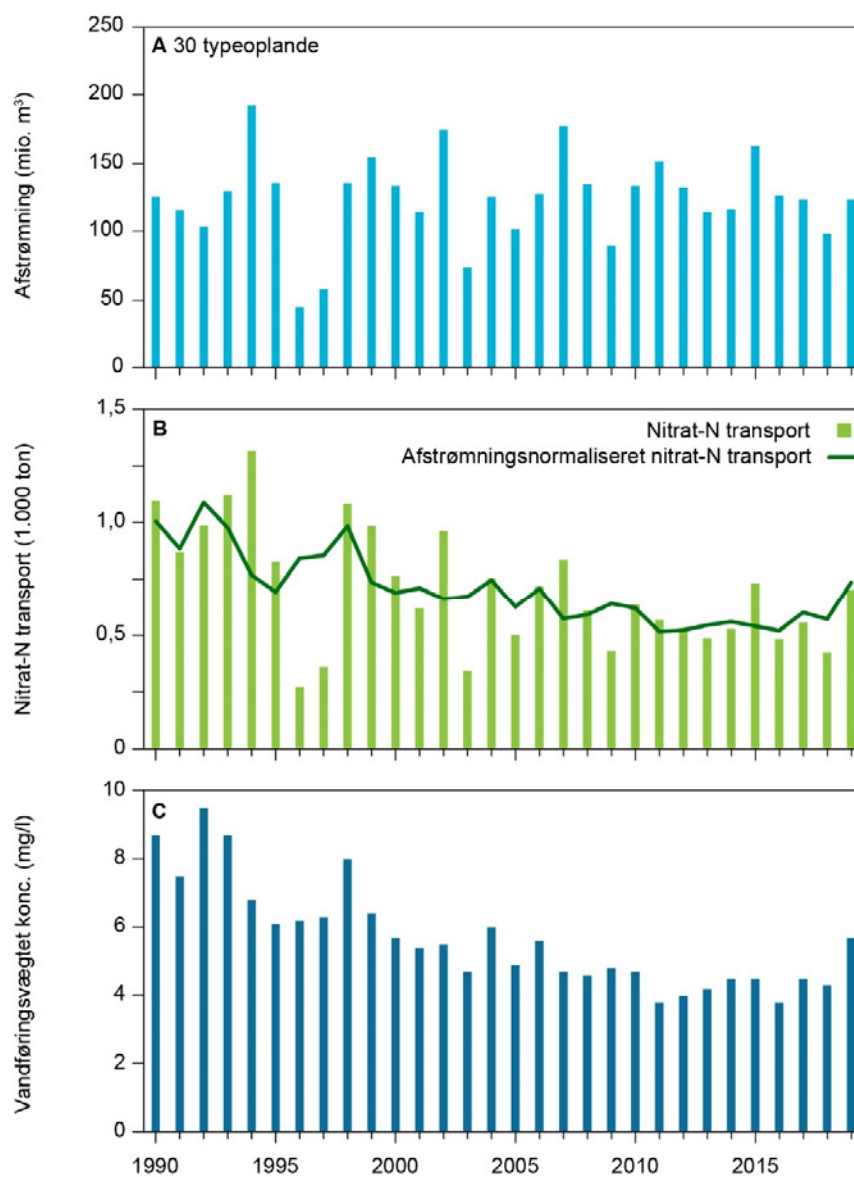
Den aktuelle nitrat-N-transport for de 30 typeoplande viser stor år til år variation, som det også ses for vandafstrømningen (Figur 7.3). Den aktuelle nitrat-N-transport varierer i perioden 2010-2017 imellem 490 og 730 tons nitrat-N. I 2018 er nitrat-N transporten på 430 tons nitrat-N og i 2019 700 tons nitrat-N. Vandafstrømningen for 2019 var 229 mm, svarende til 1%, under middel for måleperioden 1990 - 2018 (231 mm). Den forholdsvis lave vandafstrømning i forhold til landsafstrømningen skyldes, at hovedvægten af arealet i de 30 typeoplande er lokaliseret i Østdanmark, hvor afstrømningen er lavere end landsgennemsnittet. At afstrømningen fra de 30 typeoplande i 2019 er marginalt mindre end i 2018 trods en markant højere landsafstrømning i 2019, skyldes ligeledes placeringen i Østdanmark, hvor afstrømningen mange steder er lavere end midlet for 1990-2018, mens det for landet som helhed er større.

Den afstrømningsnormaliserede nitrat-N-transport udgjorde i perioden 2010 - 2017 mellem 520 og 620 tons nitrat-N. I 2018 er den afstrømningsnormaliserede nitrat N-transport 570 tons nitrat-N og 730 tons nitrat-N i 2019. Den afstrømningsnormaliserede nitrat-N transport er opgjort som en sum for alle typeoplande.

Den vandføringsvægtede nitrat-N-koncentration varierer i perioden 2010 - 2017 imellem 3,8 mg nitrat-N/l og 4,7 mg nitrat-N/l. I 2018 er koncentrationen 4,3 mg nitrat-N/l og i 2019 5,7 mg nitrat-N/l. Der ses et markant fald i den vandføringsvægtede nitrat-N-koncentration fra omkring 8 mg nitrat-N/l i begyndelsen af 1990'erne til omkring 4 mg nitrat-N/l i de seneste år, dog med en højere værdi i 2019.

Fælles for udviklingen i den afstrømningsnormaliserede nitrat-N-transport for både de 30 landbrugsdominerede typeoplande og de 76 havbelastningsoplande er et fald fra 2010 til 2011, et stabilt niveau i perioden 2011-2016 og et lidt højere niveau i 2017 -2018 og en højere værdi i 2019.

Figur 7.3. Udvikling i vandafstrømning fra typeoplandene, sum for de 30 oplande (A), beregnet årlig sum for nitrat N-transport (lysegrønne søjler) og afstrømningsnormaliseret nitrat N-transport (grøn linje) (B) samt gennemsnitlig vandføringsvægtet nitrat N-koncentration (C). Data er opgjort for kalenderår i perioden 1990-2019. Kort med den geografiske placering af typeoplandene Figur 7.1.



