



NISSUM FJORD, NATUR, ØKOLOGI OG TILSTAND

Analyse af økologisk tilstand, presfaktorer og natur i Nissum Fjord

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 712

2026



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

NISSUM FJORD, NATUR, ØKOLOGI OG TILSTAND

Analyse af økologisk tilstand, presfaktorer og natur i Nissum Fjord

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 712

2026

Jesper P.A. Christensen
Jens W. Hansen
Kirstine Thiemer
Per Andersen
Preben Clausen
Zhanna Tairova
Mihailo Azhar
Jørgen L.S. Hansen

Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 712
Kategori:	Rådgivningsrapporter
Titel:	Nisum Fjord, natur, økologi og tilstand
Undertitel:	Analyse af økologisk tilstand, presfaktorer og natur i Nisum Fjord.
Forfattere:	Jesper P. A. Christensen (redaktør), Jens W. Hansen (redaktør), Kirstine Thiemer (fagansvarlig; bundplanter), Per Andersen (fagansvarlig; fytoplankton), Preben Clausen (fagansvarlig; fugle), Zhanna Tairova (fagansvarlig; miljøfarlige stoffer), Mihailo Azhar (væsentligt bidrag; bundplanter) og Jørgen L. S. Hansen (væsentligt bidrag; bunddyr)
Institution:	Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	https://dce.au.dk
Udgivelsesår:	September 2026
Redaktion afsluttet:	3. september 2026
Faglig kommentering:	Stiig Markager
Kvalitetssikring, DCE:	Henriette Hossy
Ekstern kommentering:	Rapporten har ikke været til kommentering
Finansiell støtte:	Kystvandrådet Nisum Fjord via Holstebro Kommune
Bedes citeret:	Christensen, J.P.A., Hansen, J.W., Thiemer, K., Andersen, P., Clausen, P., Tairova, Z., Azhar, M. og Hansen, J.L.S. 2026. Nisum Fjord, natur, økologi og tilstand. Analyse af økologisk tilstand, presfaktorer og natur i Nisum Fjord. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 98 s. - Videnskabelig rapport nr. 712
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Nisum Fjord har gennem de seneste 40 år opnået markant bedre vandkvalitet som følge af reduceret næringsstoftilførsel. Klorofylkoncentrationer er faldet, vandet er blevet klarere, og flere biologiske indikatorer viser forbedringer. Undervandsvegetationen er dog endnu ikke fuldt genoprettet. Fremtidige klimacændringer og faldende salinitet forventes at få stigende betydning for fjordens udvikling
Emneord:	Nisum Fjord, økologi, saltholdighed, bundfauna, bundplanter, miljøfarlige stoffer, fytoplankton, fugle, kvælstof, fosfor, næringsstofbegrænsning, historisk udvikling
Foto forside:	Flyfoto af Thorsminde sluse og nordlige del af Nisum Fjord. Fotograf Hans Hunderup.
ISBN:	978-87-7648-084-4
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	98

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	6
Summary	7
1 Nisum Fjord	9
1.1 Området	9
1.2 Geologi	10
1.3 Opland	11
1.4 Hydrologi	11
1.5 Fjorden og mennesket	12
2 Naturen i fjorden	16
2.1 Naturtyper	16
2.2 Særlig arter (rødlistede arter, karakterarter, bilagsarter)	16
2.3 Fisk	29
2.4 Bundfauna (bunddyr)	29
2.5 Økologisk struktur og funktion	30
2.6 Rodfæstede vandplanter	32
2.7 Fytoplankton	35
3 Miljøtilstand	43
3.1 Menneskelig aktivitet og presfaktorer	43
3.2 Biologiske kvalitetselementer	44
3.3 Understøttende kvalitetselementer	58
3.4 Samlede tilstandsvurdering	68
4 Miljøfarlige forurenende stoffer.	71
5 Opsummering og anbefalinger	75
Opsummering	75
Klimaforandringer forventes at blive en stadig vigtigere drivkraft	75
Anbefalinger:	75
Afsluttende kommentar	77
6 Referencer	78
Bilag 1	86
Overblik over MFS-data for områder i Nisum Fjord hentet fra MiljøGIS, Vandområdeplanerne 2021–2027 (efter genbesøget).	86
Bilag 2	89
Overblik over MFS-data fra seneste undersøgelser i sediment og fisk (biota) fra stationer i Nisum Fjord. Data hentet fra Danmarks Miljøportal "Kemidata".	89

Forord

Denne rapport, beskriver naturen og miljøudviklingen i de tre vandområder Yderfjord, Mellemfjord og Felsted Kog som samlet set udgør Nissum Fjord. Arbejdet udføres af Institut for Ecoscience og DCE, Aarhus Universitet for Kystvandråd for Nissum Fjord via Holstebro kommune. Denne rapport indgår i det samlede kystvandrådsarbejde og har til formål at give en udredning af fjordens miljøtilstand og udvikling baseret på data fra det nationale overvågningsprogram. Valg af metoder, behandling af data, beskrivelse og præsentation af resultater har udelukkende været AU's beslutning og ansvar. Rapporten er kvalitetssikret af AU.

På kystvandrådsmøde i januar og april 2026 blev der stillet spørgsmål fra rådet, som i et vist omfang er forsøgt adresseret i denne rapport. Visse elementer vil dog være bedre belyst i DHI's og Marine Science & Consultings produkter.

Sammenfatning

Nisum Fjord er en lavvandet lagune på den jyske vestkyst, som modtager størstedelen af sit ferskvand fra Storåen og står i forbindelse med Vesterhavet gennem Thorsminde Sluse. Fjorden omfatter de tre delområder Yderfjord, Mellemfjord og Felsted Kog, som tilsammen udgør et varieret brakvandssystem med stor naturmæssig værdi. Området er blandt Danmarks vigtigste lokaliteter for vandfugle og rummer betydelige naturværdier knyttet til undervandsvegetation, bundfauna og fisk.

Rapportens analyser viser, at Nisum Fjord har gennemgået en markant forbedring af vandkvaliteten siden 1980'erne som følge af store reduktioner i næringsstofftilførslen fra oplandet. Tilførslen af kvælstof er reduceret med omkring 50 % siden 1990, mens fosfortilførslen er faldet endnu mere set i forhold til niveauerne i 1980'erne. Disse reduktioner afspejles tydeligt i fjordens vandkemi og biologiske tilstand. Næringsstofkoncentrationerne er faldet markant, og mængden af planteplankton er reduceret væsentligt. Sommerkoncentrationen af klorofyl, som anvendes som mål for algebiomassen, er mere end halveret siden de højeste niveauer i 1980'erne.

Forbedringerne er også tydelige i udviklingen af vandets klarhed. Sigtedybden er forbedret betydeligt i alle tre delområder, og analyserne viser en stærk sammenhæng mellem faldet i næringsstofkoncentrationer, reduceret planteplanktonbiomasse og øget lysgennemtrængning i vandsøjlen. De forbedrede lysforhold har skabt bedre vækstbetingelser for fjordens rodfæstede vandplanter, som i dag kan vokse på større dybder end tidligere. Udviklingen viser, at fjorden i høj grad har reageret positivt på de gennemførte reduktioner af næringsstoffbelastningen, og at der ikke synes at være nogen væsentlig lang tidsforsinkelse mellem ændringer i tilførsel og respons i vandkvaliteten. Tilsvarende viser bundfaunasammensætningen tegn på reduceret organisk belastning. Samtidig er der kun registreret sporadiske og kortvarige iltsvindhændelser, og iltvind i vandsøjlen vurderes ikke at have været en væsentlig betydning for udviklingen. Dog kan dårlige iltforhold i sedimentet stadig betyde en frigivelse af næringsstoffer til vandsøjlen.

På trods af de markante forbedringer er der endnu ikke sket en fuld genopretning af fjordens undervandsvegetation. De rodfæstede planters dybdeudbredelse er steget betydeligt siden 1980'erne, men deres samlede arealudbredelse er fortsat langt mindre end historisk. Historiske flyfotos samt kort i flere publikationer viser, at store dele af de lavvandede områder tidligere var dækket af undervandsvegetation, mens dækningen i dag fortsat er begrænset.

Samlet set peger overvågningsdata på, at Nisum Fjord i dag har en væsentligt bedre vandkvalitet end for 30-40 år siden. Næringsstoffniveauerne er reduceret, algebiomassen er faldet, vandet er blevet klarere, og flere biologiske indikatorer viser tegn på forbedring. Fjorden synes at nærme sig et punkt, hvor yderligere reduktioner i næringsstoffbelastningen kan øge sandsynligheden for en mere omfattende genetablering af undervandsvegetationen. Der er derfor stadig behov for en reduktion af tabet af næringsstoffer fra oplandet til fjorden, hvis den skal komme i stabil god økologisk tilstand. Fremtidige klimaændringer med øget nedbør og ferskvandsafstrømning forventes at påvirke saliniteten og dermed få stigende betydning for fjordens videre udvikling, hvilket bør give anledning til at gentænke slusepraksis og landafgivelse.

Summary

Nissum Fjord is a shallow lagoon located on the west coast of Jutland, Denmark. It receives most of its freshwater input from the Storå River and is connected to the North Sea through the Thorsminde Sluice. The fjord comprises three sub-basins, the Yderfjord, the Mellemfjord, and Felsted Kog, which together form a heterogeneous brackish-water ecosystem of considerable ecological value. The area is among the most important sites for waterbirds in Denmark and supports significant natural values associated with submerged aquatic vegetation, benthic fauna, and fish communities.

The analyses presented in this report show that Nissum Fjord has undergone a marked improvement in water quality since the 1980s as a result of substantial reductions in nutrient inputs from the catchment. Nitrogen loading has decreased by approximately 50 % since 1990, while phosphorus loading has declined even more compared with levels observed during the 1980s. These reductions are clearly reflected in the fjord's water chemistry and biological condition. Nutrient concentrations have decreased substantially, and phytoplankton biomass has been markedly reduced. Summer chlorophyll concentrations, which are used as a measure of algal biomass, have declined by more than 50 % since the highest levels recorded in the 1980s.

The improvements are also evident in the development of water clarity. Secchi depth has increased considerably in all three sub-basins, and the analyses reveal a strong relationship between declining nutrient concentrations, reduced phytoplankton biomass, and increased light penetration through the water column. The improved light conditions have created more favourable growth conditions for submerged macrophytes, which are now able to grow at greater depths than previously. The observed development demonstrates that the fjord has responded positively to reductions in nutrient loading and that there appears to be little evidence of a substantial time lag between changes in nutrient inputs and improvements in water quality. Similarly, the composition of the benthic fauna indicates reduced organic enrichment. Furthermore, only sporadic and short-lived hypoxic events have been recorded, and oxygen depletion in the water column is not considered to have played a major role in the observed development. Nevertheless, poor oxygen conditions within the sediment may still promote the release of nutrients to the overlying water.

Despite these substantial improvements, the submerged aquatic vegetation has not yet fully recovered. The depth distribution of rooted macrophytes has increased significantly since the 1980s, but their overall areal extent remains far below historical levels. Historical aerial photographs and maps published in several studies show that large parts of the shallow-water areas were previously covered by submerged vegetation, whereas present-day coverage remains limited.

Overall, the monitoring data indicates that Nissum Fjord currently exhibits substantially better water quality than 30 to 40 years ago. Nutrient concentrations have been reduced, algal biomass has declined, water clarity has improved, and several biological indicators show signs of ecological recovery. The fjord appears to be approaching a point where further reductions in nutrient loading may increase the likelihood of a more extensive re-establishment of submerged vegetation. Continued efforts to reduce nutrient losses

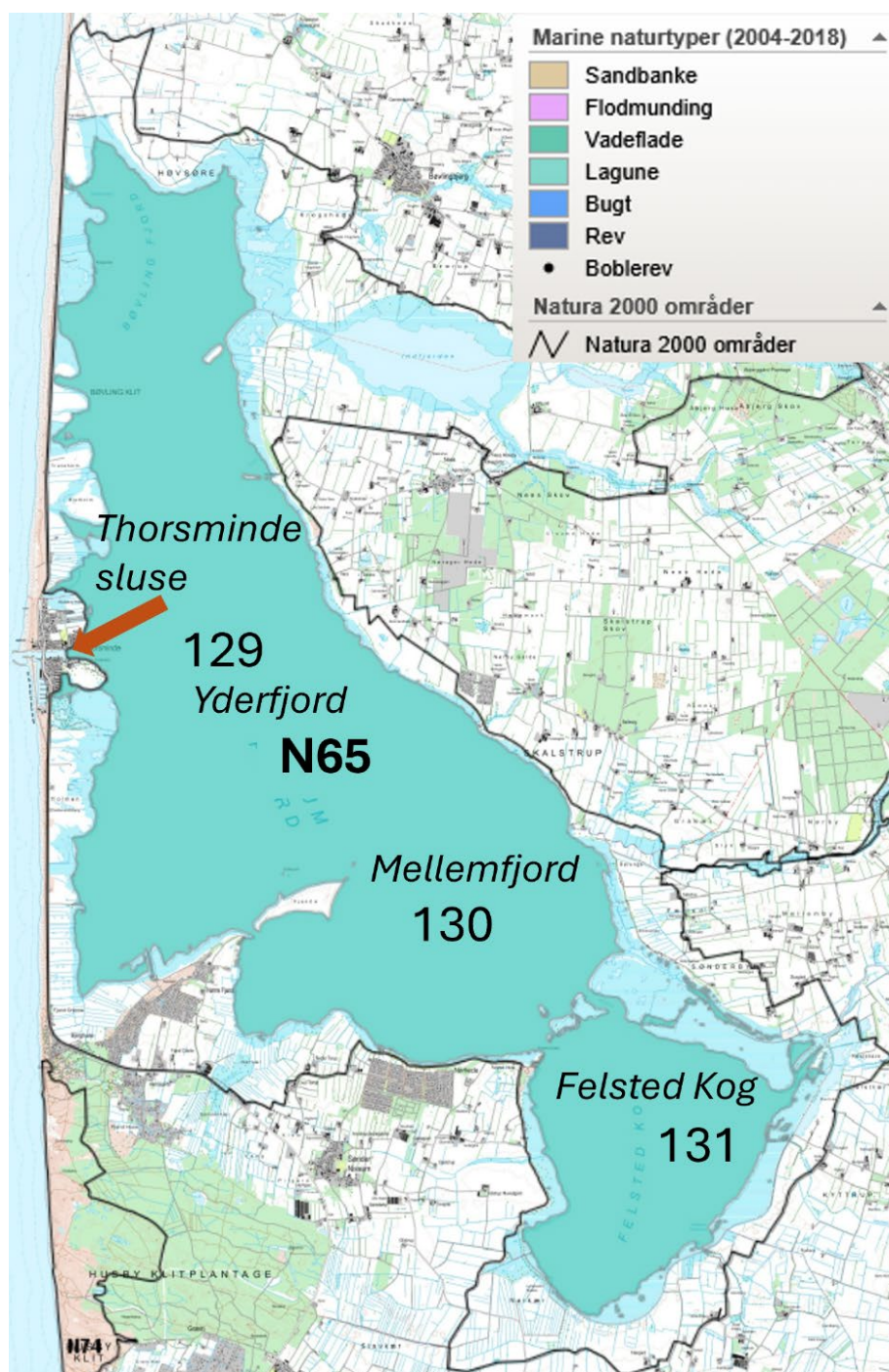
from the catchment therefore remain necessary if the fjord is to achieve and maintain good ecological status. Future climate change is expected to increase precipitation and freshwater runoff, thereby affecting salinity and potentially exerting a growing influence on the future development of the fjord. Changes in salinity, water levels, and hydrological conditions may therefore become increasingly important management considerations, including potential adjustments to sluice operation practices and coastal land-use strategies.

1 Nissum Fjord

1.1 Området

Nissum Fjord ligger i den vestlige del af Jylland og udgør et lavvandet kystlaguneområde adskilt fra Vesterhavet/Nordsøen af en 13 km lang smal landtange. Fjorden dækker et areal på ca. 65 km² og har en maksimal dybde på ca. 3 meter og en gennemsnitsdybde omkring 1 meter, hvilket gør den til en af Danmarks mest lavvandede fjorde. Fjorden er opdelt i tre hovedbassiner: Yderfjord (hvor den nordligste del kaldes Bøvling Fjord) (34 km²), Mellemfjord (21 km²) og Felsted Kog (10 km²), som hver har forskellige hydrologiske og økologiske karakteristika. De tre bassiner udgør hvert sit vandområde med vandområdenumrene 129 (Yderfjord), 130 (Mellemfjord) og 131 (Felsted Kog). Nissum Fjord er omfattet af og betydelige naturbeskyttelsesinteresser og udpeget som Natura 2000-område (Nr. N65), der er sammenfaldene med habitatområde nr. H58. Størstedelen af området er kategoriseret som naturtypen 1150 "Lagune", men der er også større arealer af andre beskyttede naturtyper (*figur 1.1*). Desuden betegnes Nissum Fjord som en slusefjord, da vandudvekslingen med Vesterhavet sker gennem Thorsminde Sluse. Via driften af slusen er det muligt at regulere vandstanden og saltholdigheden/saliniteten og dermed påvirke de hydrografiske og økologiske forhold i fjorden. Kystlinjen i Nissum Fjord er præget af store eng- og strandengsarealer, rigt fugleliv, hvorfor området også er udpeget som fuglebeskyttelsesområde (F38) og Ramsarområde (R4).

Figur 1.1. Kortudsnit med Nisum fjord. Kortet viser afgrænsningen af Natura 2000 området N65, de marine naturtyper i fjorden (lagune) og vandområdenumrene til Yderfjord (129), Mellemfjord (130) og Felsted Kog (131). Kortet er en redigeret version af kortudsnit hentet på hjemmesiden MljøGIS <https://mst.dk/erhverv/tilskud-miljoeviden-og-data/data-og-databaser/miljoegis-data-om-natur-og-miljo-paa-webkort>.

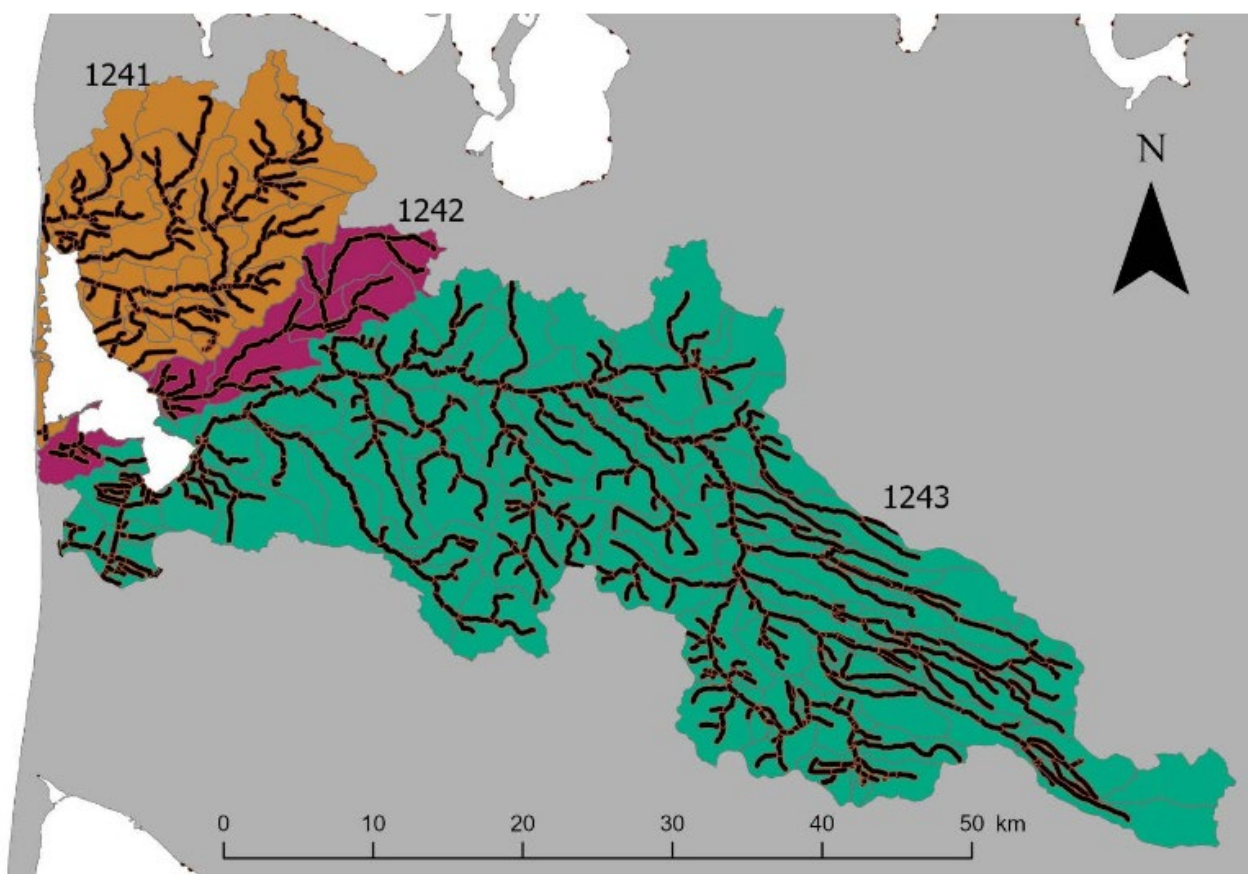


1.2 Geologi

Nisum Fjords geologiske udvikling er tæt knyttet til istidens aflejringer og efterfølgende marine processer. Under sidste istid blev området formet af fremrykkende og tilbagetrækkende iskapper, som efterlod morænelandskaber, smeltevandssletter og hævede kystflader. Efter isens afsmeltning førte stigende havniveauer til dannelsen af en åben bugt, som senere blev afsnøret fra Vesterhavet af sandtransport langs kysten. Denne kystdynamik skabte klitten langs vestkysten, der i dag fungerer som barriere og adskiller fjorden fra havet. Fjordbunden består hovedsageligt af marine aflejringer og brakvandsaflejringer, herunder sand, silt og organiske sedimenter, som ofte resuspenderes grundet fjordens store vindpåvirkning og lille vanddybde. De geologiske forhold har således stor betydning for fjordens næringsstoffdynamik og sedimenttransport.

1.3 Opland

Oplandet til Nisum Fjord er på godt 1.600 km², hvoraf det største er oplandet til Felsted Kog (figur 1.2).



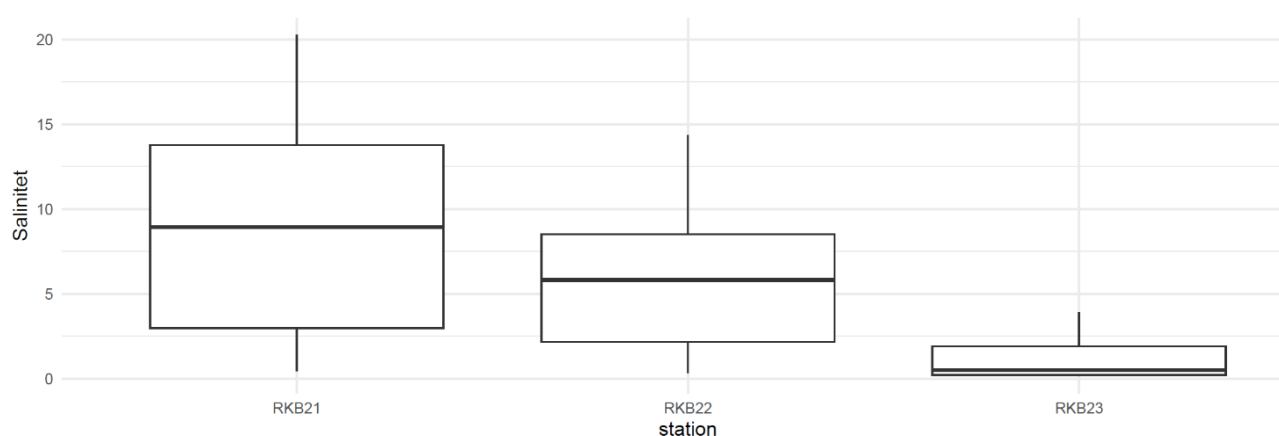
Figur 1.2. Oplandet til Nisum Fjord. Hver farve repræsenterer oplandet som afvander til kysten af et af de tre vandområder og numrene svarer til det specifikke kystoplandsnummer. Figuren er gengivet fra *Thodsen og Muff 2026*

Ferskvandtilstrømningen til Nisum Fjord fra oplandet sker primært sker via Ramme Å, Flynder Å, Damhus Å og Storå (nævnt fra nord mod syd). Storå er Danmarks anden eller tredje længste å (*Ovesen m.fl. 2000*) og udmunder i Felsted Kog. Den afvander ca. 70 % af oplandet, og ca. 80 % af ferskvandstilførslen til Nisum Fjord sker via Storå. Vandløbene i oplandet har varierende vandføring og bidrager med både ferskvand, organisk materiale og suspenderet sediment til fjorden. Oplandet består af både moræneflader, hedesletter og lavbundsarealer, som tilsammen påvirker vandets næringsstofindhold og sedimentbelastning. Landbruget udgør den dominerende arealanvendelse, hvilket betyder, at fjorden historisk har været påvirket af tilførsel af kvælstof og fosfor fra landbrugsproduktionen. Derudover tilføres Nisum Fjord også næringsstoffer fra punktkilder (renseanlæg, industri og dambrug) og fra naturen egen omsætning af organisk materiale. Både for kvælstof og fosfor stammer størstedelen af tilførslen til Nisum Fjord fra landbrugsproduktionen (*Thodsen og Muff 2026*, *SEGES 2022*). Oplandets hydrologi og arealanvendelse er centrale faktorer for fjordens økologiske tilstand og vandkvalitet.

1.4 Hydrologi

Nisum Fjords hydrologi er karakteriseret ved en kompleks balance mellem ferskvandstilstrømning fra oplandet, saltvandsindtrængning fra Vesterhavet gennem klitten og den menneskeskabte regulerede vandudveksling via Thorsminde Sluse. Fjorden er lavvandet og har en begrænset naturlig

vandudskiftning, hvilket gør den følsom over for ændringer i både næringsstofftilførsel og hydrodynamiske forhold. Vandets gennemsnitlige opholdstid i fjorden varierer fra ca. 20 dage om vinteren til ca. 40 dage om sommeren. I Felsted Kog, som modtager størstedelen af ferskvandstilførslen fra oplandet, er opholdstiden dog væsentlig kortere (Morten H. Nielsen, *personlig kommunikation* 2026). Saltindholdet varierer betydeligt mellem de tre bassiner: Yderfjord er meget påvirket af havvand, mens Mellemfjord og især Felsted Kog er mere ferskvandsprægede (figur 1.3). Slusens drift er afgørende for fjordens vandstand, saltholdighed og iltforhold, og reguleringen tilpasses både vejr-situationer herunder stormflodshændelser, skibstrafik, sandoprensning, passage af fisk, udveksling af larver og frø og andre miljøhensyn. Hydrologien påvirker direkte fjordens økologiske tilstand, herunder udbredelsen og arts-sammensætningen af bundplanter, bunddyr og fisk

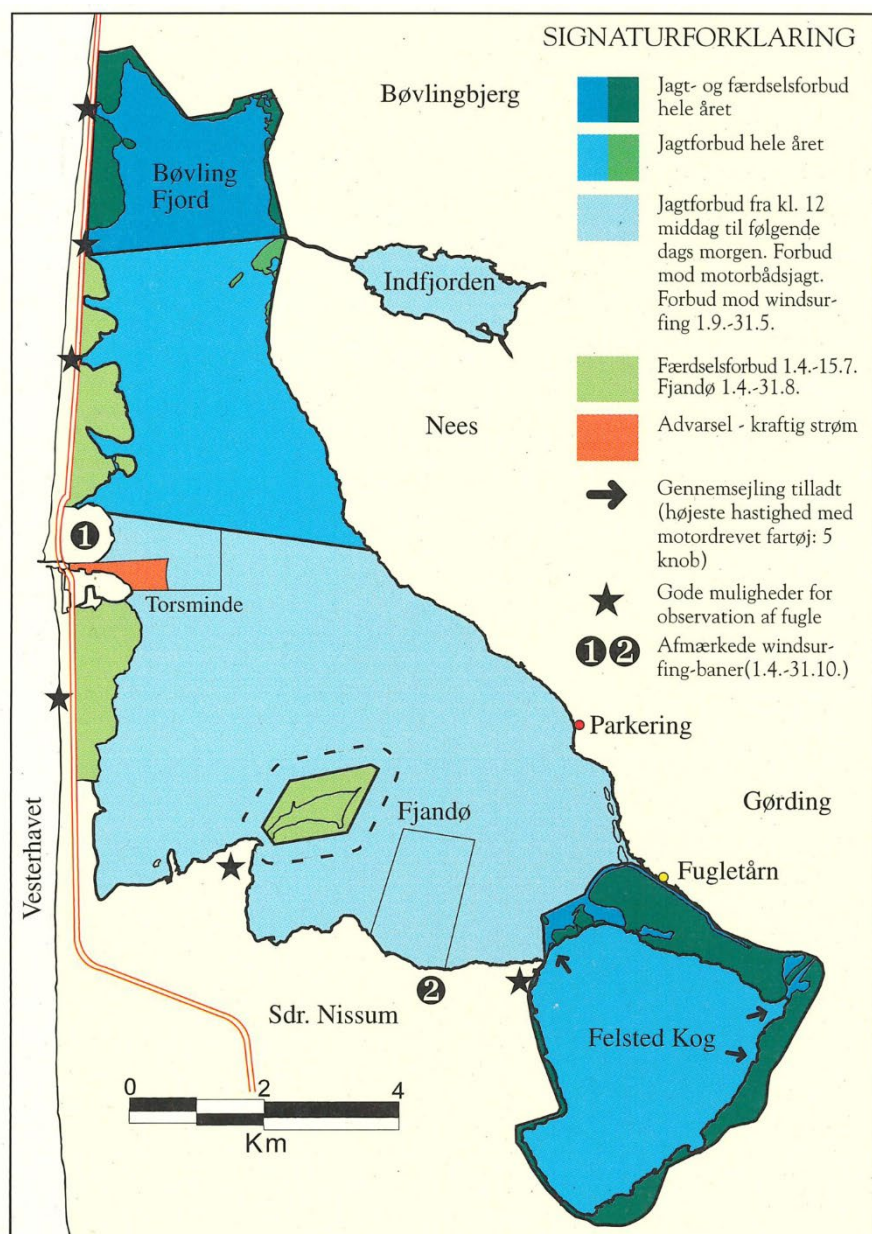


Figur 1.3. Boksplot af salinitetsmålinger i Nissum Fjord i perioden 2019-2024. Station RKB21 ligger i Yderfjord, RKB22 i Mellemfjord og RKB23 ligger i Felsted Kog.

1.5 Fjorden og mennesket

I dag er fjorden omfattet af mange naturbeskyttende tiltag, og der arbejdes aktivt med restaurering, reduktion af næringsstofftilførsel og forbedring af levesteder for fugle, fisk og planter. Fjorden bruges fortsat til rekreative formål som fiskeri, sejlads, jagt og fuglekiggeri, men under hensyntagen til de naturbeskyttelsesmæssige interesser, hvor både jagt og færdsel i vidt omfang er reguleret i og ved fjorden (figur 1.4).

Figur 1.4. Kort over færdselsreguleringer i Nisum Fjord i henhold til Bekendtgørelse om Nisum Fjord Vildtreservat (Miljø- og Energiministeriets bekendtgørelse nr. 641 af 23. juni 1996). Kortet er scannet fra Skov- og Naturstyrelsens folder om vildtreservatet fra 1997. Bekendtgørelsen fra 1996 og reguleringerne er stadig gældende.



Nisum Fjords historie er præget af en lang række menneskelige indgreb, der har formet både hydrologi, landskab og økologiske forhold. I århundreder var fjorden et åbent, dynamisk lagunesystem med naturlige gennembrud mod Vesterhavet, hvor storme jævnligt ændrede kystlinjen og skabte nye udløb. I slutningen af 1800-tallet blev der gennemført omfattende afvandingsprojekter, herunder ved Felsted Kog, som blev inddæmmet og tørlagt for at skabe landbrugsjord. I 1875 blev Thorsminde Sluse opført for at stabilisere vandstanden og forhindre oversvømmelser, hvilket markant ændrede fjordens naturlige vandudskiftning og saltforholdene. I det 20. århundrede intensiveredes landbruget i oplandet, og fjorden blev påvirket af stigende næringsstofftilførsel, hvilket førte til perioder med forringet vandkvalitet og tab af bundplanter. De seneste årtier har fokus skiftet mod naturgenopretning, reduktion af næringsstoffer og forbedret forvaltning af fjordens økosystemer.

Nisum Fjord har historisk været et usædvanlig dynamisk område som følge af både naturlig og menneskabt påvirkning. Fjordens fysiske udformning har ændret sig adskillige gange, men det har naturforholdene i fjorden også. Nedenfor er en række korte nedslag i den del af Nisum Fjords omskiftelige historie, som går forud for perioden 1990-2025, som behandles mere indgående i den resterende del af rapporten.

Indtil 1860

Åbningen fra Nisum Fjord til Vesterhavet sander ofte helt eller delvist til i løbet af sommeren, hvorefter klitten gennembrydes i løbet af efteråret og vinteren. Det har betydet meget varierende vandstand og saltholdighed i Nisum Fjord både inden for det enkelte år og mellem år. Udløbet til Vesterhavet etableres ikke hvert år samme sted.

1860-1900

1860: Sluse opføres i tømmer ved Thorsminde, men slusen smadres i en storm, lige inden den er helt færdigbygget.

1865: En ny sluse etableres, men slusen underskylles og opgives efter kort tid.

1870: Efter de to mislykkedes forsøg i løbet af 1860'erne blev der i 1870 etableret en holdbar sluse i Thorsminde. Umiddelbart derefter gik man i gang med et forsøg på at tørlægge fjorden.

1870-1885: I årene 1870-73 forsøgte man at afvande hele fjorden for at indvinde landbrugsjord – 'hvad udad tabes, skal ind ad vindes', efter tabet af Slesvig i 1864. Det lykkedes dog kun for Felsted Kog, som blev afskåret fra resten af fjorden ved at etablere en 13 km lang dæmning og pumpe vandet ud. Det viste sig dog, at den indvundne jord ikke var velegnet som landbrugsjord, hovedsagelig pga. hyppige digebrud i forbindelse med storme, som lagde store dele af det inddæmmende område under vand. Projektet blev endelig opgivet i 1885.

1885-1900: Slusen etableret i 1870 blev ikke brugt aktivt i perioden fra 1884 til 1930, dvs. indtil den nuværende sluse blev etableret. I 1889 opgav man at bruge slusen som udløb af vand fra fjorden, da udløbet ofte sandede til på vesterhavssiden. I stedet åbner man i 1890 et tidligere udløb, som var blevet lukket med en dæmning. Derefter varierede vandstand og saltholdighed mere eller mindre, som før slusen blev etableret (*Hansen 2008, Pedersen og Jensen 1956*)

1900-1950

1920: Slusen bruges ikke særlig aktivt, og der er generelt en lav saltholdighed i Nisum Fjord, især om sommeren. Der er udbredt plantedække (især vandaks – samt forskellige grønalg (vandhår, krølhårstang og kransnålalger)), som fylder så meget i fjorden, at det i store områder generer sejlads med motorbåd. Der er ingen ålegræs og bundfaunaen er forarmet og består hovedsageligt af myggelarver, dyndsnegle og få, overvejende døde muslinger). (*Nisum Fjord Kommission 1923*)

1925: Det gamle udløb til Vesterhavet (genåbnet i 1890) lukkes med en dæmning, og der etableres et nyt udløb.

1931: Den gamle sluse renoveres og udbygges og den nuværende sluse i Thorsminde tages i brug 31. oktober.

1940: Forslag om igen at forsøge at tørlægge Felsted Kog – projekt blev først endelig opgivet i 1957. (*Hansen 2008, Høgslund m.fl. 2018*)

1950-1990

1955-66: Forslag om at tørlægge 2.400 hektar (24 km²) af Bøvling Fjord (nordlige del af Yderfjord). Projektet blev af flere omgange nedskaleret og endte med, at der i 1966 blev inddæmmet 46 hektar (Fjordshale-inddæmningen).

1957: Store mængder ålegræs findes vidt udbredt i både Yderfjord og Mellemfjord. Ålegræsområdet anslås at dække størstedelen af Yderfjord og samlet et areal svarende til ca. en tredjedel af hele fjorden, dvs. godt 20 km². Det er beskrevet, at ålegræsset blade var dækket af dunalger og et slimet lag af kiselalger, hvilket viser, at fjorden allerede dengang var eutrofieret, dvs. påvirket af en for stor tilførsel af næringsstoffer og organisk materiale. (*Salomonsen 1957*)

1960-1990: Miljøtilstanden forværres som følge øget eutrofiering, der medfører massive opblomstringer af planteplankton og dermed væsentligt mere uklart vand, hvilket markant reducerer udbredelsen af bundplanter. Ålegræssets udbredelse reduceres til at arten kun forekommer i Yderfjord fra 1960'erne til 1980'erne.

2 Naturen i fjorden

2.1 Naturtyper

Nisum Fjord rummer en betydelig biodiversitet, især knyttet til de lavvandede områder, strandenge, rørsumpe og andre vådområder. Fjorden er et vigtigt raste- og ynglested for mange vandfugle, herunder gæs, ænder, svaner og vadefugle, som udnytter de store fødesøgningsområder. Vegetationen består af ålegræs, andre havgræsser, vandaks-arter og forskellige makroalger, men udbredelsen har siden 1980'erne været begrænset af uklart vand og næringsstofbelastning. Bundfaunaen omfatter arter som hjertemuslinger, sandorm og forskellige krebsdyr, der spiller en central rolle i fjordens fødenet. I de ferskere dele af fjorden findes også rørskove og sumpvegetation, som giver levesteder for padder, insekter og fugle som er tilknyttet rørskov. Biodiversiteten er sårbar over for ændringer i hydrologi, næringsstofniveauer og klima, og bevaringen af fjordens naturværdier kræver målrettede indsatser.

2.2 Særlig arter (rødlistede arter, karakterarter, bilagsarter)

2.2.1 Nisum Fjords fugle

Nisum Fjord har både national og international betydning som fuglelokalitet. Området er blandt Danmarks vigtigste lokaliteter for kolonirugende kystfugle, engfugle og vandfugle tilknyttet fjordens planter og er udpeget som både Ramsarområde og fuglebeskyttelsesområde på baggrund af en lang række arter. Særligt klyde, fjordterne, havterne og splitterne har gennem årtier haft betydelige ynglebestande ved fjorden, mens rødbrum, rørhøg og plettet rørvagtel understreger rørsumpenes værdi. Blandt trækfuglene er Nisum Fjord især kendt for forekomster af lysbuget knortegås, pibeand, krikand, spidsand, knopsvane og to arter af skalleslugere. Historisk har fjorden desuden haft nationalt betydningsfulde bestande af de truede engfugle engryle og brushane. Næsten alle disse arter indgår i udpegningsgrundlaget for fuglebeskyttelsesområdet

2.2.2 Baggrundsviden og datagrundlag

Fuglelivet ved Nisum Fjord er særdeles godt kortlagt, og har været det i over 60 år. Pedersen & Jensen (1956) beskrev således forekomsterne af ynglefugle ved fjorden. Salomonsen (1957) satte fokus på forekomsten af lysbuget knortegås. Jepsen (1967, 1972) beskrev forekomster af de rastende og overvintrende vandfuglearter – samt reservaterne i området. Alle disse publikationer gav også gode beskrivelser af datidens udbredelser af fuglenes levesteder, dvs. bundvegetation, enge og rørsumpe. Resultaterne fra Dansk Ornitologisk Forenings lokalitetsregistrering 1978-80 (Dybbro & Ballegaard 1983) tilføjede opdateret viden om ynglende arter i rørsumpene, og Dansk Ornitologisk Forenings Vadefuglegruppens tællinger tilføjede opdateret viden om de rastende vadefugle i 1974-78 (Meltofte 1981).

I de nationale sammenstillinger af data fra dengang fremstår Nisum Fjord ofte som en af de vigtigste fuglelokaliteter for eng- og fjordtilknyttede vandfugle. Det er visuelt umiddelbart genkendeligt med "større prikker" på Danmarks-kortene for fugleudbredelse, især når det gælder de rastende vandfugle (Jøensen 1974, Meltofte 1981), men også for nogle af ynglefuglene (Dybbro 1985), og

lokaliteten fremhæves da også gentagne gange i teksterne. Christensen (1987) gav endnu en opdateret status for fuglene i Nisum Fjord for årene 1983-1985, baseret på grundige optællinger af såvel yngle- som rastefugle.

