

JULI 2018
MILJØSTYRELSEN

NABOTJEK AF EU-LANDES FREMGANGSMÅDER VED PLANLÆGNING FOR MARINE VANDOMRÅDER I HENHOLD TIL VANDRAMMEDIREKTIVET

KOMPARATIV RAPPORT

PROJEKTNR.

DOKUMENTNR.

VERSION

Endelig

UDGIVELSESDATO

03 juli 2018

BESKRIVELSE

UDARBEJDET

KONTROLLERET

GODKENDT

INDHOLD

1	Overordnede resultater af sammenstillingen	7
1.1	Overall results of the comparative analysis	11
2	Introduktion	15
3	Opdrag, afgrænsning og metode	16
3.1	Opdrag	16
3.2	Metode	17
3.3	Afgrænsning	20
4	Landekontekst og landespecifikke bestemmelser	23
4.1	Spørgsmål A - Næringsstofpåvirkningen af vandmiljøet	23
4.2	Spørgsmål B - Udfordringer i vandområdeplanerne	42
4.3	Spørgsmål C - Målfastsættelse	58
4.4	Spørgsmål D - Undtagelsesbestemmelser	67
5	Miljømål og reference tilstand (i) og belastning (j)	72
5.1	Spørgsmål I – Referencetilstande og miljømål for biologiske kvalitetselementer	72
5.2	Spørgsmål J - Målbeklastninger	99
6	Indsatsbehov	110
6.1	Spørgsmål E -Indsatsbehov	111
6.2	Spørgsmål F – Grænseoverskridende bidrag	120
6.3	Spørgsmål G – Eksisterende belastning	127
6.4	Spørgsmål H - Baseline	133

7	Sammenfatning	136
---	---------------	-----

BILAG

Bilag A	Oversigt over spørgsmål og deres reference	144
Bilag B	Modelbeskrivelser	145
B.1	Modeloversigt for alle lande	145
B.2	Danmark	146
B.3	Sverige	151
B.4	Polen	157
B.5	Tyskland	167
B.6	Nederlandene	167
Bilag C	Interviewpersoner og landeeksperter	171

1 Overordnede resultater af sammenstillingen

Denne rapport indeholder en analyse af, hvorledes behov for indsatser om reduktion af næringsstofbelastninger opgøres i vandområdeplanlægningen med henblik på at opnå vandramme-direktivets miljømål for kystvande i de EU Medlemslande eller de udvalgte vandområdedistrikter, der deler kystvande med Danmark. I analysen indgår således Tyskland, og Sverige, samt andre signifikante EU-medlemslande som Nederlandene og Polen.

Analysefokus

Analysen besvarer en række spørgsmål vedrørende karakteristik af kystvandene og næringsstofbelastninger til kystvandene i de undersøgte lande, hvordan indsatser under nitratdirektiver har spillet en rolle og hvordan landene har anvendt vandrammedirektivets undtagelsesbestemmelser. Fremgangsmåder ved fastsættelse af miljømål for kystvandene er belyst, og ligeledes om der er fastsat højeste næringsstofbelastninger, der understøtter opfyldelse af miljømålene. Herunder hvilke metoder, der er anvendt ved opgørelse af næringsstofbelastninger, og hvilke næringsstofbelastninger, der er opgjort og taget i betragtning.

Overordnet analyse

Overordnet har analysen vist, at der er stor forskel på de undersøgte EU medlemslandes udgangspunkt og fokus i implementeringen af vandrammedirektivet og udarbejdelse af vandområdeplaner. Danmark har haft et mangeårigt fokus på løsning af eutrofieringsproblemer i kystvandene. Forud for indsatserne i vandområdeplanerne er der siden midten af 1980'erne gennemført flere vandmiljøplaner med indsats om reduktion af næringsstofudledninger fra forskellige kilder. Nogle af de væsentligste kilder har været næringsstofudledningen fra punktkilder, herunder især byernes spildevand og kvælstofudvaskning fra landbrugsarealer. Siden begyndelsen af 1990'erne er udledningen af både fosfor og kvælstof i byernes spildevand reduceret betragteligt ved udbygning af renseanlæg med videregående næringsstoffjernelse. Næringsstofbelastningen fra diffuse kilder, hvoraf landbruget er den største kvælstofkilde, er også reduceret. I dag er vandrammedirektivets miljømål for kystvandene endnu ikke opfyldt, hvilket i væsentlig omfang skyldes for høj kvælstofbelastning, og da næringsstofbelastningen med kvælstof fra den diffuse afstrømning fra land i dag udgør hovedparten af de danske tilførsler af næringsstoffer til kystvandene, er der i de danske vandområdeplaner fokus på opgørelse af behov for indsats om reduktion kvælstofbelast-

ningen fra blandt andet landbrugskilder inden for oplandene til de individuelle kystvande.

Eutrofiering i de øvrige undersøgte land

Eutrofiering i kystvande og havområderne spiller, og har spillet, en rolle i de undersøgte lande. Siden 1980'erne har de undersøgte lande tiltrådt OSPAR og HELCOMs målsætninger om reduktion af næringsstofbelastninger til havområderne. De fleste af de undersøgte lande har gennemført foranstaltninger, især ved gennemførelse af EU's nitrat- og spildevandsdirektiver, hvilke har ført til reduktion af næringsstofbelastningerne til havområderne. Behov for bekæmpelse af eutrofieringsproblemer i havområderne – inkl. kystvandene – er også identificeret i de andre undersøgte landes vandområdeplanlægning. Indsatser i disse lande er imidlertid primært rettet mod opfyldelse af miljømål i de ferske vandområder og grundvandsforekomster, hvor påvirkningerne sker. Reduktion af næringsstofbelastninger med henblik på at kunne opfylde miljømålene i kystvande og havområder forventes i væsentligt omfang at blive opnået som følge af indsatserne af hensyn til opfyldelse af miljømål i de ferske vandområder og grundvand. I det omfang der måtte være behov for yderligere reduktion af hensyn til kystvande og havområder er dette endnu ikke identificeret. Opgørelse af behov for reduktion af næringsstofbelastninger for opfyldelse af miljømål i individuelle kystvandsområder, er baseret på behov for reduktion af næringsstofbelastningen, der som helhed bidrager til en beskyttelse af kyst- og havmiljø mod eutrofieringspåvirkning.

Typer af kystvande

Undersøgelsen viser, at kun Danmark, Tyskland og Sverige har indre kystvande med karakter af fjorde og lukkede kystvande i et betydende omfang for vandområdeplanlægningen. Disse typer af kystvande er mere følsomme overfor næringsstofbelastninger fra land end åbne kystvande. Kyst- og overgangsvande i Polen og Nederlandene, og til dels i Tyskland (kystvande i Nordsøen) er i langt højere grad end i Danmark præget af åbne kystvande, hvor store flodsystemer har deres udløb, og hvor der sker en stor vandudveksling med de åbne havområder.

Arealanvendelse

Samlet udgør landbrug mere end halvdelen af arealanvendelsen i alle lande med undtagelse af Sverige, hvor landbrug kun udgør en fjerdedel. I Danmark optager landbrug den største andel set i forhold til de øvrige undersøgte lande. Fælles for alle de undersøgte landene er, at der er behov for reduktion af i næringsstofsbelastninger til kystvandene - havområderne. I Danmark, Tyskland, Nederlandene og Sverige vurderes generelt, at det forhøjede indhold af næringsstoffer i kystvande er en af de væsentligste årsager til, at der ikke er god økologisk tilstand i disse. I Polen vurderes det, at næringsstoffer er en signifikant påvirkning for en del af de polske kystvande.

Næringsstof belastning

En sammenligning af de undersøgte landes totale næringsstofbelastninger til kystvandene har ikke givet et entydigt billede. Areal-specifikke belastninger og belastninger per indbygger viser, at Danmark med en årlig arealbelastning på 13,2 kg N/ha (total areal) har den højeste arealbelastning. Denne er 25 – 40 % højere end arealbelastningerne til kystvandene fra floder, der løber gennem Tyskland og Nederlandene og 2,5 gange højere end arealbelastningen fra Polen og Sverige.

Kvælstof	Den største andel af kvælstofbelastningen i alle de undersøgte lande stammer fra diffuse kilder, med den største andel i Danmark på 90 %, og den mindste andel i Nederlandene på 60 %. Landbrug udgør i alle de undersøgte lande den største kilde til diffus kvælstofbelastning, størst i Tyskland og lavest i Sverige. Danmark har med en kvælstofbelastning fra landbrug på 9,4 kg N/ha det største arealbidrag, men Tysklands og Nederlandenes landbrugsbidrag er i samme størrelsesorden, mens landbrugsbidragene i Polen og Sverige kun er ca. en tredjedel af disse. I forhold til kystvanden karakter og arealbidrag for kvælstof i de forskellige undersøgte lande vurderes, at Danmark og Tyskland kan have en større udfordring med hensyn til at opfylde miljømål i fjorde og lukkede kystvande end de øvrige lande.
Fosfor	Med undtagelse af Polen udgør fosforbelastning fra diffuse kilder den største andel af fosforbelastningen i alle landene med 60-70 % i Danmark, Sverige og Nederlandene og med 50 % for Tyskland. Nederlandene har det højeste diffuse arealbidrag på 1,17 kg P/ha, hvilket er 3-4,5 gange så stort som det danske, tyske og polske arealbidrag, mens det svenske arealbidrag på 0,06 kg P/ha kun er omkring en femtedel af disse landes bidrag. For punktkilder, hvor fosforudledning fra spildevand udgør det største bidrag, ligger belastningen per indbygger i alle landene på nogenlunde samme niveau 0,17-0,14 kg P/indbygger bortset fra Sverige, som har gennemført meget vidtgående fosforrensning og hvor belastningen pr. indbygger er halvt så stor. Det skal bemærkes, at kategoriseringen i henholdsvis diffuse kilder og punktkilder varierer landene imellem.
Nitratdirektivet	Danmark, Tyskland, Polen og Nederlandene har under nitratdirektivet gennemført foranstaltninger på hele deres nationale område. Sverige har som det eneste land i undersøgelsen udpeget specifikke nitratfølsomme områder, beliggende i kystnære oplande. Det er kun i Danmark og Sverige, at eutrofiering af vandområder, og især af kystvande, specifikt er indgået som en del af grundlaget for indsatsen under nitratdirektivet.
Undtagelsesbestemmelse	Alle de undersøgte lande anvender en tidsmæssig forlængelse af fristen for opfyldelse af vandrammedirektivets miljømål indtil 2027 for stort set alle kyst og overgangsvande. Kun Danmark og Polen har et antal vandområder uden undtagelsesbestemmelse efter 2021. Årsagerne til manglende målopfyldelse i 2021 er forskellige, men ofte er der tale om en kombination af årsager, hvor eutrofiering er en af disse. Kun Danmark og Nederlandene anvender begrundelsen om uforholdsmæssigt store omkostninger for den tidsmæssige forlængelse, men hvor det for Danmark er den eneste form for begrundelse, så begrundes alle de andre lande også forlængelsen med teknisk gennemførlighed og naturlige forhold.
Referenceværdier og miljømål	Til vurdering af økologisk tilstand anvender alle landene stort set de samme parametre for de biologiske kvalitetselementer. Referenceværdier for kvalitetselementerne er fastlagt dels på baggrund af historiske værdier dels ved tilbageskrivning af eksisterende kendte relationer mellem fysiske og kemiske forhold (blandt andet næringsstofbelastning/koncentrationer tilbage i tid) og parametre for kvalitetselementerne. Beregninger af referenceværdier og fastsættelse af værdier for miljømålet er ikke direkte sammenlignelige på grund af metodiske forskelle mellem landene, med undtagelse for fytoplankton (klorofyl). Værdierne for alle de biologiske kvalitetselementer er dog interkalibreret landene imellem,

så uanset hvilket lands metode der anvendes til vurderingen af om miljømål opfyldes giver det det samme resultat.

Kystmodeller	I Nederlandene, Polen og Tyskland er kystmodeller brugt som supplement til at klarlægge problemstillinger men ikke brugt som beslutningsværktøjer i forbindelse med vandområdeplanerne. Nogle af de undersøgte lande anvender kun simple regressionsmodeller, mens andre har udviklet regionale modeller. Det danske modelkompleks er det mest udbyggede og i stand til at dække og levere estimater for de fleste vandområder.
Indsatsbehov	I alle de undersøgte lande er der beregnet et indsatsbehov for kvælstof for at opnå god tilstand i kystvande og havområder. Generelt er der beregnet de procentvist mindste indsatsbehov for Sverige og Polen og de største for Tyskland, Danmark og Nederlandene (de grænseoverskridende flodoplande). I forhold til specifikke mål og fastsættelse af reduktionsbehov i næringsstofbelastningen til kystvande, har Tyskland, Polen og Nederlandene fastsat generelle koncentrationsmål for fosfor og kvælstof i flodmundinger. Koncentrationsmålene er fastsat, så miljømålene i havområderne vil kunne opfyldes, og det vurderedes via målinger af næringskoncentrationer i flodmundingerne om indsatser, der som nævnt primært er rettet mod ferske vandområder og grundvand, medfører, at målkoncentrationerne opfyldes. Reguleringen i Danmark er baseret på målbelastninger i tons kvælstof for de enkelte kystvandområder.
Grænseoverskridende næringsstofbidrag	Grænseoverskridende næringsstofbidrag er inddraget i alle de undersøgte landenes vandområdeplaner, - for de øvrige undersøgte landene især via bidrag via de store flodsystemer. For de fleste af undersøgte lande, på nær Danmark, er det dog uklart, i hvilken grad og hvordan eksterne tilførsler fra andre kystvande eller atmosfæriske depositioner er medtaget i beregningerne af indsatsbehov. I forhold til grænseoverskridende bidrag er det fælles for alle de undersøgte lande, at man forudsætter, at øvrige lande opfylder deres målsætninger og indsatser, enten i henhold til vandrammedirektivet eller mål opsat af HELCOM og OSPAR. Dette lægges således til grund for de nationale indsatser for at kunne opnå målopfyldelse i egne kystvande.
Overvågning af miljøtilstanden	I overvågning af næringsstofbelastningen til kystvandene baserer alle landene opgørelserne på målinger i de vandløb/floder, der udleder til kystvandene. For Polen, Nederlandene og Tyskland kommer de væsentligste tilførsler fra få større floder, mens Danmark og Sverige har tilførsler fra flere mindre vandløb. Derfor måles der i Danmark og Sverige i flere vandløb end i de andre lande, og desuden anvendes der i Danmark modelberegninger for de mindste afstrømningsoplande. Kun Danmark og Sverige anvender en fremskrivning (baseline) og Danmark har den mest omfattende opgørelse af baselineeffekter. Selvom der er for opgørelser af belastninger er en vis fælles metodetilgang inden for OSPAR og HELCOM, sker landenes opgørelse af de eksisterende belastninger ved forskellige metoder.

1.1 Overall results of the comparative analysis

This report analyses how the need for measures to reduce the nutrient load is assessed in the river basin management planning to meet the environmental objectives of the Water Framework Directive for coastal waters in the EU Member States or river basin districts that share coastal waters with Denmark. Thus, the analysis covers Germany, Sweden, the Netherlands and Poland.

Focus of the analysis	The analysis addresses a number of issues relating to the characterisation of coastal waters and nutrient loading to coastal waters in the Member States investigated, including the role of measures under the Nitrates Directive and Member State use of exemptions provided for in the Water Framework Directive. Further, the analysis considers the different approaches to setting environmental objectives for coastal waters and examines whether maximum nutrient loading levels have been defined in support of environmental objectives. This includes the methods used to assess the nutrient loading and the types of nutrient loading assessed and included.
Overall analysis	The analysis found significant differences across Member States investigated as to their point of departure and focus in implementing the Water Framework Directive and preparing river basin management plans. Since the mid-1980's, Denmark has focused on tackling the problem of eutrophication in its coastal waters. Prior to the programme of measures arising from the river basin management plans, Denmark implemented several successive action plans for the aquatic environment to reduce nutrient emissions from different sources. Some of the most significant sources targeted by the plans were nutrient discharges from point sources, including urban wastewater and nitrogen leaching from agricultural land. Since the beginning of the 1990's, Denmark has reduced the amounts of phosphorus and nitrogen discharged with urban wastewater by equipping wastewater treatment plants with advanced nutrient removal facilities. Nutrient pressures from diffuse sources have also been reduced, including from agriculture, which is the primary source of nitrogen pollution. Today, the environmental objectives for coastal waters of the Water Framework Directive have yet to be met, which is largely due to excessive nitrogen loading. Since the nutrient loading caused by diffuse sources of nitrogen from land constitutes the main part of the Danish inputs to coastal waters, the Danish river basin management plans focus on assessing the need for measures to reduce nutrient losses from e.g. agricultural sources within the catchment areas to the individual coastal waters.
Eutrophication in the other Member States investigated	Eutrophication in coastal and marine waters has played and continues to play a role in the Member States investigated. Since the 1980's the Member States investigated have as parties to OSPAR and HELCOM, committing themselves to working towards meeting reduction targets for nutrient input to marine waters. Most of the Member States investigated have taken measures, especially pursuant to the EU Nitrates and Waste Water Directives, which have led to a reduction in the nutrient loading to marine waters. The need to combat eutrophication in marine waters, including coastal waters, has also been recognised by the river basin management plans of the Member States investigated. However, interventions in these Member States mainly target environmental objectives for fresh-

water and groundwater bodies where pressures occurs. It is envisaged that nutrient load reductions to meet the environmental objectives for coastal and marine waters will come about mainly as a result of measures taken to meet environmental objectives in freshwater and groundwater bodies. Additional reductions of nutrient load, if needed to the benefit of coastal and marine waters, have not yet been identified. Assessments of the need to reduce the nutrient load to meet environmental objectives in individual coastal areas are based on a general nutrient reduction approach to protect the coastal and marine environment against eutrophication.

Types of coastal water

The analysis found that only Denmark, Germany and Sweden have sheltered coastal water bodies, such as fjords and closed coastal waters, of significance in the context of the river basin management plans. These coastal waters are more vulnerable to nutrient pressures from land than open coastal areas. In contrast to Denmark, the types of coastal and transitional waters found in Poland and the Netherlands and partly in Germany (coastal waters in the North Sea) are primarily open coastal waters where major river systems drain into the sea and where there is a high water exchange with the sea.

Land use

Agriculture accounts for more than 50 per cent of the total land area in all Member States investigated with the exception of Sweden where only 25 per cent of the land is used for agriculture. Denmark has the highest share of agricultural land among the Member States investigated. Across all Member States investigated, there is a need to reduce nutrient loading to coastal waters – marine waters. The general assessment in Denmark, Germany, the Netherlands and Sweden is that the high nutrient concentration is one of the main reasons preventing coastal waters from achieving good ecological status. Poland assesses nutrients to have significant impact on part of the Polish coastal waters.

Nutrient loading

A comparison of the total nutrient loading to coastal waters by Member States investigated did not provide a clear overview of the situation. In terms of area-specific loads and load per capita, Denmark has the highest, annual area-specific load of 13.2 kg N/ha (total area), which is 25-40 per cent higher than the area-specific load to coastal waters from rivers running through Germany and the Netherlands and 2.5 times higher than the area-specific loads from Sweden and Poland.

Nitrogen

The main part of the nitrogen loading in the Member States investigated originates from diffuse sources, with Denmark accounting for the highest share of 90 per cent and the Netherlands for the lowest share of 60 per cent. In all Member States investigated, the main part of diffuse source nitrogen loading comes from the agricultural sector, with Germany accounting for the highest inputs, and Sweden for the lowest. With a nutrient load of 9.4 kg N/ha, Denmark has the highest area-specific input. Area-specific inputs in Germany and the Netherlands are almost the same whereas inputs from agriculture in Poland and Sweden are only one third of this figure. Considering the type of coastal waters and the area-specific nitrogen inputs in the different Member States investigated, it is assessed that Denmark and Germany may find it more challenging to achieve the environmental objectives in fjords and closed coastal waters than the other Member States.

Phosphorus	Apart from Poland, phosphorus pollution from diffuse sources constitutes the major part of the phosphorus loading in all Member States investigated, ranging from 60-70 per cent in Denmark, Sweden and the Netherlands to 50 per cent in Germany. The Netherlands has the highest area-specific input from diffuse sources, i.e. 1.17 kg P/ha, which is 3 to 4.5 times higher than the Danish, German and Polish area-specific inputs. In contrast, the Swedish area-specific input of 0.06 kg P/ha is approximately one fifth of the Danish, German and Polish inputs. At point sources where phosphorus discharged with wastewater constitutes the largest input, the input per capita is more or less the same in all Member States, i.e. 0.17-0.14 kg P/capita. The only exception is Sweden where the introduction of very stringent phosphorus treatment has lowered the input per capita to half that of the other Member States included in the analysis. It should be noted that the classification of sources into diffuse and point sources respectively varies across the Member States.
Nitrates Directive	Pursuant to the Nitrates Directive; Denmark, Germany, Poland and the Netherlands have implemented action programmes for their respective national territories. As the only Member State in the analysis, Sweden has identified a number of nitrogen vulnerable zones in near coastal catchment areas. Only Denmark and Sweden have specifically incorporated eutrophication of water bodies, especially for coastal waters, in the basis for the programmes of measures under the Nitrates Directive.
Exemptions	All Member States investigated avail themselves of a deadline extension to 2027 for meeting the environmental objectives of the Water Framework Directive. The extended deadline applies to practically all coastal and transitional waters apart from a number of water bodies in Denmark and Poland for which no exemptions apply beyond 2021. The reasons stated for failure to meet objectives by 2021 vary, but it is often a combination of causes, eutrophication being one of them. Only Denmark and the Netherlands have applied for an extension of the deadline on the grounds of 'disproportionate costs'. While this is the only reason provided by Denmark, all other Member States investigated have substantiated their requests for deadline extensions by 'technical feasibility' and 'natural conditions'.
Reference values and environmental targets	All Member States investigated apply practically the same parameters to assess biological quality elements. The reference values specified for the quality elements have been determined partly by means of historic values, partly by hindcasting based on existing known relationships between physical and chemical conditions (e.g. nutrient loading/concentrations back in time) and parameters used to assess the quality elements. The calculation of reference values and the setting of values for the environmental objectives are not directly comparable due to methodological differences across Member States included in the analysis, except in the case of phytoplankton (chlorophyll). However, since the values for all biological quality elements have been intercalibrated across the Member States investigated, the results will be the same irrespective of the national method chosen to assess whether the environmental objectives have been achieved.
Coastal modelling	The Netherlands, Poland and Germany have used coastal modelling as a supplementary tool to identify problems but not as a decision tool to support river

basin management planning. Some of the Member States investigated only use simple regression modelling tools, whereas others have developed regional modelling tools. The Danish modelling tools have the highest level of sophistication in that they can assess and provide estimates for most water bodies.

Need for nutrient reductions

All Member States investigated have assessed the level of measures needed in the field of nitrogen pollution to achieve good status of coastal and marine waters. Generally, expressed in percentages, it is assessed that the need for nutrient reductions is lowest in Sweden and Poland and highest in Germany, Denmark and the Netherlands (transboundary river catchments). In terms of setting specific targets and determining the need for reducing nutrient loading to coastal waters, Germany, Poland and the Netherlands have defined general concentration targets for phosphorus and nitrogen in river mouths. The concentration targets are set at a level that ensures compliance with the environmental objectives for the associated marine waters. Measurements of nutrient concentrations in river mouths are used to assess whether measures that primarily target freshwater and groundwater bodies, as mentioned above, can meet these concentration targets. In Denmark, regulation is based on target loads expressed as tons of nitrogen in the individual coastal areas.

Transboundary nutrient inputs

Transboundary nutrient inputs are included in all river basin management plans in the Member States investigated. Outside Denmark, mainly as inputs from the large river systems. In most of the Member States, except for Denmark, it is not clear to which degree or how external inputs from other coastal waters or atmospheric deposition have been included in the assessment of the reductions needed. In terms of transboundary inputs, all Member States investigated assume that the other Member States meet their objectives and implement measures required pursuant to the Water Framework Directive or HELCOM or OSPAR targets. This is a basic condition for the national measures to achieve objectives in own coastal waters.

Monitoring the environmental status

In monitoring the nutrient loading to coastal waters, all Member States investigated determine values by means of measurements in watercourses/rivers draining into coastal waters. In Poland, the Netherlands and Germany, the main inputs originate from a few large rivers, whereas Denmark and Sweden have inputs from several small watercourses. For this reason, measurements in Denmark and Sweden are taken from a higher number of watercourses than in the other Member States. In addition, Denmark uses modelling for the smallest runoff catchment areas. Only Denmark and Sweden use projections of the nutrient load (baseline), and Denmark has the most comprehensive inventory of baseline effects. Even though there are similarities between the OSPAR and HELCOM methodological approaches, the Member State assessment of current loads are made by means of different methods.

2 Introduktion

Denne rapport indeholder en analyse af, hvorledes vandplanindsatser med henblik på at opnå vandrammedirektivets miljømål for kystvande opgøres i de lande eller på udvalgte vandområdedistrikter, der deler kystvande med Danmark, Tyskland, og Sverige, samt andre signifikante EU-medlemslande som Nederlandene og Polen. Der henvises til Miljø- og Fødevareministeriets projektbeskrivelse af 5. december 2016.

Et væsentligt element i de danske vandområdeplaner med tilhørende indsatsprogrammer er fastlæggelse af indsatsbehovet i relation til næringsstoffer, det vil sige omfanget af den indsats, der er nødvendig for at bringe kystvandområderne til at opfylde vandrammedirektivets mål om "god økologisk tilstand".

Til understøttelse af regeringens fastlæggelse af mål for vandmiljøindsatsen og til forberedelse af den kommende diskussion i EU om en eventuel revision af vandrammedirektivet, herunder byrdefordelingen i forhold til Østersøen og Nordsøen, gennemføres en undersøgelse af, hvorledes vore nabolande fastlægger de konkrete indsatsbehov. Undersøgelsen fokuseres på de anvendte metoder til at fastlægge den nødvendige indsats i forhold til begrænsning af udledningen af næringssalte – kvælstof og fosfor – til kystvandene. Der ønskes en sammenstilling, således at landenes indsatser så vidt muligt kan sammenlignes på tværs af landegrænserne for udledninger til de samme eller sammenlignelige vandområder.

Rapporten er struktureret som følger:

Kapitel 3 – Opgavens opdrag, metoder og afgrænsninger

Kapitel 4 – Landekontekst og lande specifikke bestemmelser

Kapitel 5 - Miljømål, reference tilstande og belastning

Kapitel 6 – Indsatsbehov

Kapitel 7 – Sammenfatning

3 Opdrag, afgrænsning og metode

3.1 Opdrag

Ifølge vandrammedirektivet skal medlemsstaterne opnå god økologisk tilstand i vandområder, herunder i kystvande. Denne analyse undersøger, hvilke metoder en række EU medlemslandene anvender til at fastlægge den nødvendige indsats i forhold til at begrænse udledning af næringssalte til vandområder i Østersøen og Nordsøen med fokus på sammenlignelige vandområder i Vadehavet, Flensborg Fjord, Kattegat og Øresund som primære fokusområder.

Opgaven har været at indsamle erfaring og viden fra nabolande i forhold til metoderne bag målfastsættelse og fastsættelse af indsatser i vandområdeplanerne – med henblik på en analyse af, hvor de undersøgte lande, inklusive Danmarks metoder og indsatser kan sammenlignes på tværs. Formålet er at få indsigt og viden om andre landes metoder og fremgangsmåder bag beregningerne af de indsatsbehov, der fremgår af landenes vandområdeplaner. Der er tale om en dybdegående undersøgelse, der stiller skarpt på metoder, forudsætninger og kontekst samt hvilke tilgange der konkret benyttes. Derudover sammenstilles og sammenlignes miljømål og behov for indsats, der i vandområdeplanerne er identificeret for at kunne opfylde miljømålene. Undersøgelsen leverer således en besvarelse af de af ministeriet opsatte 10 spørgsmål (a-j) i projektbeskrivelsen.

Tabel 3-1 *Opdragets spørgsmål og referencer til rapportens afsnit*

	Spørgsmål	Reference
	Kontekst	Kapitel 4
a	Hvad bidrager særligt til næringsstofpåvirkningen af vandmiljøet, og hvor intensivt er landet udnyttet landbrugsmæssigt? Herunder kan der laves en overordnet analyse af arealanvendelsen (% landbrugsjord, skov, % natur, % indre fjorde etc.), der har fokus på udledningsregulering af alle belastende enheder, eksempelvis agerbrug, husdyrbrug og anden industri?	Afsnit 4.1
b	Hvilke primære udfordringer skal vandområdeplanerne løse i de pågældende lande (planernes kontekst)? For hvilke påvirkninger gennemføres de væsentligste indsatser (ex. næringsstofudledning, vandkraft, kemiske stoffer, spildevand, vandindvinding etc.)	Afsnit 4.2
c	Hvordan opererer landene med målfastsættelse i henholdsvis vandrammedirektivet og nitratdirektivet?	Afsnit 4.3
d	I hvilket omfang anvendes undtagelsesbestemmelser i forhold til kystvandene?	Afsnit 4.4
	Miljømål	Kapitel 5
i	Hvilke metoder anvendes til at fastlægge referencetilstand for de biologiske kvalitetselementer og derudfra miljømål i kystvandene, dvs. kriterieværdier for god tilstand. Angiv referencetilstanden og miljømålet for de anvendte biologiske kvalitetselementer (gælder primært Kattegat, Flensborg Fjord, Øresund, Vadehavet og andre kystvande som er sammenlignelige med de danske)	Afsnit 5.1
j	Hvilke metoder anvendes til at fastlægge den højeste kvælstof- og fosforbelastning, der understøtter målopfyldelse i kystvandene (målbeklastningen)? Såfremt der anvendes modelværktøjer beskrives de overordnede modelleringsprincipper. Angiv den fastlagte målbeklastning (gælder primært Kattegat, Flensborg Fjord, Øresund, og andre kystvande som er sammenlignelige med de danske)).	Afsnit 5.2
	Indsatsbehov	Kapitel 6
e	Opgøres der et konkret indsatsbehov i forhold til nedbringelse af næringsstofbelastningen, - og i givet fald: hvilken metode anvendes til opgørelse af indsatsbehovet.	Afsnit 6.1
f	Tages der højde for næringsstoffer fra andre lande dvs. som ikke stammer fra det pågældende lands landbaserede udledning af næringsstoffer? Og i givet fald hvordan?	Afsnit 6.2
g	Hvilke metoder anvendes til opgørelse af den eksisterende næringsstofbelastning (herunder brug af målinger mv)? Herunder særligt hvilket år-/årrække der lægges til grund for opgørelsen af den eksisterende belastning.	Afsnit 6.3
h	Opgøres der en baseline-belastning (fremskrivning af kvælstofbelastning i 2021) og i givet fald hvordan – herunder særligt hvilke elementer der indregnes?	Afsnit 6.4

3.2 Metode

Som overfor nævnt, indeholdt opgavebeskrivelsen en række spørgsmål (a-j), til at strukturere analysen jf. Tabel 3-1

Analyseramme	Med henblik på at besvare disse spørgsmål blev der udviklet en analyseramme omfattende de hovedelementer, som skulle indgå i undersøgelsen. Analyserammen, skulle sikre en effektiv dataindsamling og analyseproces og besvarelse af de stillede spørgsmål, da dataindsamling og dataanalyse ikke nødvendigvis starter med de første spørgsmål. En detaljeret beskrivelse af analyseramme indgik i projektets inceptionrapport.
Opgaven spørgsmål i relations til VFD	Spørgsmålene er baseret på den danske implementering af vandrammedirektivet, som ikke nødvendigvis er den samme i de øvrige undersøgte lande. Derfor blev der udviklet en oversigt over, hvordan undersøgelsens spørgsmål er relateret til vandrammedirektivets bestemmelser og afsnit i guidance dokumenterne (Bilag A). Oversigten tager udgangspunkt i vandrammedirektivets bestemmelser og terminologi, samt den forståelse af bestemmelserne, der er udfoldet i EU Kommissionens CIS Guidance dokumenter. Guidance dokumenterne er udarbejdet med henblik på at bistå medlemslandene ved implementering af vandrammedirektivet. De tilsigter at give en overordnet metodisk fremgangsmåde, men i respekt for tilpasning til specifikke forhold i de enkelte medlemslande.
EU-landenes fælles begrebsramme	Særligt i relation til eutrofiering findes EU-landenes fælles begrebsramme (conceptual framework) for vurdering af eutrofiering, som er beskrevet i CIS Guidance Document nr. 23 (Afsnit 2.2), med tilhørende policy statement. Dokumentet beskriver EU-forståelsen af eutrofiering i EU og international politisk kontekst og hvordan relevant EU lovgivning forstås i relation til vandrammedirektivet ¹ . Vejledningen har til formål, at tilvejebringe harmoniserede vurderingsmetoder og kriterier for vedtagne elementer/parametre/indikatorer i relation til eutrofiering, anvendelse af typespecifikke miljømål for biologiske og fysisk-kemiske elementer, og koordinering af overvågning og rapportering. Indledningsvis kan det noteres, at den danske implementering af vandrammedirektivet i vid udstrækning anvender de begreber og fremgangsmåder, som guidance dokumentet foreskriver.
Dataindsamling	Data til analysen blev indsamlet ved hjælp af fire (fem inklusive Danmark) ekspertteams i de undersøgte lande, som fik til opgave at lave en dybdegående beskrivelse af vandrammedirektivets implementering i de pågældende lande/områder. De fem landerapporter (Tabel 3-2) danner således grundlag for analysen i kapitlerne 4-6. Landerapporterne og disse datagrundlag blev drøftet og sammenholdt ved tre workshops (april, juni og september 2017) med landeekspertene.

¹ Herunder Vandrammedirektivet i relation til Nitratdirektivet, Byspildevandsdirektivet Havstrategidirektivet og Habitatdirektivet samt OSPAR og HELCOM politikker.

Tabel 3-2 Oversigt over de fem landestudier og ekspertteams

Land	Titel	Forfatter	Dato
Danmark	Comparative analysis EU-member states marine environmental effort in regard to implementation of the water framework directive THE DANISH COUNTRY STUDY	COWI	April 2017
Tyskland	Comparative analysis EU-member states marine environmental effort in regard to implementation of the water framework directive THE GERMAN COUNTRY STUDY	Ecologic og Hydor (reviderede af COWI)	December 2017
Polen	Comparative analysis EU-member states marine environmental effort in regard to implementation of the water framework directive THE POLISH COUNTRY STUDY	EPRD og IOS-PIB	December 2017
Sverige	Comparative analysis EU-member states marine environmental effort in regard to implementation of the water framework directive THE SWEDISH COUNTRY STUDY	AquaBiota	December 2017
Nederlandene	Comparative analysis WFD - Country report The Netherlands	Deltares	Oktober 2017

Detaljeringsniveauet for landerapporterne blev fastlagt ved en beskrivelse af den danske tilgang. Den danske landerapport, dannede således grundlag for de fire øvrige landerapporter. Hovedreferencen har været de fire landes vandområdeplaner for 2015-2021, men da en del af de data, der ligger bag planer ikke indgår i selve planerne, har landeekspertterne måttet konsultere baggrundsrapporter og andre relevante datakilder, såsom EU-interkalibreringsrapporterne.

Interview i de undersøgte land

I flere af de undersøgte lande findes der begrænset officielle skriftlige kilder vedrørende metoderne bagved vandområdeplaner, hvorfor en del data også er samlet ved hjælp af interviews med embedsmænd i relevante myndigheder i de undersøgte lande². De endelige landerapporterne blev sendt til interviewpersonerne til information og kommentarer³. Det bør også noteres, at på grund af forskellige fremgangsmåder er der ikke et fuldstændigt sammenfald mellem den data, der kan indsamles i de undersøgte lande. Dertil kommer, at implementering af vandrammedirektivet er under konstant opdatering og udvikling i de undersøgte lande, blandt andet som følge af, at implementeringen er blevet kritiseret af EU Kommissionen⁴. For at opnå et sammenligneligt grundlag anvendes til denne analyse, som nævnt nedenfor, den nyeste generation vandområdepla-

² Liste med interview personer og eksperter er indeholdt i Appendiks C.

³ Ingen væsentlig kommentarer blev modtaget af landeteams.

⁴ European Commission. Report on the progress in implementation of the Water Framework Directive Programmes of Measures. SWD(2015) 50 final.

ner (2. planperiode for 2015-2021). Der har ikke været afholdt interviews med embedsmænd i EU Kommissionen.

3.3 Afgrænsning

Fokus på metoder

Analysen fokuserer på metoder, der anvendes til at fastlægge indsatsen. Der lægges vægt på en beskrivelse af metoder og principperne bag ved, og på den indsats, der fremgår af vandområdeplanerne med henblik på at opfylde miljømål for kystvande. Opgaven er af beskrivende karakter, dvs. nabolandenes metoder beskrives, men der laves ikke en vurdering af, om nabolandenes metoder ville betyde et større eller mindre indsatsbehov, hvis metoderne i den danske tilgang var anvendt i stedet. Det er heller ikke hensigten, at opgaven skal vurdere kvaliteten af modellerne bagved (en evaluering af de danske modeller er udført i et parallelt forløb med involvering af en række udenlandske forskere).