8 Kvælstoffraktioner i vandløb

Jonas Rolighed, Helle Holm, Hans Thodsen

8.1 Vandføringsvægtede koncentrationer af kvælstoffraktioner i vandløbene 2016-2019

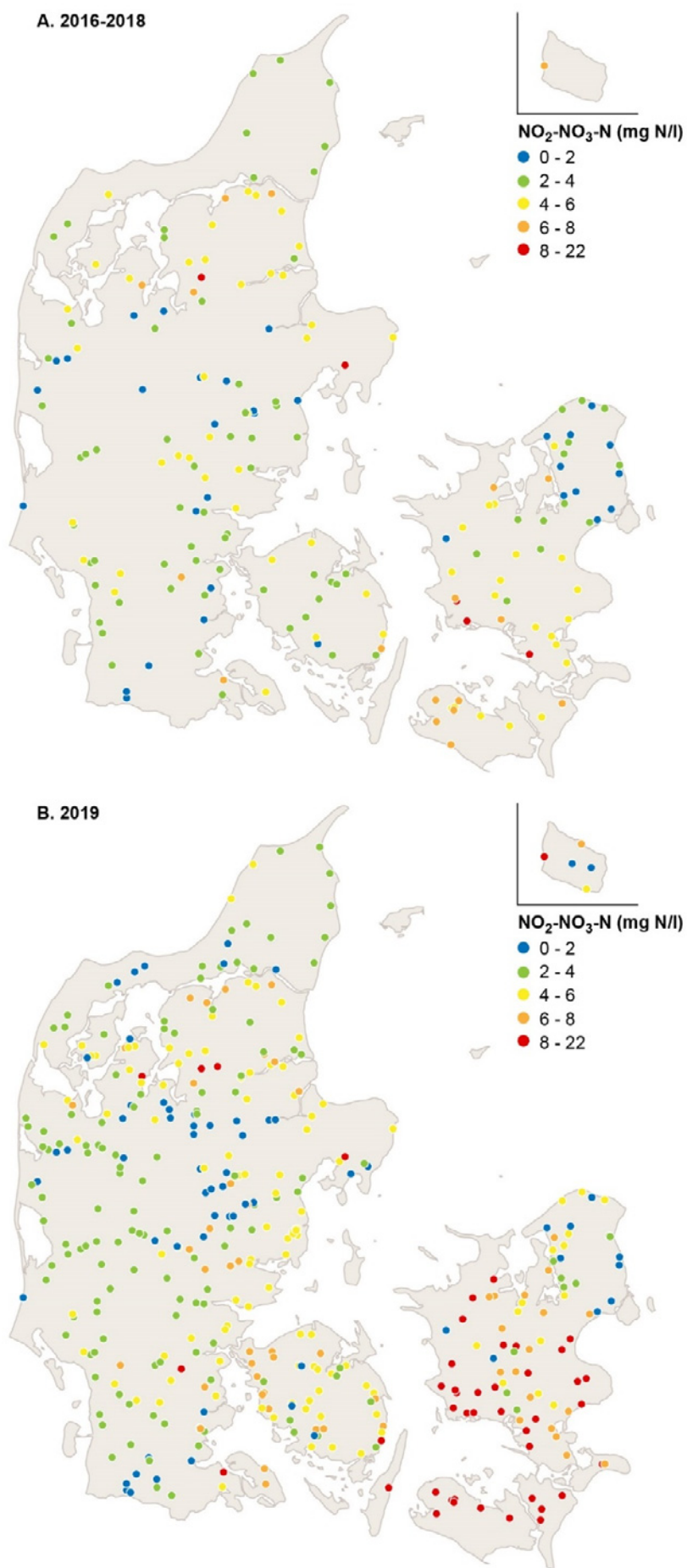
For at belyse den tidlige udvikling og variation i de målte kvælstoffraktioner total kvælstof (TN), nitrit-nitrat-N (NO₂-NO₃-N) og ammonium-ammoniak-N (NH₃-NH₄-N) samt organisk N (Org-N) er der lavet en sammenstilling af de vandføringsvægtede koncentrationer af de forskellige kvælstoffraktioner som et gennemsnit for perioden 2016-2018, begge år inklusive, samt for det aktuelle år, 2019. Den organiske fraktion er beregnet som Org-N = TN - NH₃-NH₄-N (opløst) - NO₂-NO₃-N (opløst).

For NO₂-NO₃-N er der 406 stationer i 2019 og 188 stationer i perioden 2016-2018 med i opgørelsen. For NH₃-NH₄-N er der 400 stationer i 2019 og 188 i perioden 2016-2018, mens der for Org-N er 399 stationer i 2019 og 188 i perioden 2016-2018.

