



VANDLØB 2022

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 590

2024



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

VANDLØB 2022

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 590

2024

Hans Thodsen
Christian Kjær
Henrik Tornbjerg
Jonas Rolighed
Søren Erik Larsen
Gitte Blicher-Mathiesen

Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience

Revision: 1. marts 2024



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 590
Kategori:	Rådgivningsrapporter
Titel:	Vandløb 2022
Undertitel:	NOVANA
Forfatter(e):	Hans Thodsen, Christian Kjær, Henrik Tornbjerg, Jonas Rolighed, Søren Erik Larsen, Gitte Blicher-Mathiesen
Institution(er):	Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	https://dce.au.dk
Udgivelsesår:	februar 2024
Redaktion afsluttet:	februar 2024
Faglig kommentering:	Hans Estrup Andersen (ikke kapitel 3) Peter Mejlhede Andersen (Kapitel 3)
Kvalitetssikring, DCE:	Anja Skjoldborg Hansen (ikke kapitel 3) Signe Jung-Madsen (kapitel 3)
Sproglig kvalitetssikring:	Charlotte Elisabeth Kler
Ekstern kommentering:	Kommentarerne findes her: https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Videnskabelige_rapporter_500-599/KommentarerSR/SR590_komm.pdf
Finansiel støtte:	Ingen ekstern finansiering
Bedes citeret:	Thodsen, H., Kjær, C., Tornbjerg, H., Rolighed, J., Larsen, S.E. & Blicher-Mathiesen, G. 2024. Vandløb 2022. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 80 s. - Videnskabelig rapport nr. 590 Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Dette års rapport beskriver status og udvikling i vandkemiske forhold i vandløb, stoftransport af kvælstof og fosfor til kystvandene og for udviklingen i DVFI (Dansk VandløbsFaunalIndeks) for perioden før og under NOVANA – og frem til og med 2022.
Emneord:	Vandløb, overvågning, NOVANA, kvælstof, fosfor, havbelastning, vandkemi, Nitrat, DVFI
Layout:	Grafisk værksted, AU Ecoscience
Foto forside:	Hans Thodsen. Brede å ved Løgumkloster
ISBN:	978-87-7156-849-3
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	80
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. Revision pr. 1. marts 2024: Der er rettet tal for hhv. afstrømningsnormaliseret diffus- og -total kvælstoftilførsel beregnet for agrohydrologisk år. Rettelserne berører afsnit 6.6 og 6.7 samt Figur 6.7.

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	6
Kvælstof- og fosfortilførsel til havet	6
Dansk VandløbsFauna Indeks (DVFI)	7
Summary	8
Nitrogen and phosphorus load to the sea	8
Danish Stream Fauna Index (DVFI)	9
1 Datagrundlag, databehandling og rapportindhold	10
1.1 Om overvågningsprogrammet	10
1.2 Kemisk vandkvalitet og stoftransport	10
1.3 Den økologiske overvågning	12
1.4 Særlige forhold ved årets rapportering	13
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	24
3 Økologisk tilstand	25
3.1 Dansk VandløbsFauna Indeks (DVFI)	25
3.2 Datagrundlag	26
3.3 Økologisk tilstand i perioden 1992-2020	27
3.4 Udvikling i økologisk tilstand vurderet med DVFI	28
3.5 Konklusion	31
4 Kvælstof i vandløb	32
4.1 Tilstanden i 2022	32
4.2 Udvikling siden 1990	34
5 Fosfor i vandløb	36
5.1 Tilstanden i 2022	36
5.2 Udvikling siden 1990	38
6 Kvælstoftilførslen til havet	40
6.1 Datagrundlag og metoder	40
6.2 Kvælstoftilførsel til havet i 2022	42
6.3 Sæsonvariation i vandafstrømning og kvælstoftilførsel	46
6.4 Udviklingen i kvælstoftilførslen til havet 1990-2022	48
6.5 Kvælstoftilførsel fra målt opland	50
6.6 Udvikling i nøgleindikatorer af betydning for kvælstoftilførslen	52
6.7 Sammenfatning af resultaterne	55

7	Fosfortilførslen til havet	56
7.1	Datagrundlag og metode	56
7.2	Fosfortilførsel til havet i 2022	57
7.3	Sæsonvariation i vandafstrømning og fosfortilførsel	59
7.4	Udvikling i fosfortilførslen til havet 1990 – 2022	63
7.5	Fosfortilførsel fra målt opland	64
7.6	Sammenfatning af resultaterne	66
8	Nitrat-N-koncentrationer og -transport på målestationer	67
8.1	Nitrattransport og -koncentration for 72 havbelastningsoplande i 2022	68
8.2	Nitrattransport og -koncentration for 26 landbrugsdominerede typeoplande	69
8.3	Sammenligning til opgørelsen for hele landet	71
9	Jern i vandløbsvand	72
9.1	Baggrund	72
9.2	Data	72
9.3	Geografisk variation og jern-fraktioner	73
9.4	Månedsvariation og tidslig udvikling	74
10	Referencer	76

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 2022.

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 Ecoscience 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 Ecoscience, 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 2022. Den seneste rapport var *Vandløb 2021 – kemisk vandkvalitet, stoftransport og miljøfarlige forurenende stoffer* (Thodsen m.fl. 2023) og *Vandløb 2021 – økologisk tilstand* (Baatrup-Pedersen m.fl. 2023). 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 jern i vandløb. Årets rapport udkommer som en samlet rapport.

Konklusionerne i denne rapport sammenfattes med konklusionerne fra de øvrige fagdatacenter-rapporter i 'Vandmiljø og natur 2022', 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 (N) og fosfor (P) i vandløbene er faldet markant siden 1989. Reduceret udvaskning fra dyrkede arealer er hovedårsagen til, at den vandføringsvægtede kvælstofkoncentration i typeoplande i gennemsnit er reduceret med ca. 40 %, mens reduktionen er på ca. 34 % 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 ca. 4 gange og 50% højere end dem, man finder i upåvirkede naturvandløb.

Der er for perioden 1990 til 2022 sket reduktioner i den samlede tilførsel af kvælstof og fosfor fra land til de danske kystvande. Reduktionen i kvælstof- og fosfortilførslen er henholdsvis 47 % og 67 %, beregnet for hhv. de årlige afstrømningsnormaliserede tilførsler. For kvælstof er der alene for den diffuse tilførsel (tilførsel fra dyrkede og udyrkede arealer samt bidrag fra ejendomme, som ikke er tilkøbet renseanlæg) tale om en reduktion på ca. 38 %.

Tilførslen fra land til kystvandene er for 2022 beregnet til hhv. ca. 45.000 tons kvælstof og ca. 1.500 tons fosfor. Disse tilførsler er for de fleste af årets måneder mindre end gennemsnittet for perioden 1990-2021, og væsentligt mindre end gennemsnittet for perioden 1990-1994. For 2022 er den normaliserede kvælstof-tilførsel fra diffuse kilder på 48.000 tons N mod 49.000 i 2021 N. Den normaliserede diffuse tilførsel er som gennemsnit af de foregående 5 opgjorte år (2017 – 2021) 51.000 tons N, med et interval på 45.000 – 58.000 tons N/år. Tillagt udledninger af spildevand fra punktkilder på 4.800 tons N beregnes for 2022 således en samlet normaliseret kvælstoftilførsel på ca. 52.000 tons N. For 2021 beregnes på lignende vis en samlet normaliseret N tilførsel på 55.000 tons. For de fem år forud for 2022 (2017-2021) er den gennemsnitlige normaliserede N tilførsel på 57.000 tons N med et interval imellem 51.000 – 64.000 tons N/år. Ferskvandsafstrømningen i 2022 var 283 mm mod et gennemsnit på 323 mm i perioden 1990-2021.

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.

Dansk VandløbsFauna Indeks (DVFI)

Siden 1992 har der i de nationale overvågningsprogrammer været foretaget DVFI-faunaundersøgelser i en række danske vandløb. Antallet af DVFI-tidsseriestationer er steget støt i perioden. Analyserne viser samstemmende, at der overordnet er en positiv udvikling i DVFI-faunaklasser i perioden. Tilstandsvurderingen for 2022 viser den største andel stationer med målopfyldelse siden programmets start. Således er der en stor andel af tidsseriestationer, hvor DVFI-faunaklassen stiger (34 %), og ingen hvor faunaklassen falder. Ser man på den generelle udvikling, med anvendelse af en logistisk regressionsmodel baseret på vandløbsstationer sammenhængende tidsserie i perioden mellem 2010 og 2022, så øges sandsynligheden for målopfyldelse også – fra 58,7 % i 2010 til 71,3 % i 2022.

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 for the nitrogen reduction is reduced leaching from cropped areas, resulting in a mean reduction of the discharge-weighted mean annual nitrogen concentration of approximately 40%, whereas an approximate 34% reduction in the discharge-weighted mean annual phosphorus concentration is found, mainly due to improved treatment of residential- and industrial wastewater. However, concentrations of nitrogen and phosphorus in the streams are still approximately 4 times and 50% 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 1990-2022. The reductions are 47% and 67% 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 38%.

In 2022, the total load from land was calculated to about 45 000 tons of nitrogen and 1500 tons of phosphorus. For most months, these amounts were significantly lower than the average for the period 1990-2021. The normalised diffuse nitrogen load for 2022 was calculated to 48,000 ton N compared to 49 000 ton N in 2021. The normalised mean diffuse load for the presiding five years (2017 – 2021) is 51,000 ton N, ranging between 45 000 and 58 000 ton N. Adding the point source load of 4 800 ton N, the total flow normalised load of 2022 is calculated at approximately 52 000 ton N. For the year 2021, the corresponding value was 55,000 ton N. For the five presiding years (2017 – 2021), the average flow normalised total N load was calculated to be 57,000 ton N with a range between 51 000 and 64 000 ton N/yr. The annual runoff of water was 283 mm compared to 323 mm as the average from 1990-2021.

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

Danish Stream Fauna Index (DVFI)

Since 1992, DVFI fauna surveys have been carried out in a number of Danish streams as part of the national monitoring programmes (NOVANA). The number of DVFI time series stations has increased steadily during the period. The analyses consistently show that there is an overall positive development in DVFI fauna classes during the period. The ecological status for 2022 shows the largest proportion of stations reaching their target since the programme started. Thus, a large proportion of time series stations show the DVFI fauna class increasing (34%), and none show a decreasing fauna class. If you analyse the general development, using a logistic regression model, based continuous time series in the period between 2010 and 2022, the probability of meeting the target also increases – from 58.7% in 2010 to 71.3% in 2022.

1 Datagrundlag, databehandling og rapportindhold

Hans Thodsen, Christian Kjær, Jonas Rolighed, Søren E. Larsen & Henrik Tornbjerg

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.

Langt hovedparten af data i NOVANA er indsamlet/tilvejebragt 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.

Indsamlingen/tilvejebringelsen 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. Programmet er videreført mere eller mindre uforandret i 2022. Disse kan ses på Institut for Ecoscience hjemmeside (Aarhus Universitet): <https://ecos.au.dk/forskning-graadgivning/fagdatacentre/ferskvand/>

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. Det skyldes bl.a. at tidsserier med opdaterede daglige vandafstrømninger ikke er genberegnet til nye stoftransporter og dels at korrektion af fejl-målte total-kvælstof- og total-fosforkoncentrationer på beregningstidspunktet endnu ikke var tilgængelige i VanDa databasen. Genberegninger er foretaget fortrinsvis for perioden før 2010 samt for 2009-2015 hvor der er foretaget korrektioner af total kvælstofkoncentrationer. Således er nogle af de i denne rapport anvendte stoftransporter ikke de samme som i ODA-databasen.

1.2 Kemisk vandkvalitet og stoftransport

Undersøgelserne i NOVANA-programmet har i 2022 omfattet en række fysiske og kemiske parametre samt vandføring og transporten af næringsstoffer og en række andre substanser. 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 tilvejebragt en række oplandsrelaterede informationer omfattende oplandsafgrænsning, arealanvendelse, jordtype, spildevandsudledning, 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://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2017/novana.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.

For at sikre en konsistent tidsserie foretages der for hver opgørelse (hver ny rapportering) af vandafstrømning og næringsstofftilførsler til havet en ny beregning for hele perioden fra 1990 til aktuelt opgørelsesår. Det betyder, at flere parametre kan ændre sig imellem hver opgørelse, fx målstationsgrundlaget, modelgrundlaget, inputparametre så som fx nedbøren eller punktkildedata. Der foretages løbende rettelser i måledata, der fører til mindre ændringer i de opgjorte tilførsler. Desuden sker der med mellemrum forbedringer af opgørelsesmetoderne. På grund af disse løbende ændringer vil opgørelsen af tilførsler, afstrømninger og stoftransporter af N & P (og normaliserede versioner af disse) ændres også for år forud for det aktuelle opgørelsesår (Thodsen & Tornbjerg, 2022).

I en del af rapportens analyser er stoftransportmålestationerne grupperet på grundlag af karakteren af menneskelig påvirkning i oplandet, dvs. i såkaldte typeoplande (Tabel 1.1) – se kapitel 4 & 5. 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 2022 (lige som for de senere år) 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.

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 næringsstofftilførsel til havet. Beregningsmetoderne er detaljeret beskrevet i Svendsen (1998), men går i korthed ud på, at der på basis af den kendte samlede stoftransport samt det kendte bidrag fra en række punktkilder (byspildevand, industri, dambrug m.m.) beregnes et diffust bidrag fra det åbne land som differencen mellem punktkildebidraget og den samlede transport. Spildevand fra spredt bebyggelse henregnes i denne opgørelse til det diffuse bidrag.

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 (1990-2022) og aktuel status i 2022. Oplandstyper for tidsserie-analyser er opgjort efter oplandskarakteristika i 1991.

Oplandstype	1990-2022		2022
	Type	nr.tidsserie-analyser	aktuel status
Naturoplande *	1	6	18
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			
Ikke-naturoplande, i alt		131	375

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

ikke opgjort separat for typerne 2-5

Analyser og estimater af udviklingstendenser i transporter af totalfosfor, nitrat-N og totalkvælstof i denne rapport (kapitel 4, 5, 6, 7 og 8) foretages på baggrund af afstrømningsnormaliserede tilførsler (Larsen & Svendsen, 2021). Derudover følger rapporteringen af stoftransporterne til havet samme principper og har samme omfang som i de foregående års NOVANA-rapporter.

Kortgrundlaget for beregningen af total-kvælstof- og total fosfor tilførsler til havet er ID15v2.6. Kortet kan rekvireres ved at skrive til ID15@ecos.au.dk

1.3 Den økologiske overvågning

Den økologiske overvågning i vandløb gennemføres med det formål at give et generelt overblik over danske vandløbs natur- og miljøtilstand, hvilket indebærer en tilstandsvurdering, der både omfatter biologiske- og fysisk/kemiske kvalitetslementer.

Et vigtigt formål med NOVANA er at kunne præsentere både en oversigt over den generelle økologiske tilstand i danske vandløb, men også at beskrive udviklingen i denne tilstand. Overvågningen sker som udgangspunkt mindst en gang i løbet af en 6-årig periode, men på klimastationerne og DVFI-tidsseriestationerne foretages overvågningen hyppigere, henholdsvis hvert og hvert andet år. Historisk set er udviklingen på DVFI-tidsseriestationerne dog fulgt endnu tættere med årlige DVFI-prøvetagninger indtil 2016. Herefter er de årlige prøvetagninger erstattet med prøvetagninger hvert andet år. Dette års rapportering omfatter en status over den økologiske tilstand og udvikling på DVFI-tidsseriestationer, hvor der i 2022 blev indsamlet bundfaunaprøver til bedømmelse med Dansk VandløbsFauna Indeks, DVFI.

1.4 Særlige forhold ved årets rapportering

1.4.1 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). For perioden 2016 og første kvartal 2017, hvor analyserne er foretaget af laboratoriet ALS A/S, er der foretaget en korrektion af TN- og TP-værdierne, for gennemgang se Thodsen m.fl. (2021a).

Til NOVANA-rapporten "Vandløb 2018" (Thodsen m.fl. 2019b) var der anvendt en foreløbig korrektion af TN på gennemsnitligt 1,3 % for perioden 2007-2014 (Larsen m.fl. 2018, Larsen, 2018). Det blev i Larsen m.fl. (2020) anbefalet at se nærmere på muligheden for at lave en korrektion 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). I forbindelse med dette analysearbejde blev perioden med behov for korrektion desuden for de fleste prøver indskrænket til 2009-15, hvorfor størstedelen af de korrektioner, der allerede var gennemført i årene 2007-2008, blev rullet tilbage (ophævet) (tabel 1.2). Den nye korrektion, beskrevet i detalje i Larsen m.fl. (2021a, b), har således afløst (tilbagerullet) eller suppleret den tidligere anvendte midlertidige korrektion på 1,3 % for prøver analyseret af Eurofins (Larsen, 2018). Korrektionen 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 korrektion er:

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

Korrektionen for almindelige vandløb er altså meget tæt på de 6,9 % anvendt for analyser foretaget af ALS A/S for 2016-2017 og fra 2. kvartal 2008 til og med 2010. Overblik over korrektionerne ses i Tabel 1.2. Korrektionen beskrevet i Larsen m.fl. (2021a, b) og for naturvandløb Larsen m.fl. (2022b) er anvendt på alle TN-data analyseret af Eurofins fra perioden 2009-2015, der indgår i denne rapport (Tabel 1.2).

TN-koncentrationer og stoftransporter i ODA-databasen

(<https://odaforalle.au.dk/>)

er i skrivende stund ikke opdateret og genberegnet med de korrigerede data. Der er derfor foretaget stoftransportberegninger uden for ODA, og de korrigerede koncentrationer og stoftransporter er anvendt i denne rapport. Der pågår i øjeblikket et arbejde med at importere de korrigerede værdier til VanDa og ODA (VanDa data tilgås igennem "miljødata" <https://miljoedata.miljoportal.dk/>).

Tabel 1.2. Oversigt over de foretagne korrektioner af analyser af total-kvælstof i vandløb under NOVANA-programmet i perioden 2007-2017 for de enkelte analyselaboratorier samt betydningen af de nye korrektioner (årlig effekt for gennemsnitlig total kvælstofkoncentrationen indført som konsekvens af de nyeste undersøgelser i de to notater af Larsen m.fl., (2021a, b) (Tabel fra Larsen m.fl. 2021b). "Rulles tilbage" betyder, at en tidligere korrektion ophæves, da det efter nye undersøgelser har vist sig, at den fejlagtigt anvendte metode ikke har været anvendt alligevel (Larsen m.fl., 2021a).

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 %) (søafløb: 19,9 %) ***	6,9 % *	1,3 % ** Rulles tilbage ***
2010	1,3 %* +(almindelige vandløb: 5,95 %) (søafløb: 19,9 %) ***	6,9 %*	1,3 % ** Rulles tilbage ***
2011	1,3 %* +(almindelige vandløb: 5,95 %) (søafløb: 19,9 %) ***	-	-
2012	1,3 %* +(almindelige vandløb: 5,95 %) (søafløb: 19,9 %) ***	-	-
2013	1,3 %* +(almindelige vandløb: 5,95 %) (søafløb: 19,9 %) ***	-	-
2014	1,3 %* +(almindelige vandløb: 5,95 %) (søafløb: 19,9 %) ***	-	-
2015	almindelige vandløb 3,8 % og søafløb 4,3 % (hvor der kun er korrigeret i 1. & 2. kvartal) ****	-	-
2016	-	6,9 % *	-
2017	-	6,9 % (1. kvartal) *	-

-) Ingen korrektion; *) Larsen m.fl., 2018; **) Larsen, 2018; ***) Larsen m.fl., 2021a; ****) Larsen m.fl., 2021b.

Betydningen af korrektionerne af TN-koncentrationerne for opgørelsen af kvælstoftilførslen til havet er estimeret på baggrund af stoftransporter fra 77 kystnære målestationer. Ændringen er beregnet for perioden 2011 – 2014 hvor laboratoriet Eurofins har analyseret alle prøver. Den samlede ændring i stoftransporten for de 77 målestationer er ca. 7 % hvilket svarer til korrektionen af TN-koncentrationen (Tabel 1.2). Hvis det antages at ændringen på landstiltførslen til havet ligeledes ændres ca. 7 % svarer det til en ændring på omkring 4000 ton N/år i gennemsnit for de 4 år 2011 – 2014. Der er ikke taget højde for at tilførslen fra punktkilder, der udgør ca. 11 % af den samlede tilførsel, ikke er korrigeret, derfor er estimeret lidt for højt.

Genopretning af TN for naturoplande

Der er foretaget en separat genopretning af TN-koncentrationer analyseret for naturoplande i perioden 2009-2015 (Larsen m.fl. 2022b). De udviklede korrektionsformler for naturvandløb viser, at der er behov for en yderligere korrektion af koncentrationen af organisk kvælstof i 1. kvartal, mens der i 2. kvartal, ikke skal korrigeres yderligere ift. den allerede foretagne midlertidige korrektion i 2018 (Larsen m.fl. 2018). I 3. kvartal skal den tidligere gennemførte korrektion helt tilbagerulles, og i 4. kvartal skal den delvist tilbagerulles. Den samlede betydning af de nye korrektioner, etableret i Larsen m.fl. (2022b), og den allerede gennemførte midlertidige korrektion i 2018 betyder, at den gennemsnitlige årlige total kvælstof-koncentration i naturvandløb målt med UV-metoden i perioden 2009-2015 ender med at være korrigeret op med i gennemsnit 13,5 %.

Genopretning af TP

Total fosfor (TP) er analyseret med samme metode som TN for perioden 2009-2015 (Miljøstyrelsen, 2018), og man kunne derfor forvente, at også TP-koncentrationerne havde en bias i denne periode. Der er ikke foretaget en målrettet 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 laboratoriet ALS A/S i perioden 2016 og første kvartal 2017, altså markant mere end for TN (6,9 %). I Thodsen m.fl. (2021b) er fraktionerne af TP analyseret, og ud fra den analyse er der ikke fundet tegn på, at fraktionen "partikulært bundet P + opløst organisk P" er for lille i perioden 2009-2015. Hvis der tydeligt var brug for en korrektion, burde denne fraktion være for lille imellem 2009 og 2015 sammenlignet med andre perioder. Der er ikke foretaget en separat analyse af sø afløbsstationer, som muligvis vil have et andet respons end almindelige vandløbsstationer, da der vil være en anden sammensætning af de organiske stoffer i vandet. Ligeledes er der ikke foretaget en analyse på fx kvartalsniveau.

Med det nuværende vidensgrundlag er der derfor ikke som for kvælstof samme tydelige tegn i data på, at TP-koncentrationen i vandløbsprøver i perioden 2009-15 er underestimeret som følge af analyse med UV-metoden. Derfor er det besluttet at fjerne de grå bokse på tidsseriegrafer af TP, der tidligere markerede perioden 2009-2015 (Thodsen m.fl. 2021b). Markeringen havde til formål at tydeliggøre den forhøjede usikkerhed og mulige bias i data i perioden. Selvom markeringen er fjernet, må analyserne i perioden fortsat anses for mindre sikre, end hvis den korrekte analysemetode havde været anvendt. Det kan derfor ikke udelukkes, at det kan blive relevant at korrigere TP-data i perioden 2009-15 på et senere tidspunkt, hvis der tilvejebringes ny viden, der muliggør en korrektion.

1.4.2 Homogenitetsbrud i nedbørsopgørelsen

Baggrund

Der blev imellem udgivelsen af Vandløb 2018 (Thodsen m.fl., 2019b) og Vandløb 2019 (Thodsen m.fl. 2021a) konstateret et homogenitetsbrud i DMI's grid-dede nedbørstidsserier ved årsskiftet 2010-2011, hvor en ny metode i form af bl.a. et nyt målenetværk blev taget i brug (Svendsen & Jung-Madsen (red), 2020; Andersen (red), 2021).

Der er anvendt to versioner af 10 km grid nedbøren:

- Observeret nedbør: rå nedbørsobservationer
- Korrigeret nedbør: observationerne er korrigerede for at kompensere for, at måleren ikke opsamler hele nedbøren, da nedbørsmålingen påvirkes af fx vind.

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. (2020). Der er identificerede korri-gerbare forhold som er rettet i nedbørsdatasæt leveret af DMI efter juni 2021 (Andersen (red), 2021) og senere datasæts. De nye nedbørsdatasæt har en mindre bias (nedbørsunderskud) end det oprindelige datasæt, men på landsplan findes størstedelen af biasen fortsat i datasæt downloadet i juni 2021 og således også i de nyere data, der er anvendt i denne rapport (for beregningsmetode se Thodsen m.fl. 2020). 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, 6 og 7 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. (2020). Det blev vurderet, at biasen fører til en mindre undervurdering af tilførslerne til havet i perioden 2011-2019: 0-4 % undervurdering for vandafstrømningen, 0-4% for kvælstoftilførslen og 0-3 % for fosfortilførslen. Det antages, at biasen vil være af samme størrelse i perioden efter 2019. Den bias- og trendkorrektur, der foretages i forbindelse med opgørelsen af vandafstrømningen, kompenserer i nogen grad for fejlen i nedbøren, men gør også, at fejlen i nedbøren får betydning for opgørelserne af vandafstrømningen for årene 1990-2010 (Thodsen m.fl. 2019a, Thodsen m.fl. 2019b, Thodsen m.fl. 2020).

Nedbøren anvendes i forbindelse med denne rapport til:

- Korrigeret gridnedbør, der anvendes som drivparameter til simulering af vandløbsafstrømningen med den nationale vandressource 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 biaskorrigeres mod målte vandføringsvægtede koncentrationer, før den anvendes for det umålte opland
- Korrigeret gridnedbør, der anvendes som drivparameter i den empiriske totalfosformodel, der modellerer koncentrationen af totalfosfor i ID15-oplande
 - Den modellerede vandløbsfosforkoncentration bias-korrigeres mod målte vandføringsvægtede 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 biaskorrektur på vandafstrømningen er, at "fejlen" på den modellerede vandafstrømning, som i nogen 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. (2020) 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. (2020). Det vurderes dog, at det stadig samlet set er en fordel af gennemføre trend- og biaskorrektur 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 biaskorrektur en stigning i vandafstrømningen for det umålte opland, som ikke ses for det målte opland, i perioden efter homogenitetsbruddet i nedbørstidsserien (2011-frem), derfor trend- og biaskorrigeres der ikke for regionen "Fyn og omkringliggende øer".

Kvantificering af nedbørsbias

Nedbørsbiasen i de nedbørsdatasæt, som AU/DCE og GEUS modtog i januar 2021 for perioden 2011 – 2019 i forhold til perioden 1990-2010, blev opgjort for 76 målte oplande i Thodsen m.fl. (2021a).

1.4.3 Justeringer i trend- og biaskorrektion af ferskvandsafstrømningen

Trend- og biaskorrektionen af vandafstrømningen, som beskrevet i Thodsen m.fl. (2019a, b), blev justeret til Vandløb 2019 (Thodsen m.fl. 2021a) og efterfølgende opgørelser. Justeringen er begrundet dels i inhomogeniteten i nedbøren (se afsnit 1.4.2) og dels forhold omkring lokale hydrometristationer på hhv. Bornholm og Lolland-Falster.