Geografisk

Geografisk er opgaven afgrænset til: Danmark, Tyskland, Polen, Sverige og Nederlandene, da opgavens fokus er på kystvande i Østersøen og Nordsøen. For Tyskland, Polen og Sverige afgrænses til de vandområdedistrikter, som er relevante for dette geografiske fokus (se nedenfor). I det omfang, der er forskel i den måde indsatsbehovet bestemmes på i forskellige vandområdeplaner indenfor de enkelte lander, medtages eller omtales dette i analysen. Endvidere medtages eller omtales indsatsbehov om reduktion af næringsstofbelastning, hvor det er identificeret og hvor indsatsen er medtaget under anden regulering.

2. generations vandområdeplaner

Tidsmæssigt fokuserer opgaven på vandområdeplanerne for perioden 2015-2021, som de relevante lande har indsendt til EU-Kommissionen og som er offentlig tilgængelige. Analysen afgrænses til indsatsbehovet i forhold til næringsstoffer (kvælstof og fosfor) og indsatsbehovet i forhold til marine vandområder omfattet af vandrammedirektivet. Analysens fokus er på landenes metoder til opgørelse af indsatsbehovet for at begrænse tilførslen af næringsstoffer til kystvand i 2. generations vandområdeplaner.

Tabel 3-3 Status for anden generations vandområdeplaner for undersøgelsens fem lande.

Land	Status på VP2	Link til VP2	Kommentar
DK	Vandområdeplaner vedtaget juni 2016 – trådt i kraft 1. juli 2016	http://svana.dk/vand/vandomraadeplaner/vandomraadeplaner-2015-2021/vandomraadeplaner-2015-2021/	4 vandområdeplaner (heraf én international sammen med DE Eider vandområdedistrikt)
DE	Vandområdeplaner vedtaget december 2015	http://www.wasserblick.net/servlet/is/148547/	Vandområdeplaner for 10 vandområdedistrikter i Tyskland. Vanddistriktsplaner i: Niedersachsen, Schleswig-Holstein, Mecklenburg-Vorpommern.
PL	Vandområdeplaner vedtaget oktober 2016	Se http://www.rdw.org.pl/en/RDW For information om vandrammedirektivet	Udgivelse i 'The Polish Official Journal' afventer. 10 vandområdedistrikter.
SE	Vandområdeplaner for 2016-2021 vedtaget december 2016	http://www.vattenmyndigheterna.se/Sv/nyheter/2016/Pages/atgardsprogram-vatten-beslutade-2016-2021.aspx http://www.vattenmyndigheterna.se/Sv/publikationer/Pages/default.aspx?ptype=Beslutsdokument&year=2016	Vandområdeplaner, indsatsprogrammer og miljøkvalitetskrav for fem vandområdedistrikter i Sverige Bottenvikens vattendistrikt; Södra Östersjöns vattendistrikt; Norra Östersjöns vattendistrikt; Bottenhavets vattendistrikt; Västerhavets vattendistrikt
NL	Vandområdeplaner vedtaget december 2015	https://www.government.nl/topics/water-management/documents/policy-notes/2015/12/14/national-water-plan-2016-2021	National vandplan. 4 vandområdedistrikter.

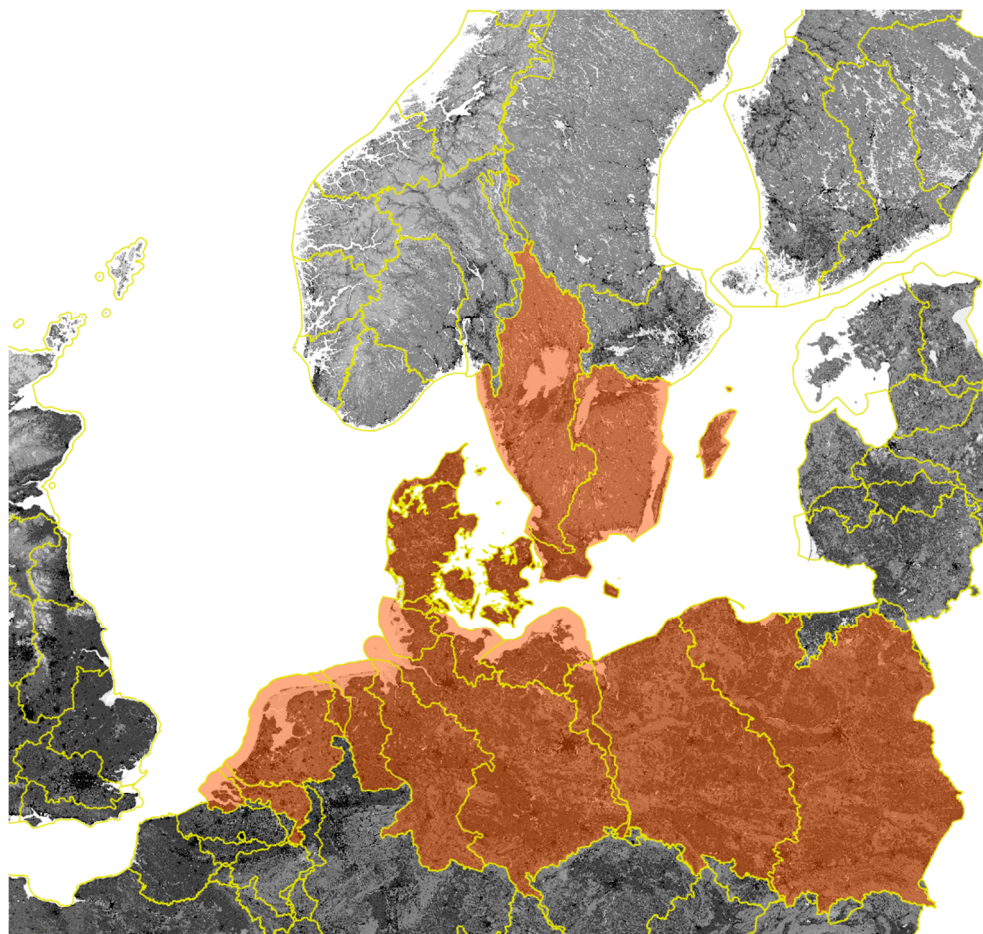
3.3.1 Geografisk afgrænsning

Medlemslandene i dette nabotjek omfatter Sverige, Polen, Tyskland og Nederlandene. For Tyskland er vandområdeplaner med tilknytning til Nord-, eller Østersøen inkluderet; dvs. syv vandområdeplaner for hhv. Eider, Elbe, Ems, Oder, Schlei/Trave, Warnow/Peene, og Weser. For Polen dækker vandområdeplanerne for Oder og Vistula størstedelen af landet. Fem vandområdeplaner dækker mindre oplande (3,3 % af nationalt areal), der afvander til Østersøen uden for Polen. For Sverige, inkluderer undersøgelsen vandområdeplaner, som omfatter oplande i nærheden af danske farvande: Västerhavet og Södra Östersjön (se Tabel 3-4). For Nederlandene indgår de nederlandske vandområdeplaner, som dækker en del af større internationale vandområdedistrikter for alle floder, der løber gennem landet. En stor del, af blandt andet Rhinens opland, er derfor ikke omfattet af analysen.

Tabel 3-4 Undersøgelsesområdet og antallet af vandområdeplaner i studiet

Land	Vandområdeplaner
Danmark (DK)	Alle 4 planer
Tyskland (DE)	Eider, Elbe, Ems, Oder, Schlei/Trave, Warnow/Peene, og Weser - 7 planer
Polen (PL)	Oder, Vistula – 2 planer
Sverige (SE)	Västerhavet og Södra Östersjön – 2 planer
Nederlandene (NL)	Alle 4 planer

Figur 3-1 Oversigt over de valgte vandområdedistrikter til studiet (orangeifarvet) og de dertil knyttede oplande. For Nederlandene er kun vist oplande, som udgør landets andel af internationale vandområdedistrikter. For Tyskland og Nederlandene er vist kystvande ud til 12 sm grænse.⁵



⁵ Data grundlaget bag illustrationen er forskellige mellem landene pga. forskellige datakilder. Derfor vises for eksempel kystvandsområdet ud til 12 sm for Tyskland og Nederlandene, mens der for Danmark ikke vises kystvande.

4 Landekontekst og landespecifikke bestemmelser

Dette afsnit analyserer vandområdeplanernes kontekst i de relevante undersøgelsesområder. Afsnittet forholder sig til fire spørgsmål: 'Hvad er den geografiske kontekst (a)', 'hvilken udfordringer fokuser de forskellige vandområdeplaner på? (b)', 'hvordan opererer undersøgelsens landene/områder i forhold til målfastsættelse (c)', og anvendes der 'undtagelsesbestemmelser i forhold til miljømålene i kystvande (d)'.

4.1 Spørgsmål A - Næringsstofpåvirkningen af vandmiljøet

Spørgsmål A) Hvad bidrager særligt til næringsstofpåvirkningen af vandmiljøet, og hvor intensivt er landet udnyttet landbrugsmæssigt? Herunder kan der laves en overordnet analyse af arealanvendelsen (% landbrugsjord, skov, % natur, % indre fjorde etc.), der har fokus på udledningsregulering af alle belastende enheder, eksempelvis agerbrug, husdyrbrug og anden industri?

Baggrund

Spørgsmål A fokuserer på kvælstof- og fosforinput fra landbaserede kilder i oplandet til kyst- og overgangsvande i de undersøgte lande. For at kunne vurdere betydningen af, hvordan kyst- og overgangsvande er følsomme overfor landbaserede næringsstoftilførsler, og for at kunne sammenligne denne betydning for de undersøgte landes kystvande, er det indledningsvis analyseret, hvordan og i hvilket omfang landenes vandområder er karakteriseret som overgangsvande og kystvande. Disse kan være typeinddelt henholdsvis som åbne kystvande og indre kystvande og herunder fjorde og lukkede kystvande, der kan sammenlignes med tilsvarende danske kystvandstyper. Denne sondring mellem typer af vandområder kan have betydning i den videre analyse af, om der er identificeret indsatsbehov i relation til vandområder, identificeret i henhold til procedurerne i

vandrammedirektivets Bilag II, sektion 1.5; nemlig vandområder for hvilke det vurderes, at miljømål under Art. 4 i vandrammedirektivet ikke er opfyldt eller ikke vil kunne opfyldes som følge af menneskeskabt påvirkninger (herunder forhøjet kvælstoftilførsel), og hvor der ikke er truffet foranstaltninger til at nedbringe kvælstoftilførslen. En beskrivelse af påvirkningerne er foretaget for hvert land.

Analysen af karakteristikken af vandområder er foretaget i henhold til inddelingen af vandområderne i typologierne, som fastsat i vandrammedirektivet. Analysen af arealanvendelsen i vandområders oplande samt næringsstofbelastninger, som hidrører fra de forskellige kilder i oplandene, er baseret på sammenlignelige oplysninger fra European Environmental Agency (EEA) CORINE landcover model.⁶ Analysen af næringsstofbelastningen fremgår af afsnit 4.2.3.

Spørgsmål A er inddelt i to underafsnit;

- > Antal og typer af kystvande (4.1.1)
- > Arealanvendelse og landbrug (4.1.2)

4.1.1 Antal og type af kystvande

Baggrund

Ifølge vandrammedirektivet skal medlemslandenes overfladevandområder inddeles i kategorier af vandløb, søer, kystvande og overgangsvande, herunder som kunstige overfladevandområder eller stærkt modificerede overfladevandområder.⁷ Vandområderne skal desuden opdeles efter type, baseret på en række faktorer, der er beskrivende og bestemmende for vandområdets karakteristika og dermed for de biologiske forhold. Man kan anvende ét af to typologisystemer til denne karakterisering. Alle de undersøgte landene har (indenfor de undersøgte områder) anvendt det samme system (System B), til at fastlægge typologier for deres kyst- og overgangsvande. Systemet omfatter obligatoriske faktorer og valgfrie faktorer, som er nødvendige med hensyn til at kunne beskrive de forekommende typer af nationale vandområder. Dermed kan man identificere vandområder, som kan danne grundlag for beskrivelse af typespecifikke biologiske referenceforhold på en gennemskuelig måde.

Interkalibreringsproces

Under EU medlemslandenes interkalibreringsproces, hvor biologiske referenceforhold og grænser for opfyldelse af miljømål blev fastlagt, blev medlemslandene enige om typologier for de mere åbne dele af kystvandene i Østersøen og Nordsøen. Dette fremgår blandt andet af EU-interkalibreringens videnskabelige og tekniske baggrundsrapport⁸. For de relevante (omfattet af denne analyse) kystvande i Østersøen, er typerne baseret på den obligatoriske faktor salinitet. Desuden er de baseret på valgfrie faktorer som opblandingsforhold og i hvilken grad et vandområde er åbent eller beskyttet imod vind og bølgeeksponering. For Nordsøen, er typerne for de relevante kystvande, også baseret på de obligatori-

⁶ EEA, CORINE Land Cover, <https://www.eea.europa.eu/publications/COR0-landcover>

⁷ Vandrammedirektivet, Bilag II

⁸ EC Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, 2009, *Water Framework Directive intercalibration technical report. Part 3: Coastal and Transitional waters*, EUR 23838 EN/3, Carletti, A, Heiskanen A., Luxembourg, 240 pp.

ske faktorer salinitet og tidevandsforskel, samt valgfrie faktorer som dybde, strøm- og bølgeeksponering, opblandingsforhold og opholdstid.

I det omfang de fælles vandområdetyper under EU-interkalibreringen, ikke har kunnet repræsentere alle nationale vandområdetyper, har EU medlemslandene fastlagt yderligere typologier for nationale vandområdetyper. På baggrund af resultaterne af EU-interkalibreringen⁹, har EU medlemslandene oversat typespecifikke biologiske referenceforhold og miljømål til nationale vandområdetyper efter fremgangsmåder, som er fastlagt under EU-interkalibreringsprocessen¹⁰.

Antal kystvande og typer af kystvande

Nærværende analyse dækker kystvande, som ligger i økoregionerne Østersøen og Nordsøen, og som ligger mere eller mindre op til danske farvande. Det vil for Østersøen sige, den sydlige og vestlige del af Østersøen, herunder Sundet og bælteerne, og for Nordsøen den sydøstlige del, samt Skagerrak og Kattegat¹¹. Derudover er antallet af vandområder begrænset til kystvande indenfor 1 sømil fra basislinjen, hvor vandrammedirektivets krav om 'god økologisk tilstand' er gældende. Direktivets krav om 'god kemisk tilstand' rækker ud til 12 sømil fra kystlinjen, men er ikke en del af denne undersøgelse. Antallet og arealet af de enkelte undersøgte landes kystvande og overgangsvande er vist i Tabel 4-6 nedenfor. Dette afsnit beskriver endvidere de anvendte typologier på kystvande.

Danmark - vandområder

Danmark har 119 vandområder fordelt på 36 åbne vandområder og 83 fjorde og lukkede vandområder. Knap en fjerdedel af Danmarks kystvandsareal er karakteriseret som fjorde. I gennemsnit har disse vandområder et areal på 54 km². Samlet svarer kystvandarealet til 20.232 km². Danmark har 23 hovedvandoplande med et samlet oplandsareal på 43.100 km² plus en mindre del af Vidå-Kruså oplandet, som ligger i Tyskland. Danmark har ikke udpeget overgangsvande.

Kystvandområdetyper og EU-interkalibrering

Danmark har 16 kystvandområdetyper, hvoraf 5 er karakteriseret som åbne kystvandområder og 11 fjorde og lukkede kystvandområder.¹² Nedenstående tabel sammenfatter de anvendte obligatoriske og valgfrie faktorer for de danske kystvande (Tabel 4-1). Alle fem åbenvandstyper svarer til vandområdetyper fastlagt i EU-interkalibrering af referencetilstand og miljømål, heraf har Danmark to vandområdetyper fælles med Sverige og to fælles med Tyskland.

⁹ Kommissionens afgørelse om interkalibrering 2013/480/EU

¹⁰ CIS Guidance Document No.14, Guidance Document on the Intercalibration Process 2008-2011

¹¹ Vandrammedirektivet, Bilag XI

¹² Bekendtgørelse nr. 837 af 27. juni 2016, om basisanalyser

Tabel 4-1 Obligatorisk og valgfrie faktorer i Kystvand-Typologi i Danmark¹³

Faktor		Antal inddelinger	Værdier for inddelinger
Oblig.	Salinitet (psu)	4	<5; 5-18; 18-30; >30
Valgfrie	Strømnings hastighed (kn)	2	<1; 1-3
	Eksposering	2	Beskyttet; Eksponeret
	Blanding	2	Blandet; Lagdelt
	Opholdstid	kontinuerligt	Indgår i et afstrømningsindeks med to intervaller
	Afstrømning fra opland	kontinuerligt	Indgår i et afstrømningsindeks med to intervaller

Tyskland - vandråder

Undersøgelsesområdet i **Tyskland** har en række vandområdedistrikter som afstrømmer til Nord- og Østersøen (Eider, Elbe, Ems, Oder, Schlei/Trave, Warnow/Peene, Weser). I disse syv vandområdeplaner findes 73 kystvandområder (<1 sm grænsen) hvoraf 31 kan betegnes som åbne vandområder, 37 som indre kystvande og 5 som overgangsvande. Indre kystvande dækker halvdelen af det samlede overgangs- og kystvandsareal, men kun et mindre antal og areal af disse vandområder i Østersøen kan betegnes fjorde og lukkede vandområder i sammenligning med den danske inddeling heraf. De 5 overgangsvande dækker ca. 6 % arealet. I gennemsnit har de indre kystvande et areal på 145 km². Det samlede areal af kystvande i Tyskland er ca. 10.463 km².

Oplande

Samlet dækker de syv vandområdeplaner et opland på 194.421 km² i Tyskland. Oplandet til de tyske kystvande er for tre af vandområdeplanerne præget af flere store flodsystemer og dermed af, at en væsentlig del af afstrømningsoplandet ikke ligger i Tyskland. Det tyske opland udgør 51 % af hele oplandet. I Østersøen gælder, at for Oder-oplandet ligger kun 8 % i Tyskland og størstedelen ligger i Polen. For Nordsøen gælder for Elbens opland, at 66 % af dette ligger i Tyskland og for Ems's opland, at 84 % ligger i Tyskland. Resten af oplandet ligger henholdsvis i Tjekkiet og Nederlandene.

Kyst- og overgangsvande

Tyskland har 15 typer af kyst- og overgangsvande. Typologien er bestemt i den nationale "Oberflächengewässerverordnung", som definerer 5 typer i Nordsøen (N1-N5), 2 hovedtyper i Østersøen (B1-B4) og 2 typer for overgangsvande.¹⁴ Vandområderne i Østersøen er endvidere inddelt i 6 forskellige undertyper, som adskiller sig i forhold til saltindhold. 7 typer er karakteriseret som åbne vandområder, 6 er karakteriseret som indre vandområder og 2 er karakteriseret som

¹³ Bekendtgørelse nr. 837 af 27. juni 2016, om basisanalyser

¹⁴ Oberflächengewässerverordnung, 2016, Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OGewV).- https://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/ogewv_2016/gesamt.pdf

overgangsvande. For Nordsøen bruges saltindhold og sedimenttype som kategorisering; mens en type (N5) har sin egen kategori ('vandet' omkring Helgoland).¹⁵ Inddelingen af typerne sker i henhold til 8 forskellige faktorer, som er sammenfattet i Tabel 4-2 nedenfor. En illustrering af typeinddeling findes i den tyske landerapport. Overgangsvande eksisterer kun i Nordsøen, men i hvert af de relevante vandområdeplan (Eider, Elbe, Ems og Weser). Typologien omfatter to slags overgangsvande (T1 i Elbe, Weser, Ems og T2 i Eider [som ligger på vestkysten af Slesvig Holstein]).

EU-interkalibrering

De tyske vandområdeplaner oplyser ikke, hvilke af vandområdetyperne, der svarer til vandområdetyperne, som er fastlagt i EU-landenes interkalibrering af referencetilstand og miljømål. Ud fra vandområdene lokaliseret i forhold til de vandområder, der er indgået i interkalibreringen, vurderes det, at 4 af de tyske kystvandstyper svarer til interkalibreringstyperne. Heraf er 2 vandområdetyper fælles med Danmark (Vadehavet og den vestlige del af Østersøen) og 2 med Nederlandene (Vadehavet og Nordsøen ud for grænsen mellem Tyskland og Nederlandene).

Tabel 4-2 Obligatoriske og valgfrie faktorer i Kystvand-Typologi i Tyskland ¹⁶

Faktor		Antal inddelinger	Værdier for inddelinger
Oblig.	Salinitet (psu)	3	5-18; 18-30; >30
	Tidevandsforskel (m)	3	<1; 1-3; >3
Valgfrie	Strømnings hastighed (kn)	2	<1; 1-3
	Exposition	5	(ekstrem, meget, lidt) eksponeret; (meget) beskyttet
	Blanding	2	Blandet; (sæsonal) Lagdelt
	Opholdstid	3	Dage; Uger; Måneder
	Sediment	4	Muck-Silt; Sand-Kies; Sten-Blokker; mænget sediment
	Tidevandsareal	2	<50 %; >50 %

Polen

Polen har 10 vandområdeplaner, hvoraf kun 2 vandområdedistrikter (omfatter Vistula og Oder) har afstrømning til Østersøen ved den polske kyst. I begge disse vandområdeplaner findes samtlige af Polens 10 kystvandsområder i Østersøen inden for <1 sømil grænsen, og næsten lige så mange overgangsvandområder (9 i alt), der er lokaliseret omkring to flodudmundinger. Polen har det største antal overgangsvandområder og -typologier i de undersøgte lande. Arealet af overgangsvande udgør 75 % af vandarealet for kyst- og overgangsvande.

¹⁵ Se UBA, 2017, Gewässer in Deutschland: Zustand und Bewertung, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, s. 88 for et detaljeret skema af kystvandenenes inddeling.

¹⁶ LAWA, 2017, Küstengewässertypologie, http://www.gewaesser-bewertung.de/index.php?article_id=60&clang=0

Kystvandene har en gennemsnitlig størrelse på 260 km². Overgangsvande har en gennemsnitlig størrelse på 215 km². Den samlede størrelse af kyst- og overgangsvande er ca. 2.601 km². De overnævnte to vandområdeplaner for Oder og Vistula dækker et opland på 301.191 km², 97 % af Polens afvandingsområde, der afvander til Østersøen på den polske kyst. Fem andre vandområdeplaner omfatter også oplande, der afvander til Østersøen, men dette foregår i andre lande.

Kystvandstyper Polen har 3 kystvandstyper (CWI – CWIII) fordelt på 10 vandområder, som alle er åbne eksponerede kystvandstyper. Tabel 4-3 viser de udvalgte faktorer, som er brugt til at karakterisere typerne af kystvande. For kystvandstyperne inddeles de efter to valgfrie faktorer: substrat og form. Alle 10 kystvande er karakteriseret ved en delvis bølgeeksponering og kort opholdstid (dvs. under 7 dage), men da de har samme værdi for alle, har der ikke været behov for at anvende disse faktorer til opdeling af forskellige vandområdetyper.

Der er 5 overgangsvandstyper (TWI – TWV) fordelt på 9 overgangsvande. Vandområderne er beliggende ved Polens vestlige grænse til Tyskland og i Szczecin-lagunen og Gdańskbugten ved den østlige grænse med Kaliningrad.

EU-interkalibrering De polske vandområdeplaner oplyser ikke, hvilke kystvandstyper, der er fælles med vandområdetyper under EU-interkalibreringen af referencetilstand og miljømål. Ifølge beskrivelserne i EU-interkalibreringen, svarer Polens kystvandstyper dog til EU-interkalibreringens vandområdetype BC5 på Polens østlige kyst (CWI) og til BC7 på Polens vestlige kyst (CWIII og CWII). Overgangsvande i Vistulabugten (TWI) svarer EU-interkalibreringens vandområdetype til BT1 typen.¹⁷

Fremtidige ændringer Polen har besluttet at revidere typologien i den tredje generation af vandområdeplaner (2021-2027). Årsag til dette er, at variationen i tilstanden, baseret på de valgte biologiske kvalitetsindikatorer (BQI), ikke bekræfter behovet for så stor detaljegråd. Revidering har desuden til formål at harmonisere typologien med HELCOM CORESET bassinerne og EU's Havstrategien. Det nye forslag består af 2 kystvandstyper med 4 kystvandsområder og 7 overgangsvande.¹⁸ Som del af processen, vil også nogle kyst- og overgangsvande blive lagt sammen.

¹⁷ EC, 2013, Kommissionens Afgørelse om fastsættelse i overensstemmelse med Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2000/60/EF af værdierne for klassifikationerne i medlemsstaternes overvågningssystemer som resultat af interkalibreringen og om ophævelse af beslutning 2008/915/EF, 2013/480/EU

¹⁸ Krasniewski W., Krzymiński W., 2014. Nowy podział na jednolite części wód powierzchniowych (wody przejściowe i przybrzeżne) na lata 2021-2027, PectoreEco, IOŚ-PIB, IMGW-PIB.

Tabel 4-3 Obligatoriske og valgfrie faktorer i Kystvand-Typologi i Polen ¹⁹

Faktor		Antal inddelinger	Værdier af inddelinger
Oblig.	Salinitet (psu)	1	5 – 18
Valgfrie	Eksponering	1	Delvis åben
	Opholdstid	1	< 7 dage
	Sediment	2	Sand (substrat)
	Form	3	Klipper; Klitter; Odde

Sverige

I **Sverige** omfatter undersøgelse området Västerhavet og Södra Östersjön (her-
efter samlet refereret til som Sverige, henholdsvis VH og SÖ)²⁰ har 289 vandom-
råder fordelt på 83 åbne vandområder, 204 indre vandområder og to over-
gangsvande (VH, Göta Älvens skærgård). Sveriges indre kystvandsområder er
præget af mange mindre vandområder i skærgården. Disse udgør ca. 20 % af
det samlede kystvandsareal, men i gennemsnit er vandområderne kun ca. 16
km². Det samlede kystvandsareal er 14.246 km² og dermed er gennemsnits
kystvandsareal derfor 49km².

Inden for undersøgelsesområdet i Sverige er der 48 hovedvandoplande med et
oplandsareal på 149.062 km² i Sverige, dertil lægger sig en andel af Göta Älvens
opland, som opstrøms er beliggende i Norge.

Vandområdetypolo- gier

Totalt set har Sverige et stort antal (23 for hele Sverige) vandområdetypologier,
hvilket blandt andet skal ses i lyset af, at Sveriges kystvande ligger i farvande
med store forskelle i salinitet. De forskellige vandområdetyper knytter sig til
længere kystvandsstrækninger langs Sveriges kyst fra Skagerrak og ind i Øster-
søen. Inden for undersøgelsesområdet (Västerhavet og Södra Östersjön) har
Sverige 15 vandområdetyper hvoraf 9 betegnes som åbne vandområder, 5 som
indre vandområder og 1 som overgangsvandområde (Göta Älvens skærgård).
Det er blevet forslået i forbindelse med den fremtidige vandområdeplanlægning,
at lade overgangsvande udgå. Nedenstående tabel viser de faktorer, der indgår i
typologien for de svenske kystvande.

EU-interkalibrering

9 af vandområdetyperne i undersøgelsesområdet svarer til vandområdetyper
fastlagt i EU-interkalibreringen af referencetilstand og miljømål, heraf er 2 vand-
områdetyper fælles med Danmark (det indre Skagerrak og Kattegat og den syd-

¹⁹ Kraśniewski W., Krzysiński W., 2014. Nowa typologia wód przejściowych i
przybrzeżnych w Polsce. PectoreEco, IOS-PIB

²⁰ Västerhavet, dækker Skagerrak og Kattegat og Södra Östersjön, som i vandrammedi-
rektivet afgrænses af ved det nordlige Øresund går op til nord for Gottland

østlige danske kyst), mens Sverige ikke har vandområdetyper fælles med Tyskland og Polen.

Tabel 4-4 Obligatoriske og valgfrie faktorer i Kystvand-Typologi i Sverige ²¹

Faktor		Antal inddelinger	Værdier af inddelinger
Oblig.	Salinitet (psu)	4	Euhaline; Oligohaline; Mesohaline; Polyhaline
Valgfrie	Dybde	2	Flade; Dyb
	Blanding	3	Blandet; Delvis Lagdelt; Permanent Lagdelt
	Eksposering	4	(Meget; Almindelig; Moderat) Eksposeret; Isoleret
	Opholdstid	3	0-9; 10-39; >40
	Sediment	4	Sand-grus; Sand; Ler; Hårdt
	Isdage	2	<90; 90-150

Nederlandene –
vandområdeplaner

Nederlandene har 4 vandområdeplaner, der alle hver for sig dækker en del af større internationale vandområdedistrikter med floder, der afstrømmer gennem Nederlandene. Vandområdeplanerne dækker i alt otte kystvandsområder (indtil 1 sm grænsen) og fem overgangsvandsområder. Tre af kystvandsområderne betragtes som indre kystvande, men 2 af disse er tidevandsvadeområder i Rhinens udløbsområde. Tilsammen dækker disse 3 kystvandsområder 58 % af Nederlandenes kyst- og overgangsvandareal, svarende til en gennemsnitlig størrelse på 893 km². De åbne kystvande har en gennemsnitlig størrelse på 257 km² og overgangsvande en gennemsnitlig størrelse på 130 km². I alt en samlet størrelse på 4.621 km².

Oplande

Alle vandområdeplaner dækker oplande, som har deres største andel i nabolandene omkring Nederlandene. Den procentuelle andel af vandområdeplanernes opland i Nederlandene varierer mellem 14-21 % af de internationale vandområdedistrikters oplande. Den største vandområdeplan dækker Rhinens opland, som i Nederlandene udgør 68 % af Nederlandenes nationale areal men kun 15 % af det internationale vandområdedistrikts oplandsareal.

EU-
interkalibreringen

Alle Nederlandenes kystvandstyper indgår i EU-interkalibreringen af referencetilstande og miljømål. Af de fælles obligatoriske faktorer, anvendes salinitet, tidevandshøjde, og af de valgfrie faktorer dybde, bølgehastighed, eksposering,

²¹ NFS 2006:1, Naturvårdsverkets föreskrifter om kartläggning och analys av ytvatten enligt förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön.

blanding og opholdstid.²² Dog, som Tabel 4-5 viser, er eksponering og salinitet de eneste faktorer, der har to inddelinger og som derfor betyder en effektivt forskel. Dette resulterer i kystvand-område-typologier er NEA 1/26b og NEA 3, som åbne kystvande, NEA 4 som lukket tidevandsområde, mens der kun er en typologi for overgangsvand (TW).

Nederlandenes kystvandstypologier (NEA 1/26b, NEA 3, og NEA4) svarer direkte til typologierne, der anvendes i EU-interkalibreringen af referencetilstand og miljømål²³.

Tabel 4-5 Obligatoriske og valgfrie faktorer i Kystvand-Typologi i Nederlandene ²⁴

Faktor		Antal inddelinger	Værdier af inddelinger
Oblig.	Salinitet (psu)	2	Polyhaline; Fuldt Saline (>30)
	Tidevandsforskel (m)	1	1-5
Valgfrie	Dybde	1	Flade (<30m)
	Blanding	1	Blandet
	Strømningshastighed	1	Medium (1-3 kt)
	Eksponering	2	(Moderat; Almindelig) Eksponeret; Isoleret effektivt kun to forskellige kategorier
	Opholdstid	1	Dage

4.1.2 Sammenfatning

Kystvandsareal

Antallet af vandområder og typer for hvert af de fem medlemslande i analysen er vist i Tabel 4-6. Danmark har det største kystvandsareal og Polen det mindste, med ca. 10 % af det danske kystvandsareal. Det store danske kystvandsareal hænger dels sammen med, at Danmark har en lang kystlinje, og dels også med, at den danske basislinje dækker en række øer, som ligger mere end 1 sømil fra hovedkysterne og derved inddrages de mellemliggende farvandsarealer i kystvandene. Det samme er til en vis grad også tilfældet langs nogle af Sveriges kyststrækninger. Sverige har det største antal vandområder, mere end dobbelt så mange områder som Danmark, men på et mindre kystvandsareal. Tyskland

²² EC Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, 2009, *Water Framework Directive intercalibration technical report. Part 3: Coastal and Transitional waters*, EUR 23838 EN/3, Carletti, A, Heiskanen A., Luxembourg, 240 pp.

²³ EC, 2013, Kommissionens Afgørelse om fastsættelse i overensstemmelse med Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2000/60/EF af værdierne for klassifikationerne i medlemsstaternes overvågningssystemer som resultat af interkalibreringen og om ophævelse af beslutning 2008/915/EF, 2013/480/EU

²⁴ Carletti, A. & A.S. Heiskanen, Eds. (2009). *Water Framework Directive intercalibration technical report. Part 3: Coastal and Transitional waters*. EC Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, Luxembourg, 240 pp.

har lidt færre vandområder end Danmark, på et halvt så stort kystvandsareal, mens Polen og Nederlandene til sammenligning kun har få vandområder på et væsentligt mindre kystvandsareal (10 % hhv. 20 % af det danske).

Antal vandområder Det store antal vandområder i Sverige kan ses på baggrund af, at vandområderne i skærgården er opdelt i mange mindre vandområder – imod et gennemsnitligt areal 16 km² mod i gennemsnit 53 km² pr. vandområde for fjorde og lukkede vandområder i Danmark. For Sverige er der tale om en opdeling af kystvandene som reflekter skærgårdens særegne karakter. Sammenlignet med andre lande har både Danmark og Sverige, og i en mindre grad Tyskland, i Østersøen en kystlinje, der i højere grad er præget af fjorde, mindre sunde og/eller indskæringer end de øvrige lande (se for eksempel Figur 4-2 i afsnit 4.1.3). Danmark har imidlertid det største antal fjorde og lukkede områder.

Kystvande Kun Danmark, Tyskland og Sverige har indre kystvande med karakter af fjorde og lukkede kystvande i et betydende omfang for vandområdeplanlægningen. Kyst- og overgangsvande i Polen og Nederlandene og for Tyskland i Nordsøen er i langt højere grad end i Danmark præget af åbne kystvande og nogle få overgangsvandområder, hvor store flodsystemer løber ud i kystvande. Tyskland har, i Østersøen, et mindre antal indre kystvande, som kan sammenlignes med danske fjorde og lukkede kystvande, mens Sveriges indre kystvande hovedsagelig har skærgårdskarakter, som typemæssigt ikke kan sammenlignes med danske fjorde og lukkede kystvandsvandområder.

Fjorde og lukkede kystvande har mindre vandudveksling med åbne havområder end åbne kystvande, og afstrømningen fra land derfor har større indflydelse på tilstanden i disse vandområder end i åbne kystvande. Det betyder, at stoffer, der tilføres fra land har længere opholdstid i lukkede vandområder, hvilket medfører højere koncentrationer end i åbne havområder²⁵. Når dette forhold tages i betragtning vil fjorde og lukkede kystvande også være mere følsomme over for en øget næringsstofbelastning fra land end mere åbne kystvande, og derfor kan Danmark, Tyskland (i Østersøen) og Sverige alene ud fra kystvandenenes karakter have en større udfordring end Tyskland (i Nordsøen), Polen og Nederlandene i relation til at opfylde miljømålene i sådanne vandområder²⁶. Afstrømningsindekset, der indgår i den danske typologi, inddrager denne forskel i følsomhed i typeinddelingen af de danske fjorde,

Overgangsvande Af de fem lande i denne analyse, er Danmark for tiden det eneste land, som ikke har kategoriseret overgangsvande som en overfladevandstype, men Danmark har heller ikke udløb fra større floder og flodmundinger, som denne type er beregnet på. Det ses således, at forholdet mellem oplandsstørrelse og de modtagende vandområdes arealer er væsentlig mindre for Danmark end for de øvrige lande i undersøgelsen. For de øvrige undersøgte lande er der stor forskel på, hvor stor en andel overgangsvandene udgør af det samlede antal marine vandområder. Overgangsvande omkring store flodudløb udgør således i Polen om-

²⁵ G. Schernewski & M. Wielgat A Baltic Sea typology according to the EC-Water Framework Directive: Integration of national typologies and the water body concept. Baltic Sea Typology, Coastline Reports 4 (2004),

²⁶ Se også sammenfatning i afsnit 4.2.

kring halvdelen af Polens vandområder og i Nederlandene omkring 40 %, mens overgangsvande kun udgør 7 % af vandområderne i Tyskland og kun en ikke signifikant del (hvis målt i antal af vandområder) af vandområderne i Sverige.