På det tidspunkt, hvor man udpegede de første Ramsarområder (1978) og sidenhen de første fuglebeskyttelsesområder (1983), var det derfor oplagt, at Nisum Fjord skulle medtages. Området blev udpeget, ikke alene som internationalt beskyttelsesområde (Ramsarområde nr. 4 og fuglebeskyttelsesområde nr. F38), men også med et ret omfattende udpegningsgrundlag. Dette omfatter i dag 25 arter (*tabel 2.1*), hvoraf de 15 var med i det oprindelige udpegningsgrundlag. De resterende ti arter er tilføjet ved senere revisioner, med baggrund i opdatering af fuglebeskyttelsesdirektivets Bilag 1 samt ny viden. Området er både udpeget for ynglende og trækkende klyder, hvilket bringer det samlede udpegningsgrundlag op på 26 udpegninger. Dog er to af arterne, hvidbrystet præstekrave og dværgterne, anført med en angivelse om, at de forventes udtaget.

Nisum Fjord er desuagtet i top-10 blandt de 125 danske fuglebeskyttelsesområder, da kun ti fuglebeskyttelsesområder har mere end 24 udpegninger. Af de 125 fuglebeskyttelsesområder er fjorden desuden ét af 38, som lever op til kriteriet om regelmæssig forekomst af mere end 20.000 vandfugle (*Clausen m.fl. 2019*).

Efter udpegningerne som internationalt beskyttelsesområde har Nisum Fjord været overvåget af staten i NOVANA-programmets ynglefugleovervågning (2004 til nu). Rastefuglene er optalt i forbindelse med reservatovervågningen (1996-2001, 2008-2010) samt NOVANA-programmets trækfugleovervågning (2004 til nu), men området indgår sammen med Ringkøbing Fjord også i en særlig intensiveret overvågning af disse to vestjyske fjorde.

Christensen & Østergaard (2012) beskrev udviklingen for ynglefuglene i størstedelen af fuglebeskyttelsesområdet for årene 1983-2010. Dertil kommer basisanalyserne fra Natura 2000-planlægningen, hvor den seneste redegør for ynglefuglebestandene baseret på data indsamlet i NOVANA-programmet fra 2004 frem til 2019 (*Miljøstyrelsen 2021*).

Resultaterne fra NOVANA-overvågningsprogrammets trækfugleovervågning behandles især på det nationale niveau, men der findes lokalitetsspecifikke gennemgange af fugletællinger fra reservatet i Nisum Fjord fra reservatovervågningen (*Clausen m.fl. 2014*) og for fuglebeskyttelsesområdet i *Clausen m.fl. (2019)*.

De tidsserier om trækfuglene, der foreligger fra disse to publikationer, er i figurerne nedenfor opdateret med tællinger frem til foråret 2026 (i det omfang data er tilgængelige).

Tabel 2.1. Udpegningsgrundlaget for fuglebeskyttelsesområde nr. F38 Nisum Fjord (Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø 2022) Kriterierne F1 – F3 beskriver om det er en væsentlig andel af den nationale ynglebestand (Y) eller den samlede internationale trækvejsbestand for trækfuglene (T). Artikel 4 henviser til EU's Fuglebeskyttelsesdirektiv og hvilken beskyttelsesforpligtigelser der er knyttet til arten. For uddybning og kriterier henvises til kilden. X angiver at disse to arter forventes udtaget af udpegningsgrundlaget.

F38		Nisum Fjord		
Arter	Yngle-/Trækfugl	Artikel 4	kriterie	Forventes udtaget
Klyde	Y/T	stk. 1	F1, F2	
Almindelig ryle	Y	stk. 1	F1	
Blåhals	Y	stk. 1	F1	
Brushane	Y	stk. 1	F1	
Dværgterne	Y	stk. 1		X
Fjordterne	Y	stk. 1	F1	
Havterne	Y	stk. 1	F1	
Hvidbrystet præstekrave	Y	stk. 1		X
Plettet rørvagtel	Y	stk. 1	F1	
Rørdrum	Y	stk. 1	F1	
Rørhøg	Y	stk. 1	F1	
Splitterne	Y	stk. 1	F1	
Bramgås	T	stk. 1	F2	
Knopsvane	T	stk. 2	F3	
Kortnæbbet gås	T	stk. 2	F3	
Krikand	T	stk. 2	F3	
Lille Kobbersnepe	T	stk. 1	F2	
Lysbuget knortegås	T	stk. 2	F3	
Pibeand	T	stk. 2	F3	
Pibesvane	T	stk. 1	F2	
Pomeransfugl	T	stk. 1	F2	
Sangsvane	T	stk. 1	F2	
Spidsand	T	stk. 2	F3	
Stor skallesluger	T	stk. 2	F3	
Toppet skallesluger	T	stk. 2	F3	

2.2.3 Ynglende og rastende fugle ved Nisum Fjord: Status og levesteder

Nedenfor gennemgås status for arterne på fuglebeskyttelsesområdets udpegningsgrundlag. Der omtales både en udvikling lokalt og en udvikling for Danmark som helhed (både for yngle- og trækfugle) eller for de trækvejsbestande, fuglene kommer fra (trækfugle). Dette er gjort for at sammenstille den lokale bestandsudvikling med en større national eller trækvejsbestands udvikling.

For mange af arterne gælder det, at der er nedgange lokalt men stabilitet eller fremgange i bestanden generelt, hvilket er en indikation på, at der er en forvaltningsproblemstilling lokalt for Nisum Fjord.

Udviklingen for de fleste af arterne er sammenfattet i to figurer – en for ynglefuglene (figur 2.1) og en for trækfuglene (figur 2.2).

Derefter gives der en kortfattet vurdering af den forventede effekt af en eventuel ændret slusedrift på arternes forekomst i området. Lige nu arbejdes der med to scenarier for den fremtidige slusedrift, som fokuserer på at opretholde en relativ stabil saltholdighed gennem året i hvert sit niveau: 1) lav-brak (~ 5

‰) og 2) høj-brak (~ 12 ‰). DCE har ikke konkret viden om, i hvilket omfang fastholdelse af disse niveauer via slusedriften vil kræve fx højere eller lavere vandstande, endsige på hvilken årstid, dette må være en forudsætning.

Det første scenarie vil være en ændring til en meget mere fersk fjord end for nuværende, mens det andet formentlig er mere sammenlignelig med de nuværende salinitetsforhold.

Nedenfor gives der en kortfattet vurdering af, hvorvidt eventuelle ændrede vandstands- og/eller salinitetsforhold i fjorden forventes at påvirke fuglearterne på udpegningsgrundlaget.

Fuglearterne er opdelt i nogle relevante grupper der benytter de samme levesteder og har sammenlignelig adfærd, hvorfor vurderingen kan gives for et flertal af arter på en gang. Enkelte arter udtages af grupperne og behandles selvstændigt, hvor det er relevant.

2.2.4 Ynglefugle

Kolonirugende kystfugle

Klyde og de fire arter af terner i udpegningsgrundlaget er i tilbagegang eller forekommer i stærkt fluktuerende antal i området (*figur 2.1*). I Danmark er bestandene af klyde og havterne generelt faldende mens de for split- og dværgterne på landsplan er stabile og bestanden af fjordterne er i fremgang (*Nielsen m.fl. 2024*).

Klyderne har gennem årene ynglet flere steder ved fjorden, især ved Bøvling Fjord og på Holmen, men også ved Felsted Kog og på Fjandø.

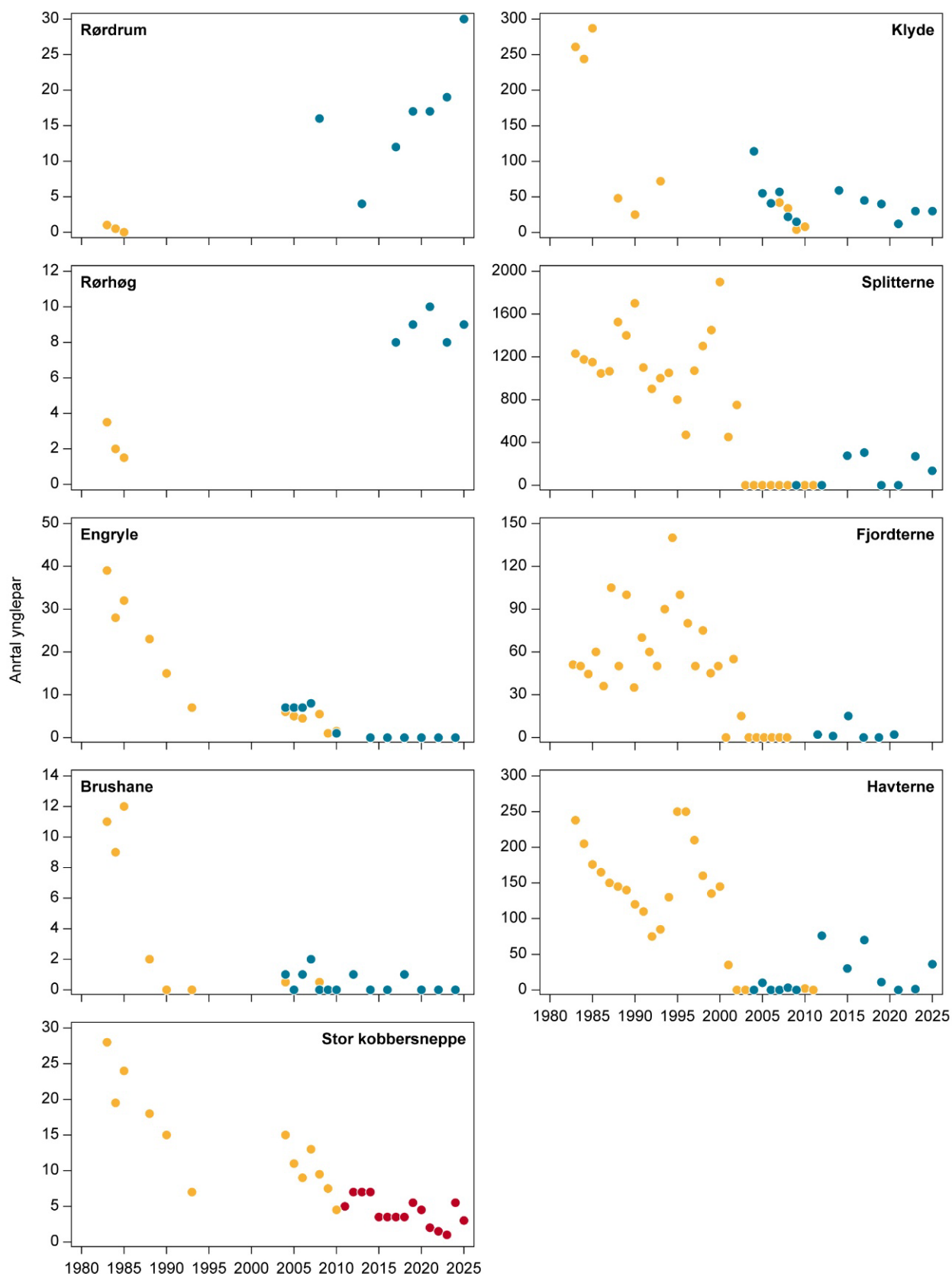
Fjordterne, havterne og splitterne har igennem årene især ynglet i større antal på Fjandø, Kolling Ø, Annebjergs Ø og Sandøen ved Felsted Kog, som er de vigtigste ynglepladser for de tre arter. Her er der i perioder observeret en betydelig nedgang for alle arterne, fordi der var kommet ræv over på Fjandø (*Christensen & Østergaard 2012*). Nogle år findes der også spredte par af hav- og fjordterner langs vestsiden af fjorden fra Bøvling Fjord til Fjand Grønne. Splitterne yngler som hovedregel i en eller to tætte koncentrationer og er kendt for en nomadisk adfærd og for at foretrække mere prædationssikre ynglepladser. Arten er derfor i nogle år helt fravælger Nisum Fjord.

Klyderne fouragerer, når de er ungeførende, på helt lavt vand ved fjorden eller ved saltpander og loer på strandengene. Klyde kan givetvis godt forekomme som ynglefugl i det lav-brakke (~ 5 ‰) scenarie, fordi arten fx yngler ved Tissø på Sjælland (*Vikstrøm & Moshøj 2020*), og helt sikkert ved det høj-brakke (~ 12 ‰) scenarie, der som nævnt nok svarer til de nuværende salinitetsforhold ved Nisum Fjord, og er typisk for mange af de danske ynglelokaliteter ved fx Østersøen. For klyde er det en væsentlig forudsætning at undgå for høje vandstande i maj-juni på de lavvandede mudderflader langs yngleområderne, hvor ungerne søger føde.

Alle ternearterne fouragerer både ved fjorden og ude i Vesterhavet. De forekommer alle som ynglefugle langt ind i Østersøen (*Keller m.fl. 2020*), hvorfor man må formode, at de både kan yngle og fouragere i området under begge salinitetsscenarier. For høje vandstande bør undgås fra midten af april til maj-juni, for at undgå risiko for oversvømmelse af lavtliggende ynglekolonier.

Dværgterne er anført som "forventes udtaget af udpegningsgrundlaget", hvilket er begrundet med, at arten yngler på havsiden af klitten og dermed uden for Natura 2000-området (*Christensen & Østergaard 2012*).

Det er derudover en art, der kun i begrænset omfang fouragerer inde i Nisum Fjord, hvorfor den næppe vil kunne påvirkes af eventuelle ændrede vandsands- og/eller salinitetsforhold i fjorden.



Figur 2.1. Bestandsudviklinger for udvalgte ynglefuglearter ved Nisum Fjord. Udviklingen er vist for ynglefugle, der indgår i udpegningsgrundlaget for fuglebeskyttelsesområde nr. F38. Stor kobbersneppe er medtaget, fordi den er omfattet af handlingsplanen for truede engfugle. Primærkilder for data: 1983-2010 vist med orange (*Christensen & Østergaard 2012*), 2004-2019 vist med blå er NOVANA-data fra basisanalysen (*Miljøstyrelsen 2021*), opdateret med data fra 2020-2025 udtrukket fra Danmarks Naturdata på Danmarks Miljøportal. Der bemærkes en rimelig overensstemmelse mellem tal fra de to kilder i overlapsperioden 2004-2010. For stor kobbersneppe 2011-2025 vist med rødt er data udtrukket fra DOF basen og ynglebestanden vurderet herfra. Huller i tidsserierne skyldes manglende data.

Arter tilknyttet engene

Engryle (*schinzii*-underarten af almindelig ryle) og brushane er to sjældne og truede engtilknyttede vadefugle. Begge er sammen med stor kobbersnepe omfattet af en national forvaltningsplan for truede engfugle (Miljøministeriet 2005), der er begrundet med, at alle arterne er i tilbagegang i Danmark (Nielsen m.fl. 2024). Engryle og brushane er de mest kræsne blandt de ynglende vadefugle mht. valg af ynglesteder på engene (Thorup 2003), hvorfor en optimal forvaltning af levestederne for disse arter umiddelbart også vil være gunstig for stor kobbersnepe og mere almindelige engfugle som vibe, rødben og dobbeltbekkasin. Hverken engryle eller brushane yngler længere årligt ved Nissum Fjord (Miljøstyrelsen 2021), hvor der i 1983-1985 ynglede henholdsvis 28-39 par engryler og registreredes 3-15 ynglehunner af brushane på Bøvling Klit, Holmen og Fjand Grønne i 1983-1988 (Christensen & Østergaard 2012) (figur 2.1). Der er stadig årlige forekomster af 3-6 ynglende par af stor kobbersnepe ved Bøvling Fjord (figur 2.1), men det er antal, der kan sættes i kontrast til de 18-24 par der ynglede på Bøvling Klit, Holmen og Fjand Grønne i 1983-1985 (Christensen & Østergaard 2012). Dertil kommer, at enkelte par af alle arter fandtes på Fjandø og ved Felsted Kog i 1980'erne – dog ikke årligt, hvor ingen af arterne forekommer i dag.

For både engryle og brushane anføres i basisanalysen (Miljøstyrelsen 2021), at der fortsat findes en række egnede ynglelokaliteter på enge og strandenge langs fjorden. En ynglebestand vurderes dog at være negativt påvirket af periodisk lav vandstand i Nissum Fjord og dermed øget risiko for prædation fra ræve og andre rovdyr.

Den sidste vurdering forekommer lidt overraskende, da de områder, hvor arterne primært har ynglet ved Nissum Fjord, næppe på noget tidspunkt har været så vandpåvirkede, at det kunne forhindre fx ræves adgang til engene ved fjorden.

Vurderet ud fra kortmateriale i Christensen & Østergaard (2012) er der endda sket en forbedring af afgræsningsforholdene ved fjorden sammenlignet med 1980'erne, hvilket er positivt for både engryle og brushane. Derfor kan tilbagegangen for arterne næppe tilskrives manglende pleje af engene.

Både engryle og brushane har en udbredelse i Europa, der omfatter indlandsområder i Nordeuropa samt større dele af Østersøen. Det er ferske til brakke vådområder, hvorfor både det lav-brakke (~ 5 ‰) og høj-brakke (~ 12 ‰) scenarie vil kunne tolereres af de to arter.

Fra Ringkøbing Fjord er det dog beskrevet, at brushane er rykket højere op på engene på Tipperhalvøen, efter man hævede saliniteten i fjorden, altså til de dele der påvirkes mindre af oversvømmelser i forbindelse med højvandssituationer, hvilket understreger at denne art er mindre tolerant overfor salt på ynglestedet (Thorup 2011). Derfor bør høje vandstande så vidt muligt undgås i det høj-brakke (~ 12 ‰) scenarie mhp. at sikre, at de øvre dele af engene kun i begrænset omfang saltpåvirkes.

Hvidbrystet præstekrave er anført som "forventes udtaget af udpegningsgrundlaget", hvilket sandsynligvis er begrundet med, at Christensen & Østergaard (2012) anfører "Det er tillige tvivlsomt, om der fortsat findes egnede ynglehabitater ved Nissum Fjord, hvor arten tidligere ynglede på afgrødemarker og strandenge med lav vegetation lige nord og syd for Thorsminde".

Arten er generelt i tilbagegang i Danmark og alle tilbageværende par yngler ved Vadehavet (Nielsen *m.fl.* 2024), der er artens nordligste yngleområde i Europa (Keller *m.fl.* 2020).

Skulle arten blive opretholdt på udpegningsgrundlaget, vil der fortsat være en forpligtigelse til at tage hensyn til arten bl.a. i forhold til salinitet. Hvidbrystet præstekrave er en art, hvor langt de fleste kendte ynglesteder i Danmark ligger ved Vesterhavet, og altså i områder påvirket af høj saltholdighed. Det samme gælder i øvrigt artens udbredelse i hele Europa, hvor den forekommer ved kysten, ved brakke kystlaguner samt ved saltsøer i indlandet (Keller *m.fl.* 2020).

Derfor vurderes det det lav-brakke (~ 5 ‰) scenarie ikke at være optimalt for arten.

Arter tilknyttet rørsumpene

Rørdrum, rørhøg og plettet rørvagtel er tilknyttet rørsumpe. Rørdrum og rørhøg har begge haft stigende bestande, der synes stabiliseret på et højere niveau de senere år både nationalt (Nielsen *m.fl.* 2024) og lokalt ved Nisum Fjord (Christensen & Østergaard 2012, Miljøstyrelsen 2019) (figur 2.1), data for rørvagtel ikke vist). Forekomsten af plettet rørvagtel i Danmark fluktuerer voldsomt fra år-til-år, og arten forekommer ikke årligt ved Nisum Fjord (referencerne nævnt ovenfor).

Rørdrum og rørhøg yngler primært ved Felsted Kog, rundt om Bøvling Fjord herunder ved Indfjorden, mens plettet rørvagtel især er truffet i sidstnævnte område. Alle arterne foretrækker at yngle i tilknytning til rørsumpe med nogen vanddækning, formentlig fordi dette reducerer færdslen af rovdyr. Ifølge basisanalysen opfylder levestederne for arterne generelt op til dette krav, da alle kortlagte levesteder er scoret som værende i høj eller god tilstand for arterne (Miljøstyrelsen 2021).

Alle tre arter forekommer vidt udbredt i Europa, inklusive ved ferske vådområder (Keller *m.fl.* 2020), hvorfor arterne både vil kunne tolerere det lav-brakke (~ 5 ‰) og det høj-brakke (~ 12 ‰) scenarie. Det vigtigste her er at sikre, at der ikke sker udtørring af rørsumpene, hvor arterne forekommer i yngletiden, altså at vandstanden opretholdes på det niveau, det har været i februar-juni de senere år.

Øvrige arter

Blåhals er en art, som er i markant fremgang i Danmark, hvor den har spredt sig fra grænsen op igennem Jylland, herunder etableret sig som ynglefugl i omegnen af Nisum Fjord (Nielsen *m.fl.* 2024, Miljøstyrelsen 2021).

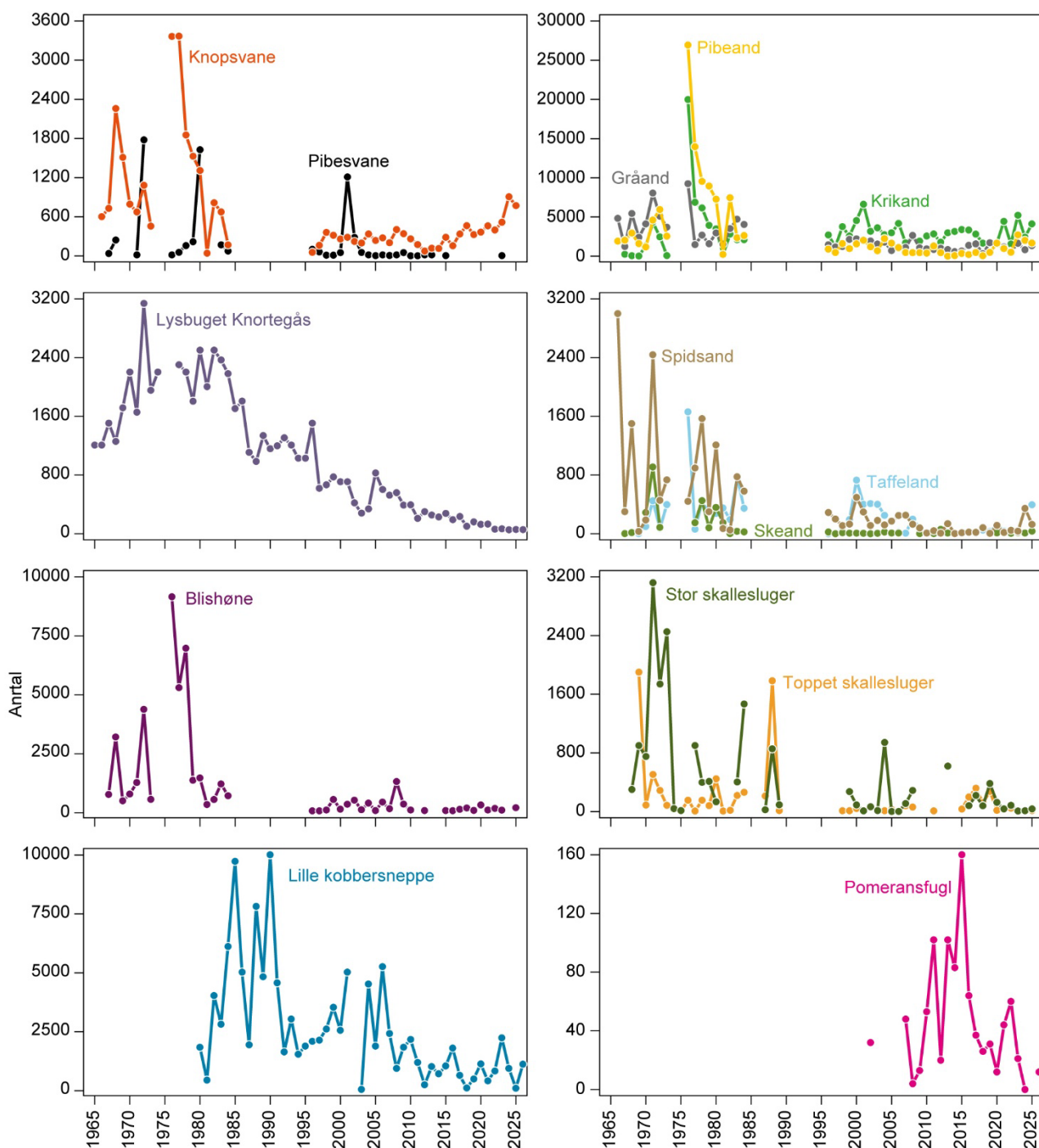
Blåhals yngler typisk i randen af rørsumpene eller ved rørskovsbevoksede kanaler, og hvor der er enkeltstående buske, der benyttes som sangposter. Det vurderes ikke at være levesteder, der påvirkes af eventuelle ændrede vandstands- og/eller salinitetsforhold i fjorden.

2.2.5 Rastende vandfugle

Akvatiske herbivorer

De fem arter knopsvane, lysbuget knortegås, pibeand, spidsand og krikand er i udpræget grad afhængig af bundplanterne i fjorden. Det samme var førhen gældende for pibesvane, der i dag hyppigere ses på agerjorde ved fjorden.

Alle seks arter forekommer generelt i lavere antal ved Nisum Fjord end førhen (figur 2.2), hvilket er i kontrast til de samlede bestandes udvikling. De fem førstnævnte arter har stabile eller stigende bestande, både i Danmark og i de samlede trækveje, kun pibesvane er i tilbagegang (Nielsen m.fl. 2024, Wetlands International 2025, Rees m.fl. 2025).



Figur 2.2. Bestandsudviklinger for udvalgte vandfuglearter ved Nisum Fjord. Udviklingen er vist for trækfuglearter, der indgår i udpegningsgrundlaget for fuglebeskyttelsesområde nr. F38. Der vises også tal for gråand, skeand, taffeland og blishøne, hvis antal reduceres ved fravær af bundvegetation. Pomeransfugl er ikke rapporteret fra området før 2002. Årstallene refererer til kalenderår, hvor der for de arter, som forekommer i størst antal om foråret, lysbuget knortegås, lille kobbersneppe og pomeransfugl, er medtaget antal fra foråret 2026. For de øvrige er slutåret 2025 huller i tidsserierne skyldes manglende data.

Knopsvane benytter kun sjældent enge som alternative fourageringsområder, og arten er kun i begrænset omfang skiftet til at fouragere på agerjorde, men det er dog set i omegnen af Nisum Fjord (J.O. Christensen personlig

kommunikation). Det er evident fra mange fjorde, hvor der i perioder har været vigende forekomster af bundplanter, at antallet af rastende knopsvaner er aftaget. Dette er også set ved Ringkøbing Fjord, Odense Fjord og i Nibe- og Gjøl Bredninger (Meltofte & Clausen 2011, Clausen m.fl. 2014, Balsby m.fl. 2017).

Pibesvane forekom førhen i store antal i fjorden, men er senere i stigende grad skiftet til agerland (Laubek 1995). Selvom arten i dag ofte ses på agerland, er den medtaget her, fordi der er evidens i litteraturen for, at de foretrækker fouragering på bundplanter, og først skifter til alternative habitater, når der er utilstrækkeligt med bundplanter. Det er også set i de senere år, at pibesvaner er begyndt at vende tilbage til at fouragere på bundplanterne i Ringkøbing Fjord, efter der er set en fremgang i fødegrundlaget her (P. Clausen upubl. data).

Knortegæssene, der førhen forekom i store antal ved fjorden om foråret (Jepsen 1967, Clausen & Percival 1998), benytter også strandengene som alternative fourageringsområder. Men der er solid evidens for, at en kombination af de foretrukne vandplanter med græssede eller på anden måde plejede enge er den optimale levestedskombination for arten. Gæssene foretrækker at fouragere på ålegræs eller andre vandplanter, men skifter til strandengene i højvandssituationer, hvor gæssene ikke kan nå planterne, eller i situationer hvor vandplanterne er spist op eller forsvundet (Clausen & Percival 1998, Clausen m.fl. 2013a).

Svømmeænderne, der forekommer i størst antal om efteråret, benytter ligeledes strandengene, men også rørsampe, som alternative fourageringsområder. Her er det ligeledes tydeligt, at et optimalt levested for disse arter er kombinationen af habitaterne samt et relativt stort reservat med jagtrestriktioner, hvor de store antal af arterne vil forekomme. Mangler bundplanterne reduceres forekomsten, hvilket er kendt fx fra Ringkøbing Fjord, Odense Fjord samt i Nibe og Gjøl Bredninger (referencerne nævnt ovenfor).

For gruppen som helhed gælder, at der generelt ses betydeligt færre fugle ved fjorden i dag, end der gjorde fra midten af 1960'erne frem til midten af 1980'erne. På det tidspunkt var der en vidt udbredt bundvegetation domineret af ålegræs, men ru kransnål, børsteblandet vandaks, andre havgræsser og akstusindblad forekom også (Jepsen 1967), hvor i hvert fald de første fire nævnte arter er foretrukne fødeemner for de her behandlede herbivore arter. Det er også plantearter, der er truffet senere, jf. underkapitel 3.2.2 om bundplanter.

De betydeligt lavere forekomster af fuglene i dag skyldes uden tvivl, at udbredelsen og tætheden af bundplanterne i fjorden er reduceret markant. Af kapitlet om bundplanter fremgår det, at det gennemsnitlige bunddække af planter de seneste mange år har ligget under 10 %. Det er tætheder, hvor man fra mange studier af herbivore vandfugle ved, at fuglene forlader området (Clausen & Percival 1998, Balsby m.fl. 2017).

Dybdeintervallet fra 0-1 meter er det mest interessante i forhold til vandfuglene, fordi de ikke kan nå vegetationen på dybere vand (knopsvane, der er mest langhalset, når gennemsnitligt 115 cm under vandoverfladen, Clausen m.fl. 1995). Som det er vist i kapitel 3.2.2 har tilbagegangen fra 1954 sammenlignet med 2018, i dette dybdeinterval været meget omfattende. Tidligere levestedskortlægninger for herbivore vandfugle, udført af DCE i samarbejde med DHI, viser også at udbredelsen af bundplanter ikke er særlig stor og markant reduceret i forhold til tidligere (figur 2.3).



Figur 2.3. Den øverste kortrække viser udbredelsen af ålegræs ved kortlægninger i 1960'erne til 1980'erne – hvor ålegræs var udbredt i varierende grad fra 1966 til 1985 (grønne områder), men kun kunne findes på et enkelt punkt i 1988 (orange) (rentegnet fra Clausen & Percival 1998). Nedenfor vises en kortlægning af bundvegetation på "lavt vand", dvs. dybdeintervallet 0 til 2 meter, i Nissum Fjord 2024. Jo mørkere grøn – des tættere vegetation. Dette kort er baseret på kalibreringsdata til billedgenkendelse indsamlet langs transekter ved mange danske fjorde, inklusive Nissum Fjord i sommeren 2018, og efterfølgende analyser af Copernicus Sentinel-2 satellitbilleder. Data er fra NOVANA levestedskortlægninger for herbivore vandfugle i danske fuglebeskyttelsesområder, et samarbejdsprojekt mellem DCE og DHI, der udføres for Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø (Preben Clausen, Lisbeth Tangaa Nielsen, m.fl. under forberedelse).

En ændring af saliniteten til det lav-brakke (~ 5 ‰) niveau vil betyde en så radikal forandring, at ålegræs, der førhen var de ovennævnte fuglearters primære fødegrundlag, helt vil forsvinde. En sådan ændring vil også have store konsekvenser for lysbuget knortegås, der har en udpræget tilknytning til områder med ålegræs og derfor næppe vil finde en lav-brak fjord attraktiv (Clausen & Percival 1998). Opretholdelse af det høj-brakke (~ 12 ‰) niveau er formentlig ikke væsentlig forskellig fra i dag, hvad angår forekomsten af planterarter i fjorden.

Hvis en opretholdelse af en mere stabil salinitet fordrer en højere vandstand, skal man være opmærksom på, at man derved reducerer de planteædende arters mulighed for at fouragere (nå planterne), med mindre mere stabile forhold sikrer en øget vækst af vandplanterne.

Terrestriske herbivorer

Denne artsgruppe omfatter sangsvane, kortnæbbet gås og bramgås – tre arter der forekommer i stigende antal i Danmark, såvel som deres overvintringsområder i Nord- og Vesteuropa (Nielsen *m.fl.* 2024, *Wetlands International* 2025). Førhen var sangsvane tilknyttet bundvegetationen, men de skiftede allerede i begyndelsen af 1970'erne til at fouragere på landbrugsafgrøder, når de opholder sig i Danmark om vinteren (Joensen 1974). De to arter af gæs er om foråret i et vist omfang stadig tilknyttet strandenge eller ferske enge ved Nissum Fjord, men de fouragerer i dag i langt højere grad på landbrugsafgrøder, og dette er endnu mere udpræget efterår og vinter, hvor fjorden primært benyttes som overnatnings- og rastelads.

Alle tre arter benytter således primært fjorden til rast, og det vil forventeligt fortsætte, da alt tyder på, at det er energetisk mere favorabelt for arterne at søge føde på landbrugsafgrøder i fjordens opland (fx Clausen *m.fl.* 2018). I fjorden har arterne primært behov for uforstyrrede rasteladser, hvilket reservaterne i fjorden sikrer. Deres antal ved fjorden er ikke bearbejdet her, da de er mindre relevante i forhold til slusepraksis ved fjorden.

Generelt vurderes arternes levesteder ikke at blive påvirket af eventuelle ændrede vandstands- og salinitetsforhold i fjorden.

Fiskeædende dykænder

De to arter af skalleslugere forekom begge førhen i betydeligt større antal ved fjorden, end de gør i dag (figur 2.2). Toppet skallesluger ses i størst antal om efteråret og stor skallesluger om vinteren. Førstnævnte har en stigende og sidstnævnte en faldende bestand i Danmark (Nielsen *m.fl.* 2024), mens begge vurderes at have stabile bestande i det samlede overvintringsområde, stor skallesluger dog med aftagende tendens i de seneste ti år (*Wetlands International* 2025).

For stor skallesluger er det tydeligt, at stadigt flere fugle overvintrer i de indre dele af Østersøen end tidligere (Lehikoinen *m.fl.* 2013), hvorfor de lavere antal kan skyldes klimabetingede forskydninger i overvintringsområdet. For toppet skallesluger er en lignende forskydning ikke dokumenteret.

For begge arter gælder det, at man ikke kan udelukke, at de lavere antal i de senere år kan skyldes, at der er færre fisk i fjorden pga. den ringe udbredelse af bundplanter – og dermed egnede opvækstområder for småfisk.

Begge arter er vidt udbredte. De arterne fisker ved dykning, og begge er udbredte i større dele af Østersøen, må det antages, at de kan bruge fjorden både under det lav-brakke (~ 5 ‰) og høj-brakke (~ 12 ‰) scenarie. Det altafgørende for disse arter er en rig forekomst af fisk.

2.2.6 Rastende vadefugle

De tre arter af rastende vadefugle, klyde, lille kobbersnepe og pomeransfugl, har vidt forskellige levesteder og forekommer på forskellige årstider.

Klyderne og kobbersnepperne er især tilknyttet de til tider tørslagne mudderflader i Bøvling Fjord, men indimellem raster begge arter også ved Fjandø.

Klyde forekommer som rastefugl i størst antal om foråret i begyndelsen af april, dvs. før ynglesæsonen (Christensen 1987). Det er ikke en årstid, hvor arten er overvåget som rastefugl i NOVANA-programmet, hvorfor der alene foreligger tilfældigt indsamlede data fra DOF-basen. Her er der sjældent sondret mellem ankomne ynglefugle og gennemtrækkende rastefugle.

Lille kobbersnepe forekommer i størst antal ved fjorden i maj (Christensen 1987), hvor arten er set i faldende antal (figur 2.2). Dens nationale udvikling er bedømt som værende usikker i årene 2004-2022 pga. stærkt fluktuerende antal (Nielsen m.fl. 2024), mens trækvejsbestandene er vurderet som faldende for begge underarter *lapponica* og *taymyrensis* (van Roomen m.fl. 2025). Udviklingen ved fjorden afspejler formodentlig ændringen i de samlede internationale bestande.

Pomeransfuglens forekomst i Danmark er først beskrevet langt senere end for de andre arter behandlet her (Østergaard 2001). I den refererede artikel nævnes Nisum Fjord-området ikke som forårsrasteplass, men artiklen omtaler et par større efterårsforekomster nord og øst for fjorden.

Bestandsudviklingen i Danmark er vurderet som fluktuerende (Nielsen m.fl. 2024), og det samme gør sig formentlig gældende i området ved Nisum Fjord (figur 2.2). Det er svært at vurdere ud fra data i DOF-basen. Dertil kommer, at det er ret vanskeligt og derfor lidt tilfældigt, om fuglene observeres på de ofte knoldede marker de raster på.

Det er ukendt, hvor fuglene opholder sig om natten. Om dagen ses pomeransfuglene næsten udelukkende på agerland i april og maj, især ved Pallisbjerg Enge (Nørkær) syd for Felsted Kog, men ofte indenfor fuglebeskyttelsesområdet.

Da artens levesteder (om dagen) ligger bag diger, vil de ikke kunne påvirkes af eventuelle ændrede vandstands- og salinitetsforhold i fjorden.

2.2.7 Havniveauanstigninger og levesteder

Klimaforandringer og havniveauanstigning forventes i de kommende årtier at medføre et øget tab af strandenge, mudderflader og andre lavvandede kysthabitater mange steder i Danmark. Clausen m.fl. (2013b) peger eksempelvis på, at betydelige dele af strandengene og mudderfladerne i Limfjorden kan forsvinde som følge af stigende havniveau. Uddigning i Nisum Fjord vil kunne skabe nye lavvandede habitater og strandenge og dermed delvist kompensere for sådanne tab, både lokalt og regionalt. Tiltaget kan derfor bidrage til at

sikre fremtidige levesteder for de vandfugle og vadefugle, som er afhængige af strandenge og lavvandede fjordområder i Nisum Fjord.

2.3 Fisk

Nisum Fjord er et lavvandet brakvandssystem med stor variation i salinitet fra den næsten ferske Felsted Kog til den mere marine Yderfjord. Nøglefiskerundersøgelserne fra 2020-2022 (*Pedersen m.fl. 2023*) viser, at skrubbe var den klart dominerende art i garnfangsterne, mens der derudover blev registreret havørred, helt, sild og aborre. Den begrænsede artsrigdom sammenlignet med mere marine områder afspejler de brakke salinitetsforhold og den lave vanddybde i fjorden.

For de registrerede arter er adgang til egnede fødeområder, skjul og fri passage for de vandrende fisk vigtig. Skrubbe er afhængig af lavvandede områder med bunddyr som føde, mens havørred, laks, ål og havlampret er afhængig af fri passage mellem Nisum Fjord og Vesterhavet igennem slusen ved Thorsminde (og i åerne, hvor opstemninger også forhindrer fri passage, som fx ved Vandkraftsøen i Holstebro). Fjordens undervandsvegetation bidrager både med skjul og fødegrundlag for småfisk og hvirvelløse dyr, som indgår i fødenettet for større fisk. Stora-systemet rummer en af Danmarks vigtigste laksebestande.

2.4 Bundfauna (bunddyr)

Bundfaunaen omfatter de dyr, der lever på eller i sedimentet, herunder muslinger, snegle, krebsdyr og mange forskellige arter af børsteorme. Disse organismer spiller en central rolle i fjordens stofkredsløb ved at omsætte organisk materiale, påvirke sedimentets struktur gennem bioturbation og bidrage til omsætning og tilbageholdelse af næringsstoffer. Samtidig udgør bundfaunaen et vigtigt fødegrundlag for mange fiskearter og fugle og er dermed et centralt bindeled mellem den primære produktion og de højere trofiske niveauer i økosystemet.

Samlet set viser bundfaunaindikatorerne, at den økologiske tilstand i Nisum Fjord gennem hele overvågningsperioden har ligget omkring grænsen mellem moderat og god tilstand målt ved DKI. Der er ikke observeret nogen signifikant langsigtet udvikling i DKI i Yderfjord eller Mellemfjord, mens der i Felsted Kog ses en svagt faldende tendens frem mod omkring år 2000. Den samlede vurdering stemmer overordnet overens med de seneste officielle tilstandsvurderinger.

De underliggende delindikatorer peger dog på flere samtidige udviklinger i bundfaunasamfundet. AMBI-indekset, som afspejler graden af organisk belastning, er generelt forbedret siden slutningen af 1990'erne og følger den dokumenterede reduktion i næringsstofftilførsel og klorofylkoncentration. Omvendt er artsrigdom og Shannon-diversitet faldet i dele af fjorden, hvilket primært synes at være relateret til den gradvist faldende salinitet snarere end næringsstofpåvirkning. Samlet tyder resultaterne derfor på, at bundfaunaen både bærer præg af forbedrede næringsstofforhold og ændrede salinitetsforhold, mens der ikke er evidens for påvirkning fra hyppige iltvindshændelser. Resultaterne gennemgås i detaljer i *kapitel 3.2.3*.

2.5 Økologisk struktur og funktion

Nisum Fjord er et naturligt næringsrigt system og i en upåvirket tilstand vil man nok betegne det som et mesotroft økosystem, som vil være domineret af høj bentisk produktion fra rodfæstede vandplanter og bentiske mikroalger, grundet den lave vanddybde.