Trendkorrektionen blev i Vandløb 2018 (Thodsen m.fl. 2019b) beregnet som en lineær trend for perioden 1990-2018. Der kunne dog nogle steder ses et "hop" i residuallet 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 besluttet at foretage trendkorrektionen som en justering imellem perioden 1990-2010 og 2011-2022, så længe der eksisterer en synlig inhomogenitet i nedbøren. Trendkorrektionen sker således ved, at afstrømningen for perioden 2011-2022 justeres med en faktor, således at middresiduallet 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 for umålt opland 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. (2020) og Thodsen m.fl. (2021a) er det imidlertid erfaret, at dette ikke er optimalt for alle biasregioner. Derfor er dette princip ikke anvendt for biasregionerne for hhv. Lolland-Falster og Bornholm i forbindelse med Thodsen m.fl. (2021b) og 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 pumpestation, der også har en forholdsvis høj usikkerhed, specielt for sommermåneder med lav afstrømning. Desuden er afstrømningen for de to største hydrometristation på Lolland, ikke opgjort for enkelte af de senere år, hvorfor de 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 er placeret længere nedstrøms. For Bornholm blev det således muligt at gå fra at anvende 2 til 3 stationer. Trend- og biaskorrektionen gennemføres således for nærværende rapport på et datasæt med flere stationer, bedre datakvalitet, færre opgjorte år og på Lolland Falster et mindre målt opland. Samlet set resulterer det i en bedre opgørelse af vandafstrømningen. For andre regioner anvendes der i enkelte tilfælde også stationer som ikke er den længst nedstrøms station hvis stationen har bedre kvalitet end den nedstrøms station (fx ikke ligger nedstrøms en sø).

1.4.4 Homogenitetsbrud i vandføringsmålinger

Frem til 2004 er vandføringsmålinger udelukkende foretaget med vingeinstrumenter, men i årene herefter er der sket en gradvis overgang til primært to nye typer af måleinstrumenter. I 2005 blev de første ADCP-målinger introduceret i nogle af de større vandløb, og fra 2014 og frem har elektromagnetisk strømmåler gradvist overtaget vingeinstrumenterne i de mindre vandløb (Ovesen m.fl. 2023). Skiftene i instrument-typerne har betydet, at der er introduceret homogenitetsbrud i vandføringstidsserierne, idet de nye instrumenter har systematiske afvigelser i forhold til de tidligere anvendte vingeinstrumenter (Ovesen m.fl. 2023).

De overordnede tests i Ovesen m.fl. (2023) viser, at ADCP-instrumentet i gennemsnit måler 2,6 % højere vandføring end vingeinstrumentet, mens den elektromagnetiske strømmåler giver 5,7 % mindre end vingeinstrumentet. Før 2019 anvendtes andre beregningsrutiner til ADCP-målingerne, og her var resultaterne i vandføringsberegningerne yderligere 1,9 % højere end vingemålingerne (i alt 4,5 %). Det kan ikke afgøres, om ADCP- eller vingeinstrumentet måler den faktisk korrekte (sande) vandføring, men det er påvist, at ved hastigheder under 0,5 m/s registrerer den elektromagnetiske strømmåler mindre end den korrekte hastighed (Kainz, 2021). Dette medfører, at på målestationer, hvor den elektromagnetiske strømmåler er anvendt, bliver der beregnet for lav vandføring. Der er behov for yderligere undersøgelser for at afklare mere vandløbsspecifikke forskelle, og muligheder og procedurer for evt. korrektioner af vandføringstidsserier er pt. ikke afklaret.

Homogenitetsbruddet i vandføringen influerer alle opgjorte vandafstrømninger i denne rapport. Vandafstrømningen anvendes til beregning af næringsstoftransporter for målestationer, som således også er direkte influerede. Opgørelser af næringsstofftilførsler til havet er ligeledes influerede, da de dels er baserede på målte næringsstofftilførsler og dels på modellerede næringsstofftilførsler der er biaskorrigerede imod målte tilførsler. Både aktuelle og normaliserede næringsstofftilførsler/-transporter er influerede.

2 Ferskvandsafstrømning, klima og vejr

Hans Thodsen & Henrik Tornbjerg

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 næringsstoffer, der tabes 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

Målt temperatur og observeret nedbørsdata er tilvejebragt via DMI's GRID-data og er downloadede fra DMI, 8.maj 2023. Månedsnedbøren og -temperatur er således baseret på data fra grids bestående af kvadrater på henholdsvis 10×10 km og 20×20 km. Grids er 'klippet' med kystlinjen, og landsgennemsnit for observeret nedbør og temperatur er derefter beregnet for arealet inden for kystlinjen. Det bemærkes, at de anvendte nedbørsværdier både er "observeret nedbør" der ikke er korrigeret for, at nedbørsmåleren ikke fanger al den nedbør, der rammer jordoverfladen (korrigeret nedbør) og "korrigeret nedbør" hvor der er foretaget en korrektion. Brugen af observeret nedbør skyldes, at den empiriske model for TN, 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 næringsstoftransport (N og P), der bruges ved beregninger af den diffuse næringsstoftransport fra umålte oplande (kapitel 6 og 7). Det skal bemærkes, at ud over den manglende korrektion, er den anvendte observerede og korrigerede nedbør med stor sandsynlighed undervurderet for det meste af landet i perioden 2011 og frem (Svendsen og Jung-Madsen (red), 2020; Thodsen m.fl., 2020; Andersen (red), 2021) (se afsnit 1.4.2).

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. Ferskvandsafstrømningen for disse øer beregnes på grundlag af et referenceopland med sammenlignelige klimatiske og geologiske forhold. Til opgørelsen af ferskvandsafstrømningen anvender GEUS den korrigerede 10x10 km daglige 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) (se afsnit 1.4.2). Effekten heraf på den opgjorte ferskvandsafstrømning er estimeret i Thodsen m.fl. (2020). Den korrigerede daglige gridnedbør, der er anvendt i DK-modellen, er downloadet fra DMI i foråret 2023.

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 for hele overvågningsperioden (1990-2022) indgår måledata fra i alt 243 vandføringsmålestationer, der samlet dækker ca. 26.809 km², svarende til 62 % af landets areal. Det er ikke alle stationer der har været i drift i alle år, men antallet af stationer i drift er også steget fra 127 i 2016 til 208 i 2018 hvorefter antallet har været forholdsvis konstant og i 2022 er 210 stationer i drift. Det samlede oplandsareal til de 210 stationer i drift er ca. 25.404 km², svarende til ca. 59 % 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.

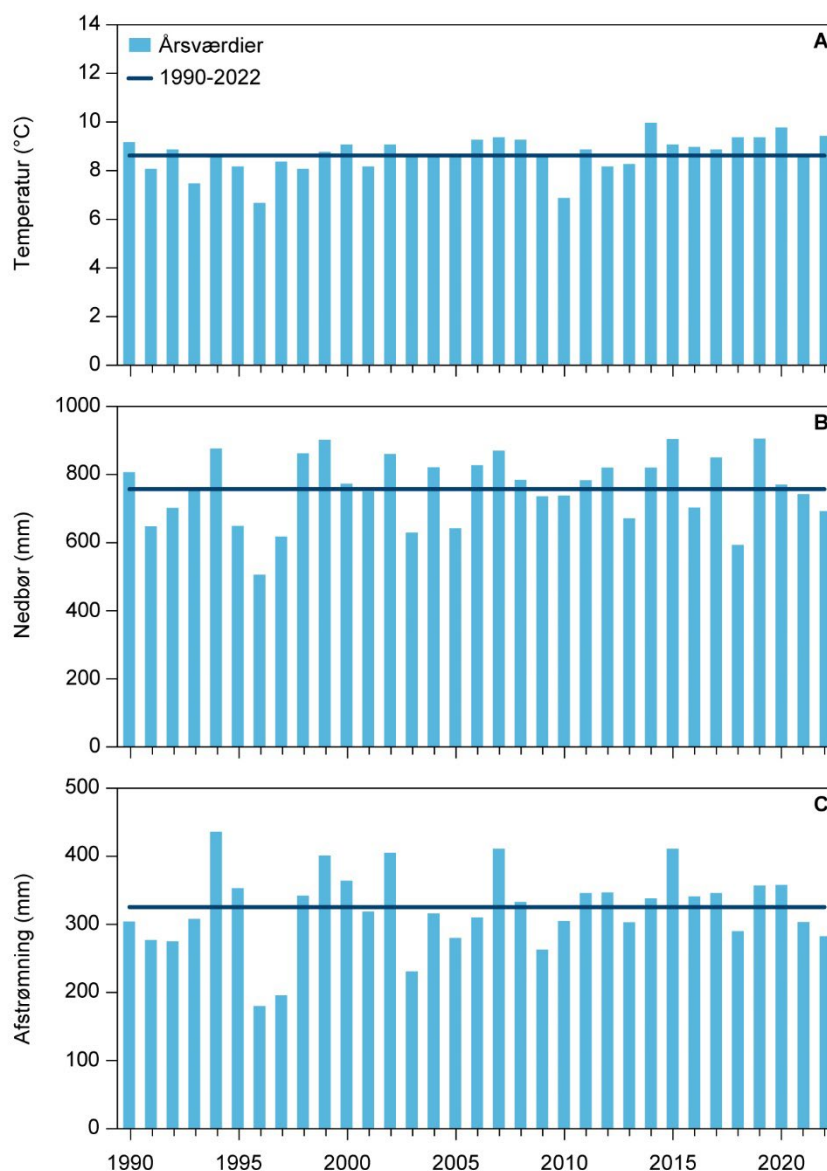
2.2 Klima, vejr og ferskvandsafstrømning

Vejret i 2022 var som helhed lidt varmere og tørrere end gennemsnittet for overvågningsperioden 1990-2020, (Figur 2.1 & 2.4). Middelttemperaturen for landet blev 9,4°C, hvilket er 0,7°C over normalgennemsnittet (8,7°C) for perioden 1991-2020 (Rubek m.fl. 2022). Det var især månederne januar, februar, august, oktober og november, der var varmere end gennemsnittet (Figur 2.4A). Til gengæld var december koldere end gennemsnittet for 1990 - 2021.

Nedbørsmængden, beregnet på basis af 10x10 km observeret gridnedbør over land, var i 2022 for hele landet 694 mm, hvilket er 66 mm (9 %) under normalen for 1991-2020 (760 mm) og 67 mm (9 %) under gennemsnittet for 1990-2021 (761 mm). 2022 var således et forholdsvis tørt år. DMI (2023) angiver en nedbør for 2022 på 691 mm. Februar måned var meget våd mens marts var meget tør og juli og august var forholdsvis tørre.

Den samlede ferskvandsafstrømning til de danske farvande er for 2022 opgjort til 12.200 millioner m³, hvilket svarer til en arealspecifik afstrømning på 283 mm (Figur 2.1C). Vandafstrømningen blev dermed 7 % lavere end i 2021, hvor den var 303 mm. Gennemsnittet for perioden 1990-2021 er 323 mm, afstrømningen blev dermed 12 % lavere end gennemsnittet. Gennemsnittet for de sidste 20 år 2002 - 2021 er 330 mm.

Figur 2.1. Årsmiddelværdier for temperatur (A), nedbør (ukorrigeret) (B) og arealspecifik ferskvandsafstrømning (C) fra 1990 til 2022 samt gennemsnit for perioden 1990-2022. Data for temperatur og nedbør er aggregeret fra DMI's gridværdier. Afstrømningsdata for den senere del af måleperioden er influeret af homogenitetsbrud i vandføringsmålingerne, se afsnit 1.4.4.

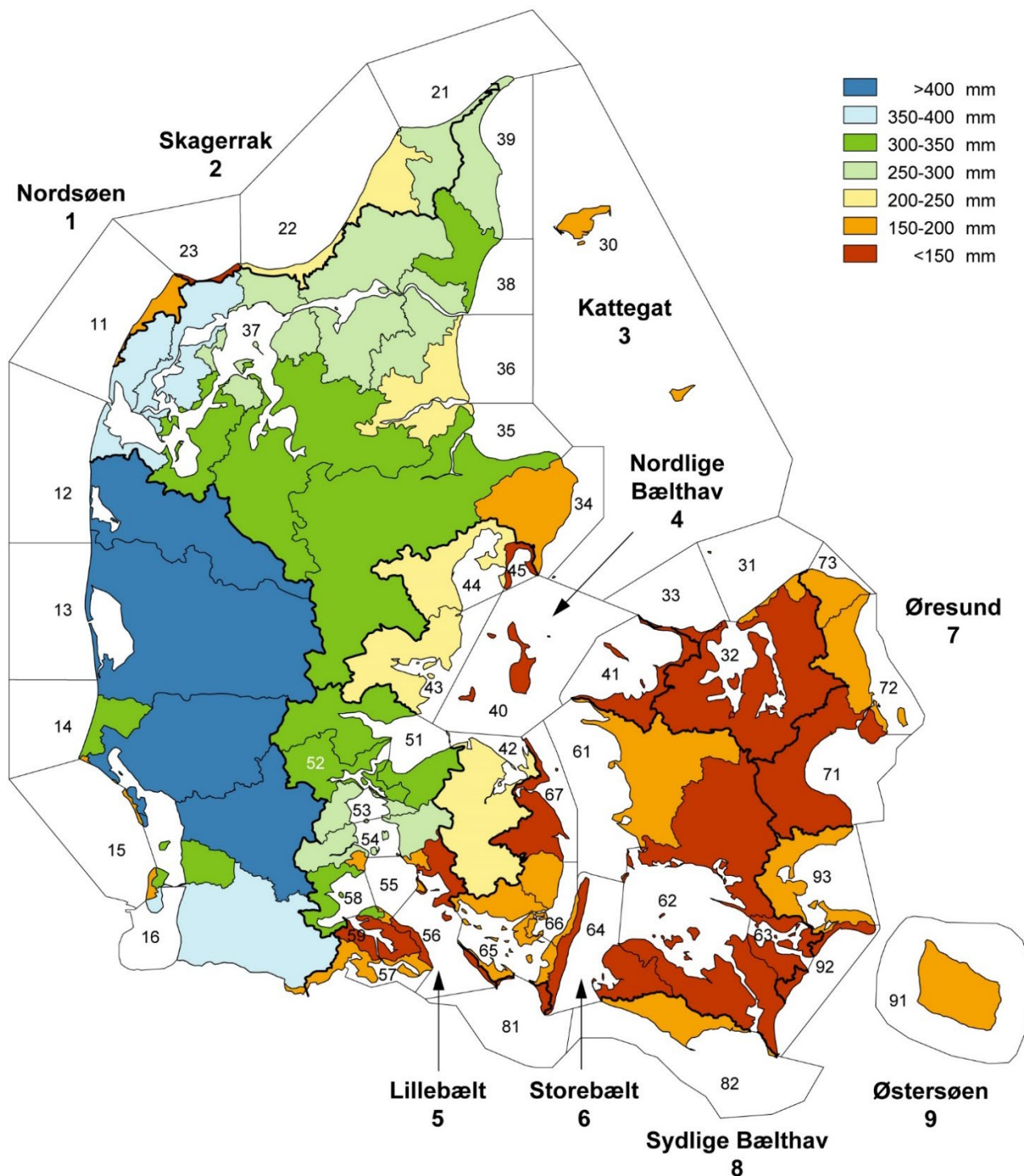


Afstrømningsforholdene udviser normalt - ligesom nedbøren - en stor geografisk variation, hvilket også var tilfældet i 2022 (Figur 2.2).

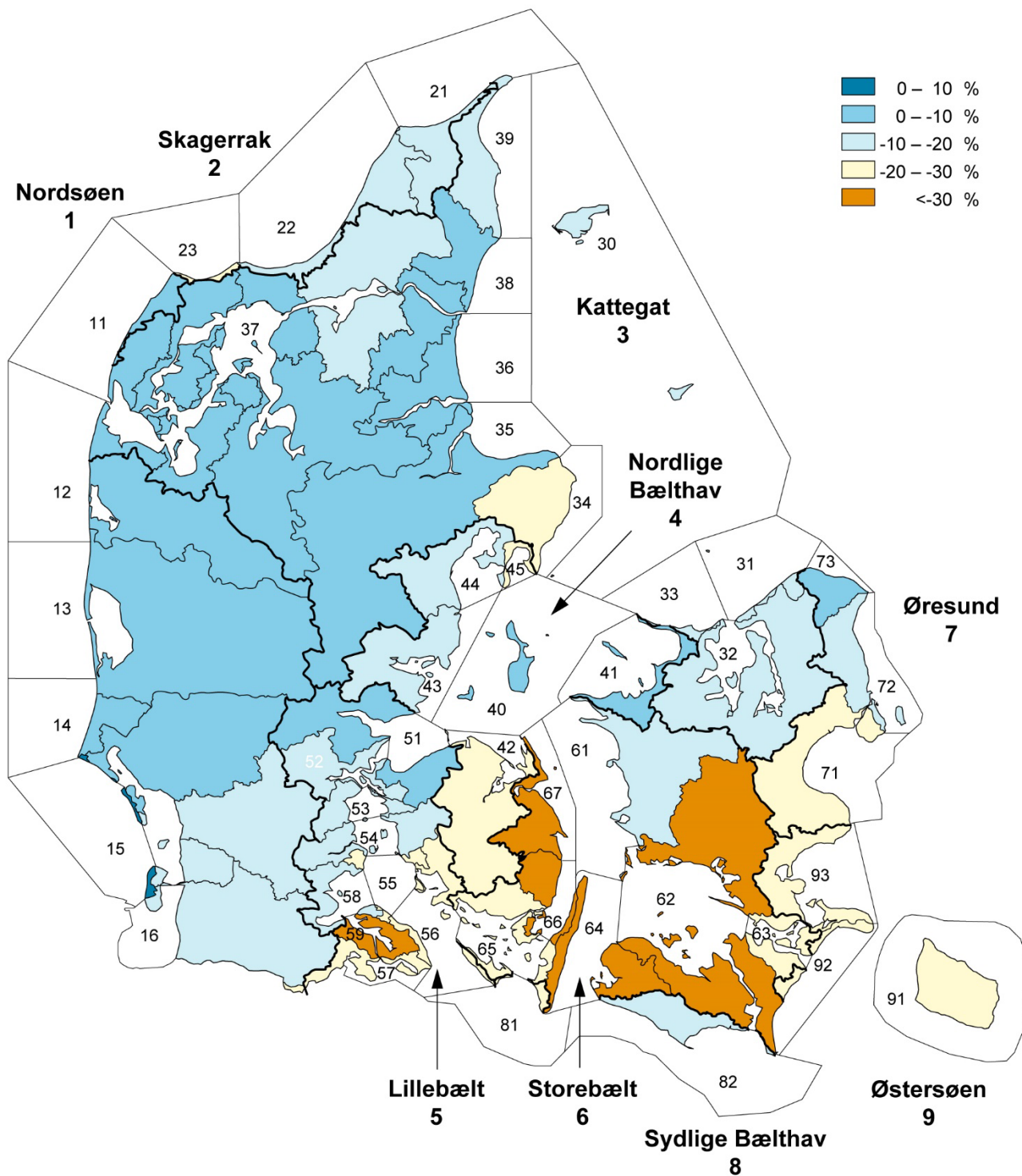
I det vestlige Jylland var den arealspecifikke årsafstrømningen i 2022 typisk større end 400 mm, mens afstrømningen i dele af Nord- og Østjylland var noget mindre. For Sjælland var afstrømningen typisk under 150 mm. Der ses lave årsafstrømninger for Lolland-Falster, Storebælts-området, Sydfyn og øerne inklusivt området omkring Als, mange steder under 150 mm. For landet som helhed ses således en forholdsvis stor forskel i afstrømningsfordelingen fra øst mod vest med omkring tre gange så stor afstrømning i vest i forhold til øst.

I de små oplande ses i visse tilfælde en afvigende afstrømningsmængde i forhold til de nærvæd liggende store oplande, fx farvandsområderne 45 (Ebeltoft vig) i forhold til 34 (østsiden af Djursland) (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.

Afstrømningen i 2022 var i hele landet, bortset fra den vestlige del af Fanø og Rømø, lavere end det normale (gennemsnit for 1990-2020). Særligt Sydsjælland, Lolland-Falster, den Østlige del af Fyn og Alssund havde en klart lavere afstrømning end normalt (Figur 2.3).



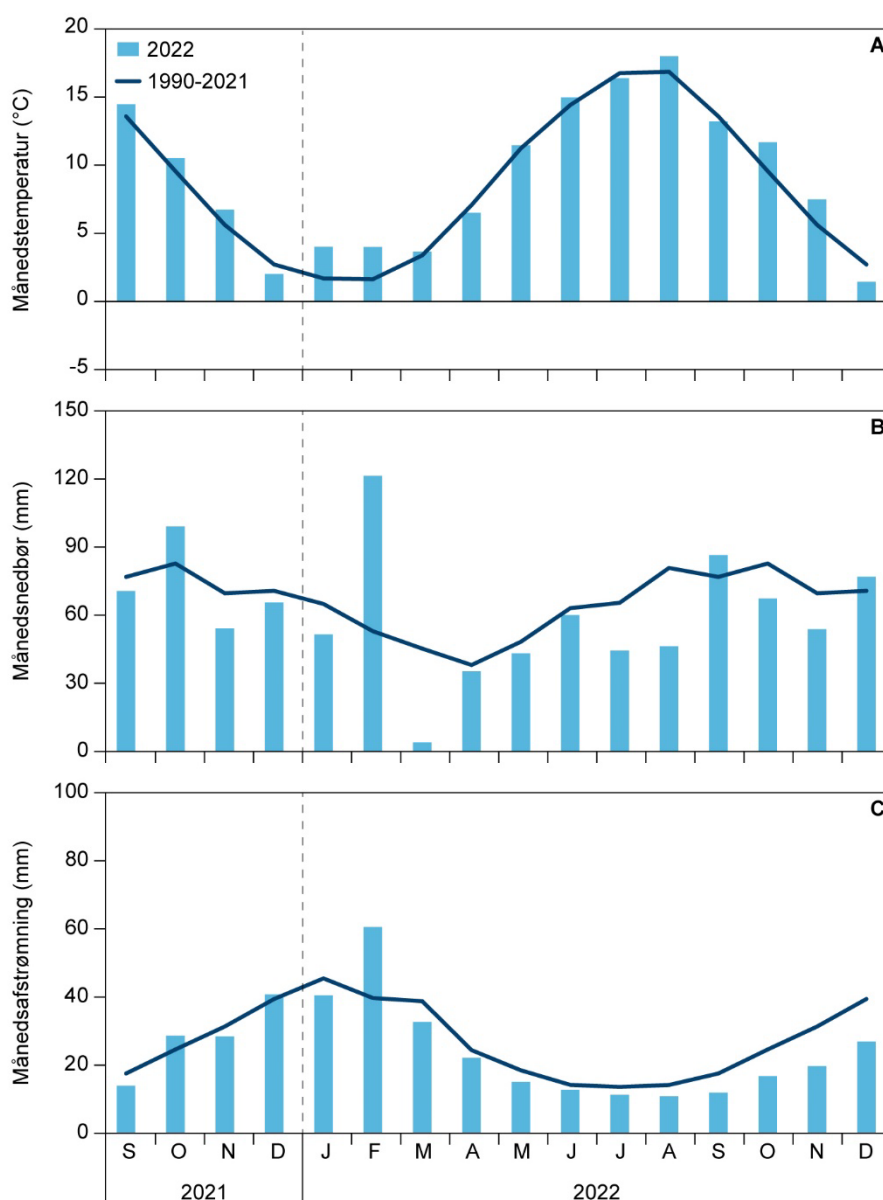
Figur 2.2. Areal specifik ferskvandsafstrømning til marine kystafsnit i 2022 (mm/år).



Figur 2.3. Afvigelse (%) i ferskvandsafstrømning til marine kystafsnit i 2022 i forhold til gennemsnittet for 1990-2021.

Ferskvandsafstrømningen i 2022 varierede noget hen over året (Figur 2.4C). I alle årets måneder, undtagen februar, var afstrømningen forholdsvis lav. I de sidste 4 måneder af 2021 var afstrømningen tæt på gennemsnittet for de enkelte måneder. I februar var afstrømningen omkring 50 % højere end gennemsnittet for februar i overvågningsperioden (1990-2021) og fjerde højeste februar afstrømning siden 1990. Samlet set har vinterhalvåret 2021 – 2022 en forholdsvis gennemsnitlig afstrømning, hvor februar har en afstrømning markant over gennemsnittet mens marts er noget under.

Figur 2.4. Månedsværdier for temperatur (A), nedbør (B) og areal specifik ferskvandsafstrømning (C) for Danmark i 2022 og de sidste 4 måneder i 2021. Desuden er vist månedsgennemsnit for perioden 1990-2021. Afstrømningsdata er influeret af homogenitetsbrud i vandføringsmålingerne, se afsnit 1.4.4.



2.3 Ferskvandsafstrømninger fra det målte opland

Afstrømningen er opgjort for de 243 hydrometristationer, der indgår i årets opgørelse af landsafstrømningen. I 2022 er der målt afstrømning på 210 stationer (dækkende ca. 60 % af landets areal), mens der på 99 stationer er målt i alle år siden 1990. De 99 hydrometristationer dækker et areal på ca. 19.781 km², svarende til ca. 46 % af landets areal. For alle stationer med perioder uden målinger er der foretaget en huludfyldning (se afsnit 1.1 og Thodsen m.fl. 2019a).

Afstrømningen for de 99 hydrometristationer med fuld måletidsserie siden 1990 er for 2022 opgjort til 341 mm mod 372 mm året før (8 % lavere). Gennemsnitsafstrømningen for de sidste 20 år (2002 - 2021) er 392 mm, mens den for perioden 1990-2021 er 382 mm.

Den arealspecifikke afstrømning (mm) fra det målte opland er opgjort til at være højere end afstrømningen fra hele landet, i 2022 hhv. 341 mm og 283 mm. Det skyldes primært, at nedbørsmængden er større inde i landet (målt opland) end langs kysten (umålt opland).

3 Økologisk tilstand

Christian Kjær & Søren Erik Larsen

Den økologiske overvågning i vandløb gennemføres med det formål at give et generelt overblik over danske vandløbs natur- og miljøtilstand, hvilket indebærer en tilstandsvurdering, som både omfatter biologiske- og fysik/kemiske kvalitetselementer. Således foretages der undersøgelser af kvalitetselementerne vandplanter, smådyr og fisk. Desuden indsamles data for bundlevende alger, således at den økologiske tilstand vil kunne afrapporteres for dette biologiske kvalitetselement, når det danske indeks tages i brug. Derudover måles en række andre forhold til karakterisering af den fysiske og kemiske tilstand, ligesom der indsamles oplysninger om oplandene til de enkelte målestationer samt oplysninger om karakteren af de vandløbsnære omgivelser. Overvågningen i vandløb omfatter både kontrolovervågning og operationel overvågning, hvor kontrolovervågningen har til formål at give et generelt overblik over miljøtilstanden samt at følge udviklingen, mens den operationelle overvågning har til formål at fastslå tilstanden for de vandområder, der er i risiko for ikke at nå miljømålet, eller hvor tilstanden er ukendt, samt at vurdere tilstandsændringer som følge af indsatsprogrammer.