Tabel 4-6 Antal, type, kystvandsareal; kystvande mellem 1-12 sm fra kysten er ekskluderet

	DK ²⁷	DE ^{a) 28}	PL ²⁹	SE ^{b) 30}	NL ³¹
Oplandsareal	43.352	378.827	320.103	157.500	267.129
Heraf nationalt	43.100	194.421	301.191	149.062	34.842
Antal vandområder	119	73	19	289	13
Areal	20.232	10.463	2.601	14.246	4.621
Antal typer	16	15	8	15	3
Overaaensvande	0	5	9	2	5
Antal typer	0	2	5	1	1
Areal	0	835	1.935	61	651
Åbne kvstvand	36	31	10	83	5
Antal typer	5	7	3	9	2
Areal	15.730	4.553	666	10.978	1.312
Indre kvstvande	83 ^{c)}	37 ^{d)}	0	204 ^{e)}	3
Areal	4.502	5.075	0	3.207	2.658
Antal typer	11	6	0	5	1
Antal typer i EU-interkalibrering	5	5	2	9	3

- a) Indeholder kun undersøgelsesområdet, som består af: Eider, Elbe, Ems, Oder, Schlei/Trave, Warnow/Peene, Weser
b) Indeholder kun undersøgelsesområdet, som består af: Västerhavet & Södra Östersjö
c) Fjorde og lukkede kystvande
d) Kun 6 fjorde og nogle få andre indre vandområder i Østersøen kan betragtes som „Fjorde og lukkede kystvande“ i dansk forstand
e) Skærgårdskyst med kun få fjord-vandområder

²⁷ Miljøgis, 2017, <http://miljoegis.mim.dk/cbkort?profile=vandrammedirektiv2-2016>

²⁸ Tyske Vandplaner, 2016-2021

²⁹ Krasniewski W., Krzymiński W., 2014. Nowa typologia wód przejściowych i przybrzeżnych w Polsce. PectoreEco, IOS-PIB & Polske Vandplaner, 2016-2021

³⁰ NFS 2006:1, Naturvårdsverkets föreskrifter om kartläggning och analys av ytvatten enligt förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön.

³¹ Deltares, 2017, Comparative analysis WFD - Country report The Netherlands

EU-interkalibrering

Tabel 4-7 viser nabolandenes vandområder, som indgår i EU-interkalibrering af referenceforhold og miljømål. Som det kan ses, indgår mindst to typologier fra landene i EU-interkalibreringen (2013/480/EU). EU-interkalibreringen har fastlagt typebetegnelse for disse vandområdetyper. Alle de undersøgte lande - med undtagelsen af Nederlandene - benytter dog ikke disse typebetegnelser i deres nationale typologi, men andre nationale type betegnelser. Det fremgår endvidere ikke af alle de undersøgte landes vandområdeplaner og rapportering, hvilke nationale vandområdetyper, der svarer til typerne i EU-interkalibreringen. Sammenstillinger i Tabel 4-7 er for disse lande baseret på rapporternes viste lokalisering af vandområder sammenholdt med lokaliseringsoplysninger i EU-interkalibreringen.

Kun et mindre antal af alle nationale vandområdetyper er indgået i EU-interkalibreringen, og det har primært været mere eller mindre åbne kystvande. Underkategorier, som de undersøgte landene har opstillet for indre kystvande, herunder fjorde og lukkede kystvande, er ikke indgået. Der er for store forskelle i deres karakter i de enkelte lande, til at de har kunnet danne grundlag for sammenligning. Undtaget er dog de EU-interkalibrerede indre tidevandsområder N2 i Tyskland og NEA4 i Nederlandene.

Tabel 4-7 Vandområdetyper, som svarer til typer fastlagt i EU-interkalibrering af referenceforhold og miljømål ³²

	DK	DE	PL	SE	NL
Østersøen					
BC5 Sydøstlig Østersø (LT, LV, PL)	ikke relevant	ikke relevant	CWI	ikke relevant	ikke relevant
BC6 Vestlig Østersø (DK, SE)	OW3b	ikke relevant	ikke relevant	Nr. 7 og 9	ikke relevant
BC7 PL vestkyst, DE østkyst	ikke relevant	B3	CWII, ^{a)} CWIII	ikke relevant	ikke relevant
BC8 Vestlige Østersø (DK, DE)	OW3a	B3	ikke relevant	ikke relevant	ikke relevant
Nordsøen					
NEA 1/26c Åben Nordsø	OW4	N1	ikke relevant	ikke relevant	ikke relevant
NEA 1/26b Vadehavet	OW5	N2	ikke relevant	ikke relevant	NEA1/26 b
NEA3/4 Vadehavstyper	ikke relevant	N1, N3	ikke relevant	ikke relevant	NEA3, NEA4
NEA 8 Skagerrak, Kattegat	OW1, OW2	ikke relevant	ikke relevant	Nr. 4, 5 og 6	ikke relevant

a) CWIII typen findes tættest på den tyske grænse, mens CWII typen findes umiddelbart øst herfor

Faktorer til typologi- inddeling

Tabel 4-8 og Tabel 4-9 nedenfor viser hver især en sammenligning af de anvendte faktorer til typologiinddeling og antallet af deres kategorier for åbne kystvande (open coastal waters) og for indre kystvande (inner coastal waters). Antallet af anvendte faktorer og antallet af inddelinger under de enkelte faktorer afspejler hvor stor en geografisk, hydromorfologisk og fysisk-kemisk (salinitet) variation i de karakteristika, som forskellige kystvandene har i de enkelte medlemslande. Den største forskel viser sig i antallet af valgfrie faktorer og disses inddelinger. Mens Polen f.eks. kun anvender én effektivt valgfri faktor til åbne kystvande (Form med 3 inddelinger), som giver en faktisk mulighed for opdeling af 3 vandområdetyper, så anvender Tyskland 6 valgfrie faktorer hver med 1 til 4 inddelinger, hvilket kan rumme et multiplum af vandområdetyper. Det afspejler også, at hele Polens kyst er meget ensartet, mens der er en større variation i de åbne tyske kystvandes karakteristika. I de danske åbne kystvande anvendes kun én valgfri faktor med to inddelinger (eksponering).

³² Kommissionens afgørelse om interkalibrering 2013/480/EU

Tabel 4-8 Sammenligning af anvendte faktorer til typologi-inddelingen i åbne vande.
Tallene angiver antallet af kategorier for hver faktor.

Faktor		DK ³³	DE ³⁴	PL ³⁵	SE ³⁶	NL ³⁷
Obligat.	Salinitet (psu)	3	3	1	3	2
	Tidevandsforskel	ikke relevant	2	ikke relevant	ikke relevant	1
Valgfri	Dybde	ikke relevant	1	ikke relevant	2	1
	Blanding	ikke relevant	2	ikke relevant	3	1
	Eksponering	2	4	1	3	2
	Strømningsha- stighed	ikke relevant	2	ikke relevant	ikke relevant	1
	Opholdstid	ikke relevant	2	1	1	1
	Substrat	ikke relevant	4	1	4	ikke relevant
	Isdage	ikke relevant	ikke relevant	ikke relevant	1	ikke relevant
	Tidevands areal	ikke relevant	1	ikke relevant	ikke relevant	ikke relevant
	Form	ikke relevant	ikke relevant	3	ikke relevant	ikke relevant

Valgfrie faktorer

Anvendelsen af valgfrie faktorer på fjerde eller lukkede kystvande varierer fra 6 faktorer i Sverige til en i Nederlandene (Tabel 4-9). Alle de undersøgte lande har konkret definerede kategorier. Den danske typologi anvender blandt andet, som eneste land, afstrømning fra oplandet, som indgår i et sammensat afstrømningsindeks - en ligning baseret på opholdstid og afstrømning fra oplandet. Dette indeks kan inddrage to relevante faktorer for eutrofiering, idet forholdet mellem afstrømning fra land og opholdstid af vand i et vandområde begge, som følge af afstrømning fra land og vandudveksling med åbne vandområder, har betydning for opholdstiden af næringssalte f.eks. i en fjord. Tyskland og Sverige anvender også opholdstid, begge med 3 inddelinger, men det fremgår ikke i hvilket om-

³³ Inddeling ifølge 'Bekendtgørelse om Basisanalyser' (BEK 837, 27-06-2016)

³⁴ LAWA, 2017, Gewässer-Bewertung, Küstengewässertypologie, http://www.gewaesser-bewertung.de/index.php?article_id=60&clang=0

³⁵ Kraśniewski W., Krzyński W., 2014. Nowa typologia wód przejściowych i przybrzeżnych w Polsce. PectoreEco, IOŚ-PIB

³⁶ NFS 2006:1, Naturvårdsverkets föreskrifter om kartläggning och analys av ytvatten enligt förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön.

³⁷ Carletti, A. & A.S. Heiskanen, Eds. (2009). *Water Framework Directive intercalibration technical report. Part 3: Coastal and Transitional waters*. EC Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, Luxembourg, 240 pp.

fang dette indgår i landenes vurderinger af f.eks. lukkede kystvandes følsomhed overfor næringsstofftilførsel. Anvendelsen af det danske afstrømningsindeks er i overensstemmende med vandrammedirektivet i den udstrækning det er nødvendigt til at opnå en økologisk relevant vandtype.³⁸

Tabel 4-9 Sammenligning af anvendte faktorer til typologi-inddelingen indre kystvande. Tallene angiver antallet af kategorier for hver faktor.

Faktor		DK ³⁹	DE ⁴⁰	PL ⁴¹	SE ⁴²	NL ⁴³
Obligat.	Salinitet (psu)	3	4	ikke relevant	4	1
	Tidevandsforskel	ikke relevant	3	ikke relevant	ikke relevant	1
Valgfri	Blanding	2	1	ikke relevant	3	1
	Eksponering	ikke relevant	3	ikke relevant	2	1
	Opholdstid	kontinuer. Værdi ^{a)}	3	ikke relevant	3	1
	Sediment	ikke relevant	2	ikke relevant	3	ikke relevant
	Dybde	ikke relevant	1	ikke relevant	2	1
	Isdage	ikke relevant	ikke relevant	ikke relevant	2	ikke relevant
	Tidevands areal	ikke relevant	2	ikke relevant	ikke relevant	ikke relevant
	Afstrømning fra op-land	kontinuer. Værdi ^{a)}	ikke relevant	ikke relevant	ikke relevant	ikke relevant

^{a)} Opholdstid og afstrømning fra land kombineres i et Afstrømningsindeks med 2 intervalinddelinger

³⁸ CIS Guidance Document No. 05

³⁹ Inddeling ifølge 'Bekendtgørelse om Basisanalyser' (BEK 837, 27-06-2016)

⁴⁰ LAWA, 2017, Gewässer-Bewertung, Küstengewässertypologie, http://www.gewaesser-bewertung.de/index.php?article_id=60&clang=0

⁴¹ Kraśniewski W., Krzyński W., 2014, Nowa typologia wód przejściowych i przybrzeżnych w Polsce. PectoreEco, IOŚ-PIB

⁴² NFS 2006:1, Naturvårdsverkets föreskrifter om kartläggning och analys av ytvatten enligt förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön

⁴³ Carletti, A. & A.S. Heiskanen, Eds. (2009). *Water Framework Directive intercalibration technical report. Part 3: Coastal and Transitional waters*. EC Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, Luxembourg, 240 pp.

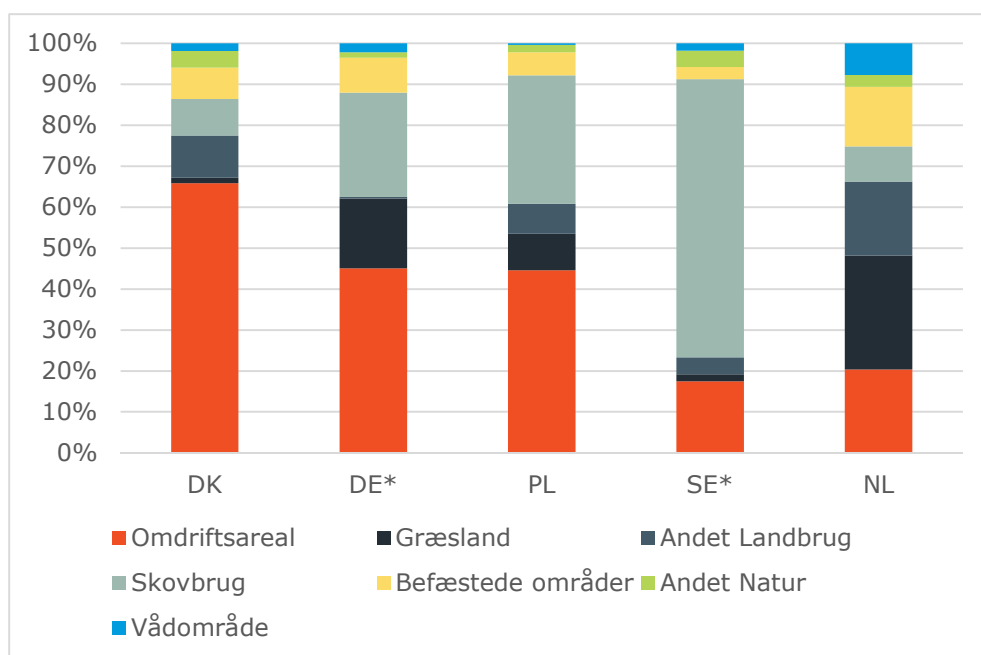
4.1.3 Arealanvendelse og landbrug

Dette afsnit indeholder en overordnet analyse af arealanvendelsen i af de relevante oplande i de fem undersøgte lande. Analysen fokuserer på udledningsregulering af alle belastende enheder, eksempelvis landbrug, husdyrbrug og anden industri.

Baggrund

Figur 4-1 viser arealanvendelse på landarealet i de fem undersøgte lande i 2012 ifølge CORINE landcover modellen⁴⁴. Landbrug er inddelt i omdriftsareal (bestående af '[non]-irrigated arable land'), græsland (bestående af 'pastures') og andet landbrug. Når der er tale om 'landbrugsareal', menes samlingen af omdriftsareal, græsland, og andet landbrug. For Tyskland og Sverige vises kun fordelingen i undersøgelsesområdet. Figur 4-2 indeholder et kort baseret på CORINE modellen, kombineret med området af alle vandområdeplaner i undersøgelsesområdet.

Figur 4-1 Fordeling af arealanvendelse i undersøgelsesområdet ifølge CORINE Land Cover modellen, i 2012.



Source: CORINE Land Cover 2012

Data for Tyskland (DE) og Sverige (SE) dækker kun de relevante hovedvandoplande. For Polen (PL) er hele landareal omfattet, dog udgør de to relevante hovedvandoplande 97 % af Polens landareal.⁴⁵ Fordelingen ekskluderer arealer for vandløb, søer, laguner, flodmundinger og kystvande.⁴⁶

⁴⁴ Copernicus, 2017, <http://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover>

⁴⁵ Copernicus, 2017, <http://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover>

⁴⁶ De tre landbrug kategorier består af de følgende landcover typer (inkl. CLC Kode). Omdriftsareal: Non-irrigated arable land (211), Permanently irrigated land (212); Græsland: Pastures (231); Andet Landbrug: Rice fields (213), Vineyards (221), Fruit trees and berry plantations (222), Olive groves (223), Annual crops associated with permanent crops (241), Complex cultivation patterns (242), Land principally occupied by agriculture,

Det bemærkes, at tallene i Figur 4-1 stammer fra CORINE. CORINE er valgt som datagrundlag for at sikre en sammenlignelighed, idet hver af de undersøgte landes vandområdeplaner anvender deres eget datagrundlag. Talerne i Figur 4-1 kan derfor afvige fra oplysninger i vandområdeplanerne. For eksempel, har Danmark, ifølge CORINE, et omdriftsareal på 2,79 Mha, mens tallet som er anvendt af som baggrund for vandområdeplanerne er 2,65 Mha.⁴⁷ Også opgørelsen af græslandsarealer er lavere sammenlignet med andre opgørelser.

Danmark I Danmark udgør det registrerede omdriftsarealet i Corine 66 % af hele landarealet og det registrerede græsland kun en andel på 1%, som er det lavest i undersøgelsesområdet. Kategorien 'andet landbrug' udgør omkring 10 %, hvoraf 'land hovedsagelig besat af landbrug, med væsentlige områder af naturlig vegetation' udgør den langt største del. Disse tre kategorier af landbrug udgør samlet en andel af landbrug på 77 %.⁴⁶ Befæstede områder udgør 8 %.

Det nedenstående kort (Figur 4-2) viser en detaljeret fordeling. Som det kan ses, har Danmark en relativ jævn fordeling af omdriftsarealer over hele landet, mens for eksempel de befæstede områder er mere spredt.

Tyskland Tysklands andel af græsland udgør 17 % af landarealet. Andelen af omdriftsareal er 45 %. Skovbrug dækker 25 % af landet.

Arealanvendelseskortet i Figur 4-2 viser, at en stor del af græslandet (17 % af arealanvendelsen) findes tæt ved Nordsøen. I sammenligning, er arealanvendelsen ved Tysklands Østersøkyst primært præget af omdriftsarealer.

Polen Polen har en andel af omdriftsarealer svarende til 45 %, og en andel af græsland af 9 %. Polens skovbrug udgør 31 %.

Omdriftsarealer i Polen findes primært centralt i landet (Figur 4-2) og de er, med undtagelse af Gdanskbugten i Polens østlige del, ikke stærkt udbredt i kystnære områder, som tilfældet er i de andre undersøgte lande,

Sverige Sverige har en andel af omdriftsarealer på 17 % og kun 2 % græsland. Sverige er i stedet stærkt præget af skovbrug, som udgør 67 %. Befæstede områder udgør kun 3 %.

Arealanvendelse i Figur 4-2 viser, at omdriftsarealer er mest udbredt ved kysterne i Sydsverige (især Skåne) og området ved Karlstad og Norrköping.

Nederlandene Nederlandene landbrugsareal er på 66 %, med et omdriftsareal på kun 20 %. Græsland udgør til gengæld 28 %. Det samme gælder for 'andet landbrug' (18

with significant areas of natural vegetation (243), Agro-forestry areas (244). De andre fire kategorier består af følgende CORINE koder: Skovbrug (311-313), Befæstede områder (111-142), Andet Natur (321-335), Vådområde (411-423). Definition af koderne findes under <http://land.copernicus.eu/user-corner/technical-library/corine-land-cover-nomenclature-guidelines/html/>

⁴⁷ Eurostat, 2017, Eurostat Pocketbooks: Agriculture, forestry and fishery statistics, 2013 edition, <http://ec.europa.eu/eurostat/documents/3930297/5968754/KS-FK-13-001-EN.PDF/ef39caf7-60b9-4ab3-b9dc-3175b15feaa6>

%), som bland andet består af permanente afgrøder og agerskovbrug (se Figur 4-1).

Fordeling af arealanvendelsen i Figur 4-2 viser at 'andet landbrug' primært findes i det sydøstlige Nederlandene (primært i vandplanområdet Maas). Derudover kan man også se, at de befæstede områder er tæt på kystlinjen i vandområdet 'Rhin (Rijn)'. Det befæstede areal udgør omkring 15 %, der blandt andet findes ved vestkysten (også kendt som 'Randstad') har en befolkningstæthed på 1,500 per km² (Europas højeste). Ca. 40 % af Nederlandenes befolkning bor her⁴⁸.

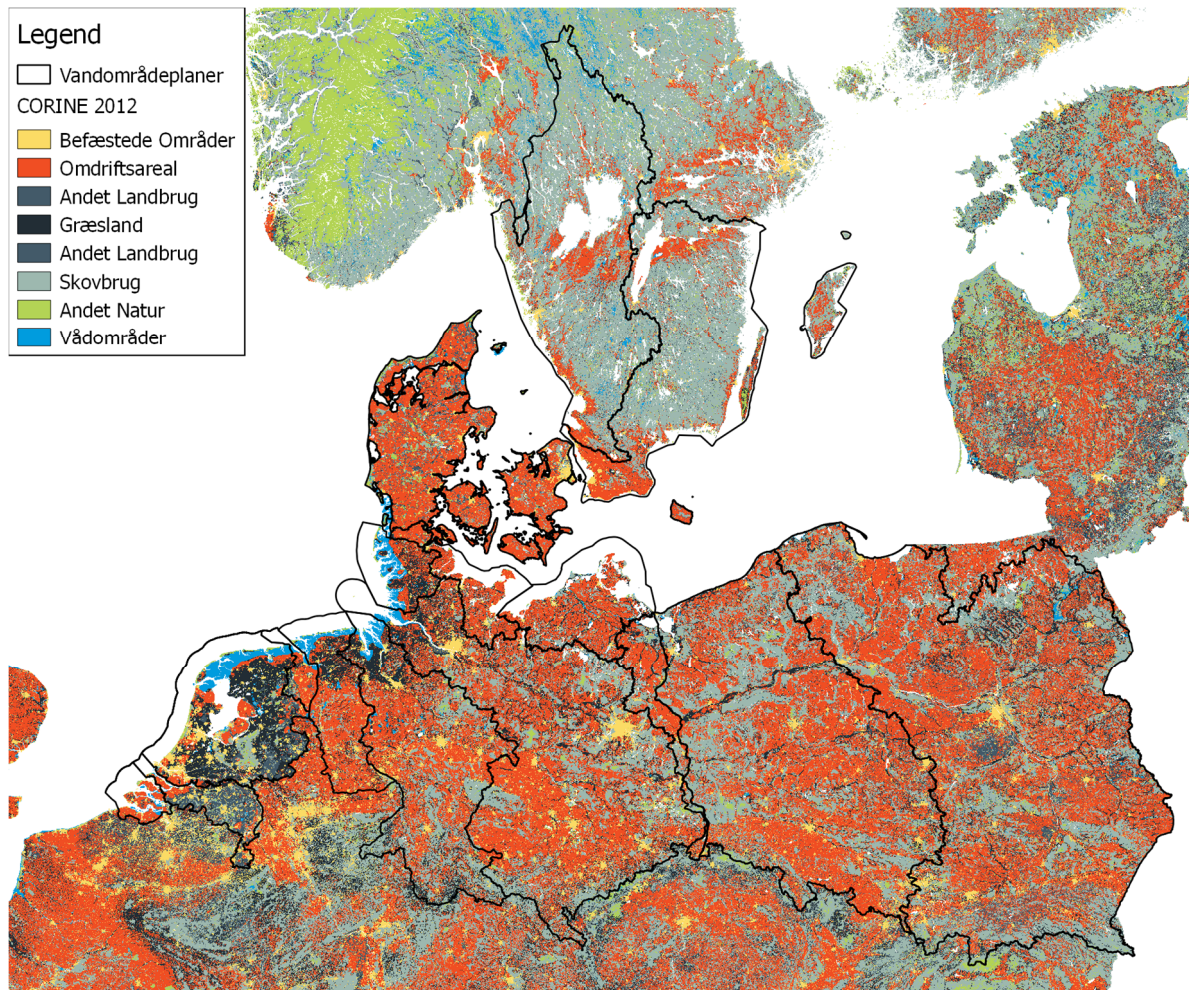
4.1.4 Sammenfatning

Den overstående analyse viser både ligheder og stor forskelle på arealanvendelsen i de relevante oplande i de fem undersøgte lande. Det samlede landbrugsareal udgør mere end halvdelen af arealanvendelsen i alle de undersøgte lande og områder, med undtagelse af oplandene i Sverige, hvor landbrug kun udgør en fjerdedel. I Danmark optager landbrug den største andel af oplande i de fem undersøgte lande med 77 %. Nederlandene følger med en fordeling på 66 % landbrug og dobbelt så stor en andel befæstede områder i forhold til Danmark. Tyskland og Polen har en lavere andel af landbrug, på lidt over 60%, og er karakteriseret af en meget større andel af skovbrug (25 % og 31 %) end i Danmark (9 %).

Danmark har en højere andel af omdriftsarealer (66%) end resten af de undersøgte landene. Den næststørste andel af omdriftsarealer findes i Tyskland og derefter Polen med cirka 45%, mens Nederlandene, selvom det har en stor andel af landbrug, kun har 20 % som omdriftsareal. Grunden er, at 28 % af Nederlandenes landareal (42 % af landbrugsarealet) er græsland, som er det største i undersøgte lande. Derudover har Nederlandene en markant højere andel af befæstede områder end de øvrige undersøgte lande.

⁴⁸ <https://en.wikipedia.org/wiki/Randstad>

Figur 4-2 Arealanvendelse ifølge CORINE 2012, kombineret med grænseplaner af vand-
områdeplanerne.^{49, 50}



⁴⁹ Copernicus, 2017, <http://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover>

⁵⁰ De tre landbrug kategorier består af de følgende landcover typer (inkl. CLC Kode). Omdriftsareal: Non-irrigated arable land (211), Permanently irrigated land (212); Græsland: Pastures (231); Andet Landbrug: Rice fields (213), Vineyards (221), Fruit trees and berry plantations (222), Olive groves (223), Annual crops associated with permanent crops (241), Complex cultivation patterns (242), Land principally occupied by agriculture, with significant areas of natural vegetation (243), Agro-forestry areas (244). De andre fire kategorier består af følgende CORINE koder: Skovbrug (311-313), Befæstede områder (111-142), Andet Natur (321-335), Vådområder (411-423). Definition af koderne findes under <http://land.copernicus.eu/user-corner/technical-library/corine-land-cover-nomenclature-guidelines/html/>

4.2 Spørgsmål B - Udfordringer i vandområdeplanerne

Spørgsmål b) Hvilke primære udfordringer skal vandområdeplanerne løse i de pågældende lande (planernes kontekst)? For hvilke påvirkninger gennemføres de væsentligste indsatser (ex. næringsstofudledning, vandkraft, kemiske stoffer, spildevand, vandindvinding etc.)

Baggrund

Et væsentligt indledende skridt i udarbejdelse af vandområdeplaner udgøres af vandrammedirektivets basisanalyser, hvorunder der skal foretages en identifikation af signifikante menneskelige aktiviteter, som vandområderne er eller vil kunne blive påvirket af. Spørgsmål b fokuserer på sådanne signifikante menneskabte påvirkninger, som har betydning for at miljømålene ikke er opfyldt i vandområderne, og hvor vandområdeplanerne derfor skal fastlægge foranstaltninger for at nedbringe disse påvirkninger.

I nærværende undersøgelse er der fokus på påvirkninger, der omfatter kilder til næringsstofudledninger (identificeret i henhold til procedurerne i vandrammedirektivet Bilag II, Sektion 1,4 og 1,5) som årsager til at kystvande ikke opfylder miljømålene. Andre typer af påvirkninger, end næringsstofbelastninger, kan dog også være signifikante, hvis de resulterer i behov for at implementere afhjælpende indsatser.

Dette afsnit indeholder en oversigt over de signifikante påvirkninger, som er identificeret i henhold til artikel 5 i vandrammedirektivet om basisanalyse, og som ligeledes beskrives i vandområdeplanerne. Med hensyn til næringsstoffer er informationerne vedrørende de totale næringsstofinput/belastning til kyst/overgangsvande, baseret på de oplysninger, som indgår i de danske vandområdeplaner og de fire landerapporter (som danner grundlag for nærværende rapport).

Dette afsnit indeholder:

- > Det overordnet fokus i de undersøgte landes vandområdeplaner og deres signifikante menneskabte påvirkninger på kystvande;
- > Næringsstofbelastning og dens fordeling på kilder.

4.2.1 Overordnede udfordringer som vandområdeplanerne skal løse

Danmark

Danmark har i sin basisanalyse for vandområderne⁵¹ redegjort for hvilke påvirkninger og arealanvendelser, der har betydning for indvirkning på overfladevandets og grundvandets tilstand. Det indgår i vandområdeplanerne, hvilken indsats, der er nødvendig med hensyn til at opfylde miljømålene for vandområderne.

Lokalisering af de forskellige påvirkninger findes i MiljøGis⁵². I basisanalysen og i vandområdeplanerne indgår i alle vandområdekategorier stofpåvirkning med næringsstoffer og miljøfarlige stoffer som betydende påvirkninger. Der er fokus på næringsstofpåvirkning, herunder næringsstofftilførsler fra landbruget, og påvirkninger fra punktkilder som renseanlæg, regnbetingede udløb, ukloakerede ejendomme og akvakultur.

Fysiske påvirkninger er mest udtalt for vandløb og delvist for kystvande, mens vandindvinding indgår for vandløb, søer og grundvand. Af andre påvirkninger nævnes biologisk ubalance i søer og i kystvande. I kystvandene bl.a. som følge af fiskeri.

Der er redegjort for en række **udfordringer i relation til kystvande**, og der er kvalitativt redegjort for mange forskellige påvirkninger. Det fremgår af vandområdeplanerne, at en af de største udfordringer på vandmiljøområdet fortsat er tilførsel af næringssalte jf. Tabel 4-10.

Det fremgår ligeledes af vandområdeplanerne, at hovedparten af kystvandene ikke lever op til miljømålene, og der er redegjort for, at tilstanden i kystvande er påvirket af flere presfaktorer, herunder tilførsler af næringsstoffer m.v. Der er samlet set behov for yderligere reduktion af kvælstoftilførslen til kystvande både fra Danmark og andre lande, såfremt der skal opnås god tilstand i disse. Med henblik på at bringe kystvandene i god tilstand fokuserer indsatsen i vandområdeplanerne på at nedbringe kvælstoftilførslen til kystvandene. Den altovervejende kilde til den diffuse kvælstofbelastning er tabet af kvælstof fra de dyrkede arealer. Som direkte påvirkninger på kystvandene indgår desuden fiskeri med bundskrabende redskaber herunder muslingeskrab, sejladsrelaterede aktiviteter, herunder oprensning af sejlrender, klapping og havneanlæg/aktiviteter, råstofindvinding og kystfodring, påvirkninger fra andre tekniske anlæg på søterritoriet samt slusedrift.

Tyskland

Tysklands vandområdeplaner er orienteret mod at reducere påvirkninger med næringsstofbelastninger af hensyn til opfyldelse af miljømål i ferskvandsområder og grundvandsforekomster.⁵³ Det fremgår ikke af vandområdeplanerne, hvilke

⁵¹ Basisanalyse for vandområdeplaner 2015-2012, Naturstyrelsen 2014, og Vandområdeplaner 2015-2021 for fire vandområdedistrikter, Styrelsen for Vand- og Naturforvaltning 2016.

⁵² <http://miljoegis.mim.dk/cbkort?profile=vandrammedirektiv2-2016>

⁵³ Ecologic & Hydor, 2017, Comparative analysis EU-member states marine environmental effort in regard to implementation of the water framework directive - THE GERMAN COUNTRY STUDY

specifikke eller andre påvirkningstyper, der er identificeret. Kyst- og overgangsvande udgør kun en mindre del i vandområdeplanerne, og det oplyses, at kystvandene i Østersøen næsten udelukkende er påvirket af stoftilførsler fra floder – inkl. fra Oder på grænsen mellem Tyskland og Polen – som eneste påvirkningstype. For Nordsøen sker den mest betydende stoftilførsel eksternt, langs kysten fra sydvest, især med bidrag fra Rhinen, som har sit udløb i Nederlandene. Selvom Rhinen har sit udløb i Nederlandene, er en stor del af Rhinens opland beliggende i Tyskland. Den tyske indsats i dette opland har derfor stigende betydning også for tilstanden i de tyske dele af Nordsøen. Den tyske del af Rhinens opland er imidlertid ikke omfattet af nærværende undersøgelse – se dog under Nederlandene.

De største signifikante **udfordringer på kyst- og overgangsvande** stammer fra næringsstoftilførsler fra landbrug: 66 kyst- og overgangsvande er påvirket af *landbrug* (af de 73 vandområder).⁵⁴ Derudover udgør landbrug et signifikant pres på kystvande i alle syv vandområdeplaner. *Hydromorfologiske* forandringer er nævnt som presfaktor i 15 vandområder, og udledninger fra *industri* i 6 vandområder.

De mest relevante indsatsmål i relation til floders afstrømning af næringsstoffer – især kvælstof – i Tyskland er ikke fastsat i vandområdeplanerne, men vandområdeplanerne refererer til en national forordning for beskyttelse overfladevand, som gennemfører vandrammedirektivets bestemmelser, og som blandt andet fastsætter krav til kvælstofkoncentrationen i flodmundinger på grænsen mellem fersk- og saltvand.⁵⁵ Et af forordningens mål er at reducere kvælstofkoncentrationen i floderne til bestemte niveauer, jf. Afsnit 6.1, som på både kort og lang sigt vil garantere en god tilstand i havområderne jf. Afsnit 5.2. Mens der generelt indgår særskilt identifikation af andre signifikante påvirkninger på de enkelte kyst- og overgangsvande i vandområdeplanerne, så indgår dette ikke i vandområdeplanen for Weser.

Polen

Polen har 10 vandområdedistrikter med tilhørende vandområdeplaner, hvoraf syv dækker oplandet til Østersøen, men hvor kun de to største har oplande, der udmunder i Østersøen i Polen. Fokus i vandområdeplanerne er på indsatser i relation til ferskvands områder og grundvand, ikke som følge af betydning eller prioritering af opfyldelse af miljømål i disse vandområder, men på baggrund af, at der er et meget stort antal af disse vandområder, i forhold til antallet af andre vandområde kategorier (herunder kyst- og overgangsvande).⁵⁶ I Polens analyse af påvirkninger er der desuden kun medtaget påvirkninger, der direkte har betydning for et vandområde. Det vil sige, at når det skal vurderes hvilken indsats, der skal gennemføres med henblik på at opfylde miljømål i et konkret vandom-

⁵⁴ Tal ekskluderer vande i Weser fordi vandområdeplanen ikke nævner eksisterende pres per hver type af vandområder. Fordi intensivt græsland er udbredt i nærheden af kysten (se sektion 4.1.2), ville det dog være en realistisk antagelse at landbrug også er et signifikant pres på kystvande i Weser

⁵⁵ Oberflächengewässerverordnung, 2016, Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OGewV).- https://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/ogewv_2016/gesamt.pdf

⁵⁶ EPRD & IOS-PIB, 2017, Comparative analysis EU-member states marine environmental effort in regard to implementation of the water framework directive
THE POLISH COUNTRY STUDY

råde, så inddrages belastninger fra opstrøms oplande ikke ligesom grænseoverskridende belastning heller ikke tages i betragtning. Med hensyn til opfyldelse af miljømål for kystvandene i relation til eutrofiering, hvor det i høj grad er belastning fra opstrøms oplande, der har betydning, så har Polen valgt at inddrage dette i program for beskyttelse af marine områder under EU's havstrategidirektiv, jf. Afsnit 5.1.3 om miljømål og Afsnit 5.2 om næringsstofbelastninger.

For flodsystemerne har Polen identificeret følgende signifikante påvirkninger: Arealanvendelse til landbrug dækker størstedelen af Polen og har en dominerende påvirkning i flodoplande, der var udpeget som nitratfølsomme områder under nitratdirektivet. Spildevand fra byer og til dels spredt bebyggelse er betragtet som en påvirkning for hele Polen. Påvirkningen lokalt direkte fra landbruget er ikke dominerende sammenholdt med den relativt større oplandsmæssige belastning fra kilder til vandløbssystemerne og vurderes derfor ikke at forhindre opfyldelse af miljømålene i vandområder indenfor vandløbs(flod)oplandene. Industri er identificeret som dominerende påvirkning i flodoplande, hvor der sker store industrielle spildevandsudledninger eller udledninger fra minedrift. Signifikante fysiske (hydromorfologiske) påvirkninger er identificeret i vandløb/floder, hvor kontinuitet uden spærringer er en nøgelfaktor for opfyldelse af miljømålene.

Polen har kun angivet få signifikante **udfordringer på kyst- og overgangsvande**. Tre ud af 19 vandområder er signifikant påvirket af *hydromorfologiske* forandringer. Den polske landerapport oplyser, at selvom at *spildevand* (i 15 ud af 19 vandområder) og *landbrug* (i 9 ud af 19 vandområder) leder til en risiko af eutrofiering i havområderne, er begge ikke nævnt som signifikante pres i et eneste af kyst-/overgangsvand område (dvs. kun en presfaktor med lav påvirkning). En af grundene hertil er, at Polen fokuserer på at identificere påvirkninger i de vandområder, hvor fx. udledningerne faktisk sker, og at begge disse presfaktorer ikke er identificeret som signifikant påvirkning i kystområdet, da landbrug og befæstede områder er relativt lidt udbredt ved kysten i sammenligning af resten af landet, som Figur 4-2 i sektion 4.1.3 ovenfor også viser. Det lave antal af signifikante udfordringer i relation til kyst- og overgangsvande understreger Polens stærke fokus på ferskvandsområder.

Kun to vandområdeplaner omfatter kyst- og overgangsvande, og her indgår identifikation af påvirkninger direkte i eller til disse vandområder og der er fastlagt specifik indsats over for disse påvirkninger. I analysen af påvirkninger af kyst- og overgangsvande bliver floder betragtet som punktkilder, uafhængigt af om disse påvirkninger og den planlagte indsats for de pågældende kyst- og overgangsvande. Selvom alle kystvande er i en tilstand, der ikke opfylder miljømålene, er der ikke i vandområdeplanerne foretaget en vurdering af næringsstofftilførselens betydning for kyst- og overgangsvandenes tilstand. Det bør i denne forbindelse nævnes, at vurdering af indvirkninger på det marine miljø indgår i Polens nationale program for beskyttelse af marine områder, der er relateret til implementering af EUs Havstrategirammedirektiv og krav til reduktion af næringsstofbelastning under HELCOMs Baltic Sea Action Plan. I dette program er der taget højde for de indsatser, der indgår i vandområdeplanerne, og forslag om supplerende indsats, som vil have indvirkning på tilstanden i kyst- og overgangsvande.