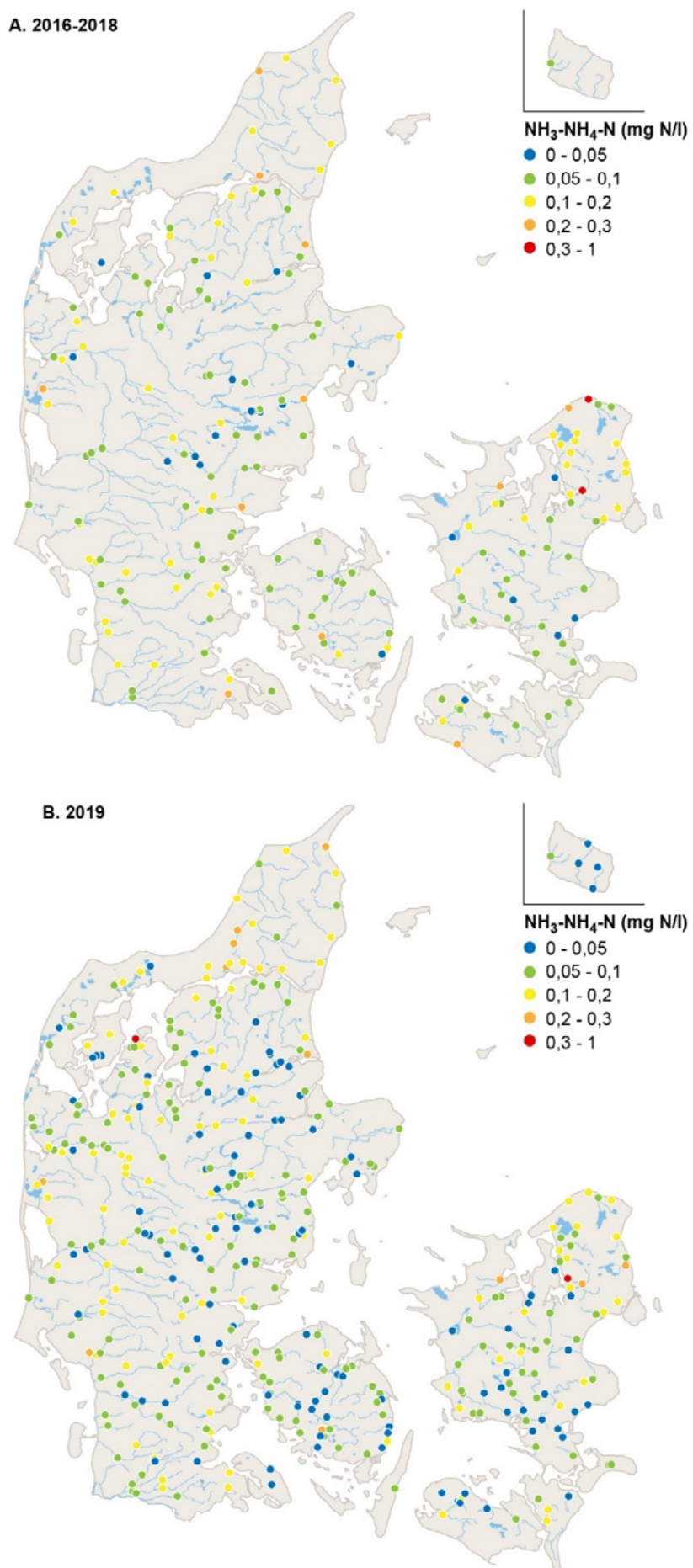
NO₂-NO₃-N udgør den største andel af de målte kvælstoffraktioner i vandløbene med 78 % i gennemsnit for perioden 2016-2019 (Figur 8.4). Den vandføringsvægtede gennemsnitskoncentration for NO₂-NO₃-N er 3,9 mg-N/l i 2016-2018 og 5,2 mg-N/l i 2019 beregnet for stationer med data for begge perioder (Figur 8.1A). Den vandføringsvægtede gennemsnitskoncentration for alle stationer i 2019 er 4,7 mg-N/l. Den højere koncentration i 2019 ses især på Sydsjælland og Lolland-Falster (Figur 8.1B).

NH₃-NH₄-N -fraktionen er den mindste kvælstoffraktion og udgør kun en lille del af den totale kvælstofmængde målt i vandløb (Figur 8.4). For perioden 2016-2019 udgør NH₃-NH₄-N årligt 2 % i gennemsnit. For perioden 2016-2018 er den vandføringsvægtede gennemsnitskoncentration af NH₃-NH₄-N 0,10 mg-N/l, mens den er 0,08 mg-N/l i 2019 (Figur 8.2).

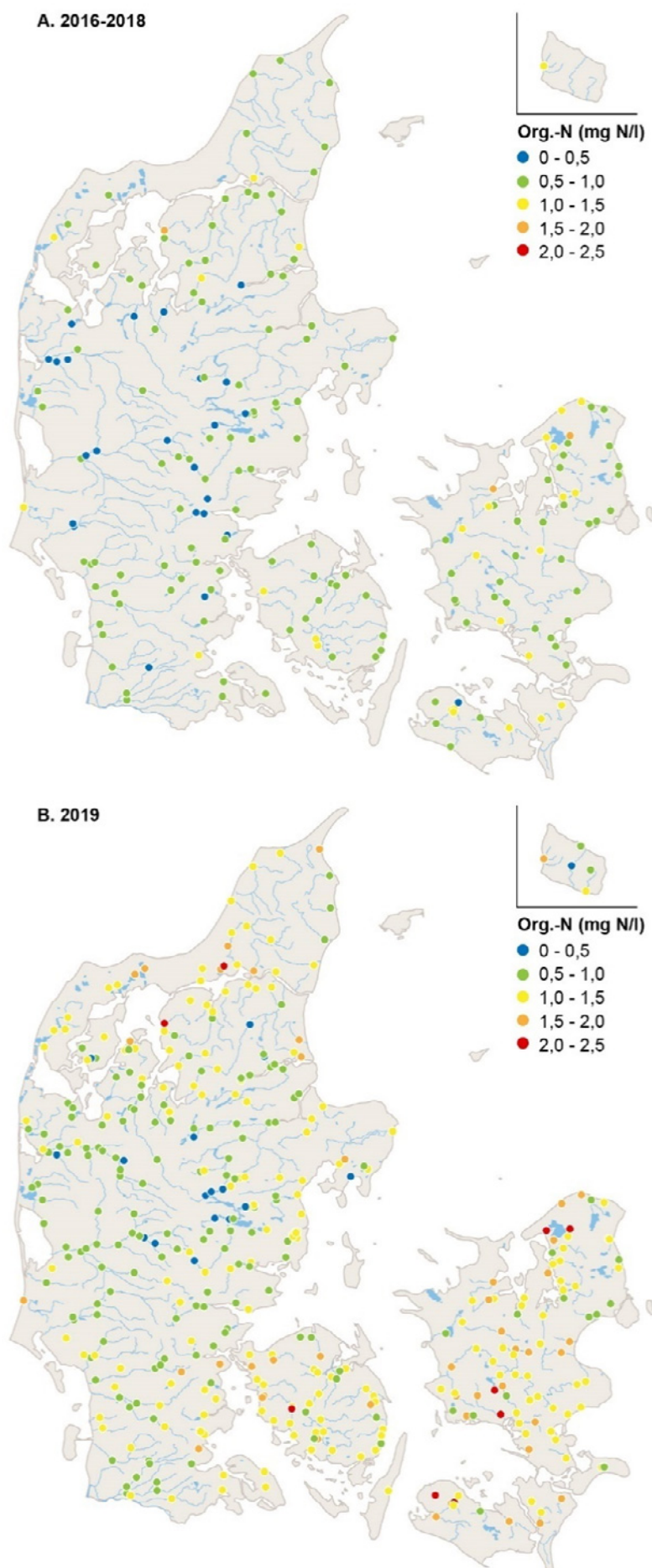
Figur 8.1. A. Vandføringsvægtede årsgennemsnit for NO₂-NO₃-N koncentration i vandløb i 2016-2018 (188 stationer). B. Vandføringsvægtede årsgennemsnit for NO₂-NO₃-N koncentration i vandløb i 2019 (406 stationer).