Kontrolovervågningen gennemføres på stationstyper benævnt udviklingsstationer. Udviklingsstationerne omfatter fire forskellige typer af vandløbsstationer, nemlig landsnetstationer, DVFI-tidsseriestationer, klimastationer og MFS-udviklingsstationer, hvor sidstnævnte følger udviklingen af miljøfarlige forurenende stoffer i vandløbene.

Som omtalt oven for er det et vigtigt formål med kontrolovervågningens udviklingsstationer at kunne præsentere både en oversigt over den generelle økologiske tilstand i danske vandløb, men også at beskrive udviklingen i denne tilstand. Stationerne er derfor udvalgt således, at de giver en god geografisk dækning og samtidig dækker vandløb, der repræsenterer en påvirkningsgradient inden for udvalgte menneskeskabte påvirkninger. Overvågningen skal iflg. Vandrammedirektivet som udgangspunkt gennemføres mindst en gang i løbet af en 6-årig periode. For klimastationerne og DVFI-tidsseriestationerne foretages overvågningen hyppigere, henholdsvis hvert og hvert andet år. Historisk set er udviklingen på DVFI-tidsseriestationerne dog fulgt endnu tættere med årlige DVFI-prøvetagninger indtil 2016. Herefter er de årlige prøvetagninger erstattet med prøvetagninger hvert andet år.

Til dette års rapportering af miljøtilstanden i danske vandløb gives en status over den økologiske tilstand (udtrykt ved DVFI-indekset) og udvikling på de 257 DVFI-tidsseriestationer, hvor der i 2022 blev indsamlet bundfauna-prøver til bedømmelse med Dansk VandløbsFauna Indeks, DVFI.

3.1 Dansk VandløbsFauna Indeks (DVFI)

Dansk VandløbsFauna Indeks (DVFI) anvender sammensætningen af smådyr til at vurdere den økologiske tilstand ved at klassificere vandløbsstationerne i syv faunaklasser (Miljøstyrelsen 1998). Faunaklasse 7 angiver den bedste tilstand (det upåvirkede eller næsten upåvirkede vandløb), mens faunaklasse 1 angiver den dårligste tilstand. DVFI er særlig følsom over for påvirkninger, der øger belastningen med iltforbrugende organiske stoffer. En lav faunaklasse (fx 1, 2 eller 3) findes derfor typisk i vandløb med dårlige iltforhold på grund af

forurening med spildevand fra kommunale spildevandsanlæg, enkeltliggende ejendomme i det åbne land eller fra dambrug. Der kan også findes lave faunaklasseverdier i vandløb, som er stærkt påvirket af okker (som i nogle vestjyske vandløb), samt i vandløb med dårlige fysiske forhold, hvor der oprenses og grødeskæres jævnligt. Generelt er indekset ikke særligt følsomt over for ændringer i hydrologi og pesticidforurening (Gräber et al., 2014; Wiberg-Larsen et al., 2016) I Tabel 1 er DVFI-skalaens syv kategorier oversat til de fem tilstandsklasser, der anvendes i Vandrammedirektivets tilstandsvurderinger.

Tabel 3.1. Sammenhæng mellem scorerne i DVFI og de tilstandsklasser, der anvendes i forbindelse med Vandrammedirektivet.

Faunaklasse (DVFI)	Økologisk tilstandsklasse (tilstandsvurdering)
7	Høj
6	God
5	
4	Moderat
3	Ringe
2	Dårlig
1	

3.2 Datagrundlag

Siden 1992 er der i de nationale overvågningsprogrammer foretaget faunaundersøgelser i en række specifikt udvalgte stationer i danske vandløb for at indsamle data til bestemmelse af den tidlige udvikling i DVFI (Tabel 3.2). Antallet er steget støt i perioden – fra 114 stationer i 1992 til 257 stationer i 2022. Det var dog først i 1998, at DVFI-prøveindsamlingsmetoden blev beskrevet (Miljøstyrelsen 1998). Fra 2003 er alle faunaprøver indsamlet og oparbejdet som beskrevet i vejledningen fra Miljøstyrelsen (Miljøstyrelsen 1998). DVFI-metoden betyder, at prøven er indsamlet efter retningslinjerne i den tekniske anvisning (Wiberg-Larsen 2010), som bygger på vejledningen fra Miljøstyrelsen (1998). Dette indebærer, at prøvetagningen er gennemført med en standardketcher med en netpose med en maskevidde på 0,5 mm samt en pilleprøve, og at prøven er udsorteret og identificeret i laboratoriet. Derudover skal prøven være indsamlet i perioden fra 1. februar til 30. april og undtagelsesvist i perioden fra 1. maj til 31. maj og fra 1. november til 31. december. De feltbaserede metoder, som blev anvendt i større eller mindre grad frem til 2002, indebærer, at prøven kan være indsamlet med netpose med anden maskevidde, og at identifikation er foregået i felten. En tidligere sammenligning mellem DVFI-metoden og andre bundfaunaindeks viser, at tabet af information i forbindelse med feltindeksmetoderne medfører forøget usikkerhed (30%) på bestemmelse af faunaklassen. Det kan have betydning for, hvilken økologisk tilstandsklasse der kan beregnes på baggrund af den indsamlede faunaprøve (Skriver et al. 2009). I årets afrapportering har vi derfor valgt dels en fremstilling baseret på alle tilgængelige data fra 1992 og frem til 2022 gennemført i det foreskrevne indsamlingsvindue (1. februar til 30. april), dels statistiske analyser baseret på prøvetagninger, der er gennemført efter den gældende tekniske anvisning fra 2009 og frem. Den sidste indsamling med feltbaseret indsamling blev gennemført i 2002. Da artsammensætningen på den enkelte vandløbsstation er afhængig af vandløbsstørrelsen, og tidsserie-

stationerne ikke er repræsentative for størrelsesfordelingen af danske vandløb, vil der også blive lavet analyser opdelt efter typologi. Størrelsestypologien er således, at type 1 er små vandløb med et oplandsareal mindre end 10 km², type 2 er mellemstore vandløb med et oplandsareal mellem 10-100 km², og type 3 er store vandløb med et oplandsareal større end 100 km².

3.3 Økologisk tilstand i perioden 1992-2020

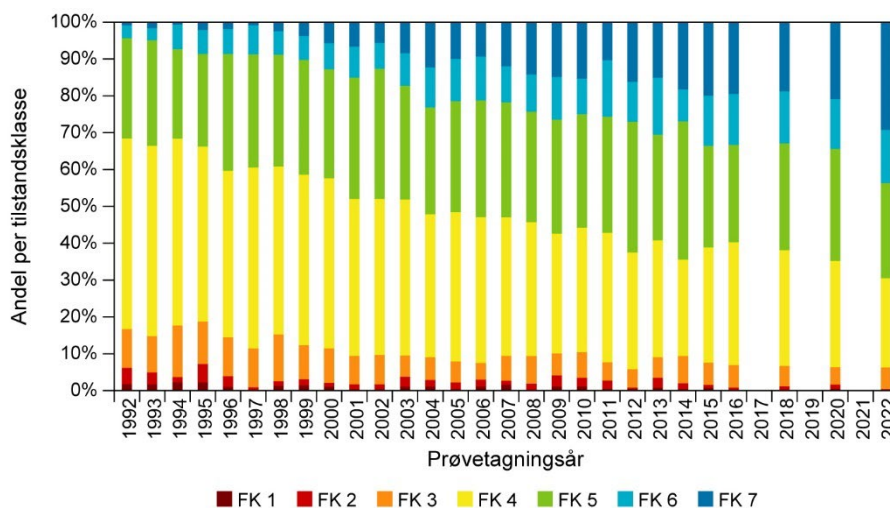
Figur 3.1 giver et overblik over tilstandsvurderingerne med anvendelse af de i alt syv faunaklasser. Hver station er dog kun medtaget en gang hvert år, og data fra denne er udvalgt således, at den ligger inden for den primære prøvetagningsperiode jævnfør den tekniske anvisning, dvs. mellem 1. februar og 30. april. Hvis der er flere prøvetagninger samme år og inden for den primære periode, så er første indsamling brugt. Der er en positiv udvikling gennem perioden, så antallet (og andelen) af stationer i de høje faunaklasser stiger. I 2010 var der således 1,2 % af stationerne i faunaklasse 1, 2,3 % i faunaklasse 2, 6,9 % i faunaklasse 3, 33,8 % i faunaklasse 4, 30,8 % i faunaklasse 5, 9,6 % i faunaklasse 6 og 15,4 % i faunaklasse 7, mens de tilsvarende tal i 2022 er 0 %, 0,4 %, 5,8 %, 24,3 %, 25,6 %, 14,3 % og 29,1 %. Disse værdier og stationsantallet afviger i mindre grad fra sidste afrapportering i 2020. Det skyldes, at de stationer, som indgik sidst, kun omfattede de 245 aktive tidsseriestationer og nærværende medtager alle stationer.

Tablet 3.2. Tabellen viser det antal stationer med prøvetagning af smådyr, hvor smådyrene er baseret på en prøvetagning indenfor det prøvetagningsvindue der er beskrevet i den tekniske anvisning, med en ketsjer med maskevidde 0,5 mm og hvor identifikationen er gennemført med identifikation i et laboratorium (Miljøstyrelsen 1998).

Indsamlingsår	Antal
1992	114
1993	122
1994	136
1995	139
1996	104
1997	115
1998	159
1999	292
2000	297
2001	298
2002	300
2003	295
2004	276
2005	279
2006	268
2007	266
2008	267
2009	269
2010	260
2011	222
2012	259
2013	265
2014	256
2015	265

Indsamlingsår	Antal
2016	261
2018	256
2020	253
2022	257

Figur 3.1. Udvikling i faunaklassen (FK) i perioden 1992 til 2022 baseret på data fra DVFI-tidsse-riestationerne, der i perioden har omfattet et varierende antal stati- oner (se Tabel 3.1).



3.4 Udvikling i økologisk tilstand vurderet med DVFI

I årets afrapportering er det valgt at gennemføre egentlige statistiske analyser på udviklingen i den økologiske tilstand med brug af data, hvor den standardiserede DVFI-metode med sikkerhed er anvendt, dvs. data fra 2009 og frem og begrænset til den delmængde, der er brugt en standardkjetsjer med netmaskestørrelse på 0,5 mm, og at artsbestemmelsen af smådyrene er gennemført i laboratorium (se Miljøstyrelsen 2020b). Denne afgrænsning af data er valgt for at få højst mulig sammenlignelighed over tid og hermed det stærkeste statistiske grundlag for analyser og konklusioner.

I Tabel 3.3 er antal vandløbsstationer i de syv DVFI-faunaklasser angivet sammen med fordelingen i de fem forskellige økologiske tilstandsklasser i indsamlinger fra 2022. Metoden til konvertering af DVFI-faunaklasse er præsenteret i Tabel 3.1.

Tabel 3.3. DVFI-faunaklasser (FK) og økologiske tilstandsklasser på de i alt 257 tidsse-riestationer baseret på data fra 2022. Konvertering af DVFI-faunaklasse til økologiske til- standsklasser følger metoden beskrevet tidligere (Tabel 3.1).

Faunaklasse (DVFI)	Antal stationer	Økologisk tilstand	Antal stationer
7	74	Høj	74
6	38	God	105
5	67	Moderat	62
4	15	Ringe	15
2	1	Dårlig	1
1	0		

I Figur 3.1 præsenteres data for alle indsamlingsmetoder og for perioden 1992-2022. Efterfølgende analyser medtager de udvalgte data for alle stationer i pe-rioden 2009-2022. Hver station er analyseret for sig med anvendelse af Mann-

Kendall's test for udviklingstendenser (Hirsch et al. 1982). Analyseresultaterne viser, at der overordnet set er en positiv udvikling i tilstandsvurderingen (Tabel 3.4). Når DVFI-faunaklasse ligger til grund for analyserne, er udviklingen positiv på 34 % af stationerne, og ingen stationer har en signifikant negativ tendens. For de øvrige stationer kan der ikke erkendes en signifikant udvikling i DVFI-tilstandsvurderingerne.

Tabel 3.4. Sammenfatning af analyseresultater for de i alt 300 DVFI-tidsseriestationer undersøgt i perioden 2009-2022, hvor 'positiv' angiver, at tilstanden er blevet bedre, 'negativ', at den er faldet, mens 'ingen' angiver, at der ikke er en signifikant udvikling i tilstanden.

Tilstandsvurdering	Udvikling	Antal vandløbsstationer	Andel vandløbsstationer, %
DVFI-faunaklasse	Positiv	102	34
	Negativ	0	0
	Ingen	198	66

Der er desuden gennemført en statistisk analyse af, om der i perioden fra 2009 til 2022 kan erkendes en signifikant udvikling for alle stationer samlet set, altså om der kan siges at være tale om en generel forbedring i tilstanden i perioden vurderet med DVFI. I denne analyse er kun medtaget de stationer, der har en sammenhængende tidsserie. Med de begrænsninger er der i alt 218 vandløbsstationer medtaget i de statistiske analyser.

I analyserne er det undersøgt, om fordelingen af vandløbenes faunaklasse ændrer sig over årene.

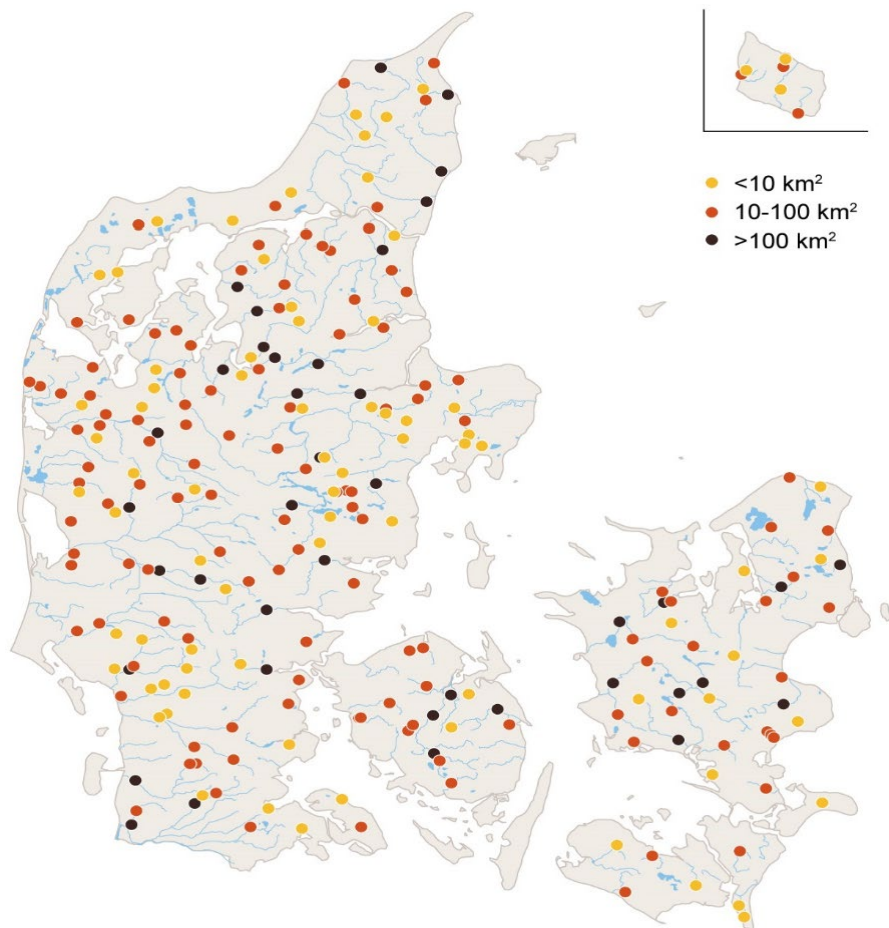
Analysen af udviklingen er foretaget med to forskellige statistiske metoder, dels en Cochran-Mantel-Haenszel analyse (Agresti 1990), dels en logistisk regression i en kumulativ logit-model med proportionale odds (Agresti 1990).

Resultaterne viser samstemmende, at udviklingen går mod en bedre tilstand i de 218 vandløbsstationer sammenlignet med tilstanden i 2009, og også, at dette gælder for både små, mellemstore og store vandløb (Tabel 3.5 og 3.6).

Tabel 3.5. Tabellen sammenfatter analyseresultater af en Cochran-Mantel-Haenszel analyse gennemført for perioden 2009-2022 på baggrund af data fra i alt 218 stationer med sammenhængende tidsserier. Testresultater angives dels for alle stationer samlet, dels for type 1, 2 og 3 for sig. P-værdien angiver signifikansen, hvor en P-værdi <0,05 anses for at være signifikant. Se Figur 3.2 for uddybning af vandløbstyper.

Data	Teststatistik	P-værdi
Alle stationer	28,50	<0,0001
Type 1, N=71	8,12	0,0044
Type 2, N=132	16,96	<0,0001
Type 3, N=14	6,44	0,011

Figur 3.2. Beliggenhed af de 257 tidsseriestationer, der overvåges i 2022. På figuren er størrelsestypologien fremhævet, hvor type 1 er små vandløb med et oplandsareal mindre end 10 km² (gule), type 2 er mellemstore vandløb med et oplandsareal mellem 10-100 km² (røde), og type 3 er store vandløb med et oplandsareal større end 100 km² (lilla).



Tabel 3.6. Tabellen sammenfatter analyseresultater af en logistisk regressionsanalyse gennemført for perioden 2009-2022 på baggrund af data fra i alt 218 stationer med ubrudte tidsserier i perioden. Tabellen angiver dels en parameter værdi, som betegner udviklingen både for alle stationer samlet og type 1, 2 og 3 for sig. P-værdien angiver signifikansen, hvor en P-værdi < 0,05 anses for at være signifikant. Se figur 3.2 for uddybning af vandløbstyper.

Data	Parameter, som betegner udviklingen	Teststatistik	P-værdi
Alle stationer	0,0463	24,8961	<0,0001
Type 1, N=71	0,044	7,3633	0,0067
Type 2, N=132	0,0457	14,6067	<0,0001
Type 3, N=14	0,0901	5,806	0,0160

Tabel 3.6 viser størrelsesordenen af den signifikante udvikling i DVFI-tilstandsvurderingen på de 218 stationer i perioden 2009 til 2022. Således øges sandsynligheden for at opnå faunaklasse 7 fra 15,3 % i 2010 til 23,9 % i 2022. På samme måde øges sandsynligheden for faunaklasse 6 fra 11,9 % i 2010 til 15,5% i 2022. Til gengæld falder sandsynligheden for faunaklasser, der ikke er forenelige med målopfyldelse (faunaklasse 1,2,3 og 4).

Tablet 3.7. Tabellen angiver udviklingen i sandsynligheden (i procent) for at tilhøre en af de i alt syv faunaklasser, henholdsvis FK 1, 2, 3, 4, 5, 6 og 7, for perioden 2009-2022 i henholdsvis 2010, og 2022. Sandsynligheden er beregnet på baggrund af den logitmodel, der er gennemført for de i alt 218 DVFI-tidsseriestationer, der har ubrudte tidsserier i perioden 2009- 2022, og hvor prøvetagningen følger den standardiserede DVFI-prøvetagningsmetode (Miljøstyrelsen 1998).

Faunaklasse	2010	2022
FK 1	0,6	0,3
FK 2	2,2	1,3
FK 3	6,0	3,7
FK 4	32,5	23,4
FK 5	31,5	31,9
FK 6	11,9	15,5
FK 7	15,3	23,9

3.5 Konklusion

Siden 1992 har der i de nationale overvågningsprogrammer været foretaget DVFI-faunaundersøgelser i en række danske vandløb. Antallet af DVFI-tidsseriestationer er steget støt i perioden. Analyserne viser samstemmende, at der overordnet er en positiv udvikling i DVFI-faunaklasser i perioden. Tilstandsvurderingen for 2022 viser den største andel stationer med målopfyldelse siden programmets start. Således er der en stor andel af tidsseriestationer, hvor DVFI-faunaklassen stiger (34 %), og ingen hvor faunaklassen falder. Ser man på den generelle udvikling, med anvendelse af en logistisk regressionsmodel baseret på vandløbsstationer sammenhængende tidsserie i perioden mellem 2010 og 2022, så øges sandsynligheden for målopfyldelse også – fra 58,7 % i 2010 til 71,3 % i 2022.

4 Kvælstof i vandløb

Jonas Rolighed, Hans Thodsen

Kvælstof er et plantenæringsstof, og de menneskeskabte 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 søer. Vandområdeplanerne har til formål at sikre renere vand i kystvande, søer, vandløb og grundvand. Reduktion af tilførslen af kvælstof til vandmiljøet er et af de vigtigste redskaber til at nå målene i vandområdeplanerne.

Kvælstof i vandmiljøet stammer primært fra udvaskning fra landbrugsarealer, men kvælstof udledes også fra renseanlæg, industrier, dambrug, spredt bebyggelse og udvaskning fra ikke dyrkede arealer.

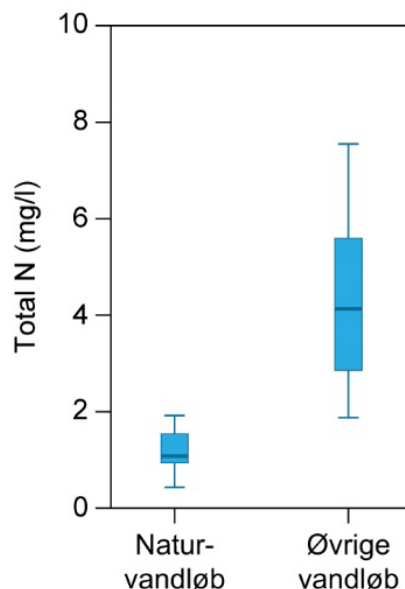
I selve vandløbene har kvælstof normalt relativt lille betydning for miljøet. Dog har forhøjede koncentrationer af ammoniak giftvirkning på smådyr og fisk, ligesom forhøjede koncentrationer af ammonium-N kan udelukke tilstedeværelsen af visse vandplanter. Vandløbene er en vigtig transportvej for kvælstof til søer og havet. Målinger af koncentrationer og transport af kvælstof i vandløbene indikerer udviklingen i kvælstoftilførslen til søer og havområder. Disse oplysninger kan bl.a. bruges til evaluering af den samlede effekt af virkemidlerne, der anvendes til at opnå målene i vandområdeplanerne.

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

4.1 Tilstanden i 2022

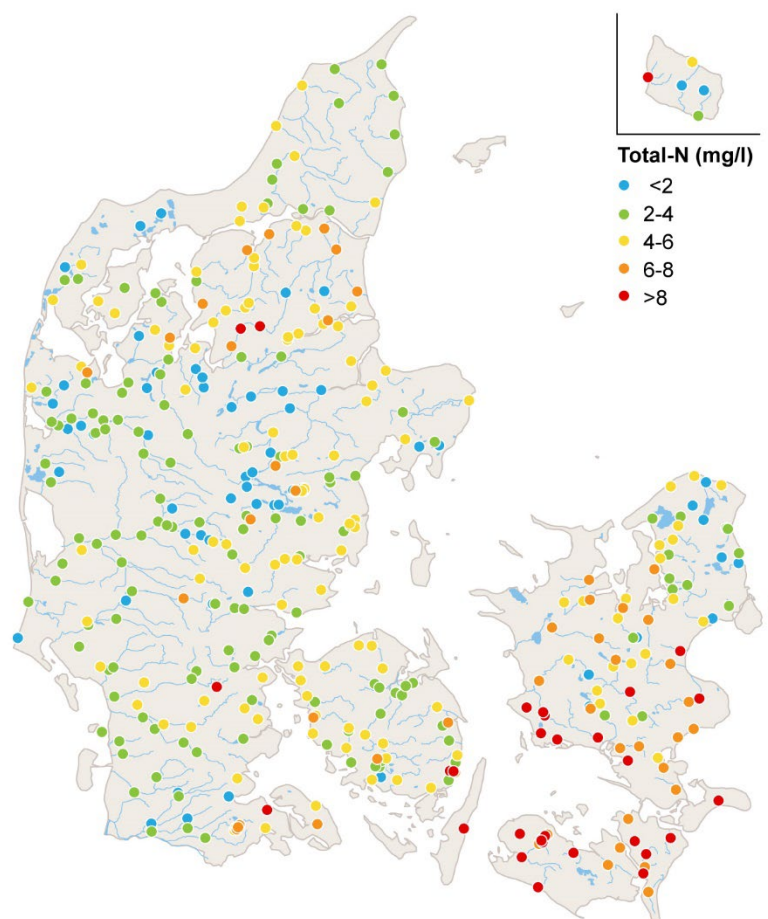
Vurderingen af kvælstofkoncentrationer i vandløb er siden 2018 baseret på et væsentligt større antal vandløb end tidligere år, da NOVANA er blevet udvidet til næsten det dobbelte antal vandløb. Dette giver et mere dækkende geografisk billede. Median-koncentrationen af kvælstof i vandløb, som ligger i dyrkede oplande eller modtager udledninger fra punktkilder, var i 2022 omkring fire gange så høj (4,5 mg N/l) som baggrundsniveauet målt i naturvandløb i 2020 og 2021 (1,2 mg N/l) (Figur 4.1).

Figur 4.1. Koncentrationen af total-kvælstof i vandløb i 2022 baseret på vandføringsvægtede årsmiddelværdier. Data fra naturvandløb stammer fra 2020 og 2021. Box-whiskers angiver 10, 25, 50, 75 og 90 percentiler.



Der er en betydelig variation i de målte koncentrationer af kvælstof i både naturvandløb og øvrige vandløb. Tidligere analyser af målinger 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 4.2). I Vestjylland siver en stor del af regnvandet gennem dybtliggende grundvandsmagasiner, før det når frem til vandløbene. Under denne transport passerer en del af vandet iltfrie zoner i undergrunden, hvor nitrat bliver omsat ved biologisk eller kemisk denitrifikation. I østdanske vandløb vil en stor del af nedbørens strømme gennem øvre grundvandsmagasiner eller dræn uden at skulle passere iltfrie zoner. Dette er medvirkende til, at der ikke fjernes så meget nitrat ved denitrifikation i denne region, hvilket forårsager højere kvælstofkoncentrationer i vandløbene.

Figur 4.2. Koncentrationen af total-kvælstof i vandløb i 2022. Vandføringsvægtede årsmiddelkoncentrationer.



4.2 Udvikling siden 1990

Udviklingen i normaliseret kvælstoftab er beregnet ved hjælp af Mann-Kendall's trendtest og Sen's hældningsestimator (Carstensen & Larsen, 2006). Ændringen i normaliseret kvælstoftab i det enkelte vandløb er herefter beregnet som den relative forskel på modelestimatet for 1990 og 2022. Analysen er baseret på vandløb med data for årligt kvælstoftab for hele perioden 1990-2022, som er normaliseret efter Larsen & Svendsen (2021). For naturoplandene ses en lavere overvågningsfrekvens efter 2003.