Sverige

De største miljøproblemer i vandområderne i de to sydligste vandområdeplaner i **Sverige** er eutrofiering (søer, kystvande), adgang til drikkevand (grundvand) og miljøgifte (indre vandområder/kystvande), forsurening (indre vandområder), og fysiske forandringer (primært indre vandområder).⁵⁷ Vandområdeplanerne i disse områder (og i Sverige som helhed) fokuserer derfor dels på grundvand, dels på overfladevand (søer, elve og kystvande). Den grænseoverskridende belastning på kystvandene i den nordlige del af Skagerrak anses for at være mindre relevant og negligeres i praksis ofte i den bredere sammenhæng.

Den mest omtalte **udfordring på kyst- og overgangsvande** er ifølge vandområdeplanerne *luftbåren deposition* på 174 kystvande. *Landbrug* udgør et signifikant pres på 163 kystvande, selvom landbrug kun dækker omkring 23 % af arealanvendelsen (17 % omdriftsareal) i oplandet. En stor del af Sveriges omdriftsareal findes dog i direkte nærhed af kystvande (se Figur 4-2). Begge pres findes på en relativt stor andel af kystvandene i forhold til andre påvirkningstyper. De næstmest omtalte pres er *skovbrug* (96 vande) og *spredt bebyggelse* (94 vande). Andre udfordringer i kystvande er for eksempel *regnbetingede spildevandsudløb* (51) eller *renseanlæg* (36). Analysen i vandområdeplanerne stammer fra vandområdeplanerne i 2010-2016.

Hovedkilderne til eutrofiering i kystvande anses for at være tilførsler af kvælstof fra luftbåren deposition, landbrug, skovbrug, husstande, der ikke er tilsluttet kloaksystemet, samt spildevand fra renseanlæg. Hovedparten af de iværksatte indsatser retter sig derfor mod at nedbringe den landbaserede kvælstof- og fosforbelastning.

Indsatserne i det nationale program for de to vandområdeplaner er målrettet renseanlæg, husstande uden spildevandsrensning og landbruget. Nye teknologier er taget i brug til f.eks. behandling af spildevand i individuelle husstande og på renseanlæg. I landbruget anses de mest effektive indsatser for at være forbedring af jordens struktur gennem tilførsel af kalk, konstruktion af sedimenteringsbassiner og vådområder. Yderligere omkostningseffektive indsatser omfatter beskyttelseszoner tilpasset de konkrete forhold, mere præcis fordeling af staldgødning på markerne og foranstaltninger, der kan nedbringe fosforbelastningen i søer

Nederlandene

Den generelle tilgang i **Nederlandenes** vandområdeplaner, har været kun at angive påvirkninger på vandområder, hvor påvirkningen helt faktisk sker med henblik på at fokusere indsatsprogrammer for de vandområder, hvor påvirkninger er direkte til stede.⁵⁸ Den nederlandske landerapport oplyser, at som følge heraf er nogle påvirkninger ikke identificeret for nedstrøms liggende kyst- og overgangsvande, selv om disse påvirkninger har indvirkning på disse vandområder

⁵⁷ Vattenmyndigheten Västerhavet, 2016, Förvaltningsplan 2016-2021 för Västerhavet vattendistrikt. Diarienummer 537-34925-2014, p966, <http://www.vattenmyndigheterna.se/Sv/publikationer/vasterhavet/beslutsdokument/Pages/forvaltningsplan-vasterhavet-2016-2021.aspx>. & Vattenmyndigheten Södra Östersjön, 2016, Förvaltningsplan 2016-2021 för Södra Östersjöns vattendistrikt. Diarienummer 537-9357-16, p369, <http://www.vattenmyndigheterna.se/Sv/publikationer/sodra-ostersjon/beslutsdokument/Pages/forvaltningsplan-sodra-ostersjon-2016-2021.aspx>.

⁵⁸ Deltares, 2017, Comparative analysis WFD - Country report - The Netherlands

der f.eks. opstrøms udledninger af næringsstoffer og andre forurenende stoffer i floder/vandløb, der udmunder ved kysten. De væsentligste påvirkninger der forhindrer opfyldelse af mål om god økologisk tilstand er barrierer for vanding af fisk, hydromorfologiske forandringer og effekt af forhøjede niveauer af næringsstoffer. I resuméet af Nederlandenes vandområdeplan nævnes det, at der "på trods af alle bestræbelser stadig er gødning, plantebeskyttelsesmidler og andre skadelige stoffer i mange vandområder. Der er stadig mange barrierer for migrationen af fiskebestanden, opblomstring af blågrønalger skaber problemer i søer, ål fra store vandområder kan stadig ikke spises, og der dukker til stadighed nye stoffer op, som påvirker livet i vandet og drikkevandsforsyningen". Alle Nederlandenes vandområdeplaner indgår som en del af internationale vandområdedistrikter (se afsnit 4.1.1).

Med hensyn til **næringsstofbelastning på kyst- og overgangsvande** er de største påvirkninger udledninger fra *renseanlæg*, *luftbåren deposition* og andre punkt og diffuse kilder, som omfatter tilførsel fra floder. Næringsstofpåvirkninger er den største påvirkning med indvirkning på det biologiske kvalitetselement fytoplankton. Det skal her bemærkes, at udledningen af næringsstoffer fra landbruget ikke angives som en påvirkningskilde, idet udledningen finder sted via floder/vandløb og ikke direkte i kystvandet, jf. ovenfor.

For hele landet er de primære udfordringer punktkilder: Reduktion af udledning af *regnbetingede spildevandsudløb* og fra *spredt bebyggelse*, og forbedring af spildevandsrensning på *renseanlæg*. For diffuse kilder fokuseres på reduktion af næringsstofudledning fra *landbrug* gennem implementering af landbrugspraksis under nitratdirektivet, samt på reduktion af udledning af pesticider. *Hydromorfologiske forandringer* betragtes som et overordnet tema i relation til den økologiske tilstand. Det gælder især floder, søer og overgangsvande, hvor mange modifikationer i vandområderne til regulering af afstrømning har resulteret i tab af oversvømmelsesområder, tab af vandforbindelser og barrierer for fiske-migration.

Specifikt skal følgende indsatser iværksættes for at forbedre vandkvaliteten. Hydromorfologiske foranstaltninger skal forbedre vandområdernes økologiske funktioner og mindske udtømningen af grundvandsressourcerne. Andre indsatser peger på en yderligere reduktion af udledningen af næringsstoffer med henblik på at fremme vækstbetingelserne for bundvegetation, reduktion i algevækst og beskyttelse af grundvandet, nedsættelse af pesticiders påvirkning af miljøet, og tiltag, der kan dæmme op for nye stoffer. Landbruget nævnes som hovedkilden til udledning af næringsstoffer, efterfulgt af luftbåren deposition og spildevandsanlæg. Det understreges dog også, at en hovedkilde til udledning af næringsstoffer til Nordsøen er tilførsel via floder fra opstrømsarealer (nabolande). I Nordsøen overholdes målsætningerne for algekoncentrationer i de fleste kystvande.

4.2.2 Sammenfatning

Alle de undersøgte lande har identificeret en række forskellige typer af påvirkninger på vandområder, som har betydning i relation til at opnå god tilstand i disse. Fælles for alle landene er, at der er udfordringer vedrørende næringssalt-

belastninger til kystvande og havområder. Danmark, Tyskland, Nederlandene og Sverige vurderer generelt, at det forhøjede indhold af næringsstoffer i kystvande er en af de væsentligste årsager til, at der ikke er god økologisk tilstand i disse. Polen vurderer, at næringsstoffer er en signifikant påvirkning for en del af de polske kystvande, men da Polen i sine vandområdeplaner kun fokuserer på indsats overfor kilder/påvirkninger til vandområder, hvor der sker direkte påvirkning fra en kilde/udledning, og da der ikke er betydende udledninger/tilførsler af næringsstoffer fra Polen direkte til kystvandsområder (den betydende tilførsel sker via floder), er indsats med reduktion af næringsstofbelastning til kystvandene ikke medtaget i planerne. Til forskel fra Danmark, hvor identifikation af disse påvirkninger indgår i vurderinger af behov for indsats i forhold til kystvandene i vandområdeplanernes indsatsprogrammer, fokuserer de øvrige undersøgte landes vandområdeplaner først og fremmest på indsatser i forhold til opfyldelse af miljømål for ferske overfladevande og grundvand. Dette kan skyldes, at der for de andre lande generelt er betydeligt større flodoplande til kystvandsområderne, hvilket ikke er tilfældet for Danmark. Udfordringen om bekæmpelse af eutrofiering i kystvande og marine områder i de andre lande indgår ved indsats i særskilte programmer, der ikke direkte indgår i vandområdeplanerne. Lande-rapporterne, som danne baggrund for denne analyse, omfatter ikke oplysninger om, hvilke konkrete indsatser de andre lande har gennemført og agter at gennemføre i relation til reduktion af næringsstofbelastningen til kystvandene. Rapporterne peger på, at de undersøgte landene, blandt andet ved at gennemføre indsatser under EU's spildevands- og nitratdirektiver og andre indsatser af hensyn til opfyldelse af miljømål i ferske vande og grundvand, vurderer, at indsatsbehovet for kystvandene imødekommes herved⁵⁹. Endvidere indgår overvågning med målinger af blandt andet kvælstofkoncentrationer i flodudløb med henblik på at vurdere om fastsatte mål for kvælstofkoncentrationer i flodudløb, som skal sikre opfyldelse af miljømål i havområderne, opnås, jf. afsnit 5.2 og afsnit 6.1. De særskilte programmer gennemføres, blandt andet for at opfylde reduktionsmål for næringsstoffer i internationale aftaler om beskyttelse af havmiljøet f.eks. under OSPAR og HELCOM, jf. afsnit 6.1.

Tabel 4-10 viser et overblik over de identificerede presfaktorer i kystvande og overgangsvande. *Industri og hydromorfologiske forandringer* findes flest i landene. *Landbrug* er et pres på kystvandene for kun Danmark, Sverige, og Tyskland, mens Polen vurderer *landbrug* kun som en lav presfaktor. I Nederlandene er *landbrug* en presfaktor i ferskvandsoplandene, men ikke direkte i kystvandene, da den direkte andel af belastning er lav sammenlignet med den oplandsmæssige belastning. Danmark og Sverige har den største diversitet af presfaktorer for kystvande i deres vandområdeplaner, forstået som flest forskellige presfaktorer. Der er samtidig tale om de to lande med de største kystvandsarealer inden for undersøgelsesområdet.

⁵⁹ Rijksoverheid, 2017, Brev af ministeren til det nederlandske parlament, 4 juli 2017, <https://www.rijksoverheid.nl/documenten/kamerstukken/2017/07/04/kamerbrief-over-voortgang-invulling-zesde-actieprogramma-nitraatrichtlijn>

Tabel 4-10 Oversigt over presfaktorer identificeret i landenes vandområdeplaner for kyst- og overgangsvande.

		DK ⁶⁰	DE ⁶¹	PL ^{a) 62}	SE ⁶³	NL ⁶⁴
Punktkilder	Industri	Signifikant	Signifikant	ikke relevant	Signifikant	Signifikant
	Renseanlæg	Signifikant	ikke relevant	Ikke signifikant	Signifikant	Signifikant
	Akvakultur	Signifikant	ikke relevant	ikke signifikant	ikke relevant	ikke relevant
Diffuse kilder	Spredt bebyggelse	Signifikant	ikke relevant	ikke relevant	Signifikant	ikke relevant
	Landbrug	Signifikant	Signifikant	Ikke signifikant	Signifikant	ikke relevant
	Regnbetingede udløb	Signifikant	ikke relevant	ikke relevant	Signifikant	ikke relevant
	Luftbåren deposition	Signifikant	ikke relevant	Ikke signifikant	Signifikant	ikke relevant
	Andre diffuse kilder	Signifikant	ikke relevant	Ikke signifikant	Signifikant	Signifikant
Fysiske påvirkninger	Vandindvinding	ikke relevant	Signifikant	ikke relevant	Signifikant	Signifikant
	Fysisk modifikation	Signifikant	Signifikant	Signifikant	Signifikant	Signifikant
Andre	Invasive arter	ikke relevant	ikke relevant	ikke relevant	Signifikant	Signifikant
	Fiskeri	Signifikant	ikke relevant	ikke signifikant	ikke relevant	ikke relevant
	Forsuring	ikke relevant	ikke relevant	ikke relevant	ikke relevant	ikke relevant
	Andre	Signifikant	Signifikant	ikke signifikant	Signifikant	Signifikant

a) Ikke signifikant for Polen betyder at påvirkning er identificeret, men vurderet ikke signifikant. Polen har fire pres kategorier, hvor kun to gælder som signifikant. "

⁶⁰ Danske Vandområdeplaner 2016-2021

⁶¹ Tyske vandområdeplaner 2016-2021, Eider, Elbe, Ems, Oder, Schlei/Trave, War-now/Peene, Weser

⁶² Polske vandområdeplaner 2016-2021. Vistula RBMP, page 280; Oder RBMP, page 171

⁶³ Vatteninformationssystem Sverige (VISS), 2017, <http://viss.lansstyrelsen.se/>

⁶⁴ Vandområdeplaner 2016-2021, <https://www.helpdeskwater.nl/onderwerpen/wetgeving-beleid/kaderrichtlijn-water/2016-2021/>

4.2.3 Samlede udledninger af næringsstoffer

Baggrund

For så vidt angår næringsstofpåvirkning skelner vandrammedirektivet mellem påvirkninger fra diffuse kilder og fra punktkilder. For diffuse kilder kan belastningen belyses dels på baggrund af målinger af afstrømning af næringsstoffer fra arealer af forskellig karakter, dels på baggrund af arealanvendelsen inden for et afstrømningsområde. For punktkilder kan belastningen belyses ved hjælp af målinger og tal baseret på repræsentative målinger.

Dette afsnit viser en sammenligning af landenes udledninger af kvælstof (Tabel 4-11) og fosfor (Tabel 4-12) til kystvandene, fordelt på diffuse kilder og punktkilder. Bidragene per total ha og indbygger er beregnet som uvægtede gennemsnit (dvs. de samlede udledninger indenfor landets undersøgelsesområde per samlede areal af landets undersøgelsesområde) i stedet for gennemsnittet per vandområdeplan. For Danmark er data et gennemsnit af perioden 2010-2014, mens de for de andre lande primært stammer fra 2014. I Tyskland er tal fra forskellige år anvendt i de relevante vandområdeplaner. Sammenligningen af de forskellige bidrag har kun begrænset gyldighed, fordi definitionen af kilderne er forskellige de undersøgte landene imellem. Mens for eksempel den diffuse kilde 'naturlige baggrund' generelt er anført som en separat kilde, er 'naturlige baggrund' i Tyskland implicit indeholdt i hver af kilderne. Desuden indeholder beregningerne for Tyskland og Nederlandene ikke retention af næringsalte i floder og søer. Dette medfører værdier for udledningerne til kystvande, som er højere end i virkeligheden, hvilket der skal tages i betragtning ved sammenligning med værdierne for Danmark og Sverige.

Danmark

Danmark har en samlede udledning af 56.847 tons kvælstof/år til kystvandene, inklusive retention. Det svarer til en samlet årlig arealspecifik kvælstofbelastning på 13,2 kg N/ha. Heraf stammer 90 % fra diffuse kilder og 10 % fra punktkilder. 71 % af udledningen stammer fra landbrugsdrift, svarende til 40.240 t/år. Danmarks kystvande har en årlig kvælstofbelastning fra landbrug på 9,4 kg N/ha beregnet i forhold til hele landets areal. Når man kigger på punktkilder ses, at udledningen 1,0 kg N per indbygger og andelen af de samlede kvælstof udledninger er den lavest i hele undersøgelsesområdet. Dette skal ses i sammenhæng med, at Danmark har en meget vidtgående kvælstofrensning af spildevand.

Danmarks kystvande har en fosforbelastning på 2.600 tons/år, inklusive retention.⁶⁵ Heraf stammer 62 % fra diffuse kilder (heri indregnet bidrag fra ukloakeret spredt bebyggelse). Danmark har den højeste fosforbelastning per indbygger fra punktkilder på 0,17 kg P per indbygger.⁶⁶ Heri indgår belastningen fra akvakultur og bidrag fra ukloakeret spredt bebyggelse. Når disse belastninger fratrækkes er fosforbelastningen pr. indbygger lavere end de andre lande med undtagelse af Sverige.

⁶⁵ Fosfortilførsel til Danske kystvande i 2012 ifølge NOVANA, 2012, Vandmiljø og Natur, NOVANA. Tilstand og udvikling – faglig sammenfatning, s.28.

⁶⁶ Egen beregning, baseret på tal fra Naturstyrelsen, 2012, Punktkilderapport og et indbyggere tal af 5.600.000; Se Tabel 4-12.

Belastningstal for de enkelte diffuse fosforkilder: baggrundsbidrag, landbrugsbidrag og spredt bebyggelse er ikke til tilgængelige, idet det nuværende overvågningssystem for fosfor ikke muliggør en tilstrækkelig præcist opdeling.

Tyskland

Tyskland har en samlet udledning til kystvande på 207.855 tons kvælstof/år, eksklusiv retention svarende til en årlig arealspecifik kvælstofbelastning på 10,7 kg N/ha. Heraf stammer 84 % fra diffuse kilder. Udledning fra landbrug udgør 77 % (eller 160.027 tons kvælstof per år), og svarer til en årlig arealspecifik kvælstofudledning til kystvande på 8,2 kg N/ha. Tysklands kvælstofbelastning fra punktkilder svarer til 0,8 kg N per indbygger med procentandel på 16 % af den samlede belastning.

Udledning af fosfor er 13.081 tons per år, eksklusiv retention. Halvdelen stammer fra diffuse kilder. Det årlige bidrag fra landbrug er 0,30 kg P/ha, eller 5.883 tons. Fosforbelastningen fra punktkilder svarer til 0,16 kg P per indbygger, og er marginalt lavere end i Danmark.

Udledningerne fra vandområdeplanerne Weser og Oder er beregnet som udledning til overfladevande, og der indgår derfor ikke retention i opgørelsen, så værdierne herfor er større end den belastning, der når kystvandene. Desuden opgør de tyske vandområdeplaner ikke naturlig baggrund som en separat kilde. I stedet, er naturlig baggrund inkluderet under alle kilder. Naturlig baggrund indeholder heller ikke retention i søer. Disse tre forhold betyder, at belastningen, der når kystvandene fra de enkelte kilder, faktisk er lavere end værdierne i tabellen. Derudover anvender de syv vandområdeplaner forskellige tidsperioder i beregningen af næringsstofudledninger. Derfor skal de tyske opgjorte værdier forstås som en overestimering af de faktiske belastninger, der når kystvandene.

Polen

Polen har en samlet kvælstofbelastning på 163.700 tons kvælstof per år, inklusive retention svarende til en årlig arealspecifik kvælstofbelastning på 5,3 kg N/ha. Diffuse kilder udgør 60 % af kvælstofbelastningen, og landbrugets andel med 46 % udgør den mindste del af landenes kvælstof udledning i undersøgelsesområdet. Derudover har Polen et arealbidrag af 2,4 kg N/ha, eller 74.800 tons. Kvælstofbelastningen fra punktkilder spiller en stor rolle i udledninger fra byområder. Punktkildebelastningen udgør både den største andel af alle de undersøgte landene på 40 %, og den største belastning per indbygger svarende til 1,7 kg N per indbygger.

Som undersøgelsesområdets største opland, har Polen en fosforbelastning på 9.900 t fosfor, inklusive retention. Udledningen fra diffuse kilder udgør 33 %. Landbrugets udledning er 2.100 tons, eller 0,07 kg P/ha. 67 % af Polens samlede fosfor udledninger stammer fra punktkilder.

Næringsstofbelastningerne er beregnet som udledninger hvor retention er inkluderet. Desuden er beregningerne foretaget for den del af Polens opland, som udmunder til Østersøen direkte på Polens kyst og indirekte gennem nabolandene, hvoraf sidstnævnte udgør 3,5 % af Polens opland. Samtidigt baserer beregningen af udledning per indbygger sig på Polens samlede indbyggertal. Bereg-

ningerne stammer fra Polens nationale program for beskyttelsen af marine hav-områder⁶⁷, som implementerer den Europæiske Havstrategi.

Sverige

Sverige (de 2 undersøgte vandområdedistrikter) har en forholdsvis lav samlet kvælstofbelastning på 56.463 tons kvælstof per år, inklusive retention, svarende til en årlig arealspecifik kvælstofbelastning på 3,8 kg N/ha, hvoraf 83 % stammer fra diffuse kilder og 17 % fra punktkilder. Selvom landbrug har en lav kvælstofudledning på 1,9 kg N/ha, er halvdelen af de undersøgte svenske kystvand-områder signifikant påvirket af landbrug. En mulig forklaring er, at en stor andel af landbrugsarealerne findes i kystnære oplande (Figur 4-2). Fordi skovbrug udgør 2/3 af Sydsveriges arealanvendelse (Figur 4-1), er der i de svenske vand-områdeplaner, som eneste land, angivet udledning til kystvande fra skovbrug som en separat kilde. Kvælstofbelastningen fra punktkilder svarer til en udledning på 2,0 kg N per indbygger, hvilket er den største i undersøgelsesområdet.

Sverige har en lav fosforbelastning (0,09 kg P/ha og samlet 1.365 tons fosfor per år), hvilket begrundes med, at store arealer i Sverige henligger som skov, en stor retention af fosfor i de store søer Väneren og Vättern og skal ses i sammenhæng med mangeårig svensk fokus på fosforreduktion i spildevandsrensning. Fosforbelastningen fra punktkilder svarer således til 0,08 kg P per indbygger.

Nederlandene

Den viste næringsstofbelastning fra **Nederlandene** dækker kun Nederlandenes andel, som kun udgør ca. 30 % af den samlede afstrømningen fra flodsystemer, der har sit udløb i Nederlandene. Opgørelsen viser udledninger til overfladevand, hvor der ikke er taget hensyn til den retention, der sker i de ferske vande før udløb i kystvandene. Dette kan bl.a. ses i lyset af, at den samlede kvælstofbelastning til Nordsøen fra hele oplandet til floderne (Ems, Rhinen, Scheldt og Meuse), der udmunder i Nederlandene, svarer til ca. 9 kg N/ha (222.000 t N/256.000 km²)⁶⁸, mens den samlede udledning inklusiv atmosfærisk deposition på vandområder inden for Nederlandene i Tabel 4-11 er opgjort til 21,5 kg N/ha.

De samlede udledninger af kvælstof er 74.897 tons per år, eksklusive retention. Ca. 76 % af udledningen af kvælstof hidrører fra diffuse kilder. Heraf stammer 60 % fra landbrug og naturlig baggrund, som ikke kan udskilles fra hinanden. Udledning svarer til 12,9 kg N/ha, eller 44.813 tons. Nederlandene har en stor udledning fra punktkilder af 17.662 tons per år, hvoraf 14.128 tons kommer fra byområder. Fordi Nederlandene har ca. tre gange så mange indbyggere som Danmark, er udledningen på 1,0 kg N per indbygger, hvilket er det samme som for Danmark.

Den diffuse fosforbelastning svarer til 18.915 tons per år. Udledning fra diffuse kilder per ha er markant højere end i resten af de undersøgte lande, og er mere end tre gange så højt (1,17 kg P/ha) som i Danmark (0,37 kg/ha). Landbrug og

⁶⁷ KPOWM, 2016, Krajowy Program Ochrony Wód Morskich (National programme for the protection of marine waters).

⁶⁸ Oplysning i henholdsvis Nederlandenes landerapport og i OSPAR Riverine Inputs and Direct Discharges to Convention Waters, OSPAR Contracting Parties' RID 2015 Data Report, 2017.

naturligt baggrundsbelastning er den drivende faktor bagved. Fosforudledningen per indbygger fra punktkilder er med 0,14 kg P per indbygger lidt mindre end for de andre undersøgte lande (med undtagelse af Sverige), men fra spildevandskilder i byområder er udledningen relativ højere (0,13 kg fosfor per indbygger).

Nederlandene er det eneste undersøgte land, som regner udledninger fra landbrug og baggrund sammen, og det er ikke muligt at identificere udledningen fra landbruget særskilt.

4.2.4 Sammenfatning

De to nedenstående tabeller (Tabel 4-11 og Tabel 4-12) viser kvælstof og fosfor bidraget i de fem undersøgte lande. Ved sammenligning af værdierne i tabellen skal det tages i betragtning, at, der for Tyskland og Nederlandene indgår værdier for udledninger til overfladevand, mens værdier for andre lande er baseret på belastninger ved udløb til kystvande. For Danmark og Nederlandene er arealspecifikke bidrag per ha beregnet på basis af det nationale landareal, mens bidraget i de andre undersøgte lande baserer sig på arealet af afvandingsområder, som ligger inden for det undersøgte område i de enkelte lande. Det kan resultere i et 'overestimeret' bidrag for disse lande.

Danmark har det næsthøjeste gennemsnitlige samlede arealbidrag af kvælstof på 13,2 kg N/ha. For det højeste gennemsnit, der er opgjort for Nederlandene til 21,5 kg N/ha, bemærkes, at der i Nederlandenes opgørelse er tale om udledning til overfladevand, hvor der ikke er taget hensyn til retention i de ferske vande inden udløb til kystvande. Der er ikke fundet konkrete oplysninger om retentionen i Nederlandene. Retentionens betydning er forskellig blandt andet afhængig af hvilke vandområder, der udledes til, og hvor langt fra udstrømningen til kystvandene udledningen sker. I undersøgelser for andre afstrømningsområder ses, at retentionen kan variere fra mindre end 10 % til langt over 30 %⁶⁹. I Nederlandenes arealbidrag indgår endvidere den atmosfæriske deposition på kystvandene, hvilket ikke indgår i den danske opgørelse (men indgår i modelberegninger af det danske indsatsbehov). Arealbelastningen til kystvandene fra hele oplandet til floderne i Nederlandene (Ems, Rhinen, Scheldt og Meuse) inkl. oplandet, der ligger uden for det undersøgte område, er således kun ca. 9 kg N/ha. Nederlandenes totale bidrag er desuden præget af en relativ stor belastning fra punktkilder. Således er Nederlandenes belastning fra diffuse kilder - inklusiv atmosfærisk deposition på kystvandene - kun er 16,4 kg N/ha, hvilket den manglende retention taget i betragtning, kan vurderes at give et bidrag efter retention på samme niveau som det danske på 11,9 kg N/ha fra diffuse kilder.

De mindste arealbelastninger findes i Polen og Sverige med h.hv. 5,3 kg N/ha og 3,8 kg N/ha. Når der ses på den samlede kvælstofbelastning af kystvandene har Danmark den højeste arealbelastning, 25 – 40 % højere end belastningerne fra floder, der løber gennem Tyskland og Nederlandene og 2,5 gange højere end arealbelastningen fra Polen og Sverige. Generelt er det alt andet lige forventet

⁶⁹ HELCOM, 2018. Sources and pathways of nutrients to the Baltic Sea. Baltic Sea Environment Proceedings No. 153

ligt, at lande med store afstrømningsoplande og lang transporttid til kystvande (Tyskland, Polen og Nederlandene) har en lavere gennemsnitsbelastning end lande med kort transporttid til kystvande (Danmark og til dels Sverige, hvor en stor del af oplandene er mindre og relativt kystnære).

Diffuse kilder udgør i Danmark den største andel af kvælstofbelastningen med 90 %, og den mindste andel findes i Nederlandene med 60 %. Landbrug udgør i Danmark, Tyskland og Polen 75-90 % af belastningen fra diffuse kilder og spiller en stor rolle i kvælstofbelastningen (se Tabel 4-11). Tilsyneladende kan Danmark med et arealbidrag fra landbrug på 9,4 kg N/ha, have den største gennemsnitlige arealspecifikke belastning med kvælstof fra landbrug, selvom Nederlændenes arealbidrag med kvælstof fra diffuse kilder er størst på 12,9 kg N/ha. Det skal heri tages i betragtning, at Nederlændenes bidrag er opgjort som udledning til overfladevand uden hensyntagen til retention i ferskvandsystemer, og at det i opgørelserne for Nederlandene ikke er muligt at udskille naturlig baggrund, som for Danmark er opgjort til 2,6 kg N/ha. De mindste arealbidrag fra diffuse kilder findes i Polen og Sverige med h.hv. 3,2 kg N/ha og 3,1 kg N/ha og med arealbidrag fra landbrug på h.hv. 2,4 kg N/ha og 1,9 kg N/ha. Tysklands gennemsnitlige arealbidrag fra landbrug er lidt mindre end det danske. Sammenholdes størrelsen af arealbidragene med kystvandenes karakter i de forskellige lande, som vist i afsnit 4.1.1, herunder, at fjorde og lukkede kystvande er mere følsomme for overfor øget næringsstofftilførsel fra land end åbne kystvande, viser det, at Danmark og Tyskland kan have en større udfordring med hensyn til at opfylde miljømål i fjorde og lukkede kystvande end de øvrige lande har for deres indre kystvande. Begge lande har således fjorde og lukkede kystvande, som er mere følsomme over for landbaseret næringsstofbelastning end åbne kystvande samtidig med, at de samme fjorde og lukkede kystvande har en relativ væsentlig højere næringsstofbelastning fra deres oplande sammenlignet med f.eks. Sverige, der også har lukkede kystvande, men med en relativ betydelig lavere belastning fra oplandene. For Sverige udelukker det dog ikke, at der i lukkede vandområder kan være udfordringer blandt andet i relation til spildevandsudledning fra større byer, hvor Sverige ikke i samme omfang som Danmark har gennemført spildevandsrensning med kvælstoffjernelse.

Mens Danmark har et højt kvælstofbidrag fra landbrug, er andelen af den samlede belastning fra punktkilder det lavest af alle landene (Tabel 4-12), hvilket bl.a. skyldes at hovedparten af spildevandet i Danmark renses for kvælstof. Polen, og derefter Nederlandene, har de største andel af kvælstofbelastningen fra punktkilder, men mens Nederlændenes kvælstofbidrag per indbygger er det samme som det danske og tyske kvælstofbidrag per indbygger, så er det polske kvælstofbidrag per indbygger sammen med det svenske kvælstofbidrag per indbygger dobbelt så høje.

Med undtagelse af Polen udgør fosforbelastning fra diffuse kilder den største andel i alle landene med 60-70 % i Danmark, Sverige og Nederlandene og med 50 % for Tyskland. Nederlandene har det højeste diffuse arealbidrag på 1,17 kg P/ha, hvilket er 3-4,5 gange så stort som det danske, tyske og polske arealbidrag, mens det svenske arealbidrag på 0,06 kg P/ha kun er omkring en femtedel af disse landes bidrag. For punktkilder ligger belastningen per indbygger i alle de undersøgte lande på nogenlunde samme niveau 0,14-0,17 kg P/indbygger, bort-

set fra Sverige, som har gennemført meget vidtgående fosforrensning, og hvor belastningen pr. indbygger er halvt så stor. Som for kvælstof ses, at fosforudledning i spildevand fra byområder bidrager med den største relative andel af de samlede udledninger. Nederlandenes og Polens bidrag er markant højere end de øvrige lande og Sverige har det laveste bidrag per indbygger.

Tabel 4-11 Udledning af Kvælstof til kystvande ifølge vandområdeplanerne. De beregnede enhedstal i kg N/ha er opgjort i forhold til det samlede oplandsareal.^{70 71}

	DK			DE ^{a)}			PL			SE			NL ^{b)}		
År	2010 - 2014			2000 - 2013			2012			2014			2014		
Afvandingsområde (ha)	4.300.000 ^{c)}			19.442.100			31.161.400 ^{d)}			14.906.200 ^{e)}			3.484.200 ^{c)}		
Indbygger	5.600.000			40.231.475			38.634.007			4.852.996			17.132.911		
Diffuse Kilder	t N/år	%	kg N/ha	t N/år	%	kg N/ha	t N/år	%	kg N/ha	t N/år	%	kg N/ha	t N/år	%	kg N/ha
Landbrug	40.240	71	9,4	160.027	77	8,2	74.800	46	2,4	28.087	50	1,9	44.813	60	12,9
Naturlig Baggrund ^{f)}	10.999	19	2,6	implicit fordelt mellem kilder			6.700	4	0,2	3.636	6	0,2			
Skovbrug	ikke relevant			ikke relevant			ikke relevant			10.010	18	0,7	ikke relevant		
Luftbåren deposition på vande	ikke relevant			9.597	5	0,96	5.700	3	0,2	5.185	9	0,3	14.422	17	3,6
andre diffuse kilder	ikke relevant			4.476	2	0,4	11.000	7	0,4	ikke relevant					
Sum af diffuse kilder	51.239	90	11,9	174.099	84	9,5	98.200	60	3,2	46.918	83	3,1	57.235	76	16,4
Punktkilder	t N/år	%	kg N/capita	t N/år	%	kg N/capita	t N/år	%	kg N/capita	t N/år	%	kg N/capita	t N/år	%	kg N/capita
Byområder (spildevandsudledninger)	5.594	10	1,0	33.756	16	0,8	48.000	29	1,2	6.590	12	1,4	14.128	19	0,8
Regnbetingede udledninger							12.800	8	0,3	429	1	0,1	1.015	1	0,1
Ukloakeret spredt bebyggelse							ikke relevant			1.241	2	0,3	156	>0	>0
Industrielle udledninger							4.400	2	0,1	1.193	2	0,2	2.363	3	0,1
Akvakultur							300	>0	>0	92	>0	>0	ikke relevant		
Sum af punktkilder	5.594	10	1,0	33.756	16	0,8	65.500	40	1,7	9.545	17	2,0	17.662	24	1,0
Samlet input (inkl. Retention)	56.847 ^{g)}	100	13,2 kg N/ha				163.700	100	5,3 kg N/ha	56.463	100	3,8 kg N/ha			
Samlet input (ekskl. Retention)				207.855	100	10,7 kg N/ha							74.897	100	21,5 kg N/ha

⁷⁰ a) Udledning for RBMP Eider, Oder, og Weser er approksimeret og udledninger i Weser og Oder er udledninger til overfladevand; b) Udledning til overfladevand; c) Landareal i Danmark og Nederlandene; d) Inkluderer hele Polens opland som udmunder i Østersøen; e) Afvandingsområde inkluderer areal af de store søer Vänern og Vättern, som udgør 5% af afvandingsområdet; f) Definitioner er forskellig. I Tyskland er naturlig baggrund fordelt mellem alle kilder; g) Summen af kilderne indeholder afrundingsfejl. Det samlede input til kystvandene fra Tyskland og Nederlandene, som vist nederst i tabellen, er i virkeligheden mindre, når retention medregnes.

⁷¹ Kilder: DK – Vandområdeplaner 2015, DE – RBMP 2015, PL – KPOWM, 2016, Krajowy Program Ochrony Wód Morskich (National programme for the protection of marine waters), SE – SwAM, 2017, <https://www.havochvatten.se/hav/samordning--fakta/data--statistik/official-statistik/official-statistik---havs--och-vattenmiljo/tillforsel-av-kvave-till-kusten.html>, NL – Emissieregistratie.nl, 2014, <http://www.emissieregistratie.nl/erpubliek/bumper.en.aspx>

Tabel 4-12 Udledning af Fosfor til kystvande ifølge vandområdeplanerne. De beregnede enhedstal i kg P/ha er opgjort i forhold til det samlede oplandsareal.^{72 73}

	DK			DE ^{a)}			PL			SE			NL ^{b)}		
År	2012			2000 - 2013			2012			2014			2014		
Afvandingsområde (ha)	4.300.000 ^{c)}			19.442.100			31.161.400 ^{d)}			14.906.200 ^{e)}			3.484.200 ^{c)}		
Indbygger	5.600.000			40.231.475			38.634.007			4.852.996			17.132.911		
Diffuse Kilder	t P/år	%	kg P/ha	t P/år	%	kg P/ha	t P/år	%	kg P/ha	t P/år	%	kg P/ha	t P/år	%	kg P/ha
Landbrug	ikke relevant			5.883	45	0,30	2.100	24	0,07	684	50	0,05	4.031	62	1,16
Naturlig Baggrund ^{f)}				implicit fordelt mellem kilder			400	5	0,01	76	6	0,01			
Skovbrug				ikke relevant			ikke relevant			184	13	0,01	ikke relevant		
Luftbåren deposition på vande				306	2	0,02	200	2	0,01	23	2	>0	40	1	0,01
andre diffuse kilder				312	2	0,02	600	7	0,02	ikke relevant					
Sum af diffuse kilder	1.623 ^{g)}	62	0,37	6.500	50	0,33	3.300	38	0,11	967	71	0,06	4.071	62	1,17
Punktkilder	t P/år	%	kg P/capita	t P/år	%	kg P/capita	t P/år	%	kg P/capita	t P/år	%	kg P/capita	t P/år	%	kg P/capita
Byområder (spildevandsudledninger)	509	20	0,09	6.581	50	0,16	5.300	54	0,14	138	10	0,03	2.180	33	0,13
Regnbetingede udledninger	177	7	0,03				1.200	12	0,03	69	5	0,01	61	1	>0
Ukloakeret spredt bebyggelse	185	7	0,03							67	5	0,01	28	>0	>0
Industrielle udledninger	18	1	0,00				100	1	>0	118	9	0,02	193	3	0,01
Akvakultur	89	3	0,02	ikke relevant			ikke relevant			6	>0	>0	ikke relevant		
Sum af punktkilder	977	38	0,17	6.581	50	0,16	6.600	67	0,17	398	29	0,08	2.463	38	0,14
Samlet input (inkl. Retention)	2.600	100	0,6 kg P/ha				9.900	100	0,3 kg P/ha	1.365	100	0,1 kg P/ha			
Samlet input (ekskl. Retention)				13.081	100	0,7 kg P/ha							6.533	100	1,9 kg P/ha

⁷² a) Udledning for RBMP Eider, Oder, og Weser er approksimeret og udledninger i Weser og Oder er udledninger til overfladevand; b) Udledning til overfladevand; c) Landareal i Danmark og Nederlandene; d) Inkluderer hele Polens opland som udmunder i Østersøen; e) Afvandingsområde inkluderer areal af de store søer Vänern og Vättern, som udgør 5% af afvandingsområdet; f) Definitioner er forskellig. I Tyskland er naturlig baggrund fordelt mellem alle kilder; g) Estimat er et underestimat, da diffust bidrag er beregnet som differens mellem samlet udledning og punktkilder, hvor der ikke er indregnet retention for punktkilder i ferskvandsoplande. Det samlede input til kystvandene fra Tyskland og Nederlandene, som vist nederst i tabellen, er i virkeligheden mindre, når retention medregnes.