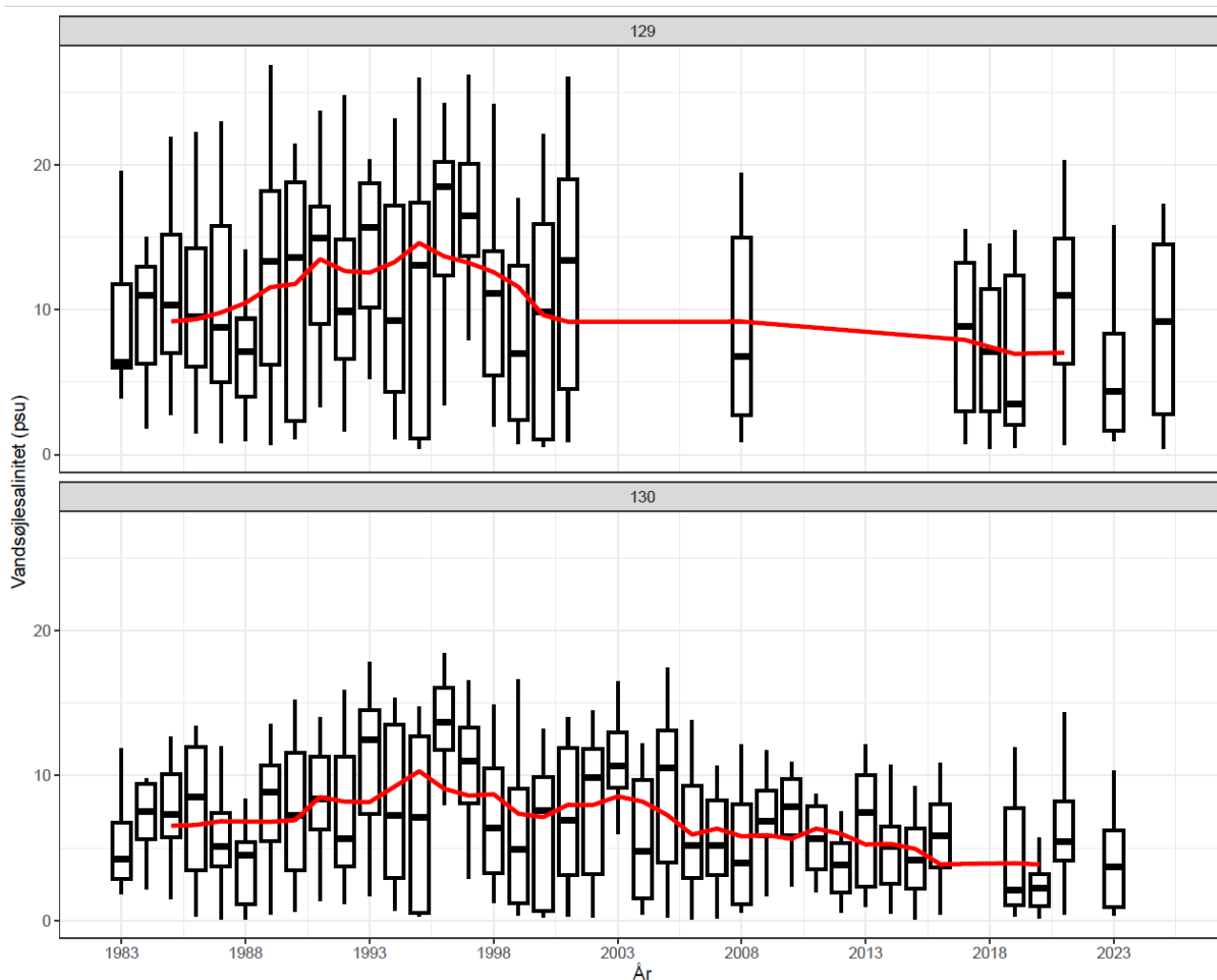
Den høje arealudbredelse af vandplanter er afgørende for fjordens dyreliv, da et udbredt plantedække fungerer som levesteder for epifauna (*Manca m.fl.* 2025) og skjulesteder for mindre fisk. Samtidig er der et stort antal vandfugle (primært andefugle) som er afhængige af vandplanter som føde.

Fjorden er en lagune, der samtidig fungerer som overgangsvand mellem Vesterhavet og en række store vandløb. Herunder Storåen, som er det største og vandrigeste vandløb, der løber ud i fjorden. Fjordens forbindelse med Vesterhavet er derfor afgørende for de vandrende fisk der er afhængige af at bevæge sig mellem vandløbene og havet – se i 2.3. Ligeledes er udvekslingen med Vesterhavet afgørende for rekrutteringen af bunddyr.

2.5.1 Salinitet; udvikling og slusescenarier

Saliniteten i Nisum Fjord er bestemt af blandingsforholdet mellem salt havvand fra Vesterhavet (>30 psu) og ferskvand fra vandløbene som munder ud i fjorden. Udvekslingen af havvand kan kontrolleres med slusen ved Thorsminde. Som en del af kystvandrådets arbejde er der blevet testet to salinitets-scenarier, hvor formålet er at afprøve to forskellige slusepraksis med det formål at holde saliniteten mere stabil end den er nu. Enten ved en lav salinitet omkring 5 psu i Yderfjorden eller en højere salinitet på omkring 12 psu, som er tæt på den nuværende salinitet, men mere stabil. Scenarierne blev testet ved hjælp af en relativ simpel procesbaseret boksmodel til simulering af vandstand og salinitetslagdeling som *Nielsen m.fl.* (2005) udviklede til Ringkøbing Fjord og som er blevet tilpasset Nisum Fjord (*Nielsen* 2026). Resultaterne er her afrapporteret uafhængigt af nærværende rapport. Et kort resume af resultatet af modeløvelsen er, at man kan holde saliniteten mere stabil med korte og hyppige indstrømninger, både på det høje og lave niveau ved ændret og mere aktiv slusepraksis. Der er dog ikke taget hensyn til vandstand eller øvrige miljø-, kultur- eller sejlads-hensyn i slusescenarierne, hvilket vil sætte nogle begrænsninger for slusedriften.

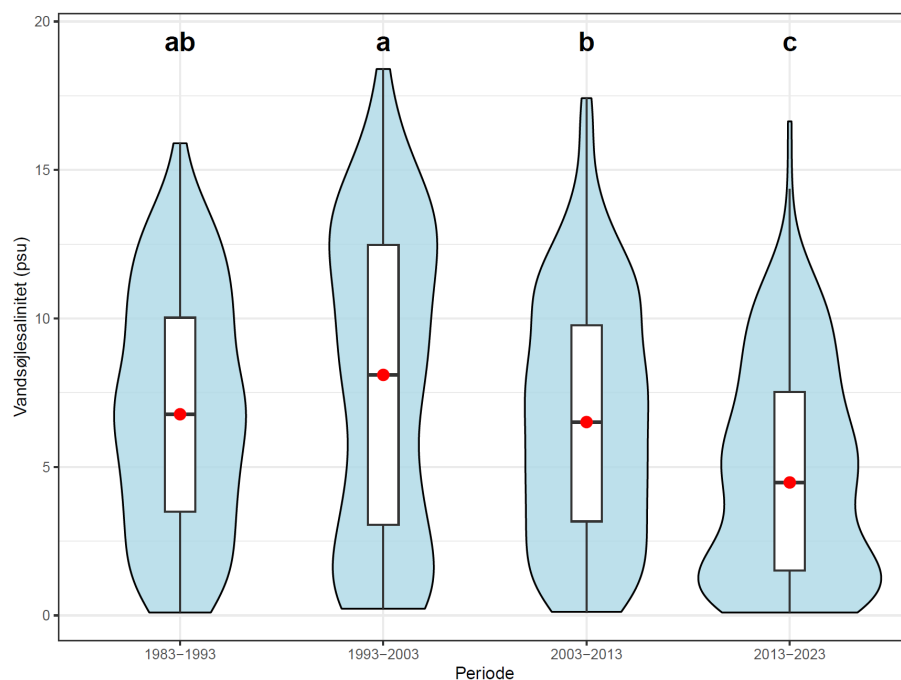
Udviklingen i saliniteten i fjorden har generelt bevæget sig imod lavere salinitet siden 1997. Indtil da har saliniteten været signifikant svagt stigende, fra 1983, men med stor variation fra år til år (*figur 2.4*), men data fra historiske salinitetsmålinger indikerer at saliniteten formentlig har været svagt stigende helt tilbage fra 1937. 1996 og 1997 har været de år med højest salinitet og siden dette "toppunkt" har saliniteten været signifikant svagt faldende.



Figur 2.4. Boksplot af samtlige vandsøjlegennemsnitssalinitet fra år, hvor der er målt salinitet i minimum 8 ud af årets 12 måneder i perioden 1983 til 2025. Den brede streg i midten af hver boks viser medianen, boksen viser intervallet fra første til tredje kvartil (Q1-Q3), dvs. de midterste 50 % af observationerne. De lodrette streger (whiskers) viser den største og mindste observation inden for 1,5 gange interkvartilafstanden fra henholdsvis Q1 og Q3. Observationer uden for dette interval betragtes som potentielle outliers. Den røde linje viser løbende gennemsnit af medianerne. Der er vist data fra Yderfjord (omr. 129) og Mellemfjord (omr. 130). Felsted Kog er ikke vist da den ofte er at være helt fersk.

Hvis man aggregerer de fire tiårsperioder, hvor der næsten kontinuerligt er blevet målt salinitet i Mellemfjord, kan man se, at der har været et fald i saliniteten for hvert tiår siden 1993-2003 da de sidste tre tiår er signifikant forskellige (figur 2.5). Den gennemsnitlige årlige salinitet fra 1990 til 2023 er stærkt korreleret til ferskvandstilførslen til fjorden ($r=0,84$, $p<0,001$) og giver anledning til at tro at Nissum Fjord fortsat vil blive mindre salt, hvis slusedrift og vandstand holdes nogenlunde konstant, da ferskvandsafstrømningen er stigende (Thodsen og Muff 2026) og forventes at stige yderligere i nærmeste fremtid grundet øget nedbør, især om vinteren (DMI 2024).

Figur 2.5. Fordelingen af vandsøjlegennemsnitlig salinitet i Mellemfjorden (område 130) for fire perioder. Violinplottene viser fordelingen af observationer, boksene viser median og interkvartilafstand (50 % af de observationerne omkring medianen), de lyseblå konturer viser dataenes tæthedsfordeling; plotbredden er proportional med hyppigheden af observationer. Forskelle mellem perioder blev testet med en Kruskal-Wallis-test efterfulgt af parvise Dunn-tests med Holm-korrektion for multiple sammenligninger. Perioder, der deler mindst ét bogstav, er ikke signifikant forskellige ($p > 0,05$).



2.6 Rodfæstede vandplanter

Rodfæstede vandplanter spiller en central økologisk rolle i Nissum Fjord. Vegetationen bidrager til stabilisering af sedimentet, reducerer resuspension, optager næringsstoffer og gør vandet mere klart. Samtidig fungerer planterne som levested og fødegrundlag for en række organismer, herunder bunddyr, fisk og fugle.

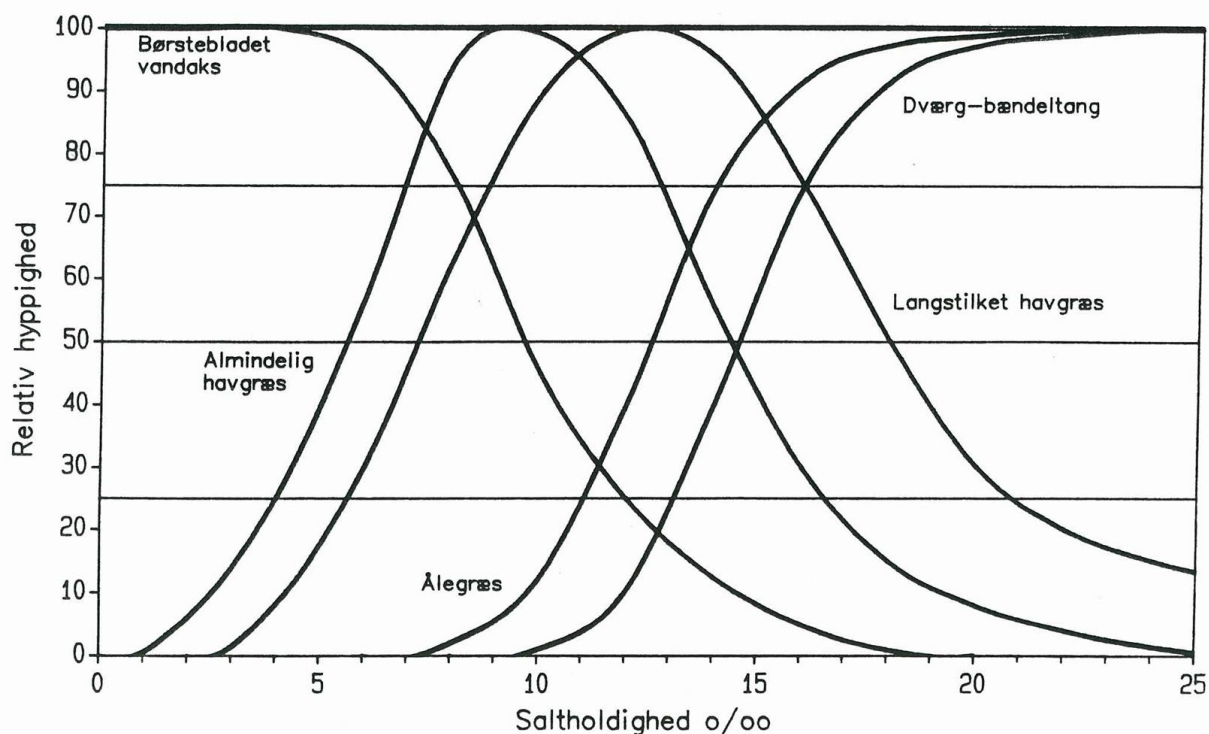
Overvågningen af rodfæstede vandplanter i Nissum Fjord har været gennemført siden 1985. Overvågningen omfatter artssammensætning og udbredelse langs faste transekter i de tre vandområder. Tabel 2.2 giver en samlet oversigt over de år, hvor der foreligger udbredelsesdata, samt antallet af transekter i hvert område.

Tabel 2.2. Opgørelse af år med overvågningsdata for rodfæstede planter (artssammensætning og udbredelse) i hver af de tre vandområder: Yderfjord, Mellemfjord og Felsted Kog.

Del af Nissum Fjord	År med plantedata	Antal år og transekter
Yderfjord	1985, 1988-2007, 2008-2020, 2022-2025	37 år, 11 transekter
Mellemfjord	1985, 1988-2007, 2008-2016, 2019, 2022, 2024, 2025	33 år, 3 transekter
Felsted Kog	1985, 1988-1992, 1994, 1995, 1998-2009, 2011-2016, 2019, 2022, 2024, 2025	30 år, 3 transekter

Artssammensætningen er tæt koblet til fjordens salinitetsgradient, som primært er bestemt af indstrømningen af saltvand fra Vesterhavet og tilførslen af ferskvand fra Storåen samt en række mindre vandløb som Ramme Å og Fåremølle Å. Dette skaber tre forskellige vandområder - Yderfjord, Mellemfjord og Felsted Kog - som tilsammen danner et dynamisk brakvandmiljø og hvor der i hvert område er karakteristiske plantesamfund. Marine arter som ålegræs (*Zostera marina*) og dværgålegræs (*Zostera noltei*) dominerer Yderfjord, mens brakvandsarter som almindeligt havgræs (*Ruppia maritima*) er mest udbredt i Mellemfjord. I Felsted Kog, hvor saltindholdet er lavest,

dominerer ferskvandsarter som fx vandpest (*Elodea canadensis*) og enkelt pindsvineknop (*Sparganium emersum*).



Figur 2.6. Figuren viser den relative hyppighed af børstebladet vandaks, almindelig havgræs, ålegræs, langstillet havgræs og dværg-bændeltang ved stigende saltholdighed. De enkelte arter har forskellige optimumområder og overlapper delvist i deres forekomst, hvilket afspejler deres tilpasning til forskellige salinitetsforhold. Børstebladet vandaks dominerer ved lave saliniteter, almindelig havgræs og ålegræs forekommer ved mellemsaliniteter, mens langstillet havgræs og dværg-bændeltang er karakteristiske for mere salte kystvande.

Planternes fordeling i fjorden afspejler deres fysiologiske tolerance for salt (figur 2.6). Ferskvandsarter har begrænset evne til at regulere ionbalancen i cellerne og påvirkes derfor hurtigt af forhøjede saliniteter, som medfører osmotisk stress og reduceret vækst (Moreira m.fl. 2023). Brakvandsarter har en bredere tolerance og kan opretholde vandoptag og ionregulering i et større salinitetsspænd, mens marine arter er tilpasset de høje saliniteter gennem udvikling af mekanismer til effektiv iontransport og osmotisk regulering. Disse fysiologiske forskelle betyder, at selv moderate ændringer i salinitet, som fx af variationer i ferskvandsafstrømning eller slusestyring, potentielt kan forskyde balancen ferskvands-, brakvands- og marine arter.

Tabel 2.3 viser forekomsten af de dominerende arter i de tre vandområder gennem overvågningsperioden (1985-2025) og illustrerer tydeligt salinitetens rolle som primær drivkraft for artsfordelingen i Nissum Fjord.

Tabel 2.3. Forekomst af rodfæstede planter i de tre vandområder i Nissum Fjord. Baseret på registreringer fra overvågningsperioden 1985-2025. Forekomsten er angivet som: x= fundet i ét undersøgelsesår, X = fundet op til 10 undersøgelsesår og XX = fundet mere end 10 undersøgelsesår

	Felsted Kog (Lav salinitet)	Mellemfjord (Brak)	Yderfjord (Høj salinitet)
Ferskvandsplanter			
Vandpest (<i>Elodea canadensis</i>)	X		
Kruset vandaks (<i>Potamogeton crispus</i>)	X	X	
Enkelt pindsvineknop (<i>Sparganium emersum</i>)	X		
Fersk-brakvandsplanter			
Vandkrans (<i>Zannichellia palustris</i>)	X	X	x
Hjertebladet vandaks (<i>Potamogeton perfoliatus</i>)	XX	X	x
Børstebladet vandaks (<i>Stuckenia pectinata</i>)	XX	XX	XX
Aks-tusindblad (<i>Myriophyllum spicatum</i>)	x		
Redetråd (<i>Tolypella nidifica</i>)	X		
Kransnålalger (<i>Chara spp.</i>)	X		
Brak-saltvandsplanter			
Almindelig havgræs (<i>Ruppia maritima</i>)	x	XX	XX
Langstilket havgræs (<i>Ruppia cirrhosa</i>)	x	XX	XX
Stor vandkrans (<i>Zannichellia major</i>)	x		
Saltvandsplanter			
Almindelig bændeltang (ålegræs)(<i>Zostera marina</i>)		X	XX
Dværg-bændeltang (<i>Zostera noltei</i>)		X	XX

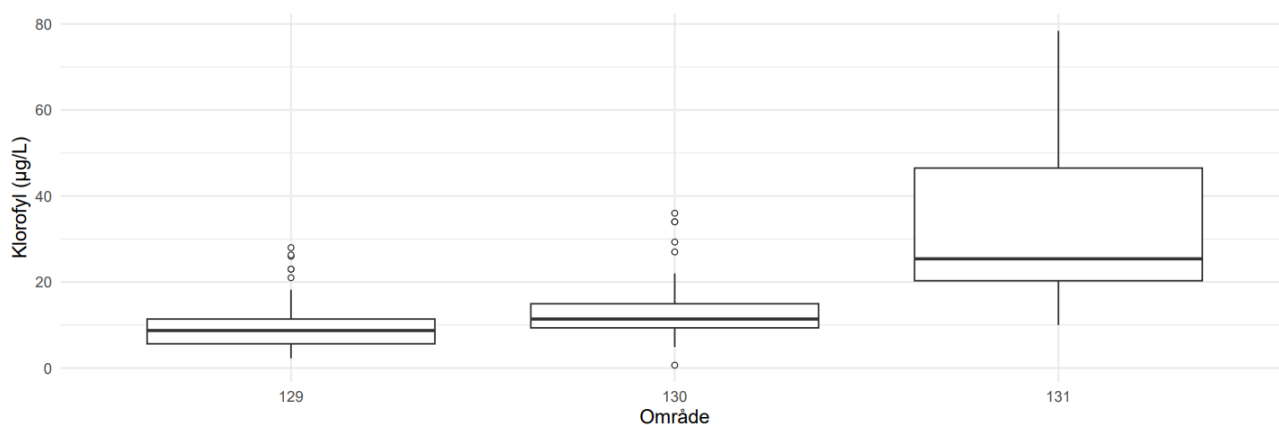
Tidslig udvikling i rodfæstede planter

Udviklingen i antallet af rodfæstede plantearter viser tydelige forskelle mellem de tre vandområder i Nissum Fjord, og variationerne afspejler ændringer i både salinitet og vandets klarhed (figur 2.7). I Yderfjord, har antallet af arter ligget stabilt gennem perioden, typisk mellem 3-6 arter. Arts sammensætningen domineres af saltvandsplanter og brak-saltvandsplanter, mens forekomsten af ferskvandsplanter er begrænset og kun ses sporadisk i enkelte år. Mellemfjord fungerer som en overgangszon, hvilket tydelig ses i artssammensætningen. Antallet af rodfæstede arter varierer mellem 2 og 4 pr. år og der er en mere jævn fordeling mellem brak-saltvandsarter og fersk-brakvandsarter. Marine arter forekommer, men i lavere antal end i Bøvling Fjord. Felsted Kog har generelt haft det laveste antal arter med dominans af, ferskvandsarter og fersk-brakvandsarter, mens marine arter ikke forekommer. Variationerne mellem år er størst i Felsted Kog, hvilket afspejler områdets følsomhed over for ændringer i vandstand, ferskvandsafstrømning og vandets klarhed.



2.7 Fytoplankton

35



Figur 2.8. Beregnede årsgennemsnit af klorofyl for de tre delområder af Nissum Fjord - Yderfjord (129), Mellemfjord (130) og Felsted Kog (131),

Overvågningen af biomassen af fytoplankton i Felsted Kog startede i 1985 og ophørte ved udgangen af 2004, mens der fortsat måles klorofyl de fleste år (tabel 2.4). I Yderfjord startede overvågningen af fytoplankton (biomasse og klorofyl) samtidig med overvågningen i Felsted Kog, men overvågningen af biomasse blev afsluttet allerede i 1998. I Mellemfjord startede overvågningen af biomassen først i 1998 og fortsatte frem til 2010, mens overvågningen af klorofyl skete årligt frem til 2016, hvorefter der i gennemsnit er blevet målt hvert andet år.

Tabel 2.4. Opgørelse af år med overvågningsdata for fytoplankton (biomasse og arts-sammensætning) og klorofyl i hver af de tre bassiner i Nissum Fjord.

Del af Nissum Fjord	År med fytoplanktondata	År med klorofyldata
Yderfjord	1985, 1988-1998	1983-1997, 2008, 2016-2018, 2021, 2023, 2025
Mellemfjord	1998-2008, 2010	1983-2016, 2019-2021, 2023
Felsted Kog	1985, 1988-2004	1983-2007, 2010, 2017-2020, 2023, 2025

Artssammensætningen af fytoplankton i Felsted Kog har stor lighed med, hvad man kan forvente at finde i en næringsrig brakvandssø med varierende saltholdighed. Dog forekommer der lejlighedsvis marine arter i sommerperioden, hvor ferskvandstilstrømningen er relativt lav, og indstrømningen af vand fra Mellemfjord kan øge saltholdigheden markant.

Fytoplanktonet i Felsted Kog er overvejende domineret af ferskvands/brakvands kiselalger især i forårsperioden, hvor der er en stor tilførsel af kvælstof og fosfor samt opløst kisel fra oplandet. Bemærk at forårsopblomstringen, som i kystnære områder og søer typisk forekommer i februar/marts, opnår et markant mindre biomasseniveau end i sommerperioden (figur 2.7). Dette kan skyldes den store tilstrømning af ferskvand vinter og forår, som reducerer opholdstiden af vandet i Felsted Kog og Nissum Fjord som helhed og derved "fortynder" / reducerer mængderne af fytoplankton under forårsopblomstringen. Potentielt giftige arter fra artskomplekset *Pseudo-nitzschia* kan producere toksiner, der ophobes i muslinger og østers. Dette artskompleks er dog ikke registreret i Felsted Kog, men kan forekomme i Yderfjord i forårs- og sommerperioden.

Blågrønalger/cyanobakterier, specielt fra samle-slægten *Woronichinia/Coelomoron*, som ikke er kvælstoffikserende, kan forekomme i store mængder og dominere biomassen specielt i sommerperioden. De højeste biomasser blev

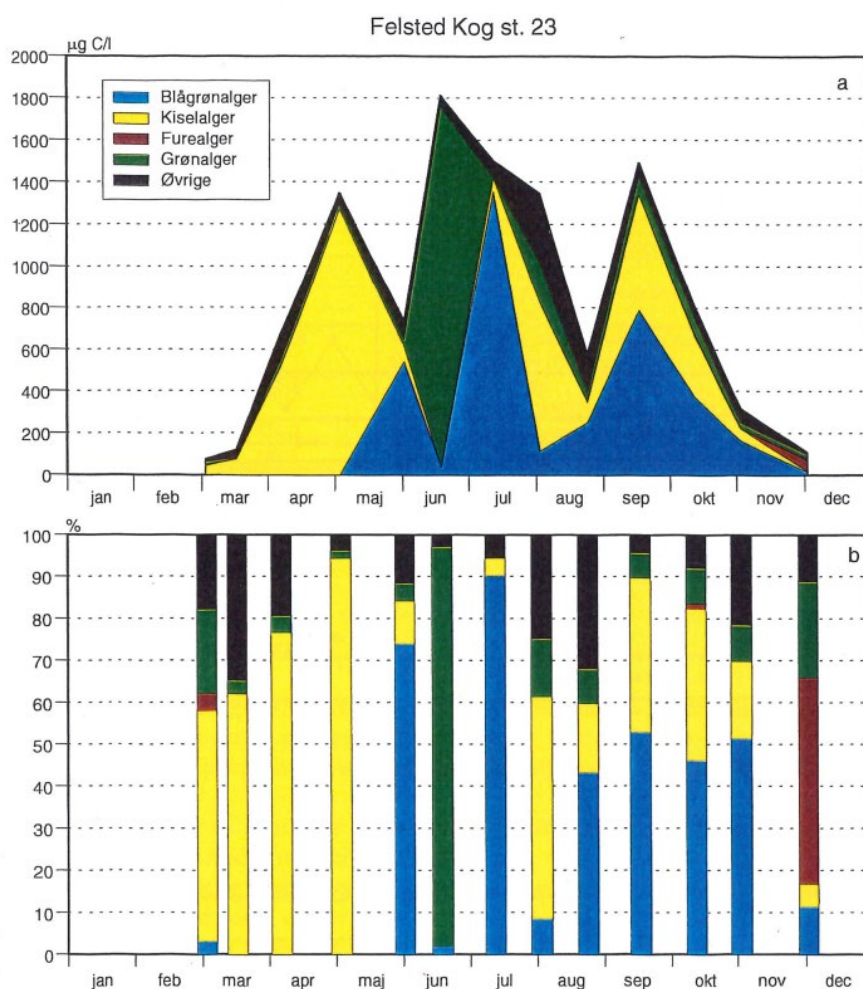
registreret i slutningen af 1980'erne, hvor tilførslen af kvælstof og fosfor var højest. Arter af blågrønalger, som kan fiksere kvælstof, har ikke været dominerende i Felsted Kog. Der er registreret giftige arter fra slægten *Microcystis* i sommerperioden især i den "ferske" Felsted Kog, men ikke i koncentrationer som erfaringsmæssigt kan give anledning til forgiftninger. Det skal dog i alle tilfælde frarådes, at husdyr og hunde drikker af vand fra områder med sammenskyllede alger/blågrønalger.

Grønalgerne, som er karakteristiske for ferskvandssystemer, udgør også en væsentlig del af fytoplanktonbiomassen i Felsted Kog.

Furealgerne, som kan udgøre en væsentlig del af fytoplanktonbiomassen i marine områder, er generelt uden betydning (dog bortset fra i 1996). Den giftige marine art *Dinophysis acuminata*, som kan producere toksiner, der ophobes i muslinger og østers, registreres ikke i Felsted Kog, men kan forekomme i forhøjede koncentrationer i sommerperioden i Yderfjord.

I figur 2.9, ses et eksempel på forekomsten over året af de forskellige grupper af fytoplankton i Felsted Kog i med udgangspunkt i data fra 1997.

Figur 2.9. Sæsonvariationen i a) den totale fytoplanktonbiomasse ($\mu\text{g C/L}$) fordelt på blågrønalger, kiselalger, furealger og grønalger samt øvrige på station 23 i Felsted Kog i 1997 samt b) de enkelte gruppers procentvis andel af den totale biomasse. Andersen & Seebach 1998.

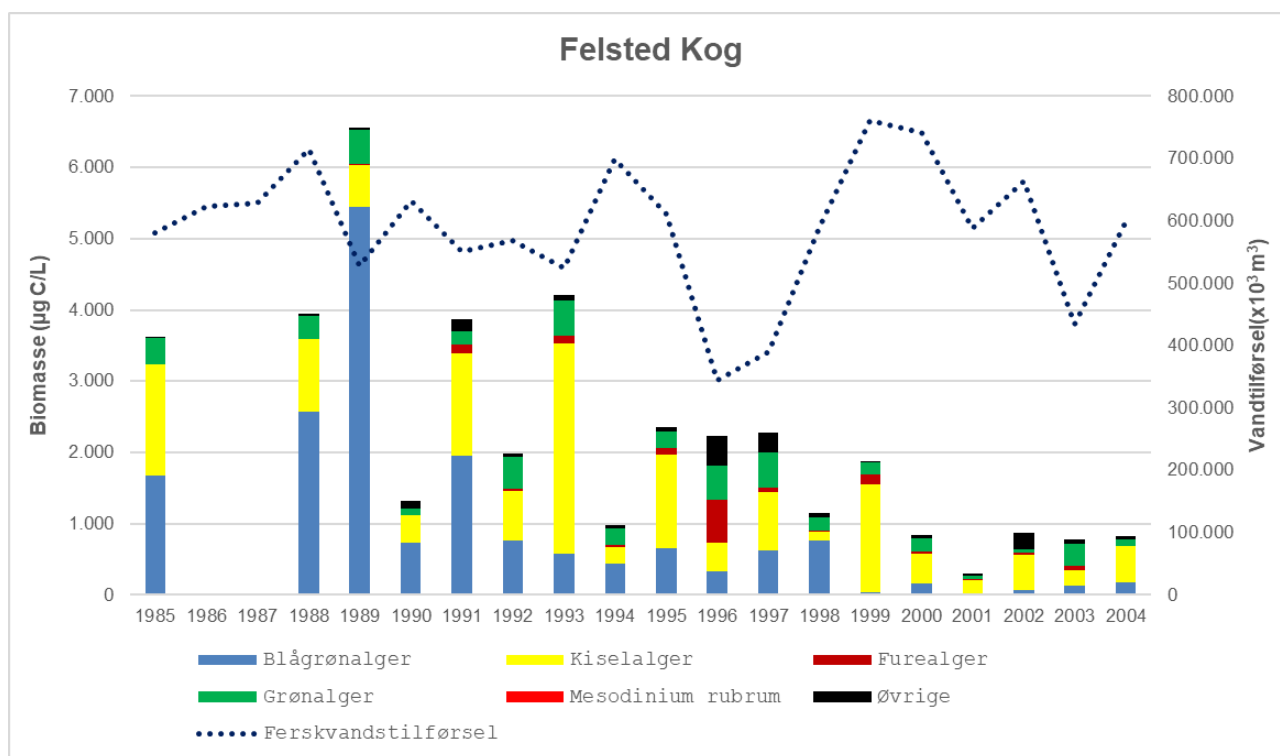


De højeste biomasser af fytoplankton i Felsted Kog, og Nissum Fjord blev registreret i sidste halvdel af 1980'erne, både målt som klorofyl (se figur 2.11) og fytoplanktonbiomasse (figur 2.10). I Felsted Kog var der således en kulstofbiomasse årsmiddel på 6.558 $\mu\text{g C/L}$ i 1989 og var domineret af blågrønalger.

Efterfølgende, i perioden fra begyndelsen af 1990'erne og frem til slutningen af 1990'erne, var der et generelt fald i fytoplanktonbiomasserne inkl. blågrøn-algerne, som kun forekom med lave biomasser i starten af 2000'årene. I perioden 2002-2004 var der et stabilt og stadig relativt højt biomasseniveau af fytoplankton med en årsmiddel på ca. 800 $\mu\text{g C/L}$, som var domineret af kiselalger og grøn-alger.

Den laveste fytoplanktonbiomasse i undersøgelsesperioden 1985-2004 blev registreret i 2001 (295 $\mu\text{g C/L}$), hvor kiselalgerne dominerede biomassen.

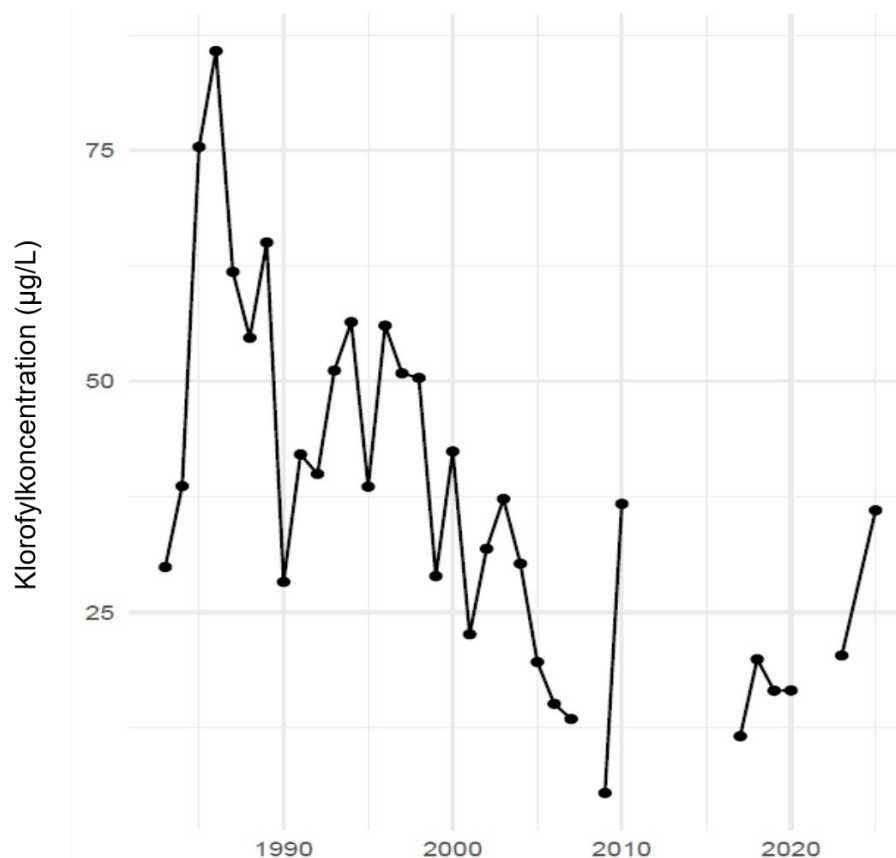
I perioden med tendens til generelt faldende biomasse er der enkelte år, hvor biomasserne var specielt lave (1990, 1994) og år, hvor biomasserne var specielt forhøjede fx i 1993 samt i årene 1995-1997 og 1999 (figur 2.10). Både 1996 og 1997 var tørre år med meget lav afstrømning fra land. Det har forhøjet salt-holdigheden og forlænget opholdstiden af vandet i Felsted Kog og dermed øget muligheden for markante opblomstringer af fytoplankton herunder også mere marine arter. Når opholdstiden er lang, har fytoplankton mere tid til at udnytte næringsstofferne til vækst, og der er en mindre udvaskning eller fortynding af biomassen. Biomasseniveauet af fytoplankton i Felsted Kog afspejler sandsynligvis overordnet en kombination mellem algernes vækst og opholdstiden. Den faldende næringsstofftilførsel til Felsted Kog i perioden 1985-2010 har øget næringsstoffbegrænsningen af fytoplanktonets vækst (se kapitel 3.3). Derfor er fytoplanktonbiomassen efterhånden blevet mere afhængig af næringsstofftilførslen og mindre styret af variationer i ferskvandstilstrømning og udvaskning/fortynding. Dette kan forklare, at fytoplanktonbiomassen i 2000-2004 var væsentligt lavere end i 1985-1995, selv om ferskvandstilstrømningen var på et tilsvarende niveau.



Figur 2.10. Sæsonvariationen i årsgennemsnittene af fytoplanktonbiomasse ($\mu\text{g C/L}$; Y-aksen til venstre) fordelt på blågrøn-alger, kiselalger, furealger, grøn-alger, ubestemte flagellater og den mixotrofe ciliat *Mesodinium rubrum* samt øvrige på station 23 i Felsted Kog. Den prikkede linje viser ferskvandstilførslen til Felsted Kog (1000 $\text{m}^3/\text{år}$, y-akse til højre).

Faldet i mængden af klorofyl fortsætter i Felsted Kog frem til 2007 (figur 2.11). Herefter mangler der data for 2008, men der registreres en markant forhøjet biomasse i 2010. Der mangler klorofyldata fra første halvdel af perioden 2010-2020. I årene 2017-2025 ses en markant stigning i klorofylkoncentrationen op til niveauet i 2010 og omkring 2000. Denne udvikling genfindes i mange andre dansk fjorde.

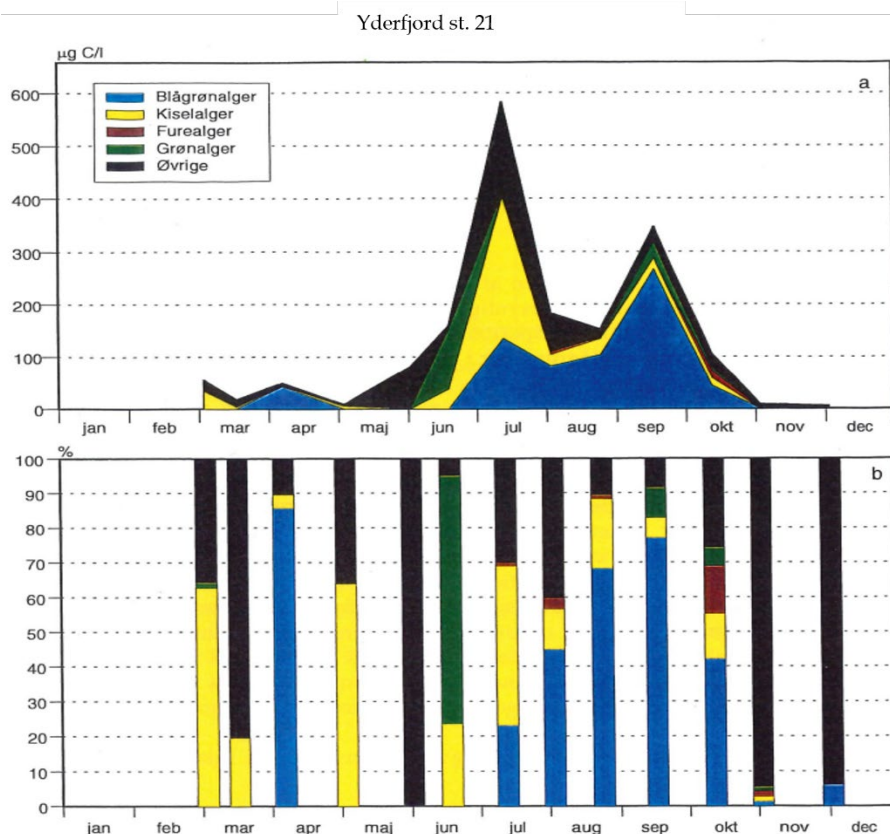
Figur 2.11. Årsmidler af klorofylkoncentration på station 23 i Felsted Kog.



Som nævnt tidligere er biomasseniveauet af fytoplankton i de mindre næringsstofpåvirkede og mere havpåvirkede dele af Nissum Fjord, Mellemfjord og Yderfjord, også højt, men dog markant lavere end i Felsted Kog.

I Yderfjord er der opblomstringer af blågrønalger i sommerperioden, men de er ikke så markante som i den mere ferske Felsted Kog (figur 2.9 og 2.12 - bemærk forskel i skala på y-akse).

Figur 2.12. Sæsonvariationen i a) den totale fytoplanktonbiomasse ($\mu\text{g C/L}$) fordelt på blågrønalger, kiselalger, furealger og grønalger samt øvrige på station 21 i Yderfjord i 1997 samt b) de enkelte grupperes procentvis andel af den totale biomasse. Andersen & Seebach 1998.