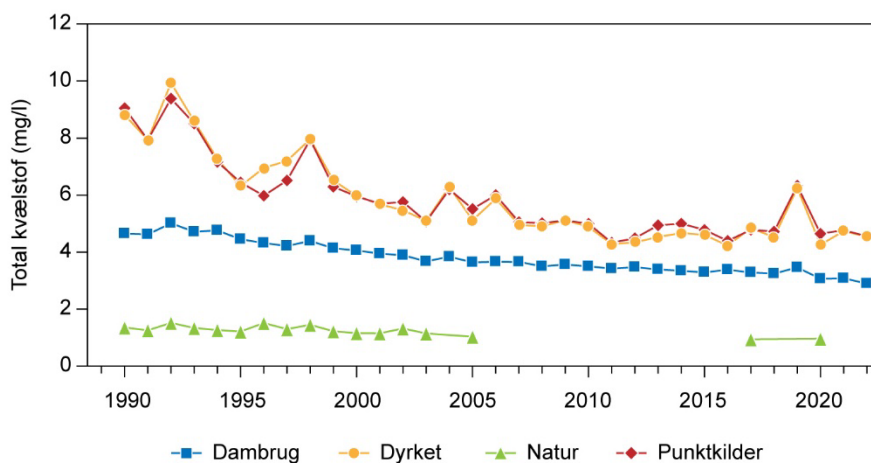
Kvælstofkoncentrationen i vandløbene har for størstedelen af perioden været faldende, mens koncentrationen de seneste 5-10 år har været omtrent konstant (Figur 4.3). Faldet i kvælstoftab har været tydeligst i de vandløb, der ligger i dyrkede oplande eller modtager betydende udledninger af by- eller industri-spildevand (Tabel 4.1). Der har været betydelige udsving i den vandføringsvægtede kvælstofkoncentration 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 steg koncentrationen i mange vandløb drastisk i forhold til de foregående år, blandt andet på grund af en dårlig høst i 2018, som efterlod meget kvælstof i jorden, og et meget tørt efterår i 2018, som forhindrede udvaskning af kvælstof. Den store kvælstofpulje i jorden blev derfor først udvasket i forbindelse med store mængder regn i efteråret 2019. Kvælstofkoncentrationen i 2022 ligger på niveau med årene før 2019.

Også i vandløb med betydelige udledninger fra dambrug har der været en reduktion siden 1990. Her ligger koncentrationsniveauet lavere end i vandløb i

dyrkede områder og vandløb med betydelig spildevandstilførsel 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. 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 4.3. Udvikling i kvælstofkoncentration siden 1990. 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). For naturvandløb er årene 2008, 2011 og 2014 udeladt af tidsserien, da ikke alle stationer har komplet tidsserie.



Tabel 4.1. Nøgletal for statistisk test (Mann-Kendall trendtest og Sen's hældningsestimator) af udviklingstendenser siden 1990 for normaliseret kvælstoftab samt procentvis ændring i normaliseret kvælstoftab. Middelværdier \pm 95 % konfidensinterval for gennemsnittet (+ : stigning; - : fald).

Oplandstype 1991	Antal stationer	Antal med signifikant fald ($p < 0,05$)	Antal med signifikant stigning ($p < 0,05$)	Procentvis ændring i koncentration
Natur	6	4	0	-37 ± 29
Dyrket	51	48	0	-39 ± 4
Punktkilder	67	65	0	-41 ± 3
Dambrug	13	13	0	-36 ± 8
Alle	137	130	0	-40 ± 2

5 Fosfor i vandløb

Jonas Rolighed, Hans Thodsen

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 rensning af spildevand nu den vigtigste kilde til fosfor i vandløbene (se kapitel 7).

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 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 udviklingen i tilførslerne af fosfor til søer og fjorde.

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

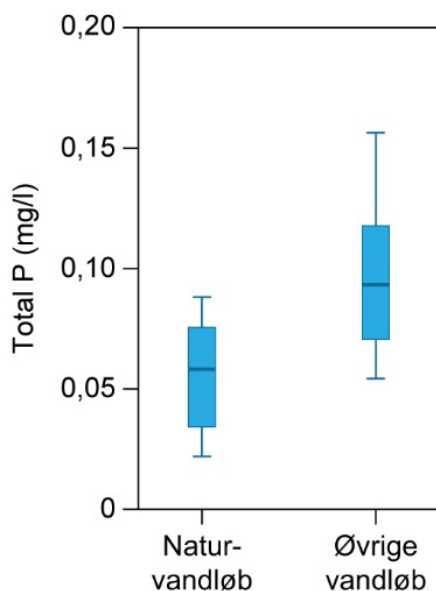
5.1 Tilstanden i 2022

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 oplande, der modtager udledninger fra punktkilder, var i 2022 omkring 50% højere (0,099 mg P/l) end niveauet målt i naturvandløb i 2020 og 2021 (0,066 mg P/l) (Figur 5.1).

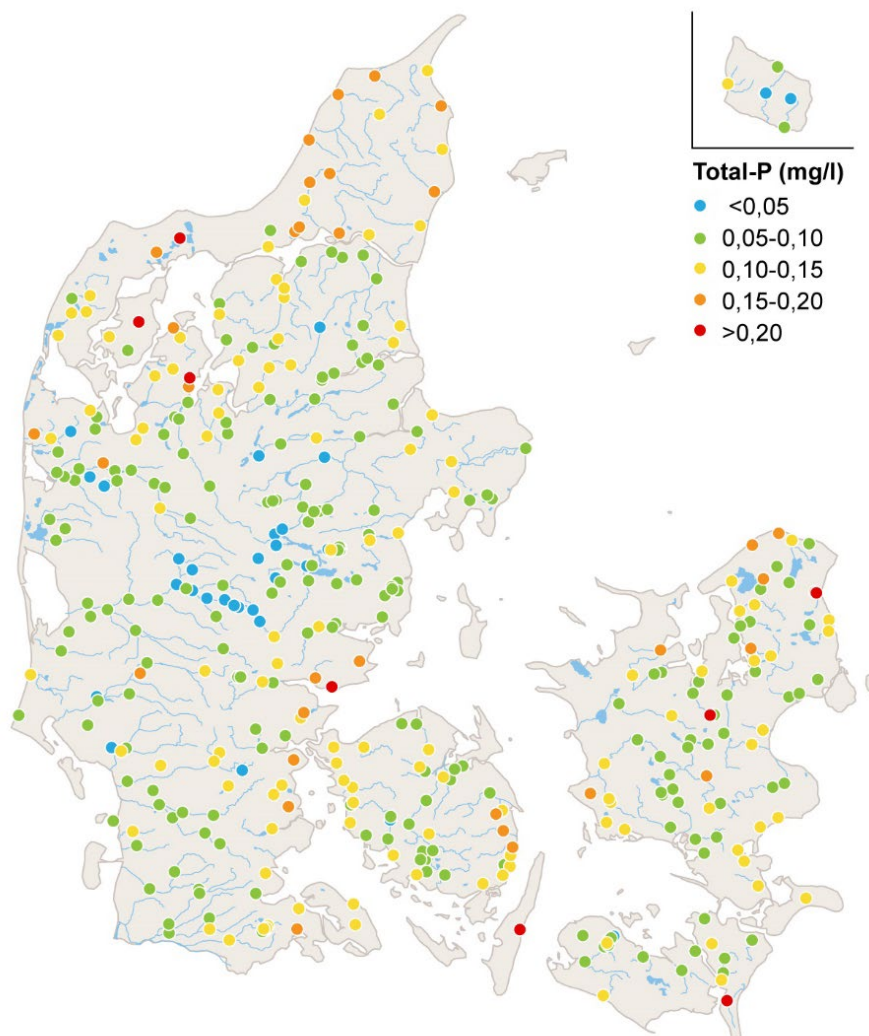
Der er en betydelig variation i koncentrationerne. Tidligere analyser af målinger fra naturvandløb har vist, at der er regionalt betingede forskelle i koncentrationen af fosfor, som kan forklare noget af variationen.

Figur 5.1. Koncentrationen af total-fosfor i vandløb i 2022. Vandføringsvægtede årsmiddelværdier. Data fra naturvandløb stammer fra 2020 og 2021. Box-whisker diagrammet angiver 10, 25, 50, 75 og 90 percentiler.



Høje koncentrationer af fosfor optræder især i det tæt befolkede Nordsjælland (Figur 5.2), men også på 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 lavere afstrømning (Figur 2.2) og dermed mindre vand til at fortynde udledningerne i de sjællandske vandløb end i jyske vandløb. Også i Nordjylland ses høje koncentrationer, hvilket kan skyldes en høj erosionsrate af de finsandede jorde og vandløbsbrinker med høj sedimenttransport til følge (Thodsen m.fl. 2019c). I de mere tyndt befolkede egne i Midt- og Vestjylland, hvor afstrømningen generelt også er forholdsvis høj, er der lavere koncentrationer af fosfor.

Figur 5.2. Koncentrationen af total-fosfor i vandløb i 2022. Vandføringsvægtede årsmiddel-koncentrationer.



5.2 Udvikling siden 1990

Udviklingen i normaliseret fosfortab er beregnet ved hjælp af Mann-Kendall's trend-test og Sen's hælningsestimator (Carstensen & Larsen, 2006). Ændringen i normaliseret fosfortab i det enkelte vandløb er herefter beregnet som den relative forskel på modelestimatet for hhv. 1990 og 2022. Analysen er baseret på vandløb med data for årligt fosfortab, som er normaliseret efter Larsen & Svendsen (2021) for hele perioden 1990-2022. For naturoplandene ses en lavere overvågningsfrekvens (hvert 3. år) efter 2003.

Koncentrationen af total-fosfor i punktkildebelastede vandløb er faldet markant gennem første halvdel af 1990'erne og er nu kun lidt højere end i dyrkningspåvirkede vandløb (Figur 5.3 & Tabel 5.1). Faldet i fosfortabet skyldes de foranstaltninger, der er sat i værk for at reducere forureningen fra byspildevand og industriel udledning, både i forbindelse med vandmiljøplanerne og regionale tiltag. I dambrugspåvirkede vandløb er fosfortabet faldet signifikant som følge af formindskede udledninger fra dambrug. I naturvandløb er der et signifikant fald i et enkelt vandløb. I vandløb i dyrkede områder ses fald i fosfortab i over halvdelen af vandløbene. Det gennemsnitlige fald i fosfortab er størst for oplande belastet med punktkilder og dambrug og mindst for naturoplandene. Generelt er udledningen fra spredt bebyggelse også faldet og kan være en medvirkende årsag til fald i fosfortabet i alle typer af vandløb. Der er ikke testet for regionale forskelle.

Figur 5.3. Udvikling i fosforkoncentration siden 1990. 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). For naturvandløb er årene 2008, 2011 og 2014 udeladt af tidsserien, da ikke alle stationer har komplet tidsserie.

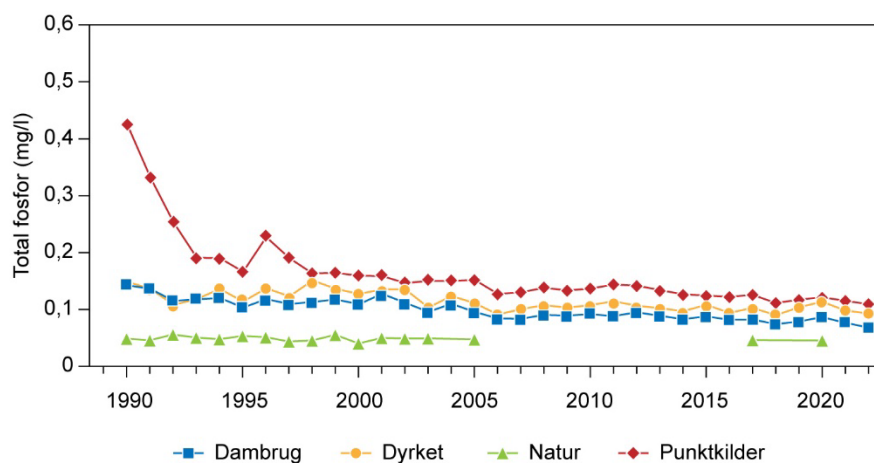


Table 5.1. Nøgletal for statistisk test (Mann-Kendall trend-test og Sen's hældningsestimator) af udviklingstendenser siden 1990 for fosfortab samt procentvis ændring i fosfortab. Middelværdier \pm 95 % konfidensinterval for gennemsnittet. (+ : stigning; - : fald).

Opland klassificeret for 1991	Antal stationer	Antal med signifikant fald (p<0,05)	Antal med signifikant stigning (p<0,05)	Procentvis ændring i koncentration
Natur	6	1	1	1 \pm 18
Dyrket	30	17	0	-22 \pm 7
Punktkilder	67	61	0	-41 \pm 5
Dambrug	13	13	0	-44 \pm 11
Alle	116	92	1	-34 \pm 4

6 Kvælstoftilførslen til havet

Henrik Tornbjerg, Hans Thodsen, Søren Erik Larsen, Jonas Rolighed & Gitte Blicher-Mathiesen

Danmarks kystlinje er inddelt i kystafsnit af 1.-4. orden, hvor 1. orden som den groveste kategori 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. 6.1 – 6.3.

6.1 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 231 målestationer dækkende et oplandsareal på 25.956 km², hvilket svarer til ca. 60 % af landets samlede areal. I opgørelserne for 2022 indgik 231 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 92 målestationer er der fuld tidsserie af målinger siden 1990, disse stationer dækker ca. 19.221 km², svarende til 45 % af landets areal. For 2022 har der været måledata fra 206 af stationerne. For 139 af de 231 målestationerne er der ikke kontinuerte 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).

Total-kvælstof- og total-fosfor-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 total-kvælstof- og total-fosfor-koncentrationer målt i denne periode (Thodsen m.fl., 2021). Der er ligeledes gennemført en korrektion af total-kvælstof-data målt fra 2009 til 2015, da data for denne periode er analyseret med den samme forkerte metode. Denne korrektion er beskrevet i afsnit 1.4.1, og Larsen m.fl. (2021a, b).

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-QNPv2-model. 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 biaskorrektion 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 modellerede tilførsel. Biaskorrektionsmetoden er beskrevet i Thodsen m.fl. (2019b).

En vigtig modelvariabel i DK-QNPv2-modellen til beregning af tilførsel af totalt diffust kvælstof fra umålt opland er det beregnede årlige nationale kvælstofoverskud på mark-niveau (markbalancen). 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). Den statistiske total-kvælstofmodel der anvendes for umålt opland er konstrueret ud fra data fra et antal målestationer (Windolf m.fl., 2011). Disse målestationer dækker i sagens natur ikke hele landet og dermed alle kombinationer af alle inputparametre, som findes i den resterende del af landet. Derfor anvendes modellen til en vis grad uden for dens modeldomæne.

Data for udledninger af spildevand fra punktkilder er for samtlige år leveret af Fagdatacentret for Punktkilder (Miljøstyrelsen). Der er ikke foretaget en korrektion af total-kvælstof- og total-fosfor-værdier for eventuelt forkerte analysemetoder på data fra 2016 eller tidligere år (Miljøstyrelsen, 2018). Udledningerne fra spredt bebyggelse, regnbetingede udløb, havbrug og i et vist omfang dambrug er for en stor dels vedkommende opgjort på baggrund af enhedstal og modeller og er derfor ikke berørt af analysefejlen (Miljøstyrelsen, 2018). For kvælstof udgør disse udledninger 40 % af den totale punktkildeudledning (Miljøstyrelsen, 2023). For særskilte opgørelser af punktkildetilførsler af total-kvælstof og total-fosfor henvises der til rapporten Punktkilder 2022 (Miljøstyrelsen, 2024).

For rensningsanlæg, særskilte industrielle udledere, ferskvandsdambrug og saltvandsbaseret fiskeopdræt er udledningerne knyttet til et punkt. Regnvandsbetingede udledninger (RBU) har tidligere været knyttet til et opland, men er fra og med 2013 også 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 i 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, 2020a).

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 dermed blevet forlænget bagud. Hvis der modsat ikke forefindes tal for udledningen fra et givet 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 af udledningspunkterne for 2013 fra PULS-databasen er kombineret med viden om den samlede 'aktuelle årsudledning' gennem hele perioden. Ud fra disse oplysninger distribueres et givent års udledning fra regnbetingede udledningspunkter geografisk (Skovmark, 2020).

Visse anlæg udleder direkte til havet. Det drejer sig især om større rensesanlæg, 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 renseanlæg, industrielle udledere, dambrug og regnvandsbetingede udledninger. Saltvandsbaserede fiskeopdræt betragtes konsekvent som direkte udledere til havet.

De tilgængelige spildevandsdata omfatter alene udledninger på årsbasis. Da der er behov for at anvende månedsudledninger, er der beregnet/estimeret månedlige fordelinger for de enkelte punktkildetyper (Thodsen m.fl. 2023; Lassen & Frank-Gopolos, 2022). Endelig skal det bemærkes, at spildevandsudledninger fra spredt bebyggelse er indregnet under den diffuse kvælstofudledning.

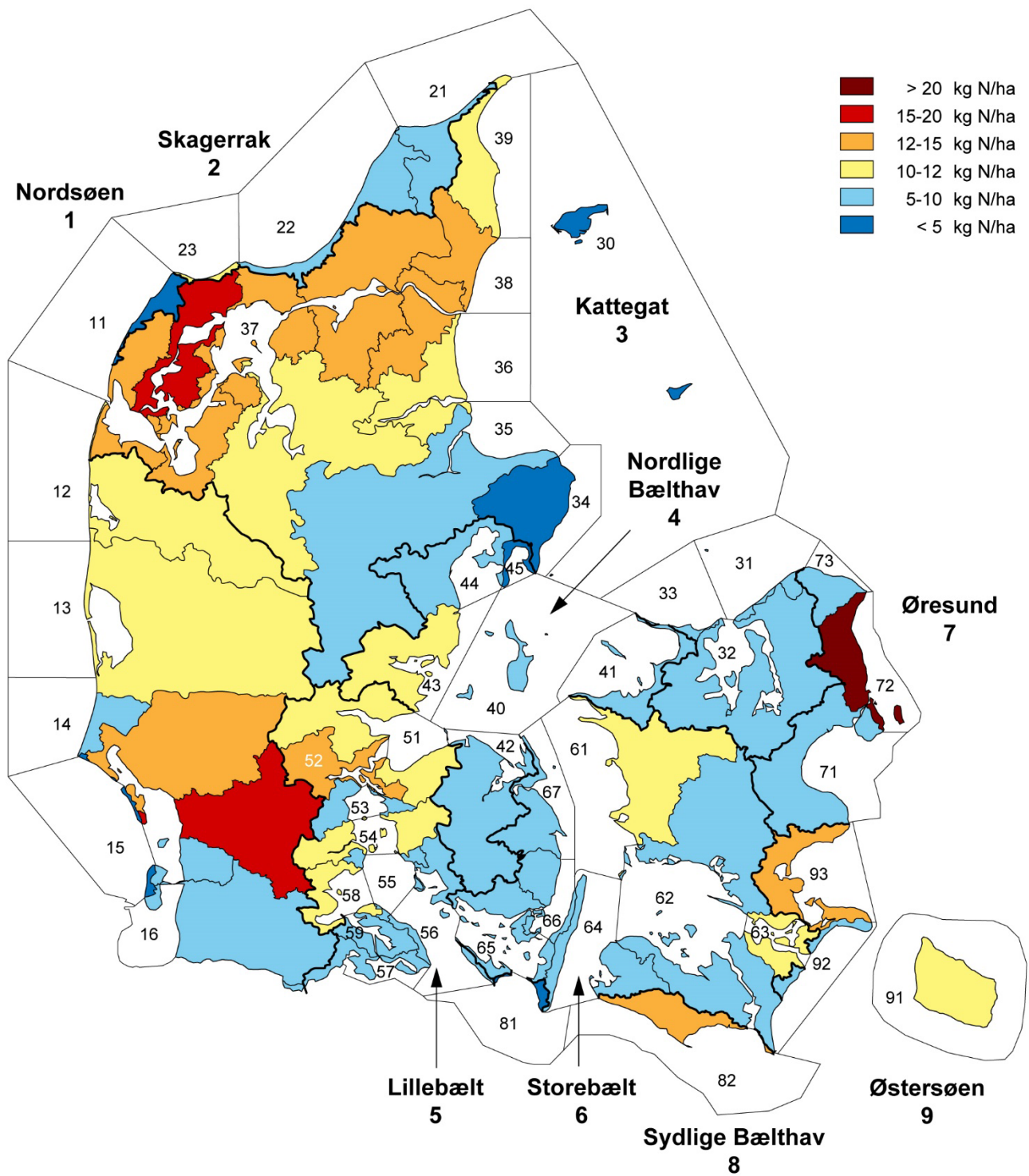
Der foretages for kvælstof, fosfor og nitrat en normalisering (nogle gange omtalt som klimanormalisering) af transporter/tilførsler i form af en månedlig afstrømningsnormalisering på den aktuelle geografiske skala. Afstrømningsnormaliseringen er nærmere beskrevet i Larsen & Svendsen (2021). Afstrømningsnormaliseringen foretages for bedst muligt at kunne tage højde for variationer i ferskvandsafstrømningen for det enkelte års kvælstoftilførsel. Metoden består i at fitte en lineær model til 1. ordens differenser for logaritme-transformerede data hver kalendermåned. Der er ingen afskæringsparameter i modellen og 1. ordens differensen er mellem år i og $i-1$ for en given kalendermåned. 1. ordens differenser beregnes både for transport- og afstrømningsdata og efter at data er logaritme-transformeret. Den naturlige logaritme funktion anvendes ved transformationen. Efter modelfit og beregning af residualer og normaliserede værdier, tilbagetransformeres disse, adderes op på årniveau og korrigeres for bias, så de normaliserede værdier kommer til at passe i niveau med de ikke-normaliserede værdier. Den normaliserede transport illustrerer den kvælstoftransport, der ville have været det enkelte år, såfremt vandafstrømningen havde været konstant gennem perioden 1990-2022 (322mm/år).

6.2 Kvælstoftilførsel til havet i 2022

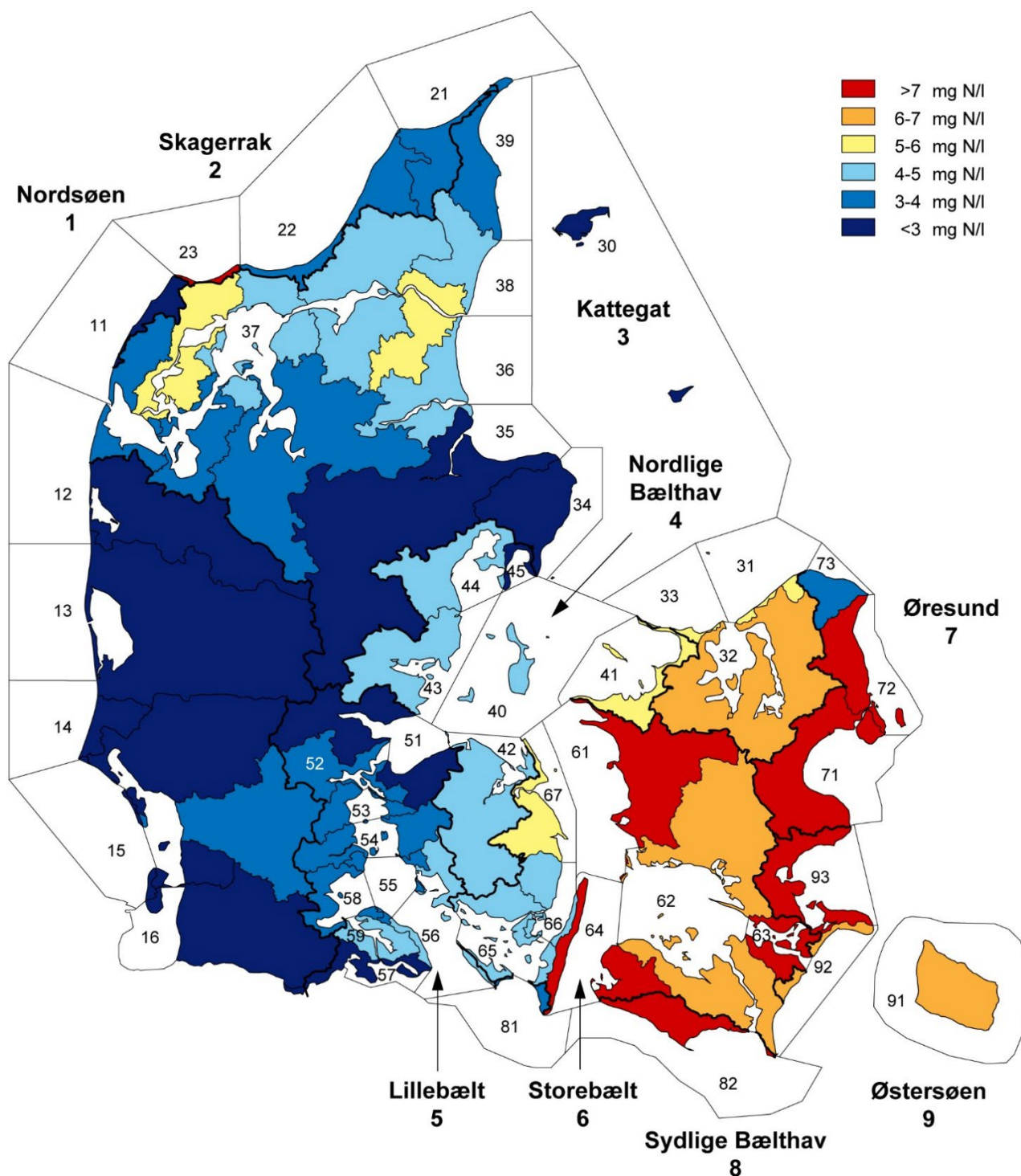
For 2022 blev der i alt beregnet en tilførsel på omkring 45.000 tons total- kvælstof fra land til kystafsnittene omkring Danmark. Dette er 11 % mindre end for 2021, hvor tilførslen var ca. 50.000 ton N. Samtidig var vandafstrømningen på 283 mm i 2022 ca. 7 % mindre end i 2021 hvor den var 304 mm. Dermed blev både vandafstrømningen og kvælstoftilførslen i 2022 lavere end året før.

Tabet af total-kvælstof pr. ha opland til de kystnære vande var som gennemsnit i 2022 omkring 10,4 kg N/ha mod ca. 11,5 kg N/ha i 2021. Der var dog betydelige afvigelser imellem de forskellige dele af landet (Figur 6.1). I nogle oplande var tabet til de kystnære vandområder mindre end gennemsnittet, fx i Gudenå-systemet. Her sker der via vandløbssystemets mange søer en væsentlig fjernelse af det tilførte kvælstof, inden vandet løber ud i Randers Fjord (Figur 6.1). Det almindelige mønster er forholdsvist 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 ses også for 2022 (Figur 6.1). Der ses forholdsvist høje oplandstab i dele af oplandet til Limfjorden og oplandene til den nordlige del af Vadehavet og Bornholm. Men også for Øresund, hvor hovedparten af kvælstoftilførslen kommer fra punktkilder. Der ses forholdsvist lave tab på Djursland og i oplandet til Randers fjord samt i oplandet til Flensborg fjord, på Als, dele af Fyn og det meste af Sjælland og Lolland-Falster (Figur 6.1).