⁷³ Kilder: DK – NOVANA, 2012, Vandmiljø og Natur & Naturstyrelsen, 2012, Punktkilderrapport, DE – RBMP 2015, PL - KPOWM, 2016, Krajowy Program Ochrony Wód Morskich (National programme for the protection of marine waters), SE - SwAM, 2017, <https://www.havochvatten.se/hav/samordning--fakta/data--statistik/official-statistik/official-statistik---havs--och-vattenmiljo/tillforsel-av-kvave-till-kusten.html>, NL – Emissieregistratie.nl, 2014, <http://www.emissieregistratie.nl/erpubliek/bumper.en.aspx>

4.3 Spørgsmål C - Målfastsættelse

Spørgsmål c) Hvordan opererer landene med målfastsættelse i henholdsvis vandrammedirektivet og nitratdirektivet?

Baggrund

Gennemførelse af indsats under nitratdirektivet indgår som en grundlæggende foranstaltning i vandområdeplanerne. Der kan være et overlap mellem indsatser i vandområdeplaner for 2015-2021 og et EU medlemslands nitrathandlingsprogram, som der skal redegøres for. Eller det kan være, at der i vandområdeplanen henvises til nitrathandlingsprogrammet mht. indsats overfor landbrugets tab af kvælstof til vandmiljøet.

I forhold til kystvandene skal der under nitratdirektivet træffes foranstaltninger til at reducere belastningen med kvælstof, hvis de pågældende vandområder er eutrofierede eller i nær fremtid vil blive eutrofierede forårsaget af nitrater, der stammer fra landbruget⁷⁴. Direktivet definerer ikke yderligere, hvordan det skal vurderes om et vandområde er eutrofieret. Det er imidlertid belyst i CIS Guidance Document nr. 23 (med tilhørende policy summary), som sammenligner forskellige termer anvendt i EU policies vedr. eutrofiering, herunder hvordan eutrofiering skal forstås og begrænses i relation til hhv. vandrammedirektivet, nitratdirektivet og byspildevandsdirektivet. Heraf fremgår, at vurdering under nitratdirektivet af om et vandområde er eutrofieret, svarer til en vurdering under vandrammedirektivet af om et vandområde ikke opfylder miljømålet om god tilstand som følge af forhøjet kvælstoftilførsel.

EU medlemslandene kan vælge at gennemføre foranstaltninger inden for udpegede sårbare zoner (nitratfølsomme områder), som bidrager til forureningen, og hvorfra der sker nedsivning til grundvand eller afstrømning af vand til overfladevandområder med forhøjede nitratkoncentrationer eller som er eutrofierede som følge af forøget kvælstoftilførsel. Eller EU medlemslandene kan gennemføre foranstaltninger på hele deres nationale område og er dermed fritaget fra at udpege specifikke sårbare zoner (direktivets artikel 3.5).

Hvor gennemførelsen af foranstaltninger under nitratdirektivet ikke er tilstrækkelige til at opnå opfyldelse af vandrammedirektivets miljømål – for så vidt angår reduktion af nitratbelastning – forudsætter vandrammedirektivet iværksættelse af supplerende foranstaltninger.

Det nedenstående er en gennemgang af hvert af de fem undersøgte lande med fokus på om landene har udpeget sårbare zoner under nitratdirektivet, og i så fald på hvilket grundlag, og på om der er fastsat mål for indsats under direktivet.

⁷⁴ For grundvand og fersk overfladevand, især overfladevand, der bruges eller er beregnet til at blive brugt til indvinding af drikkevand, som indeholder høje nitratkoncentrationer skal der ligeledes træffes beskyttende foranstaltninger.

Danmark

Problemer med omfattende eutrofiering og afledte effekter har siden 1980'erne været den primære årsag til iværksættelsen af handlingsplaner rettet mod at nedbringe udskillelsen af næringsstoffer til vandmiljøet. **Danmark** fik sin første vandmiljøplan, den såkaldte NPO-handlingsplan, i 1985. Den efterfulgtes af vandmiljøplan I-III (APAE I-III) med landsdækkende overvågningsmål og senere suppleret med Grøn Vækst Aftalen. Grøn Vækst Aftalen blev senere erstattet af vandområdeplanerne, hvor første generation af vandområdeplaner for perioden 2009-2015 blev offentliggjort endeligt i 2014 og udgjorde, indtil vedtagelsen af de gældende vandområdeplaner 2015-2021, planlægningen i henhold til EU's vandrammedirektiv.

Nitrathandlingsplaner, der gennemfører nitratdirektivet sigter mod at mindske udledningen af kvælstof, har primært fokuseret på at implementere nationale indsatser. Danmark har benyttet sig af muligheden i nitratdirektivets artikel 3, stk. 5, der fritager medlemslandene fra at udpege nitratfølsomme områder, ved at udarbejde og anvende de i artikel 5 omhandlede handlingsprogrammer i overensstemmelse med direktivet for hele det nationale område. I forbindelse med implementeringen af vandområdeplanerne er kravet om at mindske udledningen af kvælstof til kystvande dog blevet adresseret individuelt for de enkelte afstrømningsoplande.

Som en del af den danske vandkvalitetsplanlægning for overfladevand blev der i 1980'erne formuleret miljømål for vurdering af eutrofiering. Kriterierne for de forskellige kvalitetselementer var meget lig de kriterier, der nu udspringer af vandrammedirektivet, dog var kriterierne for fastsættelse af grænser ikke helt så specifikke. Ikke desto mindre kunne kriterierne anvendes til at kortlægge eutrofiering i næsten alle danske havområder og dermed danne basis for udarbejdelsen af vandmiljøplanerne.

Tyskland

Tyskland har anvendt artikel 3.5 i nitratdirektivet, og har fastlagt regler om en landsdækkende begrænsning af anvendelse af husdyrgødning. Tyskland har ikke defineret "forurenede områder" forårsaget af kvælstofudledninger som grundlag for udpegning af nitratfølsomme områder, men kun udpeget grundvandsforekomster i dårlig tilstand, som defineret i de forskellige trin under vandrammedirektivet, og der er ingen direkte relation til kystvandsområder.

Tyskland har ændret sin forordning om regler for gødskning ("Düngeverordnung") i 2017 pga. utilfredsstillende høje nitratkoncentrationer i grund- og overfladevandet, som førte til en EU-traktatkrænkelssag.⁷⁵ Forordningen implementerer nitratdirektivet med fokus på at opnå en maksimal nitratkoncentration i grundvand på 50 mg/l. Udover nitratdirektivets loft for husdyrgødning, fastsætter forordningen et bindende næringsstofbehov for kvælstof og fosfat, hvoraf tildelingen af gødning til afgrøderne er afgørende. Desuden fastsætter forordningen et loft for næringsstofoverskud på 50 kg kvælstof og 10 kg fosfat

⁷⁵ EC, 2016, *Water: Commission refers Germany to the Court of Justice of the EU over water pollution caused by nitrates*, Press Release Database.

per ha/år fra 2018. Næringsstofnormen til afgrøden skal dog kun anvendes hvis tilførslen af henholdsvis kvælstof og fosfat overstiger respektive 50 og 30 kg/ha/år.⁸³ Forordningen fastsætter desuden nogle ekstra begrænsninger i relation til specifikke afgrøder sået om efteråret/vinteren (se Tabel 4-14 nedenfor) af 60 kg N/ha/år.

Det fremhæves i den tyske landerapport, at der ikke er direkte sammenhæng mellem kravet om 50 mg nitrat/l for grundvand og ferske overfladevande (der bruges eller er beregnet til at blive brugt til indvinding af drikkevand) og miljømålet om god økologisk tilstand i kystvande. Med henblik på at opfylde dette miljømål, er der i en national forordning til gennemførelse af vandrammedirektivet fastsat krav på 2,6/2,8 mg kvælstof pr. liter for flodvand i flodmundinger jf. afsnit 5.2 om næringsstofbelastning hvilket svarer til en koncentration der kun er en fjerdedel af kravet for grundvand (50 mg nitrat pr. liter svarer til 11,3 mg kvælstof pr. liter).

Polen

Polen implementerede nitratdirektivet i 2001 og udpegede i den forbindelse nitratfølsomme områder baseret på arealer, hvorfra der sker afstrømning til fersk overfladevand eller grundvand, der er identificeret som følsomme vandområder. Vandområder, der betragtes som følsomme overfor nitratforurening fra landbrugsilder er vandområder og grundvand der er truede af forurening (med nitratkoncentrationer mellem 40 og 50 mg nitrat/liter) og forurenede vandområder og grundvand med mere end 50 mg nitrat/liter. Polen har dermed anvendt nitratdirektivets kriterier, der sigter på beskyttelse af vand, der bliver eller er beregnet til indvinding til drikkevand. Polen har ikke inddraget kriterier, der kan identificere eutrofiering i f.eks. marine vandområder.

Polens første udpegning af nitratfølsomme områder svarede til 2 % af landarealet i tidsperioden 2004-2007. Dette er siden udvidet til 6.7 % i tidsperioden 2012-2016. Dette areal svarer til 15 % af Polens samlede landbrugsareal (Utilised Agricultural Area i Eurostat terminologi) i 2013. I 2014 fik Polen en EU-dom for en utilstrækkelig implementering af nitratdirektivet.⁷⁶ Som konsekvens heraf anvender Polen fra august 2017 nitratdirektivets artikel 3.5, og dermed dækker indsatsprogrammet hele det nationale område, og der er ikke længere udpeget nitratfølsomme områder.

Som resultat af denne nye formulering har Polen vedtaget en bekendtgørelse som indeholder regler om udviklingen af et handlingsprogram med henblik på at reducere forurening af vandområder med nitrater fra landbrugsilder i hele landet.

Sverige

I **Sverige** har forbindelsen mellem eutrofiering og landbrug været erkendt længe. I 1988 besluttede det svenske parlament, at nitratudvaskning fra landbrugsområder skulle halveres inden år 2000. Efter formulering af nogle første miljømål efter 1991, blev der udviklet 16 nationale miljøkvalitetsmål for *nul eutrofie-*

⁷⁶ Judgment of the Court (Ninth Chamber) of 20 November 2014 — European Commission v Poland Case C-356/13)

ring, som blev vedtaget af parlamentet i 1999. Vandrammedirektivets miljømål om god tilstand svarer til Sveriges nationale miljøkvalitetskrav⁷⁷.

På baggrund af de nationale miljøkvalitetsmål har Sverige udpeget nitratfølsomme områder baseret på identifikation af eutrofiering især i havområder langs vestkysten og i Østersøen syd for Stockholm. De udpegede områder er for en stor del beliggende i kystnære oplande. 75 % af det svenske landbrugsareal i omdrift er beliggende i oplandene til de udpegede nitratfølsomme områder. Den seneste vurdering har inddraget klassificering af vandområdernes tilstand under vandrammedirektivet og har desuden været baseret på modelberegninger af landbrugets kvælstof og fosforbelastning, der blev gennemført i forbindelse med HELCOMs Fifth Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC-5)⁷⁸ og baseret på følgende tre indikatorer:

Tabel 4-13 Indikatorerne brugt til udpegning af nitratfølsomme områder i Sverige.⁷⁹

Indikator	Norm
Eutrofieret vandområder	Antropogen bruttobelastning af fosfor > 5 kg/km ²
PLC5 areal med dræning i eutrofierede kystområder – Fosfor	Antropogen nettobelastning af fosfor > 3.54 kg/km ²
PLC5 areal med dræning i eutrofierede kystområder – Kvæl	Antropogen nettobelastning af kvæl > 199 kg/km ²

Ifølge det nuværende mål om *nul eutrofiering* som følge af tilførsel af kvælstof fra Sverige til Østersøen syd for Åland, er det nødvendigt at reducere kvælstof tilførslen til Østersøen fra svenske landarealer med 40 % i forhold til 1995 som baseline. Derudover har Sverige forpligtet sig til, som også andre lande under HELCOMs Baltic Sea Action Plan (BSAP)⁸⁰, at reducere kvælstoftilførslen inden 2021. Reduktionskravet under HELCOM sikrer ikke opfyldelse af vandrammedirektivets miljømål i alle kystvande, idet det er fastsat med henblik på at opfylde miljømål for Østersøen som helhed og det er ikke specificeret på kystoplande, hvor der under vandrammedirektivet – og dermed også under nitratdirektivet for så vidt angår kvælstof - måtte være behov for en specifik indsats for at bekæmpe eutrofiering i kyst- og overgangsvande.

Sverige har normer for anvendelse af kvælstof og fosfor. Kvælstofnormer gælder kun i de udpegede nitratfølsomme områder og kræver en tilpasning af mængden af mineralsk gødning til afgrødernes behov. Udover nitratdirektivets 170 kg N/ha

⁷⁷ Den svenske landerapport henviser til "Miljøbalken" SFS 1998:808, Svensk författningssamling.

⁷⁸ HELCOM, 2011. The Fifth Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC-5). Balt. Sea Environ. Proc. No. 128

⁷⁹ Jordbruksverket, 2014, Översyn av nitratkänsliga områden 2014, ISSN 1102-3007, ISRN SJV-R-14/11-SE, Rapport 2014:11.

⁸⁰ HELCOM, 2013. HELCOM Copenhagen Ministerial Declaration, Taking Further Action to Implement the Baltic Sea Action Plan - Reaching Good Environmental Status for a healthy Baltic Sea. 3 October 2013, Copenhagen, Denmark. Available at: <http://www.helcom.fi/Documents/Ministerial2013/Ministerial%20declaration/2013%20Copenhagen%20Ministerial%20Declaration%20w%20cover.pdf>

begrænsning for husdyrgødning, må man maksimalt sprede 40 og 60 kg N/ha til særlige afgrøder sået om efteråret. For fosfor eksisterer et nationalt krav om maksimalt 22 kg P/ha fra husdyrgødning.

Nederlandene

Nederlandene har iværksat indsats for det nationale område ifølge artikel 3.5 i nitratdirektivet begrundet generelt ud fra risiko for nitratforurening af grundvand og risiko for eutrofiering af ferskvandssystemer samt kyst- og overgangsvande. Nederlandene har, som Danmark, en undtagelse fra direktivets fastsatte grænse på 170 kg N/ha for visse bedrifter, som må anvende husdyrgødning op til 230 og 250 N kg/ha/år, afhængig af jordtypen og beliggenheden.⁸¹ Undtagelsen blev godkendt af EU-Kommissionen baseret på, at Nederlandenes nitratkoncentrationer i grundvand i årene mellem 2008 og 2011 på 92 % af målestationer var under 25 mg/l. Undtagelsen kan kun tildeles til bedrifter med et minimum af 80 % græsarealer. I Nederlandene gælder også gødningsbudgetter for mineralsk gødning, hvor afgrøder og jordtypen igen er afgørende. Gødning med fosfor er begrænset for husdyrgødning og handelsgødning og varierer mellem 50 og 120 kg fosfat/ha afhængigt af bla. jordens fosfatindhold.

De 5. og 6. Handlingsprogrammer under nitratdirektivet er målrettet imod næringsstofudledninger fra landbrug og giver et signifikant bidrag til opfyldelse af krav til miljøkvalitet for vandområder med forlængelse af fristen for opfyldelse af miljømål, som gælder for alle kyst- og overgangsvande ifølge vandrammedirektivet. Nederlandenes indsats på nitratdirektivet fokuserer primært på grundvand og overfladevand, men ikke særskilt på kystvande.

4.3.1 Sammenfatning

Den nedenstående tabel (Tabel 4-14) viser en opsummering af gødningsnormer for kvælstof- og fosforanvendelse i nitratfølsomme områder for almindelige omdriftsarealer. Tabellen har to dele, som hver især angiver information om kvælstof og fosfor. Danmark, Tyskland, Polen og Nederlandene har benyttet muligheden i artikel 3.5 i nitratdirektivet (91/676/EC) for at iværksætte nationale foranstaltninger og er dermed fritaget for at udpege nitratfølsomme områder på baggrund af identificerede eutrofieringsproblemer i specifikke overfladevandområder eller nitratkoncentrationer i specifikke grundvandsforekomster. I praksis betyder det dog, at regulering baserer sig på, at hele det nationale område betragtes som nitratfølsomt.

For Danmark var 1990ernes vandmiljøplaner grundlaget for valg af fremgangsmåde med reduktion af næringsstofbelastning til havområderne. Heri indgik de udbredte eutrofieringsproblemer i stort set alle danske kystvande som en del af grundlaget for den nationale indsats.

⁸¹ Uitvoeringsbesluit Van De Commissie van 16 mei 2014 tot verlening van een door Nederland gevraagde derogatie op grond van Richtlijn 91/676/EEG van de Raad inzake de bescherming van water tegen verontreiniging door nitraten uit agrarische bronnen, <https://www.rvo.nl/sites/default/files/2014/05/2014%20291%20EU%20derogatie%20NL%202014.pdf>

For Tyskland det været hensynet til beskyttelse af grundvand og overfladevand, der bruges, eller er beregnet til at blive brugt, til indvinding af drikkevand, som har dannet grundlag for indsatsen under nitratdirektivet. Tysklands oprindelige implementering af nitratdirektivet havde efter EU Kommissionens vurdering ikke tilstrækkelig effekt, og en EU traktatkrænkelsessag har i 2017 medført en ny formulering af obligatoriske gødningsnormer for husdyr og mineralsk gødning. Tilgangen til nitratdirektivet fokuserer kun på grundvand og fersk vande og har ingen tilknytning til god økologisk status af kystvande.

Polen har implementeret nitratdirektivet med udgangspunkt beskyttelse af grundvand og fersk overfladevand, der bruges til indvinding af drikkevand. Polen fik i 2014 en EU-dom for utilstrækkelig implementering af nitratdirektivet, herunder for utilstrækkelige udpegninger af nitratfølsomme områder⁸². Som følge heraf, ændrede Polen i 2017 sin indsats under direktivet til at omfatte hele det nationale område i overensstemmelse med artikel 3.5 i direktivet. Herunder indgår, at Polen har vedtaget en regulering med udvikling af et handlingsprogram med henblik på at reducere forurening af vandområder med nitrater fra landbrugskilder i hele landet.

Sverige har som det eneste af de undersøgte lande, udpeget specifikke nitratfølsomme områder omfattende den svenske vestkyst og kystvande til Østersøen syd for Stockholm.

Nederlandene har også anvendt nitratdirektivets artikel 3.5, men baseret på en generel risiko for nitratforurening efter alle direktivets kriterier. Nederlandene har haft obligatoriske gødningsnormer gældende i flere år. Nederlandenes indsats i relation til grundvandet har efterhånden resulteret i en høj andel af grundvandsforekomster med lave nitratkoncentrationer, som har medført muligheden for at benytte undtagelsen på hhv. 230/250 kg N/ha fra direktivets fastsatte grænse på 170 kg N/ha.

Udover nitratdirektivets kriterier om nitratkoncentrationer i grundvandsforekomster og overfladevand, der bruges eller er beregnet til indvinding af drikkevand er det kun i Danmark og Sverige, at eutrofiering af vandområder og især af kystvande –, specifikt har indgået i grundlaget for indsatsen under nitratdirektivet. Hvor Danmark ikke har udpeget specifikke nitratfølsomme områder, har Sverige udpeget områder i kystoplande. Danmark og Sverige har siden slutningen af 1980'erne identificeret eutrofierede eller eutrofieringstruede vandområder på grundlag af en række kvalitetskrav, der for begge landene var etableret på daværende tidspunkt, og som blev videreudviklet i 1990erne. Disse kvalitetskrav har indgået i vurderinger af Danmark og Sveriges behov for indsats under nitratdirektivet. For begge lande svarer kvalitetskravene til de krav, der senere med vandrammedirektivet er fastsat for opfyldelse af miljømålet om god tilstand i kystvande.

⁸² European Commission, Environment: Commission takes Poland to Court over nitrates and water pollution, http://europa.eu/rapid/press-release_IP-13-48_en.htm

De øvrige undersøgte lande har i deres vurderinger af behov for indsats under nitratdirektivet kun anvendt direktivets kriterier om nitratkoncentrationer i grundvandsforekomster og overfladevand, der bruges eller er beregnet til indvinding af drikkevand, selvom der for Nederlandene også har indgået en generel risiko for eutrofiering af overfladevand.

Danmark, Tyskland og Nederlandene har obligatoriske kvælstofnormer som afhænger af forskellige faktorer, men alle sammen baseret på afgrødernes behov. Polen vil med nye bestemmelser fra 2017 udarbejde tilsvarende normer. Sverige har kun obligatoriske kvælstofnormer for husdyrgødning inden for nitratfølsomme områder. Danmark og Nederlandene har benyttet sig af undtagelsen fra de 170 kg N/ha og har undtagelsesbedrifter, som kan anvende op til hhv. 230 kg N/ha husdyrgødning årligt for Danmark og henholdsvis 230 kg N/ha og 250 kg N/ha husdyrgødning årligt for Nederlandene, afhængig af jordbundsforhold.

Der eksisterer obligatoriske normer på fosfor i Danmark, Tyskland, Sverige og Nederlandene. Mens Danmark, Tyskland og Nederlandene har krav til anvendelsen af både husdyrgødning og handelsgødning, gælder krav i Sverige kun for husdyrgødning.

Tabel 4-14 Gødningsnormer for fosfor og kvælstof anvendelse på nitratfølsomme områder og almindelige omdriftsarealer, og andelen af nitratfølsomme områder ifølge nitratdirektivet (91/676/EC)

		DK	DE ⁸³	PL ⁸⁴	SE	NL
Kvælstof	Nitratfølsomme områder / Artikel 3.5 (% af samlet areal)	100	100	100	21,5 (omdriftsareal af hele Sverige)	100
	Nitratfølsomme områder / Artikel 3.5 (% af landbrugsareal)	100	100	100	75 (omdriftsareal af hele Sverige)	100
	Normer – Handelsgødning: Obligatoriske eller frivillige	Normer er obligatoriske	Norm for maksimalt til-ladt N-overskud	Ingen normer, men ud-arbejdelse af normer er planlagt	Normer er obligatoriske i nitratfølsomme områder ⁸⁵	Normer er obligatoriske ⁸⁶
	Normer: Specifikation	Normerne er differentie-rede efter afgrøde og jordtype. ⁸⁷	Normerne er differentie-rede efter afgrøde, men gælder kun fra 50 kg kvælstof/ha/år. Ingen udbringning efter høst og før 31. Januar, undtaget: Maksimalt 60 kg N/ha til vinterraps, mellemafgrøder, og an-dre.	<i>Ikke relevant</i>	Mængden af gødning skal afpasses planternes behov og beregnes i en gødningsplan pr. bedrift. ⁸⁸	Normerne er differentie-rede efter afgrøde, jord-type og for græs i om-drift.

⁸³ BGBl., 2017, Verordnung zur Neuordnung der guten fachlichen Praxis beim Düngen - 26. Mai 2017, s. 1305

⁸⁴ Ustawa Prawo wodne, 2017, Ustawa z dnia 20 lipca 2017 r., Journal of Laws of 2017, item 1566

⁸⁵ Jordbruksverket, 2017, När du sprider gödselsmedel, <http://www.jordbruksverket.se/amnesomraden/odling/vaxtnaring/spridagodselsmedel.4.207049b811dd8a513dc80001915.html>

⁸⁶ Rijksdienst voor Ondermend Nederland, 2017, Stikstof gebruiksnorm en gebruiksruijnte, <https://www.rvo.nl/onderwerpen/agrarisch-ondermenden/mest-en-grond/gebruiksruijnte-berekenen/stikstofgebruiksnorm-en-ruijnte>

⁸⁷ Bekendtgørelse om jordbrugets anvendelse af gødning i planperioden 2017/2018, BEK Nr 963 af 12/07/2017

⁸⁸ "Miljøbalken" SFS 1998:808; og "Föreskrifter om ändring i Statens jordbruksverks föreskrifter och allmänna råd om miljöhänsyn i jordbru- ket vad avser växtnäring" SJVFS 2015:21

		DK	DE ⁸³	PL ⁸⁴	SE	NL
	EU-krav: maks. 170 kg total kvælstof med husdyrgødning pr. ha i nitratfølsomme områder	Generel grænse på 170 kg N/ha, for undtagelsesbrug maks. 230 kg hvis 80 % af marken er græs, roer, eller efterafgrøder ⁸⁹	Maksimalt 60 kg N/ha til vinterraps, mellemafgrøder, og andre afgrøder sået om efteråret/vinteren. 510 kg kompost/ha/3år	<i>Standard EU krav</i>	Maksimalt 60 kg N/ha til vinterraps om efteråret og maksimalt 40 kg N/ha til andre afgrøder sået om efteråret.	Ingen husdyrgødning, når grundvandsstanden er høj (over 1,2 m under jorden). 230 og 250 kg husdyrgødning N/ha/år på undtagelsesbrug ⁹⁰
Fosfor	Normer – Husdyr/Handelsgødning: Obligatoriske eller frivillige	Obligatoriske normer på handelsgødning og på husdyrgødning, som er differentierede efter dyrearter	Normer er obligatoriske på husdyr- og handelsgødning	Ingen normer	Normer er obligatoriske på husdyrgødning ⁹¹	Normer er obligatoriske på husdyr- og handelsgødning ⁹²
	Normer: Specifikation	Generelle fosforlofter på maks. 30 kg P/ha for handelsgødning og 30-43 kg P/ha for husdyrgødning, afhængig af dyrearter. Skærpede lofter til følsomme søer.	Normerne er differentierede efter afgrøde, men gælder kun fra 30 kg fosfat/ha/år	<i>ikke relevant</i>	22 kg husdyrgødning P/ha/år	50-100 kg fosfat/ha/år (120 kg fosfat/ha/år på fosfat fattige eller -fikserende jord) Normerne er differentierede efter jordens fosfat indhold

⁸⁹ Bekendtgørelse om erhvervsmæssigt dyrehold, husdyrgødning, ensilage m.v; BEK nr 865 af 23/06/2017

⁹⁰ Rijksdienst voor Ondermend Nederland, 2017. Dierlijke mest gebruiksnorm en gebruiksruijnte, <https://www.rvo.nl/onderwerpen/agrarisch-ondernemen/mest-en-grond/mest/gebruiksnormen/dierlijke-mest>

⁹¹ Jordbrugsverket, 2017. Sprida gödsel i nitratkänsliga områden i övriga land, <http://www.jordbruksverket.se/amnesomraden/odling/vaxtnaring/spridagodsmedel/nitratkansligaomradeniovrigalandet.4.207049b811dd8a513dc80002765.html>

⁹² Rijksdienst voor Ondermend, 2017. Fosfaatarme en fosfaatfixerende gronden, <https://www.rvo.nl/onderwerpen/agrarisch-ondernemen/mest-en-grond/mestbeleid/fosfaatarme-en-fosfaatfixerende-gronden>

4.4 Spørgsmål D - Undtagelsesbestemmelser

Spørgsmål d) I hvilket omfang anvendes undtagelsesbestemmelser i forhold til kystvandene?

Baggrund

Spørgsmål D omhandler brugen af undtagelser fra miljømålene som angivet i vandrammedirektivets artikel 4. CIS Guidance Document nr. 20 præciserer, hvordan information om årsager til udskydelse, samt specielt tidsmæssige udsættelser skal angives i vandområdeplanerne. Undtagelsesbestemmelser kan anvendes med to forskellige begrundelser:

- > Tidsmæssig forlængelse af fristen for opfyldelse af miljømål om god økologisk og/eller kemisk tilstand frem til efter 2021 eller 2027 (Artikel 4.4; EC/2000/60). Tidsmæssig forlængelse kan begrundes med teknisk gennemførlighed (Artikel 4.4(a) – i), uforholdsmæssigt store omkostninger (Artikel 4.4(a) – ii), og naturlige forhold (Artikel 4.4 – iii).
- > Et mindre strengt miljømål (Artikel 4.5) – dette kan begrundes med menneskelige aktiviteter eller naturlige forhold.

Anvendelse af disse bestemmelser undersøges i dette afsnit. Undtagelser kan bringes i anvendelse pga. forskellige årsager, hvoraf opfyldelse af miljømål som følge af eutrofiering, der af en eller flere grunde ikke kan opnås inden for vandrammedirektivets tidsfrister er, en af flere, og hvis det kan begrundes som beskrevet i ovenstående artikler. De viste undtagelsesbestemmelser er bragt i anvendelse af flere årsager, og dermed ikke kun i relation til eutrofiering, idet ikke alle vandområdeplaner i de undersøgte lande anfører eutrofiering som en separat årsag. Fordi tidsfristen i den nuværende generation af vandområdeplaner er 2021 for opfyldelse af miljømålet, beskrives først og fremmest undtagelser, der omfatter tidsmæssige udsættelser indtil 2027.

Danmark

Danmark anvender **tidsmæssig forlængelse** af fristen for opfyldelse af miljømålet for kystvande i mindre omfang end de øvrige undersøgte lande: Dog er der for 58 % af kystvandene anvendt en tidsmæssig forlængelse indtil 2027 for opfyldelse af miljømål i relation til eutrofiering, svarende til 69 kystvande. Det skal bemærkes, at opnåelse af god tilstand udover de beregnede indsatser for de danske kvælstoftilførsler også forudsætter reduktion af tilførsler fra andre lande. I alle tilfælde begrundes udskydelsen med uforholdsmæssigt store omkostninger forbundet med færdiggørelse af foranstaltninger indenfor tidsperioden. Danmark anvender ikke undtagelsesbestemmelser for et **mindre strengt miljømål** (Artikel 4.5) i forbindelse med kystvande.

Tyskland

For **Tysklands** kyst- og overgangsvande er kun tekniske gennemførlighed (Artikel 4.4(a)-i) og naturlige forhold (Artikel 4.4(a)-iii) anført som begrundelser for

tidsmæssig forlængelse af fristen for opfyldelse af miljømålet. Tidsmæssig forlængelse indtil 2027 anvendes på alle kyst- og overgangsvande.⁹³ Udskydelse gælder på alle kyst- og overgangsvande. De tyske vandområdeplaner (i de undersøgte delstater) indeholder en yderligere underkategorisering for tidsmæssigudskydelsen (udover den i vandrammedirektivet anvendte). Denne kategorisering anvendes dog kun i fem ud af syv af de undersøgte vandområdeplaner, og er dermed ikke en generel tilgang i Tyskland.⁹⁴ Tabel 4-15 viser de underkategorierne, som blev anvendt.⁹⁵ Tyskland anvender ikke undtagelsesbestemmelser for et **mindre strengt miljømål** (Artikel 4.5) til kystvande.

Tabel 4-15 Koderne brugt til tidsmæssigt udsættelse af miljøkvalitetsmålet indtil 2027 for god økologisk og kemisk status i kyst og overgangsvande i tyske vandområdeplaner^{96 97}

Begrundelser	Økologisk Status	Kemisk Status
4-1 Teknisk gennemførlighed		
4-1-1 Årsag til afvigelser ukendt	X	ikke relevant
4-1-2 Obligatorisk teknisk rækkefølge af foranstaltninger	X	X
4-1-3 Uforanderlig varighed af procedurerne	X	ikke relevant
4-1-4 Forsknings- og udviklingsbehov	X	X
4-1-5 Andre tekniske årsager	X	X
4-3 Naturlige betingelser		
4-3-1 Tidseffekt af implementerede eller planlagte foranstaltninger	X	X
4-3-2 Varighed af iboende dynamisk udvikling	X	X
4-3-3 Andre naturlige betingelser	X	ikke relevant

Polen

Polen anvender en **tidsmæssig forlængelse** af fristen for opfyldelse af miljømålet på alle kyst og overgangsvande. I alle tilfælde begrundes udskydelsen med naturlige forhold. Teknisk gennemførlighed angives i tillæg som begrundelse

⁹³ UBA, 2017, Die Wasserrahmenrichtlinie - Deutschlands Gewässer 2015. Stand: 30.09.2016

⁹⁴ Koderne er ikke ført i vandområdeplanerne Elbe og Ems. Vandplanen i Warnow/Peene anvender koder, men uden at angive antallet af vandområderne under hver kode

⁹⁵ Den slags underkategori eksisterer også for uforholdsmæssigt store omkostninger som dog ikke bliver vist fordi de ikke er anvendt på kyst- og overgangsvande.

⁹⁶ LAWA, 2015. LAWA-AO Rahmenkonzeption Monitoring Teil B Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen Arbeitspapier I: Gewässertypen und Referenzbedingungen (Stand 02.02.2016).

⁹⁷ Aktualisierung des Bewirtschaftungsplans der FGE Warnow/Peene zum 22.12.2015, Anhang A5-0 Legendenübersicht und Erklärung, http://www.wrrl-mv.de/doku/bekanntm2BZ/WarnowPeene/BP_Anhaenge/Anhang_A5_0.pdf

se, men kun for 21 % af kyst og overgangsvande. For overgangsvande er en tidsmæssig udskydelse sat indtil 2027 for 7 ud af 9 overgangsvande, mens kun to kystvande har en frist indtil 2027.⁹⁸

Polen anvender et **mindre strengt miljømål** (Artikel 4.5) for et overgangsvand, svarende til 5 % af Polens kyst- og overgangsvande. Begrundelsen, der angives, er manglende tekniske muligheder, som ikke er i konflikt med en planlagt vandvej af større socioøkonomisk betydning.

Sverige

Sverige, anvender i høj grad **tidsmæssig forlængelse** af fristen for opfyldelse af miljømålene for kystvande i undersøgelsesområdet (91 % af kystvande). For 263 ud af 288 kystvande gælder en tidsmæssig forlængelse indtil 2027. Naturlige forhold er angivet som årsagen for de fleste kystvande, 261 ud af 288. Sverige anvender et **mindre strengt miljøkvalitetsmål** for 10 kystvande, primært bynære kystvande, der både er påvirket af eutrofiering og miljøfremmede stoffer, svarende til 3 % af alle kystvande. Baggrunden for undtagelsen er, at de påkrævede morfologiske foranstaltninger resulterer i uforholdsmæssigt store omkostninger.

Nederlandene

I **Nederlandene** anvendes en **tidsmæssig forlængelse** af fristen for opfyldelse af miljømålet på alle kyst og overgangsvande. I relation til eutrofiering, er begrundelsen angivet som naturlige forhold. Nederlandene anvender ikke undtagelsesbestemmelser om et **mindre strengt miljømål** (Artikel 4.5) for kystvande.

4.4.1 Sammenfatning

Tabel 4-16 nedenfor sammenstiller de fem undersøgte lande og viser, at de undersøgte lande anvender en tidsmæssig forlængelse af fristen for opfyldelse af miljømålene indtil 2027 (Artikel 4.4(a)), og dette gælder på stort set alle kyst og overgangsvande. Denne analyse belyser alene hvilke begrundelser for tidsmæssig forlængelse landene har anvendt, og det indgår ikke hvad omkostninger er opgjort til for begrundelsen 'uforholdsmæssige omkostninger'. Kun Danmark og Polen har et signifikant antal vandområder uden undtagelsesbestemmelse efter 2021. Årsagerne til forlængelserne er forskellige, men ofte er der tale om en kombination af årsager. Begrundelserne fremgår af Tabel 4-16. Kun Danmark begrunder den tidsmæssige forlængelse med uforholdsmæssigt store omkostninger. Alle andre lande har begrundet forlængelsen med enten teknisk gennemførlighed eller naturlige forhold, hvoraf Tyskland, Polen, og Sverige anvender begge. Det skal bemærkes, at manglende opfyldelse af miljømål, som følge af eutrofiering, kun er én blandt flere årsager, der ligger til grund forlængelserne af tidsfristerne.⁹⁹

⁹⁸ „Weryfikacja wartości granicznych dla oceny stanu ekologicznego rzek i jezior w zakresie elementów fizykochemicznych z uwzględnieniem warunków charakterystycznych dla poszczególnych typów wód”, s. 180 (Garcia et al, 2012).