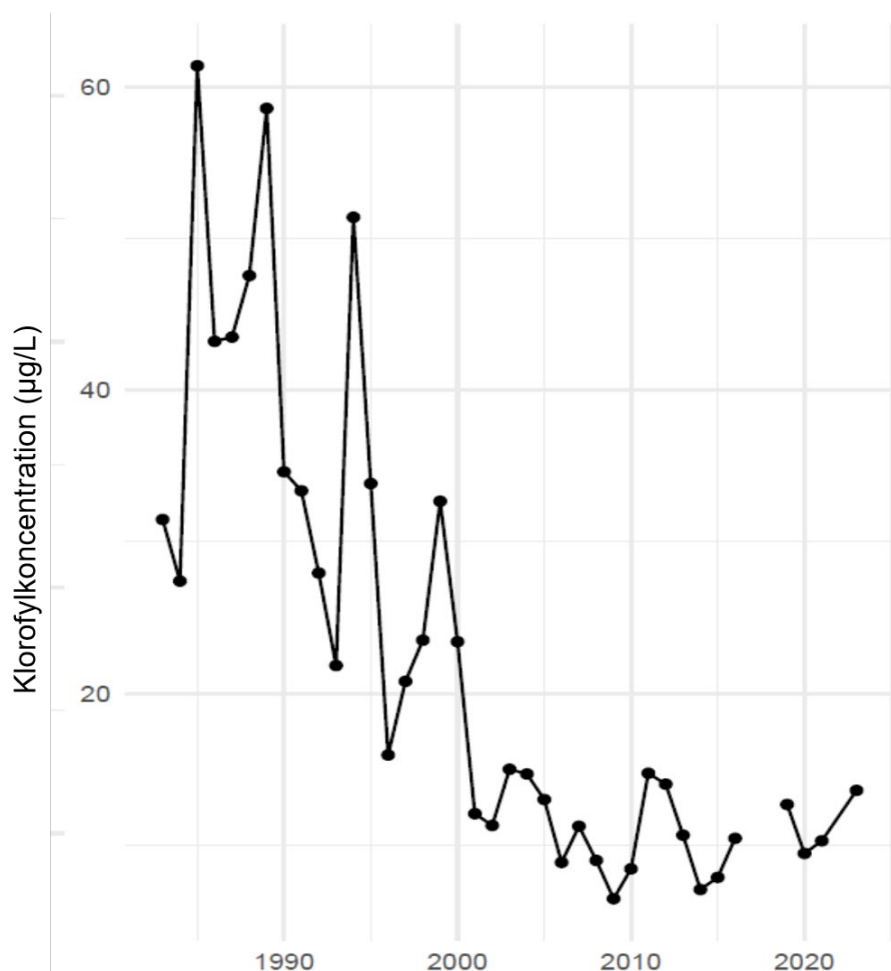
I Yderfjord registreres de markant højeste biomasseniveauer af fytoplankton i slutningen af 1980'erne som det også var tilfældet i Felsted Kog (figur 2.10). Efterfølgende, i 1990'erne, blev der også i Mellemfjord og Yderfjord registreret faldende biomasse (figur 2.13). Det er karakteristisk, at forekomsten af furealger er større i Mellemfjord og Yderfjord end i Felsted Kog, hvilket afspejler den højere saltholdighed og den større påvirkning af arter, som kommer ind fra Nordsøen. I Mellemfjord forekommer der både år med markante opblomstringer af blågrønalger, fx i 1998 og 2010 (dog ikke på niveau med Felsted Kog) og furealger, fx i 1999, 2001 og 2002. Overvågningen af fytoplankton i Mellemfjord fortsætter frem til 2010, dog mangler 2009, mens overvågningen af fytoplankton i Yderfjord ophører allerede i 1998 (tabel 2.4).

Figur 2.13. Den tidsmæssige udvikling i årsgennemsnittet af biomassen af fytoplankton ($\mu\text{g C/L}$) fordelt på blågrønalger, kiselalger, furealger, grønalger, ubestemte flagellater og den mixotrofe ciliat *Mesodinium rubrum* samt øvrige på a) station 21 i Yderfjord og b) station 22 i Mellemfjord. Bemærk at figuren for Yderfjord omfatter årene 1985-1998, mens figuren for Mellemfjord omfatter årene 1998-2010. Bemærk også forskellen i niveauet af biomasse i de to figurers y-akser.



Fytoplanktonbiomassen i Mellemfjord er bemærkelsesværdig høj i 2010, efter at have været faldende i hele perioden 2000-2008 (figur 2.14). Overvågningen af klorofyl indikerer, at dette forhøjede niveau, fastholdes eller endda øges i de efterfølgende år (figur 2.14).

Figur 2.14. Gennemsnitlige årsmidler af klorofylkoncentration på station 22 i Mellemfjord.

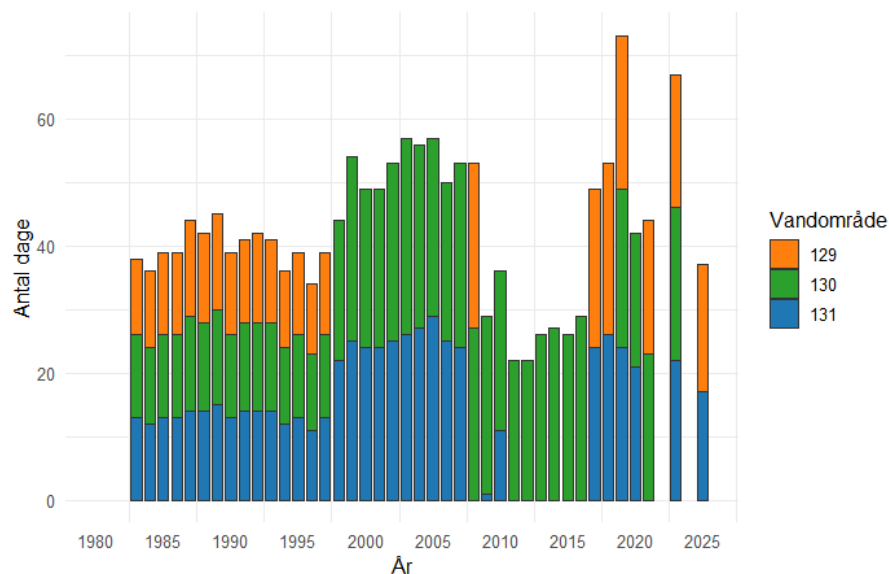


Konklusionen er at forekomsten af de arter, som dominerer fytoplanktonbiomassen i de tre bassiner i Nisum Fjord overordnet styres af saliniteten i de forskellige fjordafsnit. Saliniteten i de forskellige fjordafsnit kontrolleres af henholdsvis tilledning af ferskvand via de store åer (især Storåen) og tilførslen af det salte Nordsøvand via slusen i Thorsminde. Biomasseniveauerne af fytoplankton i de forskellige fjordafsnit styres primært af mængderne af næringsstoffer, som tilføres fra land. Næringsstofferne optages i fjordens planter, men frigives igen når det organisk stof nedbrydes. Næringsstoffer kan i en periode være bundet i fjordens sediment, men vil i nogen grad frigives igen ved resuspension i forbindelse med vindhændelser. Denne frigivelse er særlig stor i forbindelse med iltsvind, som dog kun forekommer sporadisk i Nisum Fjord pga. at den ringe vanddybde, som betyder at hele vandsøjlen let omrøres af vinden. Tilførslen af ferskvand til fjorden kan sandsynligvis også være af stor betydning for udviklingen af fytoplanktonopblomstringer, da de i større eller mindre grad kan "fortyndes"/udvaskes pga. reduceret opholdstid, når ferskvandsafstrømningen er stor.

3 Miljøtilstand

Til at vurdere miljøtilstanden i Nissum Fjord anvendes data fra det nationale overvågningsprogram kaldet NOVANA. Det er Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø (SGAV), som er ansvarlig for den marine miljøovervågning i Danmark. Data bliver hentet fra den nationale database kaldet VANDA. Den mest systematiske overvågning af vandmiljøet i Nissum Fjord er foregået fra 1983 og frem til nu, dog med varierende frekvens og dækning (figur 3.1). Det vandområde som har den mest sammenhængende tidsserie er Mellemfjord (vandområde 130).

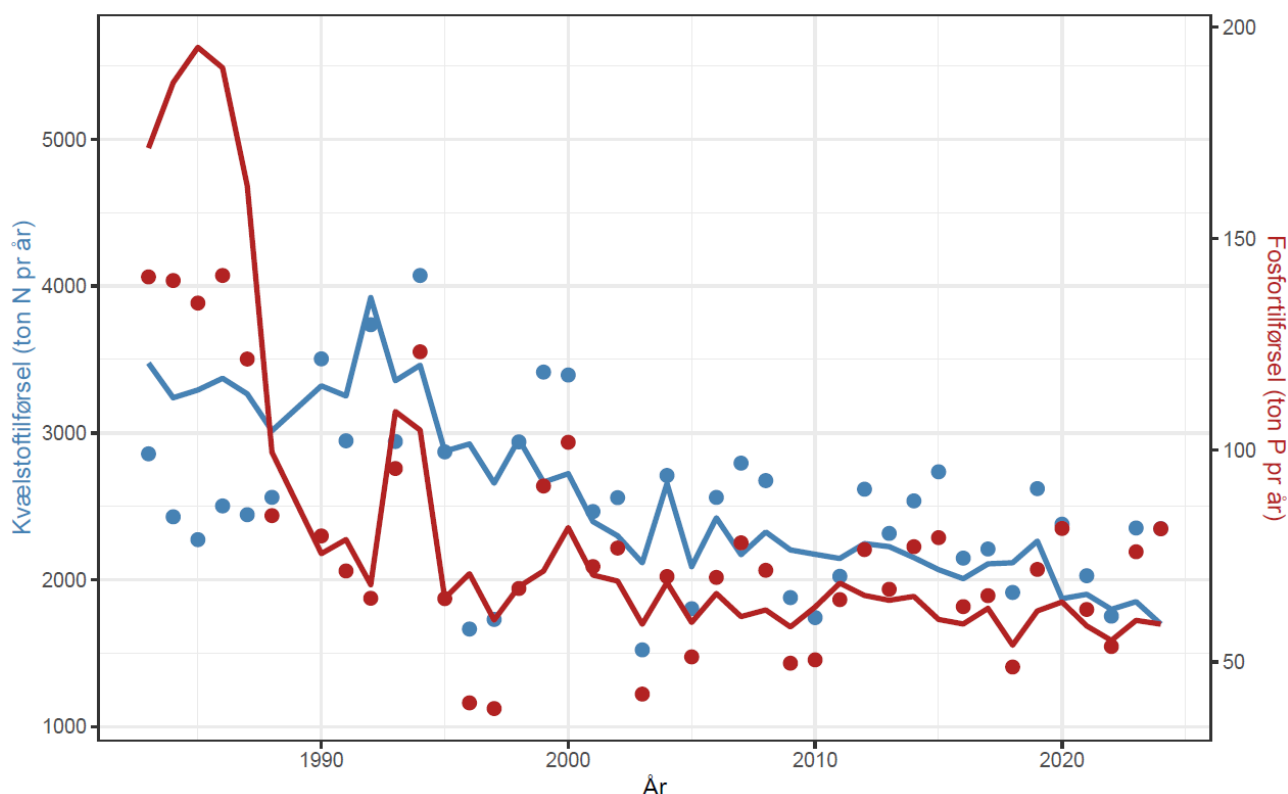
Figur 3.1. Antallet af dage hvor MST/SGAV har været ude at tage vandprøver til vandkemi i de tre vandområder i Nissum Fjord. Orange er observationer i Yderfjord (129), grøn er i Mellemfjord (130) og blå er i Felsted Kog (131).



3.1 Menneskelig aktivitet og presfaktorer

Den væsentligste presfaktor for den økologiske tilstand i Nissum Fjord er næringsstofftilførsel i form af kvælstof og fosfor. Den tilførsel af næringsstoffer sker via vandløbene. En væsentlig del af næringsstofferne omsættes og tilbageholdes i fjorden inden den resterende del eksporteres til Vesterhavet. For kvælstof sker der også et tab ved denitrifikation og sedimentation mens fosforpuljen kun reduceres ved fortynding med vand fra Vesterhavet eller permanent binding i sedimentet. Fra 1990 og frem til nu er tilførslen i kvælstof faldet fra ca. 3.500 ton N om året til ca. 2.000 ton N om året svarende til en gennemsnitlig vandløbskoncentration fra ca. 4,6 mg/l N til 2,3 mg/l N eller i nærheden af 50 % reduktion. Hvis man går tilbage til 1980'erne har den været oppe omkring 5-6 mg/l. Det største fald i kvælstoftilførslen er sket før år 2000, men det er værd at bemærke at 1996, 1997 og 2003 er de år med laveste tilførsel af både kvælstof og fosfor, grundet den lave ferskvandsafstrømning (figur 3.2). Fosfortilførslen er kun faldet med omkring 10-15 % fra 1990 da de største reduktioner er sket i 1980'erne hvor vandløbskoncentrationerne lå omkring 0,25 mg/l P og blev reduceret til under 0,1 mg/l. Nu ligger den omkring 0,08 mg/l svarende til tilførsel på 60 ton P per år og en reduktion på ca. 70 % fra toppen i midt 1980'erne (Thodsen og Muff 2026). For kvælstof ligger tilførsel nu lige omkring en faktor 3 over den naturlige baggrundstilførsel (Bøgestrand m.fl. 2014) mens fosfor er lige knap det dobbelte af baggrundstilførslen (Estrup m. fl. 2024). Det samlede fordelte indsatsbehov er på 501 ton kvælstof fordelt på 388 ton til Felsted Kog, 26 ton til Mellemfjord og 87 ton til Yderfjord

(<https://mars.sgav.dk/>). Dette svarer til en reduktion på ca. 25 procent af de nuværende kvælstoftilførsler. Forudsætningen for dette indsatsbehov er at fosfortilførslen ikke øges.



Figur 3.2. Tidsserie som viser udviklingen i kvælstoftilførslen og fosfortilførslen til Nissum Fjord fra 1983 til 2025. Blå prikker viser den årlige tilførsel af kvælstof mens den blå streg viser afstrømningskorrigeret tilførsel. Røde prikker viser den årlige tilførsel af fosfor mens den røde streg viser afstrømningskorrigeret tilførsel. Data fra *Thodsen og Muff 2026*

3.2 Biologiske kvalitetselementer

3.2.1 Fytoplankton

Fytoplankton er en fællesbetegnelse for de mikroalger, som lever i vandsøjlen (modsat fyto-benthos, som er mikroalger der vokser på bunden). Mængden af fytoplankton er primært et resultat af lys, næringsstoffer og græsning. Mængden af fytoplankton er en bredt anvendt indikator for eutrofiering (*Cloern 2001*) og den mest udbredte måde at måle fytoplanktonmængden er ved at måle koncentrationen af klorofyl i vandet. I de danske vandområdeplaner bruger man den gennemsnitlige koncentration af klorofyl i sommerperioden maj til september. Her er beregnet gennemsnitlig sommerklorofylkoncentration for alle år med observationer, siden 1983 for alle tre vandområder (*figur 3.3*). I *figur 3.3* er der indsat de gældende grænser for miljøtilstandsklasser for sommerklorofyl i form af farvede baggrund som angiver tilstandsklassen.

Sommerklorofyl blev modelleret som funktion af måned, år og vandområde ved hjælp af en Gamma-fordelt generaliseret lineær mixed model med log-link. Modellen inkluderede en interaktion mellem år og vandområde for at estimere områdespecifikke trends, mens station blev inkluderet som tilfældig effekt for at tage højde for den hierarkiske datastruktur og gentagne målinger fra samme overvågningsstation.

For at beskrive den tidlige udvikling i sommerklorofyl blev der udledt årsmiddelværdier for hvert vandområde ved hjælp af modellen og marginale gennemsnit.

$$Chl_{ij} \sim \text{Gamma}(\mu_{ij}, \varphi)$$

$$\log(\mu_{ij}) = \beta_0 + \beta_1 \text{Måned}_{ij} + \beta_2 \text{År}_{ij} + \beta_3 \text{Område}_{ij} + \beta_4 (\text{År} \times \text{Område})_{ij} + b_j$$

$$b_j \sim N(0, \sigma^2)$$

hvor

Chl_{ij} er den observerede klorofylkoncentration for observation i på station j ,

$\mu_{ij} = E(Chl_{ij})$ er den forventede klorofylkoncentration,

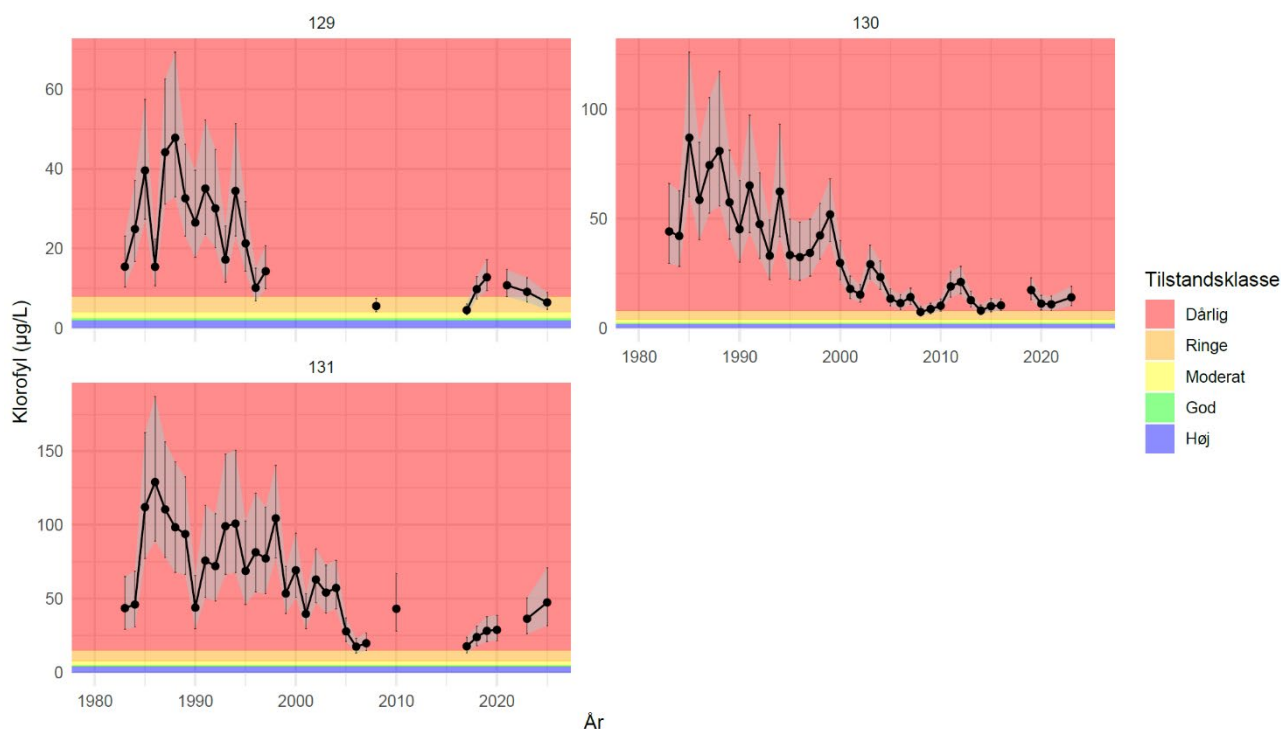
φ er gammafordelingens dispersionsparameter,

b_j er det tilfældige stationsspecifikke intercept.

Udviklingen i klorofylkoncentrationen har fulgt udviklingen i næringsstofftilførslen tæt og er siden midten af 1980'erne mere end halveret. I 1980'erne, hvor tilførslen af næringsstoffer var på sit maksimale, lå den gennemsnitlige koncentration af klorofyl om sommeren ofte over 100 µg/l i Felsted Kog, over 75 µg/l i mellemfjorden og over 40 µg/l i yderfjorden.

Fra slutningen af 1980'erne og frem til midten af 00'erne er både sommerklorofylkoncentrationen og årsgennemsnittet faldet signifikant ($r > 0.75$ og $p < 0,001$ i omr. 130) til et mere moderat niveau, på grænsen mellem dårlig og ringe tilstand, grundet faldende næringsstofftilførsel. Siden da har koncentrationen været nogenlunde stabil og der er ikke sket de store ændringer i hverken næringsstofftilførsel eller klorofylkoncentration i de tre vandområder de sidste 20 år.

I de statistiske modeller som er udviklet til VOP3 og forklarer 61 % af variationen i klorofylkoncentrationen, er de mest betydende forklaringsvariable for klorofylkoncentrationen, næringsstofftilførsel, salinitet og omrøring af vandet (Shetty m.fl. 2021). Der ses en svag tendens til et fald i residualerne over tid (Shetty m.fl. 2021), som betyder at man i den sidste del af perioden observerer lidt lavere klorofylkoncentrationer end modellen forudsiger. Det kan skyldes en lille forsinkelse i økosystem pga. interne næringsstofpuljer eller andre feedbackmekanismer, som skal indstille sig. Tendensen er dog ikke signifikant og Nissum Fjord ser ud til generelt at respondere relativt hurtigt på ændringer i næringsstofftilførsel.



Figur 3.3. Gennemsnitlig sommer-klorofylkoncentration (maj-sep.) i de tre vandområder Yderfjord (129), Mellemfjord (130) og Felsted Kog (131) fra 1983 til 2025. Grænserne for tilstandsklasserne i vandrammedirektivet er vist med baggrundsfarver. 95 % konfidensinterval er vist med sorte lodrette streger og et halvtransparent gråt område.

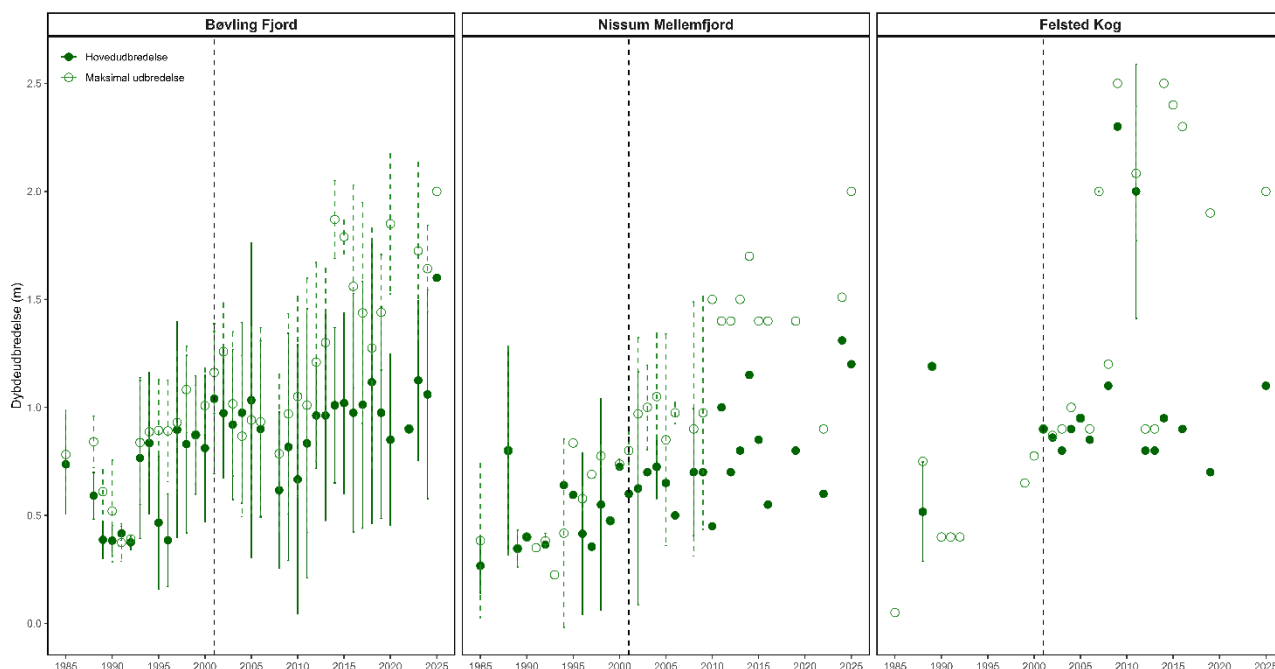
3.2.2 Rodfæstede planter

Rodfæstede planter anvendes som indikator for økologisk tilstand, idet de integrerer påvirkninger over lange tidsrum og bl.a. afspejler næringsstofniveauer og lysforhold. Når tilførslen af næringsstoffer reduceres, falder mængden af planteplankton og organisk stof i vandsøjlen, hvilket øger lystilgængeligheden og giver bedre vækstbetingelser for bundplanterne. Udviklingen i rod-fæstede planter beskrives derfor gennem tre centrale indikatorer: den maksimale dybdeudbredelse, dybden for hovedudbredelsen (>10 % dækning) og dækningsgradener, som er beregnet efter nationale retningslinjer (Hansen & Høgslund (red.) 2025).

De rod-fæstede planter's maksimale dybdeudbredelse (årsmidler) i perioden 1985-2025 var størst i Felsted Kog (0,3-2,6 m), mindre i Bøvling Fjord (0,6-1,6 m) og mindst i Mellemfjord (0,3-1,6 m) (figur 3.4). Dybdegrænsen for hovedudbredelsen (årsmidler) fulgte samme mønster. Hovedudbredelse var således størst i Felsted Kog (0,7-1,5 m), mindre Bøvling Fjord (0,5-1,1 m) og mindst i Mellemfjord (0,4-0,9 m).

For den samlede overvågningsperiode 1985-2025 ses en signifikant fremgang i de rod-fæstede planter's hovedudbredelse i de to vandområder Yderfjord og Mellemfjord (hhv. $r=0,72$ og $r=0,70$ og $p<0,001$, figur 3.4) Dybdeudbredelsen i de to bassiner er steget med ca. 0,6 m i perioden. Udviklingen i Felsted Kog er sværere at tolke den tidlige udvikling i grundet et par bemærkelsesværdigt høje værdier i 2009 og 2011, men selv uden de to "outliers" er der ikke nogen signifikant fremgang i hovedudbredelsen. Til gengæld har Felsted Kog haft den største fremgang i maksimal dybdeudbredelse med en samlet stigning på 2,4 m, hvilket er højere end i både Mellemfjord og Yderfjord, hvor stigningen er 1,3 og 1,1 m. Den øgede dybdeudbredelse afspejler forbedringerne i lysforhold og øvrige miljømæssige forhold i Nisum Fjord.

Udvikling i den maksimale dybdeudbredelse og hovedudbredelsen følger i store træk udviklingen i sommerkoncentrationen af klorofyl og i forbedringen af vandets klarhed (*afsnit 3.2.1 og 3.3.1*). Reduktionen i klorofyl og den øgede klarhed af vandet afspejler en generel forbedring af fjordens tilstand i forhold til eutrofiering.



Figur 3.4. Udvikling i den maksimale dybdeudbredelse (○) og hovedudbredelsen (●) af rodfæstede planter i perioden 1985-2025 for de tre vandområder: Yderfjord (Bøvlings Fjord), Mellemfjord og Felsted Kog. Punkterne viser årlige middelværdier og lodrette linjer angiver 95 % konfidensintervallet. Punkter uden 95 % konfidensinterval angiver at der kun har været et enkelt transekt undersøgt eller hovedudbredelse har været det samme for alle transekter. Den stiplede linje angiver et metodeskift i 2001 for registrering af planternes dybdeudbredelse.

Arealudbredelse af bundplanter.

Selvom dybdeudbredelsen af de rodfæstede planter er blevet forbedret siden 1980'erne, så er arealudbredelsen, ikke forbedret nævneværdigt i den samme periode.

For at undersøge potentialet for arealudbredelsen af rodfæstede planter i de lavvandede områder har vi kigget på historiske flyfoto (ortofoto). Det er lykkedes at trække information ud om den omtrentlige arealudbredelse af undervandsplanter fra fotos fra 1954 og 2018 (*figur 3.5*).

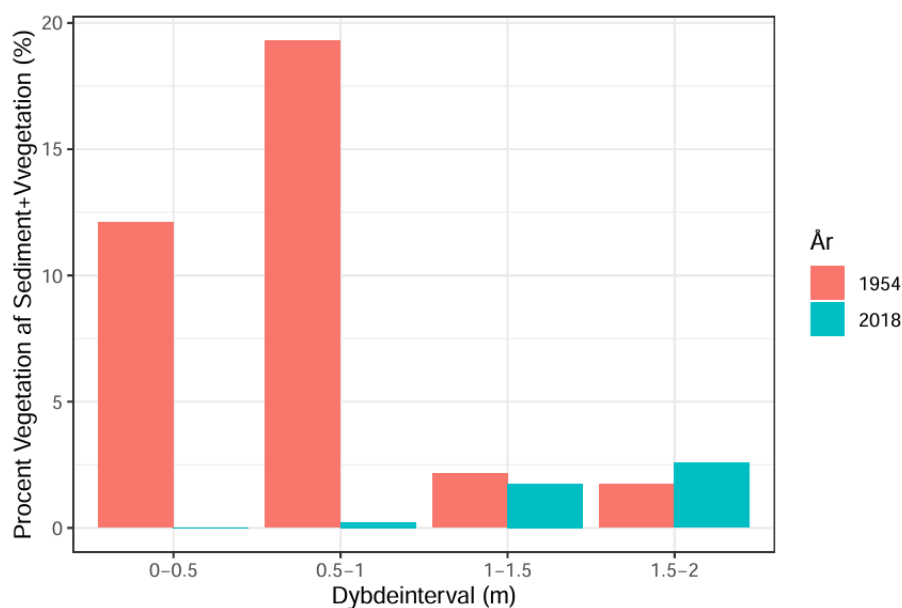


Figur 3.5. Farvelagt flyfotos fra 1954 til venstre og flyfotos fra 2018 til højre.

Udbredelsen af undervandsvegetation (rodfæstede blomsterplanter og makroalger) blev kortlagt ved hjælp af et neuralt netværk (CNN), der var trænet på flyfotos fra perioden 2018-2020 til at identificere områder med undervandsvegetation, sediment og dybt vand. For at kunne bruge CNN-modellen på gråtone (sort-hvid) flyfotos blev billederne først farvet, så de lignede de data, modellen oprindeligt var trænet på. Tilpasningen tog udgangspunkt i udvalgte billedudsnit fra det pågældende år, hvor forekomster af undervandsvegetation var opgjort i forbindelse med den nationale overvågning, mens sediment- og dybvandsområder blev identificeret visuelt ud fra billedudsnittet. For det historiske kort over Nissum Fjord fra 1954 fandtes der ingen overvågnings-observationer, der kunne anvendes til træning af CNN-modellen. I stedet blev et neuralt netværk trænet til at farvelægge de gråtonebaserede luftfotos ved at udnytte det omfattende arkiv af nyere flyfotos i farver, samt den forventede sammenhæng mellem gråtoner og farve i de historiske billeder. Dette gjorde det muligt at anvende den vegetations-predikerende CNN-model direkte på de historiske flyfotos.

De identificerede vegetationsområder blev efterfølgende grupperet i fire dybdeintervaller (<0,5 m, 0,5-1,0 m, 1,0-1,5 m og 1,5-2,0 m) ved hjælp af satellitbaseret batymetri (dybdekort) fra DHI. Dækningen blev beregnet som andelen af vegetations-pixels i forhold til det samlede antal klassificerede pixels inden for hvert dybdeinterval og rapporteres som procentvis dækning (figur 3.6).

Figur 3.6. Søjlediagram som viser den estimerede procentdel af vegetationsdække i hvert dybde-lag i 1954 og 2018. (Sediment + vegetation svarer ikke helt til hele arealet i dybdeintervallet, da der er områder der ikke er genkendt som en af delene, grundet billedkvaliteten)

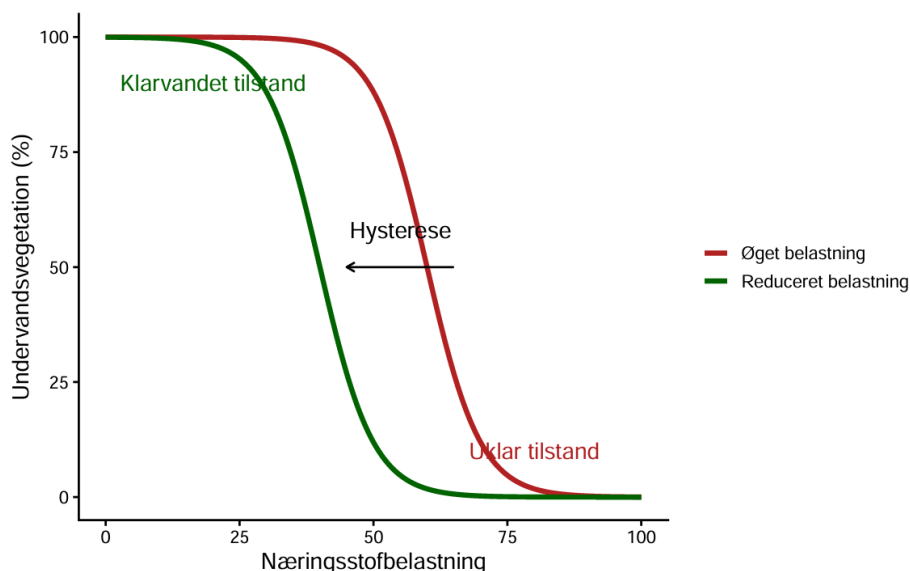


Fra de historiske flyfotos blev det estimeret, at der var op mod 20 % vegetationsdække i de mest lavvandede dele af Yderfjord og Mellemfjord i 1954. Vegetationsdækket i 2018 er estimeret til under 0,3 % i samme dybdeinterval. Felsted Kog var for uklar til at man kunne bruge flyfotos til kortlægning. Kortlægningen af vegetation på dybder over en meter skal nok tolkes med varsomhed i de to yderste bassiner, da usikkerheden i klassificeringen af pixels stiger med vanddybden.

Alternative stabile tilstande

Lavvandede fjorde som Nissum Fjord kan eksistere i to alternative stabile tilstande: en klarvandet tilstand domineret af undervandsvegetation og en uklar tilstand domineret af planktonalger. Undervandsplanterne stabiliserer den klare tilstand ved at binde sedimentet, reducere resuspension og konkurrere med algerne om næringsstoffer. Omvendt kan høj næringsstofbelastning øge algeproduktionen, hvilket reducerer lysindtrængningen og hæmmer væksten af undervandsvegetation. Når vegetationen forsvinder, øges resuspensionen af sedimentet, så vandet bliver mere uklart, og systemet skifter til en algedomineret tilstand. Denne tilbagekobling betyder, at lavvandede fjorde og søer ofte udviser hysteres, dvs. en større reduktion i næringsstofbelastningen er nødvendig for at genetablere undervandsvegetation end den belastning, der oprindeligt udløste vegetationskollapset (Sheffer *m.fl.* 2001, van Wijk *m.fl.* 2023) (figur 3.7).

Figur 3.7. Konceptuel figur af hysteres. Den røde linje illustrerer forløbet af miljøtilstand/indikator under øget belastning (eutrofikering) mens den grønne linje illustrerer forløbet under reduceret belastning (oligotrofiering).



Lysforholdene er typisk den afgørende faktor for undervandsvegetationens udbredelse. Flere studier har vist, at forholdet mellem sigtddybde (Secchi-ddybde) og vanddybde kan bruges som indikator for vegetationens tilstand. I lavvandede søer fandt Wang *m.fl.* (2005), at undervandsvegetation risikerer at kollapse, når forholdet mellem sigtddybde og middeldybde bliver mindre end ca. 0,5, mens robuste vegetationssamfund normalt kræver væsentligt højere værdier.

Overført til Nissum Fjord, hvor store områder har dybder omkring 1-2 m, svarer dette groft til en kritisk sigtddybde på 0,5-1 m. Ved længerevarende sigtddybder under dette niveau vil undervandsvegetationen sandsynligvis være sårbar over for kollaps, mens sigtddybder på over ca. 1-1,5 m vil øge sandsynligheden for en stabil, vegetationsdomineret tilstand. De præcise tærskler afhænger dog af artssammensætning, sedimentforhold, vindeksponering og den aktuelle næringsstofbelastning. Men da der i alle tre bassiner er registreret en del år med sigtddybde/lysudbredelsesdybde på over en meter efter 2020, er det sandsynligt, at lysforholdene i fjorden nærmer sig et niveau, hvor undervandsvegetationen igen kan komme til at dominere de lavvandede områder.

3.2.3 Bundfauna

Bundfaunasamfundets sammensætning og biodiversitet anvendes bredt som indikator for den økologiske tilstand i marine økosystemer, fordi bunddyrene integrerer påvirkninger fra eutrofikering, iltsvind, fysisk forstyrrelse og andre miljøforhold over længere tidsperioder. Tilstanden kan beskrives ved hjælp af forskellige indeks, som hver især belyser specifikke aspekter af samfundets struktur, herunder artsrigdom, artsdiversitet, dominansforhold og forekomsten af følsomme eller tolerante arter. Derfor anvendes flere indeks ofte parallelt for at opnå en mere nuanceret forståelse af bundfaunasamfundets tilstand og presfaktorer. En fordel ved bundfauna som indikator er, at arternes forekomst og samfundssammensætning integrerer miljøtilstanden over længere tid, ligesom fx ålegræs (Lu *m.fl.* 2021). En ulempe er, at nogle arter har begrænset spredningsevne, især arter uden eller med meget kort pelagisk (bevæger sig frit i vandsøjlen) larvefase, hvilket kan forsinke genkolonisering efter forbedringer af miljøtilstanden. I mange tilfælde domineres tidlige kolonisationsforløb af opportunistiske og relativt stresstolerante arter med høj spredningsevne, mens mere følsomme arter ofte indvandrer senere. Bundfaunasamfundet kan, ligesom undervandsvegetationen, udvise hystereselignende

respons på eutrofiering og oligotrofiering (figur 3.7). Erfaringer fra organiske belastningsgradienter viser, at et veletableret bundfaunasamfund ofte kan opretholdes ved højere belastninger, end et degraderet samfund kan genetableres under. Genopretning kræver således typisk, at belastningen reduceres til et niveau, der ligger under det niveau, hvor sammenbruddet oprindeligt indtraf (Pearson & Rosenberg, 1978; Macleod m.fl. 2007; Johnson & Dudgeon 2024).

I det danske overvågningsprogram bliver der taget systematiske prøver af blødbundsfaunaen. Typisk bliver der taget omkring 40 prøver per station per år, men i perioden fra 1983 til 2025 har antallet i Nissum Fjord varieret fra 10 til 128 pr. vandområde. Ved 40 prøver svarer det til et bundprøveareal på knap 0,6 m².

DKI (Dansk Kvalitetsindeks)

DKI er den officielle bundfauna-indikator i den danske implementering af EU's vandrammedirektiv og anvendes ved den økologiske tilstandsvurdering af danske kystvande og fjorde. DKI er en interkalibreret indikator, hvilket betyder at indikatoren er justeret i forhold til nabolandenes indikatorer. DKI er et multimetrisk indeks, som kombinerer oplysninger om biodiversitet og følsomhed over for miljøpåvirkninger ved hjælp af Shannon-Viewer diversiteten (H') og følsomhedsindekset AMBI (Carstensen m.fl. 2014). Både Shannon og AMBI normaliseres i forhold til områdets saltholdighed, så naturgivne forskelle mellem områder ikke forveksles med menneskeskabte påvirkninger. Høje DKI-værdier afspejler artsrige samfund domineret af følsomme arter, mens lave værdier indikerer påvirkede samfund præget af få og forurenings- eller forstyrrelsestolerante arter. DKI er korrigeret for salinitet ved at indsætte den laveste AMBI-værdi (AMBI_{min}) man kan forvente ved en given salinitet og den højeste H-værdi (H_{max}) man kan forvente ved en given salinitet – når tilstanden i øvrigt er upåvirket (Josefson 2008, Carstensen m.fl. 2014, Nielsen & Hansen 2024). Bemærk at lave værdier af AMBI er associeret med bedre tilstand, mens høje AMBI-værdier er associeret med forholdsvis dårlig tilstand.