Figur 8.2. A. Vandføringsvægtede årsgennemsnit for $\text{NH}_3\text{-NH}_4\text{-N}$ koncentration i vandløb i 2016-2018 (188 stationer). B. Vandføringsvægtede årsgennemsnit for $\text{NH}_3\text{-NH}_4\text{-N}$ koncentration i vandløb i 2019 (400 stationer).

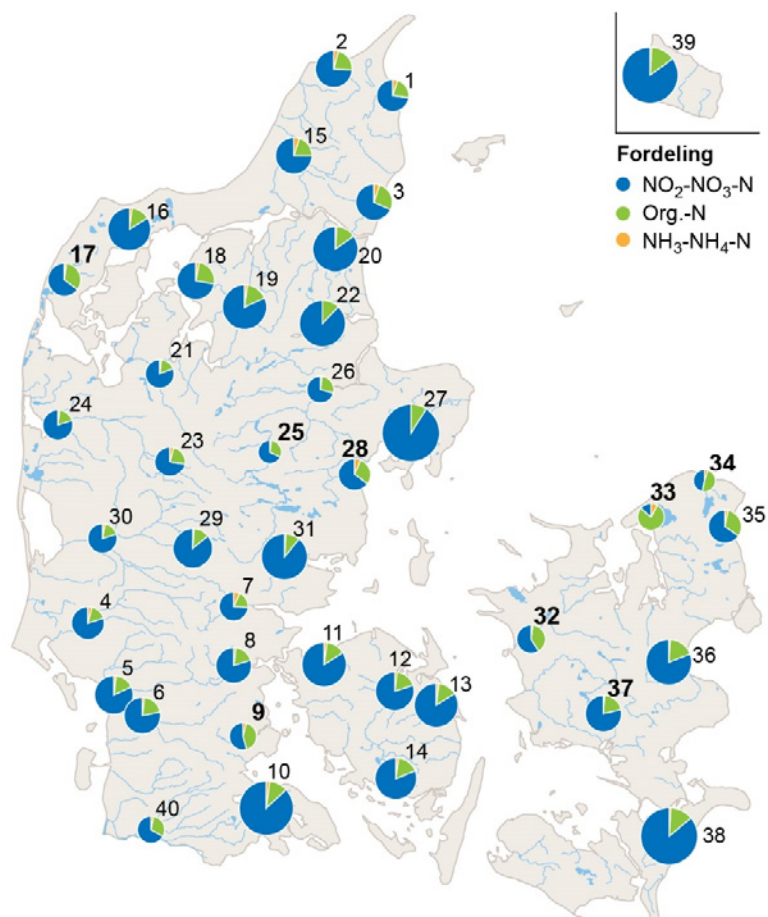


Figur 8.3. A. Vandføringsvægtede årsgennemsnit for organisk N koncentration i vandløb i 2016-2018 (188 stationer). B. Vandføringsvægtede årsgennemsnit for organisk N koncentration i vandløb i 2019 (399 stationer).



Organisk kvælstof tabes kun i mindre omfang til vandløbene, men kan dog udgøre en væsentlig del af den total kvælstofkoncentration, især umiddelbart nedstrøms søer (Figur 8.4 og Tabel 8.1). Organisk kvælstof udgør for perioden 2016-2019 i gennemsnit 20 % af den totale kvælstofkoncentration. Koncentrationen af organisk kvælstof er ligesom nitrit-nitrat-delen højere i 2019 end i perioden 2016-2018 og især på Sydsjælland og Lolland-Falster. I 2016-2018 er den gennemsnitlige koncentration af organisk kvælstof på 0,8 mg-N/l, og for 2019 er gennemsnittet på 1,2 mg-N/l (Figur 8.3).

Figur 8.4. Kvælstoffraktioner på udvalgte vandløbsstationer. Gennemsnitlig andel af NO₂-NO₃-N, NH₃-NH₄-N og organisk N for perioden 2016-2019. Cirkeldiagrammets størrelse angiver den gennemsnitlige koncentration af total kvælstof. Nummerering henviser til KortID angivet i Tabel 8.1. Fed nummerering angiver stationer umiddelbart nedstrøms sø.



Tabel 8.1. Oversigt over udvalgte vandløbsstationer angivet i Figur 8.4. Gennemsnitlig andel af NO₂-NO₃-N, NH₃-NH₄-N og organisk N samt gennemsnitkoncentration af total kvælstof for perioden 2016-2019.