⁹⁹ Som nævnt tidligere, angiver ikke alle vandplaner årsagerne til forlængelse af tidsfristerne. Derfor kunne en meningsfuld sammenligning af tidsmæssige forlængelser alene pga. for eksempel kvælstofpåvirkning ikke laves.

Tabel 4-16 Antallet af kyst- og overgangsvande med en tidsmæssig forlængelse hvor mål ikke nås i 2021 om god økologisk eller kemisk tilstand i henhold af Artikel 4.4(a) af vandrammedirektivet (2000/60/EC).^{100 101}

Type af vandområde	DK ¹⁰²	DE ¹⁰³	PL ¹⁰⁴	SE ¹⁰⁵	NL ¹⁰⁶
Kystvande hvor mål ikke nås i 2021	69 (58%)	68 + 5 (100%)	2 + 7 (47%)	263 (91%)	8 + 5 (100%)
Kystvande pga. tekniske gennemførlighed (Art. 4.4(a) - i)	ikke relevant	68 + 5 (100%)	1 + 3 (21%)	12 (4%)	ikke relevant
Kystvande pga. uforholdsmæssigt store omkostninger (Art. 4.4(a) - ii)	69 (58%)	ikke relevant	ikke relevant	ikke relevant	ikke relevant
Kystvande pga. naturlige forhold (Art. 4.4(a) - iii)	ikke relevant	68 + 5 (100%)	2 + 7 (47%)	261 (91%)	8 + 5 (100%)

Tabel 4-16 viser anvendelse af undtagelsesbestemmelser for fastsættelse af et mindre strengt miljømål end god økologisk eller kemisk tilstand, i henhold af Artikel 4.5. Som tabellen viser, fastsætter kun Polen og Sverige et mindre strengt miljømål, og dette kun for et begrænset antal vandområder.

¹⁰⁰ Procentandele er beregnet på antal kyst- og overgangsvande op til 1 sømil grænsen. Antallet angives til kyst- og overgangsvande: 'x' + 'y'

¹⁰¹ Fordi ikke alle vandplaner angiver årstallet bag tidsmæssige forlængelser, angives de samlet for 2021 og 2027

¹⁰² Miljøgis, 2017, vp2_2016-kystvande_miljomaal

¹⁰³ UBA, 2017, Die Wasserrahmenrichtlinie - Deutschlands Gewässer 2015. Stand: 30.09.2016

¹⁰⁴ Polske vandområdeplaner 2016-2021, Oder, Vistula

¹⁰⁵ Vattenmyndigheten Västerhavet, 2016, Förvaltningsplan 2016-2021 för Västerhavet vattendistrikt. Diarienummer 537-34925-2014, p966, <http://www.vattenmyndigheterna.se/Sv/publikationer/vasterhavet/beslutsdokument/Pages/forvaltningsplan-vasterhavet-2016-2021.aspx>. & Vattenmyndigheten Södra Östersjön, 2016, Förvaltningsplan 2016-2021 för Södra Östersjöns vattendistrikt. Diarienummer 537-9357-16, p369, <http://www.vattenmyndigheterna.se/Sv/publikationer/sodra-ostersjon/beslutsdokument/Pages/forvaltningsplan-sodra-ostersjon-2016-2021.aspx>.

¹⁰⁶ IHW, 2015, "Factsheets oppervlaktewater." from https://www.waterkwaliteitsportaal.nl/Factsheets/December2015Publiek/Oppervlaktewater/factsheet_OW_80_Ministerie_van_Infrastructuur_en_Milieu_Rijkswaterstaat_2015-11-10-04-26-43.pdf.

Tabel 4-17 Antallet af kyst- og overgangsvande med et lavere miljøkvalitetsmål (indtil 2027) for god økologisk eller kemisk tilstand i henhold af Artikel 4.5 af vandrammedirektivet (2000/60/EC). ¹⁰⁷

Type af vandområde	DK ¹⁰²¹⁰⁸	DE ¹⁰⁹	PL ¹¹⁰	SE ¹¹¹	NL ¹¹²
Kystvande med lavere miljøkvalitetsmål (Art. 4.5)	ikke relevant	ikke relevant	0 + 1 (5%)	10 (3%)	ikke relevant

¹⁰⁷ Procentandele er beregnet på antal kyst- og overgangsvande op til 1 sømil grænsen. Antallet angives til kyst- og overgangsvande: 'x' + 'y'

¹⁰⁸ Miljøgis, 2017, vp2_2016-kystvande_miljomaal

¹⁰⁹ UBA, 2016, Die Wasserrahmenrichtlinie, Deutschlands Gewässer 2015, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau

¹¹⁰ Polske vandområdeplaner 2016-2021, Oder, Vistula

¹¹¹ Vattenmyndigheten Västerhavet, 2016, Förvaltningsplan 2016-2021 för Västerhavet vattendistrikt. Diarienummer 537-34925-2014, p966, <http://www.vattenmyndigheterna.se/Sv/publikationer/vasterhavet/beslutsdokument/Pages/forvaltningsplan-vasterhavet-2016-2021.aspx>. & Vattenmyndigheten Södra Östersjön, 2016, Förvaltningsplan 2016-2021 för Södra Östersjöns vattendistrikt. Diarienummer 537-9357-16, p369, <http://www.vattenmyndigheterna.se/Sv/publikationer/sodra-ostersjon/beslutsdokument/Pages/forvaltningsplan-sodra-ostersjon-2016-2021.aspx>.

¹¹² IHW, 2015, "Factsheets oppervlaktewater." from https://www.waterkwaliteitsportaal.nl/Factsheets/December2015Publiek/Oppervlaktewater/factsheet_OW_80_Ministerie_van_Infrastructuur_en_Milieu_Rijkswaterstaat_2015-11-10-04-26-43.pdf.

5 Miljømål og reference tilstand (i) og belastning (j)

5.1 Spørgsmål I – Referencetilstande og miljømål for biologiske kvalitetselementer

Spørgsmål i). *Hvilke metoder anvendes til at fastlægge referencetilstand for de biologiske kvalitetselementer og derudfra miljømål i kystvandene, dvs. kriterieværdier for god tilstand. Angiv referencetilstanden og miljømålet for de anvendte biologiske kvalitetselementer (gælder primært Kattegat, Flensborg Fjord, Øresund, Vadehavet og andre kystvande som er sammenlignelige med de danske)*

De kvalitetselementer som de enkelte lande implementerer for at kunne vurdere og klassificere den økologiske tilstand af deres kyst- og overgangsvande er fastlagt i Vandrammedirektivets Bilag 5. I det følgende gennemgås de enkelte landes valg af biologiske kvalitetselementer, identifikation af biologiske referenceforhold og fastsættelse af miljømål.

Det overordnede miljømål for kystnære farvande er god tilstand, som er opfyldt når både den økologiske tilstand og den kemiske tilstand¹¹³ er god. God økologisk tilstand er defineret som en "svag afvigelse fra en tilstand upåvirket af menneskelig aktivitet (referencetilstanden)".

¹¹³ "Kemisk tilstand" referer til tilstanden for prioriterede miljøfarlige stoffer under vandrammedirektivet. Den kemiske tilstand for alle andre stoffer, herunder næringsstoffer og øvrige forurenende stoffer indgår under "økologisk tilstand" kvalitetselementet "Kemiske og fysisk-kemiske elementer, der understøtter de biologiske elementer"

EU medlemslandene er forpligtet til at oprette overvågningssystemer til brug for en klassificering af vandområdenes tilstand. Med henblik på, at medlemslandenes klassificeringer kan sammenlignes landene imellem, udtrykkes tilstandsvurderingerne ved en såkaldt EQR (økologisk kvalitetsratio), som repræsenterer forholdet mellem værdierne for de biologiske parametre, der er observeret for et givent vandområde og værdierne for disse parametre under referenceforhold, der gælder for det pågældende vandområde. Ratioen udtrykkes ved en værdi på en skala mellem 1 og 0, således at en høj tilstand repræsenteres af en værdi tæt på 1 og en dårlig tilstand af værdier tæt på 0. Medlemslandene har inddelt EQR-skalaen i 5 klasser (høj, god, moderat, ringe og dårlig), hvor fastsættelse af værdier på grænsen mellem høj og god tilstand og grænsen mellem god og moderat tilstand, er sket ved en interkalibrering.

Dette spørgsmål fokuserer på metoder og analyse, som anvendes i henhold til vandrammedirektivets interkalibreringsproces, hvor der er foreskrevet specifikke procedurer, som skal anvendes til at identificere/beregne referencetilstanden og til at sætte grænseværdier for miljømålene. Interkalibreringen er gennemført af EU medlemslandene sammen med EU Kommissionen, og fastsætter værdierne for målopfyldelse for de biologiske kvalitetselementer for vandområdetyper inden for hver kategori af overfladevande. Det vil sige værdier (klassegrænser), der beskriver grænsen mellem høj og god tilstand og for grænsen mellem god og moderat tilstand, altså miljømålet om "god økologisk tilstand" i forskellige typer af vandområder. Resultaterne af denne interkalibrering foreligger i EU Kommissions afgørelse fra 2013 (2013/480/EU)¹¹⁴.

5.1.1 Biologiske kvalitetselementer

De biologiske kvalitetselementer, der viser direkte effekter af næringsstofpåvirkninger i vandområder er fytoplankton og bundvegetation (makrofytter), mens bentisk invertebratfauna i den forbindelse viser indirekte effekter, der blandt andet hænger sammen med de direkte effekter på især fytoplankton. Hvert biologiske kvalitetselement kan beskrives ved en eller flere parametre, som for de enkelte medlemslande ofte vil være baseret på enten national eller international videnskabelige tradition for at vurdere det pågældende kvalitetselement.

Parametre for biologiske kvalitetselementer udpeget af de undersøgte lande er vist i Tabel 5-5. I de efterfølgende landeafsnit vil værdierne for nogle parametre være direkte sammenlignelige uden brug af EQR-værdier. Det er gældende for tilfælde, hvor de undersøgte lande har anvendt samme metode ved analyser og datarepræsentation for parametrene, mens en direkte sammenligning af værdier for andre parametre ikke er mulig og sammenligning må derfor baseres på EQR-værdierne.

¹¹⁴ KOMMISSIONENS AFGØRELSE af 20. september 2013 om fastsættelse i overensstemmelse med Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2000/60/EF af værdierne for klassifikationerne i medlemsstaternes overvågningssystemer som resultat af interkalibreringen og om ophævelse af beslutning 2008/915/EF

Danmark

Danmark anvender tre biologiske kvalitetselementer: 1) sommerkoncentrationer af klorofyl a for fytoplankton, 2) dybdegrænse af ålegræs for bundvegetation og 3) Dansk Kvalitetsindeks (DKI) for bentisk invertebratfauna.

Dybdegrænsen for ålegræs er ikke relevant i alle vandområder, blandt andet i Skagerrak og Vadehavet, hvor fytoplankton anvendes i stedet. Data for ålegræs og klorofyl a anvendes i modellering af indsatser.

DKI indekset vurderer biodiversitet, artsrigdom og følsomhed i bundfaunamiljøer normaliseret i forhold til salinitet¹¹⁵.

Tyskland

Biologiske kvalitetselementer i **Tyskland** består af 1) fytoplankton, 2) bundvegetation (phytobenthos, makroalger, dækfrøede planter), og 3) bentisk invertebratfauna. Ikke alle kvalitetselementer er anvendt i Nordsøen og Østersøen og vurderingsmetoder varierer også geografisk.

Kvalitetselementet for fytoplankton er forskelligt mellem Nordsøen og Østersøen samt i de kystnære og åbne dele af Østersøen. Nedenstående Tabel 5-1 giver en oversigt over kvalitetselementerne. Total biovolumen anvendes i Østersøen, for blågrønalger og kransnålalger dog kun i B1-3 vandområder. Modellering anvendes kun i Nordsøen. Frekvens af Phaeocystis opblomstringer anvendes kun i vadehavsområder.

¹¹⁵ 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 University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 85 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 93. <http://dce2.au.dk/pub/SR93.pdf>

Tabel 5-1 Metoder til vurdering af kvalitetselementet fytoplankton i tyske kystnære farvande. Metodegrundlag beskrives som H: Historiske data, M: Modellerede data, E: Ekspertvurdering (OGewV, 2016).¹¹⁶

Værktøj	Vandområder	Parameter	Metodegrundlag	Taksonomisk gruppe/arter
DPKN	Nordsø; N1, N2; N3, N4 <i>kun nationale grænser</i>	1) Klorofyl a (µg/l)	H, E, M	Totalt fytoplankton (Klor a) Phaeocystis
	<i>Kun Wattenmeer Niedersachsen</i>	1) Phaeocystis blooms (frekvens)		>10 ⁶ celler/l
PVOK	Østersø; B4	1) Klorofyl a (µg/l) 2) Biovolumen (mm ³ /l)	H, E	Totalt fytoplankton (Klor a) og Phaeocystis
PIOK	Østersø; B1-3	1) Klorofyl a (µg/l) 2) Biovolumen (mm ³ /l) 3 a, b) Biovolumen (mm ³ /l)	H, E	Totalt fytoplankton (Klor a) 3a) Cyanophyceen 3b) Chlorophyceen

Kvalitetselementet for fytoplankton i Nordsøen inkluderer overvågning af klorofylkoncentrationer og opblomstringsfrekvenser af Phaeocystis. Sidstnævnte er defineret ved tætheder større end 10⁶ celler/l. Den procentvise andel af måneder om året med sådanne koncentrationer angiver frekvensen.

I Østersøen er klorofylkoncentrationer og biovolumen samlet i et indeks ved at kombinere EQR (beskrevet nedenfor). Begge indikatorer overvåges i vækstperioden (maj-september). I B4 vandtyper anvendes kun pigmentkoncentrationer og total biovolumen og i B1-B3 vandtyper måles yderligere biovolumen af blågrønalger og grønalger (Cyanophyta and Chlorophyta).

I Tyskland består kvalitetselementet bundvegetation af fire indikatorer uddybet i nedenstående tabel. I Nordsøen anvendes indikatorerne SG¹¹⁷ og HPI¹¹⁸, hvor PHYBIBCO¹¹⁹ og BALCOSIS¹²⁰ bruges i Østersøen (Tabel 5-2).

¹¹⁶ Ikke officielle forkortelser er anvendt. DKPN: Deutsches Phytoplankton-verfahren für Küstengewässer der Nordsee; PVOK: Phytoplankton-bewertungsverfahren für deutsche Ostsee-Küstengewässer; PIOC: Phytoplankton-index für deutsche Ostsee-Küstengewässer.

¹¹⁷ Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN), 2010. Umsetzung der EG-WRRL – Bewertung des ökologischen Zustands der niedersächsischen Übergangs- und Küstengewässer (Stand: Bewirtschaftungsplan 2009), Küstengewässer und Ästuare, Brake-Oldenburg.

¹¹⁸ Kuhlentkamp, R., Schubert, P., Bartsch I. 2009. Marines Monitoring Helgoland – Benthosuntersuchungen gemäß Wasserrahmenrichtlinie, Handlungsanweisung Makrophytobenthos. Hrsg. Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Flintbek.

¹¹⁹ Fürhaupter, K., Meyer, T. 2015. Handlungsanweisung zum Bewertungsverfahren PHYBIBCO – Bewertung des ökologischen Zustandes der Makrophyten in den inneren Küstengewässern der Ostsee nach den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie, Qualitätskomponente Makrophyten – PHYBIBCO-Verfahren. Hrsg. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Mecklenburg-Vorpommern, Güstrow.

¹²⁰ Fürhaupter, K., Meyer, T. 2015. Handlungsanweisung zum Bewertungsverfahren BALCOSIS – Bewertung des ökologischen Zustandes der Makrophyten in den äußeren Küs-

Tabel 5-2 Metoder til vurdering af kvalitetselementet for bundvegetation i tyske kystnære farvande. Metodegrundlag beskrives som H: Historiske data, M: Modellerede data, E: Ekspertvurdering.

Værktøj	Vandområder	Parameter	Metodegrundlag	Taksonomisk gruppe/arter
SG	Nordsøen, N3, N4	1) Udbredelse og dækningsgrad (%) I forhold til reference tilstand 2) Artssammensætning	H, E	Makroalger
HPI	Nordsøen (Helgoland), N5	Fire EQR-moduler: 1) RSL (Artsrigdom, andel af grøn/rødalger, ESG ratio, andel af opportunistiske arter, kystfaktor) 2) Søsalat frekvens 3) Dækningsgrad af Savtang 4) Sublittorale dybdegrænser	H, E	Savtang (<i>Fucus serratus</i>) Søsalat (<i>Ulva lactuca</i>) Fem udvalgte arter
PHYBIBCO	Østersøen B1 & B2 (kystnære farvande)	1) Økologisk signifikans og komposition af arter 2) Dybdegrænse for rodplanter	H, E	Vanddækkede højere planter (frøplanter/dækfrøede planter) og kransnålalger
BALCOSIS	Østersøen B3 (åbne kystvande), B4 (vurderes via nærmeste B3 vandområde)	Vurdering af: 1) Ålegræs 1a) Dybdegrænse 1b) proportionalt biomasse af opportunistiske alger 2) Savtang og/eller Blæretang 2a) Dybdegrænse 2b) dominans 3) Gaffeltang 3a) proportionalt biomasse af opportunist. Alger 3b) Nedgang i artstal (ift. ref. tilstanden) 3c) Biomasse andel	H, E	BALCOSIS dækker alle repræsentative flerårige arter, herunder ålegræs (<i>Zostera marina</i>) og <i>Fucus</i> spp. Savtang (<i>F. serratus</i>) og/eller Blæretang (<i>F. vesiculosus</i>) Gaffeltang (<i>Furcellaria lumbricalis</i>)

tengewässern der Ostsee nach den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie, Qualitätskomponente Makrophyten - BALCOSIS-Verfahren, MariLim, Hrsg. Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein, Flintbek.

Kvalitetsselementet bundfauna klassificeres ved MarBIT indekset (Marine Biotic Index Tool). Indekset vurderer samfund af makroinvertebrater på hårde og bløde bundtyper og vegetation ved brug af følgende indeks: TSI (taksonomisk indeks), tæthed af arter, følsomme arter og tolerante arter. MARBIT anvendes kun i kystvande i Østersøen (B1-B4) og kystvande ved Helgoland i Nordsøen (N5).

Polen

I **Polen** vurderer man tilstande af overgangsvande og kystvande efter de, i Tabel 5-3 nævnte, kvalitetsselementer som harmoniseres og syntetiseres til en klassifikationsværdi (afsnit 5.1.3). Implementeringen af vandrammedirektivet har haft fokus på ferske vande og i mindre grad på overgangsvande og kystvande

Polen har defineret fire biologiske kvalitetsselementer for kystvande: 1) sommerkoncentrationer af klorofyl a, 2) sommerbiovolumen af fytoplankton, 3) bundvegetation (SM1 indeks) og 4) bentisk makroinvertebratindeks (Tabel 5-3). Koncentrationer af næringsstoffer (nitrat, TN, fosfat, TP og DIN) måles også og har tilknyttet kvalitetskrav (Tabel 5-4). Nedenstående tabeller viser grænseværdier for polske kystvande. I landerapporten forefindes tilsvarende for de definerede overgangsvande.

Tabel 5-3 Grænseværdier for biologiske kvalitetsselementer i polske kystvande

Kvalitetsselement	Enhed	Grænseværdier for tilstandsklasser				
		I Høj tilstand	II god tilstand	III moderat tilstand	IV ringe tilstand	V dårlig tilstand
Fytoplankton (Klor a gns *) ¹²¹	µg/l	< 1,50	≤ 1,90	≤ 2,30	≤ 3,10	>3,10
Fytoplankton (Klor a gns *) ¹²²	µg/l	< 2,10	≤ 3,15	≤ 4,20	≤ 6,25	>6,25
Makroalger og havgræs (SM1 indeks)		≥ 0,95	≥ 0,80	≥ 0,57	≥ 0,20	< 0,20
Bentiske makroinvertebrater (B multimetrisk indeks)		> 3,72	≥ 3,18	≥ 2,70	≥ 1,91	< 1,91

* klorofyl gennemsnit er beregnede gennemsnit af sommer koncentration og årsgennemsnit, og hvor sommer koncentrationer er gennemsnit af perioden juni til september.

¹²¹ For centrale kyst

¹²² For kystvande hhv. på nordside af Vistula ved Gdańsk bugt og langs kysten af Pomern bugt ved Wolin nationalpark øst for Szczecin lagunen.

Tabel 5-4 Indikator for næringsstofftilstand i polske kystvande (G/M grænseværdi)

Indikator	Enhed	Mierzeja Wiślana (Vistula Tangen) PLCWIIWB1	Dziwna – Świna PLCWIIWB9	Resterende 8 kystvande
Nitrat	mg/l (gn.snit for jan-marts)	0,012	0,15	0,08
Total N	mg/l (gn.snit for juni-sept)	0,4	0,4	0,3
Fosfat	mg/l (gn.snit for jan-marts)	0,024	0,024	0,015
Total P	mg/l (gn.snit for juni-sept)	0,033	0,038	0,03
DIN	mg/l (gn.snit for jan-marts)	0,15	0,23	0,1

I implementeringen af den havstrategidirektivet overvåger Polen yderligere Secchi dybde og en række indikatorer for næringsstoffer.

Sverige

I **svenske** kystvande er god økologisk status vurderet efter kvalitetselementerne, fytoplankton klorofyl a koncentrationer og biomasse samt bundvegetation (flerarts maksimal dybdeindeks, MSMDI) og invertebrat fauna (Bentisk kvalitetsindeks, BQI).

Fytoplankton vurderes som gennemsnit af klorofylkoncentrationer og biomasser i sommerperioden (juni-august) med minimum tre prøvetagninger.

Bundvegetation i kystnære farvande vurderes ved brug af et indeks, der beskriver den maksimale dybdegrænse for flere forskellige arter, bestående af flerårige alger og enkelte dækfrøede planter (som f.eks. ålegræs). Arterne er udvalgt som repræsentative for bundvegetation og er udbredte i svenske farvande (aneks 5.2, tabel 5). Kriterierne fokuserer på hårde substrater, og dækfrøede planter anvendes primært i områder hvor der ikke er hårde substrater. Indekset er formuleret i de svenske vandområdeplaner som EQR ratioer, der er sammensat af det gennemsnitlige indeks af mindst tre arter samt det maksimale indeks (se aneks 5.2, afsnit 5.1.2).

Tilstanden af bentisk invertebratfauna i kystnære farvande vurderes ved brug af et bentisk kvalitetsindeks der er ækvivalent med det danske DKI indeks. Det svenske indeks er udviklet for at kunne påvise effekter af eutrofiering, tilførsel af organisk stof og iltvind på bundfauna. Det bygger på vurderinger ved hjælp af relativ forekomst af tolerant og følsomme arter (Svensk landerapport Aneks 5.1, Tabel 1 & 2) kombineret med biodiversitetsmål.

Nederlandene

I kystnære farvande og overgangsvande opererer **Nederlandene** med kvalitetselementer for fytoplankton, bentisk vegetation (makroalger og angiospermer som dækfrøede planter som f.eks. ålegræs), bentisk invertebratfauna og fisk.

Kvalitetselementet for fytoplankton er delt op i to underelementer, henholdsvis sommerkoncentrationer (marts-september) af klorofyl a og opblomstringsfrekvens af stilkalgen *Phaeocystis globosa*. Frekvensen er bestemt som antal måneder per år (i %), hvor cellekoncentrationen over stiger $10^6/l$. Opblomstringsfrekvensen anvendes som indikator for eutrofiering og indgår sammen med klorofyl a koncentrationer i den endelige beregning af EQR for kvalitetselementet fytoplankton. Dette sker ved at udvælge den laveste værdi af 1) gennemsnittet af de to kvalitetselementer eller 2) værdien for klorofylkoncentrationen alene:

$$EQR_{phyto} = \text{Minimum}((EQR_{chl} + EQR_{Phaeo}) \div 2, EQR_{chl})$$

Det andet anvendte kvalitetselement er et bentisk økosystem kvalitetsindeks, som anvendes til at vurdere effekter af iltsvind, uddybning/klapning og bundtrawling. I overgangsvande er der kvalitetselementer for bundvegetation, bentske alger og fisk. Bundvegetation anvendes ikke som kvalitetselement i kystnære farvande på grund af ringe vækstbetingelser forårsaget af stærke tidevandsstrømme, ringe lysforhold og stærk eksponering. Havgræsenge overvåges per vandområde ved hjælp af luftfotos, feltundersøgelser og angivelse af overflade og tæthed for hver art.

Sammenfatning

Nedenstående Tabel 5-5 sammenfatter de biologiske kvalitetselementer de enkelte lande har udvalgt, og for hvilke der er foretaget en interkalibrering med de undersøgte lande.

De undersøgte lande anvender i store træk de samme biologiske kvalitetselementer og i den udstrækning det har været muligt er elementerne interkalibreret landene imellem. Der er variationer i disse som skyldes landespecifikke forhold, der ikke er mulige at harmonisere. I, Tyskland og Nederlandene indgår opblomstringer i kvalitetselementet for fytoplankton i Vadehavsregionerne, men ikke i Danmark. Kvalitetselementet bundfauna er sammenligneligt for alle lande, mens der er større forskelle på kvalitetselementet bundvegetation. I Danmark anvendes dybdeudbredelse af ålegræs, mens der i de øvrige lande også er inddraget makroalger i et eller andet omfang.

Tabel 5-5 Biologiske kvalitetselementer samt interkalibreringer anvendt i kystnære farvande i nabolandene.

Biologiske kvalitetselementer	DK	DE	PL	SE	NL
Fytoplankton	Sommer (maj/juni-sept) Klorofyl a koncentrationer	Fytoplankton Østersø (maj-sept): Klorofyl a konc. Total biovol. Evt. Biovol. af cyanophyta og klorophyta Nordsø: Klorofyl a konc. Frekvens af <i>Phaeocystis opblomstringer</i> (kun nedre Saksen)	Klorofyl a koncentration og biovolumen i vækstsæson (juni-sept)	Sommer (maj/juni-sept) klorofyl a koncentrationer og biovolumen	Klorofyl a koncentration i vækstsæson (marts-sept) Eutrofiering (koncentration af <i>Phaeocystis</i>) Artsfordeling
Interkalibrering	Tyskland i Vadehavet og i den vestlige Østersø	Østersø: Danmark i vestlige Østersø og med Polen i tysk/polske kystvande Nordsø/Vadehav: Danmark og Nederlandene	Tyskland	ikke relevant	Tyskland i Nordsøen
Bundvegetation	Dybdegrænse for ålegræs	Makroalger, dækfrøede planter, anden akvatisk flora	Dybdegrænse for makroalger og havgræsser	Dybdegrænse for makroalger og dækfrøede planter	Overfladeareal og distribution marskområder Overfladeareal og tæthed af havgræsbede Begge gælder kun i overgangsvande
Interkalibrering	Tyskland i Vestlige Østersø	Nederlandene	ikke relevant	ikke relevant	havgræsser med Tyskland
Bundfauna	Bentisk invertebrat fauna indeks	Bentiske invertebrater (MARBIT)	Bentisk invertebrat fauna indeks	Bentisk kvalitetsindeks	Kvalitetsindeks for bentiske økosystemer (BEQI-2)
Interkalibrering	Sverige i Kattegat og i Vestlige Østersø Tyskland i Vestlige Østersø	Danmark	ikke relevant	Danmark	ikke relevant
Fisk	ikke relevant	Fisk (kun i overgangsvande)	ikke relevant	ikke relevant	Artsfordeling (kun i overgangsvande)
Interkalibrering	ikke relevant	Nederlandene m.fl.	ikke relevant	ikke relevant	Tyskland m.fl.

5.1.2 Referenceværdier og mål samt bestemmelse heraf

Referencetilstand defineres i vandrammedirektivet som den tilstand, der findes eller ville kunne findes ved "høj tilstand". Det vil sige en uberørt tilstand, hvor der er ingen eller kun ubetydelige ændringer i den økologiske tilstand som følge af menneskelige aktiviteter. Dog er der her ikke tale om en "urtilstand", da det erkendes, at det er urealistisk at basere referenceforhold på historiske landskabsforhold, som ikke længere eksisterer i et moderne Europa¹²³.

I dette afsnit gennemgås referenceværdier, miljømål og metode til deres bestemmelse for de relevante kvalitetselementer for hvert af de undersøgte lande.

Der findes i dag sjældent marine områder, som er uberørte. I dag kan der inden for undersøgelsesområdet ikke findes marine områder, der er uberørt i forhold til menneskeskabt eutrofiering, og der kan ikke findes vandområder, som kan anvendes som referenceområder. For nogle vandområder findes historiske data, som ville kunne beskrive en referencetilstand, men sådanne data findes ikke for alle vandområder. Med udgangspunkt i vandrammedirektivets bestemmelser om fastlæggelse af typespecifikke referenceforhold, er der i EU guidance dokumenter (CIS Guidance Document nr. 5 og nr. 14) beskrevet fremgangsmåder og fastlagt procedurer for fastlæggelse af referencetilstand, herunder ved anvendelse af historiske data. Heri indgår anvendelse af modelleringer og ekspertvurderinger for kystnære farvande.

For kystvande af samme type sammenholder medlemsstater referenceforhold for de tre kvalitetselementer igennem EU's interkalibrering¹²⁴. Sammenlignelige referenceforhold er en forudsætning for gennemførelse af interkalibrering af klassifikationsgrænser (høj/god og god/moderat tilstand) mellem medlemsstaterne. Resultaterne af interkalibreringen i de fælles typeområder er oversat til nationale typer således, at der er klassifikationsgrænser for alle typer af kystvande.

Danmark

Ingen danske kystvande kan i dag repræsentere referencetilstand i **Danmark**. I vandområder, hvor historiske data om kvalitetselementet ikke er tilgængelige i tilstrækkelig grad, anvendes andre datasæt, der kan anvendes til at vurdere kvalitetselementets tilstand. Det inkluderer iltforhold, sæsonvariation i fosfor og klorofylkoncentrationer og primærproduktion.

For klorofyl anvendes marine modelværktøjer ved fastlæggelse af referencetilstanden, hvor kystvandene påtrykkes en kvælstof- og fosforbelastning svarende til belastningen omkring år 1900. Der er variationer mellem åbne kystvande, fjorde og lukkede kystvande. Referenceværdier for fjorde og lukkede kystvande estimeres ved statistisk og/eller mekanistiske modeller, mens det for åbne kystvande estimeres ved mekanistisk modellering. De resulterende referenceværdier

¹²³ CIS Guidance Document No. 5.

¹²⁴ Kommissionens beslutning 2013/480/EU om interkalibrering inklusiv tekniske baggrundsdokumenter.

for gennemsnitlig sommer koncentration er givet for hver vandtypologi med en spændvidde på 0,9-4,2 µg Chl a/l. Visse specifikke kystvande har individuelle forhold som giver værdier i intervallet 1,0 µg Chl a/l i Øresund til 5,4 µg Chl a/l i slusefjorde¹²⁵.

Historiske observationer fra ca. 1900 tallet er anvendt til at beskrive reference-tilstand for dybdeudbredelsen af ålegræs. Referencedata for dybdegrænser af ålegræs er baseret på sådanne historiske data fra det tidspunkt og er estimeret for hver vandtypologi. Spændvidden er på 4,8-12,2 m¹²⁵.

For bentisk invertebratfauna bestemmes det danske kvalitetsindeks (DKI) ved en kombination af diversitetsestimater, estimater for følsomhed af arter og tæthed af individer justeret i forhold til salinitet.

Tyskland

Referenceværdier for fytoplankton i den **tyske** del af Nordsøen er baseret på modelberegninger af korrelationer mellem nutidige observerede koncentrationer af total kvælstof og fytoplankton, idet der ikke er tilgængelige historiske data. For at kunne udlede historiske baggrundskoncentrationer for næringsstoffer og klorofyl, har man brugt en relation mellem nyere næringsstofkoncentrationer og klorofyl (1997-2001) sammen med litteraturværdier for TN og TP fra uberørte områder. Interkalibreringen af disse data har resulteret i værdier på 3,3 µg Chl a/l (90 % percentil) for åbne og vadehavs kystvande i Nordsøen (kystvandtyperne N1 og N2), og 4,8 µg/l for de åbne kystvande uden for udmundingen af floderne (kystvandtyperne N3 og N4). For den indre del af Vadehavet mod grænsen til Nederlandene findes desuden en referenceværdi på 6,7 µg Chl a/l¹²⁶. Referenceværdier for opblomstringer i Nedersaksen er fastsat til 1 måned/år svarende til en frekvens på 8,3%.

I Østersøen er der 22 referenceværdier for fytoplankton fordelt på vandtypologier. Som for Nordsøen er de etableret på basis af korrelationer med sommerkoncentrationer af total kvælstof. For vandtypologier B2 og B3 er der differentieret i undergrupper i forhold til salinitet. Referenceværdierne er samlet i Tabel 5-6.

¹²⁵ BEK nr. 1001 af 29/06/2016 om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder

¹²⁶ Kommissionens beslutning 2013/480/EU om interkalibrering

Tabel 5-6 Referenceværdier for fytoplankton i den tyske del af Østersøen^{127 128}. Klorofylværdier er sommergennemsnit.

Parameter	B1	B2a	B2b	B3a	B3b	B4
Klorofyl-a (µg/l)	8,5	1,6	1,3	1,5	1,2	1,3
Biovolumen (mm ³ /l)	1,8	0,48	0,4	0,45	0,4	0,4
Blågrønalger (mm ³ /l)	0,8	0,14	0,11	0,13	0,11	ikke relevant
Grønalger (mm ³ /l)	0,078	0,009	0,007	0,008	0,007	ikke relevant

EQR for fytoplankton i Nordsøen er baseret på målte observationer jævnfør den følgende relation:

$$EQR_{normeret} = \frac{Målværdi - ØvreGrænse_{EQR-StausKlasse}}{NedreGrænse_{Klasse} - Øvregrænse_{Klasse}} * 0,2$$

hvor EQR fordeles ligeligt i 5 intervaller (tilstandsklasser) og forholdes til de målte værdier (tysk landerapport). Denne metode anvendes til at tilstandsvurdere den tyske del af Nordsøen hvert år. På grund af stor år-til-år variation i fytoplanktonsamfund anvendes de årlige vurderinger til at lave gennemsnitlige EQR i 6-års intervaller svarende til programperioderne i vandrammedirektivet.

EQR værdier i Østersøen bestemmes for hver indikator i kvalitetselementet fytoplankton og alle værdier normaliseres jævnfør:

$$EQR_{normeret} = (EQR_{Indeks} - Min_{Indeks}) * \frac{Max_{norm} - Min_{norm}}{Max_{Indeks} - Min_{Indeks}} + Min_{norm}$$

, hvorefter de relevante parametre vægtes som givet i Tabel 5-7. Referenceværdien for klorofyl a i Østersøen spænder fra 1,2 – 8,5 µg/l afhængig af vandtypologi. EQR værdien til hele kvalitetselementet fytoplankton udregnes som et vægtet gennemsnit af de fire parametre. Størrelsen af vægtning vises i Tabel 5-7.

¹²⁷ LAWA, 2017. Empfehlungen für eine harmonisierte Vorgehensweise zum Nährstoffmanagement (Defizitanalyse, Nährstoffbilanzen, Wirksamkeit landwirtschaftlicher Maßnahmen) in Flussgebietseinheiten.- Hrsg.: Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser, Ständiger Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“ - LAWA-AO -, beschlossen auf der 53. LAWA AO Sitzung am 14. und 15. Juni 2017 in Berlin und auf der 154. LAWA Vollversammlung am 14. und 15. September 2017 in Öhningen am Bodensee, LAWA-Arbeitsprogramm Flussgebietsbewirtschaftung Produktdatenblätter WRRL - 35, 36 und 37, 14. Juli 2017.

¹²⁸ Den ansvarlige arbejdsgruppe som bestemmer grænseværdier for Østersøen har formuleret nye grænseværdier, som kan ses s.58 i BLANO, 2014. På trods af at de nye grænseværdier er blevet godkendt, er de ikke indarbejdet i den gældende forordning (OGewV, 2016) for metoder og grænseværdier. Derfor er grænseværdierne anført i tabellen stadig gældende for indeværende planperiode.

Tabel 5-7 Vægtning af fytoplankton indikatorer i den tyske del af Østersøen¹²⁹. Klorofyl er sommergennemsnit.

Parameter	Vægt
Klorofyl-a (µg/l)	4,0
Biovolumen (mm ³ /l)	2,0
Blågrønalger (mm ³ /l)	1,0
Grønalger (mm ³ /l)	0,5

Referenceværdier for bundvegetation (makroalger og dækfrøede planter) er udlædt for Nordsøen og Østersøen på forskellig måde men baseret på historiske data og ekspertvurderinger.

I Nordsøen er der udpeget to referenceområder i Vadehavet ud for Niedersachsen og Slesvig-Holsten i relation til SG metoden.¹³⁰ I begge områder anvendes havgræsarealer, tæthed og artssammensætning. I Vadehavet ud for Niedersachsen haves dokumenterede referenceværdier fra 1950-1970^{131 132}, men i visse områder er anvendt nyere data.^{133 134} I Vadehavet ud for Slesvig-Holsten er referenceværdier vurderet på baggrund af historiske data.^{135 136}

Referenceværdier for bundvegetation i Nordsøen ved Helgoland er defineret fra historiske data 100 år tilbage. Klassificering af tilstande er baseret på litteraturværdier fra sammenlignelige områder. For eksempel er det standardiserede referenceområde for savtang (*Fucus serratus*) vurderet til 18.200 m² baseret på historiske data og nutidige langtidsovervågningsdata.