Den vandføringsvægtede koncentration af total-kvælstof for hele landet er for 2022 opgjort til 3,7 mg N/L, og dermed lidt lavere end de 3,8 mg N/l i 2021 (Figur 6.5b). Indholdet af total-kvælstof i det afstrømmende vand til kystvandet var i store dele af Jylland mindre end 3 mg N/l og er typisk større i det østlige Danmark (Figur 6.2). Sydøstsjælland og dele af Lolland-Falster samt Møn har forholdsvis høje koncentrationer over 7 mg N/L. Der ses for 2022 således, som for tidligere år, 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 det 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 det 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 det udvaskede kvælstof. I enkelte jyske oplande - fx visse områder omkring Limfjorden, Mariager Fjord, Alssund og Horsens Fjord - var koncentrationerne generelt større end 4 mg N/l.



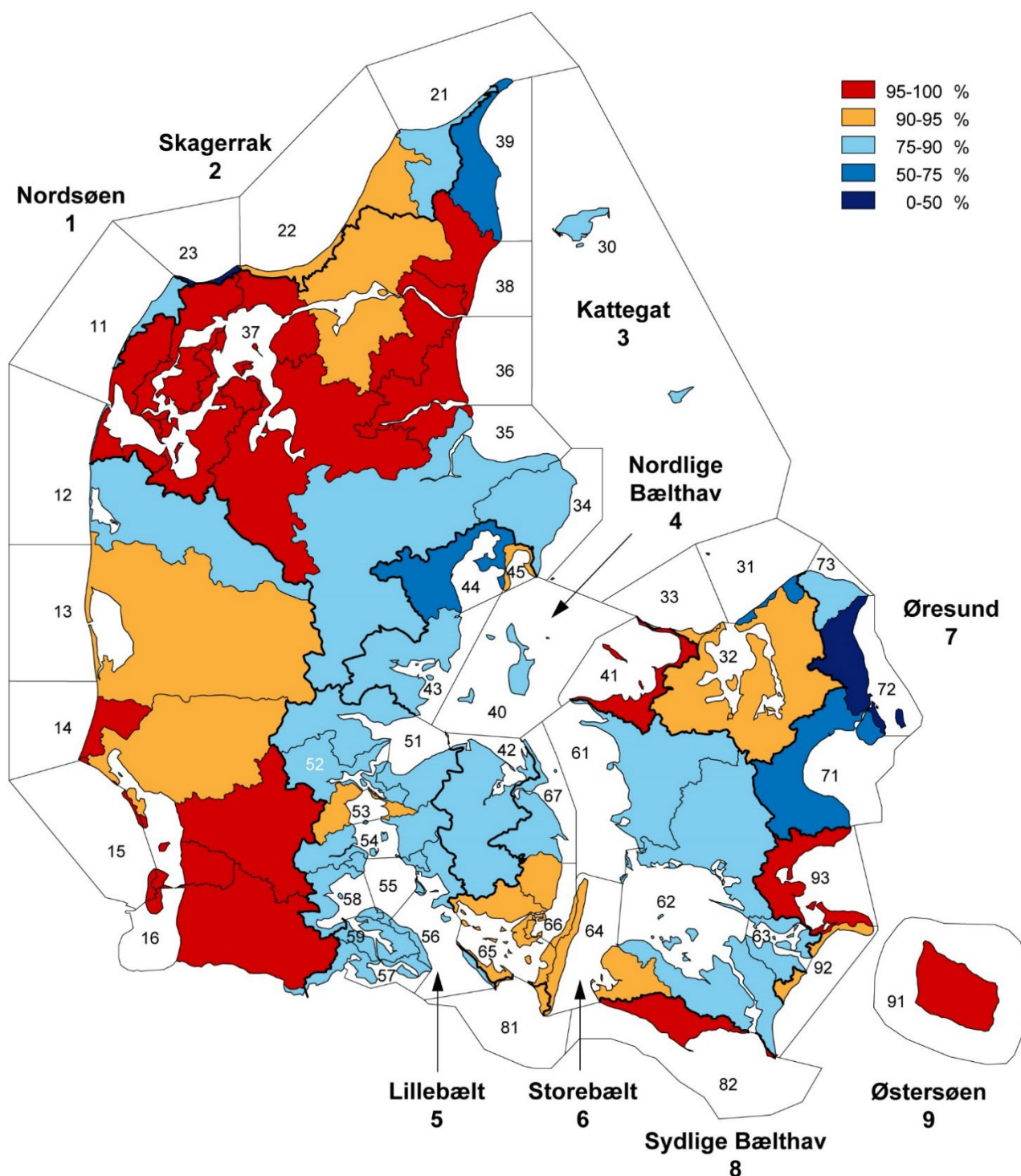
Figur 6.1. Areal specifikt tab af kvælstof fra oplandene (inklusive bidrag fra punktkilder) til marine kystafsnit i 2022.



Figur 6.2. Vandføringsvægtet kvælstofkoncentration i vand, der afstrømmer til marine kystafsnit i 2022.

De diffuse kilders andel af den samlede kvælstoftilførsel til kystområderne varierede – som i tidligere år – en del fra landsdel til landsdel (Figur 6.3). De diffuse kilder omfatter tilførsler fra såvel dyrkede som udyrkede jorde, men også i mindre omfang udledninger af spildevand fra spredtliggende ejendomme i ikke kloakerede egne. De diffuse kilder har derfor mindst betydning omkring de større byer og størst betydning i de åbne landområder (Figur 6.3). For landet som helhed var den samlede udledning af total-kvælstof fra punktkilder (dvs. renseanlæg, regnbetingede udledninger, akvakultur og industri med særskilt udledning) på ca. 4.800 tons i 2022. Den diffuse tilførsel udgjorde ca. 40.000 tons. Det svarer til en fordeling på henholdsvis 11 % fra punktkilder og 89 % fra diffuse kilder af den

totale kvælstoftilførsel, meget lig fordelingen til kystområderne de seneste 5 opgjorte år (8-11 % punktkilder og 89-92 % diffuse kilder).



Figur 6.3. Diffus (samlet kvælstoftilførsel minus kvælstof fra punktkilder) andel af den totale kvælstoftilførsel til marine kystafsnit i 2022.

6.3 Sæsonvariation i vandafstrømning og kvælstoftilførsel

I 2022 var vandafstrømningen til havet omkring Danmark ca. 12 % lavere end gennemsnittet for perioden 1990-2021 (Figur 6.4, A, se også kapitel 2). Der var i de enkelte måneder betydelige afvigelser i forhold til gennemsnittet. I februar var afstrømningen noget højere end gennemsnittet i perioden siden

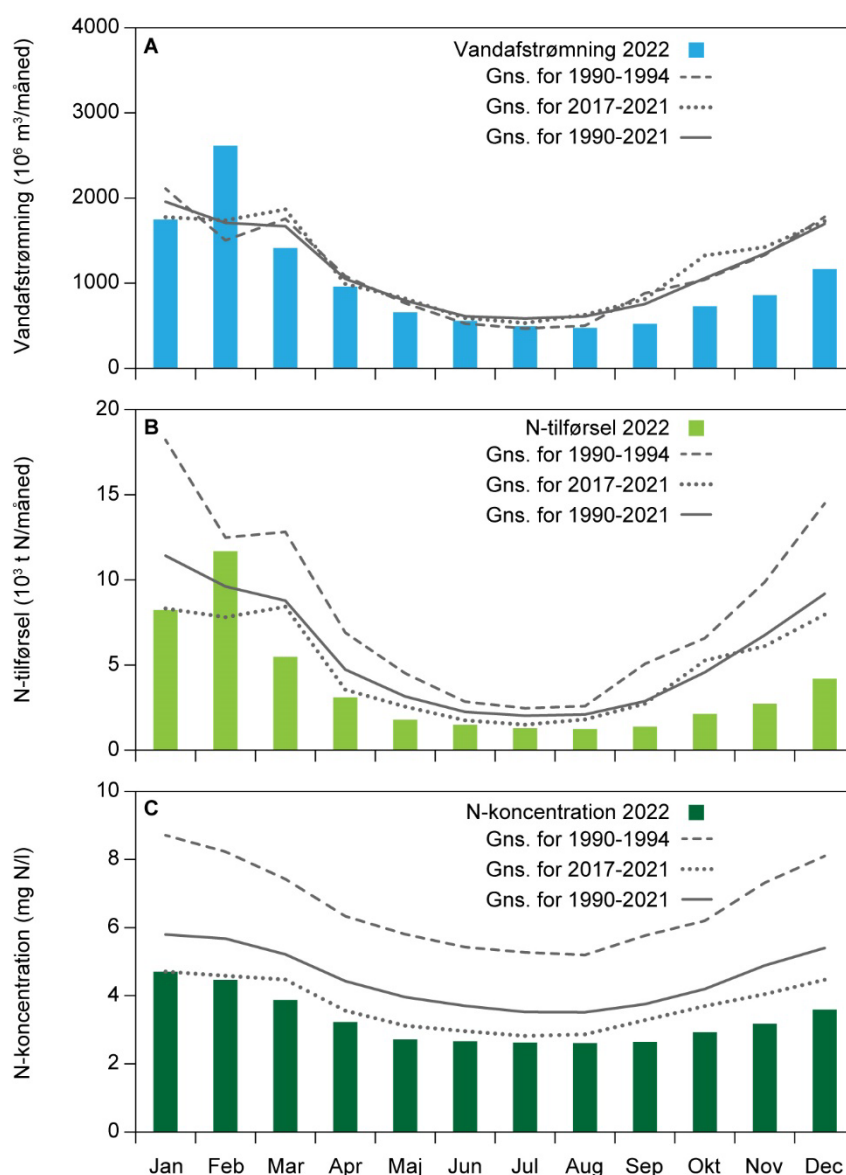
1990, mens den i resten af året var lavere. I årets sidst halvdel var afstrømning en del lavere end gennemsnittet for den forudgående periode siden 1990.

Ligesom vandafstrømningen var kvælstoftilførslen i februar 2022 noget højere end gennemsnittet for februar måned de seneste 5 år (2017-2021). I månederne januar, april, juni og juli var kvælstoftilførslen tæt på gennemsnittet for de foregående 5 år. I årets sidste fire måneder var kvælstoftilførslen under gennemsnittet for de foregående 5 år (Figur 6.4, B).

Kvælstofkoncentrationerne i det afstrømmende vand var for alle måneder tydeligt mindre end gennemsnittet for perioden 1990 - 2022 (Figur 6.4, C). Kvælstofkoncentrationen lå for alle måneder tæt på eller under middel for periode 2017-2021. Årets sidste 4 måneder lå en del under middel for perioden 2017-2021.

Det reducerede kvælstofindhold igennem perioden 1990-2022 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 og i mindre grad som følge af reduceret atmosfærisk kvælstof deposition.

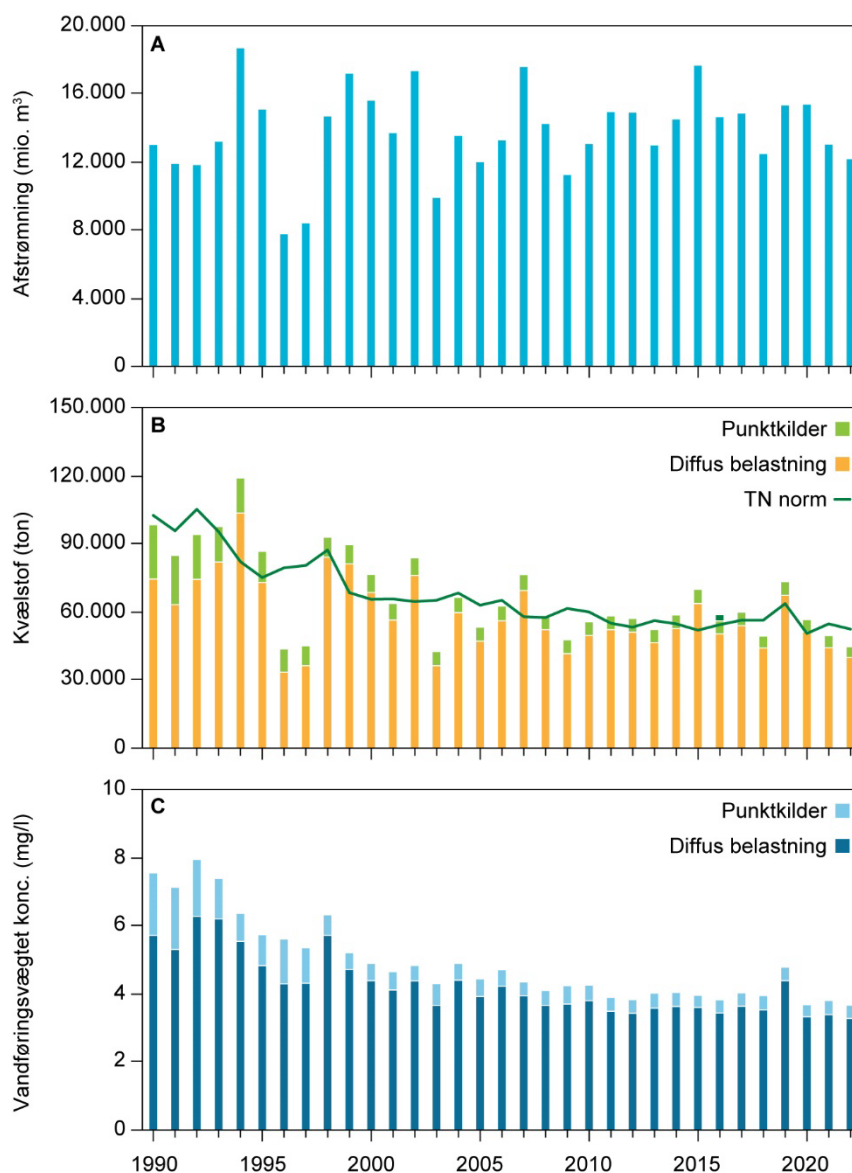
Figur 6.4. Månedsvise vandafstrømning (A), kvælstoftilførsel (B) og vandføringsvægtet kvælstofkoncentration i det afstrømmende vand til havet omkring Danmark (C) i 2022 og som gennemsnit for perioderne 1990-2021, 2017-2021 og 1990-1994. Afstrømningsdata er influeret af homogenitetsbrud i vandføringsmålingerne, se afsnit 1.4.4.



6.4 Udviklingen i kvælstoftilførslen til havet 1990-2022

Variationen i de årlige samlede kvælstoftilførsler til kystvandene følger i udpræget grad variationen i vandafstrømningen (Figur 6.5). Det ses dog også klart af figuren, at kvælstoftilførslen generelt har været faldende siden 1990. Faldet er specielt tydeligt, når der ses på udviklingen i den vandføringsvægtede koncentration af total-kvælstof (Figur 6.5, C). Den vandføringsvægtede koncentration er således faldet fra et niveau på over 7 mg N/l i begyndelsen af 1990'erne til i de seneste 5 år (2018-2022) i gennemsnit at være 4,0 mg N/l. Størstedelen af faldet gennem perioden kan forklares af en reduktion i de landbrugsrelaterede diffuse tab af kvælstof (Figur 6.5, B & C).

Figur 6.5. Udvikling i areal specifik ferskvands- afstrømning (A), kvælstoftilførsel, afstrømningsnormaliseret kvælstoftilførsel (TN-norm) og tilførsel fra hhv. diffuse og punktkilder (B) og vandføringsvægtet kvælstofkoncentration i det afstrømmende vand til havet omkring Danmark (C), 1990-2022. 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 kvælstof 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). Afstrømningsdata for den senere del af måleperioden er influeret af homogenitetsbrud i vandføringsmålingerne, se afsnit 1.4.4.



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 (2023). Miljøstyrelsen medregner i deres opgørelse kvælstof fra spredt bebyggelse, som ikke er inkluderet som punktkilde i denne rapport, hvor den betragtes som en del af de diffuse kilder. I 2022 udgjorde spildevandsudledninger fra punktkilder således kun ca. 11 % 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 6.1) viser, at der er tale om et signifikant fald i den afstrømningsnormaliserede årstilførsel af totalkvælstof til havet (Larsen & Svendsen, 2021). Signifikansen af tidsserietrenden er testet ved anvendelse af Mann-Kendalls trend test samt "change-point"-modeller (Carstensen & Larsen, 2006). For total-kvælstof er der defineret et eller to knæpunkter hhv. mellem 1998/1999, 1999/2000, 2000/2001, 2001/2002, 2007/2008 og/eller mellem 2010/2011 (alt efter farvandsopland). For tilførslen fra hele landet er knæpunktet mellem årene 1994/1995 og 2010/2011. Derved er tre lineære modeller estimeret, og det totale fald gennem perioden er beregnet ved formlen:

$$100 \cdot \frac{\hat{x}_{2022} - \hat{x}_{1990}}{\hat{x}_{1990}},$$

hvor \hat{x}_{1990} er den estimerede værdi for året 1990, og tilsvarende er \hat{x}_{2022} den estimerede værdi for 2022. Estimerer er beregnet ud fra de tre lineære modelers matematiske formler. Konfidensintervaller på det samlede fald er beregnet ved anvendelse af standard error på estimererne for årene 1990 og 2022. Det signifikante fald i den afstrømningsnormaliserede kvælstoftilførsel for hele landet er estimeret til 47 % (95 % konfidensgrænser: 32 til 60 %). Udviklingen i den afstrømningsnormaliserede kvælstoftilførsel er et godt mål for den reelle udvikling i kvælstoftilførslen, fordi der delvist tages højde for betydningen af de store naturlige udsving i vandafstrømning. Ligeledes kan der for 10 af de analyserede 11 farvandsområder konstateres et signifikant fald i den afstrømningsnormaliserede kvælstoftilførsel (Tabel 6.1). Faldet i den afstrømningsnormaliserede diffuse kvælstoftilførsel er også signifikant og estimeres på landsplan til 38 % i perioden 1990-2022, (95 % konfidensgrænser: 18 % til 54 %). I oplandene til farvandsområderne varierede de beregnede fald i den afstrømningsnormaliserede diffuse kvælstoftilførsel mellem 13 % og 49 % (dog er trenden for det sydlige Bælthav ikke angivet da den ikke er statistisk signifikant). For diffus total-kvælstof er der for de 11 farvandsoplande estimeret et eller to knæpunkter hhv. mellem 1998/1999, 1999/2000, 2000/2001, 2001/2002, 2002/2003, 2006/2007, 2007/2008, 2010/2011, 2011/2012 og/eller mellem 2012/2013 (alt efter farvandsopland). For hele landet er der to knæpunkter hhv. imellem 1994/1995 og 2010/2011.

Table 6.1. Mann-Kendall trend-test af udviklingen i hhv. den samlede og i den diffuse tilførsel af kvælstof til kystområderne for perioden 1990–2022. Procentvist fald er beregnet med en trendmodel. 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.

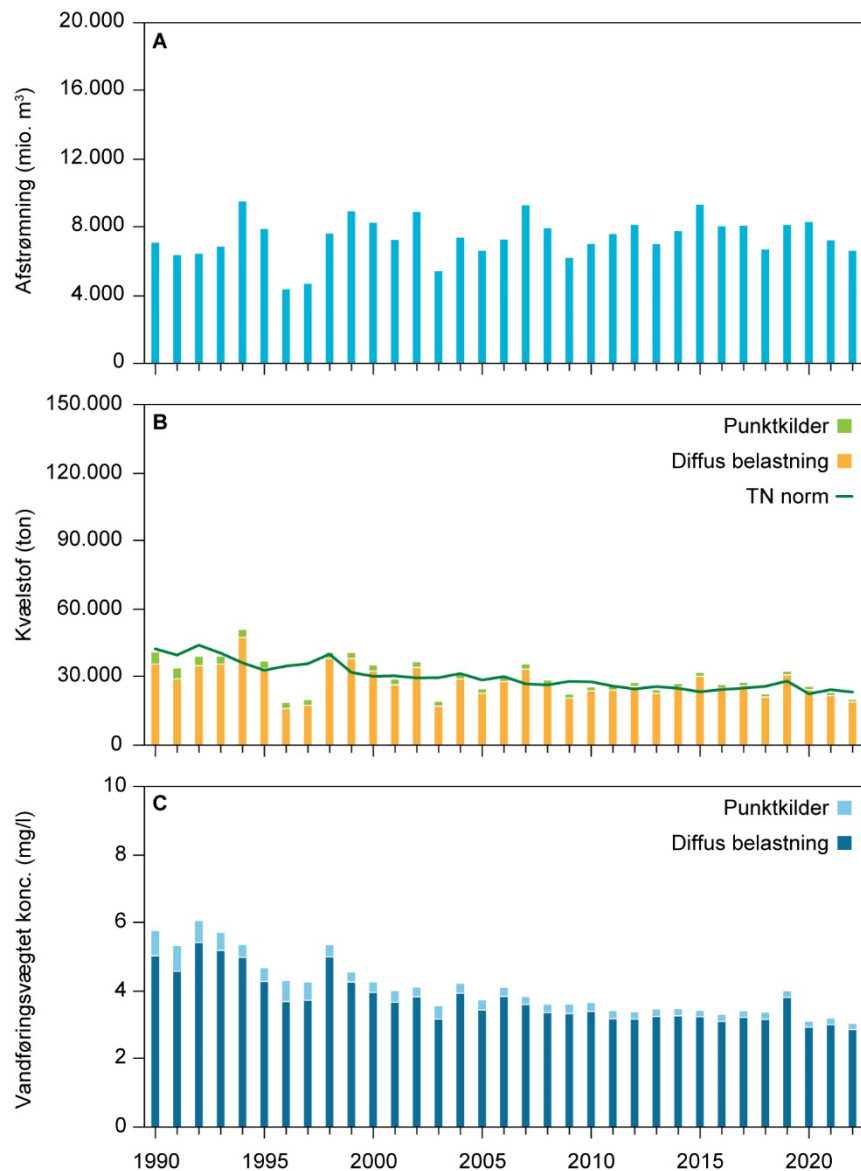
Kvælstof		
Farvandsområde	Diffus tilførsel % ændring	Samlede tilførsel % ændring
Nordsøen	-38	-44
Skagerrak	-49	-56
Kattegat	-42	-51
Nordlige Bælthav	-48	-51
Lillebælt	-44	-62
Storebælt	-13	-25
Øresund	-19	-68
Sydlig Bælthav	-	-
Østersøen	-37	-45
Limfjorden	-21	-34
Isefjorden/Roskilde fjord	-35	-36
Danmark	-38 (-54; -18)	-47 (-60; -32)

6.5 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 total-kvælstof- og total-fosfor-målinger igennem hele perioden 1990-2022. Det er tilfældet for 92 stationer og dækker ca. 45 % af landets areal (19.198 km²).

Den areal specifikke vandafstrømning for det målte opland (92 stationer) er for 2022 opgjort til 346 mm, hvilket er 8 % lavere end i 2021 (378 mm) og 11 % lavere end gennemsnittet for perioden 1990-2021 på 388 mm (Figur 6.6, A). Den relative forskel i vandafstrømningen mellem 2021 og 2022 er således lidt mindre end for hele landet (ca. 15 %). Vandafstrømningen for det målte opland er opgjort til at være noget højere end for hele landet, hvor afstrømningen er opgjort til 283 mm i 2022.

Figur 6.6. Udvikling i areal specifik ferskvands-afstrømning (A), kvælstoftransport fra hhv. diffuse kilder og punktkilder samt afstrømningsnormaliseret total kvælstof transport (B) og vandføringsvægtet kvælstofkoncentration (C) i det afstrømmende vand fra det målte opland, 1990-2022. Kvælstoftransporten 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 udlødt med spildevand til ferskvand. Afstrømningsdata for den senere del af måleperioden er influeret af homogenitetsbrud i vandføringsmålingerne, se afsnit 1.4.4.



Kvælstoftilførselen fra det målte opland var i 2022 ca. 20.200 ton, hvilket er et fald på ca. 13 % i forhold til kvælstoftilførselen på 23.200 i 2021 (Figur 6.6, B). Andelen af kvælstoftransporten, som stammer fra punktkilder, er opgjort til 6 %, 1200 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 (2017-2021). Opgørelsen indregner ikke retention i overfladevandssystemet imellem punktkildeudledningsstedet og målestationen, hvorfor punktkildeandelen er lidt overestimeret.

Den vandføringsvægtede kvælstofkoncentration for det målte opland er for 2022 opgjort til 3,0 mg N/l mod 3,2 mg N/l i 2021 (Figur 6.6, C), hvilket er den laveste værdi målt siden 1990. Kvælstofkoncentrationen i begyndelsen af måleperioden 1990 til 2022 var højere, end den er nu. Middelkvælstofkoncentrationen 1990 til 1994 var 5,6 mg N/l, mens middel for de foregående fem år (2017-2021) er 3,4 mg N/l. Ved sammenligning med kvælstofkoncentrationen for hele landet som er opgjort til 3,7 mg N/l for 2022 ses det at koncentrationen for det permanent målte opland er lavere. Det skyldes sandsynligvis primært tre forhold; 1) de fleste store punktkilder udleder direkte til kysten eller

i umålt opland og er derfor kun med til at hæve koncentrationen for hele landet 2) kvælstofretentionen er for både overfladevand og grundvand sandsynligvis størst i de centrale dele af landet som er målt opland 3) nedbøren er størst i de centrale dele af landet (specielt i Jylland) hvilket kan medføre en fortynding af kvælstofmængden mod en lavere koncentration.