DKI-indekset udregnes ved nedenstående formel:

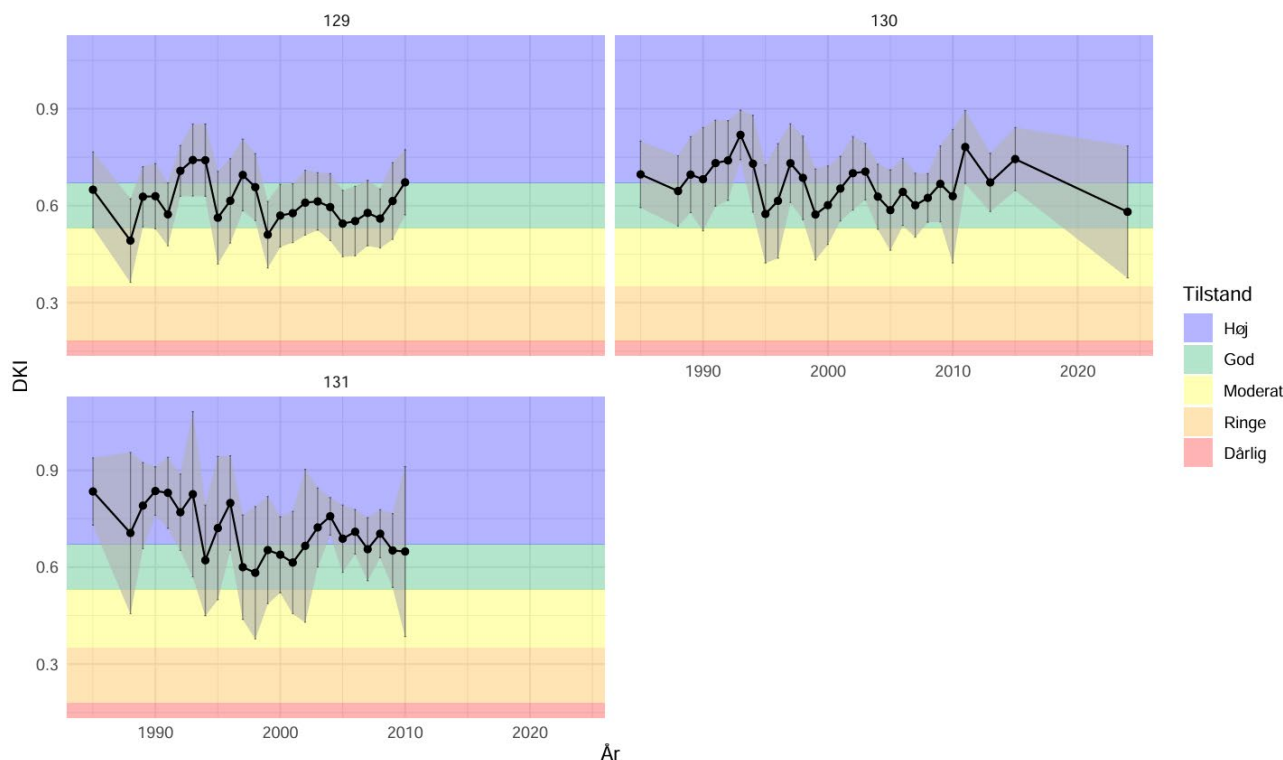
$$DKI = \frac{\left(1 - \left(\frac{AMBI - AMBI_{min}}{7}\right)\right) + \left(\frac{H}{H_{max}}\right)}{2} \cdot \left(1 - \frac{1}{N}\right)$$

hvor N er antallet af individer i prøvesættet. DKI giver værdier fra 0 til 1, hvor 1 svarer til upåvirket tilstand ved en given salinitet. Denne version kaldes DKIVER2 eller ver3, afhængigt af om den beregnes på baggrund af hendholdsvis aggregerede prøver eller enkeltprøver

Til denne rapport er DKIVER3 beregnet i forhold til gennemsnitssalinitet for hvert af de tre vandområder (Christensen m.fl. (2024)). Der skal tages forbehold for, at DKI-indekset er kalibreret til at dække saliniteter i intervallet ca. 10-35 psu, derfor skal resultaterne fra især Feldsted Kog (ca. 0-5 psu) tolkes med forsigtighed. Der er heller ikke taget højde for den generelt faldende salinitet i vandområderne gennem den undersøgte periode.

DKI-indekset i Nissum Fjord har ligget relativt stabilt omkring god tilstand siden 1985 (figur 3.8), hvilket også svarer til vurderingen fra SGAV til vandområdeplan 3 (MiljøGIS for vandområdeplanerne for 2021-2027, <https://miljoegis.mim.dk/spatialmap?profile=vandrammedirektiv3-2022>). I Yderfjord og Mellemfjord, har der ikke været nogen signifikant stigning eller

fald i perioden. I Felsted Kog har det været et svagt fald i perioden frem til årtusindskiftet, hvor tilstanden ændrede sig fra overvejende høj til overvejende god.

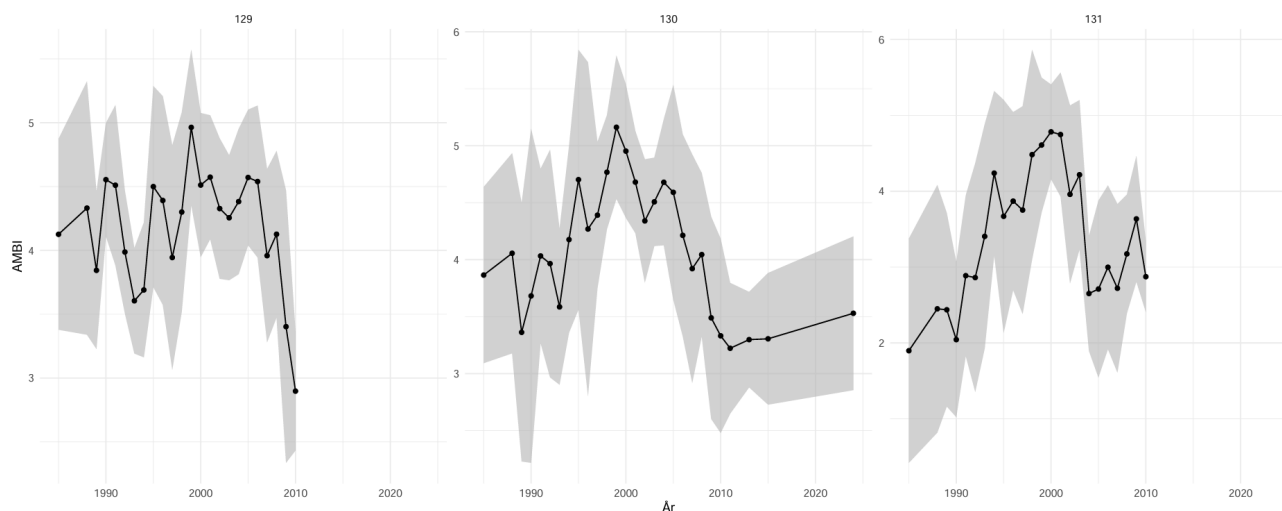


Figur 3.8. Tidslig udvikling af DKI-indekset (ver. 3), vist for Yderfjord (129), Mellemfjord (130) og Felsted Kog (131). De sorte prikker indikerer år med observationer. Det grå bånd viser gennemsnit +/- standardafvigelsen. Baggrund er farvet med tilstandsklasserne for DKIver2 for Nordsøen og Vadehavet (<https://www.retsinformation.dk/eli/ta/2016/833>).

Udviklingen i DKI-indekset dækker dog over, at de to indeks som DKI er sammensat af (AMBI og Shannon H), har udviklet sig i hver sin retning i forhold til miljøtilstand.

AMBI (AZTI Marine Biotic Index)

AMBI (AZTI Marine Biotic Index) er et følsomhedsindeks, der beskriver bundfaunasamfundets sammensætning ud fra arternes tolerance over for miljøforstyrrelser. Arterne klassificeres i fem økologiske grupper fra meget følsomme arter (gruppe I) til opportunistiske og stærkt tolerante arter (gruppe V). Indekset blev oprindeligt udviklet til at vurdere effekter af organisk belastning og eutrofiering i marine sedimenter, men anvendes i dag bredt til vurdering af bundfaunasamfundenes respons på forskellige former for miljøpåvirkning. Værdien for indekset spænder fra 0 til 6. Lave AMBI-værdier er karakteristiske for upåvirkede samfund domineret af følsomme arter, mens høje værdier indikerer øget dominans af tolerante og opportunistiske arter (Borja *m fl.* 2000).



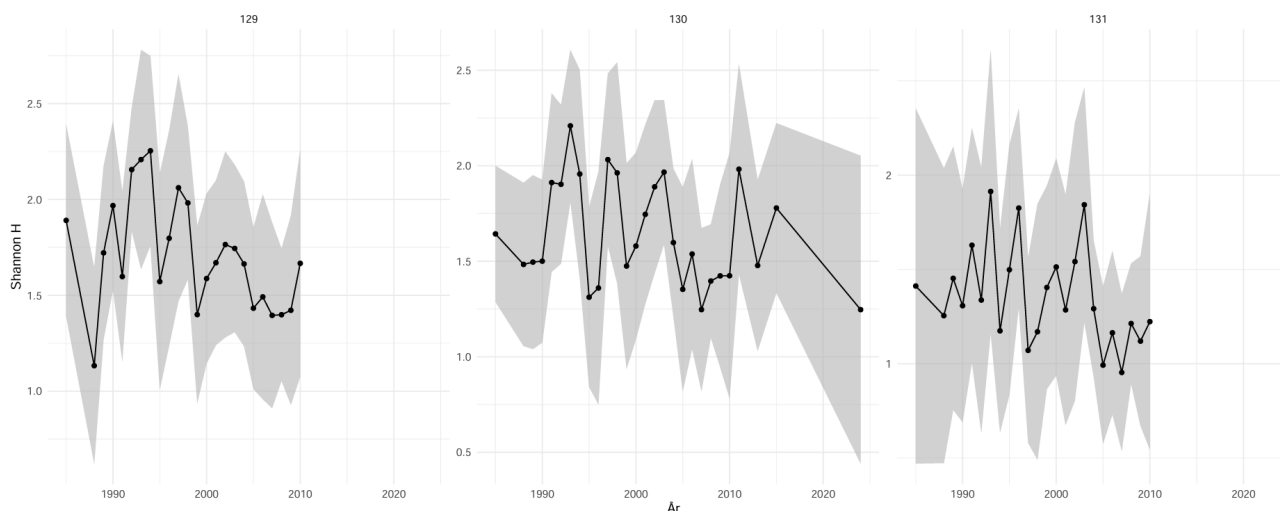
Figur 3.9. Udviklingen i AMBI indekset i Yderfjord (129), Mellemfjord (130) og Felsted Kog (131). De sorte prikker markerer år med observationer og det grå bånd er gennemsnit $\pm$ standardafvigelse.

I alle tre vandområder har AMBI-værdien været stigende (tegn på øget organisk belastning) fra slutningen af 1980'erne frem til 1999 – dog ikke signifikant i Yderfjord (figur 3.9). Efter 1999 er AMBI faldet signifikant (=forbedret tilstand). Tidsserierne stopper i 2010 for Yderfjord og Felsted Kog, mens AMBI-værdien i Mellemfjord i perioden efter 2010 har været relativt stabil mellem 3 og 4. Med et lidt forsinket respons stemmer det rimelig godt overens med udviklingen i næringsstofftilførslen og klorofylkoncentrationen, som er aftaget markant efter 1999 og har været rimelig stabil fra midten af 00'erne. I Mellemfjord, hvor der er flest data, korrelerer AMBI positivt med sommerklorofyl ($r=0,44$ $p < 0,05$). Der er ingen signifikant sammenhæng i Yderfjord, hvilket formodentlig skyldes en større effekt af salinitetsudsving og den kortere tidsserie, der gør en evt. korrelation mere usikker.

Shannon-diversitet (H')

Shannon-diversiteten er et af de mest anvendte mål for biodiversitet og beskriver både antallet af arter og fordelingen af individer mellem arterne. Shannon-værdien varierer mellem 0 og i princippet uendelig, men den er sjældent højere end 4-5. Indekset stiger, når et samfund både er artsrigt og har en jævn fordeling af individer mellem arterne. Omvendt falder værdien, hvis få arter dominerer samfundet. Shannon-diversiteten giver derfor et samlet mål for biodiversiteten og indgår som en central komponent i DKI-indekset.

Shannon-diversiteten i Nissum Fjord har generelt været faldende og statistisk signifikant i både Yderfjord ($r=0.62$, $p < 0.05$) og Mellemfjord ($r=0.47$, $p < 0.05$) siden 1997 (figur 3.10).



Figur 3.10. Udviklingen i Shannon indekset i Yderfjord (129), Mellemfjord (130) og Felsted Kog (131). De sorte prikker markerer år med observationer og det grå bånd er gennemsnit $\pm$ standardafvigelse.

Shannon-diversiteten er meget følsom overfor antallet af arter (Richness). Dvs. indekset er indirekte følsomt over for salinitet, organisk tilførsel og prøvetagningsstørrelse (areal i forhold til "tætheden" (abundans) af individer). I Nisum Fjord er Shannon-diversiteten signifikant positivt korreleret med ændringerne i salinitet over tid i Mellemfjord og Yderfjord. Den stærkeste korrelation er ikke i forhold til den gennemsnitlige salinitet i det enkelte vandområde men i forhold til den lavest observerede salinitet per år ($r=0,56$ $p<0,01$)

Evenness (Pielou's J')

Evenness (J') beskriver, hvor jævnt individerne er fordelt mellem de tilstedeværende arter. Indekset beregnes som forholdet mellem den observerede Shannon-diversitet og den maksimalt mulige diversitet ved det givne artsantal. En værdi tæt på 1 indikerer, at arterne forekommer i omtrent lige store antal, mens lave værdier viser, at få arter dominerer samfundet. Evenness er derfor et vigtigt supplement til artsrigdom og Shannon-diversitet, fordi et samfund godt kan være artsrigt, men samtidig være domineret af få arter.

Eutrofiering forventes generelt at reducere evenness. Ved øget eutrofiering favoriseres ofte få hurtigtvoksende og tolerante arter, som kan opnå meget høje tætheder på bekostning af mere følsomme arter. Resultatet er et samfund domineret af få arter og dermed lav evenness. Ved kraftig eutrofiering og afledt iltsvind er fald i evenness et almindeligt observeret mønster i bundfaunasamfund (Dimitriou m.fl. 2017, Jones m.fl. 2024), men der er ikke tegn på at der har været alvorligt iltsvind i Nisum Fjord, som har påvirket evenness. Store udsving i salinitet kan også føre til færre dominerende arter og lavere evenness. Evenness (figur 3.11) er ikke tæt korreleret med salinitet i Nisum Fjord, men til gengæld er den negativt korreleret med klorofyl og næringsstoffer – især TN ($r=-0,77$, $p<0,001$). For Nisum Fjord som hele, er evenness steget frem til 2011, hvorefter den er faldet i Mellemfjord, som er det eneste bassin med data efter 2011. Denne tendens følger overordnet den samme udvikling som AMBI.

Abundans (Abundance)

Abundans beskriver den samlede individtæthed af bundfauna og angives som antal individer pr. arealenhed. Indikatoren afspejler både rekruttering, dødelighed og miljøforhold og kan være stærkt påvirket af enkelte talrige arter. Abundans påvirkes af både naturlige miljøgradienter og eutrofiering. Moderat næringsberigelse kan øge fødetilgængeligheden og dermed føre til

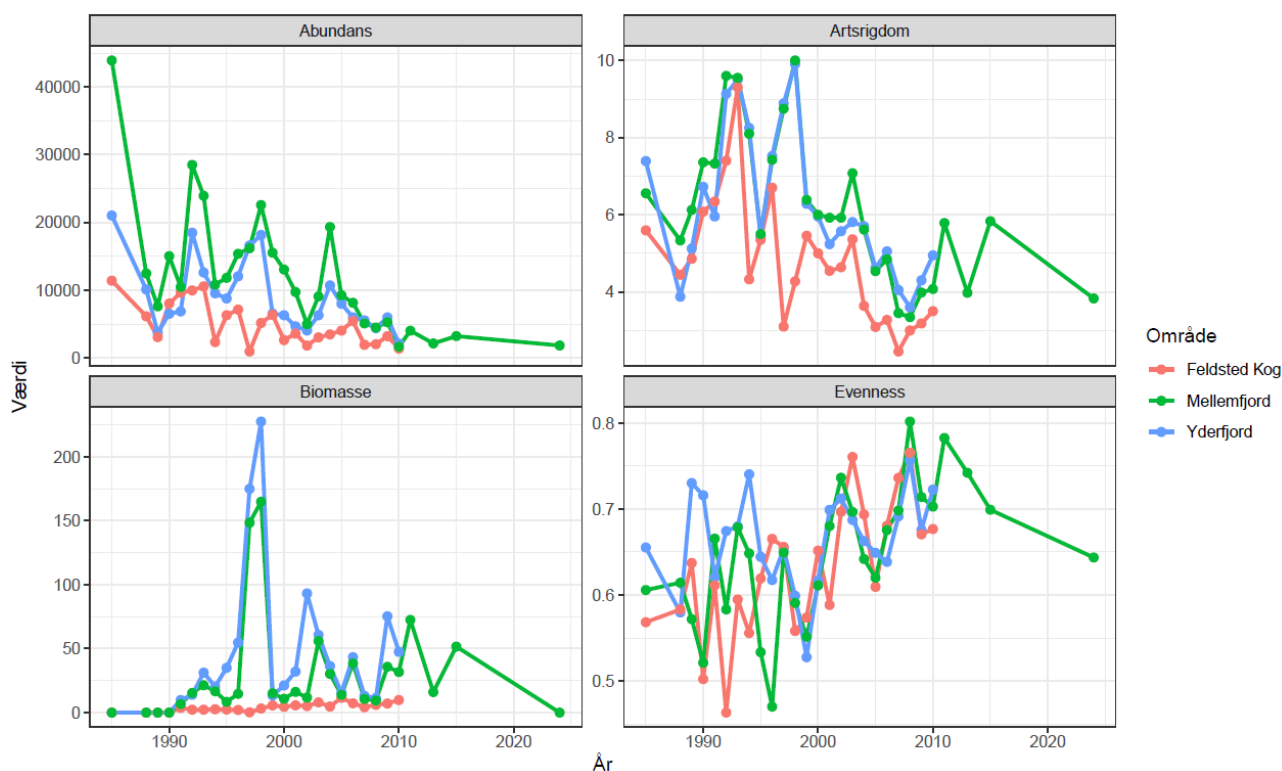
højere tætheder af bundfauna, ofte domineret af få opportunistiske arter. Ved kraftig eutrofiering og afledt iltsvind ses derimod ofte et fald i abundans som følge af øget dødelighed (Ritter & Montagna 1999, Dimitriou *m.fl.* 2017, Rousi *m.fl.* 2019). Et system med et ellers uforstyrret bundfaunasamfund kan i nogle tilfælde modstå væsentligt større organisk belastning end et system, som er forstyrret af tidligere iltsvindshændelser, fysisk forstyrrelse af havbunden eller ekstreme udsving i salinitet, ved at øge den mekaniske iltning af sedimentet (Dimitriou *m.fl.* 2017).

I forhold til salinitet vil abundansen ofte være lav i områder med store og hyppige salinitetsudsving, mens mere stabil salinitet generelt understøtter større bestande (Montagna *m.fl.* 2002, Mrozinska *m.fl.* 2021). I Nissum Fjord er der ingen direkte relation mellem abundans (figur 3.11) og salinitet, til gengæld er der en positiv sammenhæng til TN ($r=0,5$, $p<0,05$ i Yderfjord og Mellemfjord). Det omvendte gør sig dog gældende for biomasse, som er stærkt negativt korreleret til TN og klorofyl ($r\sim-0,7$, $p<0,01$). Det kan delvist være drevet af et skift i bundfauna sammensætningen fra arter med færre, men store individer til et system med arter af små kortlivet individer med høj tæthed med stigende næringsstofftilførsel. Dette vil være i overensstemmelse med klassik økologisk teori og beskrevet i fx Heip 1995. Det er dog ikke undersøgt i dette studie og der skal tages forbehold for at fx sandmusling udgør en stor del af biomassen i de tørre år, hvor der er sammenfald mellem lav tilførsel og høj salinitet, hvilket der bør tages forbehold for i en nærmere analyse.

Artsrigdom (Richness)

- Artsrigdom beskriver antallet af registrerede arter i en prøve eller på en station. Indikatoren bruges som mål for biodiversitet og giver information om bundfaunasamfundets kompleksitet, men tager ikke højde for arternes relative forekomst. Artsrigdom er ofte stærkt koblet til salinitet i danske og baltiske kystområder, hvor der generelt ses en stigning i artsrigdom med stigende salinitet, fordi flere marine arter kan trives ved højere saliniteter (Carstensen *m.fl.* 2014). Salinitet er en af de vigtigste naturlige drivkræfter for bundfaunasens biodiversitet i danske farvande og derfor kan ændringer i slusepraksis eller ferskvandsafstrømning i Nissum fjord over tid også have betydelig indvirkning på den observerede artsrigdom.

Eutrofiering og iltsvind afledt heraf medfører typisk et fald i artsrigdom, idet følsomme arter forsvinder, mens få tolerante arter bliver dominerende. Artsrigdom anvendes derfor ofte som en indikator for den økologiske tilstand (Jones *m.fl.* 2024, Rousi *m.fl.* 2019). Artsrigdom (figur 3.11) er i Nissum Fjord bedst korreleret til den gennemsnitlige eller den højeste salinitet (både Yderfjord og Mellemfjord $r>0,45$ og $p<0,05$), og positivt med klorofylkoncentrationen i Mellemfjord og negativt (men ikke signifikant) i Yderfjord.



Figur 3.11. Abundans (Abundance) angiver det samlede antal individer pr. m. Artsrigdom (Richness) angiver antallet af registrerede taxa i prøven. Evenness beskriver ligheden i fordelingen mellem arterne på en skala fra 0-1, hvor 1 er lige mange individer af hver art. Biomasse er den samlede biomasse i g tørvægt/m².

Samlet set beskriver indeksene forskellige aspekter af bundfaunasamfundets struktur. DKI anvendes til den officielle tilstandsvurdering, mens AMBI, Shannon-diversitet, Evenness, artsrigdom (Richness) og indvidtæthed (Abundance) bidrager til at identificere nogle af de underliggende mekanismer bag ændringer i den økologiske tilstand, herunder tab af arter, ændrede dominansforhold og forskydninger mellem følsomme og tolerante arter. Den overordnede udvikling i bundfaunasamfundet i Nissum Fjord afspejler de faldende næringsstofftilførsler siden 1999 og kan ses i udviklingen af AMBI, Evenness og Abundance. Udviklingen i Shannon og artsrigdom stemmer overens med, at fjorden er blevet gradvist mindre salt, og at den ikke bære præg af hyppige iltsvindshændelser. Biomassen er meget afhængig af tilstedeværelsen af sandmusling og hænger derfor sammen med saliniteten i Yderfjorden og Mellemfjorden – dog mere noget der ligner en tærskelværdi end en gradient. Den samlede vurdering baseret på DKI dækker over modsatte udviklinger i de underliggende indeks og kan ikke selvstændigt bruges til at identificere presfaktorer, men kræver analyse af underliggende og supplerende indeks. I en dynamisk lagune som Nissum Fjord, som gradvist bliver mere fersk, kan det være at DKI-indekset løbende skal salinitetkorrigeres for at blive mere retvisende.

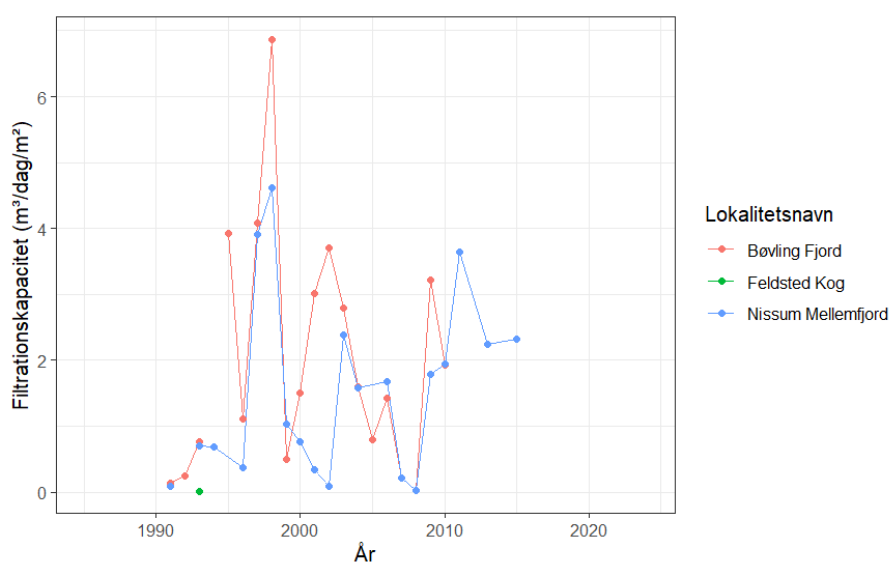
3.2.4 Filtrationskapacitet

Erfaringerne fra Ringkøbing Fjord viser, at høj brak salinitet i fjorden giver mulighed for, at sandmusling kan trives i fjorden. Ligesom i Nissum Fjord kan udvekslingen af havvand med Vesterhavet kontrolleres med en sluse, og derfor kan saliniteten holdes indenfor et bestemt interval afhængigt af slusepraksis. Det er tidligere observeret, at den øgede salinitet i Ringkøbing Fjord, efter ændring af slusedriften midt i 1990'erne, muliggjorde en omfattende indvandring af sandmusling. Sandmuslingen etablerede sig med høje tætheder,

hvilket bevirkede en dramatisk forøgelse af filtrationskapaciteten og gav en meget stor reduktion i fytoplanktonbiomassen og væsentlig forøget sigt-dybde. Fjorden har således i perioder været præget af en markant top-down regulering af fytoplanktonbiomassen (målt som klorofyl), så sandmuslingens filtrering har haft overordentlig stor betydning for vandkvaliteten og eutrofi-eringsresponsen (Petersen m.fl. 2008).

I perioder med relativt høj salinitet i Nissum Fjord, er der også registreret større mængder sandmusling. For at undersøge potentialet for et regimeskifte i Nissum Fjord i stil med det der i Ringkøbing Fjord er filtrationskapaciteten blev beregnet ud fra observerede biomasse af sandmuling i fjorden og den allometriske relation mellem filtrationsrate og tørvægt for sandmusling beskrevet af Riisgård & Seerup (2003) (figur 3.12). Estimerterne er baseret på biomasse målt som tørvægt per m² og bør betragtes som relative mål for filtrationskapacitet snarere end absolutte estimater.

Figur 3.12. Estimeret filtrationskapacitet af sandmusling (*Mya arenaria*) baseret på sammenhæng mellem filtration og tørvægt bestemt af Riisgård & Seerup (2003).



Den estimerede filtrationskapacitet i Yderfjord (Bøvling Fjord) blev testet mod gennemsnitlig salinitet, laveste salinitet og højeste salinitet. Der blev ikke fundet nogle signifikante sammenhænge, men den bedste korrelation var mod højeste salinitet ($r=0.38$, $p=0,20$). Det er dog tydeligt, at sandmuslingens filtrationskapacitet steg markant umiddelbart efter de meget tørre år med høj salinitet i 1996 og 1997 og den manglende relation til salinitet kan skyldes at sandmuslingens tilstedeværelse i højere grad er styret af en tærskelværdi end en kontinuert sammenhæng med salinitet (dette er ikke testet). Den høje tæthed af sandmusling i 1997, 1998 og 2003 var også de år med nogle af de bedste lysforhold og laveste klorofylkoncentration i fjorden. Det var også de tre år med den laveste ferskvandstilførsel og deraf lave næringsstofftilførsler og koncentrationer i fjorden. Så det er sandsynligt, at det var kombinationen af næringsstoffbegrænsning (bottom-up kontrol) og filtration/græsning (top-down kontrol), som resulterede i en forbedret miljøtilstand, målt på vandets klarhed og klorofylkoncentration.

Der er ikke registreret sandmusling i Nissum Fjord i den seneste indsamling i 2024. Efter 2015 er der kun lavet en bundfaunaundersøgelse i Mellemfjord.

3.3 Understøttende kvalitetselementer

Ud over de biologiske kvalitetselementer anvender vandrammedirektivet en række understøttende kvalitetselementer til at vurdere og forklare tilstanden i vandmiljøet. Disse omfatter både fysisk-kemiske og hydromorfologiske forhold, som har betydning for de biologiske samfund i kystvande og overgangsvande. De er beskrevet i Bilag V (Annex V) til vandrammedirektivet (Direktiv 2000/60/EF) og deres anvendelse er beskrevet i CIS Guidance Document No. 13. De understøttende kvalitetselementer bidrager til at identificere årsagerne til eventuelle afvigelser fra god økologisk tilstand og kan nedklassificere et områdes miljøtilstand. Samtidig udgør de et vigtigt grundlag for planlægning og prioritering af forvaltningsindsatser. I de danske vandområdeplaner indgår: vandets klarhed, næringsstofkoncentrationer af fosfor og kvælstof, samt iltkoncentration som understøttende fysisk kemiske kvalitetselementer. Der er ikke lavet en selvstændig vurdering af de hydromorfologiske kvalitetselementer, men da de er forudsætningen for fastsættelse af tærskelværdier for de biologiske kvalitetselementer, er udgangspunktet at de ikke må ændres signifikant. I Nissum Fjords tilfælde svarer det til, fx at ændre slusepraksis så fjorden bliver helt fersk eller lede Storå uden om fjorden.

3.3.1 Vandets klarhed

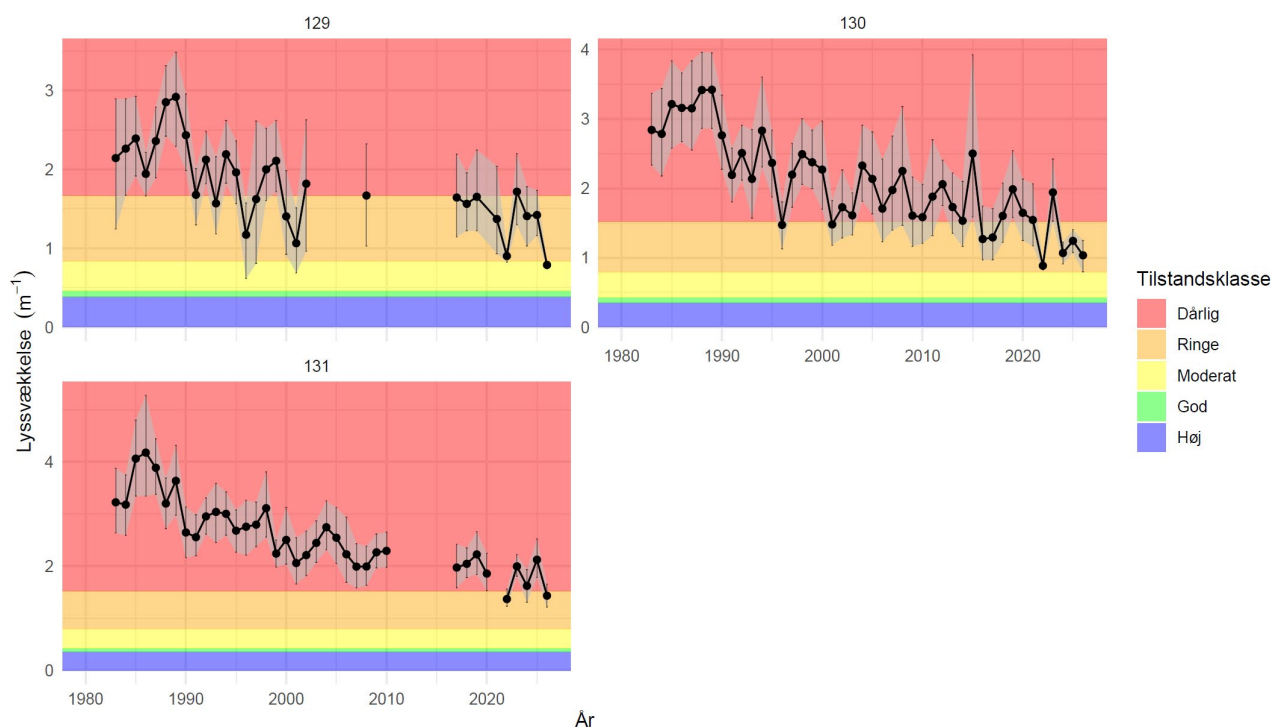
Vandets klarhed er en central økologisk faktor i kystområder, da den bestemmer, hvor meget lys der trænger gennem vandsøjlen og dermed er tilgængeligt for primærproduktionen. I lavvandede områder omfatter dette rodfæstede planter, makroalger og mikroalger på bunden, mens lysforholdene i dybere og lagdelte områder også kan være afgørende for algevækst omkring springlaget. Vandets klarhed påvirkes især af koncentrationen af fytoplankton, mængden af suspenderede partikler og indholdet af opløst organisk stof. Øget næringsstofbelastning kan stimulere produktionen af fytoplankton og organisk materiale, som både absorberer lys direkte og bidrager til dannelsen af fine organiske partikler, der let resuspenderes ved vind- og bølgepåvirkning og dermed reducerer sigtddybden (Duarte 1991; Cloern 2001; Sand-Jensen *m.fl.* 2004; Kemp *m.fl.* 2005).

I de statistiske modeller udviklet til den tredje vandområdeplan (VOP3) blev vind, total fosfor og vandtemperatur identificeret som de vigtigste forklarende variable for år-til-år variationen i vandets klarhed i Nissum Fjord (Christensen *m.fl.* 2021). Total fosfor fungerer i denne sammenhæng både som indikator for næringsstofniveauet og for mængden af suspenderet materiale i vandsøjlen. Vandets klarhed reagerer typisk langsommere på ændringer i næringsstofftilførsel end indikatorer som næringsstofkoncentrationer, primærproduktion og klorofyl.

Vandets klarhed indgår som et centralt understøttende kvalitetselement for rodfæstede planter og makroalger (Christensen *m.fl.* 2024), fordi lysforholdene er afgørende for deres udbredelse og dybdegrænse (Duarte 1991; Sand-Jensen *m.fl.* 2004). Udbredte bevoksninger af undervandsvegetation bidrager til høj biodiversitet ved at skabe levesteder for blandt andet epifauna og fiskeyngel, samtidig med at vegetationen optager næringsstoffer og stabiliserer sedimentet. Herved reduceres resuspensionen af partikler, hvilket kan forbedre vandets klarhed yderligere. Omvendt vil reduceret vandklarhed ofte føre til tilbagegang i undervandsvegetationen og dermed forringelse af den økologiske tilstand.

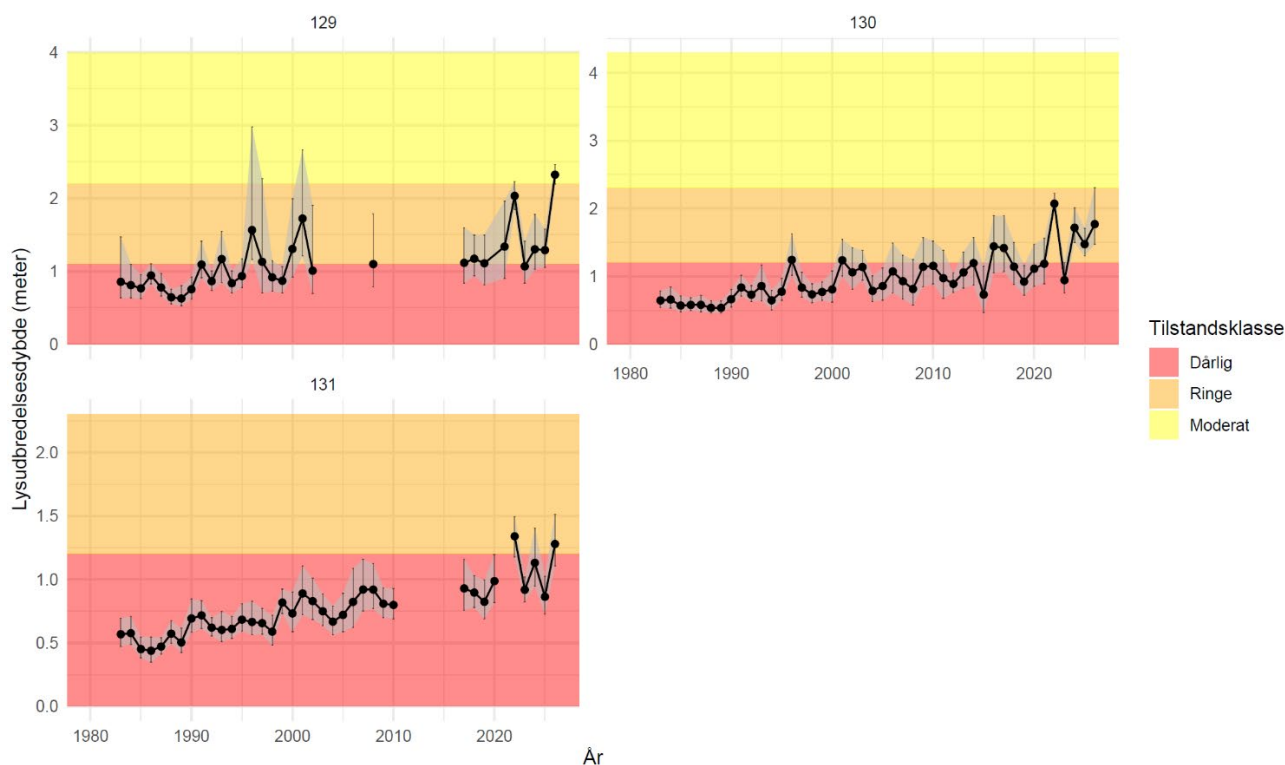
Vandets klarhed blev i den nationale overvågning (NOVANA) i Nisum Fjord målt som lyssvækkelse (Kd) fra 2023 og som sigtdybde i perioden 1983-2022. Sigtdybden er i denne rapport omregnet til Kd baseret på en empirisk relation i perioden 2023-2025, og de estimerede kd-værdier blev efterfølgende regnet om til en lysudbredelsesdybde svarende til 16 % af overfladeindstrålingen, som nogenlunde svarer til ålegræssets minimumslyskrav. Årlige Kd-værdier blev estimeret ved hjælp af en lognormal censureret regressionsmodel, implementeret med r-pakken "survreg". Observationer, hvor sigtdybden nåede bunden, blev behandlet som venstrecensurerede, dvs. at der blev taget højde for at den "ægte" sigtdybde ikke kunne bestemmes. Den forventede Kd-værdi blev beregnet ud fra de estimerede lognormalparametre. Den tidslige udvikling i lyssvækkelse er i figur 3.13 plottet på en baggrund, som er farvet svarende til de respektive tilstandsklasser. Samme princip er anvendt i figur 3.4, der viser den beregnede lysudbredelsesdybde svarende til planternes (ålegræssets) minimumslyskrav.

Udviklingen i Nisum Fjord er gået mod forbedret klarhed af vandet siden 1988/89 og frem til 2025 i alle tre bassiner/vandområder med et signifikant fald i lyssvækkelsen og/eller en signifikant stigning i lysets dybdeudbredelse ($r > 0.6$ og $p < 0.01$ i alle tre bassiner) (figur 3.3). Tilstanden er dog stadig kategoriseret som ringe og understøtter ikke god økologisk tilstand. Klart vand og tilstrækkeligt med lys på bunden er en forudsætning for, at de rodfæstede planter kan genetablere sig i fjorden med samme udbredelse som tidligere. En korrelation mellem lyssvækkelse og rodfæstede planters dybdeudbredelse viser en signifikant sammenhæng i Yderfjord og Mellemfjord ($r = 0,5$ og $p < 0,05$ for begge bassiner). Der er umiddelbart ikke nogen relation mellem hovedudbredelsen af planter og vandets klarhed i Felsted Kog. Det kan bl.a. skyldes en lidt kortere tidsserie for planternes dybdeudbredelse og en dynamisk "ind- og udvandring" af ferskvandsplanter.



Figur 3.13. Udviklingen i vandets klarhed i Yderfjord (129), Mellemfjord (130) og Felsted Kog (131) fra 1983 til 2025, vist som lyssvækkelse/kd (m^{-1}). Det grå bånd viser 95 % konfidensinterval. Baggrundsfarverne viser tilstandsklassen for vandets klarhed.

Lysudbredelsesdybden (figur. 3.14) er en omregning af vandets klarhed, som kan relateres direkte til dybdeudbredelsen af de rodfæstede planter. Som forventet ligger den reelle hovedudbredelse af planterne konstant lidt under lysets dybdeudbredelse, da planterne altid vil være lidt "bagefter" i en situation, hvor lysforholdene forbedres. Desuden har planterne større lyskrav på lavt vand end på dybt vand (Christensen m.fl. 2021, Duarte 1991). I Yderfjord og i Mellemfjord ligger hovedudbredelsen gennemsnitligt på hhv. 75 % og 70 % af den dybde, lyset giver planterne mulighed for at gro til. I Felsted Kog vokser planterne typisk ud til den maksimale lysgrænse for ålegræs. Der er endda et par år, hvor der er registreret en større hovedudbredelse af planter, end det der umiddelbart kan forklares af lyskravet for ålegræs. Det skyldes, at Felsted Kog i perioder er domineret af salttolerante ferskvandsplanter, hvoraf nogle kan klare sig med mindre lys end ålegræs fordi deres stængel som kan blive mange meter lang. På den måde kan de vokse op mod overfladen og lyset og på den måde undgå lysbegrænsning. Det er fx vist, at aks-tusindblad og børstepladet vandaks, som findes i de dybeste dele af Felsted Kog (Yu m.fl. 2025).



Figur 3.14. Udviklingen i vandets klarhed i Yderfjord (129), Mellemfjord (130) og Felsted Kog (131) fra 1983 til 2025, vist som lysudbredelsesdybden (m) for opfyldelse af minimumslyskravet for bundplanterne. Det grå bånd viser 95 % konfidensinterval. Baggrundsfarverne viser tilstandsklassen for vandets klarhed.

3.3.2 Næringsstoffer

Koncentrationen af næringsstoffer driver typisk primærproduktionen, som ved høj koncentration/tilførsel medfører høj produktion af let-omsætteligt organisk materiale i økosystemet. Næringsstoffer er den primære årsag til eutrofieringsproblemer i de danske farvande og kan føre til negative konsekvenser for økosystemet som, algeopblomstringer, uklart vand, mudderbund og øget risiko for iltsvind, samt et skifte fra bentisk primærproduktion (rodfæstede planter/store alger og benthiske mikroalger) til pelagisk primærproduktion (mikroalger/fytoplankton) i lavvandede systemer.