¹²⁹ Sagert, S., Swelig, U., Schubert, H., 2008, Phytoplankton indicators for ecological classification of coastal waters along the German Baltic coast, http://www.gewaesserbewertung.de/files/sagert_et_al_2008.pdf

¹³⁰ Som vist i afsnit 5.1.1, beregner SG metoden 1) udbredelse og dækningsgrad (%) af makroalger i forhold til reference tilstand, og 2) artssammensætning af makroalger

¹³¹ Kastler, T., Michaelis, H. 1997. Der Rückgang des Seegrasbestände im niedersächsischen Wattenmeer. Forschungsstelle Küste, NLO, 24 pp.

¹³² Kolbe, K. 2006. Bewertungssystem nach WRRL für Makroalgen und Seegräser der Küsten- und Übergangsgewässer der FGE Weser und Küstengewässer der FGE Elbe, NLWKN, Brake/Oldenburg 99 pp.

¹³³ Adolph, W. 2010. Praxistest Monitoring Küste 2008, Seegraskartierung - Gesamtbestandserfassung der eulitoralen Seegrasbestände im Niedersächsischen Wattenmeer und Bewertung nach EG-Wasserrahmenrichtlinie. NLWKN Küstengewässer und Ästuar 2/2010. 52 pp.

¹³⁴ Det er uklart om disse nyere data ekstrapoleres bagud i tid eller om andre metoder er anvendt. Artiklen Adolph (2010) er ikke offentlig tilgængeligt.

¹³⁵ Dolch, T., Buschbaum, Ch. and Reise, K. 2015. Zusammengefasste Handlungsanweisungen zur Kartierung von Seegräsflächen und deren ökologischer Bewertung im Rahmen von SHWAP (Schleswig-Holstein Wadden Sea Assessment of Phytobenthos). Bericht im Auftrag des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, Flintbek (LLUR), 17 pp.

¹³⁶ Dolch T., Buschbaum C., Reise K. 2010. Seegräs-Monitoring im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer 2009 – Forschungsbericht zur Bodenkartierung von Seegräsbeständen in ausgewählten Gebieten. Projektbericht im Auftrag des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein, 81 pp.

I Østersøen er anvendt to systemer til kvalitetselementet bundvegetation. PHYBIBCO vurderer udelukkende vegetation i de indre kystvande (B1 og B2), mens BALCOSIS vurderer kun vegetation i de ydre åbne dele af Østersøen (B3 og B4).

Referenceværdier for PHYBIBCO er baseret på historiske data og nutidige data. Lister over flerårige referencearter er udarbejdet baseret på salinitetsafhængige distributionsmønstre og anvendt som udgangspunkt for vurdering af referencetilstande. Referenceværdien for rodplanter er baseret på historiske data samt modellering af lysgennemtrængelighed.

Referenceværdier for BALCOSIS er også baseret på lister over referencearter som er udarbejdet i løbet af implementeringsprocessen. Der er udarbejdet artslistes for brun- og rødalger for farvande vest og øst for Darsstærskelen. Det samme gælder for biomasseværdier for Gaffeltang.

For bentisk invertebratfauna er referenceværdier for MarBIT indekset (bundfauna) baseret på eksisterende viden om kystnære samfund i Østersøen sammen med nutidig monitoringsdata.¹³⁷ På det grundlag er der udarbejdet referenceartslistes, som er justeret i forhold til definerede rammer for salinitet, eksposering, dybde og substrat i hvert enkelt område.

Polen

Referenceværdier for de **Polske** biologiske kvalitetselementer i overgangsvande og kystnære farvande er fastsat ved ekspertvurderinger baseret på overvågningsdata. Med undtagelse af klorofyl a koncentrationer, gælder referenceværdier for alle kystvande.

Sommer klorofylkoncentrationer er gennemsnit for perioden juni-september. To sæt referencer er etableret for klorofyl i intervaller fra 2,10 µg Chl a/l i Gdansk bugten (østlige Polen) og Pommern bugt (vestlige Polen), til 1,50 µg Chl a/l for de øvrige kystvande.

Referenceværdien for fytoplankton biovolumen er et gennemsnit for perioden juni-september på 420 mm³/m³ som repræsenterer alle kystvande.

Referenceværdien for bundvegetation samt bentiske invertebrater er vurderet som indeks, der repræsenterer alle kystvande.

Referenceværdien for det bentiske makroinvertebratindeks er >3,72.

Referenceværdier i relation til næringsstoffer er bestemt på baggrund af statistiske analyser af relationen mellem biologiske kvalitetselementer og fysisk-kemiske forhold. For et givent kvalitetselement er den næringsstofkoncentration bestemt der tillader målopfyldelse for kvalitetselementet.

¹³⁷ MARILIM 2009. Ostsee-Makrozoobenthos-Klassifizierungssystem für die Wasserrahmenrichtlinie. Referenz-Artenlisten, Bewertungsmodell und Monitoring, pp. 131, <http://www.marilim.de/images/data/marbit/bmbf-bericht-3-2009-01-20.pdf>

Referenceværdier og kvalitetskriterier for god økologisk tilstand for kvælstof og fosfor i floder er tidligere bestemt til henholdsvis 10 mg N/l og 0,4 mg P/l på baggrund af ekspertvurderinger¹³⁸. Vurderingerne blev foretaget i 1991 som et led i en klassificering af ferske vande og spildevandsregulering. I 2016 under arbejdet med de polske vandområdeplaner er kriterierne opdateret og baseret på overvågningsdata fra hver enkelt flodtype på en tilsvarende måde som for overgangs- og kystvande. De nye værdier fremgår dog ikke af den polske landerapport. Det er også meget uklart i den polske landerapport, om der er tale om en referenceværdi i relation til eutrofiering. Det synes mere at være værdier til brug for vurderinger af behov for indsats overfor spildevand og nitratpåvirkning fra landbrug i relation til EU's spildevandsdirektiv og nitratdirektiv. Vi mener derfor at der skal tages forbehold for at referere til disse værdier i relation til eutrofiering.

Sverige

I **Sverige** er referencetilstand for biologiske kvalitetselementer i kystvande ofte defineret som den højeste tilstand på en økologisk gradient, frem for en tilstand for uberørte områder. En økologisk gradient er, i Sveriges arbejde med vandrammedirektivets implementering, defineret som en gradient af økologiske forhold der har betydning for sammensætning af arter.¹³⁹ I EU-interkalibreringsarbejdet er der ikke defineret referenceområder for Østersøen, i stedet anvendes kendte etablerede relationer mellem fysisk-kemiske parametre og biologiske kvalitetselementer som for eksempel forholdet mellem sigtdybde (Secchi dybde) og klorofylkoncentrationer eller næringsstofkoncentrationer.

Referencetilstand for fytoplankton (klorofyl og biomasse) i svenske kystnære farvande er baseret på historiske data for sigtdybde (Secchi) og næringsstoffer, hvor man har brugt nuværende etablerede empiriske relationer mellem Secchi dybde, næringsstoffer, salinitet og fytoplankton parametre. Visse af de anvendte historiske data går tilbage til 1902-1903, men hovedparten er fra 1980-2000 og helt frem til 2005. Metoden varierer lidt mellem Østersøen og Kattegat på grund af variable data og økologiske forhold. I Østersøen er der anvendt en tilgang med en salinitetsgradient og en simpel blandingsmodel, mens der for Kattegat/Skagerrak er anvendt referenceværdier for Secchi dybde og næringsstoffer i åbent vand tilpasset salinitetsforskelle. Referencetilstand for biovolumen er estimeret på baggrund af etablerede empiriske relationer mellem biovolumen og klorofylkoncentrationer.

Referencetilstand for bundvegetation er baseret på referencedybder, der repræsenterer maksimale dybdegrænser i datasæt fra 1940-2000 og ekspertvurderinger for specifikke arter og vandområdetyper.

Referencetilstand for kvalitetselementet bentisk invertebratfauna (BQI) er bestemt for hver type af vandområde ved brug af flere tilgange. Referenceområder er udpeget, hvorfra tilstanden af bundfauna er vurderet til at være "høj" eller "god". Grænsen mellem god og moderat tilstand er derefter sat til at være den

¹³⁸ Interview med National Authority of Water Management

¹³⁹ Johnson, R. K., Lindegardh, M., Carstensen, J. 2013. Establishing reference conditions and setting class boundaries, Deliverable 2.1-2, Waters Report No. 2013:2, ISBN 978-91-980646-4-3, Havsmiljöinstitutet, Sweden.

nedre 20 % percentil af alle målinger, således at områder med værdier lavere end denne grænse ikke var god tilstand, mens områder med højere værdier ansås ikke at afvige fra naturlige variationer. Grænsen mellem god og moderat tilstand blev valideret mod observationer af tærskelværdier (breakpoints) i forhold til presfaktorer. Denne tilgang involverer ikke en definition af uberørte referencetilstande, men et interval af tilstande eller forhold som indbefatter værdier for en tilstandsklasse i et varierende miljø.¹⁴⁰ De analyserede data inkluderede prøver fra 1950-1970, men hovedparten af data er fra 1980 og frem til de første år efter 2000.

Nederlandene

I **Nederlandene** opererer man kun med kvalitetselementerne klorofyl a og oplomstringsfrekvens af *Phaeocystis globosa* i relation til næringsstofproblematikken i kystnære farvande. Derfor gennemgås referenceværdier, mål og metode kun for disse kvalitetselementer.

Referencetilstanden for klorofyl a koncentrationer er baseret på beregninger i AMOEBE modellen, OSPAR værdier, ekspertbedømmelser og EU-interkalibrering.

I AMOEBE modellen beregnes den øvre grænse for god status for en række funktionelle grupper og enkeltarter (samt klorofyl a) med udgangspunkt i forholdene i 1930 som reference år. Årstallet er udvalgt som dækkende for et tidspunkt med en begrænset antropogen påvirkning samtidigt med, at der er tilgængelige historiske data. Disse data kombineret med en tilbageregning af næringsstofbelastning til en baggrundstilstand, fastlagde en værdi på 14,3 µg Chla/l for Nordsøen ud for Rhinen-Meuse flodernes udmunding. Under vandrammedirektivets definition kunne denne værdi ikke betragtes som en referenceværdi, og i EU-interkalibreringen blev værdien 14 µg Chla/l derfor fastsat som grænsen mellem høj/god tilstand. Da denne grænse er 1,5 gange højere end referencetilstanden (EQR = 0,67), blev værdien for klorofyls referencetilstand i denne del af Nederlandenes del af Nordsøen og for den nederlandske del af Vadehavet fastlagt til 9,3 µg Chla/l (90 % percentil). De øvrige nederlandske åbne kystvande nord og syd for Rhinen-Meuse har samme type som Storbritanniens kystvande i denne del af Nordsøen. På baggrund af sammenligning af ferskvandsindflydelsen i disse kystvande og til trods for, at der er en lidt større ferskvandsindflydelse i den nederlandske del, kunne der for disse vandområder fastsættes den samme værdi for referencetilstanden som for de britiske kystvande på 6,7 µg Chla/l¹⁴¹.

Sammenfatning

For de biologiske kvalitetselementer, kan klorofylværdier til en vis grad benyttes og sammenlignes. Resultatet er vist i Tabel 5-8. Det skal her understreges at værdier for klorofyl i Nordsøen er 90 % percentiler, mens de for Østersøen er gennemsnit for maj/juni – september. Det er vigtigt, idet 90 % percentilen generelt er 2 gange højere middelværdien.

¹⁴⁰ Johnson, R. K., Lindegarth, M., Carstensen, J. 2013. Establishing reference conditions and setting class boundaries, Deliverable 2.1-2, Waters Report No. 2013:2, ISBN 978-91-980646-4-3, Havsmiljöinstitutet, Sweden.

¹⁴¹ EC Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, 2009. *Water Framework Directive intercalibration technical report. Part 3: Coastal and Transitional waters*, EUR 23838 EN/3,, Carletti, A., A.S. Heiskanen, Luxembourg, 240 pp.

For bentisk invertebratfauna og bundvegetation, der karakteriseres ved et indeks, er det ikke anvendeligt at foretage en direkte sammenligning af værdier for referencetilstand.

Tabel 5-8 Sammenstilling af de undersøgte landes værdier for referencetilstand af klorofyl.

Land	Referenceværdi for klorofyl (µg/l)	
	Østersø (gns. for vækstperiode)	Nordsø (90 % percentiler)
Danmark	0,9-4,2	3,3 (Vadehavet) 3,0 (Vesterhavet) 2 (Skagerrak)
Tyskland	1,2-8,5	3,3/4,8 (Vadehavet ¹⁴²) 4,8/6,7 (Vadehav vest)
Polen	2,10 (Gdansk bugt og Pommern bugt) 1,50 øvrige kystvande	ikke relevant
Sverige (års gns. af sommerkoncentrationer)	1,2	0,9-1,0 (Øresund) 1,0 (åbne Kattegat) 1,1 (åbne Skagerrak) 1,3-1,9 (skærgård og fjorde, Skagerrak/Kattegat)
Nederlandene	ikke relevant	6,7 (Nordsø) 9,3 (Rhine/Meuse kystvand, Vadehav)

For fytoplankton har det ikke været muligt at fastlægge referenceområder i Østersøen og referencetilstande er estimeret så vidt muligt ved hjælp af historiske data sammen med modelleringer og tilbageskrivning af eksisterende kendte relationer mellem abiotiske forhold og kvalitetselementer. Af Tabel 5-8 ses det, at de undersøgte landes referencetilstande vedrørende klorofyl stemmer overens for Østersøen, Nordsøen og Vadehavet. Det er i EU-interkalibreringen forklaret¹⁴¹, at de højere værdier for Nederlandene skyldes, at ferskvandsindflydelsen fra Rhinen-Meuse er 2,1 gange større i forhold til ferskvandsindflydelsen i de tyske kystvande og 1,7 gange større end ferskvandsindflydelsen i de britiske kystvande. Under antagelse af, at næringsstofkoncentrationen ved en naturlig baggrundstilstand har været den samme i de britiske og de kontinentale floder,

¹⁴² 3,3 µg/l gælder vandtypologi N1,2 og 4,8 µg/l er gældende for typologi N3,4. Kilde: NLWKN (2010). Umsetzung der EG-WRRL - Bewertung des ökologischen Zustands der niedersächsischen Übergangs- und Küstengewässer (Stand: Bewirtschaftungsplan 2009). Küstengewässer und Ästuar 1/2010. 59 S.

så har næringsstofbelastningen i en referencetilstand været lige så meget højere i de nederlandske kystvande med en højere fytoplankton produktion til følge.

5.1.3 Miljømål

Fastsættelse af miljømål for konkrete vandområder tager udgangspunkt i resultaterne af EU landenes interkalibrering, som fremgår af EU Kommissionens afgørelse 2013/480/EU. For nationale vandområder med typer, som ikke har kunnet indgå i interkalibreringen foreskriver EU Kommissionens Guidance Document nr. 14 (2008-2011) hvordan grænseværdier fra interkalibreringen kan oversættes til nationale vandområder.

Danmark

Værdien for miljømålet for dybdegrænsen af ålegræs (grænsen mellem god og moderat tilstand) er fastsat under EU's interkalibreringsarbejde. Målet er fastsat til maksimalt 26 % afvigelse fra referencetilstanden (EQR = 0,74).

Denne værdi er anvendt til fastsættelse af konkrete værdier for grænsen god/moderat for alle danske vandområder, hvor det er relevant¹⁴³. En referencetilstand på 6 m svarer derved eksempelvis til et miljømål på $(1-0,26)*6 \text{ m} = 4,44 \text{ m}$.

Værdierne for miljømålet for klorofyl a er udledt fra et referencetilstandsscenario som beskrevet i afsnit 5.1.2. Modellens referenceværdi er overført til en grænse for god-moderat tilstand ved hjælp af EQR værdier, der generelt er på 0,6 for indre kystvande, 0,5 for Skagerrak og 0,44 for Vesterhavet og Vadehavet. Fastsættelse af miljømål er baseret på to metoder som understøtter hinanden. Dels baseret på historiske Secchi data og en relation mellem nyere Secchi-data og klorofyldata og dels baseret på hind-casting af næringsstofftilførsler. Interkalibreringsarbejdet anbefalede at anvende resultaterne fra hind-casting. Grænseværdier for vandområder uden data er opnået ved ekstrapolering af værdier fra sammenlignelige vandtypologier.

I mange fjorde og lukkede vandområder er ensemble modellering anvendt for at reducere usikkerheder på grænseværdien for god økologisk tilstand. Det er sket ved at anvende et gennemsnit for referencetilstande for udvalgte sammenlignelige vandområder, hvor der både er gennemført statistiske og mekanistiske modeller. Vandområder, hvor denne tilgang er anvendt, er kategoriseret ved graden af ferskvandspåvirkning og specifikke grænseværdier for klorofyl a er beregnet for hver typologi.

¹⁴³ Bekendtgørelse nr. 1001 af 29/06/2016 om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationalenaturbeskyttelsesområder

Tabel 5-9 Grænse mellem god/moderat tilstand for de tre biologiske kvalitetselementer fordelt på typologi. *) angiver at værdien er et gennemsnit for maj-sept og **) angiver at værdien er 90 % percentil.¹⁴⁴

Kvalitetselement	Klorofyl-a (G/M)		Ålegræs (G/M)		DKI (G/M)
Vandtype	EQR	µg/l	EQR	Dybde (m)	EQR
OW 1 og 2	0,6	1,6*	0,74	9	0,68
OW 3a	0,6	1,5*	0,74	7	0,72
OW 3b og 3c	0,6	1,7*	0,74	8,1	0,68
OW 4a	0,5	4**	ikke relevant	ikke relevant	ikke relevant
OW 4b	0,44	6,9**	ikke relevant	ikke relevant	0,53
OW 5	0,44	7,5**	ikke relevant	ikke relevant	0,53
O 4	0,6	7*	ikke relevant	ikke relevant	ikke relevant
M 1	0,6	2,1*	0,74	4,4	0,68
M 2	0,6	2,1*	0,74	4,1	0,68
M 3 og 4	0,6	3,6*	0,74	4,3	0,68
P 1	0,6	2,1*	0,74	8,9	0,68
P 2	0,6	2,1*	0,74	3,6	0,68
P 3	0,6	3,6*	0,74	7,3	0,68
P 4	0,6	3,6*	0,74	4,9	0,68
Slusefjorde	ikke relevant	6,8*	ikke relevant	4,1	0,68

De nødvendige data har ikke været tilgængelige for alle kystvande og i sådanne tilfælde er yderligere tre indikatorer anvendt: iltvind, sæsonvariation af uorganisk fosfor og klorofyl, samt antal dage med kvælstofbegrænset primærproduktion (Tabel 5-10). Grænseværdier for god/moderat for disse parametre er ikke miljømål i vandområdeplanerne, men parametre der kan indgå i beregninger af målbelastning og indsatsbehov.

¹⁴⁴ Bekendtgørelse nr. 1001 af 29/06/2016 om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder, BEK 1001

Tabel 5-10 Alternative nøgleindikatorer for vandkvalitet og tilhørende grænseværdier for God / Moderat tilstand.

Alternative nøgleindikatorer for vandkvalitet		God/Moderat grænse
Iltsvind	% tid med iltsvind (<4mg / L)	50 %
	% tid med kraftigt iltsvind (<2mg / L)	10 %
DIP og Klorofyl-a sæsonvariation	Sommer DIP/årlig DIP	<1
	Sommer Klorofyl-a/årlig Klorofyl-a	<1
N-begrænset primærproduktion	Dage med N begrænsning, kystvande	150
	Dage med N begrænsning, åbent vand	200

Af Tabel 5-9 ses det at EQR værdier for DKI er fordelt på vandtypologier. Grænsen mellem god/moderat tilstand er sat til 5-percentilen af indekssværdier for referencetilstande på den mindst påvirkede side af grænseværdien.¹⁴⁵

Tyskland

Miljømål (grænseværdi for god/moderat tilstand) for de enkelte kvalitetselementer i **Tyskland** er opsummeret i nedenstående tabel for Nordsøen og Østersøen.

¹⁴⁵ 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 University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 85 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 93. <http://dce2.au.dk/pub/SR93.pdf>

Tabel 5-11 Oversigt over grænseværdier for god/moderat tilstand for fytoplankton i tyske kystvande fordelt på typologi.¹⁴⁶ Værdierne for Østersøen angiver gennemsnit for maj/juni-september, mens værdierne for Nordsøen angiver 90 % fraktil.

Vandtypologi	Nordsø				Østersø					
	åben t vand	Va- de- hav	Åben vand, mindre fersk- vandspå- virket	Vadehav, mindre fersk- vandspå- virket	Typer af indre kystvande			Typer af åbne kystvande		
Type ID	N1	N2	N3	N4	B1	B2a	B2b	B3a	B3b	B4
psu	>30	>30	18-30	18-30	0,5- 6	6- 20	6- 20	6- 20	6- 20	6- 30
Klorofyl-a (µg/l)	7,5	7,5	11-15	11-15	12,7	2,4	1,95	2,3	1,8	1,9
Biovolumen	ikke rele-	ikke re-	ikke relevant	ikke relevant	2,5	0,66	0,55	0,65	0,55	0,55
Blågrønalger	ikke rele-	ikke re-	Ikke relevant	ikke relevant	1,2	0,21	0,17	0,2	0,17	ikke re-
Grønalger	ikke rele-	ikke re-	Ikke relevant	ikke relevant	0,13 2	0,01 5	0,01 1	0,01 4	0,01 1	ikke re-
Phaeocystis [%]	17	17	17	17	ikke re-	ikke re-	ikke re-	ikke re-	ikke re-	ikke re-

¹⁴⁶ LAWA, 2017. Empfehlungen für eine harmonisierte Vorgehensweise zum Nährstoffmanagement (Defizitanalyse, Nährstoffbilanzen, Wirksamkeit landwirtschaftlicher Maßnahmen) in Flussgebietseinheiten. Hrsg. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser, Ständiger Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“ - LAWA-AO -, beschlossen auf der 53. LAWA AO Sitzung am 14. und 15. Juni 2017 in Berlin und auf der 154. LAWA Vollversammlung am 14. und 15. September 2017 in Öhningen am Bodensee, LAWA-Arbeitsprogramm Flussgebietsbewirtschaftung Produktdatenblätter WRRL - 35, 36 und 37, 14. Juli 2017.

*Tabel 5-12 Kvalitetselementer, metode og EQR for Makrofyte- og bundvegetation og Benthisk Invertebratfauna fordelt på vandtypologier.¹⁴⁷ * For typologi se Tabel 5-11.*

Biologisk kvalitetselement (metode)	Typologi*	Økologisk kvalitets ratio (EQR)	
		Høj / god tilstand	god / moderat tilstand
Makroalger og dækfrøede planter (SG)	N3, N4	0,8	0,6
Fytobenthos (HPI)	N5	0,8	0,6
Makroalger el. dækfrøede planter (PHYBIBCO)	B1, B2	0,8	0,6
Makroalger el. dækfrøede planter (BALCOSIS)	B3, B4	0,8	0,6
Benthiske invertebrater (MARBIT)	B1, B2, B3	0,8	0,6
	N5	0,8	0,6

Flensborg fjord består af tre typer af vandområder, som hver har sit sæt af referenceværdier og mål for biologiske og kemiske kvalitetskriterier. Fra inderfjorden til yderfjorden er typerne B2a, B3b og B4 identificeret. Spændvidden for klorofyl a målkonzentrationer er derfor 1,8-2,4 µg/l. Målet for klorofyl a for god tilstand i Flensborg Fjord er i den danske vandområdeplan 2,1 µg/l.

Polen

Nedenstående Tabel 5-13 opsummerer miljømålet for de udvalgte biologiske kvalitetselementer i **polsk** farvand.

Tabel 5-13 Miljømål for polske biologiske kvalitetselementer i kystvande.

Kvalitetselement		God / Moderat
Klorofyl-a (µg/l)*	Åbent vand	1,90
	Gdansk Bugt, Pommern Bugt	3,15
Bundvegetation (SM1 Indeks)		0,8
Benthiske Makroinvertebrat Indeks		3,18

* Beregnet som gennemsnit af sommerkoncentrationer (juni-sept) og årlige koncentrationsgennemsnit.

¹⁴⁷ Oberflächengewässerverordnung, 2016, Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OGewV).- https://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/ogewv_2016/gesamt.pdf

Beregningsmetoderne til fastsættelse af miljømål i polske overgangsvande og kystvande er lovfæstede i 2016 i "Regulation Of The Ministry Of The Environment of 21 July 2016 on the methods of classification of the state of surface water bodies and environmental quality standards for priority substances", med tilhørende grænseværdier i anneks.

Klassificeringen af tilstand for de biologiske kvalitetselementer foretages for hvert kvalitetselement ved sammenligning af observerede målinger med grænseværdier og den laveste klassificering bestemmer den samlede klassificering af tilstand for et vandområde.

Klassificeringen af fysisk-kemiske supplerende indikatorer, foretages ved at sammenligne årlige gennemsnit fra overvågningsdata (mindst 4 observationer) med grænseværdier.

Den overordnede tilstandsvurdering af polske marine kystvande foretages i en trinvis proces, der angiveligt er samlet for implementering af vandrammedirektiv og havstrategien. Det endelige resultat er udtrykt i to klassificeringer, som henholdsvis målopfyldelse og ikke målopfyldelse. Hvert vandområde tildeles en score, som er et vægtet gennemsnit.

Tabel 5-14 Samlet klassificering af polske vandområder i forhold til vandrammedirektiv og marin strategi.

Økologisk tilstand Vandrammedirektivet	Miljøtilstand havstrategidirektivet
Høj	God økologisk tilstand (GES)
God	
Moderat	Manglende god økologisk tilstand (subGES)
Ringe	
Dårlig	

I Polen er fordelingen mellem implementeringen af vandrammedirektivet og havstrategidirektivet forskellig fra de øvrige lande og Danmark. En lang række tiltag i Polens forvaltning er foretaget i regi af implementeringen af havstrategidirektivet, men er sammenlignelige med Danmark og de øvrige nabolandes implementeringer af vandrammedirektivet. Derfor gennemgår nedenstående afsnit nogle af disse emner på trods af at nærværende sammenligning har fokus på vandrammedirektivet.

I Polens implementering af havstrategidirektivet anvendes Secchi dybde, der er en simpel indikator for den maksimale lysnedtrængning i vandet, som indikator for eutrofiering. Målopfyldelse sker ved et givent niveau af lysgennemtrængelighed.

hed, der sikrer et sundt økosystem og opfyldelse af værdier for god tilstand for de biologiske kvalitetselementer.

Vækst af opportunistiske makroalger anvendes også som et kvalitetselement i marine områder. I Polen er havgræsser ikke anvendt som kvalitetselement, da det blev vurderet at det ikke i tilstrækkelig grad tager højde for specifikke forhold i polske marine områder. En modificeret indikator for tilstand af bundvegetation (SM1) er anvendt til at vurdere andelen af flerårige planter til total makrofytbiomasse. Grænsen for god økologisk tilstand i under havstrategidirektivet (svarende til god/moderat i vandrammedirektivet) blev bestemt på baggrund af data fra vækstsæsonen (juni-september) i perioden (2005-2008 samt 2010-2011) fra 147 overvågningsstationer fordelt over 4 områder.

God økologisk tilstand kan opnås, hvis der kun er en mindre stigning i biomasse af opportunistiske makroalger i forhold til specifikke værdier for de given miljøforhold. Tilstandsvurderingen af polske marine områder er fastsat på basis af 34 SM1 indeksværdier fra 2010-2011 til 0,60 som resulterer i manglende målopfyldelse (moderat status i vandrammedirektivet).

Tilstanden af bundfauna vurderes ved en multimetrisk makrozoobentisk indikator jævnfør HELCOM CORESET vejledninger. Vurderingen udføres for den HELCOM underregion, der indeholder polske marine områder. En foreløbig vurdering er foretaget på basis af data fra 222 stationer i 8 underregioner. Indekset beregnes for hver region som et gennemsnit for perioden 2008-2011 på en skala fra 0-1 og der sammenlignes med fastsatte grænseværdier. Det samlede indeks for alle polske marine områder er 3,03, svarende til moderat eller ringe tilstand (lavere end god).

Tilstanden i forhold til næringsstoffer vurderes med udgangspunkt i parametrene:

- > DIN - Gennemsnitlig vinterkoncentration (januar-marts)
- > DIN - Gennemsnitlig årskoncentration
- > TN - Gennemsnitlig sommerkoncentration (juni-september)
- > TN - Gennemsnitlig årskoncentration
- > DIP - Gennemsnitlig årskoncentration
- > TP - Gennemsnitlig sommerkoncentration (juni-september)
- > TP - Gennemsnitlig årskoncentration

God økologisk tilstand er opnået når koncentrationer ikke overstiger niveauer der sikrer et sundt økosystem og korrekte værdier for de biologiske kvalitetselementer.

I Polens basisanalyse af de marine områder under havstrategidirektivet, blev eutrofiering vurderet efter indikatorer målt i 2014 og relateret til referenceværdier og grænseværdier for klassificeringer for vandrammedirektivets fem tilstandsklasser efter en relativ skala fra 1-5, hvor 5 er en uberørt tilstand.

Sverige

Miljømål for fytoplankton biovolumen og klorofylkoncentration er fastlagt på basis af referencetilstande på basis af historiske data for Secchi dybde og næringsstoffer. De resulterende EQR værdier er vist i Tabel 5-15. Specifikt for kvalitets-

elementet fytoplankton er der i den svenske landerapport refereret miljømål for sommer klorofylkoncentrationer, som også er vist i tabellen.

Miljømålene for kvalitetselementet bentisk invertebratfauna i **svenske** kystvande fordelt på typologi ses i landerapport for Sverige. De er fastsat for dybdeintervaller på 5-20 m og >20 m for Kattegat og Skagerrak og 5-60 m i Østersøen.

Tabel 5-15 Økologisk kvalitetsratioer (EQR) for sommerbiovolumen og klorofyl i svenske farvandstyper^{148 149}

Type	Biovolumen EQR		Klorofyl a		
Kattegat & Skagerrak	Høj/God tilstand	God/Moderat tilstand	Høj/God tilstand EQR	God/Moderat tilstand EQR	God/Moderat tilstand µg Chl a/l
1n	0,52	0,26	0,62	0,35	2,1
1s	0,53	0,27	0,57	0,35	2,8
2	0,45	0,3	0,53	0,34	3,6
3	0,52	0,26	0,63	0,31	1,8
25	0,51	0,29	0,67	0,44	2,7
4	0,45	0,22	0,67	0,33	1,5
5 (Øresund nord)	0,33	0,17	0,67	0,33	1,5
6 (Øresund)	0,33	0,1	0,59	0,37	1,5
Sydlig Østersø	Høj/God tilstand	God/Moderat tilstand	Høj/God tilstand EQR	God/Moderat tilstand EQR	God/Moderat tilstand µg Chl a/l
7	0,56	0,24	0,67	0,35	1,8
8	0,56	0,24	0,67	0,35	1,8
9	0,56	0,24	0,67	0,35	1,8
10	0,56	0,24	0,67	0,35	1,8
11	0,56	0,24	0,67	0,35	1,8
12	0,56	0,24	0,67	0,35	1,8
13	0,56	0,24	0,67	0,35	1,8
14	0,56	0,24	0,67	0,35	1,8

EQR for bundvegetation er fundet ved at anvende den gennemsnitlige score for mindst tre arter sammen med den maksimalt beregnede score. EQR for god økologisk tilstand er $0,60 \leq \text{EQR} < 0,80$ og for moderat tilstand $0,40 \leq \text{EQR} < 0,60$.

Nederlandene

¹⁴⁸ Havs- og Vattenmyndighetens Föreskrifter (HVMFS), 2013, 19. Om Klassificering och Miljökvalitetsnormer avseende Ytvatten.

¹⁴⁹ Det har ikke været muligt at identificere specifikke værdier til alle kystvandstyper i Sverige. Nogen værdier er tilgængelige i EU Kommissionens Interkalibreringsrapport. Den svenske landerapport har opgivet de klorofylkoncentrationer for G/M som ses i tabellen.

I Nederlandene anvendes kun kvalitetselementet fytoplankton til at overvåge tilstanden af overgangsvande og kystvande i forhold til eutrofiering. Kvalitetselementet for makroalger og dækfrøede planter, der relaterer til vurdering af hydromorfologiske påvirkninger anvendes kun i overgangsvande. Ligeledes er kvalitetselementet for bentisk invertebratfauna (relateret til påvirkninger fra ilt-svind, råstofindvinding/klapning og fiskeri med bundtrawl) ikke anvendt i forhold til eutrofiering.¹⁵⁰ Endelig er kvalitetselementet for fisk kun anvendt i overgangsvande i forhold til hydromorfologiske påvirkninger.¹⁵¹

Grænsen for høj/god tilstand for klorofyl er 1,5 gange referencetilstand (EQR = 0,67). Miljømålet (God/moderat) er 1,5 gange høj/god tilstand (EQR = 0,44), svarende til et miljømål på 21 µg Chl a/l (90 % percentil) i Nordsøen, der er under indflydelse af Rhinen-Meuse, samt i den indre del af Vadehavet og til miljømål på 15 µg Chl a/l i den øvrige del af Nordsøen og Vadehavet.¹⁵² ¹⁵³ I alle nederlandske vandområder antages en frekvens for *Phaeocystis* opblomstringer på 2 måneder/år ($>10^6$ celler/l, frekvens: 17%) at være grænsen mellem høj og god tilstand. En højere frekvens danner grænse for god tilstand.

5.1.4 Sammenfatning

Fastsættelsen af referenceværdier for de biologiske kvalitetselementer har i alle lande været baseret på historiske data (dog med forskellig alder og omfang), modelleringer eller empiriske relationer af eksisterende data, og endelig ekspertiskøn. Danmark og Tyskland har haft mulighed for at anvende de ældste historiske data, som sandsynligvis vil referere en tilstand med mindst mulig menneskelig påvirkning. Af analysen fremgår det ikke helt klart hvordan Polen har opnået sine referencetilstande, men det vurderes, at de udledte værdier er sammenlignelige med øvrige lande.

Der er en vis variation i metodetilgange. Polen adskiller sig fra de øvrige lande i landets implementering af vandrammedirektivet og havstrategidirektivet, som i høj grad er sammenblandet. Nederlandene har anvendt senere historiske data for referencetilstanden end andre lande, og denne referencetilstand falder ikke ind under vandrammedirektivets definition af referenceforhold. Der ses desuden markant højere værdier for klorofyl i de nederlandske kystvande. Det er der under EU-interkalibreringen taget højde for, og det er forklaret ved fastsættelse af reference- og målværdier for Nederlandene i vurdering og sammenligning med andre landes referenceforhold, hvoraf det konkluderes, at de højere værdier for Nederlandene kan begrundes med de naturlige forhold omkring udløbet fra de store flodsystemer i Nederlandene (se afsnit 5.1.2).

¹⁵⁰ Van Loon, W.M.G.M., Boon, A.R., Gittenberger, A., Walvoort, D.J.J., Lavaleye, M., Duineveld, G.C.A., Verschoor A.J. 2015. Application of the Benthic Ecosystem Quality Index 2 to benthos in Dutch transitional and coastal waters. *Journal of Sea Research* 103: 1-13.

¹⁵¹ Van der Molen, D.T., R. Pot, C.H.M. Evers & L.L.J. Van Nieuwerburgh, Eds. 2012. *Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn Water 2015-2023*. STOWA, Amersfoort, Rapportnummer 2012-31, 378 pp.

¹⁵² EC Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, 2009. *Water Framework Directive intercalibration technical report. Part 3: Coastal and Transitional waters*, EUR 23838 EN/3,, Carletti, A., A.S. Heiskanen, Luxembourg, 240 pp.

¹⁵³ Kommissionens beslutning 2013/480/EU om interkalibrering

Tabel 5-16 Sammenligning af de undersøgte landes G/M grænse for klorofyl a for kystvande. Generelt anvendes et sommergennemsnit for Østersøen en 90 % percentil for Nordsøen, herunder Vadehavet. Data er fra landerapporter.

G/M grænsen for klorofyl a µg/l	DK	DE	PL	SE	NL
Åbne kystvande	Indre farvande 1,6-1,9 Nordsøen (Skagerrak) 4**	Østersøen 1,8-2,3 Nordsøen (Mod NL): 11-15**	Østersøen 1,95	Østersøen 1,8 Nordsøen (Skagerrak) 1,8-3,6**	Nordsøen (Rhine-Meuse): 21** Øvrige Nordsø: 15**
Mere lukkede kystvande og fjorde	2,1-7	1,95-12,7	3,15	2,1-2,8*)	ikke relevant
Slusefjorde	8-9	ikke relevant	ikke relevant	ikke relevant	ikke relevant
Vadehavet	7,5**	7,5**	ikke relevant	ikke relevant	15-21**
Øresund	1,7	ikke relevant	ikke relevant	1,5	ikke relevant

*) Skåne kystvande, Blekinge skærgård Kalmar indre kystvande, Gotland, Østergotland og Stockholm skærgård er G/M grænsen 0,7

**) 90 % percentil af målinger

5.2 Spørgsmål J - Målbekastninger

Spørgsmål j.1) Hvilke metoder anvendes til at fastlægge den højeste kvælstof- og fosforbelastning, der understøtter målopfyldelse i kystvandene (målbekastningen)? Såfremt der anvendes modelværktøjer beskrives de overordnede modelleringsprincipper. (2) Angiv den fastlagte målbekastning (gælder primært Kattegat, Flensborg Fjord, Øresund, og andre kystvande som er sammenlignelige med de danske)).