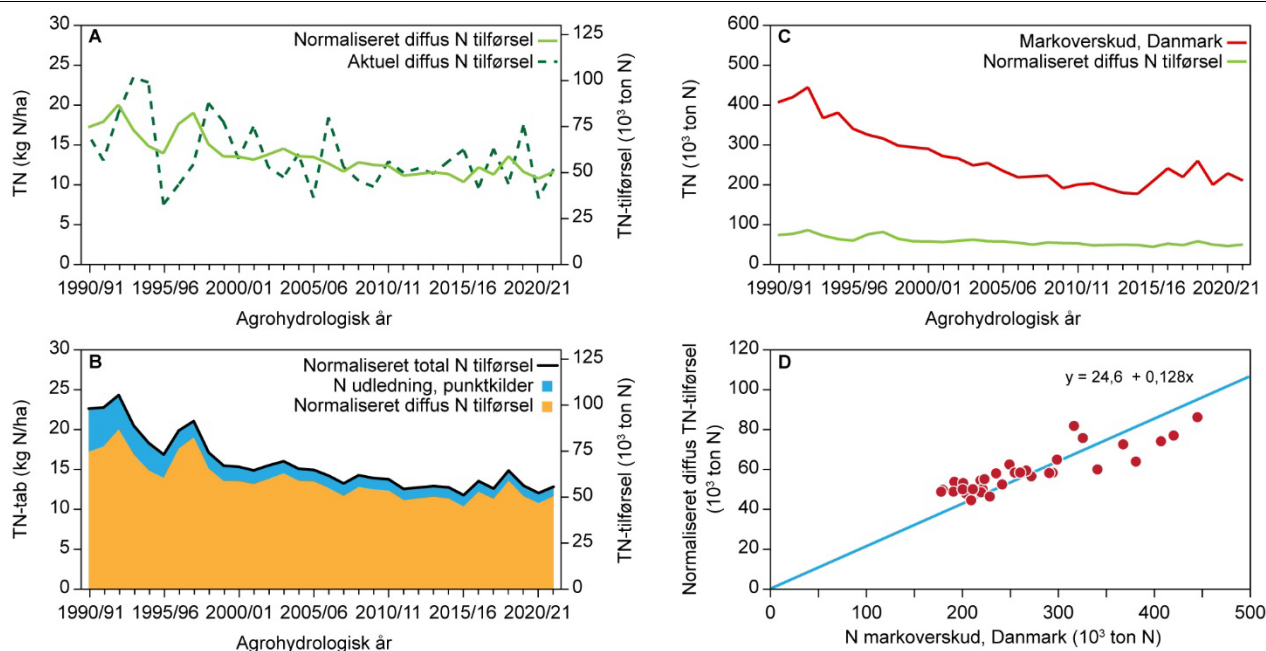
Ved sammenligning mellem Figur 6.5 og Figur 6.6 ses det, at den overordnede udvikling på det målte opland og hele landet er tæt på at være ens. Faldet i den diffuse transport fra permanent målt opland er således beregnet til 42 % sammenlignet med 38% for hele landet. Faldet i total-kvælstof (diffus + punktkilde) er beregnet til 45 %, dvs. næsten det samme som for hele landet, hvor faldet er 47 %. Forskellen skyldes primært at punktkilde-udledningen er faldet mere end det diffuse tab, og da hovedparten af punktkilderne udleder til umålt opland eller direkte til havet, bidrager det til et større fald for hele landet end for det permanent målte opland.

6.6 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 stor ferskvandsafstrømning vil der typisk også være en større kvælstoftilførsel end i nedbørsfattige år. Variationer i ferskvandsafstrømningen 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 bl.a. Figur 6.7A søgt reduceret. Figuren viser dels den - stærkt varierende - aktuelle samlede kvælstoftransport i vandløb fra diffuse kilder de enkelte agrohydrologiske år (1. april til 31. marts det følgende kalenderår) i perioden siden 1990/91 og dels den afstrømningsnormaliserede kvælstoftransport, der varierer betydeligt mindre end den aktuelle tilførsel (der indgår også afstrømningsnormaliserede tilførsler af total-kvælstof, målt kvælstoftransport og målt nitrattransport i Figur 6.5, 6.6, 8.2 og 8.3). Det er således nemmere, både statistisk og visuelt, at erkende udviklingen i årstilførslen på normaliserede- end aktuelle tilførsler. Når kvælstoftilførslen til havet søges normaliseret, er det således 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.

Den anvendte metode til afstrømningsnormalisering er beskrevet i Larsen & Svendsen (2021) og kort i afsnit 6.1. 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 fx pga. en våd periode efter høst.

Det ses tydeligt, at der gennem perioden siden 1990 er sket et fald i den normaliserede kvælstoftilførsel fra diffuse kilder (Figur 6.7 A). Det totale fald i kvælstoftilførslen ses tydeligt at være størst i den første del af perioden (Figur 6.7, delfigur A & B).



Figur 6.7. Udvikling i indikatorer for kvælstoftilførsler beregnet for agrohydrologiske år (1. april til 31. marts). (A) Aktual og klimanormaliseret kvælstoftilførsel. (B) Normaliseret total-kvælstoftilførsel, normaliseret diffus kvælstoftilførsel og punktkildetilførsel, opgivet både som arealtab (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 6.7 (B). Her er der regnet i agrohydrologiske år (1. april til 31. marts), idet dette følger dyrkningsåret ved sammenstillinger af landbrugspraksis (markbalancer) og diffus kvælstoftilførsel til havet. Den aktuelle diffuse kvælstoftilførsel i 2021/22 er opgjørt til 52.000 tons N, dvs. højere end i 2020/21, hvor tilførslen var på 36.000 tons. Den samlede (diffus + spildevand) normaliserede kvælstoftilførsel på agrohydrologiske år er i 2021/22 på 55.000 tons N mod 52.000 tons N i 2020/21. For de foregående 5 år (2016/17-2020/21) har den samlede normaliserede kvælstoftilførsel ligget på 52.000 til 64.000 tons N. Den normaliserede diffuse tilførsel er i 2021/22 opgjørt til ca. 50.000 tons N. For de foregående 5 år (2016/17-2020/21) har de beregnede diffuse normaliserede kvælstoftilførsler været mellem 46.000-58.000 tons N.

Normaliseres der på kalenderår, fås for 2022 en normaliseret tilførsel fra diffuse kilder på 48.000 tons N mod 49.000 i 2021. Den normaliserede diffuse tilførsel er som middel af de foregående 5 opgjorte år (2017 – 2021) ca. 51.000 tons N med et interval på 45.000 – 58.000 tons N/år. Tillagt udledninger af spildevand fra punktkilder på 4.800 tons N beregnes for 2022 således en samlet normaliseret kvælstoftilførsel på ca. 52.000 tons N. For 2021 beregnes på lignende vis en samlet normaliseret N-tilførsel på 55.000 tons N. For de fem år forud for 2022 (2017-2021) er den gennemsnitlige normaliserede N-tilførsel på 56.000 tons N med et interval imellem 51.000 – 64.000 tons N/år. Det ses altså at normaliserede totale tilførsel for kalender år er faldet siden sidste opgørelsesår mens den normaliserede tilførsel på agrohydrologisk år er steget. Det skyldes at det ikke er de samme tidsperioder der sammenlignes, det sidste agro-hydrologiske år går således fra 1. april 2021 til 31. marts 2022, og har således kun 3 måneder tilfælles med kalenderåret 2022.

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 den kvælstofmængde som potentielt kan udvaskes fra markerne (Figur 6.7 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 6.7, D). Det skal dog nævnes, at relationen for de senere år er markant svagere end for hele perioden. I de seneste 5 opgjorte agrohydrologiske år (1. april til 31. marts) har kvælstofoverskuddet (mark) varieret mellem 200.000 – 260.000 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 6.7 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 6.7 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 (Kronvang m.fl. 2023).

6.7 Sammenfatning af resultaterne

- Den samlede kvælstoftilførsel fra land til kystvandene i 2022 er beregnet til ca. 45.000 tons N/år. Heraf udgør kvælstof udledt med spildevand fra punktkilder ca. 4.800 tons N/år. Beregningerne dette år (2022) er baseret på målinger fra 206 kystnære målestationer i vandløb og en model for det resterende umålte opland.
- Den vandføringsvægtede total-kvælstof-koncentration for hele landet var i 2022 3,7 mg N/l, mod 3,8 mg N/l året før.
- Den vandføringsvægtede total-kvælstof-koncentration for 92 målestationer med fuld måletidsserie (1990-2022) var i 2022 3,0 mg N/l.
- Den normaliserede kvælstoftilførsel fra diffuse kilder til kystvandene for 2022 (kalender år) er beregnet til ca. 48.000 tons N.
- Den normaliserede totale kvælstoftilførsel til kystvandene for 2022 (kalender år) er beregnet til ca. 52.000 tons N.
- Den normaliserede kvælstoftilførsel fra diffuse kilder til kystvandene for 2021/22 (agro-hydrologisk år) er beregnet til ca. 50.000 tons N.
- Kvælstoftilførslerne fra land til havet er siden 1990 reduceret med omkring 47 % (beregnet ud fra udviklingen i afstrømningsnormaliseret tilførsel).
- Kvælstoftilførslerne fra diffuse kilder er reduceret med omkring 38 % 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 2022 omkring 89 %.
- Punktkildernes andel af den samlede kvælstoftilførsel til kystvandene var i 2022 omkring 11 %.

7 Fosfortilførslen til havet

Henrik Tornbjerg, Hans Thodsen, Jonas Rolighed og Søren Erik Larsen

7.1 Datagrundlag og metode

Fosfortilførslen er som kvælstoftilførslen opgjort for 2. og 3. ordens kystafsnit, jf. oplandene på kortene fig. 7.3 – 7.5. For måledatagrundlaget og den metodiske tilgang for opgørelserne henvises til kapitel 6.

Der anvendes data fra i alt 231 målestationer dækkende et oplandsareal på ca. 25.956 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 92 målestationer er der fuld tidsserie af målinger siden 1990, disse stationer dækker ca. 19.221 km², svarende til 45 % af landets areal. For 2022 har der været måledata fra 206 af stationerne. For 139 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 empirisk model for den diffuse tilførsel (Larsen m.fl. 2022a). 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).

Den statistiske total-fosformodel der anvendes for umålt opland er konstrueret ud fra data fra et antal målestationer (Larsen m.fl., 2022a). Disse målestationer dækker i sagens natur ikke hele landet og dermed alle kombinationer af alle input parametre som findes i den resterende del af landet. Derfor anvendes modellen til en vis grad uden for dens modeldomæne. Den, af Larsen m.fl. (2022a), udviklede maskinlæringsmodel for årlige vandføringsvægtede TP-koncentrationer er af typen 'eXtreme Gradient Boosted Trees Regressor with early stopping' og indeholder i alt 13 forklarende variable, herunder, som eksempler på de mest betydende variable i modellen, procent drænet areal i oplandet, befæstet areal i oplandet, dyrkningsgrad i oplandet, omfanget af brinkerrosion i oplandet og den årlige nedbørsafvigelse fra et langtidsgennemsnit.

De overordnede opgørelsesmetoder for fosfortransporten er beskrevet i Ovesen m.fl. (2009). Lige som det er tilfældet for vandafstrømningen og TN-transporten (total kvælstofkoncentration) beregnes der en regional bias for hver enkelt måned i overvågningsperioden. Denne bias opfattes som en generel model-bias. Derfor foretages der en biaskorrektion af enkelt-månedstilførsler i 10 geografiske regioner. Biaskorrekionsmetoden 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 6.1.

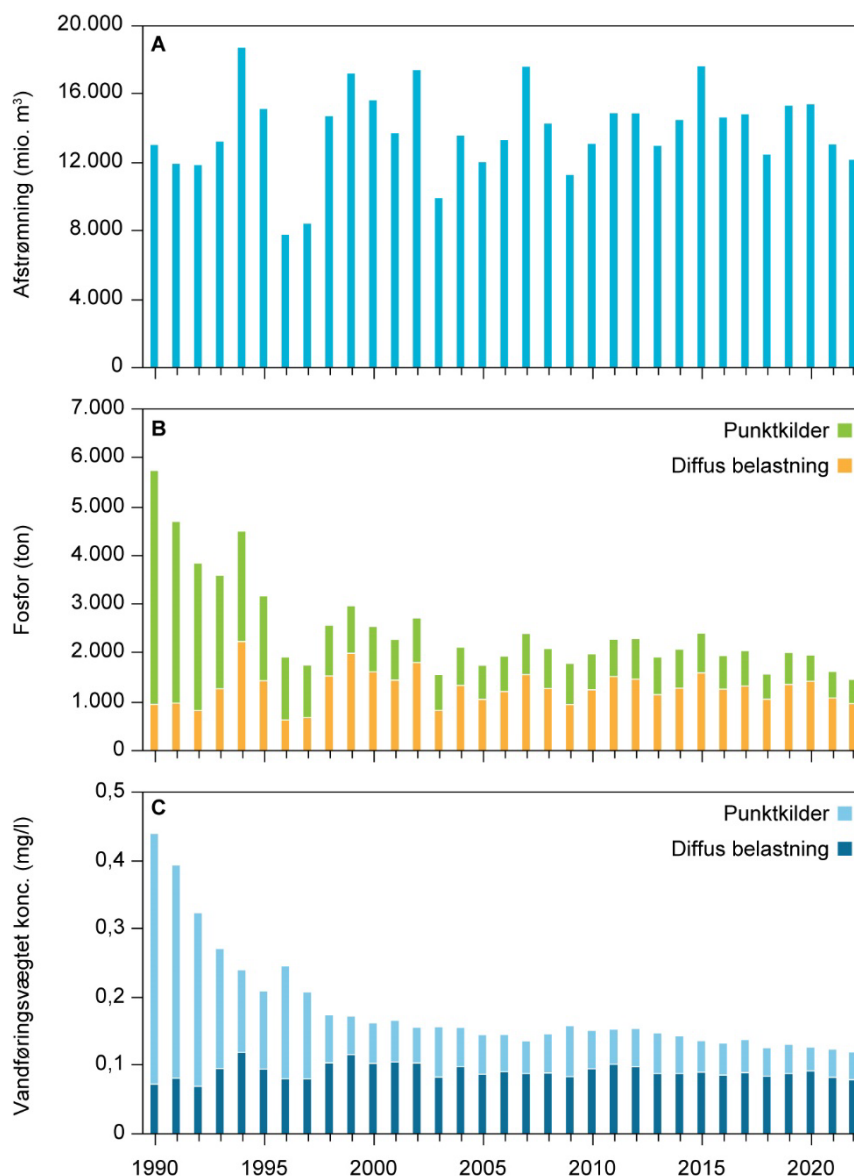
For vandløbsvandkemiprøver analyseret i 2016 og de første 4 måneder af 2017 med en forkert analysemetode er der foretaget en korrektion (Thodsen m.fl., 2021). Der er ligeledes gennemført en analyse af, om data målt fra 2009 til 2015 skulle korrigeres (Larsen, 2018). Der blev ikke på det foreliggende grundlag fundet grund til at korrigere total-fosfor-data fra denne periode, se afsnit 1.4.1. Der er ikke foretaget korrektion af eventuelle fejlanalyser på spildevand (Miljøstyrelsen, 2018). I NOVANA-rapporten "Vandløb 2019" (Thodsen m.fl., 2021a), er der en grå baggrund over perioden 2009-2015 i diverse tidsserie grafer. Denne skravering er fjernet i nærværende rapport, da data nu er analyseret grundigere og stadig uden tydelige indikation af, at der er brug for en korrektion. Analysen er dog ikke tilbundsående, så behovet for en eventuel biaskorrektion kan stadig opstå i fremtiden (se også afsnit 1.4.1).

7.2 Fosfortilførsel til havet i 2022

For 2022 blev der i alt beregnet en tilførsel på ca. 1.500 tons fosfor (P) til de danske farvandsområder (Figur 7.1, B). Det er omkring 11 % mindre end året før. Vandafstrømningen var i 2022 283 mm, hvilket er ca. 7 % mindre end året før (303 mm). Den vandføringsvægtede samlede fosforkoncentration (diffus + punktkildetilførsel) i den samlede ferskvandsafstrømning til havet var 0,12 mg P/l i 2022 mod ca. 0,12 mg P/l i 2021 og er faldet ca. 3 % (på uafrundede værdier) (Figur 7.1, C). 0,12 mg P/l er den laveste opgjorte koncentration for overvågningsperioden siden 1990.

En del af forskellen i fosfortilførsel kan forklares ved variation i vandafstrømningen. Specielt tilførslen fra diffuse kilder følger vandafstrømningen forholdsvis tæt, forklaringsgraden $R^2 = 0,85$ for perioden siden år 2000.

Figur 7.1. Areal specifik ferskvandsafstrømning (A), samlet tilførsel af fosfor til de marine kystafsnit (B) og vandføringsvægtet fosforkoncentration (C) for 1990 til 2022. Fosfor er fordelt på tilførsler fra diffuse kilder (inkl. spildevand fra spredt bebyggelse) og udledninger med spildevand fra punktkilder (rengørelse m.v.) Det bemærkes, at der ikke er indregnet retention i ferskvand af P udledt med spildevand fra punktkilder. Afstrømningsdata for den senere del af måleperioden er influeret af homogenitetsbrud i vandføringsmålingerne, se afsnit 1.4.4.



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 7.1, 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 4.800 tons fosfor i 1990 til et niveau på 500-660 tons fosfor de seneste 5 år. Spildevandsudledningerne af fosfor fra punktkilder udgjorde i 2022 ca. 500 tons og blev dermed ca. 7 % lavere end i 2021 (beregnet på uafrundede tal). Spildevandsandelen af total-fosfor tilførslen er således ca. 34 %. Det skal bemærkes, at allerede i 1980'erne blev der på foranledning af krav fra de daværende amter reduceret kraftigt i udledningerne 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)

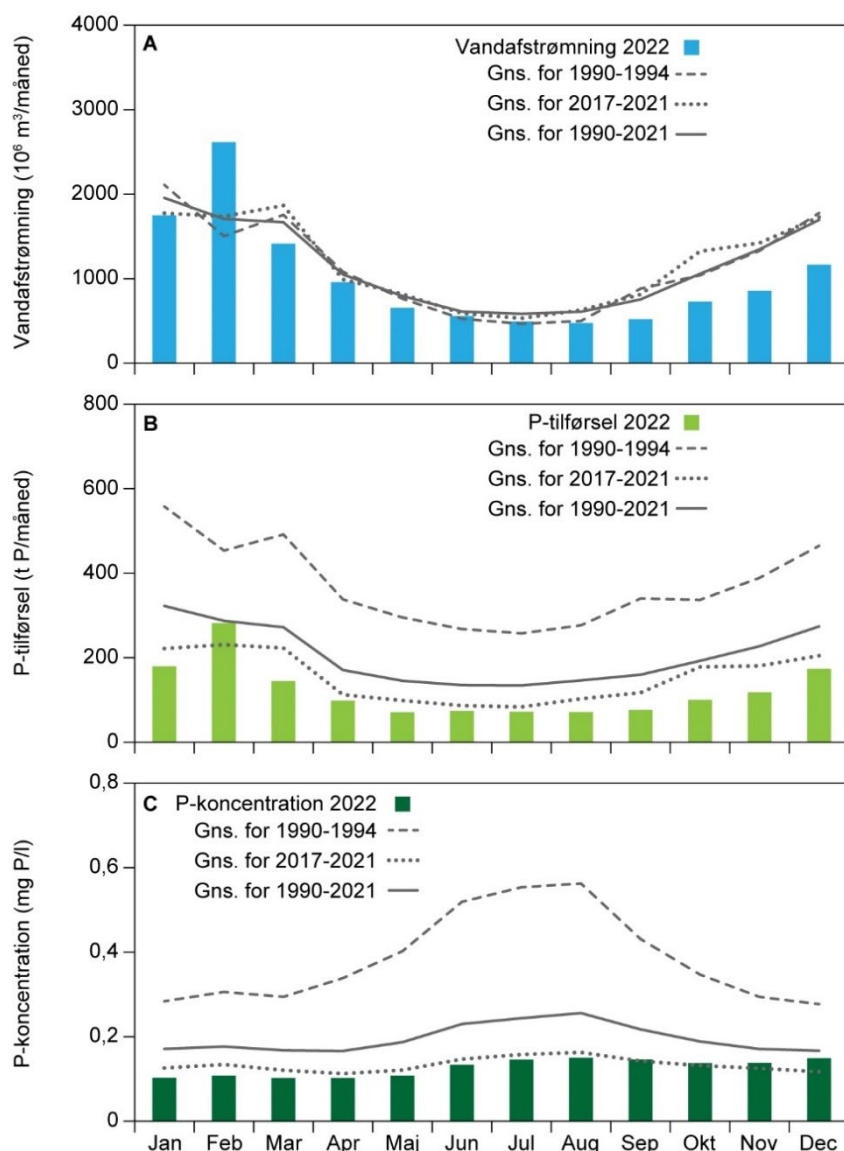
vand fra spredt bebyggelse) har derved fået relativt større betydning. De varierer nu – ligesom kvælstof – fra år til år primært med variationerne i den årlige vandafstrømning (Figur 7.1, A).

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

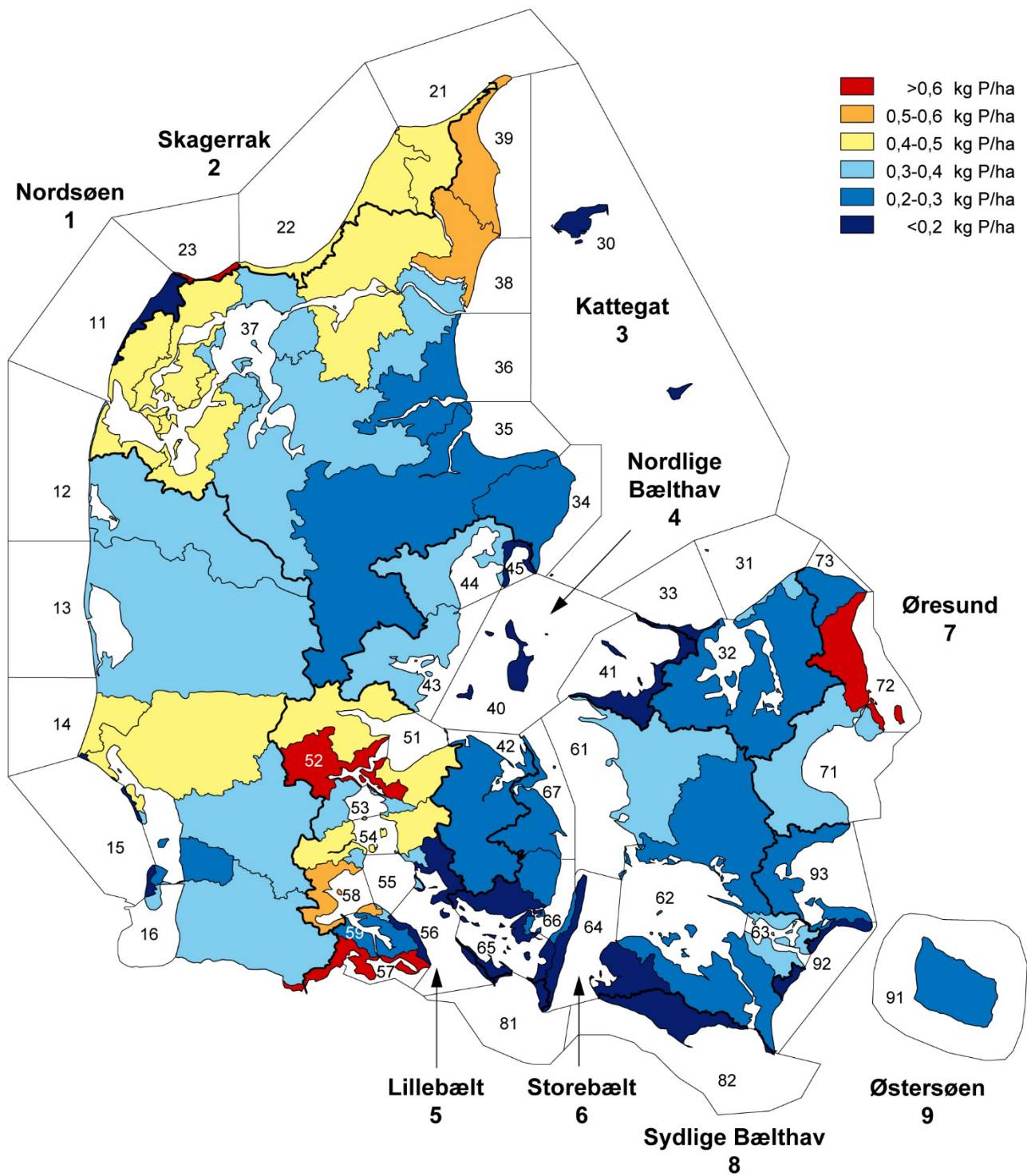
7.3 Sæsonvariation i vandafstrømning og fosfortilførsel

Hen over året 2022 var fosfortilførslerne i alle måneder markant lavere end gennemsnittet for årene 1990-1994 og også lavere end gennemsnittet for perioden 1990-2021. I forhold til gennemsnittet for de foregående 5 år 2017-2021 er fosfortilførslen i 2022 lavere i alle måneder undtagen februar. Specielt i marts, september, oktober og november var tilførslen mindre end gennemsnittet af de foregående 5 år. Februar måned havde forholdsvis stor fosfortilførsel som følge af megen nedbør og en meget høj vandafstrømning (Figur 7.2, B). Variationen i fosfortilførslerne fulgte som i tidligere år variationen i ferskvandsafstrømningen. De relativt lave fosfortilførsler i efteråret forklares således af den lille vandafstrømning i disse måneder (Figur 7.2, A). Fosforkoncentrationerne i det afstrømmende vand fra land varierede hen over året 2022, men var på grund af de reducerede spildevandsudledninger – i alle måneder – markant mindre end gennemsnittet for perioden 1990-2022 (Figur 7.2, C). Fosforkoncentrationen ligger for alle årets måneder forholdsvis tæt på gennemsnitskoncentrationen for de sidste 5 år (2017-2021), dog lidt over i september til december. Generelt er fosforkoncentrationerne størst i sommermånederne, fordi ferskvandsafstrømningen her er mindst (Figur 7.2, A), hvorved det udledte spildevand ikke fortyndes så meget som i øvrige måneder. For 2022 ses dette også i årets sidste 4 måneder. Dette fænomen er dog mindre tydeligt nu end tidligere, hvor spildevandstilførslen bidrog relativt mere til den samlede koncentration (Figur 7.2, C).