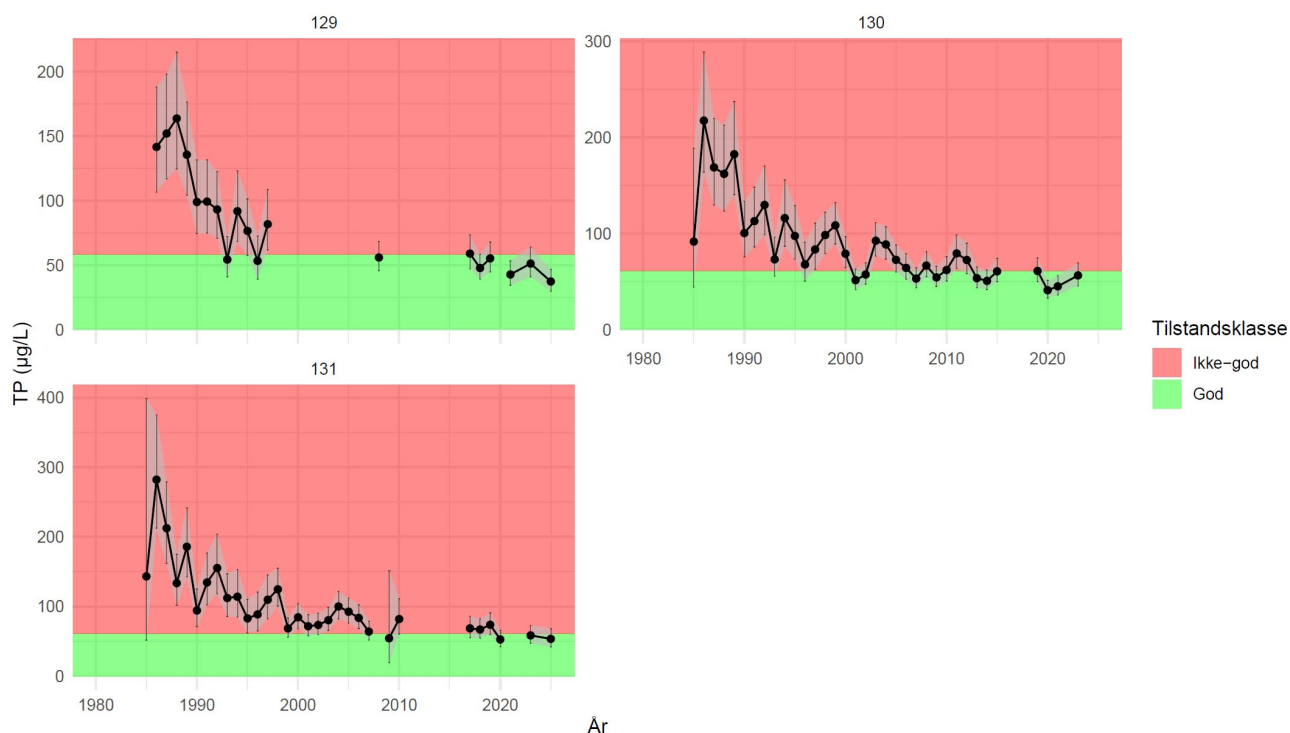
Koncentrationen af næringsstoffer bliver anvendt som understøttende kvalitetselement for fytoplankton i vandområdeplanerne. Koncentrationen af næringsstoffer kan i nogen grad bruges som indikation for om et vandområde er kraftigt næringsstofbelastet eller om næringsstofkoncentrationen er på et tilstrækkeligt lavt niveau til at det kan understøtte god økologisk tilstand. I henhold til vandrammedirektivet bruges de understøttende kvalitetselementer kun til at nedgradere et vandområde fra en tilstandsklasse til en anden jvf. CIS guidance nummer 5 (European Commission 2003). For hvert vandområde er der fundet tærskelværdier for grænsen mellem god og ikke-godtilstand for fire næringsstofindikatorer (Christensen m fl 2024)

De fire næringsstofindikatorer total kvælstof (TN), total fosfor (TP), opløst uorganisk kvælstof (DIN) og opløst uorganisk fosfor (DIP) viser en markant reduktion i næringsstofniveauet i Nissum Fjord siden 1980'erne (figur 3.15-3.18). Faldet afspejler den generelle reduktion i tilførslen af næringsstoffer fra oplandet og har bidraget til en forbedret miljøtilstand i fjorden, bredt set. På trods af den positive udvikling ligger niveauet stadigvæk for højt, især for kvælstof. For næringsstoffer er der kun en tærskelværdi som adskiller god tilstand fra "ikke-god". De to tilstandsklasser er markeret med hhv. grøn er rød i figurene (3.15-3.18).



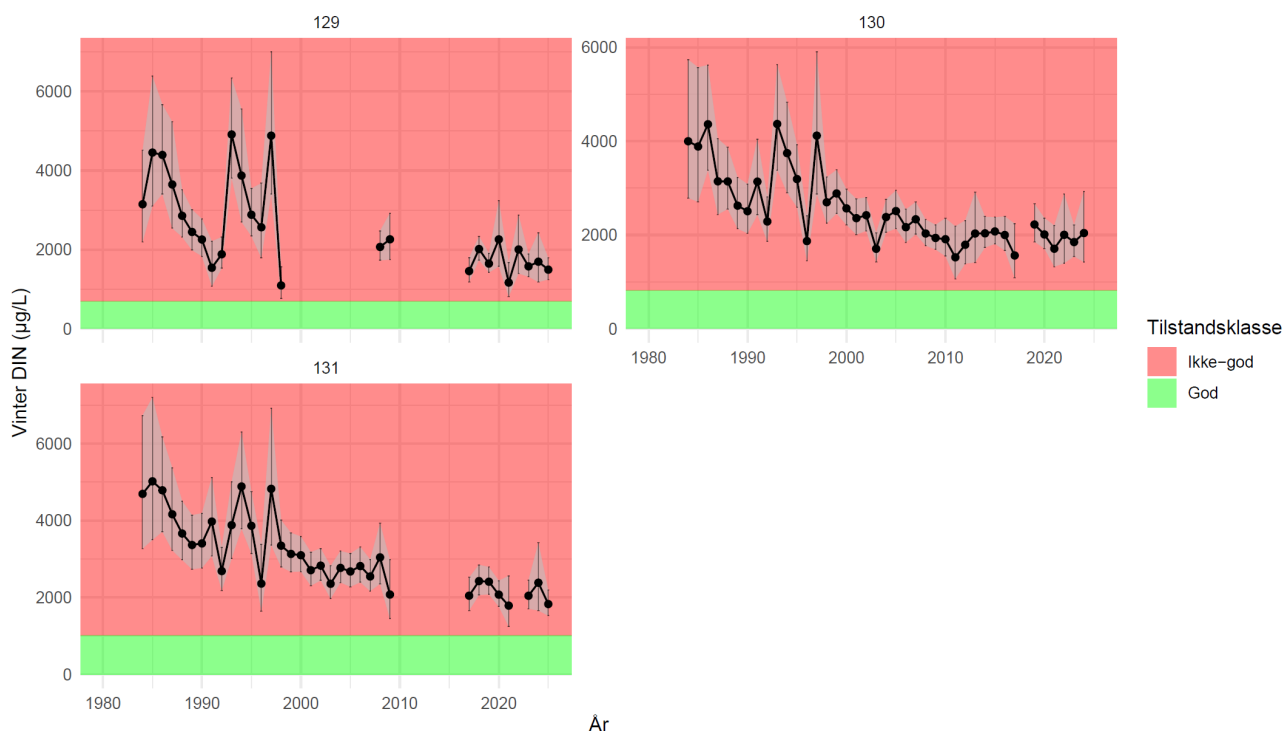
Figur 3.15. Udviklingen i årsgennemsnit af total kvælstof (TN) i Yderfjord (129), Mellemfjord (130) og Felsted Kog (131). Sorte prikker viser år med observationer og det grå bånd viser 95 % konfidensinterval. Baggrundsfarverne viser tilstandsklasserne.

Koncentrationen af total kvælstof (TN) er faldet betydeligt (og statistisk signifikant) gennem overvågningsperioden (figur 3.15). Reduktionen er størst i de to første årtier efter indførelsen af de danske vandmiljøplaner, mens koncentrationen ligger rimelig stabilt siden starten af 00'erne i overensstemmelse med tilførslerne som ikke har ændret sig siden 2001. TN beskriver den samlede mængde kvælstof i vandet og omfatter både opløste og partikulære fraktioner, og indikatoren er baseret på gennemsnitskoncentration for hele året.



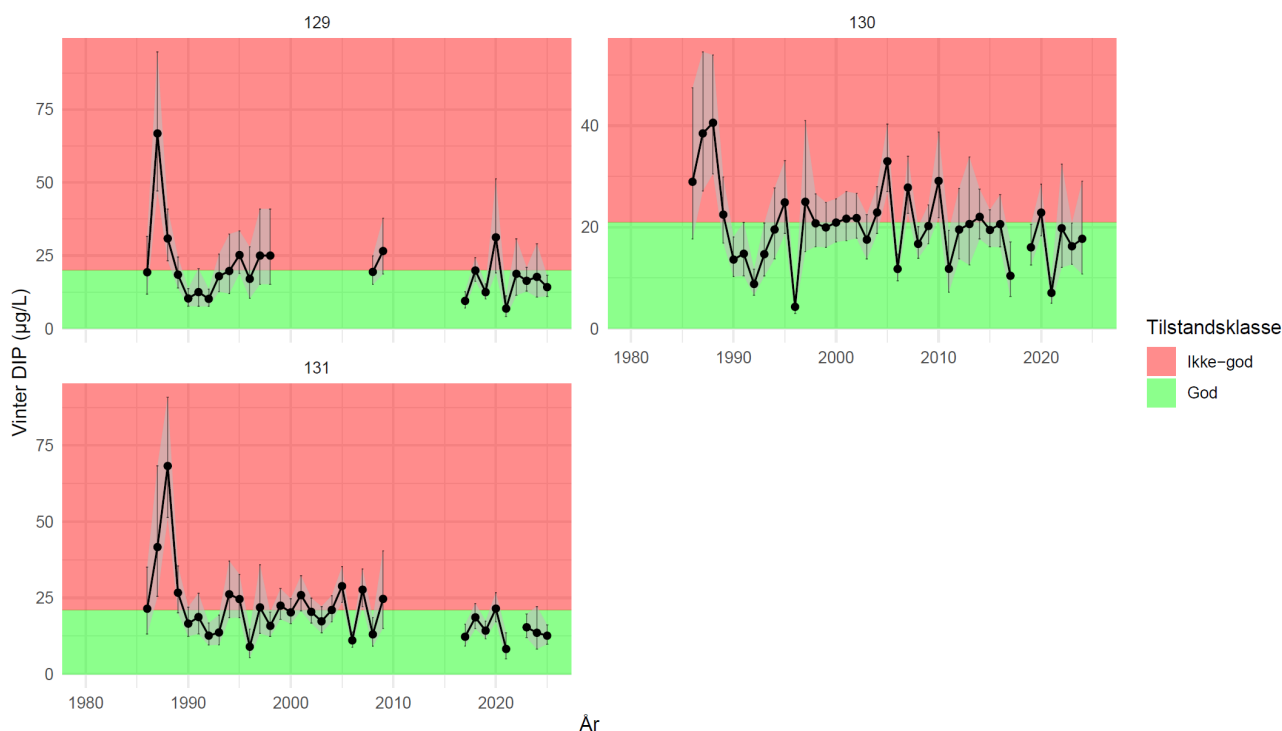
Figur 3.16. Udviklingen i årsgennemsnit af total fosfor (TP) i Yderfjord (129), Mellemfjord (130) og Felsted Kog (131). Sorte prikker viser år med observationer og det grå bånd viser 95 % konfidensinterval. Baggrundsfarverne viser tilstandsklasserne.

Total fosfor (TP) viser ligeledes et statistisk signifikant fald gennem tidsserien ($r \sim -0.7$ og $p < 0,05$ og $p < 0,001$ i hhv. Yderfjord og Mellemfjord, Felsted Kog er ikke testet, men har et forløb parallelt med Mellemfjord) (figur 3.16). Det største fald i fosfor sker i 1980'erne med indførsel af rensningsanlæg, mens udviklingen er stagneret til en let faldende tendens efter årtusindskiftet. Udviklingen er særlig relevant for Nissum Fjord, fordi fjorden er et af de mest fosforfølsomme vandområder i Danmark (Andersen & Heckrath 2020). De seneste år har koncentrationen ligget omkring tærskelværdien for god/ikke-god. Indikatoren er baseret på årsgennemsnit ligesom TN.



Figur 3.17. Udviklingen i vintergennemsnit af opløst uorganisk kvælstof (DIN) i Yderfjord (129), Mellemfjord (130) og Felsted Kog (131). Sorte prikker viser år med observationer og det grå bånd viser 95 % konfidensinterval. Baggrundsfarverne viser tilstandsklasserne.

Opløst uorganisk kvælstof (DIN) repræsenterer den biologisk lettilgængelige del af kvælstoffet og reagerer hurtigt på ændringer i tilførsel og optag i planter. Udviklingen i DIN (*figur 3.17*) viser derfor mere direkte, hvordan tilgængeligheden af kvælstof for algerne har ændret sig over tid. De faldende koncentrationer ($r \sim -0,7$ og $p < 0,001$ i Mellemfjord og Felsted Kog – for få punkter i Yderfjord) tyder på, at vækstbetingelserne for planktonalger gradvist er blevet mindre gunstige, hvilket er i overensstemmelse med de observerede reduktioner i klorofyl og forbedringer af vandets klarhed. Indikatoren DIN beregnes som vintergennemsnit, da optaget i plante/planktonbiomasse er lav og tilførslen er høj, hvorfor der om vinteren er et relativt stabilt højt niveau, som udgør grundlaget for den potentielle plantevækst hen over året. Om sommeren bliver DIN typisk opbrugt i næringsstofbegrænsede systemer.



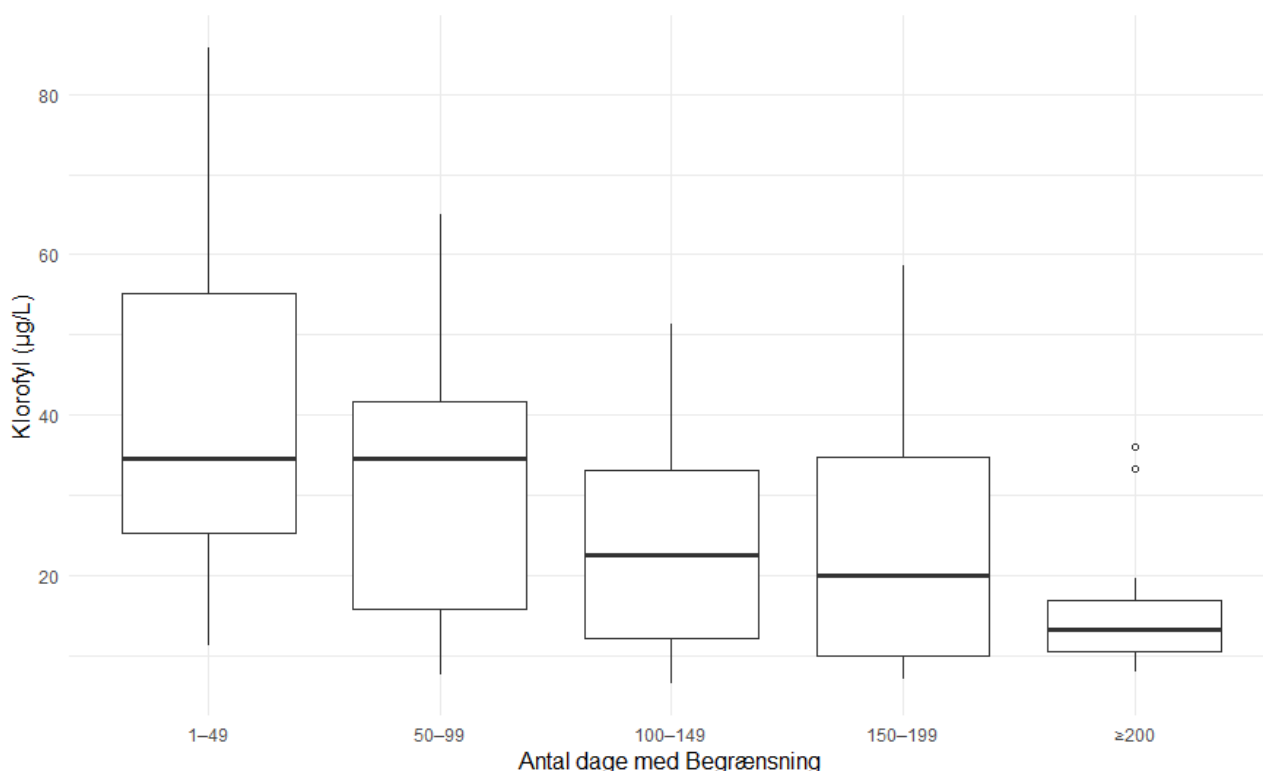
Figur 3.18. Udviklingen i vintergennemsnit af opløst uorganisk fosfor (DIP) i Yderfjord (129), Mellemfjord (130) og Felsted Kog (131). Sorte prikker viser år med observationer og det grå bånd viser 95 % konfidensinterval. Baggrundsfarverne viser tilstandsklasserne.

Opløst uorganisk fosfor (DIP) udgør den mest letomsættelige fosforfraktion. Den langsigtede udvikling viser ikke et statistisk signifikant fald i koncentrationerne i nogle af de tre vandområder, da udviklingen har været stabil fra 1990. Der er dog en markant top i slutningen af 1980'erne, hvor udledningerne af fosfor toppede. Den tidlige udvikling af DIP (figur 3.18) følger omtrent udviklingen i fosfortilførslen fra land (Thodsen & Muff 2026), som efter et drastisk fald i slutfirserne har ligget relativt stabilt omkring 70 ton P per år, med undtagelse af 1993 og 1994, hvor der kom en markant puls af fosfor fra Storå som følge af oprensning af vandkraftsøen ved Holstebro. Da fosfor kan være begrænsende i perioder med lave koncentrationer, kan reduktionen i DIP have bidraget til at dæmpe omfanget af eutrofieringsrelaterede effekter i fjorden

Næringsstofbegrænsning

En anden måde at vurdere næringsstofpåvirkningen af et vandområde er ved at se på næringsstofbegrænsning. Ved at analysere næringsstofbegrænsningen kan man få en forståelse af, i hvilket omfang kvælstof (N) og fosfor (P) begrænser produktionen af fytoplankton, eller om det er andre processer, som fx lysbegrænsning eller græsning (filtrerende dyr, som spiser mikroalgerne). Næringsstofbegrænsning i vandfasen kan beskrives ved hjælp af biologisk baserede væksthfunktioner. Tilgangen tager udgangspunkt i sammenhængen mellem næringsstofkoncentrationer og fytoplanktonets væksthastighed, som ofte beskrives ved Monod-kinetik (Monod 1949). Ud fra koncentrationer af opløst uorganisk kvælstof (DIN) og opløst uorganisk fosfor (DIP) kan der beregnes indikatorer for henholdsvis N- og P-begrænsning. I nogle tilfælde kan totalfosfor (TP) være en bedre indikator for biologisk tilgængeligt fosfor end uorganisk opløst fosfor (DIP) og dermed for næringsstofbegrænsning (Ptacnik m.fl. 2010, Bergström 2010), men oftest anvendes DIP. Beregningerne baseres på litteraturværdier for halvmætningskonstanter for næringsstofoptagelse (Fisher m.fl. 1988, Tyrrell 1999, Fu m.fl. 2005, Lewis & Wurtsbaugh 2008) samt

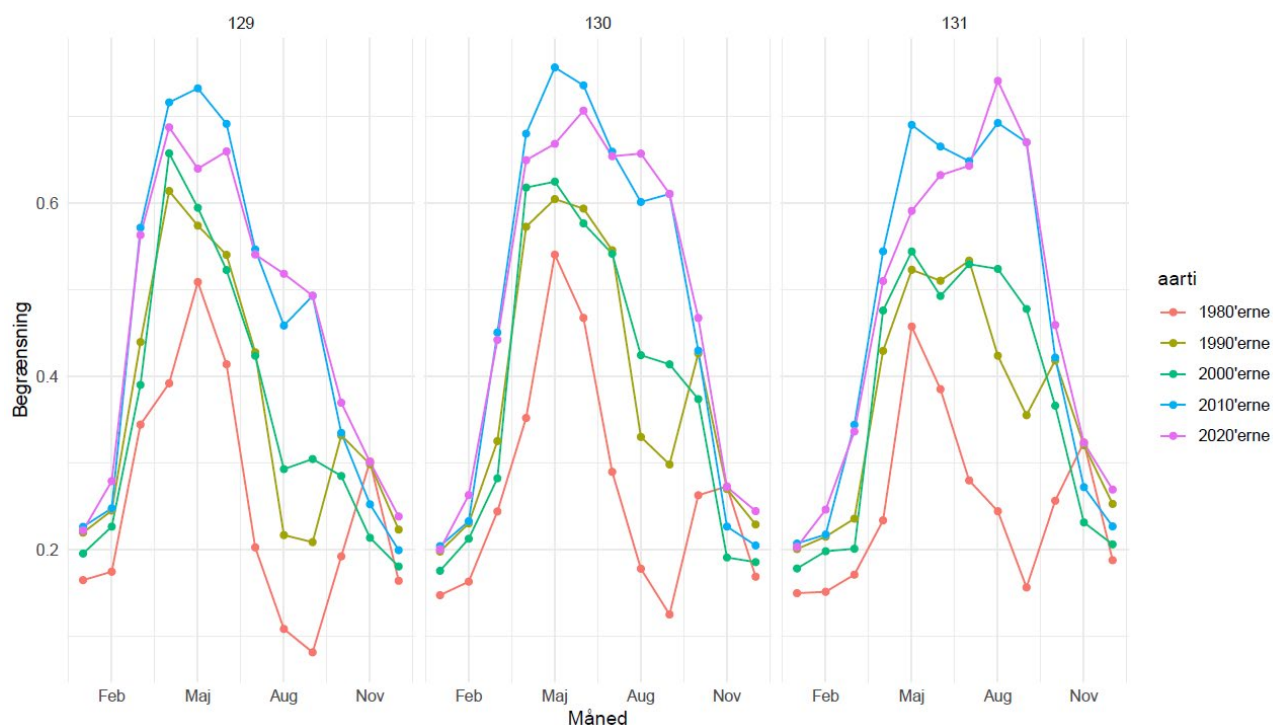
Redfield-ratio, og resultaterne udtrykkes som et mål for graden af næringsstofbegrænsning, som svarer til den omvendte vækstrate gående fra 0 til 1. Høje værdier tæt på et, indikerer stærk begrænsning af fytoplanktonproduktionen og næsten ingen tilgængelige næringsstoffer, mens lave værdier afspejler næringsstofrige forhold med lav eller ingen næringsstofbegrænsning. I figur 3.19 er den målte gennemsnitlige klorofylkoncentration (proxy for biomassen) i Nissum Fjord plottet som boksplot, inddelt i fem kategorier af næringsstofbegrænsning (både N og P) for at illustrere, hvornår næringsstofbegrænsningen begrænser biomassen af fytoplankton. Ikke overraskende viser figuren, at koncentrationen af klorofyl aftager, når vækstbegrænsningen stiger.



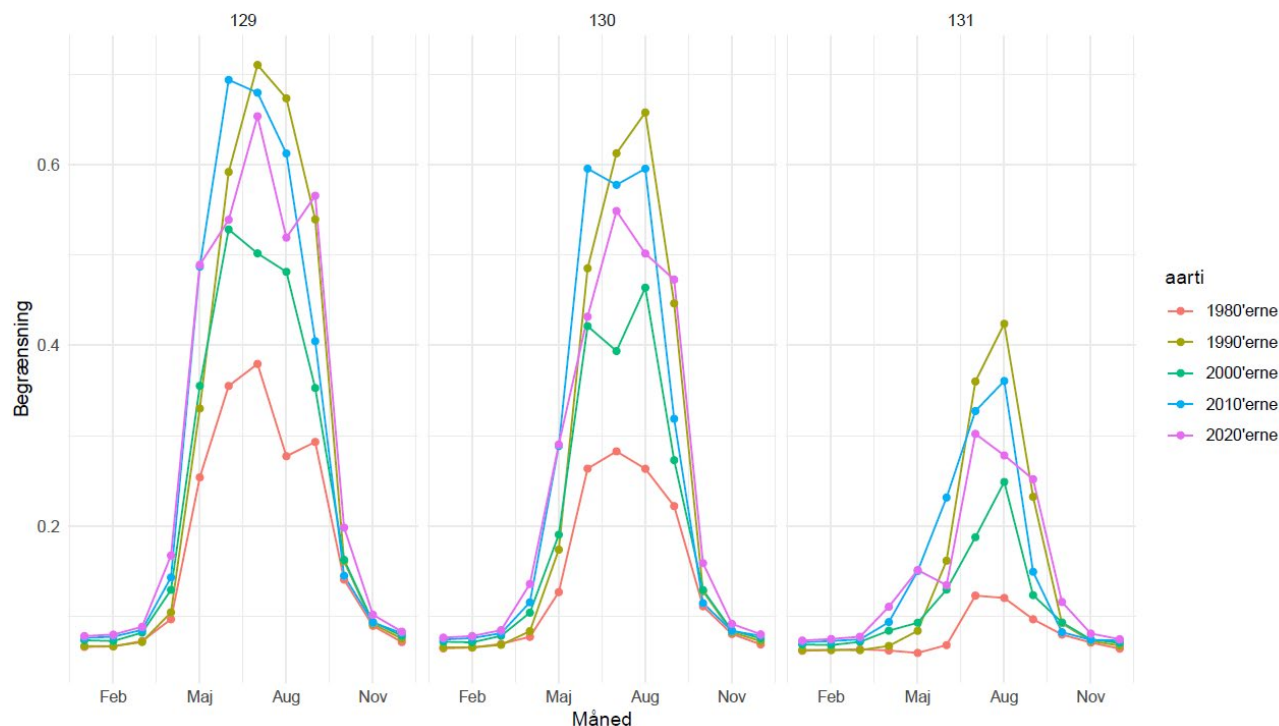
Figur 3.19. Boksplot med gennemsnitlig klorofylkoncentration som funktion af antallet af dage pr år med næringsstofbegrænsning (både P og N) i Nissum Fjord.

Figur 3.20 og 3.21 viser udviklingen i den gennemsnitlige næringsstofbegrænsning for hver måned i året angivet for hvert af de fem årtier siden 1980'erne. Figur 3.20 viser fosforbegrænsningen på en skala fra 0 til 1, mens figur 3.21 på tilsvarende vis angiver kvælstofbegrænsningen. Det fremgår af figurerne, at der er blevet markant mere næringsstofbegrænsning med både fosfor og kvælstof siden 1980'erne, dog mest konsistent for fosfor. Kvælstofbegrænsningen ser ud til at toppe allerede i 1990'erne, men kvælstofbegrænsning skal altid tolkes i sammenhæng med fosforbegrænsning. Begge begrænsningsplot er karakteriseret ved, at der kun er ubetydelig næringsstofbegrænsning om vinteren (dec-feb), da tilførslen af næringsstoffer typisk er højest i den periode samtidig med, at der er meget lidt dagslys, hvilket er den væsentligste begrænsende faktor om vinteren. Når dagslængden for alvor begynder at tage til i løbet af marts måned, stiger omsætningen af de lettilgængelige næringsstoffer, og i de fleste fjorde vil fosforbegrænsningen indtræde i de tidlige forårmåneder. Kvælstofbegrænsningen indtræder typisk lidt senere på året, da den tilgængelige kvælstofpulje i de ferskvandspåvirkede fjorde ofte er meget høj i slutningen af vinteren. I løbet af sommeren er ses der typisk begrænsning af væksten fra begge næringsstoffer, men effekten af fosforbegrænsning aftager som regel hurtigere end kvælstofbegrænsningen, da den supplerende

fjernelse af kvælstof i form af denitrifikation er mest effektiv, når vandtemperaturen er høj samtidig med, at lavt iltindhold i sedimentet kan give fosforfrigivelse fra bunden.

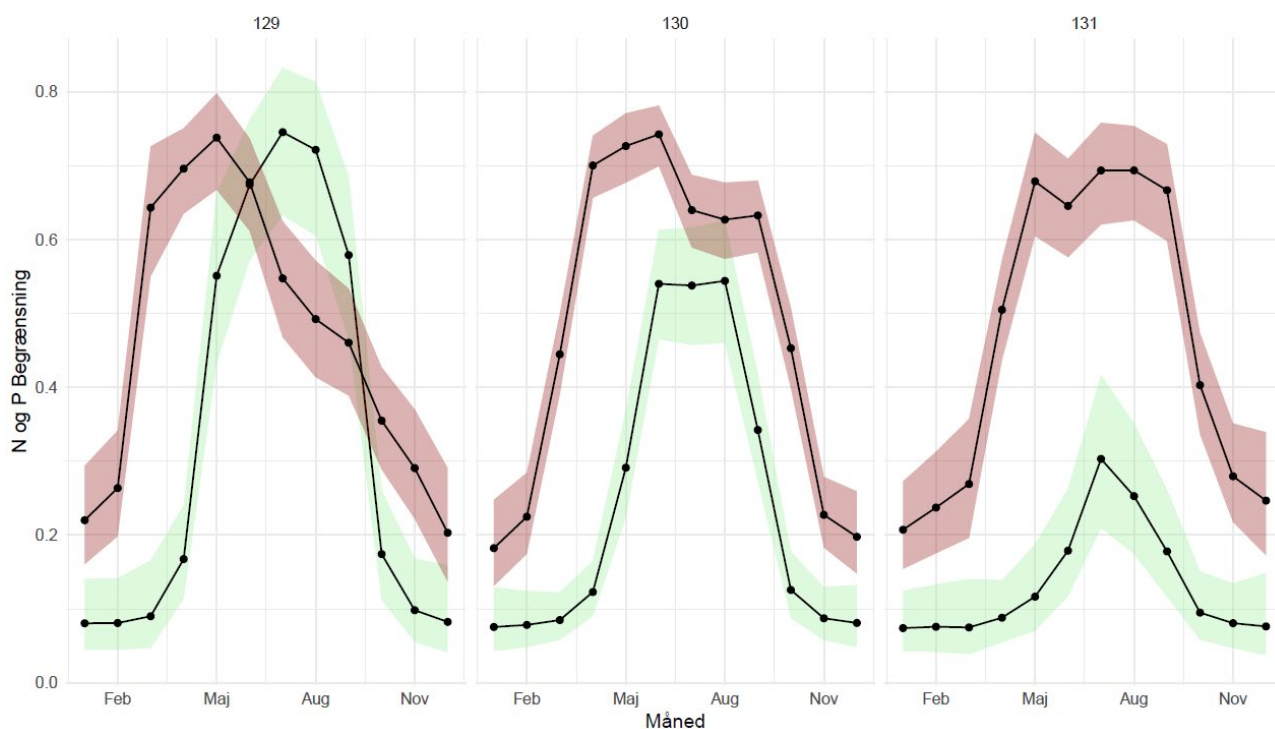


Figur 3.20. Udviklingen i fosforbegrænsning i hvert årti siden 1980'erne i Yderfjord (129), Mellemfjord (130) og Felsted Kog (131).



Figur 3.21. Udviklingen i kvælstofbegrænsning i hvert årti siden 1980'erne i Yderfjord (129), Mellemfjord (130) og Felsted Kog (131).

Figur 3.22 viser, hvordan næringsstoffbegrænsning ændrer sig i løbet af året baseret på data fra perioden 2010-2015. Yderfjord (129) minder mest om den typiske sæsonvariation for en dansk fjord, hvor fosforbegrænsning dominerer om foråret, mens kvælstof bliver det mest begrænsende næringsstof i den sidste halvdel af sommeren. Efterhånden som man bevæger sig ind mod Felsted Kog og Storå bliver vandområderne i højere grad fosforbegrænsede end kvælstofbegrænsede. Denne forskel skal dog tolkes varsomt, da den relative begrænsning blandt andet afhænger af de anvendte halvmætningskonstanter, og fordi fosfor dels kan lagres i fytoplanktonceller i langt højere grad end kvælstof og dels hurtigt kan frigives fra partikler de er kemisk bundet til. Figuren giver derfor primært information om, hvilket næringsstof der er mest begrænsende under de givne forhold, snarere end den præcise relative betydning af kvælstof- og fosforbegrænsning. Det betyder derfor heller ikke, at ændringer i tilførslen af kvælstof ikke påvirker fytoplankton produktionen i Felsted Kog, men effekten af ændringer i tilførslen af fosfor er forventeligt betydeligt større. Tilsvarende gælder, at ændringer af tilførslen af fosfor i sensommeren i Yderfjord også har en effekt på fytoplanktonproduktionen, effekten af ændringer i det mest begrænsende næringsstof, som er kvælstof, er blot markant større. Det giver derfor god mening at både reducere tilførslen af kvælstof og fosfor for at opnå en yderligere reduktion af mængden af fytoplankton i de tre vandområder i Nissum Fjord.



Figur 3.22. Årstidsvariationen i næringsstoffbegrænsningen i Yderfjord (129), Mellemfjord (130) og Felsted Kog (131). Når begrænsningen er 1 er der ingen lettilgængelige næringsstoffer i vandfasen, når den er 0 er der ingen næringsstoffbegrænsning. Den røde kurve viser fosforbegrænsningen med 95 % konfidensinterval og den grønne kurve viser kvælstofbegrænsningen med 95 % konfidensinterval. Den sorte linje viser gennemsnittet for perioden 2010 til 2025.

3.3.3 Ilt

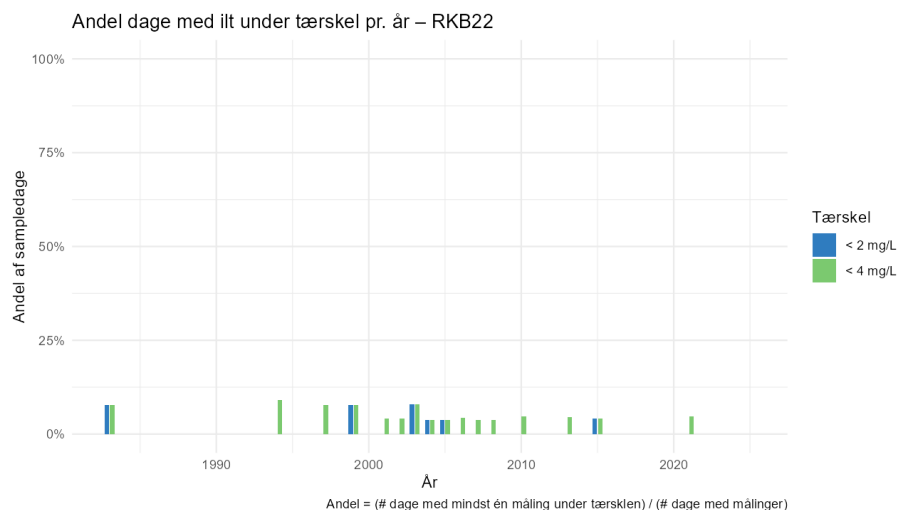
Ilt anvendes som understøttende kvalitetselement for de biologiske kvalitetselementer rodfæstede bundplanter, fytoplankton (klorofyl) og bundfauna (DKI). Lave iltkoncentrationer påvirker alle disse kvalitetselementer negativt. Ved iltsvind kan bundplanter og bundfauna

blive stressede eller i værste fald dø, mens frigivelse af næringsstoffer fra sedimentet under iltfattige forhold kan stimulere væksten af fytoplankton og dermed øge klorofylkoncentrationen.

I SGAVs retningslinjer for udarbejdelse af vandområdeplanerne er anvendelse af iltindikatoren beskrevet i *Miljøministeriet (2023)*. Her fremgår det at: Iltforholdene vurderes ved hjælp af en iltsvindsfrekvens, som angiver den procentdel af tiden, hvor iltkoncentrationen i bundvandet er under en given tærskelværdi. For at understøtte god økologisk tilstand må moderat iltsvind (under 4 mg O₂ l⁻¹) højst forekomme i 50 % af tiden i den måned, hvor iltforholdene er dårligst. Tilsvarende må kraftigt iltsvind (under 2 mg O₂ l⁻¹) højst forekomme i 10 % af tiden. Vurderingen baseres på gennemsnittet af en seksårig tilstands periode. Begge kriterier skal være opfyldt, for at iltforholdene kan anses for at understøtte god økologisk tilstand. Hvis blot én af tærskelværdierne overskrides, vurderes det fysisk-kemiske kvalitetselement ilt ikke at understøtte god tilstand for det pågældende biologiske kvalitetselement.

Iltkoncentrationen er en vigtig parameter i vurderingen af den økologiske tilstand i et vandområde, da en lav iltkoncentration kan have store økologiske effekter (*Vaquero & Duarte m.fl. 2008*). I Nissum Fjord er andelen af overvågningsdage, hvor der er registreret iltsvind (< 4 mg/l), opgjort for Yderfjord og Mellemfjord. Det er i Mellemfjord, der er registreret flest iltsvindhændelser – dog altid under 10 % af observationerne, hvilket svarer til 1-2 observationer i de år, hvor der er registreret iltsvind (*figur 3.23*). Der er registreret flest iltsvindshændelser i perioden 1998-2008, hvor der er var en relativ høj frekvens af lagdeling i syv ud af elleve år i Mellemfjord. Det skal dog under streges, at der ikke er et generelt problem med iltsvind i Nissum Fjord, da iltsvind i Nissum Fjord er sporadisk og kortvarigt og derfor ikke har en væsentlig effekt på miljøtilstanden i fjorden. Dette skyldes at hele fjordsystemer er så lavvandet og derfor ofte omrøres af vinden helt til bunden.

Figur 3.23. Optælling af, hvor stor en procentdel af iltmålinger ved bunden (dybde>2 meter) hvor der er målt iltkoncentrationer under hhv. 2 mg/l (kraftigt iltsvind) og 4 mg/l (moderat iltsvind).



3.4 Samlede tilstandsvurdering

Nissum Fjord har gennem de seneste 40 år gennemgået en betydelig forbedring af miljøtilstanden som følge af reduceret tilførsel af næringsstoffer fra oplandet. Kvælstof- og fosforkoncentrationerne i fjorden er faldet markant siden 1980'erne, og udviklingen afspejles i en tilsvarende reduktion af fytoplanktonbiomassen og sommerkoncentrationen af klorofyl. Samtidig er

vandets klarhed blevet væsentligt forbedret i alle tre vandområder. Disse udviklinger viser samlet set, at fjorden har reageret positivt på de gennemførte reduktioner af næringsstofbelastningen. For de biologiske kvalitetselementer, som er centrale i vandområdeplanerne, kan det opsummeres at:

De rodfæstede planter har opnået en større dybdeudbredelse siden 1980'erne, hvilket stemmer overens med de forbedrede lysforhold. Til gengæld er der ikke observeret en tilsvarende fremgang i planternes dækningsgrad eller samlede arealudbredelse. Historiske flyfotos og nyere kortlægninger viser, at undervandsvegetationen fortsat dækker langt mindre af fjorden end tidligere. Resultaterne tyder derfor på, at fjorden endnu ikke har genetableret den vegetationsdominerede tilstand, som prægede store dele af systemet før eutrofieringen. Udviklingen i vandets klarhed, tyder dog på at fjorden måske er på tærsklen til et skifte i vegetationsdække. Det beregnede indsatsbehov for kvælstof med en 25 procents reduktion vil antagelig over tid kunne bringe fjordens økosystem over i tilstand domineret af rodfæstede planter. Det vil give et økosystem som er mere robust over for fremtidige klimaændringer som varmere vand.

Fytoplanktonbiomassen er det kvalitetselement, som har reageret kraftigst og hurtigst på aflastning af fjorden. Der har tidligere været kraftige algeopblomstringer i fjorden på et niveau man vil betegne som hypereutroft (ekstrem næringsstofpåvirket), dette inkludere også opblomstringer af blågrønalger – dog ikke kvælstoffikserende eller giftige i betydelige mængder. Nu ligger niveauet på mere moderat eutroft og i længere perioder af vækstsæsonen er fytoplanktonvæksten næringsstofbegrænset.

Bundfaunaen viser ligeledes tegn på forbedrede miljøforhold, men også på virkning fra andre faktorer end næringsstoffer. AMBI-indekset peger på reduceret organisk belastning siden slutningen af 1990'erne, mens DKI gennem hele overvågningsperioden har ligget omkring grænsen mellem god og moderat tilstand. Samtidig er artsrigdom og Shannon-diversitet faldet i dele af fjorden, hvilket sandsynligvis hænger sammen med den gradvist faldende salinitet. Bundfaunasamfundet bærer derfor præg af både forbedrede eutrofieringsforhold og ændrede fysiske rammebetingelser. Der er ikke evidens for, at iltsvind har været en væsentlig styrende faktor for udviklingen.