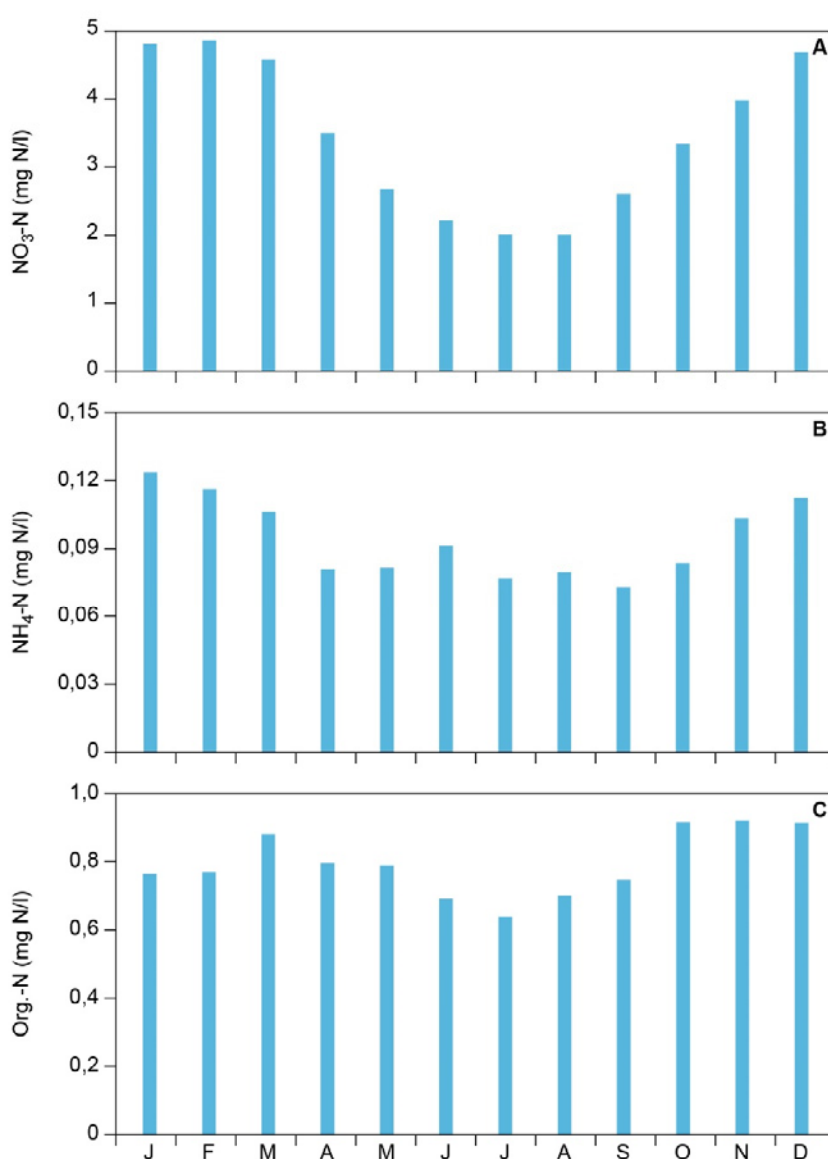
Kort ID	Hoved- vand-op-land	Stations- nummer	Lokalitetnavn	Oplandsareal km ²	Station ligger umiddelbart ned- strøms sø	NO ₂ -NO ₃ - N	Organisk N	NH ₃ -NH ₄ - N	Total Kvælstof (mg-N/l)
1	1.1	2000005	Elling Å	123		73	22	5	3,2
2	1.1	3000002	Uggerby Å	347		74	22	4	4,2
3	1.1	8000001	Gerå	152		69	27	5	4,1
4	1.10	31000027	Varde Å	815		80	16	4	3,3
5	1.10	36000009	Konge Å	427		82	16	2	4,6
6	1.10	38000024	Ribe Å	676		79	20	2	4,1
7	1.11	32000001	Vejle Å	199		74	19	7	2,6
8	1.11	34000019	Kolding Å	268		80	18	2	3,9
9	1.11	37000034	Haderslev Møllestrøm	105	Ja	55	42	4	2,3
10	1.11	41000020	Blå Å - Bovrup Bæk	31		87	11	2	9,0
11	1.12	43000001	Storå	133		85	14	2	6,1
12	1.13	45000002	Odense Å	535		80	18	2	4,6
13	1.14	44000021	Vindinge Å	128		84	14	2	5,9
14	1.15	47000001	Hundstrup Å	58		81	17	2	5,3
15	1.2	6000001	Ry Å	285		75	20	5	4,1
16	1.2	9000001	Storå	96		84	14	2	5,6
17	1.2	11000011	Hvidbjerg Å	236	Ja	64	33	2	3,3
18	1.2	13000010	Trend Å	138		73	25	3	4,3
19	1.2	13000011	Odderbæk	11		81	16	2	6,0
20	1.2	14000016	Lindborg Å	319		85	14	1	6,2
21	1.2	20000024	Karup Å	614		81	17	2	2,5
22	1.3	15000035	Villestrup Å	126		88	12	0	6,5
23	1.4	22000053	Sunds Møllebæk	48		73	23	4	2,8
24	1.4	22000062	Storå	1097		80	18	2	2,8
25	1.5	21000084	Gudenå	1285	Ja	68	30	2	1,7
26	1.5	21000467	Gudenå	2603		71	27	2	2,2
27	1.6	24000061	Feldbæk	1		91	9	0	10,1
28	1.7	26000080	Århus Å	324	Ja	65	29	6	3,2
29	1.8	25000021	Brande Å	46		86	13	1	4,8
30	1.8	25000097	Skjern Å	1552		80	17	3	2,6
31	1.9	28000001	Bygholm Å	154		89	10	1	6,5
32	2.1	55000015	Ndr. Halleby Å	419	Ja	59	39	2	2,5
33	2.2	49000054	Arresø Kanal	257	Ja	14	78	8	2,2
34	2.3	48000004	Esrum Å	128	Ja	47	48	5	1,5
35	2.3	50000056	Nive Å	62		65	31	3	3,3
36	2.4	58000047	Køge Å	134		81	18	1	6,4
37	2.5	57000058	Suså	756	Ja	78	20	1	4,1
38	2.5	61000013	Fribrødre Å	55		86	13	1	10,0
39	3.1	66000014	Bagge Å	43		67	30	3	2,3
40	4.1	42000016	Grønå	560		73	22	5	3,2

8.2 Sæsonvariation i vandføringsvægtede koncentrationer

Der er lavet en sammenstilling af de vandføringsvægtede månedskoncentrationer for hver kvælstoffraktion (Figur 8.5). Beregningen baserer sig på stationer med beregnet stoftransport for hver måned for alle fire år i perioden 2016-2019. Der indgår i alt 187 stationer med $\text{NH}_3\text{-NH}_4\text{-N}$, organisk N og $\text{NO}_2\text{-NO}_3\text{-N}$ koncentrationer.