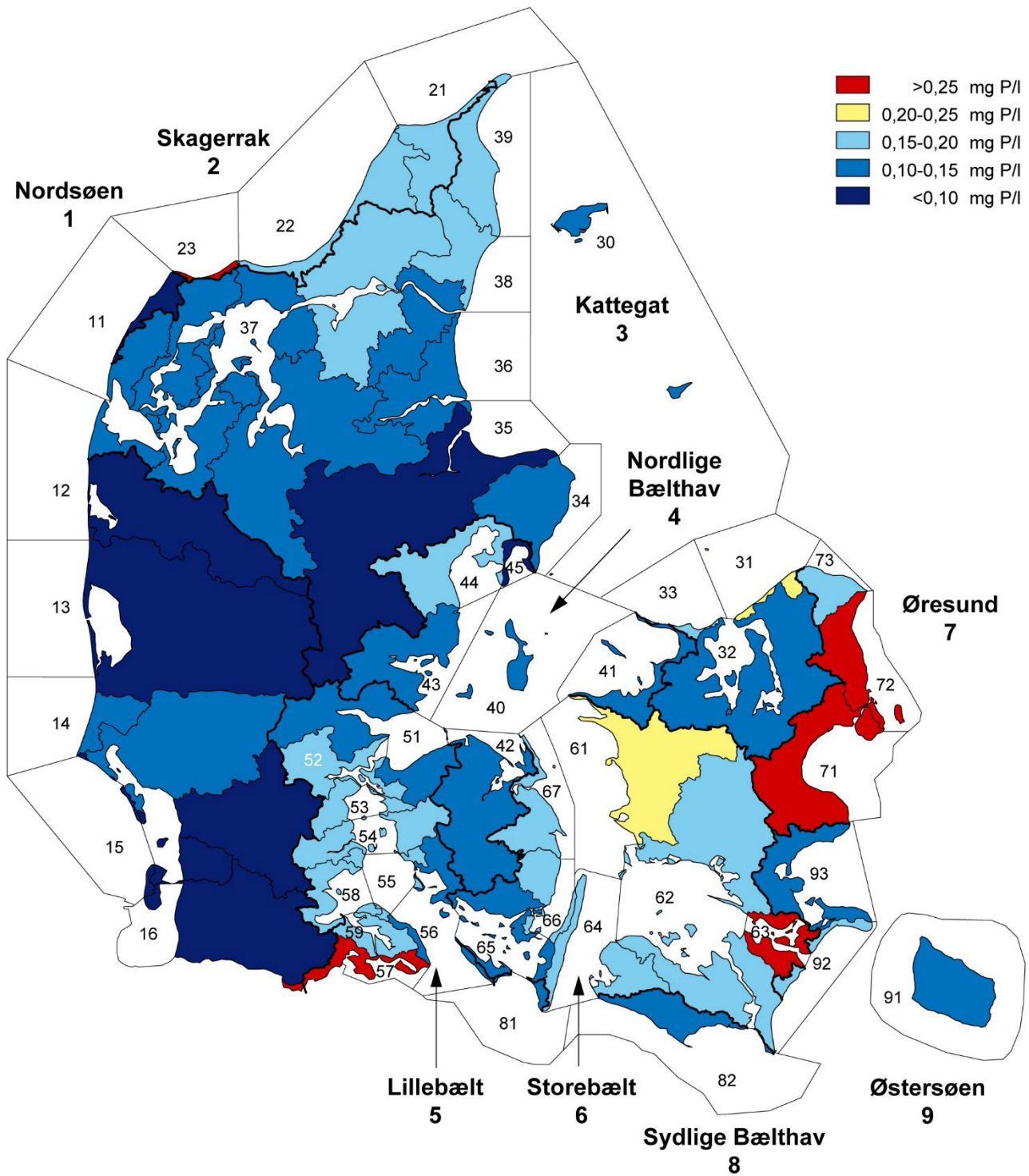
Figur 7.2. Månedsvise vandafstrømning (A), fosfortilførsel (B) og vandføringsvægtet fosforkoncentration (C) i det afstrømmende vand til havet omkring Danmark i 2022 og som gennemsnit for 1990-2021, 2017-2021 og 1990-1994. Afstrømningsdata er influeret af homogenitetsbrud i vandføringsmålingerne, se afsnit 1.4.4.



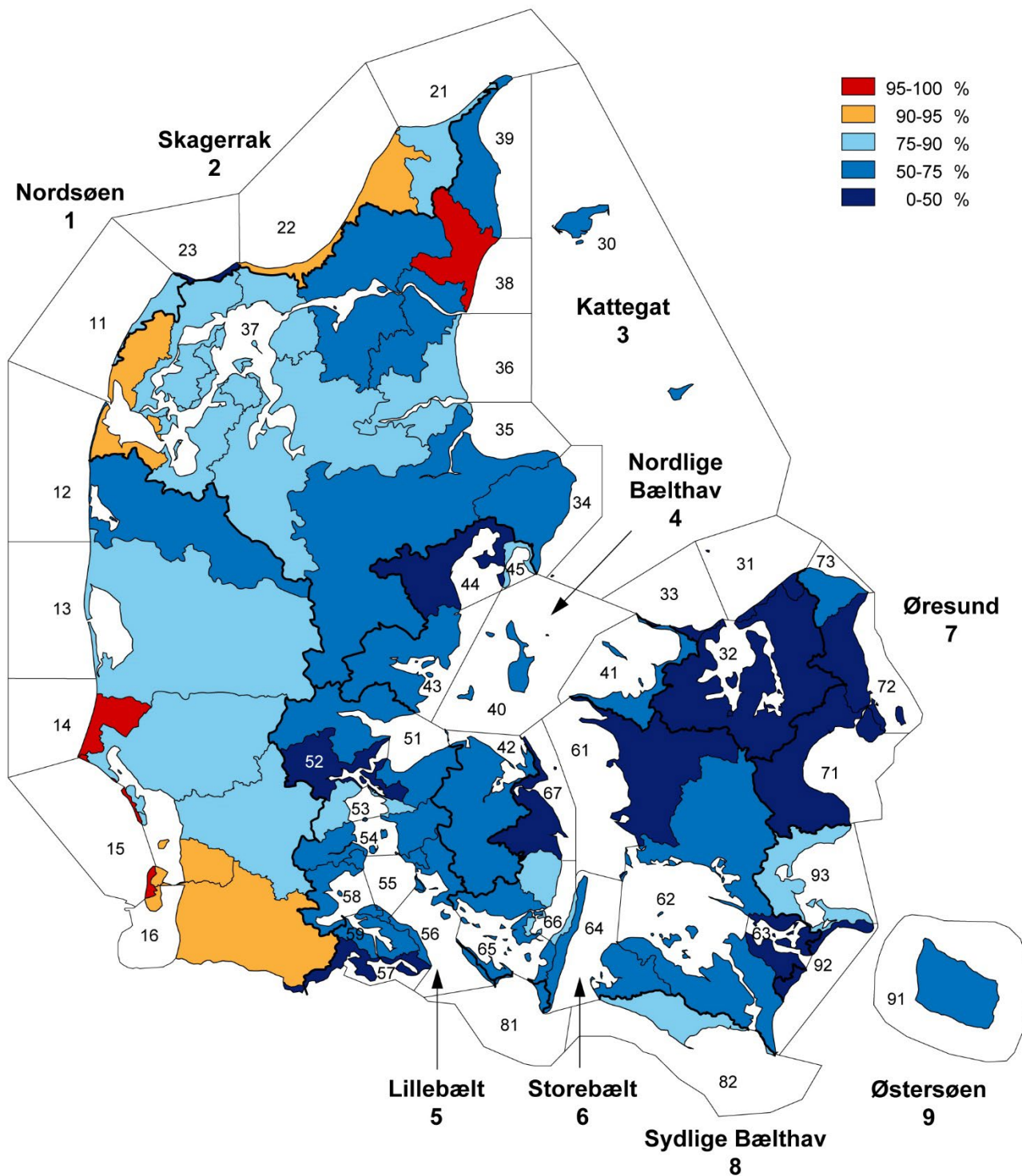
Den regionale tilførsel til kystområderne varierede betragteligt i 2022 (Figur 7.3). Størst var oplandstabet (målt som kg P/ha) i enkelte oplande til Lillebælt, Øresund, Flensborg fjord samt for enkelte dele af det nordlige Jylland, hvor tabet generelt var større end 0,6 kg P/ha. Den vandføringsvægtede koncentration af total-fosfor var i store dele af Jylland under 0,1 mg/l og i størstedelen af det øvrige Jylland, Fyn og Bornholm på mellem 0,1 og 0,2 mg P/l. Koncentrationen var generelt højere i oplandet til Øresund, Køge bugt, Storstrømmen, Flensborg fjord og i Vigsø bugt øst for Hanstholm (Figur 7.4). De diffuse fosforkilders betydning var generelt størst i hhv. det nordlige- og sydvestlige Jylland. De diffuse kilder betød generelt mindst i oplandene omkring store dele af Sjælland og Storstrømmen samt det nordlige Lillebælt, Flensborg fjord, Nordvest Fyn og Århus bugt (Figur 7.5).



Figur 7.3. Areal specifikt tab af total-fosfor fra oplandene (inklusive punktkilder) til marine kystafsnit i 2022



Figur 7.4. Vandføringsvægtet total-fosforkoncentration i vand afstrømmende til marine kystafsnit i 2022



Figur 7.5. Diffus (samlet fosfortilførsel minus fosfor fra punktkilder) andel af den totale fosfortilførsel til kystområderne i 2022

7.4 Udvikling i fosfortilførslen til havet 1990 – 2022

Der har i perioden 1990-2022 været et statistisk signifikant fald i den samlede tilførsel af total-fosfor fra land til havet omkring Danmark (Figur 7.1 og Tabel 7.1). Signifikansen af trenden er testet ved anvendelse af Mann-Kendalls trend-test samt "brocken-stick"-modeller (Carstensen & Larsen, 2006). For TP er der defineret et knæpunkt mellem 1997 og 1998, to lineære modeller er estimeret, og det totale fald er beregnet ved formlen:

$$100 \cdot \frac{\hat{x}_{2022} - \hat{x}_{1990}}{\hat{x}_{1990}}$$

hvor \hat{x}_{1990} er den estimerede værdi for året 1990, og tilsvarende er \hat{x}_{2022} den estimerede værdi for 2022. Estimerer er beregnet ud fra de to lineære modeller matematiske formler. Konfidensintervaller på det samlede fald er beregnet ved anvendelse af standard error på estimererne for årene 1990 og 2022. Faldet er estimeret til omkring 67 %, varierende mellem 19 % til Limfjorden og 88 % 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 17 ud af 30 dyrkede type-vandløb uden udledninger fra egentlige punktkilder (jf. kapitel 5), afspejles således ikke i landstallene.

Tablet 7.1. Mann-Kendall trend-test af udviklingen i den samlede tilførsel af fosfor til kystområderne for perioden 1990–2022. Procentvist fald er beregnet med en trendmodel. Resultaterne er angivet som procentvis ændring i forhold til et estimeret niveau for 1990 og 2022. Testen og trendmodellen er baseret på afstrømningsnormaliserede tilførsler og efter metoderne beskrevet i Larsen & Svendsen (2021). Tallene i parentes angiver 95 % konfidensinterval. Alle udviklinger er signifikante på 5 %-niveau.

Fosfor	
Farvandsområde	Samlede tilførsel % ændring
Nordsøen	-50
Skagerrak	-57
Kattegat	-60
Nordlige Bælthav	-64
Lillebælt	-75
Storebælt	-75
Øresund	-88
Sydlig Bælthav	-69
Østersøen	-79
Limfjorden	-19
Isefjorden/Roskilde fjord	-76
Danmark	-67 (-75; -58)

7.5 Fosfortilførsel fra målt opland

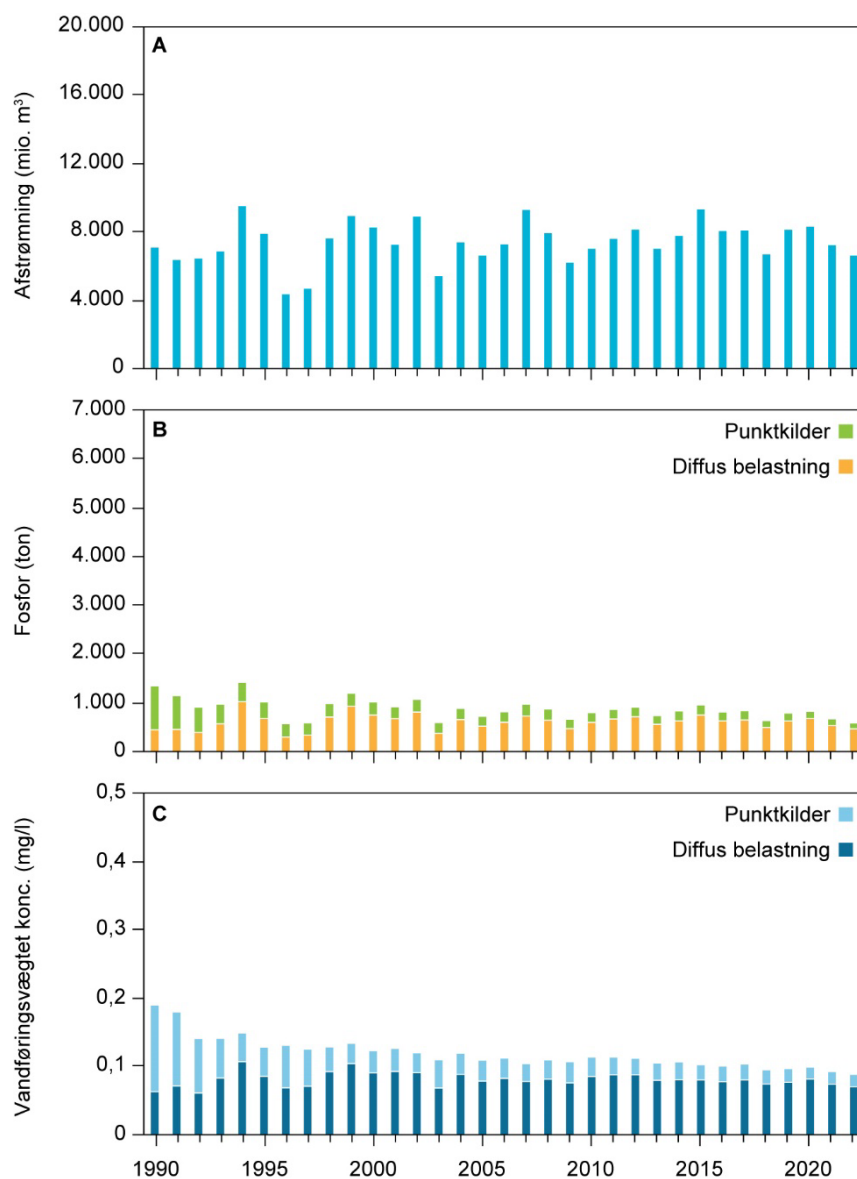
I dette afsnit er fosfortransporten opgjort for det målte opland, altså den del af Danmark, som er placeret opstrøms målestationer, som har været i drift med total-kvælstof- og total-fosfor-målinger igennem hele perioden 1990-2022. Det er tilfældet for 92 stationer, som dækker ca. 45 % af landets areal (19.198 km²).

Vandafstrømningen for det målte opland (92 stationer) er for 2022 opgjort til 346 mm, hvilket er 8 % lavere end i 2021 (378 mm) og 11 % lavere end gennemsnittet for perioden 1990-2021 på 388 mm (Figur 7.6, A). Den relative forskel mellem 2021 og 2022 er således næsten den samme som for hele landet (ca. 7 %). Vandafstrømningen (mm) for det målte opland er opgjort til at være noget højere end for hele landet, hvor afstrømningen er opgjort til 283 mm i 2022.

Fosfortilførslen fra det målte opland var i 2022 ca. 590 ton, hvilket er et fald på ca. 13 % i forhold til fosfortilførslen i 2021 (Figur 7.6, B). Fosfortilførslen, som stammer fra punktkilder, er opgjort til ca. 120 ton P, svarende til 20 % 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. 22 % for de foregående 5 år (2017-2021). Opgørelsen indregner ikke retention i overfladevandssystemet imellem punktkildeudledningsstedet og målestationen, hvorfor punktkildeandelen er overestimeret.

Figur 7.6. Udvikling i areal specifik ferskvands-afstrømning (A), fosfortilførsel (B) og vandføringsvægtet fosforkoncentration (C) i det afstrømmende vand fra det målte opland, 1990-2022. 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. Afstrømningsdata for den senere del af måleperioden er influeret af homogenitetsbrud i vandføringsmålingerne, se afsnit 1.4.4.



Den vandføringsvægtede fosforkoncentration for det målte opland er for 2022 opgjort til 0,088 mg P/l, hvilket er den laveste koncentration i måleperioden og ca. 5 % lavere end de 0,092 mg P/l målt i 2021 (Figur 7.6, C). Middel vandføringsvægtet fosforkoncentrationen 1990 til 1994 var 0,160 mg P/l, mens gennemsnittet for de foregående fem år (2017-2021) er 0,097 mg P/l. Det ses ved sammenligning med fosforkoncentrationen fra hele landet den er højere (0,12 mg P/l) end for det målte opland. Det skyldes primært at de fleste større punktkilder udleder direkte til kysten eller til umålt opland og at tilførslen herfra kun påvirker tilførslen fra hele landet. I 2022 udgjorde fosforkoncentrationen fra alle punktkilder opløst i afstrømningen fra hele landet således ca. 0,041 mgP/l.

Ved sammenligning mellem Figur 7.1 og Figur 7.6 ses det, at den overordnede udvikling på det målte opland og hele landet er sammenlignelige. Dog er faldet i transporten over perioden mindre for det målte opland: 49 % mod 67 % for hele landet. Forskellen skyldes primært, at hovedparten af punktkildetilførslen er placeret i det umålte opland eller udleder direkte til havet, og da punktkilderne har haft et større fald end det diffuse tab, giver det et mindre fald for de totale tilførsler fra målt opland end for hele landet.

7.6 Sammenfatning af resultaterne

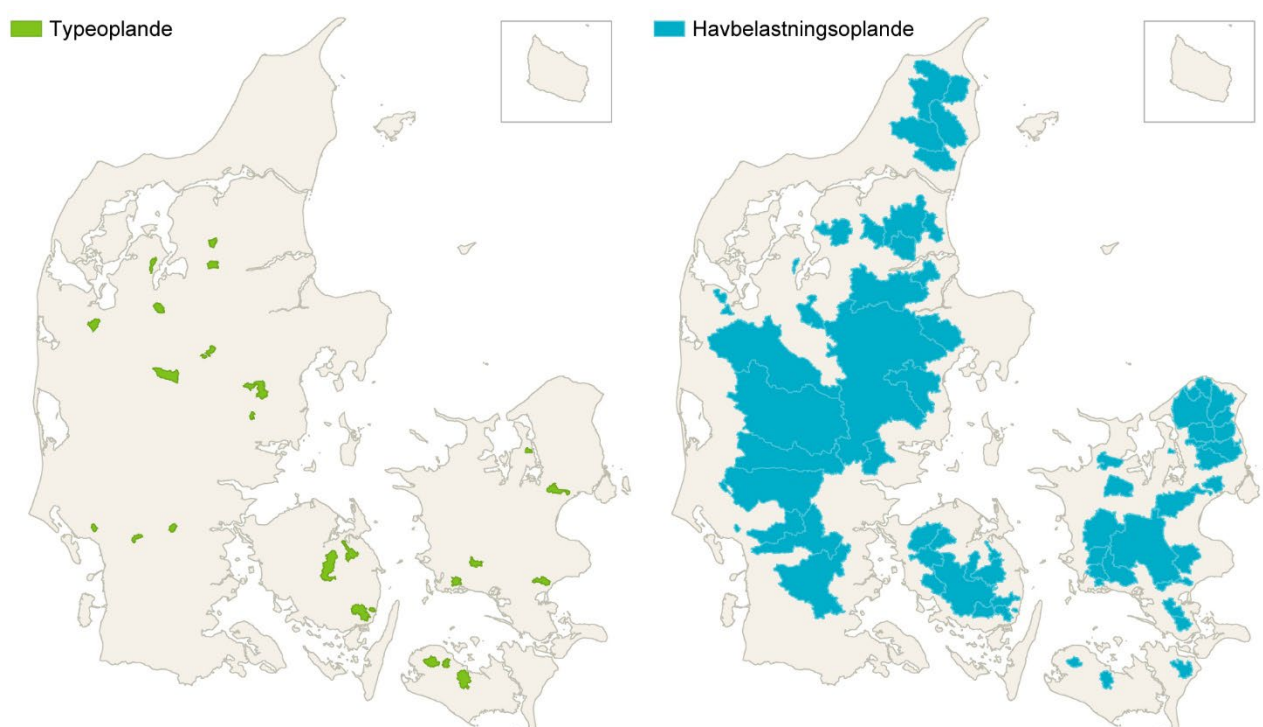
- Den samlede fosfortilførsel fra land til kystvandene i 2022 er beregnet til ca. 1.500 tons P/år. Heraf udgør fosfor udledt med spildevand fra punktkilder ca. 500 tons P/år. Beregningerne dette år er baseret på målinger fra 206 aktive (i 2022) kystnære målestationer i vandløb og en model for det resterende umålte opland
- Den vandføringsvægtede total-fosfor-koncentration for hele landet var i 2022 0,12 mg P/l mod 0,12 mg P/l året før
- Den vandføringsvægtede total-fosfor-koncentration for 92 målestationer med fuld måletidsserie (1990-2022) var i 2022 0,088 mg P/l
- Fosfortilførslerne fra land til havet er siden 1990 reduceret med omkring 67 % (vurderet ud fra udviklingen i afstrømningsnormaliseret tilførsel)
- De diffuse kilders andel af den samlede fosfortilførsel til kystvandene var i 2022 omkring 66 %
- Punktkildernes andel af den samlede fosfortilførsel til kystvandene var i 2022 omkring 34 %

8 Nitrat-N-koncentrationer og -transport på målestationer

Hans Thodsen, Henrik Tornbjerg, Søren E. Larsen & Gitte Blicher-Mathiesen

Nitrat-N udgør for de fleste målestationer den største del af den totale kvælstofmængde (TN). 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 2022 er belyst i dette kapitel. Udviklingen kan beskrives for 27 typeoplande (>60 % dyrkning) og 72 havbelastningsstationer med månedlig måletidsserie for hele perioden. Havbelastningsstationerne dækker ca. 37 % af landet, svarende til et samlet målt areal på 15.830 km², og har en gennemsnitlig dyrkningsgrad på 54 %, hvilket stort set svarer til dyrkningsgraden for hele landet, der er på ca. 53 % (Intensivt dyrket areal opgjort for 2019). Det målte areal er vist i Figur 8.1.



Figur 8.1. Placering af de 26 typeoplande (tv) og 72 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 6.5 om det målte opland for TN.

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 forholdsvist 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 72 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 %-point variation i nitrat-N-transporten. For 30 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).

8.1 Nitrattransport og -koncentration for 72 havbelastningsoplande i 2022

Der er fra 2018 til 2022 forsvundet fem målestationer med fuld måletidsserie siden 1990, da vandafstrømningen ikke har kunnet opgøres for stationerne i mindst et af årene siden 2018. Derfor indgår der nu 72 stationer i opgørelsen og ikke 77 som i Blicher-Mathiesen (2017).

Den aktuelle nitrat-N-transport for havbelastningsoplandene viser en stor årtil-år variation, som det også ses for vandafstrømningen (Figur 8.2A) og for TN-transporten (Figur 6.6). I perioden 2010-2021 varierede den aktuelle nitrat N-transport mellem 14.700 og 20.600 tons N, i 2021 var transporten 14.700 tons N og i 2022 13.500 tons N (Figur 8.2B). Vandafstrømningen på de 72 stationer var i 2022 328 mm, hvilket er 11 % under middel i forhold til måleperioden 1990 til 2021 (369 mm).

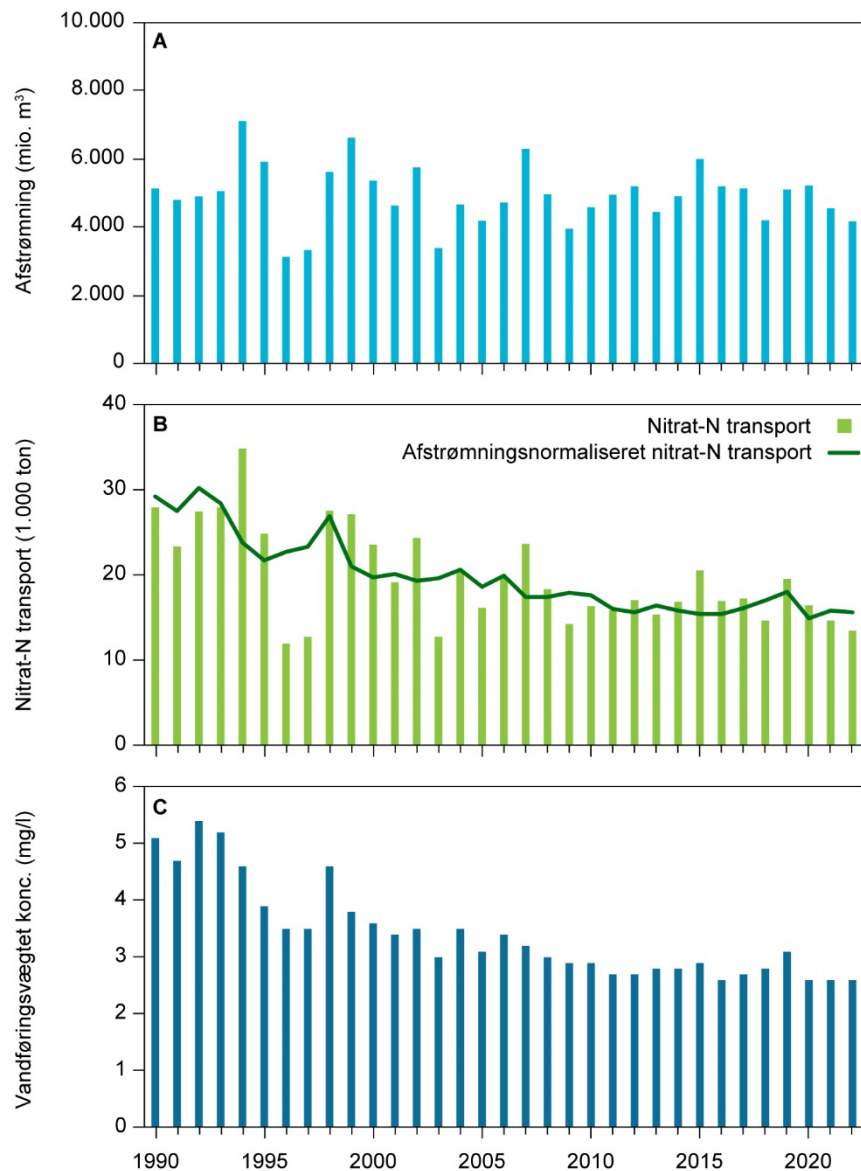
Den afstrømningsnormaliserede nitrat-N-transport varierede i perioden 2010 - 2021 mellem 14.900 og 18.000 tons. I 2021 var den 15.800 tons og i 2022 15.600 tons nitrat-N.

Den vandføringsvægtede nitrat-N koncentration varierede i perioden 2010 til 2021 mellem 2,6 og 3,1 mg nitrat-N/l. I 2021 var den 2,6 mg nitrat-N/l og i 2022 2,6 mg nitrat-N/l (Figur 8.2C). 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). For hele perioden svarer dette til et signifikant fald i den afstrømningsnormaliserede nitrattransport på 41 %.

Figur 8.2. Udvikling i samlet areal specifik ferskvandsafstrømning for 72 havbelastningsoplande (A), beregnet samlet årlig nitrat-N transport (lysegrønne søjler) og afstrømningsnormaliseret nitrat N-transport (grøn linje) ved de 72 stationer (B) samt vandføringsvægtet nitrat-N koncentration (C) opgjort for kalenderår i perioden 1990-2022.

Kort med geografiske placering af de 72 havbelastningsoplande i Figur 8.1.

Afstrømningsdata for den senere del af måleperioden er influeret af homogenitetsbrud i vandføringsmålingerne, se afsnit 1.4.4.