De økologiske konsekvenser af den begrænsede undervandsvegetation rækker ud over planteindikatorerne. Fjordens historisk store bestande af planteædende vandfugle er reduceret markant i forhold til niveauet i 1960'erne, 1970'erne og begyndelsen af 1980'erne. Flere af de arter, som tidligere udnyttede store bestande af ålegræs, havgræsser og vandaks som fødegrundlag, forekommer nu i væsentligt lavere antal. Dette hænger godt sammen med det observerede skifte fra vegetationsdominerede økosystem til uklart pelagisk dominerede økosystem.

Samlet set peger overvågningsdataene på, at eutrofieringspresset i Nisum Fjord er væsentligt reduceret i forhold til situationen i 1980'erne. Fjorden er blevet klarere, næringsstofniveauerne er lavere, fytoplanktonbiomassen er reduceret, og flere indikatorer viser tegn på forbedring. Omvendt er der endnu ikke sket en fuld genopretning af de bentiske plantesamfund, og flere centrale økosystemfunktioner knyttet til undervandsvegetation, bunddyr og fugle synes fortsat kun delvist genoprettet.

På den baggrund vurderes Nisum Fjord at befinde sig i en overgangsfase mellem den historisk stærkt eutrofierede tilstand og en mere robust vegetationsdomineret tilstand. Resultaterne understøtter vurderingerne af, at fjorden fortsat befinder sig i næringsstofpåvirkede uklar eller delvist uklar stabil tilstand. Yderligere reduktioner i næringsstofbelastningen svarende til ca. 25 % af kvælstoftilførslen, evt. kombineret med en mere dynamisk slusepraksis, forventes derfor fortsat at kunne forbedre den økologiske tilstand.

4 Miljøfarlige forurenende stoffer.

De miljøfarlige stoffer er ikke en central del af Kystvandrådets arbejde, men grundet fund er særligt høje koncentrationer af PFAS ved Thorsminde og på strandene i fjorden, som bl.a. har gjort at det frarådes at spise kød fra dyr der har græsset på strandene (Nielsen 2023, Fjordland 2026). Derfor er det blevet prioriteret, at tilføje et kapitel om overvågning, tilstand og mulige kilder til MFS.

Den seneste tilstandsvurdering fra Miljøstyrelsen viser, at alle tre områder i Nissum Fjord - Nissum Fjord, ydre, Nissum Fjord, mellem og Nissum Fjord, Felsted Kog - er klassificeret som værende i ikke-god kemisk tilstand (figur 4.1). For begge vandområder er målsætningen at opnå god kemisk tilstand, hvilket indebærer, at koncentrationerne af miljøfarlige stoffer skal ligge under de fastsatte miljø-kvalitetskriterier (MKK) for fisk, muslinger og sediment.

Figur 4.1. Tilstandsvurdering for kemisk tilstand. Farve-kategorierne henviser til tilstandsklassifikationen i vandrammedirektivet. Miljømålet for alle vandområder i Nissum Fjord er god kemisk tilstand (blå). Kortet er hentet fra MiljøGIS.



4.1.1 Stoffer og stofgrupper, der er årsag til manglende opfyldelse af god kemisk tilstand i Nisum Fjord.

Et overblik over de vandområdespecifikke stoffer der forhindrer opnåelsen af god kemisk tilstand samt de fastsatte miljøkvalitetskriterier (MKK), findes i figur 4.2.

Område	Kode	Stof/sumgruppe	Year	Matrix	Grundlag	MKK	Resultat	Enhed*
Nisum Fjord, ydre	DKCOAST129	Benz(a)pyren	2016	Sediment	EU-prioriteret	0.01	0.02	mg/kg TS
Nisum Fjord, ydre	DKCOAST129	Nikkel	2016	Sediment	EU-prioriteret	9.1	13	mg/kg TS
Nisum Fjord, ydre	DKCOAST129	Chrom	2016	Sediment	Nationalt specifikt	16.5	17	mg/kg TS
Nisum Fjord, ydre	DKCOAST129	Methylnaphthalener, sum	2016	Sediment	Nationalt specifikt	0.005	0.027	mg/kg TS
Nisum Fjord, mellem	DKCOAST130	Benz(a)pyren	2014	Sediment	EU-prioriteret	0.01	0.0525	mg/kg TS
Nisum Fjord, mellem	DKCOAST130	Nikkel	2014	Sediment	EU-prioriteret	9.1	30.8	mg/kg TS
Nisum Fjord, mellem	DKCOAST130	Chrom	2014	Sediment	Nationalt specifikt	16.5	42.2	mg/kg TS
Nisum Fjord, Felsted Kog	DKCOAST131	BDE, sum	2018	Biota-Fisk	EU-prioriteret	0.0085	0.013	µg/kg VV
Nisum Fjord, Felsted Kog	DKCOAST131	PCB, sum	2018	Biota-Fisk	Nationalt specifikt	0.16	0.5	µg/kg VV

Figur 4.2. Tabellen er baseret på data fra Miljøstyrelsens tilstandsvurdering i forbindelse med genbesøget af vandområdeplanerne 2021–2027 (Data er hentet fra "[Vandområdeplanerne 2021-2027 efter genbesøget](#)" d.26. juni 2026). *: Koncentrationer er angivet på vådvægtsbasis (µg/kg VV) for biota eller tørstofbasis (mg/kg TS) for sediment.

Tabellen indeholder stoffer og stofgrupper, der er årsag til manglende opfyldelse af god kemisk tilstand i Nisum Fjord. Dette omfatter både prioriterede stoffer opført på EU's liste i henhold til Vandrammedirektivet samt nationalt specifikke forurenende stoffer.

Nikkel og Chrom er metaller. Metaller forekommer naturligt i geologisk materiale og frigives ved nedbrydningsprocesser, men menneskelige aktiviteter, som industri, landbrug og affaldsforbrænding, har medført øget spredning via både diffus forurening og punktkilder. Nogle er udelukkende toksiske (arsen, bly, cadmium, kviksølv), mens andre er essentielle mikronæringsstoffer ved lave koncentrationer men skadelige ved højere (nikkel, kobber, zink). Ved forhøjede niveauer er alle tungmetaller skadelige for organismer i vandmiljøet (Lassen, P. m.fl., 2024). I det marine miljø måles metaller i muslinger og sediment. Krom anvendes bredt i industrien - bl.a. i overfladebehandling, garvning, maling og lak, korrosionsinhibitorer, fugemasse og som katalysator (Christensen m.fl., 2003) og kan i forhøjede koncentrationer være toksisk for akvatiske organismer (Miljøstyrelsen, 2023). Nikkel er essentielle mikro-næringsstof, i industrien anvendes primært i rustfrit stål, samt i den kemiske industri til fornikling, legeringer, katalysatorer og indgår desuden i pigmenter (Christensen m.fl., 2003).

BDE'er (Bromerede flammehæmmere) - stoffer der tilsættes plast, skum, tekstiler m.m. for at hæmme brand. De er mistænkt for at være kræftfremkaldende, skadelige for reproduktionen, skadelige for nervesystemet, persistente, bioakkumulerbare og toksiske (PBT) og/eller hormonforstyrrende (Miljøstyrelsen, n.d.-b).

Benzo(a)pyrene og methylnaphthalener tilhører stofgruppen - aromatisk kulbrinte, eller polycykliske aromatiske hydrocarboner (PAH'er). Nogle af disse stoffer kan være miljø- og sundhedsskadelige, og kræftfremkaldende. Den vigtigste kilde til PAH-tilførsel til vandmiljøet er afbrænding af organisk materiale, herunder fossile brændsler (Kjølholt m.fl., 2007).

PCB (polychlorede biphenyler) er industrielt fremstillede, stabile organiske forbindelser, der tidligere blev anvendt i elektrisk udstyr, hydrauliske væsker, smøremidler, fugemasse og byggematerialer. Al anvendelse blev forbudt i EU i 1980'erne. PCB er persistente, bioakkumulerbare og toksiske (PBT-stoffer) med kemisk struktur og toksisk virkning beslægtet med dioxiner (Miljøstyrelsen, *n.d.-a*, 2024).

Udover de stoffer, der indgår i Tabel 1, findes der flere målinger af MFS fra Nissum Fjord. I Bilag 1 gives et overblik over MFS-data for stationer i Nissum Fjord hentet fra MiljøGIS, Vandområdeplanerne 2021-2027 efter genbesøget. Disse MFS-data dækker op til år 2022, mens nyere målinger endnu ikke er indgået i den kemiske tilstandsvurdering på MiljøGIS. Nogle af de nyere data findes i Bilag 2, som indeholder 9 tabeller med tilgængelige MFS-data - et overblik over MFS-data fra de seneste undersøgelser i sediment og biota (fisk) fra stationer i Nissum Fjord. Data er hentet fra Danmarks Miljøportal (Kemidata).

4.1.2 PFAS-forurening i Nissum Fjord-området.

I de senere år har overvågning langs den danske vestkyst påvist forhøjede niveauer af per- og polyfluoralkylstoffer (PFAS) i kystmiljøet omkring Nissum Fjord. PFAS er en gruppe på over 10.000 forskellige kemiske organiske stoffer med organisk fluor på kulstofkæderne, hvis kemiske sammensætning giver dem unikke fysiske-kemiske egenskaber, der gør dem olie-, vand- og smudsafvisende samt modstandsdygtige over for høje temperaturer og aggressive kemikalier. PFAS anvendes bredt – bl.a. i brandslukningsskum, slip let-belægnings, papemballage, kosmetik, tekstiler, maling, pesticider og lægemidler samt i fluorplast og industrielle processer (Lassen, P. m.fl., 2024). Kilderne til PFAS i miljøet er derfor mange – ud over spildevand og markafstrømning ses også hotspots som brandøvelsespladser og forurenede industrigrunde, og i kystnære områder vurderes opkoncentrering i havskum, der blæser ind over land, i dag som en mulig kilde (NIRAS, 2022). PFAS er persistente, bioakkumulerbare og toksiske (PBT). Til forskel fra de fleste PBT-stoffer er de ikke lipofile (fedtelskende) og akkumuleres derfor i indre organer som leveren frem for i fedtvæv, ligesom de er mere mobile og lettere transporteres til fx grundvand (Lassen, P. m.fl., 2024). En undersøgelse udført i foråret 2022 for Lemvig Kommune, Naturstyrelsen m.fl. fandt tegn på spredning af PFAS fra havvand til jord, grundvand, overfladevand og græs i kystnære arealer, idet koncentrationerne i bl.a. grundvand og overfladevand aftog med afstanden til kysten. På Harboøre Tange er der målt højt PFAS-indhold i kød fra kreaturer, der har græsset på strandengene, samt i vildt fra Harboøre og Agger Tange. I efteråret 2022 blev de højeste værdier i både vand- og græsprøver målt langs den midtjyske vestkyst i en landsdækkende screeningsundersøgelse udført for Naturstyrelsen og rapporteret af NIRAS. De påviste niveauer af PFAS var op til 17 µg/kg vv (vådvægt) i græsprøverne og op til 1.600 ng/l i vandprøverne (overfladevand) – i begge tilfælde med de højeste forekomster langs vestkysten i Midtjylland, og begge maksimumværdier stammer fra en station i området tæt på Nissum Fjord. Begge prøvetyper – vandprøver og græsprøver indhentet i flere områder tæt på Nissum Fjord – viser overskridelser af Fødevarestyrelsens indikatorværdier for 22 PFAS-stoffer (Naturstyrelsen & NIRAS, 2023). PFAS er overfladeaktive stoffer, der ophobes i grænsefladen mellem luft og vand, og de kan derfor opkoncentreres i havskum med en faktor på 10.000-100.000 i forhold til det underliggende havvand. På baggrund af undersøgelserne i Lemvig Kommune i 2022, er der opstillet en foreløbig konceptuel model, hvorefter PFAS-holdigt skum og aerosoler under vestenstørme transporteres ind over land, hvor de forurener jord,

overfladevand og grundvand i kystnære områder (*NIRAS, 2022*). Undersøgelser ledet af Region Midtjylland og Lemvig Kommune indikerer, at forureningen stammer fra havet selv snarere end fra en enkelt lokal punktkilde. Trods undersøgelser ved flere mulige kilder – to gamle lossepladser i Knopper Enge, Høfde 42, Cheminovas gamle fabriksgrund og en brandstation i Thyborøn samt FMC Rønlands (tidl. Cheminova) spildevandsudledning til Vesterhavet – peger ingen af resultaterne på en lokal, enkeltstående kilde til den udbredte PFAS-forurening på Harboøre Tange (*Region Midtjylland, 2022*).

5 Opsummering og anbefalinger

Opsummering

Nissum Fjord har gennem de seneste 40 år gennemgået en betydelig forbedring af miljøtilstanden som følge af reduceret tilførsel af næringsstoffer fra oplandet. Næringsstofkoncentrationerne, klorofylniveauet og den organiske belastning af bundfaunaen er faldet markant, mens vandets klarhed og planternes dybdeudbredelse er forbedret. Flere indikatorer viser derfor, at fjorden har reageret positivt på de gennemførte reduktioner i næringsstofftilførslen.

Samtidig viser rapporten, at fjorden endnu ikke har genetableret den omfattende undervandsvegetation, som tidligere dækkede store dele af de lavvandede områder. Den begrænsede vegetationsudbredelse betyder, at flere af de økosystemfunktioner, som er knyttet til rodfæstede planter, fortsat kun er delvist genoprettet. Dette gælder blandt andet stabilisering af sedimentet, gode levesteder for småfisk og epifauna samt fødegrundlaget for en række planteædende vandfugle.

Resultaterne peger på, at Nissum Fjord fortsat befinder sig i en uklar eller delvist uklar stabil tilstand, men at lysforholdene flere steder nærmer sig et niveau, hvor en mere omfattende genetablering af undervandsvegetation igen kan blive mulig. Samtidig viser analyserne, at udviklingen i fjorden ikke alene styres af næringsstofbelastningen. Den gradvist faldende salinitet har allerede påvirket bundfaunasamfundet og vegetationssammensætningen, og fremtidige ændringer i ferskvandsafstrømning og slusedrift forventes at få stor betydning for fjordens økologi.

Klimaforandringer forventes at blive en stadig vigtigere drivkraft

Klimafremskrivninger for Danmark peger på øget vinteredbør og øget ferskvandsafstrømning fra oplandene – især i Vestdanmark. For Nissum Fjord vil dette sandsynligvis medføre et fortsat fald i saliniteten, hvis den nuværende slusepraksis opretholdes. Rapportens analyser viser allerede en stærk sammenhæng mellem ferskvandsafstrømning og salinitet, hvilket gør det sandsynligt, at klimaforandringer fremover vil påvirke fjorden.

En fortsat udvikling mod en mindre salt fjord kan få betydelige konsekvenser for artssammensætningen blandt bunddyr, fisk og undervandsplanter. Samtidig kan mulighederne for etablering af marine arter som ålegræs og sandmusling reduceres, mens fersk- og brakvandsarter forventes at få større betydning.

Anbefalinger:

- Gennemføre de planlagte reduktioner af næringsstofftilførslen

Den vigtigste forudsætning for yderligere forbedringer af miljøtilstanden er fortsatte reduktioner af kvælstof- og fosfortilførslen fra oplandet. Der er dokumenteret en tæt kobling mellem næringsstofftilførsel, klorofylkoncentration, vandets klarhed og flere biologiske indikatorer i fjorden. Yderligere reduktioner forventes derfor fortsat at kunne forbedre lysforholdene og øge sandsynligheden for genetablering af undervandsvegetation i de lavvandede

områder. Der er et vist spillerum i forhold til at kombinere fosfor og kvælstof-reduktioner, da fjorden både er fosfor og kvælstoffølsom. Der er stor variation i følsomheden ud igennem fjorden, så det anbefales ikke at satse ensidigt på et enkelt næringsstof.

- Opmærksomhed på slusedriften som et økologisk virkemiddel

Resultater peger på, at en mere aktiv og adaptiv slusedrift potentielt kan anvendes til at modvirke den forventede "afsaltning" af fjorden som følge af klimaforandringer. Samtidig kan slusedriften bruges til at understøtte salinitetsforhold, som gavner den eksisterende undervandsvegetation, bundfauna og fisk, bl.a. ved at modvirke meget kraftige ændringer i saliniteten. Der er tegn på at der i perioder med høj salinitet, har været så høj tæthed af sandmusling i fjorden, at det kan have forbedret vandkvaliteten markant. Men da tilstanden i fjorden er i bedring, også uden sandmusling, og da muslingen er på kanten af sin salinitetsgrænse, vil omkostningerne ved et ensidigt fokus på en salinitet, der passer sandmuslingen, formentlig være for store i fh.t. til øvrige hensyn som slusedriften skal tage hensyn til. Øget vandudveksling med Vesterhavet vil også øge eksporten af næringsstoffer fra fjorden.

Eventuelle ændringer i slusepraksis bør generelt vurderes samlet i forhold til naturhensyn, fiskepassage, havnesikkerhed, sedimenttransport, vandstand og klimarelaterede oversvømmelsesrisici.

- Uddigning som virkemiddel til at modgå større klimavariation

Fremtidens Nissum Fjord forventes i højere grad at blive direkte påvirket af øget ferskvandsafstrømning og længerevarende varme- og tørkeperioder. Der er også forventninger om flere stormfloder og stigende havniveau, der vil påvirke slusens drift og dermed muligheder for vandudskiftning med Vesterhavet. Disse ændringer kan forstærke udsving i salinitet, vandstand, næringsstofbelastning og opholdstid og dermed påvirke fjordens økologiske tilstand negativt. En uddigning af udvalgte områder i fjorden kan bidrage til at øge fjordens vandvolumen og areal og dermed reducere følsomheden over for klimabetingede udsving. Samtidig kan uddigning skabe nye lavvandede områder, øer og strandenge i takt med at de eksisterende naturtyper forsvinder. Modsat, hvis man fastholder fjordens nuværende areal og vandstand, så må man forvente at fjorden mister de levesteder og arter, der er knyttet til de mere salte dele af fjorden – eller hvis man fastholder arealet, men lader vandstanden stige (beholder diger), så vil man miste de levesteder og arter, som er tilknyttet øer, strandenge og lavvandede dele af fjorden

- Fasthold overvågningsprogrammet for fjorden

Det er afgørende for dokumentationen af fjordens tilstand, at både den marine overvågning og fugletællingerne i fjorden fortsætter.

Selvom der er et omfattende datasæt fra fyrre års marin overvågning og tres års fugletællinger i fjorden, er der en del huller i flere af tidsserierne i de sidste femten år – især for flere af de biologiske parametre. Den tidslige udvikling kan måske klares med årlige målinger i Mellemfjord, da udviklingen i de tre bassiner er forholdsvis ens. De tre bassiner er dog så forskellige at der med jævne mellemrum bør laves målinger i hele fjorden – fx hvert tredje år. Ynglefuglene overvåges ikke årligt længere og for trækfuglene er den tidslige opløsning på data forringet. De fleste tidsserier bygger på oktober-tællingen,

men ændrede trækmønstre betyder, at nogle arter i stigende grad opholder sig i området uden for de perioder, der dækkes af den nuværende overvågning.

Afsluttende kommentar

Nissum Fjord fremstår i dag som et økosystem i bedring efter årtiers forurening med næringsstoffer. De historiske reduktioner i næringsstofbelastningen har forbedret mange dele af økosystemet, men der er afgørende at de planlagte reduktioner af næringsstoftilførsler gennemføres. Klimaændringer og faldende salinitet bliver med stor sandsynlighed vigtige faktorer for fjordens videre udvikling, og det er derfor vigtigt at fjordens økosystem kommer over i en robust tilstand domineret af bundplanter. De kommende årtier vil i høj grad handle om at fastholde gevinsterne fra vandmiljøindsatsen og gennemføre de nye reduktioner samtidig med, at fjorden tilpasses et vådere og mere klimavariabelt fremtidigt miljø.

6 Referencer

- Andersen, H. E. & Heckrath, G. (redaktører). 2020. Fosforkortlægning af dyrkningsjord og vandområder i Danmark. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 338 s. - Videnskabelig rapport nr. 397. <http://dce2.au.dk/pub/SR397.pdf>
- Andersen, P. & P. Seebach 1998. Plante- og dyreplankton i Nissum Fjord. Rapport til Ringkjøbing Amt udarbejdet af Bio/consult
- Balsby, T.J.S., Clausen, P., Krause-Jensen, D., Carstensen, J. & Madsen, J. 2017. Long-term patterns of eelgrass (*Zostera marina*) occurrence and associated herbivorous waterbirds in a Danish coastal inlet. – *Frontiers in Marine Science*
- Bergström AK. 2010 The use of TN:TP and DIN:TP ratios as indicators for phytoplankton nutrient limitation in oligotrophic lakes affected by N deposition *Aquat. Sci.* (2010) 72:277–281
- Borja, A., Franco, J. & Pérez, V. (2000). A Marine Biotic Index to Establish the Ecological Quality of Soft-Bottom Benthos Within European Estuarine and Coastal Environments. *Marine Pollution Bulletin*, 40(12), 1100-1114 e 3: 285.
- Borum, J., Sand-Jensen, K., Binzer, T. et al. (2004). Ecosystem effects of reduced light availability in Danish coastal waters. *Estuaries*, 27, 419-432
- Bøgestrand, J., Kronvang, B., Windolf, J., & Kjeldgaard, A. (2014). Baggrundsbelastning med total N og nitrat-N. DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgifter/Notater_2014/Baggrundsbelastning_med_total_N_opdatering.pdf
- Carstensen, J., Krause-Jensen, D. & Josefson, A. (2014). Development and testing of tools for intercalibration of phytoplankton, macrovegetation and benthic fauna in Danish coastal areas. Aarhus Universitet, DCE Scientific Report No. 93, 85 pp
- Christensen, G., Adeler, O. F., & Linde, J. J. (2003). Industriernes spildevandsudledning i byernes økologiske kredsløb. Series: Økologisk byfornyelse og spildevandsrensning Nr. 43.
- Christensen, J.P.A., Shetty, N., Andersen, N.R., Damgaard, C. & Timmermann, K. 2021. Modelling light conditions in Danish coastal waters using a Bayesian modelling approach. Model documentation. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 48 pp. Scientific Report No. 422 <http://dce2.au.dk/pub/SR422.pdf>
- Christensen, J.P.A., Timmermann, K., Erichsen, A. & Larsen, T.C. 2024. Tilvejebringelse af hydromorfologiske og fysisk-kemiske kvalitetselementer for danske kystvande. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 48 s. – Videnskabelig rapport nr. 612
- Clausen, P. & Percival, S.M. 1998. Changes in Distribution and Habitat Use of Svalbard Light-Bellied Brent Geese *Branta bernicla hrota* 1980-95: Driven by *Zostera* Availability? - *Norsk Polarinstitutt Skrifter* 200: 245-268.

Clausen, P., Kahlert, J., Fox, A.D. & Andersen-Harild, P. 1995. Base-Line Investigations of Moulting Mute Swans around Saltholm, June-October 1994. National Environmental Research Institute. Commissioned report to Øresundskonsortiet. 54 pp.

Clausen, K.K., Clausen, P., Fox, A.D., Fællø, C.C. & Madsen, J. (2013a). Varying energetic costs of Brent Geese along a continuum from aquatic to agricultural habitats: the importance of habitat-specific energy expenditure. - *Journal of Ornithology* 154: 155-162.

Clausen, K.K., Stjernholm, M. & Clausen, P. (2013b). Grazing management can counteract the impacts of climate change-induced sea level rise on salt marsh-dependent waterbirds. - *Journal of Applied Ecology* 50: 528-537. doi:10.1111/1365-2664.12043

Clausen, P., Holm, T.E., Therkildsen, O.R., Jørgensen, H.E. & Nielsen, R.D. (2014). Rastende fugle i det danske reservatnetværk 1994-2010. Del 2: De enkelte reservater. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. - Videnskabelig rapport nr. 132. 236 s.

Clausen, K. K., Madsen, J., Nolet, B. A. & Haugaard, L. 2018. Maize stubble as foraging habitat for wintering geese and swans in northern Europe. - *Agriculture Ecosystems and Environment* 259: 72-76.

Clausen, P., Petersen, I.K., Bregnballe, T. & Nielsen, R.D. 2019. Trækfuglebestande i danske Fuglebeskyttelses-områder, 2004 til 2017. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. - Teknisk rapport nr. 148. 310 s.

Cloern, J.E. (2001). Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series*, 210, 223-253.

Christensen, J. O. 1987. Nisum Fjords fugleliv 1983-85. - Landbrugsministeriets Vildtforvaltning, Vildtreservatkontoret. - 191 sider.

Christensen, J.O. & Østergaard, E. 2012. Ynglende kyst- og engfugle ved Nisum Fjord 1983-2010. - *Dansk Ornithologisk Forenings Tidsskrift* 106: 101-140.

Dimitriou PD, Papageorgiou N and Karakassis I (2017) Response of Benthic Macrofauna to Eutrophication in a Mesocosm Experiment: Ecosystem Resilience Prevents Hypoxic Conditions. *Front. Mar. Sci.* 4:391. doi: 10.3389/fmars.2017.00391

DMI (2024) Klimaatlasrapport. Danmark. v2024a
<https://doi.org/10.5281/zenodo.11402836>

Duarte, C.M. (1991). Seagrass depth limits. *Aquatic Botany*, 40, 363-377

Dybbro, T. 1985. Status for danske fuglelokaliteter: en oversigt over Dansk Ornithologisk Forenings lokalitetsregistrering 1978-81 med eksempler på landsdækkende resultater af projektet. Rapport, Dansk Ornithologisk Forening. 104 s.

Dybbro, T. & Ballegaard, J. 1983. Fuglelokaliteter i Ringkøbing amt: resultaterne af Dansk Ornithologisk Forenings lokalitetsregistrering. Rapport, Dansk Ornithologisk Forening. 66 s.

European Commission. (2003). Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC): Guidance document No. 5. Transitional and coastal waters: Typology, reference conditions and classification systems. Office for Official Publications of the European Communities. <https://circabc.europa.eu/sd/a/85912f96-4dca-432e-84d6-a4dded785da5/Guidance%20No%205%20-%20characterisation%20of%20coastal%20waters%20-%20COAST%20%28WG%202.4%29.pdf>

Fisher T. R., Harding L., Stanley D. W., and Ward L. G. 1988. Phytoplankton, nutrients, and turbidity in the Chesapeake, Delaware, and Hudson estuaries. *Estuarine, Coastal, and Shelf Science* 27:61-93

Fjordland (2026) Fund af PFAS på kystnære græsarealer giver problemer med afgræsning og slagt af dyr. In: 30 June 2026. <https://fjordland.dk/fund-af-pfas-giver-problemer/>. Accessed 21 Aug 2026

Fu, F.-X., Zhang, Y., Leblanc, K., Sañudo-Wilhelmy, S. A., & Hutchins, D. A. (2005). The biological and biogeochemical consequences of phosphate scavenging onto phytoplankton cell surfaces. *Limnology and Oceanography*, 50(5), 1459-1472. <https://doi.org/10.4319/lo.2005.50.5.1459>

Hansen K 2008. Det tabte land <https://www.dettabteland.dk/>

Hansen J.W. & Høgslund S. (red.) 2025. Marine områder 2024. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 182 s. - Videnskabelig rapport fra DCE nr. 684.

Heip, C. (1995). Eutrophication and zoobenthos dynamics. *Ophelia*, 41(1), 113-136

Høgslund S, Carstensen J & Krause-Jensen D 2018. Historiske observationer af makroalger og andre blomster-planter end ålegræs i danske kystområder. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, s. 47

Jensen, B. S. 2002. Fytoplankton i Nisum Fjord 2001, station 22 Mellemfjord og station 23 i Felsted Kog. Rapport til Ringkjøbing Amt udarbejdet af Bio/consult.

Jepsen, P.U. 1967. Fuglelivet ved Nisum Fjord. - Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift 61: 1-29.

Jepsen, P.U. 1972. Vildtreservat Felsted Kog. - Danske Vildtundersøgelser 17: 1-60.

Joensen, A.H. 1974. Waterfowl populations in Denmark 1965-1973. - Danish Review of Game Biology 9 (1). 206 s.

Johnson, C. R., & Dudgeon, S. (2024). Understanding change in benthic marine systems. *Annals of Botany*, 133(1), 131-144.

Jones, A. G.; Schaal, G.; Boyé, A.; Creemers, M.; Derolez, V.; Desroy, N.; Fian-drino, A.; Mouton, T. L.; Simier, M.; Smith, N.; Ouisse, V. Disentangling the effects of eutrophication and natural variability on macrobenthic communities across French coastal lagoons. *Peer Community Journal*, Volume 4 (2024), article no. e112. <https://doi.org/10.24072/pcjournal.499>

Josefson, A.B. 2008: DKI-beregninger for danske lavvandede og lukkede områder. Report to BLST June 2008

Keller, V., Herrando, S., Voříšek, P., Franch, M., Kipson, M., Milanese, P., Martí, D., Anton, M., Klvaňová, A., Kalyakin, M.V., Bauer, H.-G. & Foppen, R.P.B. 2020. European Breeding Bird Atlas 2: Distribution, Abundance and Change. - European Bird Census Council & Lynx Edicions, Barcelona.

Kemp, W.M., Boynton, W.R., Adolf, J.E. et al. (2005). Eutrophication of Chesapeake Bay: historical trends and ecological interactions. Marine Ecology Progress Series, 303, 1-29.

Kjølholt, J., Skaarup, S., & Ringgaard, W. (2007). Basisviden om EU-regulerede stoffer i vandmiljøet. Regulering, anvendelser, forureningskilder og forekomst. Miljøprojekt Nr. 1181. (Issue 1181).

Koffijberg, K., Prior, N., Clausen, P., Brides, K., Kowallik, C., Hornman, M., Devos, K., Meissner, W., Tijssen, W., Burke, B., Luigujõe, L., Stipniece, A., Sniauksta, L., Nilsson, L., Strebel, N., Moussy, C., Calbrade, N., Shimmings, P., Langendoen, T., Wood, K.A. & Rees, E. C. 2025. Decline of the Bewick's Swan *Cygnus columbianus bewickii* population wintering in North-east/Northwest Europe. - Wildfowl 75: 63-93.

Lassen, P., L., M.M., Kjær, C., Sander Johansson, L., Strand, J., Tairova, Z., Sørensen, P. B., & Damgaard, C. F. (2024). Miljøfarlige forurenende stoffer 2023. NOVANA. DCE - Videnskabelig rapport nr. 634 (Issue 634).

Laubek, B. 1995. Habitat use by Whooper Swans *Cygnus cygnus* and Bewick's Swans *Cygnus columbianus bewickii* wintering in Denmark: Increasing agricultural conflicts -. Wildfowl 46: 8-15.

Lehikoinen, A., Jaatinen, K., Vähätalo, A.V., Clausen, P., Crowe, O., Deceuninck, B., Hearn, R., Holt, C.A., Hornman, M., Keller, V., Langendoen, T., Nilsson, L., Tomankova, I., Wahl, J. & Fox, A.D. 2013. Rapid climate driven shifts in wintering distribution of three common winter waterbird species. - Global Change Biology 19: 2071-2081.

Lewis, W. M., Jr., & Wurtsbaugh, W. A. (2008). Control of lacustrine phytoplankton by nutrients: Erosion of the phosphorus paradigm. International Review of Hydrobiology, 93(4-5), 446-465.

<https://doi.org/10.1002/iroh.200811065>

Lu et al. 2021. Assessment of Benthic Ecological Quality Status Using Multi-Biotic Indices Based on Macrofaunal Assemblages. Frontiers in Marine Science.

Macleod CK, Moltschaniwskyj NA, Crawford CM, Forbes SE (2007) Biological recovery from organic enrichment: some systems cope better than others. Mar Ecol Prog Ser 342:41-53 <https://doi.org/10.3354/meps342041>

Manca F, Norkko AM, Cabeza M, Llewelyn J, Hervías-Parejo S, Strona G (2025) Macrophyte-epifauna associations form structured ecological networks in the Baltic Sea. Mar Ecol Prog Ser 771:1-14 <https://doi.org/10.3354/meps14942>

- Meltofte, H. 1981. Danske rasteplasser for vadefugle: vadefugletællinger i Danmark 1974-1978.
- Meltofte, H. & Clausen, P. 2011. Svømmefuglene på Tipperne 1929-2007. - Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift 105: 1-120.
- Miljøministeriet 2005. Handlingsplan for truede engfugle. - Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen. 48 s.
- Miljøministeriet. (2023). Retningslinjer for udarbejdelse af vandområdeplanerne 2021-2027: Intern arbejdsinstruks. Miljøministeriet. <https://edit.mst.dk/media/afanmqfw/retningslinjer-for-udarbejdelse-af-vp3.pdf>
- Miljøstyrelsen 2021. Natura 2000-basisanalyse 2022-2027. Nisum Fjord. Natura 2000-område nr. 65. Habitatområde H58. Fuglebeskyttelsesområde F38. Revideret udgave, november 2021. <https://mst.dk/media/drwl1u/n065-revideret-basisanalyse-2022-27-nisum-fjord.pdf>
- Miljøstyrelsen. (2024). Fastsættelse af kvalitetskriterier for vandmiljøet: Polyklorerede biphenyler (PCB).
- Miljøstyrelsen. (n.d.-a). Dioxin. Retrieved June 29, 2026, from <https://mst.dk/erhverv/sikker-kemi/kemikalier/fokus-paa-saerlige-stoffer/dioxin>
- Miljøstyrelsen. (n.d.-b). Flammehæmmere. Retrieved June 29, 2026, from <https://mst.dk/erhverv/sikker-kemi/kemikalier/fokus-paa-saerlige-stoffer/bromerede-flammehaemmere>
- Miljøstyrelsen. (2023). Fastsættelse af kvalitetskriterier for vandmiljøet: Krom (Issue 7440). https://mst.dk/media/n3gonhto/krom_7440-74-3.pdf
- Monod, J. (1949). The growth of bacterial cultures. Annual Review of Microbiology, 3(1), 371-394. <https://doi.org/10.1146/annurev.mi.03.100149.002103>
- Montagna P.A., Kalke R.D., Ritter C. Effect of restored freshwater inflow on macrofauna and meiofauna in upper Rincon Bayou, Texas, USA Estuaries, 25 (6) (2002), pp. 1436-1447
- Moreira, M. H., They, N. H., Rodrigues, L. R., Alvarenga-Lucius, L., & Pita-Barbosa, A. (2023). Salty freshwater macrophytes: the effects of salinization in freshwaters upon non-halophyte aquatic plants. Science of the total environment, 857, 159608.
- Mrozińska, N., Glińska-Lewczuk, K., & Obolewski, K. (2021). Salinity as a Key Factor on the Benthic Fauna Diversity in the Coastal Lakes. Animals, 11(11), 3039. <https://doi.org/10.3390/ani11113039>
- Naturstyrelsen, & NIRAS. (2023). Screening af forekomsten af PFAS på Naturstyrelsens kystnære og vest - vendte arealer i Jylland og på Sjælland.
- Nielsen HV (2023) Mystik om tange ved Vestkysten: Ingen kender årsag til store PFAS-forureninger. Ingeniøren

Nielsen, M. H., Rasmussen, B., & Gertz, F. (2005). A simple model for water level and stratification in Ringkøbing Fjord, a shallow, artificial estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 63(1-2), 235-248. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2004.08.024>.

Nielsen, M. H. (2026, 30. maj). Slusemodellen for Nisum Fjord: Foreløbig af-rapportering til Kystvandrådet for Nisum Fjord (upubliceret rapport). Udarbejdet for Holstebro Kommune.

Nielsen, R.D., Holme, T.E., Clausen, P., Sterup, J., Pedersen, C.L., Clausen, K.K., Bregnballe, T., Thomsen, H.M., Balsby, T.J.S., Petersen, I.K., Mikkelsen, P., Dalby, L. & Møllerup, K.A. 2024. Fugle 2018-2023. NO-VANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. Videnskabelig rapport nr. 633. <https://novana.au.dk/fugle/2018-2023>

Nielsen L.T og Hansen J.L.S. 2024. Notat om overvågningen af bundfauna i de marine områder. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 19 s. - Fagligt notat nr. 2024 | 59

NIRAS. (2022). PFAS i havskum – en kilde til forurening på landjorden? IND-SIGT. <https://www.niras.dk/indsigt/pfas-i-havet-en-kilde-til-forurening-paa-landjorden/>

Nisum Fjord Kommission 1923. Betænkning angaaende ordning af afløbsforholdene ved Nisum Fjord, Slikdannelse i Nisum Fjord, bilag 19 s. 93-107

Ovesen, N.B., Iversen, H.L., Larsen, S.E., Müller-Wohlfeil, D.-I. & Svendsen, L.M., Blicher, A.S. og Jensen, Per M. (2000): Afstrømningsforhold i danske vandløb. Danmarks Miljøundersøgelser. 238 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 340.

Ptáček, R., Andersen, T., & Tamminen, T. (2010). Performance of the Redfield Ratio and a Family of Nutrient Limitation Indicators as Thresholds for Phytoplankton N vs. P Limitation. *Ecosystems*, 13(8), 1201-1214. <https://doi.org/10.1007/s10021-010-9380-z>

Pedersen TP & Jensen LL 1956. Nisum Fjords fugle. Dansk Ornithologisk Forenings Tidsskrift 50, hefte 1, s. 1-66

Pedersen, E.M., Schiønning, M.K., Kokkalis, A., van Deurs, M., Pedersen, M.I., Brown, E.J., Olsen, J. & Støttrup, J.G. (2023). Registrering af fangster med standardredskaber i de danske kystområder. Nøglefiskerrapport for 2020-2022. DTU Aqua-rapport nr. 428-2023. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 150 pp. + bilag

Petersen, J.K., Hansen, J.W., Laursen, M.B., Clausen, P., Carstensen, J. and Conley, D.J. (2008), REGIME SHIFT IN A COASTAL MARINE ECOSYSTEM. *Ecological Applications*, 18: 497-510. <https://doi.org/10.1890/07-0752.1>

Region Midtjylland. (2022). PFAS-forurening på Harboøre Tange kan være generel udfordring. Region Midtjylland.

Ritter M.C., Montagna P.A. Seasonal hypoxia and models of benthic response in a Texas bay Estuaries, 22 (1999), pp. 7-20

- Riisgård, H. U., & Seerup, D. F. (2003). Filtration rates in the soft clam *Mya arenaria*: effects of temperature and body size. *Sarsia*, 88(6), 416-428.
- Rousi H, Korpinen S and Bonsdorff E (2019) Brackish-Water Benthic Fauna Under Fluctuating Environmental Conditions: The Role of Eutrophication, Hypoxia, and Global Change. *Front. Mar. Sci.* 6:464. doi: 10.3389/fmars.2019.00464
- Salomonsen F 1957. Nisum Fjord og knortegæssene. Meddelelse fra Naturfrednings-rådets reservatudvalg nr. 54, s. 119-131.
- Scheffer, M., Carpenter, S., Foley, J. A., Folke, C., & Walker, B. (2001). Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 413(6856), 591-596.
- Shetty N, Christensen JPA, Damgaard C & Timmermann K. 2021. Modelling chlorophyll-a concentrations in Danish coastal waters using a Bayesian modelling approach. Documentation report. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 62 pp. Scientific Report No. 469.
- Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø 2022. Udpegningsgrundlag for fuglebeskyttelsesområder 2022. <https://sgavmst.dk/natur-og-jagt/naturindsatser/natura-2000/udpegningsgrundlag>
- Thodsen. H. og Muff. E. 2026. Tilførsel af vand og næringsstoffer til Nisum fjord - Leverance til Kystvandråd for Nisum Fjord, Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 33 s. - Teknisk rapport nr. 379
- Thorup, O. 2003. Truede engfugle. Status for bestande og forvaltning i Danmark. - Dansk Ornitologisk Forening.
- Thorup, O. 2011. The impact by an increase in salinity on numbers and distribution of Ruff *Philomachus pugnax* at an important temperate breeding site (Tipperne, Denmark). – Upubliceret manuscript.
- Tyrell T. 1999. The relative influences of nitrogen and phosphorus on oceanic primary production *Nature* 400: 525–531
- Vikstrøm, T. & Moshøj, C.M. 2020. Fugleatlas. De danske ynglefugles udbredelse 2014-2017. – Dansk Ornitologisk Forening. Lindhardt og Ringhof. 840 s.
- van Roomen M., Reneerkens J., Citegetse G., Crowe O., Gueye K., Langendoen T., Dodman T., Meise K., & Schekkerman H. 2025 (eds). East Atlantic Flyway Assessment 2023. The status of coastal waterbird populations and their sites. Wadden Sea Flyway Initiative p/a CWSS, Wilhelmshaven, Germany, Wetlands International, Wageningen, The Netherlands, BirdLife International, Cambridge, United Kingdom. <https://doi.org/10.5281/zenodo.15355685>
- van Wijk, D., Chang, M., Janssen, A. B., Teurlincx, S., & Mooij, W. M. (2023). Regime shifts in shallow lakes explained by critical turbidity. *Water Research*, 242, 119950.
- Vaquer-Sunyer, R., & Duarte, C. M. (2008). Thresholds of hypoxia for marine biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(40), 15452-15457.