Der er en stor månedlig variation i den gennemsnitlige, vandføringsvægtede $\text{NO}_2\text{-NO}_3\text{-N}$ koncentration. Således ses den højeste koncentration på 5 mg-N/l i januar og februar måned, mens den laveste koncentration på 2 mg-N/l ses i juli og august måned (Figur 8.5A). For $\text{NH}_3\text{-NH}_4\text{-N}$ og organisk N er variationen i koncentrationen over året ikke lige så markant, men også her ses de laveste koncentrationer i sommermånederne (Figur 8.5B). For organisk N ses der højere koncentrationer fra oktober til december end i resten af året, hvor koncentrationen er forholdsvis stabil (Figur 8.5C).

Figur 8.5. Vandføringsvægtet koncentration for A) $\text{NO}_2\text{-NO}_3\text{-N}$, B) $\text{NH}_3\text{-NH}_4\text{-N}$ og C) organisk N vist som gennemsnitlig koncentration for hver måned i perioden 2016-2019.

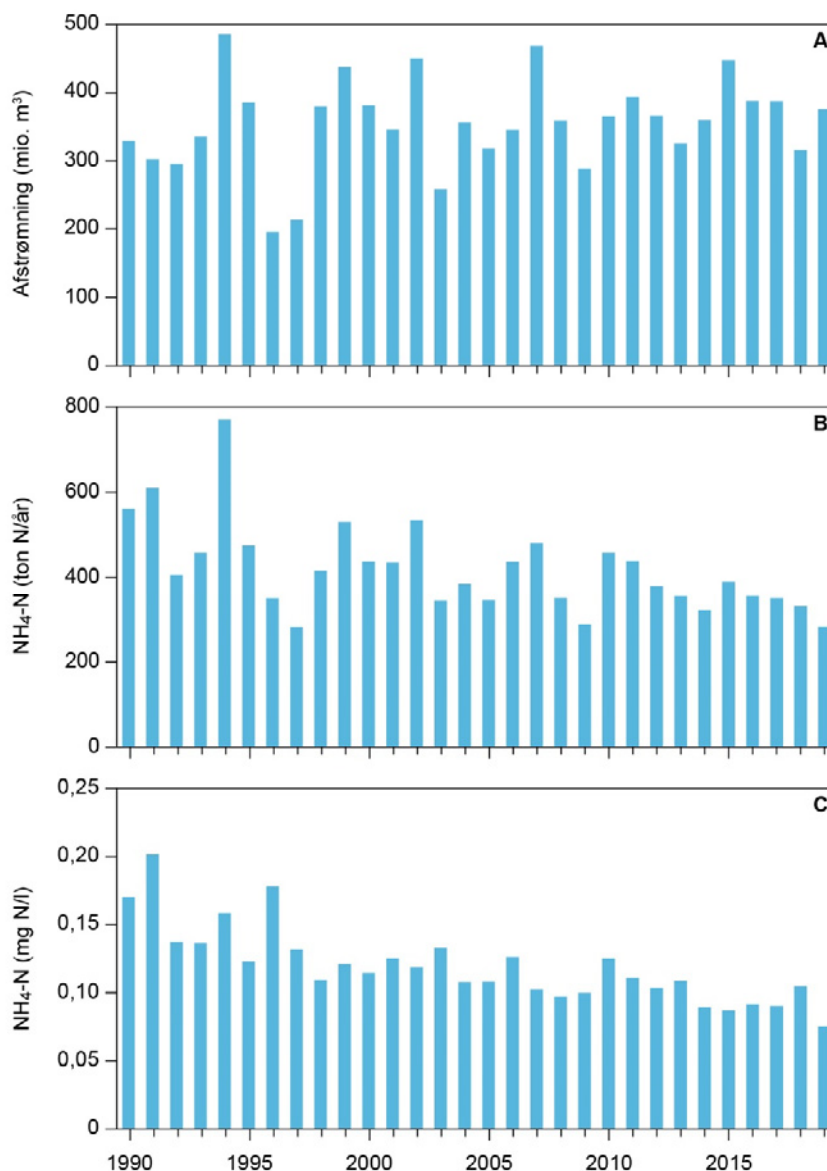


8.3 Stoftransporter

Den tidlige udvikling i $\text{NH}_3\text{-NH}_4\text{-N}$ -transport i perioden 1990–2019 er præsenteret i dette afsnit. Stoftransporter af TN og $\text{NO}_2\text{-NO}_3\text{-N}$ er præsenteret i hhv. kapitel 5 og 7. Af flere årsager har det ikke været muligt at beregne en samlet stoftransport for organisk N for hele perioden 1990–2019. Dels mangler mange målestationer data til beregning af organisk N for en del af perioden, og dels indvirker analysefejlen på TN (afsnit 1.3.2) beregningen af organisk N (beregninger i dette kapitel er foretaget inden korrektionen beskrevet i afsnit 1.3.2 gennemførtes). Desuden findes en delmængde af stoftransport-stationerne, hvor kvælstoffraktionerne TN, $\text{NO}_2\text{-NO}_3\text{-N}$ og $\text{NH}_3\text{-NH}_4\text{-N}$ er beregnet med forskellig vandafstrømninger, hvorfor beregningen af organisk N transporten vil blive forkert. Til analysen anvendes stationer med fuld tidsserie i perioden 1990–2019, alle data er hentet fra <https://odaforalle.au.dk/>, februar 2021.

70 havstationer har data for transport af $\text{NH}_3\text{-NH}_4\text{-N}$ for hele perioden 1990–2019. Stationernes opland dækker 26% af landet. Transporten af $\text{NH}_3\text{-NH}_4\text{-N}$ på de 70 målestationer er opgjort til omkring 600 ton-N per år i starten af perioden og falder igennem perioden til et niveau omkring 300 ton-N per år (Figur 8.6). I 2019 var transporten af $\text{NO}_2\text{-NO}_3\text{-N}$ på de 70 stationer 285 ton N.