8.2 Nitrattransport og -koncentration for 26 landbrugsdominerede typeoplande

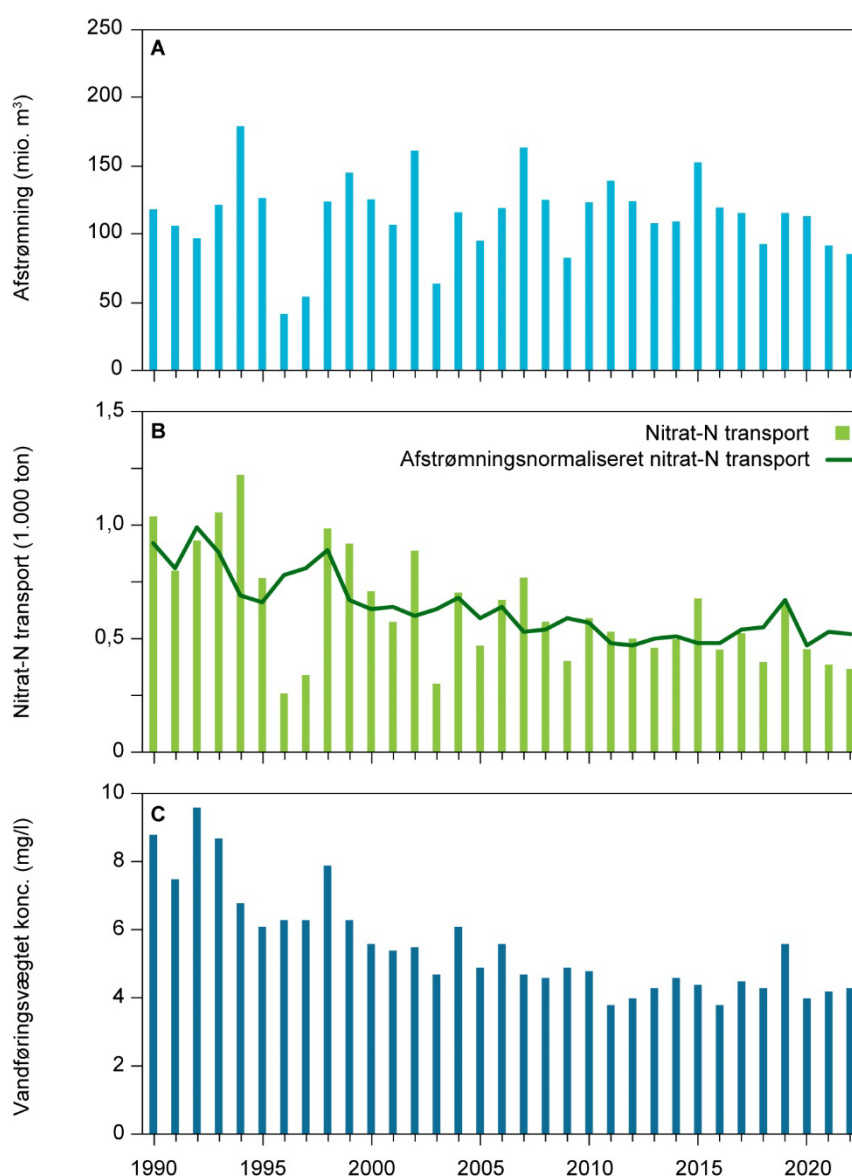
Med typeoplande menes dyrkningsdominerede, små oplande, der overvåges for bl.a. nitrat- og TN-transport igennem NOVANA. Oplandene er valgt, så der ikke forekommer spildevandsudledning fra større punktkilder. Vandløbene ligger øverst i vandløbssystemerne og er derfor minimalt påvirkede af omdannelse af nitrat til organisk kvælstof, der sker i ferskvandssystemet, og som er særligt stor i oplande med store søer som fx i Gudenå-systemet. Mange af disse små vandløb er dog også meget dynamiske, og den tidslige variation i vandafstrømning, nitrat-koncentration og -transport er relateret til variationer i klimaet/vejret. Først og fremmest variationer i nedbøren.

De nationale data for dyrkningsdominerede typeoplande omfatter målinger af TN på 44 målestationer i perioden 1990-2022, hvor der er målt i alle år. På 26 af disse stationer findes desuden en fuld tidsserie (siden 1990) for nitrat. Her præsenteres således nitratmålinger for disse 26 typeoplande. I Blicher-Mathiesen (2017) anvendes 31 typeoplande, men fire af disse har ikke længere en fuld måletidsserie. 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 8.1) (Blicher-Mathiesen, 2017). De 26 typeoplande dækker et samlet areal på ca. 499 km² og har en gennemsnitlig dyrkningsandel på 66 % (2019) af oplandsarealet.

Den aktuelle nitrat-N-transport for de 26 typeoplande viser stor år-til-år variation, som det også ses for vandafstrømningen (Figur 8.3A). Den aktuelle nitrat-N-transport varierede i perioden 2010-2021 imellem 390 og 680 tons nitrat-N (Figur 8.3B). I 2021 var nitrat-N transporten på 390 tons nitrat-N og i 2022 370 tons nitrat-N. Vandafstrømningen for 2022 var 172 mm, og er således 26 % under middel for måleperioden 1990 - 2021 (231 mm). Den, forholdsvis, lave vandafstrømning i forhold til landsafstrømningen skyldes, at hovedvægten af arealet i de 26 typeoplande er lokaliseret i Østdanmark, hvor afstrømningen er lavere end landsgennemsnittet.

Figur 8.3. Udvikling i den samlede areal specifikke vandafstrømning fra de 26 typeoplande (A), beregnet samlet årlig nitrat N-transport (lysegrønne søjler) og afstrømningsnormaliseret nitrat N-transport (grøn linje) (B) samt vandføringsvægtet nitrat N-koncentration (C). Data er opgjort for kalenderår i perioden 1990-2022. Kort med den geografiske placering af typeoplandene Figur 8.1. Afstrømningsdata for den senere del af måleperioden er influeret af homogenitetsbrud i vandføringsmålingerne, se afsnit 1.4.4.



Den afstrømningsnormaliserede nitrat-N-transport varierer i perioden 2010 – 2021 mellem 470 og 670 tons nitrat-N. I 2021 var den afstrømningsnormaliserede nitrat-N-transport 530 tons nitrat-N og 520 tons nitrat-N i 2022. Den afstrømningsnormaliserede nitrat-N transport er opgjort som en sum for alle typeoplande.

Den vandføringsvægtede nitrat-N-koncentration varierede i perioden 2010 – 2021 imellem 3,8 mg nitrat-N/l og 5,6 mg nitrat-N/l (Figur 8.3C). I 2021 var koncentrationen 4,2 mg nitrat-N/l og i 2022 4,3 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. For hele perioden svarer dette til et signifikant fald i den afstrømningsnormaliserede nitrattransport på 45 %.

Fælles for udviklingen i den afstrømningsnormaliserede nitrat-N-transport for både de 26 landbrugsdominerede typeoplande og de 72 havbelastningsoplande er et fald fra 2010 til 2011, et stabilt niveau i perioden 2011-2016 og et lidt højere niveau i 2017 -2018, et højt niveau i 2019 og et lavere niveau i 2020 - 2022.

8.3 Sammenligning til opgørelsen for hele landet

Ved en sammenligning med trenden i total-kvælstoftilførslen til havet fra hele landet ses det, at udviklingen i de tre opgørelser er sammenlignelig, da faldet i nitrat-N-tilførslen for de 72 havbelastningsoplande er 41 % mens der er beregnet et fald i tilførslen fra hele landet på 47 % (kapitel 6). Faldet i nitrat-N-tilførslen for de 26 typeoplande er 45 %.

9 Jern i vandløbsvand

Jonas Rolighed & Hans Thodsen

9.1 Baggrund

Koncentrationen af jern i vandløb og søer måles som en del af NOVANA-overvågningsprogrammet og rapporteres i denne rapport for perioden 1990-2022.

I modsætning til næringsstoffer, der måles hyppigt på alle stationer, måles jern (total-jern, opløst ferro-jern) kun på stationer, hvor det erfaringsvist findes i forholdsvist høje koncentrationer ($> 0,3$ mg/l), og historisk er der målt tre til fire gange årligt. For visse søer, der indgår i kontrolovervågning af udvikling, måles med en højere frekvens som støtteparameter til beskrivelse af næringsstoffodynamikken, herunder omsætning af fosfor, i søen. Desuden har der historisk været målt opløst jern i vandløb, primært beliggende i det vestlige Jylland, for at afgøre, om okker er årsag til eventuel manglende målopfyldelse som følge af okkers forarmende effekt på dyre- og plantesamfund.

Tilførslen af jern til vandløb kan ske som transport af opløst jern via grundvand eller udvaskning fra drænedede moser og enge, når ferro-forbindelser iltes. Ved iltning af pyrit (FeS_2) dannes svovlsyre og opløst ferro-jern. Ferro-jern kan efterfølgende udfældes som okker ved neutralisering af vandet, som ferro-jernet er opløst i, og iltning af jernet (Miljøstyrelsen, 1984). Jerns påvirkning af det enkelte vandløb vil derfor i høj grad afhænge af oplandets jordbunds- og dræningsforhold, og påvirkningen kan ændre sig markant ved etablering af okkerfældningsbassiner, vådområder, søer, dræn eller anden afvanding.

9.2 Data

Data for total-jern, opløst jern, partikulært bundet jern, ferrojern og ferrijern er lagret i overfladevandsdatabasen ODA (<https://odaforalle.au.dk/>).

Måling af opløst jern og partikulært jern ophørte henholdsvis i 2012 og 2006, mens ferrojern kun måles på udvalgte lokaliteter, hvorfor dette kapitel overvejende vil have fokus på målinger af laboratoriemålinger af total-jern.

For perioden 1990-2006 forefindes 24.875 laboratoriemålinger af jern (Tabel 9.1), hvor der ikke er angivet en prøvefraktion. En inspektion af data indikerer, at disse målinger med god sikkerhed må antages at omfatte total-jern. Målingerne vil i kapitlets analyser indgå som total-jern.

I perioden 1966 til 1989 findes desuden 1.591 laboratoriemålinger af opløst jern, 361 laboratoriemålinger af ferrojern, 1 laboratoriemåling af ferrijern og 8.812 laboratoriemålinger af total-jern, mens der i samme periode findes 1.524 felt-målinger af total jern og 5.461 felt-målinger af total jern.

Data er rensset for dubletter, således at der i tilfælde af flere målinger på samme station på samme dag er anvendt et midlet måleresultat.

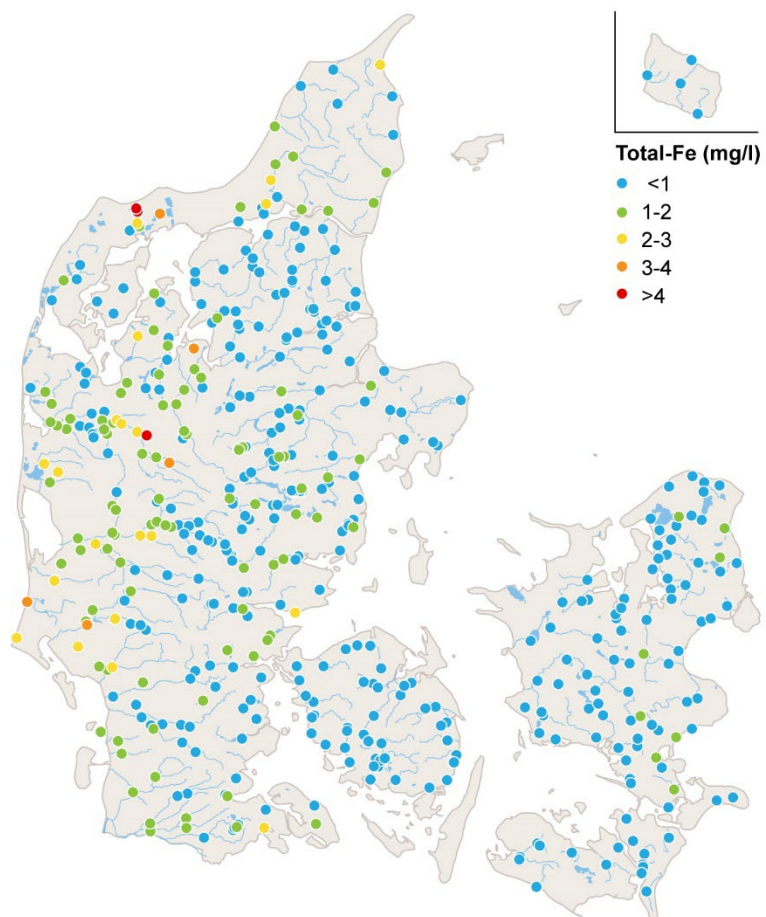
Tabel 9.1 Antal målinger af jern 1990-2022 fordelt på fraktioner samt på laboratorie- og feltmålinger.

År	Laboratoriemålinger				Feltmålinger		
	Fraktion ikke angivet	Opløst jern	Ferro-jern	Partikulært jern	Total jern	Ferro-jern	Total jern
1990	913	414	111	104	1833	66	729
1991	1142	523	142	368	2281	80	472
1992	1475	53	153	466	2580	41	431
1993	1259	580	202	370	3114	26	419
1994	1641	688	162	276	3207	27	435
1995	1563	823	165	328	3127	78	191
1996	1806	1241	147	598	3199	175	166
1997	2196	1282	169	536	3326	737	692
1998	2529	1205	159	620	2931	821	764
1999	1894	956	82	502	2833	796	645
2000	1884	613	17	218	3017	242	218
2001	1701	917		321	3245	172	161
2002	1264	893		328	3398	165	158
2003	1388	691		321	3350	143	114
2004	840	591		352	3303	142	135
2005	994	492		210	3149	30	23
2006	386	324		51	3481	12	12
2007		96	300		3759	269	
2008		1	16		2254	1	
2009		19			2133	62	
2010					2391	463	
2011					2289	632	
2012		2			2087	392	
2013					1913	58	
2014					2068	135	
2015					1920	72	
2016					1913	.	
2017					3123	88	
2018					2878	115	
2019					2869	65	
2020					2973	42	
2021					2878	23	
2022					2565	16	
I alt	24875	12887	1812	5969	91387	6186	5765

9.3 Geografisk variation og jern-fraktioner

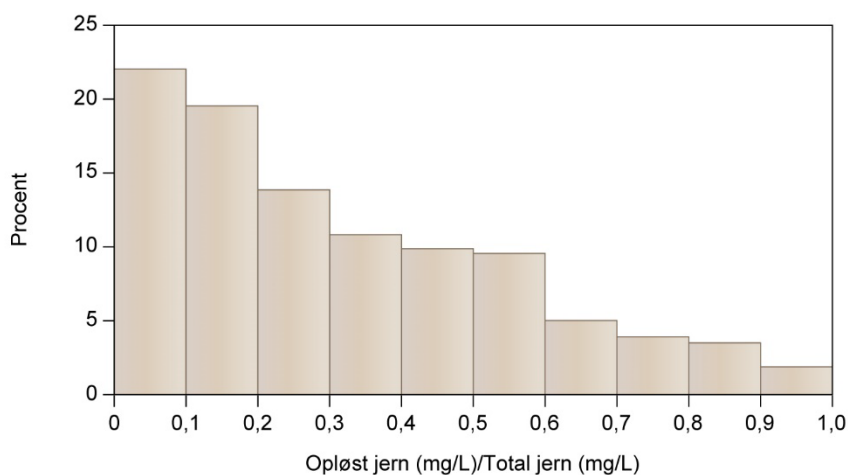
Der ses en tydelig geografisk variation i koncentrationen af laboratoriemålt total-jern på tværs af Danmark (Figur 9.1). Analysen er lavet på 375 stationer med mindst fire målinger af total-jern i 2022. I den østlige del af landet er der overvejende målt koncentrationer på under 1 mg/L, da jorden her indeholder mere kalk, som binder svovl, hvorved jordvandets pH stiger. Koncentrationen af total-jern er generelt højere vest for israndslinjen i Vest- og Sydvestjylland. Høje koncentrationer ses især i sandede, forvitrede områder med lavt indhold af kalk og andre basiske materialer i jorden.

Figur 9.1. Koncentrationen af total-jern i vandløb i 2022. Gennemsnit for stationer med mindst fire målinger.



Opløst jern udgør oftest en mindre andel af total-jern i de analyserede vandprøver. Således udgør opløst jern eksempelvis under 20 % af total-jern i >40 % i prøverne (Figur 9.2). Partikulært jern udgør således over 80 % af jernindholdet.

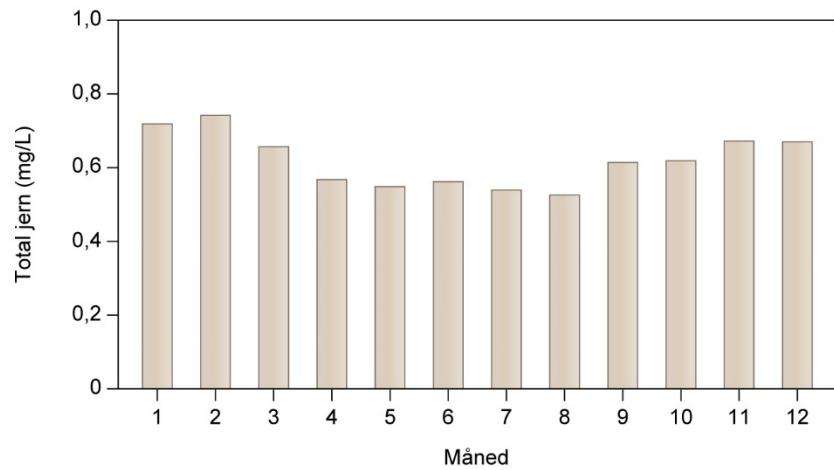
Figur 9.2. Fordeling af forholdet mellem koncentrationen af opløst jern og total-jern. Baseret på 3087 analyser af vandprøver fra perioden 1990 til 2012, hvor både opløst og total-jern er målt på laboratoriet.



9.4 Månedsvariation og tidslig udvikling

Månedsvariationen i koncentrationen af total-jern er undersøgt for 160 stationer med mindst tre årlige laboratoriemålinger i perioden 2012-2022. Koncentrationen af totaljern er ikke jævnt fordelt over året. Variationen på den enkelte station vil være høj, men der ses en tendens til, at de højeste koncentrationer forekommer fra november til marts, hvor afstrømningen er størst (Figur 9.3).

Figur 9.3. Månedlig koncentration af total-jern på 160 stationer i perioden 2012 til 2022. Gennemsnit for stationer med mindst tre årlige målinger.



Der er foretaget en trendanalyse for 83 stationer med mindst tre årlige laboratoriemålinger af total-jern i perioden 1991-2022. Års-middel-koncentrationen af total-jern er analyseret ved lineær regression med den tidslige udvikling (år). For materialet som helhed er der ikke en signifikant udvikling over tid. Der er, som ventet, stor variation fra station til station, idet udviklingen i koncentrationen af total-jern i høj grad vil være bestemt af lokale forhold. Således er der en signifikant positiv udvikling (stigning) i koncentrationen på ni stationer, mens der er en signifikant negativ udvikling (fald) på 11 ud af de 83 stationer.

10 Referencer

Agresti, A. (1990). *Categorical Data Analysis*, John Wiley and Sons, New York.

Andersen R.C. (red.). (2021). Undersøgelser af DMI's nedbørsdata til anvendelse for hydrologiske formål. Afrapportering til miljøministeriet. Danmarks Meteorologiske Institut. https://www.dmi.dk/fileadmin/Rapporter/2021/-Undersoegelser_af_DMI_s_nedboersdata_til_anvendelse_for_hydrologiske_formaal.pdf

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>

Baatrup-Pedersen, A., Kjær, C., Kjelgaard, A. 2023. Vandløb 2021-Økologisk Tilstand. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 48 s. - Videnskabelig rapport nr. 561. https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/-Udgivelser/Videnskabelige_rapporter_500-599/SR561.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. (<https://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.

DMI 2023. Vejr- og klimadata, Danmark. Årsoversigt 2022. Danmarks Meteorologiske Institut. S 23. https://www.dmi.dk/fileadmin/user_upload/Afrapportering/Aarsoversigter/Oversigt_2022.pdf

Gräber, D., Wiberg-Larsen, P., Bøgestrand, J., & Baattrup-Pedersen, A. (2014). Vurdering af effekten af vandindvinding på vandløbs økologiske tilstand. Notat fra DCE.

Hirsch, R.M., Slack, J.R. & Smith, R.A. (1982). Techniques of trend analysis for monthly water quality data. *Water Resources Research* 18, 107-121.

Kainz, S. 2021. Ringversuch eines magnetisch-induktiven Fließgeschwindigkeitsmessgeräts und daraus gewonnene Erkenntnisse für die hydrologische Praxis. *Österr Wasser- und Abfallw* ·73:210-219.
<https://doi.org/10.1007/s00506-021-00755-3>

Kronvang, B., Tornbjerg, H., Larsen, S. E. & Windolf, J. 2023. Opgørelser af kilder, udvikling og tidsforsinkelser i næringsstofbelastning til kystvandene Hjarbæk Fjord og Skive Fjord, Lovns Bredning, Risgårde Bredning og Bjørnsholm Bugt. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 70 s. - Teknisk rapport nr. 285

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. & Svendsen, L.M. 2021. Statistical aspects in relation to Baltic Sea Pollution Load Compilation. Task under HELCOM PLC-8 project. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 60 pp. Technical Report No. 224 <http://dce2.au.dk/pub/TR224.pdf>

Larsen, S.E., Windolf, J., Tornbjerg, H., Hoffmann, C.C., Søndergaard, M. & Blicher-Mathiesen. 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., Tornbjerg, H., Søndergaard, M., Thodsen, H. & Blicher-Mathiesen, G. 2020. Forskelle i målt koncentration af totalkvælstof og totalfosfor i ferskvand ved at anvende de to oplukningsmetoder til organisk stof; autoklave- 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

Larsen, S.E., Kjeldgaard, A., Windolf, J., Tornbjerg, H. & Kronvang, B. 2022a. Ny fosformodel til estimering af årlig vandføringsvægtet koncentration af total fosfor fra diffuse kilder i ID15-oplande. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 80 s. - Teknisk rapport nr. 246 <http://dce2.au.dk/pub/TR246.pdf>

Larsen, S.E., Tornbjerg, H. & Kronvang, B. 2022b. Udvikling af en korrektionsformel for kvælstofkoncentrationer analyseret i naturvandløb i perioden 2009-2015. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 19 s. – Fagligt notat nr. 2022 | 64 https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2022/N2022_64.pdf

Lassen, J. & Frank-Gopolos, T. 2022: Undersøgelse af månedsvariation for stofudledning fra rensesanlæg (samt ferskvandsdambrug og industri). Notat fra miljøstyrelsen. 27 sider.

Miljøstyrelsen 1984. Redegørelse om den tre-årige forsøgsordning til nedbringelse af okkergener i vandløb. Udarbejdet af styringsgruppen for Forsøgsordningen. Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen 1998. Biologisk bedømmelse af vandløbskvalitet. Vejledning fra Miljøstyrelsen. Link: <https://mst.dk/media/121286/17-biologisk-bedommelse-af-vandkvalitet-vejledning-fra-miljoestyrelsen-nr-5-1998.pdf>

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

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

Miljøstyrelsen 2020b. Naturværdier i vandløb. Guide til fremsøgning af data. Link: <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2020/02/978-87-7038-166-6.pdf>

Miljøstyrelsen 2023. Punktkilder 2021. Miljøstyrelsen. 91 s.

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>

Ovesen, N.B., Kronvang, B., Larsen, S.E. & Andersen, P.M. 2023. Betydning af skift i instrument-typer til vandføringsmåling ved hydrometristationer i NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 63 s. - Teknisk rapport nr. 258 <http://dce2.au.dk/pub/TR258.pdf>

Rubek F., Scharling M., Cappelen j. 2022. Danmarks klima 2021 – with English Summary. Danmarks meteorologiske institut. DMI rapport 22-01. s 76. <https://www.dmi.dk/fileadmin/Rapporter/2022/DMIRap22-01.pdf>

Skriver, J., Hansen, F.G., Jensen, P.B., Larsen, L.K. & Larsen, S.E. (2009). Anvendelse af en feltbaseret metode til bedømmelse af biologisk vandløbskvalitet i danske vandløb. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 42 s. Faglig rapport fra DMU nr. 731. <http://www.dmu.dk/Pub/FR731.pdf>

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. Danmarks og Grønlands geologiske undersøgelser. GEUS rapport 2019/31. s 125. https://vandmodel.dk/media/8096/geusrapport2019_31_dkmodel2019_web-1.pdf

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. & Højberg, 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, Rasmussen JJ, Kronvang B, Andersen HE, Nielsen A & Larsen SE 2019c. Suspended matter and associated contaminants in Danish streams: a national analysis. Journal of Soils and Sediments 2019; 19: 3068-3082.

Thodsen, H., Tornbjerg, H., Blicher-Mathiesen, G., Højberg, A.L., Stisen, S. & Troldborg, L. 2020. 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., Bøgestrand, J., Larsen, S.E., Ovesen, N.B., Blicher-Mathiesen, G., Rolighed, J., Holm, H. & Kjeldgaard, A. 2021a. 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>

Thodsen, H., Tornbjerg, H., Rolighed, J., Baattrup-Pedersen, A., Larsen, S.E., Ovesen, N.B., Blicher-Mathiesen, G. & Kjeldgaard, A. 2021b. Vandløb 2020. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 82 s. - Videnskabelig rapport nr. 473 <http://dce2.au.dk/pub/SR473.pdf>

Thodsen, H. & Tornbjerg, H. 2022. Årsager til år til år forskelle i de beregnede tilførsler af vand og næringsstoffer til havet imellem forskellige NOVANA-opgørelser. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 17 s. - - Fagligt notat nr. 2022|72 https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2022/N2022_72.pdf

Thodsen, H., Tornbjerg, H., Rolighed, J., Kjær, C., Larsen, S.E., Ovesen, N.B. & Blicher-Mathiesen, G. 2023. Vandløb 2021. -Kemisk vandkvalitet, stoftransport og miljøfarlige forurenende stoffer. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 90 s. - Videnskabelig rapport nr. 527 <http://dce2.au.dk/pub/SR527.pdf>

Wiberg-Larsen, P. 2010. Makroinvertebrater i vandløb. Teknisk anvisning. https://ecos.au.dk/fileadmin/ecos/Fagdatacentre/Ferskvand/V07_Makroinvertebrater_Ver2_5.pdf

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

Wiberg-Larsen, P., Gräber, D., Kristensen, E. A., Baattrup-Pedersen, A., Friberg, N., & Rasmussen, J. J. 2016. Trait Characteristics Determine Pyrethroid Sensitivity in Nonstandard Test Species of Freshwater Macroinvertebrates: A Reality Check. *Environmental Science and Technology*, 50(10), 4971–4978. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b00315>

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

Windolf, J., Thodsen, H., Trolborg, L., Larsen, S.E., Bøgestrand, J., Ovesen, 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>

VANDLØB 2022

NOVANA

Dette års rapport beskriver status og udvikling i vandkemiske forhold i vandløb, stoftransport af kvælstof og fosfor til kystvandene og for udviklingen i DVFI (Dansk Vandløbs-FaunalIndeks) for perioden før og under NOVANA – og frem til og med 2022.