Yu, Y., Li, Y., Wang, H., Su, H., Rao, Q., Liu, Y., & Xie, P. (2025). Integrating water depth to predict the threshold of collapse and recovery of submerged macrophytes for lakes with large depth gradients. *Frontiers in Plant Science*, 16, 1541394.

Wang, H. Z., Wang, H. J., Liang, X. M., Ni, L. Y., Liu, X. Q., & Cui, Y. D. (2005). Empirical modelling of submersed macrophytes in Yangtze lakes. *Ecological Modelling*, 188(2-4), 483-491.

Wetlands International 2025. IWC trend analysis for the AEWA Conservation Status Report 9th edition. <https://iwc-wi.shinyapps.io/csr9/>

Østergaard, E. 2001. Pomeransfuglens *Charadrius morinellus* forekomst i Danmark 1981-1999. – Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift 95: 1-8.

Bilag 1

Overblik over MFS-data for områder i Nissum Fjord hentet fra MiljøGIS, Vandområdeplanerne 2021-2027 (efter genbesøget).

Tabel 1 indeholder målinger af stoffer og stofgrupper i sediment og biota fra forskellige områder i Nissum Fjord, hentet fra MiljøGIS. MiljøGIS er Miljøstyrelsens kortbaserede platform, hvor natur- og miljødata stilles til rådighed online. Alle data er hentet fra "[Vandområdeplanerne 2021-2027 efter genbesøget](https://mst.dk/erhverv/tilskud-miljoeviden-og-data/data-og-databaser/miljoegis-data-om-natur-og-miljoe-paa-webkort)" (<https://mst.dk/erhverv/tilskud-miljoeviden-og-data/data-og-databaser/miljoegis-data-om-natur-og-miljoe-paa-webkort>). Data er præsenteret per år og miljømatrix samt med miljøkvalitetskrav, resultater og enhed.

Tabel 1, bilag 1. MFS-data for områder i Nisum Fjord. Data er hentet fra "[Vandområdeplanerne 2021-2027 efter genbesøget](https://mst.dk/erhverv/tilskud-miljoeviden-og-data/data-og-databaser/miljoegis-data-om-natur-og-miljoe-paa-webkort)" via MiljøGIS (<https://mst.dk/erhverv/tilskud-miljoeviden-og-data/data-og-databaser/miljoegis-data-om-natur-og-miljoe-paa-webkort>), den 26. juni 2026.

*: Koncentrationer er angivet på vådvægtsbasis (µg/kg VV) for biota eller tørstofbasis (mg/kg TS) for sediment

Område	Kode	Stof/sumgruppe	Year	Matrix	Grundlag	MKK	Resultat	Enhed*
Nisum Fjord, ydre	DKCOAST129	Antracen	2016	Sediment	EU-prioriteret	0.02	0.009	mg/kg TS
Nisum Fjord, ydre	DKCOAST129	Benz(a)pyren	2016	Sediment	EU-prioriteret	0.01	0.02	mg/kg TS
Nisum Fjord, ydre	DKCOAST129	Bly	2016	Sediment	EU-prioriteret	163	13	mg/kg TS
Nisum Fjord, ydre	DKCOAST129	Cadmium	2016	Sediment	EU-prioriteret	3.9	0.22	mg/kg TS
Nisum Fjord, ydre	DKCOAST129	Fluoranthen	2016	Sediment	EU-prioriteret	3.5	0.043	mg/kg TS
Nisum Fjord, ydre	DKCOAST129	Naphthalen	2016	Sediment	EU-prioriteret	0.14	0.038	mg/kg TS
Nisum Fjord, ydre	DKCOAST129	Nikkel	2016	Sediment	EU-prioriteret	9.1	13	mg/kg TS
Nisum Fjord, ydre	DKCOAST129	Tributyltin	2016	Sediment	EU-prioriteret	0.001	0.001	mg/kg TS
Nisum Fjord, ydre	DKCOAST129	Acenaphthen	2016	Sediment	Nationalt specifikt	0.05	0.002	mg/kg TS
Nisum Fjord, ydre	DKCOAST129	Benz(a)anthracen	2016	Sediment	Nationalt specifikt	0.1	0.019	mg/kg TS
Nisum Fjord, ydre	DKCOAST129	Chrom	2016	Sediment	Nationalt specifikt	16.5	17	mg/kg TS
Nisum Fjord, ydre	DKCOAST129	Methylnaphthalener, sum	2016	Sediment	Nationalt specifikt	0.005	0.027	mg/kg TS
Nisum Fjord, ydre	DKCOAST129	Phenanthren	2016	Sediment	Nationalt specifikt	0.4	0.03	mg/kg TS
Nisum Fjord, ydre	DKCOAST129	Pyren	2016	Sediment	Nationalt specifikt	0.4	0.037	mg/kg TS
Nisum Fjord, ydre	DKCOAST129	BDE, sum	2017	Biota-Fisk	EU-prioriteret	0.0085	0.00509	µg/kg VV
Nisum Fjord, ydre	DKCOAST129	Dioxiner, sum	2017	Biota-Fisk	EU-prioriteret	0.0065	0	µg TEQ/kg VV
Nisum Fjord, ydre	DKCOAST129	Kviksølv	2017	Biota-Fisk	EU-prioriteret	20	7.81	µg/kg VV
Nisum Fjord, ydre	DKCOAST129	Perfluorooctansulfonsyre (sum forgrenet og lineær)	2017	Biota-Fisk	EU-prioriteret	9.1	1.94	µg/kg VV
Nisum Fjord, ydre	DKCOAST129	Perfluorooctansulfonsyre (sum forgrenet og lineær)	2017	Biota-Fisk	EU-prioriteret	9.1	1.94	µg/kg VV
Nisum Fjord, ydre	DKCOAST129	Di(2-ethylhexyl)phthalat	2022	Sediment	EU-prioriteret	0.25	0.1667	mg/kg TS
Nisum Fjord, ydre	DKCOAST129	Nonylphenoler, sum	2022	Sediment	EU-prioriteret	0.1	0.0319	mg/kg TS
Nisum Fjord, ydre	DKCOAST129	Octylphenoler, sum	2022	Sediment	EU-prioriteret	0.09	0	mg/kg TS
Nisum Fjord, ydre	DKCOAST129	Benzylbutylphthalat	2022	Sediment	Nationalt specifikt	0.1	0.003	mg/kg TS
Nisum Fjord, ydre	DKCOAST129	Di(2-ethylhexyl)adipat	2022	Sediment	Nationalt specifikt	0.9	0.003	mg/kg TS
Nisum Fjord, mellem	DKCOAST130	Antracen	2014	Sediment	EU-prioriteret	0.01	9.00E-05	mg/kg TS
Nisum Fjord, mellem	DKCOAST130	Benz(a)pyren	2014	Sediment	EU-prioriteret	0.01	0.0525	mg/kg TS
Nisum Fjord, mellem	DKCOAST130	Bly	2014	Sediment	EU-prioriteret	163	22.3	mg/kg TS
Nisum Fjord, mellem	DKCOAST130	Cadmium	2014	Sediment	EU-prioriteret	3.9	0.63	mg/kg TS
Nisum Fjord, mellem	DKCOAST130	Fluoranthen	2014	Sediment	EU-prioriteret	1.9	0.0878	mg/kg TS
Nisum Fjord, mellem	DKCOAST130	Naphthalen	2014	Sediment	EU-prioriteret	0.07	0.0111	mg/kg TS

Tabel 1, bilag 1 fortsat

Område	Kode	Stof/sumgruppe	Year	Matrix	Grundlag	MKK	Resultat	Enhed*
Nissum Fjord, mellem	DKCOAST130	Nikkel	2014	Sediment	EU-prioriteret	9.1	30.8	mg/kg TS
Nissum Fjord, mellem	DKCOAST130	Tributyltin	2014	Sediment	EU-prioriteret	0.001	0.000146	mg/kg TS
Nissum Fjord, mellem	DKCOAST130	Acenaphthen	2014	Sediment	Nationalt specifikt	0.03	6.00E-05	mg/kg TS
Nissum Fjord, mellem	DKCOAST130	Benz(a)anthracen	2014	Sediment	Nationalt specifikt	0.1	0.04	mg/kg TS
Nissum Fjord, mellem	DKCOAST130	Chrom	2014	Sediment	Nationalt specifikt	16.5	42.2	mg/kg TS
Nissum Fjord, mellem	DKCOAST130	Phenanthren	2014	Sediment	Nationalt specifikt	0.2	0.0333	mg/kg TS
Nissum Fjord, mellem	DKCOAST130	Pyren	2014	Sediment	Nationalt specifikt	0.2	0.0804	mg/kg TS
Nissum Fjord, mellem	DKCOAST130	BDE, sum	2017	Biota-Fisk	EU-prioriteret	0.0085	0.00162	µg/kg VV
Nissum Fjord, mellem	DKCOAST130	Dioxiner, sum	2017	Biota-Fisk	EU-prioriteret	0.0065	0	µg TEQ/kg VV
Nissum Fjord, mellem	DKCOAST130	Kviksølv	2017	Biota-Fisk	EU-prioriteret	20	11.36	µg/kg VV
Nissum Fjord, mellem	DKCOAST130	Perfluoroctansulfonsyre (sum forgrenet og lineær)	2017	Biota-Fisk	EU-prioriteret	9.1	2.07	µg/kg VV
Nissum Fjord, mellem	DKCOAST130	Perfluoroctansulfonsyre (sum forgrenet og lineær)	2017	Biota-Fisk	EU-prioriteret	9.1	2.07	µg/kg VV
Nissum Fjord, mellem	DKCOAST130	Di(2-ethylhexyl)phthalat	2019	Sediment	EU-prioriteret	0.17	0.0395	mg/kg TS
Nissum Fjord, mellem	DKCOAST130	Nonylphenoler, sum	2019	Sediment	EU-prioriteret	0.1	0.0111	mg/kg TS
Nissum Fjord, mellem	DKCOAST130	Octylphenoler, sum	2019	Sediment	EU-prioriteret	0.06	0	mg/kg TS
Nissum Fjord, mellem	DKCOAST130	Benzylbutylphthalat	2019	Sediment	Nationalt specifikt	0.1	0.0033	mg/kg TS
Nissum Fjord, mellem	DKCOAST130	Di(2-ethylhexyl)adipat	2019	Sediment	Nationalt specifikt	0.6	0.003	mg/kg TS
Nissum Fjord, Felsted Kog	DKCOAST131	Di(2-ethylhexyl)phthalat	2017	Sediment	EU-prioriteret	0.3	0.1952	mg/kg TS
Nissum Fjord, Felsted Kog	DKCOAST131	Nonylphenoler, sum	2017	Sediment	EU-prioriteret	0.1	0.0222	mg/kg TS
Nissum Fjord, Felsted Kog	DKCOAST131	Octylphenoler, sum	2017	Sediment	EU-prioriteret	0.11	0.0122	mg/kg TS
Nissum Fjord, Felsted Kog	DKCOAST131	Benzylbutylphthalat	2017	Sediment	Nationalt specifikt	0.2	0.003	mg/kg TS
Nissum Fjord, Felsted Kog	DKCOAST131	Di(2-ethylhexyl)adipat	2017	Sediment	Nationalt specifikt	1	0.0099	mg/kg TS
Nissum Fjord, Felsted Kog	DKCOAST131	BDE, sum	2018	Biota-Fisk	EU-prioriteret	0.0085	0.013	µg/kg VV
Nissum Fjord, Felsted Kog	DKCOAST131	Dioxiner, sum	2018	Biota-Fisk	EU-prioriteret	0.0065	1.01E-05	µg TEQ/kg VV
Nissum Fjord, Felsted Kog	DKCOAST131	HBCDD, sum	2018	Biota-Fisk	EU-prioriteret	167	0	µg/kg VV
Nissum Fjord, Felsted Kog	DKCOAST131	Hexachlorbenzen	2018	Biota-Fisk	EU-prioriteret	10	0.135	µg/kg VV
Nissum Fjord, Felsted Kog	DKCOAST131	Kviksølv	2018	Biota-Fisk	EU-prioriteret	20	9.2442	µg/kg VV
Nissum Fjord, Felsted Kog	DKCOAST131	Perfluoroctansulfonsyre (sum forgrenet og lineær)	2018	Biota-Fisk	EU-prioriteret	9.1	1.09	µg/kg VV
Nissum Fjord, Felsted Kog	DKCOAST131	Perfluoroctansulfonsyre (sum forgrenet og lineær)	2018	Biota-Fisk	EU-prioriteret	9.1	1.09	µg/kg VV
Nissum Fjord, Felsted Kog	DKCOAST131	PCB, sum	2018	Biota-Fisk	Nationalt specifikt	0.16	0.5	µg/kg VV

Bilag 2

Overblik over MFS-data fra seneste undersøgelser i sediment og fisk (biota) fra stationer i Nisum Fjord. Data hentet fra Danmarks Miljøportal "Kemidata".

Bilag 2 (Tabeller 2-10) indeholder MFS-data for hver station i Nisum Fjord. For hver station præsenteres de seneste tilgængelige målinger af miljøfremmede stoffer (MFS) hentet fra Danmarks Miljøportal Kemidata. Et overblik over tilgængelige data fordelt på stationer og årstal er præsenteret i Tabel 1.

Tabel 1. bilag 2. Overblik over tilgængelige MFS-data fra Danmarks Miljøportal Kemidata (<https://kemidata.miljoeportal.dk/>) for stationer i Nisum Fjord, inklusiv dato for første og seneste undersøgelse samt miljømatrix (sediment eller biota).

Tabel #	Stations ID	Stations Navn	Første undersøgelse	Seneste undersøgelse	Miljømatrice
2	91240001	Bøvling Fjord	19.10.2022	19.10.2022	Miljøfremmede stoffer i sediment
3	91240200	RKB-NF26	19.10.2022	19.10.2022	Miljøfremmede stoffer i sediment
4	91240199	RKB-NF24	31.10.2025	31.10.2025	Miljøfremmede stoffer i biota-fisk
5	91240002	Nisum Fjord	28.11.2008	28.11.2008	Miljøfremmede stoffer i sediment
6	91240149	RKB-NF22	31.10.2025	31.10.2025	Miljøfremmede stoffer i biota-fisk
7	91240149	RKB-NF22	20.09.2019	20.09.2019	Miljøfremmede stoffer i sediment
8	91240003	Feldsted Kog	31.10.2025	31.10.2025	Miljøfremmede stoffer i biota-fisk
9	91240003	Feldsted Kog	15.11.2023	15.11.2023	Miljøfremmede stoffer i sediment
10	91240069	Felsted Kog syd	15.11.2023	15.11.2023	Miljøfremmede stoffer i sediment

Tabel 2, bilag 2

Seneste undersøgelse af MFS på stationen Bøvling Fjord (RKB-NF21).

Data trukket fra Danmarks Miljøportal "Kemidata" (<https://kemidata.miljoeportal.dk/>) den 28. juni 2026.

StedID	Referencer	Vandområde	Dato	Miljømatrix	Stofparameter	Resultat*	Enhed**
91240001	RKB21, RKB-NF21	Bøvling Fjord	19-10-2022	Sediment	Diisodecyl phthalat	55,1	µg/kg TS
91240001	RKB21, RKB-NF21	Bøvling Fjord	19-10-2022	Sediment	DEHP	80,6	µg/kg TS
91240001	RKB21, RKB-NF21	Bøvling Fjord	19-10-2022	Sediment	Di(2-ethylhexyl)adipat	0	µg/kg TS
91240001	RKB21, RKB-NF21	Bøvling Fjord	19-10-2022	Sediment	4-n-octylphenol	0	µg/kg TS
91240001	RKB21, RKB-NF21	Bøvling Fjord	19-10-2022	Sediment	Diisononylphthalat	52,8	µg/kg TS
91240001	RKB21, RKB-NF21	Bøvling Fjord	19-10-2022	Sediment	Nonylphenol-diethoxylater (NP2EO)	63,6	µg/kg TS
91240001	RKB21, RKB-NF21	Bøvling Fjord	19-10-2022	Sediment	Nonylphenoler	0	µg/kg TS
91240001	RKB21, RKB-NF21	Bøvling Fjord	19-10-2022	Sediment	Dibuthylphthalat	17,1	µg/kg TS
91240001	RKB21, RKB-NF21	Bøvling Fjord	19-10-2022	Sediment	4-Nonylphenol	10,9	µg/kg TS
91240001	RKB21, RKB-NF21	Bøvling Fjord	19-10-2022	Sediment	4-tert-octylphenol	0	µg/kg TS
91240001	RKB21, RKB-NF21	Bøvling Fjord	19-10-2022	Sediment	Benzylbutylphthalat	0	µg/kg TS
91240001	RKB21, RKB-NF21	Bøvling Fjord	19-10-2022	Sediment	Di-n-octylphthalat	0	µg/kg TS

*: Kun resultater med kvalitetsmærke > 1 er præsenteret

** : Koncentrationer er angivet på tørstofbasis (µg/kg TS).

Tabel 3, bilag 2

Seneste undersøgelse af MFS på stationen Bøvling Fjord (RKB-NF26).

Data trukket fra Danmarks Miljøportal "Kemidata" (<https://kemidata.miljoportal.dk/>) den 28. juni 2026.

StedID	Referencer	Vandområde	Dato	Miljømatrix	Stofparameter	Resultat*	Enhed**
91240200	RKB-NF26	Bøvling Fjord	19-10-2022	Sediment	Nonylphenoler	15,4	µg/kg TS
91240200	RKB-NF26	Bøvling Fjord	19-10-2022	Sediment	DEHP	166,7	µg/kg TS
91240200	RKB-NF26	Bøvling Fjord	19-10-2022	Sediment	Nonylphenol-diethoxylater (NP2EO)	78,3	µg/kg TS
91240200	RKB-NF26	Bøvling Fjord	19-10-2022	Sediment	Dibuthylphthalat	28	µg/kg TS
91240200	RKB-NF26	Bøvling Fjord	19-10-2022	Sediment	Di(2-ethylhexyl)adipat	0	µg/kg TS
91240200	RKB-NF26	Bøvling Fjord	19-10-2022	Sediment	Diisononylphthalat	210	µg/kg TS
91240200	RKB-NF26	Bøvling Fjord	19-10-2022	Sediment	4-tert-octylphenol	0	µg/kg TS
91240200	RKB-NF26	Bøvling Fjord	19-10-2022	Sediment	Diisodecyl phthalat	408,8	µg/kg TS
91240200	RKB-NF26	Bøvling Fjord	19-10-2022	Sediment	Benzylbuthylphthalat	0	µg/kg TS
91240200	RKB-NF26	Bøvling Fjord	19-10-2022	Sediment	4-Nonylphenol	16,5	µg/kg TS
91240200	RKB-NF26	Bøvling Fjord	19-10-2022	Sediment	Di-n-octylphthalat	1,2	µg/kg TS
91240200	RKB-NF26	Bøvling Fjord	19-10-2022	Sediment	4-n-octylphenol	0	µg/kg TS

*: Kun resultater med kvalitetsmærke > 1 er præsenteret

** : Koncentrationer er angivet på tørstofbasis (µg/kg TS).

Tabel 4, bilag 2

Seneste undersøgelse af MFS på stationen Bøvling Fjord (RKB-NF24).

Data trukket fra Danmarks Miljøportal "Kemidata" (<https://kemidata.miljoportal.dk/>) den 28. juni 2026.

StedID	Referencer	Vandområde	Dato	Miljømatrix	Art latin	Art	Væv	Stofparameter	Resultat*	Enhed**
91240199	RKB-NF24	Bøvling Fjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	PCB #101	0	µg/kg VV
91240199	RKB-NF24	Bøvling Fjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	Gamma Lindan (HCH)	0	µg/kg VV
91240199	RKB-NF24	Bøvling Fjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	PCB #156	0	µg/kg VV
91240199	RKB-NF24	Bøvling Fjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	DDT, p,p'-	0	µg/kg VV
91240199	RKB-NF24	Bøvling Fjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	PCB #180	0,05	µg/kg VV
91240199	RKB-NF24	Bøvling Fjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	BDE #66	0	µg/kg VV
91240199	RKB-NF24	Bøvling Fjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	HBCDD sum	0,006	µg/kg VV
91240199	RKB-NF24	Bøvling Fjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	BDE#47	0,009	µg/kg VV
91240199	RKB-NF24	Bøvling Fjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	BDE#183	0	µg/kg VV
91240199	RKB-NF24	Bøvling Fjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	BromDiphenylEther BDE#175	0	µg/kg VV
91240199	RKB-NF24	Bøvling Fjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	Hexachlorcyclohexan	0	µg/kg VV
91240199	RKB-NF24	Bøvling Fjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	PCB #28	0	µg/kg VV
91240199	RKB-NF24	Bøvling Fjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	PCB #153	0	µg/kg VV
91240199	RKB-NF24	Bøvling Fjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	PCB #118	0	µg/kg VV
91240199	RKB-NF24	Bøvling Fjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	PCB #105	0	µg/kg VV
91240199	RKB-NF24	Bøvling Fjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	BDE #28	0	µg/kg VV
91240199	RKB-NF24	Bøvling Fjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	BromDiphenylEther BDE#203	0	µg/kg VV
91240199	RKB-NF24	Bøvling Fjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	Hexachlorbenzen	0	µg/kg VV
91240199	RKB-NF24	Bøvling Fjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	BDE#209	0	µg/kg VV
91240199	RKB-NF24	Bøvling Fjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	PCB #138	0,11	µg/kg VV
91240199	RKB-NF24	Bøvling Fjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	BromDiphenylEther BDE#197	0	µg/kg VV
91240199	RKB-NF24	Bøvling Fjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	BDE#154	0	µg/kg VV
91240199	RKB-NF24	Bøvling Fjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	PCB #52	0	µg/kg VV
91240199	RKB-NF24	Bøvling Fjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	DDE, p,p'-	0,11	µg/kg VV
91240199	RKB-NF24	Bøvling Fjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	BDE#153	0	µg/kg VV
91240199	RKB-NF24	Bøvling Fjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	BDE#99	0	µg/kg VV
91240199	RKB-NF24	Bøvling Fjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	BDE#100	0	µg/kg VV
91240199	RKB-NF24	Bøvling Fjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Lever	Perfluordecansulfonsyre (sum forgrenet og lineær)	0	µg/kg VV
91240199	RKB-NF24	Bøvling Fjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	PCB #31	0	µg/kg VV
91240199	RKB-NF24	Bøvling Fjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	Kviksølv	12	µg/kg VV

*: Kun resultater med kvalitetsmærke > 1 er præsenteret

** : Koncentrationer er angivet på vådvægtbasis (µg/kg VV).

Tabel 5, bilag 2

Seneste undersøgelse af MFS på stationen Nissum Mellemfjord (RKB22).

Data trukket fra Danmarks Miljøportal "Kemidata" (<https://kemidata.miljoeportal.dk/>) den 28. juni 2026.

StedID	Referencer	Vandområde	Dato	Miljømatrix	Stofparameter	Resultat*	Enhed**
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	Gamma Lindan (HCH)	0,15	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	Kviksølv	0,072	mg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	Monobutyltin	5,8	µg Sn/kg
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	PCB #31	0	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	PCB #28	0	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	Zink	125,9	mg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	1-Methylpyren	4,3	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	Nonylphenol-diethoxylater (NP2EO)	354,7	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	Benz[a]pyren	71,1	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	DEHP	17,1	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	Chrom	63,2	mg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	Dibenz(ah)anthracen	15,6	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	Trimethylnaphthalener	31,8	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	PCB #156	0	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	Indeno(1,2,3-cd)pyren	88,3	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	PCB #101	0,1	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	Dibenzothiophen	5,3	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	Methylnaphthalen	6,2	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	Hexachlorbutadien	0	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	PCB #180	0,13	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	BDE#154	0	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	Lithium	15,7	mg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	Phenanthren	30,5	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	Acenaphthylen	4,9	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	PCB #153	0,29	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	PCB #118	0,09	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	Hexachlorbenzen	0	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	DDD (sum o,p'+p,p')	0	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	2-Methylnaphtalen	13,7	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	Benz(a)fluoren	17,6	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	PCB #138	0,2	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	Cadmium	0,435	mg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	Crysen/triphenylen	48,8	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	Pyren	78,1	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	PAH (sum af 4 PAH)	981,7	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	Bly	18,8	mg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	PCB #52	0	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	Nonylphenoler	364,3	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	BDE#99	0	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	BDE#100	0	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	Diisononylphthalat	310,5	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	Di-n-octylphthalat	6,3	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	Dibutylphthalat	85,9	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	Benz(ghi)perylene	51,7	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	Acenaphthen	1,4	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	Dibutyltin	1,6	µg Sn/kg
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	PCB #105	0	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	Benzo(e)pyren	45,9	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	DDE (sum o,p'+p,p')	0	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	Perylen	55,5	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	Naphtalen	21,5	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	Nikkel	34,4	mg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	BDE#47	0,007	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	Benzfluranthen b+j+k	144,2	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	Dimethylnaphthalener	41,2	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	Benz(a)anthracen	51,2	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	Methyldibenzothiophener (C1+C2)	5,9	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	Methylphenanthrener	22,3	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	Nonylphenol-monoethoxylater (NP1EO)	338,9	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	Arsen	7,7	mg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	BDE#183	0	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	Fluoranthren	98	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	Tributyltin (TBT)	0,9	µg Sn/kg
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	Dimethylphenanthren	23,8	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	Kobber	13,8	mg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	BDE #17	0	µg/kg TS
91240002	RKB22	Nissum Mellemfjord	28-11-2008	Sediment	Aluminium	57842,1	mg/kg TS

*: Kun resultater med kvalitetsmærke > 1 er præsenteret

**: Koncentrationer er angivet på tørstofbasis (µg/kg TS).

Tabel 6, bilag 2

Seneste undersøgelse af MFS på stationen Nissum Mellemfjord (RKB-NF22).

Data trukket fra Danmarks Miljøportal "Kemidata" (<https://kemidata.miljoportal.dk/>) den 28. juni 2026.

StedID	Referencer	Vandområde	Dato	Miljømatrix	Art latin	Art	Væv	Stofparameter	Resultat*	Enhed**
91240149	RKB-NF22	Nissum Mellemfjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	BromDiphenylEther BDE#197	0	µg/kg VV
91240149	RKB-NF22	Nissum Mellemfjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	Hexachlorbenzen	0	µg/kg VV
91240149	RKB-NF22	Nissum Mellemfjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	BDE #66	0	µg/kg VV
91240149	RKB-NF22	Nissum Mellemfjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	BDE#154	0	µg/kg VV
91240149	RKB-NF22	Nissum Mellemfjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	PCB #52	0	µg/kg VV
91240149	RKB-NF22	Nissum Mellemfjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	BDE#209	0	µg/kg VV
91240149	RKB-NF22	Nissum Mellemfjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	BDE #28	0	µg/kg VV
91240149	RKB-NF22	Nissum Mellemfjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	BDE#99	0	µg/kg VV
91240149	RKB-NF22	Nissum Mellemfjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	PCB #153	0	µg/kg VV
91240149	RKB-NF22	Nissum Mellemfjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	PCB #28	0	µg/kg VV
91240149	RKB-NF22	Nissum Mellemfjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	BDE#47	0,01	µg/kg VV
91240149	RKB-NF22	Nissum Mellemfjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	Gamma Lindan (HCH)	0	µg/kg VV
91240149	RKB-NF22	Nissum Mellemfjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	BromDiphenylEther BDE#203	0	µg/kg VV
91240149	RKB-NF22	Nissum Mellemfjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	BDE#183	0	µg/kg VV
91240149	RKB-NF22	Nissum Mellemfjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	PCB #138	0,1	µg/kg VV
91240149	RKB-NF22	Nissum Mellemfjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	BromDiphenylEther BDE#175	0	µg/kg VV
91240149	RKB-NF22	Nissum Mellemfjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	PCB #118	0	µg/kg VV
91240149	RKB-NF22	Nissum Mellemfjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	BDE#100	0	µg/kg VV
91240149	RKB-NF22	Nissum Mellemfjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	DDE, p,p'-	0,12	µg/kg VV
91240149	RKB-NF22	Nissum Mellemfjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	Hexachlorcyclohexan	0	µg/kg VV
91240149	RKB-NF22	Nissum Mellemfjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	PCB #101	0	µg/kg VV
91240149	RKB-NF22	Nissum Mellemfjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	PCB #156	0	µg/kg VV
91240149	RKB-NF22	Nissum Mellemfjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	Kviksølv	12	µg/kg VV
91240149	RKB-NF22	Nissum Mellemfjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	PCB #105	0	µg/kg VV
91240149	RKB-NF22	Nissum Mellemfjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	HBCDD sum	0,013	µg/kg VV
91240149	RKB-NF22	Nissum Mellemfjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	BDE#153	0	µg/kg VV
91240149	RKB-NF22	Nissum Mellemfjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Lever	Perfluordecansulfonsyre (sum forgrenet og lineær)	0,1	µg/kg VV
91240149	RKB-NF22	Nissum Mellemfjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	PCB #180	0,05	µg/kg VV
91240149	RKB-NF22	Nissum Mellemfjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	DDT, p,p'-	0	µg/kg VV
91240149	RKB-NF22	Nissum Mellemfjord	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	PCB #31	0	µg/kg VV

*: Kun resultater med kvalitetsmærke > 1 er præsenteret

**.: Koncentrationer er angivet på vådvægtsbasis (µg/kg VV).

Tabel 7, bilag 2

Seneste undersøgelse af MFS på stationen Nissum Mellemfjord (RKB-NF22).

Data trukket fra Danmarks Miljøportal "Kemidata" (<https://kemidata.miljoeportal.dk/>) den 28. juni 2026.

StedID	Referencer	Vandområde	Dato	Miljømatrix	Stofparameter	Resultat*	Enhed**
91240149	RKB-NF22	Nissum Mellemfjord	20-09-2019	Sediment	Benzylbutylphthalat	3,3	µg/kg TS
91240149	RKB-NF22	Nissum Mellemfjord	20-09-2019	Sediment	4-tert-octylphenol	2,5	µg/kg TS
91240149	RKB-NF22	Nissum Mellemfjord	20-09-2019	Sediment	Di-n-octylphthalat	0	µg/kg TS
91240149	RKB-NF22	Nissum Mellemfjord	20-09-2019	Sediment	DEHP	39,5	µg/kg TS
91240149	RKB-NF22	Nissum Mellemfjord	20-09-2019	Sediment	Di(2-ethylhexyl)adipat	0	µg/kg TS
91240149	RKB-NF22	Nissum Mellemfjord	20-09-2019	Sediment	Nonylphenol-monoethoxylater (NP1EO)	1	µg/kg TS
91240149	RKB-NF22	Nissum Mellemfjord	20-09-2019	Sediment	Nonylphenol-diethoxylater (NP2EO)	1,3	µg/kg TS
91240149	RKB-NF22	Nissum Mellemfjord	20-09-2019	Sediment	4-Nonylphenol	0	µg/kg TS
91240149	RKB-NF22	Nissum Mellemfjord	20-09-2019	Sediment	Diisononylphthalat	113,7	µg/kg TS
91240149	RKB-NF22	Nissum Mellemfjord	20-09-2019	Sediment	Diisodecyl phthalat	145	µg/kg TS
91240149	RKB-NF22	Nissum Mellemfjord	20-09-2019	Sediment	Dibutylphthalat	7,9	µg/kg TS
91240149	RKB-NF22	Nissum Mellemfjord	20-09-2019	Sediment	Octylphenol	0	µg/kg TS
91240149	RKB-NF22	Nissum Mellemfjord	20-09-2019	Sediment	Nonylphenoler	11,1	µg/kg TS

*: Kun resultater med kvalitetsmærke > 1 er præsenteret

** : Koncentrationer er angivet på tørstofbasis (µg/kg TS).

Tabel 8, bilag 2

Seneste undersøgelse af MFS på stationen Feldsted Kog (RKB23, RKB-NF23).

Data trukket fra Danmarks Miljøportal "Kemidata" (<https://kemidata.miljoportal.dk/>) den 28. juni 2026.

StedID	Referencer	Vandområde	Dato	Miljømatrix	Art latin	Art	Væv	Stofparameter	Resultat*	Enhed**
91240003	RKB23, RKB-NF23	Feldsted Kog	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	PCB #105	0,03	µg/kg VV
91240003	RKB23, RKB-NF23	Feldsted Kog	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	BDE#100	0	µg/kg VV
91240003	RKB23, RKB-NF23	Feldsted Kog	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	BDE#153	0,007	µg/kg VV
91240003	RKB23, RKB-NF23	Feldsted Kog	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	BromDiphenylEther BDE#197	0	µg/kg VV
91240003	RKB23, RKB-NF23	Feldsted Kog	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	Gamma Lindan (HCH)	0	µg/kg VV
91240003	RKB23, RKB-NF23	Feldsted Kog	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	DDT, p,p'-	0	µg/kg VV
91240003	RKB23, RKB-NF23	Feldsted Kog	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	Hexachlorcyclohexan	0	µg/kg VV
91240003	RKB23, RKB-NF23	Feldsted Kog	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	BDE #66	0	µg/kg VV
91240003	RKB23, RKB-NF23	Feldsted Kog	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	BDE#209	0	µg/kg VV
91240003	RKB23, RKB-NF23	Feldsted Kog	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	PCB #156	0,02	µg/kg VV
91240003	RKB23, RKB-NF23	Feldsted Kog	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	PCB #153	0	µg/kg VV
91240003	RKB23, RKB-NF23	Feldsted Kog	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	BDE#154	0,007	µg/kg VV
91240003	RKB23, RKB-NF23	Feldsted Kog	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	DDE, p,p'-	0,23	µg/kg VV
91240003	RKB23, RKB-NF23	Feldsted Kog	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Lever	Perfluordecansulfonsyre (sum forgrenet og lineær)	0	µg/kg VV
91240003	RKB23, RKB-NF23	Feldsted Kog	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	BromDiphenylEther BDE#175	0	µg/kg VV
91240003	RKB23, RKB-NF23	Feldsted Kog	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	Hexachlorbenzen	0,05	µg/kg VV
91240003	RKB23, RKB-NF23	Feldsted Kog	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	BDE#183	0	µg/kg VV
91240003	RKB23, RKB-NF23	Feldsted Kog	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	BDE #28	0	µg/kg VV
91240003	RKB23, RKB-NF23	Feldsted Kog	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	PCB #138	0,21	µg/kg VV
91240003	RKB23, RKB-NF23	Feldsted Kog	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	BDE#47	0,015	µg/kg VV
91240003	RKB23, RKB-NF23	Feldsted Kog	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	BromDiphenylEther BDE#203	0	µg/kg VV
91240003	RKB23, RKB-NF23	Feldsted Kog	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	BDE#99	0	µg/kg VV
91240003	RKB23, RKB-NF23	Feldsted Kog	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	PCB #118	0,07	µg/kg VV
91240003	RKB23, RKB-NF23	Feldsted Kog	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	PCB #101	0,07	µg/kg VV
91240003	RKB23, RKB-NF23	Feldsted Kog	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	PCB #31	0	µg/kg VV
91240003	RKB23, RKB-NF23	Feldsted Kog	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	PCB #52	0	µg/kg VV
91240003	RKB23, RKB-NF23	Feldsted Kog	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	PCB #180	0,13	µg/kg VV
91240003	RKB23, RKB-NF23	Feldsted Kog	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	HBCDD sum	0,004	µg/kg VV
91240003	RKB23, RKB-NF23	Feldsted Kog	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	Kviksølv	52,8	µg/kg VV
91240003	RKB23, RKB-NF23	Feldsted Kog	31-10-2025	MFS biota, fisk	Platichthys flesus	Skrubbe	Muskel	PCB #28	0	µg/kg VV

*: Kun resultater med kvalitetsmærke > 1 er præsenteret

** : Koncentrationer er angivet på vådvægtbasis (µg/kg VV).

Tabel 9, bilag 2

Seneste undersøgelse af MFS på stationen Feldsted Kog (RKB23, RKB-NF23).

Data trukket fra Danmarks Miljøportal "Kemidata" (<https://kemidata.miljoportal.dk/>) den 28. juni 2026.

StedID	Referencer	Vandområde	Dato	Miljømatrix	Stofparameter	Resultat*	Enhed**
91240003	RKB23, RKB-NF23	Feldsted Kog	15-11-2023	Sediment	Benzylbuthylphthalat	6,68	µg/kg TS
91240003	RKB23, RKB-NF23	Feldsted Kog	15-11-2023	Sediment	Nonylphenoler	1,05	µg/kg TS
91240003	RKB23, RKB-NF23	Feldsted Kog	15-11-2023	Sediment	DEHP	166,89	µg/kg TS
91240003	RKB23, RKB-NF23	Feldsted Kog	15-11-2023	Sediment	4-Nonylphenol	0	µg/kg TS
91240003	RKB23, RKB-NF23	Feldsted Kog	15-11-2023	Sediment	4-n-octylphenol	0	µg/kg TS
91240003	RKB23, RKB-NF23	Feldsted Kog	15-11-2023	Sediment	Diisodecyl phthalat	378,28	µg/kg TS
91240003	RKB23, RKB-NF23	Feldsted Kog	15-11-2023	Sediment	4-tert-octylphenol	2,21	µg/kg TS
91240003	RKB23, RKB-NF23	Feldsted Kog	15-11-2023	Sediment	Di-n-octylphthalat	1,3	µg/kg TS
91240003	RKB23, RKB-NF23	Feldsted Kog	15-11-2023	Sediment	Di(2-ethylhexyl)adipat	47,36	µg/kg TS
91240003	RKB23, RKB-NF23	Feldsted Kog	15-11-2023	Sediment	Nonylphenol-monoethoxylater (NP1EO)	8,61	µg/kg TS
91240003	RKB23, RKB-NF23	Feldsted Kog	15-11-2023	Sediment	Diisononylphthalat	256,69	µg/kg TS
91240003	RKB23, RKB-NF23	Feldsted Kog	15-11-2023	Sediment	Dibuthylphthalat	208,38	µg/kg TS
91240003	RKB23, RKB-NF23	Feldsted Kog	15-11-2023	Sediment	Nonylphenol-diethoxylater (NP2EO)	4,39	µg/kg TS

*: Kun resultater med kvalitetsmærke > 1 er præsenteret

** : Koncentrationer er angivet på tørstofbasis (µg/kg TS).

Tabel 10, bilag 2

Seneste undersøgelse af MFS på stationen Feldsted Kog (Felsted Kog syd).

Data trukket fra Danmarks Miljøportal "Kemidata" (<https://kemidata.miljoeportal.dk/>) den 28. juni 2026.

StedID	Stedtekst	Vandområde	Dato	Miljømatrix	Stofparameter	Resultat*	Enhed**
91240069	Felsted Kog syd	Feldsted Kog	15-11-2023	Sediment	4-n-octylphenol	0	µg/kg TS
91240069	Felsted Kog syd	Feldsted Kog	15-11-2023	Sediment	Dibuthylphthalat	55,37	µg/kg TS
91240069	Felsted Kog syd	Feldsted Kog	15-11-2023	Sediment	Di(2-ethylhexyl)adipat	61,62	µg/kg TS
91240069	Felsted Kog syd	Feldsted Kog	15-11-2023	Sediment	4-Nonylphenol	0	µg/kg TS
91240069	Felsted Kog syd	Feldsted Kog	15-11-2023	Sediment	Di-n-octylphthalat	0	µg/kg TS
91240069	Felsted Kog syd	Feldsted Kog	15-11-2023	Sediment	Diisononylphthalat	22,11	µg/kg TS
91240069	Felsted Kog syd	Feldsted Kog	15-11-2023	Sediment	DEHP	25,17	µg/kg TS
91240069	Felsted Kog syd	Feldsted Kog	15-11-2023	Sediment	Benzylbutylphthalat	13,07	µg/kg TS
91240069	Felsted Kog syd	Feldsted Kog	15-11-2023	Sediment	Nonylphenol-monoethoxylater (NP1EO)	0	µg/kg TS
91240069	Felsted Kog syd	Feldsted Kog	15-11-2023	Sediment	Nonylphenol-diethoxylater (NP2EO)	0	µg/kg TS
91240069	Felsted Kog syd	Feldsted Kog	15-11-2023	Sediment	Nonylphenoler	0	µg/kg TS
91240069	Felsted Kog syd	Feldsted Kog	15-11-2023	Sediment	Diisodecyl phthalat	32,24	µg/kg TS
91240069	Felsted Kog syd	Feldsted Kog	15-11-2023	Sediment	4-tert-octylphenol	0	µg/kg TS

*: Kun resultater med kvalitetsmærke > 1 er præsenteret

** : Koncentrationer er angivet på tørstofbasis (µg/kg TS).

NISSUM FJORD, NATUR, ØKOLOGI OG TILSTAND

Analyse af økologisk tilstand, presfaktorer og natur i
Nissum Fjord

Nissum Fjord har gennem de seneste 40 år opnået markant bedre vandkvalitet som følge af reduceret næringsstoftilførsel. Klorofylkoncentrationer er faldet, vandet er blevet klarere, og flere biologiske indikatorer viser forbedringer. Undervandsvegetationen er dog endnu ikke fuldt genoprettet. Fremtidige klimæændringer og faldende salinitet forventes at få stigende betydning for fjordens udvikling.