Figur 8.6. A) Udvikling i årlig vandafstrømning på 70 målestationer (havstationer) 1990–2019 dækkende 26% af landet, B) årligt transport af $\text{NH}_3\text{-NH}_4\text{-N}$, C) årlig vandføringsvægtet koncentration af $\text{NH}_3\text{-NH}_4\text{-N}$ på samme målestationer.



Den vandføringsvægtede NH₃-NH₄-N koncentration er faldende igennem perioden 1990-2019. I starten af perioden ligger koncentrationen på et niveau omkring 0,15 mg-N/l, mens den i slutningen af perioden er faldet til under 0,10 mg N/l. Den vandføringsvægtede NH₃-NH₄-N koncentration er i 2019 0,08 mg-N/l. Ved lineær regression ses, at den vandføringsvægtede årsmiddel NH₃-NH₄-N koncentration er svagt negativt korreleret med årsmiddelfstrømningen ($R^2=0,14$; $p<0,05$).

9 Referencer

Andersen R.C. (red.). (2021). Undersøgelser af DMI's nedbørsdata til anvendelse for hydrologiske formål. Afrapportering til miljøministeriet. Danmarks Meteorologiske Institut. [Undersøgelser af DMI's nedbørsdata til anvendelse for hydrologiske formål](#)

Andersen, H. E. & Heckrath, G. (redaktører). 2020. Fosforkortlægning af dyrkningsjord og vandområder i Danmark. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 340 s. - Videnskabelig rapport nr. 397 <http://dce2.au.dk/pub/SR397.pdf>

Blicher-Mathiesen, G., Rasmussen, A., Andersen, H.E., Timmermann, A., Jensen, P.G., Hansen, B. & Thorling, L. (2015) Landovervågningsoplande 2013. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 154 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 120.

Blicher-Mathiesen, Gitte, Henrik Tornbjerg, Jørgen Windolf, Hans Thodsen, Hans Estrup Andersen, Niels Bering Ovesen og Brian Kronvang 2017. Nitrat N-udledning for typeoplande og havbelastningsoplande med målt kontinuert tidsserie 1990-2016. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi Dato: 22. november 2017. http://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2017/Nitrat_N-udledning_for_typeoplande_og_havbelastningsoplande_1990-2016.pdf

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>)

Carstensen, J. & Larsen, S.E. 2006: Statistisk bearbejdning af overvågningsdata - Trendanalyser. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser. 38 s. - Teknisk anvisning fra DMU nr. 24. <http://www.dmu.dk/Pub/TA24.pdf>

Conley, D.J., Bjorck, S., Bonsdorff, E., Carstensen, J., Destouni, G., Gustafsson, B.G., Hietanen, S., Kortekaas, M., Kuosa, H., Meier, H.E.M., Muller-Karulis, B., Nordberg, K., Norkko, A., Nurnberg, G., Pitkanen, H., Rabalais, N.N., Rosenberg, R., Savchuk, O.P., Slomp, C.P., Voss, M., Wulff, F. and Zillen, L., (2009) Hypoxia-Related Processes in the Baltic Sea. *Environmental Science & Technology*, 43(10): 3412-3420.

Højberg A.L., Windolf J., Børgesen C.D., Trolldborg L., Tornbjerg H, Blicher-Mathiesen G., Kronvang B., Thodsen H. & Ernstsen V. (2015) National kvælstofmodel, Oplandsmodel til belastning og virkemidler. Metode rapport - Revideret udgave september 2015. GEUS, 111 s. [national-kvaelstofmodel-oplandsmodel-til-belastning-og-virkemidler-sep2015.pdf \(geus.dk\)](#)

Højberg, A.L., Thodsen, H., Børgesen, C.D., Tornbjerg, H., Nordstrøm, B.O., Trolldborg, L., Hoffmann, C.C., Kjeldgaard, A., Holm, H., Audet, j., Ellermann, T., Christensen, J.H., Bach, E.O. & Pedersen, B.F. 2021. National kvælstofmodel – version 2020, Metode rapport. De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland. GEUS Specialrapport. 104 pp. [National kvælstofmodel – version 2020, Metode rapport \(geus.dk\)](#)

Kallestrup, H., Kjær, C. & Bruus, M. 2021. Vandløb 2019. Økologisk tilstand. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 22 s. - Videnskabelig rapport nr. 416 <http://dce2.au.dk/pub/SR416.pdf>

Larsen, S.E., Windolf, J. & Kronvang, B. 2014. Præcisering af trendanalyser af den normaliserede totale og diffuse kvælstoftransport i perioden 2005-2012. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi (30. april 2014), 9 pp.

Larsen, S.E. 2018. Dokumentation for genopretning af TN og TP data fra perioden 2007-14. Notat fra DCE – Nationalt center for Miljø og Energi. 8 sider. http://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2018/Dokumentation_genopretning_TN_TP.pdf

Larsen, S.E., Windolf, J., Tornbjerg, H., Hoffmann, C.C., Søndergaard, M. & BlicherMathiesen. 2018. Genopretning af fejlbehæftede kvælstof- og fosforanalyser. Ferskvand. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 72 s. - Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 110 <http://dce2.au.dk/pub/TR110.pdf>

Larsen, S.E., Thodsen, H., Tornbjerg, H. & Windolf, J. 2020a. Klimanormalisering af kvælstofafstrømning. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 30 s. - Videnskabelig rapport nr. 393. <http://dce2.au.dk/pub/SR393.pdf>

Larsen, S.E., Tornbjerg, H., Søndergaard, M., Thodsen, H. & Blicher-Mathiesen, G. 2020b. Forskelle i målt koncentration af totalkvælstof og totalfosfor i ferskvand ved at anvende de to oplukningsmetoder til organisk stof; auto-klave- og UV-metode. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 53 s. – Fagligt notat nr. 2020|38 https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notatet_2020/N2020_38.pdf

Larsen, S.E., Tornbjerg, H., Thodsen, H., Kronvang, B. & Blicher-Mathiesen, G. 2021a. Analyse af organisk kvælstof koncentrationer i vandløb i to perioder med henblik på at udvikle en korrektionsformel for perioden 2009-2014. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 115 s. – Fagligt notat nr. 2021|29 https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2021/N2021_29.pdf

Larsen, S.E., Tornbjerg, H., Thodsen, H., Kronvang, B. & Blicher-Mathiesen, G. 2021b. Analyse af organisk kvælstof koncentrationer i vandløb med henblik på at udvikle en korrektionsformel for 2015. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 19 s. – Fagligt notat nr. 2021|39 https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2021/N2021_39.pdf

Miljøstyrelsen 2017a. Leverandør-fejl i laboratorieanalyser. <http://mst.dk/service/nyheder/nyhedsarkiv/2017/jun/leverandør-fejl-i-laboratorieanalyser/>

Miljøstyrelsen 2017b. Miljøstyrelsen igangsætter serviceeftersyn af laboratorier. <http://mst.dk/service/nyheder/nyhedsarkiv/2017/jul/miljoestyrelsen-igangsætter-serviceeftersyn-af-laboratorier/>

Miljøstyrelsen 2018. Punktkilder 2016. Miljøstyrelsen. 94 s. <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2018/04/978-87-93614-44-4.pdf>

Miljøstyrelsen 2020. Opdatering af tidserie for udledning af spildevand fra RegnBetingede Udløb (RBU) og spredt bebyggelse 1990-2018. Ikke offentligt-gjort notat fra Miljøstyrelsen. 4 pp.

Miljøstyrelsen 2021. Punktkilder 2019. Miljøstyrelsen. 83 s. <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2021/06/978-87-7038-327-1.pdf>

Ovesen, N.B. Larsen, S.E., Bøgestrand, J., Kronvang, B. 2009. Fosforbelastningen af havet. Kapitel 7 i: Bøgestrand, J. (red.) 2009: Vandløb 2007. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 108 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 711 <http://www.dmu.dk/Pub/FR711.pdf>

Rubek F., Scharling M., Cappelen j. (2020). Danmarks klima 2019. Danmarks meteorologiske institut. DMI rapport 20-01. s 80. [DMI Rapport 19-01 Danmarks klima 2019](#)

Stisen S., Ondracek M., Troldborg L., Schneider R.M.J, van Til M.J., (2019). National Vandressource Model Modelopstilling og kalibrering af DK-model 2019. GEUS rapport 2019/31. s 125. [DANMARKS OG GRØNLANDS GEOLOGISKE UNDERSØGELSE RAPPORT 1997/110 \(vandmodel.dk\)](#)

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

Svendsen, L.M. & Jung-Madsen, S. (red.) 2020. Homogenitetsbrud og potentielle fejl i nedbørsdata. Eksempler på konsekvenser for myndighedsbetjeningen. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 28 s. – Fagligt notat nr. 2020 | 51 https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notatet_2020/N2020_51.pdf

Thodsen, H., Tornbjerg, H., Windolf, J., Bøgestrand, J., Larsen, S.E., Ovesen, N.B. & Kjeldgaard, A. (2018): Vandløb 2016 - Kemisk vandkvalitet og stoftransport. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 54 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 270 <http://dce2.au.dk/pub/SR270.pdf>

Thodsen, H., Tornbjerg, H., Troldborg, L., Windolf, J., Ovesen, N.B., Kjeldgaard, A. & Højbjerg, A.L. 2019a. Udvikling af vanddelen af DK-QNP til havbelastningsberegninger. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 20 s. - Teknisk rapport nr. 145 <http://dce2.au.dk/pub/TR145.pdf>

Thodsen, H., Tornbjerg, H., Rasmussen, J.J., Bøgestrand, J., Larsen, S.E., Ovesen, N.B., Blicher-Mathiesen, G., Kjeldgaard, A. & Windolf, J. 2019b. Vandløb 2018. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 70 s. - Videnskabelig rapport nr. 353 <http://dce2.au.dk/pub/SR353.pdf>

Thodsen, H., Tornbjerg, H., Blicher-Mathiesen, G., Højbjerg, A.L., Stiesen, S. & Troldborg, L. 2020a. Betydning af sandsynligvis underestimeret nedbør på den beregnede tilførsel af vand, kvælstof og fosfor til havet. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 32 s. - Teknisk rapport nr. 185 <http://dce2.au.dk/pub/TR185.pdf>

Thodsen, H., Tornbjerg, H. & Larsen, S.E. 2020b. Udvikling i afstrømnings-normaliseret total-kvælstof transport fra målt opland mellem 2018 og 2019. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 6 s. – Fagligt notat nr. 2020 | 64 https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notatet_2020/N2020_64.pdf

Tornbjerg, H., Windolf, J., Larsen, S.E., Kronvang, B. 2019. Notat om opgørelse af fosfortransport i NOVANA – målinger og modeller. Notat fra DCE – Nationalt center for Miljø og Energi, 32 pp. http://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2019/Opgørelser_af_fosfortransport_i_NOVANA.pdf

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., 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., Troldborg, L., Larsen, S.E., Bøgestrand, J., Ovesen, 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* 13: 2645-2658.

Windolf, J., Bøgestrand, J. & Kjeldgaard, A. (2012a) Beregning af kvælstoftilførsel til en række udpegede danske fjorde. Fagligt notat fra DCE til Naturstyrelsen. https://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, 47 pp. https://pure.au.dk/portal/files/44570035/Notat_Markbalancer.pdf

Windolf, J., Blicher-Mathiesen, G., Carstensen, J. and Kronvang, B. (2012c) 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* 24: 24-33.

Windolf, J., Timmermann, A., Kjeldgaard, A., Bøgestrand, J., Larsen, S. E., & Thodsen, H. (2013) Landbaseret tilførsel af kvælstof og fosfor til danske fjorde og kystafsnit, 1990-2011. Teknisk rapport fra DCE nr. 31. Aarhus Universitet. (<http://dce2.au.dk/pub/TR31.pdf>)

[Tom side]

VANDLØB 2019

Kemisk vandkvalitet og stoftransport
NOVANA

Dette års rapport beskriver status og udvikling i vandkemiske forhold i vandløb, stoftransport af kvælstof og fosfor til kystvandene for perioden før og under NOVANA – og frem til og med 2019.