Vandrammedirektivet angiver ikke specifikt, hvorledes man skal beregne/fastlægge det niveau af påvirkninger, som vil sikre at miljømålene opnås. Direktivet giver ikke desto mindre medlemslandene mulighed for at benytte modeller til at støtte beregninger (vandrammedirektivet Bilag II, afsnit 1.5), og EU Kommissionens CIS guidance dokumenter refererer til metoder hertil og anfører, hvad der skal tages højde for, når forskellige modeltyper anvendes. Herunder ekspertvurderinger, screeningsmetoder, regressionsmodeller (statistiske modeller), simple analytiske modeller og komplekse modeller.

Uanset hvilken metode, der har været i anvendelse, omfatter fastlæggelse af højeste næringsstofbelastninger en kobling mellem vandområdenes tilstand klassificeret ved biologiske kvalitetselementer, næringsstofkoncentrationer og tilførslen af næringsstoffer. Fytoplankton og eller makrovegetation anvendes hovedsagelig som de kvalitetselementer, der responderer i relation til eutrofiering.

Bilag A beskriver de anvendte modeller i de enkelte lande.

Danmark

I **Danmark** er der fastlagt målbekastning for kystvandene. "Målbekastning" skal forstås som den maksimale belastning fra danske landarealer (dansk andel af en samlet belastning), som understøtter, at der kan opnås god økologisk tilstand i et givet dansk kystvandsområde. Da kystvandsområderne er indbydes forbundne er det dog i beregningerne forudsat, at der sigtes mod opnåelse af målbekastning ikke kun i det enkelte opland men også i alle tilgrænsende kystvandsoplande.

Ved beregningen af dansk målbekastning er der forudsat, at andre lande også har indflydelse på, om der kan opnås god økologisk tilstand. I fjorde og andre lukkede kystvande er det vurderet, at det primært er belastningen fra danske landarealer, som har betydning for tilstanden.

Målbekastningen er fastlagt på baggrund af beregninger med marine økosystemmodelværktøjer udviklet af AU/DHI, dækkende alle 119 danske kystvande. Målbekastningen til de danske kystvande er adresseret på 90 indsatsoplande (90 målbekastninger) omfattende hele det danske landareal. Modelværktøjerne tilvejebringer i princippet for hvert enkelt kystvand en sammenhæng mellem miljøtilstanden (klorofyl, ålegræs dybdeudbredelse) i kystvandområdet og nærings-

stofpåvirkningen (kvælstof og fosfor). Modelværktøjerne og metodikken bag beregningerne af målbelastningen er detaljeret beskrevet i offentliggjorte rapporter fra DCE/DHI.

I modelberegningerne af målbelastninger er vandbårne og luftbårne belastningskilder (kvælstof og fosfor) fra såvel Danmark som andre lande inkluderet. Modellerne inkluderer også vandudvekslingen mellem danske farvandsområder og tilgrænsende farvandsområder i andre lande. Ved beregninger af målbelastninger (dansk andel) er der gjort forudsætninger om fuld implementering i andre lande af HELCOM Baltic Sea Action Plan, samt Gøteborgprotokollen (EU luftkvalitetsdirektiv).

Målbelastningen er beregningsmæssigt udført med det udgangspunkt, at der skal opnås god økologisk tilstand i forhold til de biologiske kvalitetselementer fytoplankton (klorofyl a) og bundvegetation (Makroalger og angiospermer, der i Danmark behandles som dybdeudbredelse af ålegræs)

Beregningen af målbelastning relateret det enkelte kystvand kan generelt og simplificeret beskrives ved følgende beregningstrin:

- 1 Beregning af indikatortilstanden sammenlignet med grænseværdien (miljømål), beregnet som procent afvigelse fra miljømålet (klorofyl og ålegræs)
 - i) Beregnes på baggrund af overvågningsresultater¹⁵⁴
- 2 Beregning af hvor meget den nuværende belastning skal reduceres for at understøtte at den enkelte indikator (ålegræs og klorofyl) kan opnå målopfyldelse.
 - i) Beregnes med modellerne med udgangspunkt i resultatet af 1)
- 3 Målbelastningen (dansk andel) beregnes ud fra den nuværende belastning reduceret med gennemsnittet af reduktionsbehovet opgjort for den enkelte indikator jfr 2).

Yderligere beskrivelser af den danske model kan findes i Appendiks A.

Tyskland

Målkoncentrationer i de **tyske** dele af Nordsøen og især Østersøen har haft fokus på at opfylde reduktionskrav i Baltic Sea Action Plan og er som sådan af regionalt tilsnit.

I Nordsøen er målkoncentrationer fastsat på baggrund af beregninger af massebalancer og beregnet for hver vandtypologi ved lineære regressioner mellem værdier for biologiske kvalitetselementer og koncentrationer af totalt kvælstof

¹⁵⁴ Hansen, J.W., 2016. Marine områder 2015. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 148 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 208.

stof.¹⁵⁵ Derved er der etableret TN koncentrationer for kystvandene, som understøtter målopfyldelse af de biologiske kvalitetselementer, og på baggrund af sammenhæng mellem TN koncentrationer i kystvandene og koncentrationer ved målestationer i floderne er der fastlagt en højeste koncentration for kvælstof i flodmundinger (2,8 mg TN/l), som skal opnås for at miljømålet kan opfyldes (Jf. spm. e i afsnit 0). I Østersøen er målkoncentrationer fastsat på samme måde, men fastsat af hver enkelt delstat. For Østersøen er der tilsvarende fastlagt koncentration for kvælstof i flodmundinger på 2,6 mg TN/l. Værdierne er angivet i en national forordning.¹⁵⁶

Tabel 5-17 giver en oversigt over målkoncentrationer for næringsstoffer for hver type vandområde i Tyskland som er angivet i den gældende forordning¹⁵⁷. Det skal bemærkes at værdierne for Østersøen ikke svarer til værdierne på fytoplankton nævnt i afsnit 5.1, men er nye grænseværdier, som er officielt godkendt, men endnu ikke indarbejdet i den gældende forordning.

¹⁵⁵ Oberflächengewässerverordnung, 2016, Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OGewV).- https://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/ogewv_2016/gesamt.pdf

¹⁵⁶ Oberflächengewässerverordnung, 2016.

¹⁵⁷ Oberflächengewässerverordnung, 2016. Bilag 7.

Tabel 5-17 Målkonzentrationer der understøtter god økologisk tilstand for salinitet, kvælstof, fosfor¹⁵⁸ fordelt på typer af vandområder i Nordsøen og Østersøen inklusiv overgangsvande. N1, Euhaline åben kystvand. N2, Euhaline Vådhave. N3, Polyhaline åben kystvand. N4, polyhaline vådhavet. B1 Oligohaline ind kystvand. B2, Mesohaline ind kystvand. B3 Mesohaline åben kystvand. B4, Meso-polyhaline åben kystvand sæsonmæssigt lagdelt

Østersøen				
Typologi	Salinitet [gns. PSU]	TN mg/L års gns.	DIN mg/L vinter gns.	TP mg/L års gns.
Kystvande i Mecklenburg-Vorpommern (M-V)				
B1	≤ 2,8	≤ 0,53	<i>Ikke relevant</i>	≤ 0,044
B2a	≤ 7,7	≤ 0,25	<i>Ikke relevant</i>	≤ 0,018
B2b	≤ 12,9	≤ 0,32	<i>Ikke relevant</i>	≤ 0,023
B3a	≤ 7,2	≤ 0,25	<i>Ikke relevant</i>	≤ 0,019
B3b	≤ 11,7	≤ 0,27	<i>Ikke relevant</i>	≤ 0,020
Kystvande i Slesvig-Holsten (S-H)				
B2a	≤ 8,6	≤ 0,52	<i>Ikke relevant</i>	≤ 0,034
B2b	≤ 14,8	≤ 0,276	<i>Ikke relevant</i>	≤ 0,016
B3b	≤ 14,3	≤ 0,2	<i>Ikke relevant</i>	≤ 0,0136
B4	≤ 16,7	≤ 0,21	<i>Ikke relevant</i>	≤ 0,0155
Nordsøen				
N1/N2	29,0-31,5	≤ 0,32	≤ 0,26	≤ 0,031
N3/N4	16,4-30,5	≤ 0,56	≤ 0,44	≤ 0,036
N5	≤ 32,0	≤ 0,24	≤ 0,19	≤ 0,030
T1/T2	3,6-23,4	≤ 1,00	≤ 0,80	≤ 0,045

Polen

I **Polen** er nationale målbelastninger og reduktionsbehov ikke bestemt i samme forvaltningsmæssige kontekst som for specifikke vandområder. Nationale reduktionsbehov varetages i vandområdeplaner i relation til målopfyldelse i de nærliggende vandområder, mens specifikke målkrav og reduktioner for lokale kystvande i Østersøen er varetaget via Polens implementering af havstrategidirektivet gennem den polske marine strategiplan. I Tabel 5-18 er der forholdet mellem de to implementeringer illustreret.

¹⁵⁸ Oberflächengewässerverordnung, 2016. Bilag 7.

Miljømål for næringsstoffer i polske overgangsvande og kystnære farvande er fastlagt i polsk lov sammen med klassificering af farvande.

Målbeklastninger baseret på reduktionsbehov fastsat af HELCOM anvendes ikke i Polen. Reduktionsbehovene anvendes kun som supplerende indikatorer for om planlagte indsatser i øvrigt møder HELCOMs reduktionsmål. Metoden til bestemmelse af miljømål for næringsstoffer kan beskrives som følger:

Miljømål fastsættes først for de biologiske kvalitetselementer for de enkelte vandområder. Derefter foretages statistiske analyser for at sammenligne mulige værdier for næringsstofkoncentrationer og biologiske kvalitetselementer, der kan opfylde målene. Det er uklart hvilke principper, der ligger til grund for disse analyser, men resultatet fremgår, at være mål for næringsstofkoncentrationer for hver type af vandområde som skulle udløse den ønskede tilstand af biologiske kvalitetselementer og dermed vandområder.

Tabel 5-18 Sammenligning af polske vandområdeplaner og marin strategiplaner

	Marin strategiplan	Vandområdeplaner
Formål	Sikre opfyldelse af god økologisk tilstand i forhold til havstrategi direktivet	Sikre opfyldelse af god økologisk tilstand i forhold til vandrammedirektivet
Fokus (typologi)	Marine underregioner (HELCOM sub-basins)	Floder, søer, overgangsvande, kystnære vande og grundvand
Plansammenhæng	Ja, Indhold af strategiplan inkluderer også emner der er defineret i vandområdeplaner	<i>ikke relevant</i>
Estimer af næringsstofbelastninger	Ja	Ja
Estimer af næringsstofbelastning til Østersøen	Ja, data tilgængelig for hele området, men ikke for enkelte floder	Nej
Vurdering af påvirkning af virkemidler på belastning	Ja, data tilgængelig for hele området, men ikke for enkelte floder	Nej
Vurdering af påvirkning af virkemidler på koncentrationer af kvælstof og fosfor i Østersøen	Ja, per underregion	Nej
Overvågningsprogram	PMWM	PPMS

Reduktionsbehov beskrevet i de polske vandområdeplaner er på nationalt plan og defineret af HELCOM på basis af en samlet målsætning for hele Østersøen.

Målbeklastninger for polske kystnære vande er defineret på baggrund af HELCOM samarbejdet. HELCOM samarbejdet har udviklet og verificeret maksimale tilladte belastninger for de enkelte samarbejdslande og fordelt reduktionsmål mellem landene. Medlemslandenes forventede reduktioner af totalt kvælstof og totalt fosfor i Østersøen er fastsat i et annekst til erklæringen fra HELCOM ministermødet i København 2013. De estimerede reduktionskrav for Polen er på 43.610 t N/år og 7.480 t P/år. De ansvarlige polske myndigheder har beregnet en national målbeklastning på 153.600 t N/år¹⁵⁹ som en difference mellem en afstrømningsnormaliseret belastning (perioden 1997-2003) og reduktionskravet sat af HELCOM. Derved estimeres målkonzentrationer i floder, der løber ud i Østersøen, at være 2,5 mg N/l for kvælstof og 0,072 mg P/l for fosfor. Denne beregnede målbeklastning er dog ikke anvendt som et operativt mål i den marine forvaltning i Polen eller som definerende parameter for god økologisk tilstand. Den er kun anvendt som vejledende indikator. I lovgivningen er målsætningerne defineret som næringsstofkonzentrationer i overgangsvande og kystnære vande der skal opnås for at opfylde vandrammedirektivet og havstrategidirektivet. De lovpligtige målbeklastninger for kystnære vande og overgangsvande er estimeret via HELCOMs CORESET arbejde.

Sverige

I **Sverige** anvendes målene fra Baltic Sea Action Plan (BSAP)¹⁶⁰ og OSPAR på nationalt niveau. I hvert vandområde anvendes mål for kvælstof og fosfor defineret i vandrammedirektivets kontekst som grænsen mellem god og moderat (Tabel 5-15). Målsætningerne for god økologisk tilstand fra de internationale konventioner OSPAR og HELCOM sikrer ikke målopfyldelse i overgangsvande og kystnære farvande. Det betyder at målsætninger på nationalt og lokalt niveau ikke estimeres på samme måde. Den svenske ekspertgruppe oplyser at der er ingen stringent eller synkroniseret kobling mellem målene sat i henholdsvis OSPAR/HELCOM og vandrammedirektivet. Kystvande er forvaltet med vandrammedirektivet som første prioritet, og derefter HELCOM/OSPAR mål.

Målbeklastninger er sat for HELCOM/OSPAR delområder, mens mål for enkelte vandområder er fastsat via referenceværdier for kvælstof og fosfor. EQR ratioer beregnes i tilstandsvurderingen på basis af referenceværdier, der er fastsat efter saliniteten i vandområdet.

Som medlem af HELCOM har Sverige forpligtet sig til at reducere belastningen af kvælstof og fosfor jævnt før fastsatte kriterier for Østersøen. Det maksimalt tilladte input (MAI, t N/ år) og tilsvarende reduktionskrav er sat i BSAP og fordelt mellem medlemslandene med seneste revision i 2013. For Sveriges vedkommende er MAI på 30.942 t N til Østersøen (hele Baltic Proper, der i Sverige har

¹⁵⁹ IMGW, 2014. Ocena możliwości i warunków osiągnięcia celów redukcyjnych HELCOM dla azotu i fosforu, II Bałtycki Okrągły Stół. 13 05 2014

¹⁶⁰ HELCOM, 2013. HELCOM Copenhagen Ministerial Declaration, Taking Further Action to Implement the Baltic Sea Action Plan - Reaching Good Environmental Status for a healthy Baltic Sea. 3 October 2013, Copenhagen, Denmark. Available at: <http://www.helcom.fi/Documents/Ministerial2013/Ministerial%20declaration/2013%20Copenhagen%20Ministerial%20Declaration%20w%20cover.pdf>

et større opland end oplandet til Södra Östersjö) og 34.206 t N til Kattegat. I Skagerrak som tilhører OSPAR regionen er der et reduktionsmål på 50 %.¹⁶¹

Kvalitetskriterier for næringsstoffer i overgangsvande og kystnære farvande vurderes på baggrund af vinterkoncentrationer af total kvælstof (TN), total fosfor (TP), opløst uorganiskkvælstof (DIN) og opløst uorganisk fosfor (DIP), samt sommerkoncentrationer af TN og TP.

Total kvælstof og fosfor samt uorganisk opløst kvælstof og fosfor er samlet i et kvalitetselement for næringsstoffer og baseret på minimum tre års gennemsnit. For hver måling, udregnes den økologiske kvalitetsratio (EQR). Referencetilstand varierer i forhold til salinitet og områdetypologi. Metoden er som følger:

Trin 1: Aggregering af data sker ved at klassificere status af de ovennævnte to sæt af parametre efter en numerisk skala. Hver parameter vægtes jævnfør næste trin.

Trin 2: Et vægtet gennemsnit af de numeriske klassificeringer beregnes for sommer og vinterkoncentrationer jævnfør:

$$TN^{ref} = TN_{hav}^{ref} + S_f * (TN_{fersk}^{ref} - TN_{hav}^{ref})$$

for $0 \leq S \leq S_{hav}$ og $S_f = (S_{hav} - S)/S_{hav}$ og hvor TN_{hav}^{ref} er en offshore referenceværdi og TN_{fersk}^{ref} er referenceværdi for ferskvand og S_f er en salinitetsfaktor.

Vurderingen af nuværende tilstand normaliseres til observerede saliniteter på basis af EQR værdier:

$$EKR_{TN} = \frac{TN^{ref}}{TN_{obs}} \text{ for } S = S_{obs} \text{ hvor } 0 \leq EKR_{TN} \leq 1$$

I svenske kystnære farvande er referencetilstande for kvælstof beregnet ud fra en type-specifik reference som aftager lineært proportionalt med stigende salinitet. Derved reflekteres fortyndingen i specifikke vandområder af vand med naturligt høje kvælstofkoncentrationer fra land i kystvand med naturligt lavere kvælstofkoncentrationer. Referenceværdier for total kvælstof i ferskvandsudløb er fastsat i en hydrologisk model kørt af SMHI (HBV, appendiks A). Referenceværdi for total fosfor er ens for alle kystvande. Referenceværdier for DIN og DIP i åbne vandområder er beregnet i regi af HELCOM og OSPAR på basis af historiske datasæt og modelleringer (HELCOM EUTRO og HELCOM EUTRO-PRO projekter). Den type-specifikke metodebeskrivelse for vurderingskriterier af kvælstof er ikke veldokumenterede.

Sverige har harmoniseret sine referenceværdier for åbent vand med de internationalt fastsatte i HELCOM og OSPAR. Empiriske sammenhænge mellem DIN/TN og DIP/TP er i denne forbindelse anvendt til at beregne DIN og DIP i ferskvand og TN og TP i åbent vand.

¹⁶¹ PARCOM, 1988. PARCOM recommendation 88/2 of 17 June 1988 on the reduction in inputs of nutrients to the Paris Convention area. OSPAR Commission, London.

Grænsen mellem god og moderat tilstand for næringsstoffer er ikke harmoniseret mellem åbent vand og kystnære farvande eller mellem ferskvand og kystvande. Grænser for biologiske kvalitetselementer er generelt ikke taget i betragtning hvis tilstandsgrænserne for næringsstoffer er fastlagt. Jævnfør HELCOM og OSPAR vejledninger er grænsen mellem god og moderat tilstand i åbent vand sat til 50 % af referenceværdien.

Som opsummering er grænsen mellem god og moderat vurderet forskelligt i ferskvand og saltvand ved en forskel i tilladt afvigelse fra referenceværdi, hvilket betyder at grænseværdier kan være harmoniseret men EQR værdier er ikke.

I første generation af vandområdeplaner i Sverige blev referenceværdier testet i S-HYPE modelkomplekset, men resultaterne er ikke anvendt i forvaltningen. Det er oplyst, at de er anvendt af lokale myndigheder som støtte til ekspertvurderinger på grund af højere relevans. Det er uklart hvilke regioner der er tale om.

Nederlandene

Nederlandene følger OSPARs vurderingskriterier for god vandkvalitet i Nordsøen, men de er ikke anvendelige til at understøtte vandrammedirektivets målopfyldelse for såvidt angår næringsstofkriterier. Det skyldes forskelle i skalastørrelse mellem OSPARs vurderingsområder (som dækker f.eks. hele Nordsøen) og vandområder defineret i vandrammedirektivet (kystvande) og behovet for at identificere dosis-respons forholdet mellem doser af næringsstoffer (koncentrationer) og responset af kvalitetselementet fytoplankton udtrykt ved den økologiske kvalitetsratio (EQR, se afsnit 5). I nederlandske kystvande har det ikke været muligt at udlede EQR for næringsstoffer, idet der forekommer mange andre begrænsende faktorer for fytoplanktons vækst (lys begrænsning på grund af øget suspenderet stof i vandsøjlen, sæsonmæssige næringsstofbegrænsninger og predation fra muslinger), som ofte også varierer sammen med kvælstof- og fosforkoncentrationer af kvælstof og fosfor. EQR værdier plottet mod kvælstof- og fosforkoncentrationer havde stor spredning og kunne ikke korreleres. Det primære fokus har været på kvælstof, og fosfor har ikke været medtaget på grund af allerede reducerede mængder.¹⁶² I forbindelse med evalueringer af de nederlandske vandområdeplaner, er der publiceret nogle modelstudier med økologiske feedback mekanismer og hydrodynamiske beregninger sammenlignelige med de danske modeller. På grund af usikkerheder ved modelresultaterne blev disse nederlandske studier ikke anvendt i nogen formel beslutningsproces.

I stedet for er kvalitetskravet for kvælstof (DIN) bestemt således at næringsstofkoncentrationen ved målopfyldelse er den koncentration i vandområder, hvor mindre end 10 % af observationerne, viser en fytoplanktontilstand, der ikke er god (moderat eller ringere). Det bagvedliggende rationale er, at risikoen for fejlagtig klassificering (godt næringsstofstatus men moderat eller ringere fytoplankton tilstand) vil være begrænset (NL landerapport). Til gengæld er der en øget risiko for ikke at nå EQR for næringsstoffer, på trods af målopfyldelse af fytoplanktontilstand. I det tilfælde vil den økologiske tilstand være god, men yderligere undersøgelser af forholdet mellem påvirkning og respons kan være på-

¹⁶² Heinis, F., C.H.M. Evers, 2007. Afleiding getalswaarden voor nutriënten voor de goede ecologische toestand voor natuurlijke wateren. STOWA, Utrecht, STOWA rapport 2007-02, 63 pp.

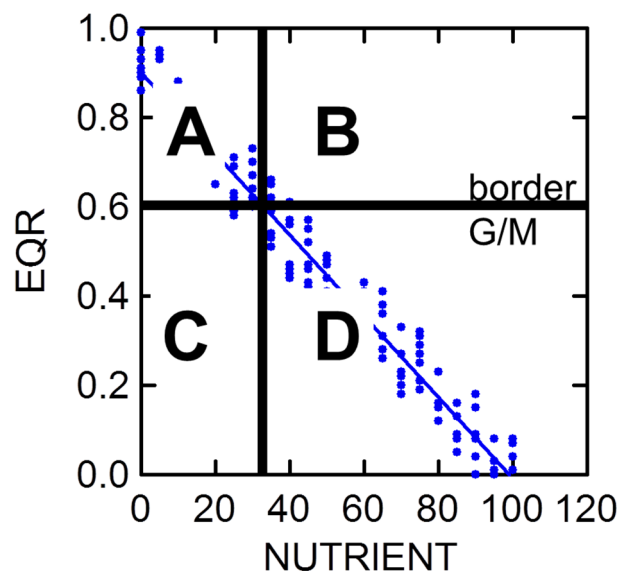
krævet. Med denne tilgang vil et utilstrækkeligt næringsstofkriterie (forskydning mod højere koncentrationer) føre til mange tilfælde (>10 %), hvor næringsstofkoncentrationer vurderes til at være i god tilstand, mens fytoplanktontilstanden vurderes til at være moderat eller ringere.

På denne måde er en DIN koncentration på 33 µM (0,46 mg N/l) defineret som grænsen mellem god og moderat tilstand ved en salinitet på 30 psu. Denne værdi ligger tæt på OSPARs vurderingskriterie (30 µM/0,42 mg N/l ved 30 psu). Tærskelværdien er anvendt til at udlede kvalitetsstandarder for vand med lavere salinitet med følgende antagelser:

- > Gennemsnitlige vinterkoncentrationer af DIN er konservative (dvs. udviser lineær relation med salinitet)
- > Gennemsnitlige vinterkoncentrationer af DIN ved saliniteter >35 psu svarer til naturlige baggrundskoncentrationer
- > Naturlige baggrundskoncentrationer ved saliniteter >35 er baseret på litteraturværdier

Det har resulteret i følgende standard for DIN koncentrationer relateret til salinitet:

$$DIN_{EQR}(\mu M) = 184,7 - 5,057 \times Salinitet$$



Figur 5-1 Hypotetisk eksempel på den økologiske kvalitetsratio af fytoplankton (God/Moderat grænse=0,6) plottet mod koncentrationen af næringsstoffer. Se tekst for uddybelse.

På baggrund af den lineære relation er DIN målet i floder sat til 185 µM svarende til en TN koncentration på 2,8 mg/l (årgennemsnit baseret på ugentlige (Meuse floden) eller 14-dages (Rhinen) målinger).

5.2.1 Sammenfatning

Danmark har stærkt fokus på de enkelte kystvande når man fastlægger målbelastninger for næringsstofbelastningen til de enkelte kystvandområder. Således er der fastlagt individuelle målbelastninger for i alt 90 indsatsoplande dækkende det samlede danske landareal, der afvander til de 119 danske kystvandområder. Nabolandenes fokus er i højere grad på næringsstofbidrag til åbne farvande fra store floder med meget store oplande, hvor også grænseoverskridende tilførsler af næringsstoffer kan være dominerende. Dette er reflekteret i, at målbelastninger typisk ikke vurderes som mængder af næringsstoffer, der tillader målopfyldelse, men at mål er defineret som næringsstofkoncentrationer i flodbidrag (henført til flodmunding), der understøtter opfyldelse af miljømål. Det betyder at en 1:1 sammenligning mellem Danmarks målbelastningsniveauer og de øvrige landes ikke er muligt. En sådan ville heller ikke være meningsfuld uden en form for normativ-relativ omregning. Danmarks udfordringer med diffuse kilder har også ført til udvikling af mere avancerede og detaljerede modelkomplekser for kystvande end de øvrige lande. Koncentrationsbehov i ferskvandsafstrømning/floder kan dog alternativt anvendes som indikator for målbelastninger, idet krav til ferskvandsafstrømning kan udregnes som målbelastning divideret med ferskvandsafstrømning.

Tabellen nedenfor sammenstiller de undersøgte landes målkoncentrationer. For at gøre de beregnede indsatsbehov sammenlignelige er der sammenstillet kvælstof målkoncentrationer for ferskvandsafstrømning til kystvande i landene. For Tyskland, Polen og Nederlandene ligger målkoncentrationerne på 2,5-2,8 µg/l. For Sverige og Danmark er der ikke opgjort målkoncentrationer. Danmark har beregnet målbelastninger i tons kvælstof for de enkelte kystvandsområder. Dette skyldes, at kvaliteten af vandområderne er afhængig af den samlede tilførte stofmængde og ikke stofkoncentrationen. Der er i Danmark forholdsvis store regionale variationer i de vandmængder, der afstrømmer og i kvælstofkoncentrationerne i det afstrømmende vand, og det vil ikke være hensigtsmæssigt at anvende en gennemsnitskoncentration som mål for tilførsler af kvælstof.

Tabel 5-19 Sammenstilling af målkoncentrationer for de undersøgte lande.

Målkoncentration (mg/l)	DK ¹⁶³	DE ¹⁶⁴ Tot N	PL ¹⁶⁵	SE ¹⁶⁶ Tot N	NL ¹⁶⁷ TN
Kvælstof i floder og flodmundinger (mg N/l)	<i>ikke relevant</i>	Nordsøen 2,8 Østersø 2,6	2,5	<i>ikke relevant</i>	2,8
Kvælstof	<i>ikke relevant</i>	Kystvande: Nordsøen 0,26 Østersø 0,28 0,24-1,0 Nordsøen: CW: ≤ 0,24-0,56 TW: ≤ 1,00 Østersø: ≤ 0,2-0,53	<i>ikke relevant</i>	0,22-1 Sydlige Østersø: Vinter 0,28-0,94 (20-67 µM) Sommer 0,22-1,0 (16-72 µM) Kattegat Skagerrak Vinter 0,31-0,63 (22-45 µM) Sommer 0,18-0,63 (13-45 µM)	0,462 (33 µM, S=30)
Fosfor	<i>ikke relevant</i>	0,0136-0,044 0,03-0,045	0,072	<i>ikke relevant</i>	<i>ikke relevant</i>

¹⁶³ I Danmark sker reguleringen på baggrund af målbelastninger i kystvandene og ikke på baggrund af målkoncentrationer.

¹⁶⁴ Øvre værdi er TN/TP for vandområder i Østersøen, nedre værdier er for vandområder i Nordsøen.

¹⁶⁵ Lader til at være baseret på gns. betragtninger over HELCOM reduktionskrav og vandføringstal fra floder

¹⁶⁶ I Sverige reguleres ikke via målkoncentrationer i vandløb.

¹⁶⁷ Bestemt for koncentration, hvor <10% tilfælde af konc. lavere end EQS, baseret på monitoringsdata

6 Indsatsbehov

Identificerede indsatbehov i forhold til nedbringelse af næringsstofbelastninger kan konkretiseres på forskellige niveauer. Grundlæggende vil det ske på baggrund af, hvor høje de observerede næringsstofkoncentrationer er i forhold til næringsstofkoncentrationer ved målopfyldelse – jævnfør spørgsmål j, og som følge heraf hvor høj den eksisterende næringsstofbelastning er i forhold til næringsstofbelastningen ved målopfyldelse – jævnfør også spørgsmål j og g.

Opgørelse af et indsatsbehov vil i princippet være differencen mellem den nuværende næringsstofbelastning og den lavere næringsstofbelastning, der vurderes at skulle være til stede for at kunne opfylde miljømålet. Heri bør der tages højde for den udvikling i næringsstofbelastningen, der sker både som effekt af allerede iværksatte indsatser til at nedbringe belastningen og som følge af udvikling i andre kendte forhold, der har indflydelse på næringsstofbelastningen. Herunder hvor stor en del af indsatsbehovet, der kan forventes dækket af reduktioner i næringsstofforførslen, som følge af indsats, der gennemføres af andre lande hvorfra der sker grænseoverskridende belastning til de nationale vandområder – jævnfør spørgsmål f.

6.1 Spørgsmål E -Indsatsbehov

Spørgsmål e) Opgøres der et konkret indsatsbehov i forhold til nedbringelse af næringsstofbelastningen, - og i givet fald: hvilken metode anvendes til opgørelse af indsatsbehovet.

Udgangspunktet for at opgøre behov for indsats i relation til næringsstoffer er en identifikation af om miljømålet om god tilstand ikke kan opfyldes på grund af eutrofiering. Det kan være eutrofiering i nationale vandområder, herunder fjorde og lukkede vandområder og det kan være i åbne kystvande/havområder. Ved eutrofiering i fjorde og lukkede havområder kan der være behov for at specificere og opgøre indsatsbehovet individuelt, mens der for eutrofiering i åbne havområder/kystvande er grundlag for en mere generel indsats. De enkelte landes opgørelse af indsatsbehovet kan derfor være præget af i hvilket omfang der nationalt er mange eller få fjorde og lukkede kystvande.

Eutrofieringsproblemer i havområderne har for alle landene været i fokus siden slutningen af 1980'erne med tiltrædelse af OSPAR og HELCOMs målsætninger om reduktion af næringsstofbelastninger til havområderne, og de fleste lande har også gennemført foranstaltninger, især ved gennemførelse af EU's nitrat- og spildevandsdirektiver, som har ført til reduktion af næringsstofbelastningerne til havområderne¹⁶⁸. Et af formålene i vandrammedirektivet er at bidrage til opfyldelse af målene i de relevante internationale aftaler, der tager sigte på at forebygge og eliminere forurening af havmiljøet. I relation til eutrofiering og udledning af næringsstoffer peger det primært på OSPAR og HELCOM konventionerne, der siden 1990'erne har fastlagt mål for reduktion af tilførsler af næringsstoffer til havmiljøet og i statusrapporteringer vurderer deltagerlandenes fremskridt hermed. For nogle lande med kystvande, der mest har karakter af åbne kystvande, har OSPAR og HELCOMs mål og statusvurderinger derfor spillet en rolle i vurderingen af, hvor stort et indsatsbehov landene har.

Danmark

Danmark har siden slutningen af 1980'erne vedtaget mål for reduktion af næringsstofbelastningen til de danske havområder og har forud for vandområdeplanlægningen under vandrammedirektivet gennemført flere vandmiljøplaner med indsats om reduktion af næringsstofudledninger fra forskellige kilder. En af de væsentligste kilder har været næringsstofudledningen fra punktkilder, herunder især byernes spildevand. Siden begyndelsen af 1990'erne er udledningen herfra reduceret betragteligt ved udbygning af renseanlæg med videregående næringsstoffjernelse. Som følge heraf er udledningen af fosfor og kvælstof fra husholdninger, industri og landbrug reduceret med mere end 80 % for fosfor og knapt 50 % for kvælstof. Undersøgelser bag de gældende vandområdeplaner viser, at der fortsat er behov for at reducere kvælstofudledningen for at sikre, at der kan opnås god økologisk tilstand i kystvandene. Næringsstofbelastningen

¹⁶⁸ OSPAR, Quality Status Report 2010

med kvælstof fra diffuse kilder, hvoraf landbruget er den største, udgør i dag hovedparten af de danske tilførsler af næringsstoffer til kystvandene.

I **Danmark** er der til hvert vandområde tilknyttet et konkret reduktionsbehov for kvælstof. Reduktionsbehov er beregnet som den nuværende tilførsel fratrukket den mængde kvælstof der tillader opfyldelse af kravet om god økologisk tilstand (beregnet) og fratrukket den forventede reduktion af kvælstoftilførsel frem til 2021 (baseline).¹⁶⁹ Indsatsbehovet er beregnet, hvor der i baselineeffekt frem til 2021 også er taget hensyn til effekten af fødevare- og landbrugspakken. Det samlede indsatsbehov for at nå en dansk kvælstofbelastning, der understøtter at der kan opnås god økologisk tilstand i de danske kystvande er opgjort til 13.100 tons kvælstof.

Tyskland

Opgørelsen af reduktionsbehov i **Tyskland** er forskellig for Nordsøen og Østersøen. I Nordsøen anvendes simple massebalancebetragtninger, mens der for Østersøen anvendes en mere kompleks tilgang.

Nordsøen: Reduktionsscenarier for de tyske dele af Nordsøen anvender total kvælstof, klorofylkoncentrationer (referenceværdier, OSPAR og NEA GIG interkalibrerings-værdier) samt udvekslingsrater mellem marine og ferskvandsområder. Kystnære transportprocesser er vurderet indirekte ved simple massebetragtninger.

Målkoncentrationer for total kvælstof er bestemt for hver vandområdetype ved korrelationer mellem referenceværdier for floder og salinitet. Referencekoncentrationerne blev forøget med 125 % til bestemmelse af interkalibrerede grænseværdier for god økologisk tilstand.¹⁷⁰

For kvalitetselementet fytoplankton blev klorofylniveauer fastsat ved lineære korrelationer mellem klorofyl a og total kvælstof for vandområder af typen NEA 1/2 og 3/4.¹⁷¹ Baggrundskoncentrationer af klorofyl blev udledt af disse relationer. I massebalanceberegningerne blev koncentrationer omregnet til tilførsler ud fra estimerede udledninger fra de tyske estuarier i Nordsøen.

Massebalanceberegningerne beskriver kvælstofbelastninger i kystnære farvande ved transportprocesser mellem kyststrømme, udløb til Nordsøen, atmosfærisk deposition og direkte input fra floder. Modellen beskriver tilførsler fra vandoplande via floder ved simulationer af transporttider i undersøgelsesområder.^{172 173}

¹⁶⁹ Erichsen A.C., Kaas, H., Timmerman, K., Markager, S., Christensen, A., Murray, C., 2014. Modeller for danske fjorde og kystnærehavområder del 1. Metode til bestemmelse af målbelastning: Dokumentation Aarhus Universitet, DCE-Nationalt Centre for miljø og energi. Rapport.

¹⁷⁰ BLMP, 2011. Konzept zur Ableitung von Nährstoffreduzierungszielen in den Flussgebieten Ems, Weser, Elbe und Eider aufgrund von Anforderungen an den ökologischen Zustand.- Ad-hoc-AG Nährstoffreduzierung des BLMP.- www.meeresschutz.info/sonstige-berichte.html?file.../Naehrstoffreduktionsziele...pdf

¹⁷¹ Brockmann, U. , D. Topcu, 2008. Deduction of natural background concentrations and thresholds for chlorophyll a in the German Bight for NEA 1,2 and NEA 3,4. UBA-Report 26.11.08. (16 pp.), er ikke offentlig tilgængelig.

¹⁷² Lenhart, H.-J., T. Pohlmann, 1997. The ICES-boxes approach in relation to results of a North Sea circulation model. Tellus 49 A, 139-160.

¹⁷³ Lenhart, H.-J., T. Pohlmann, V. Born, 2003. Auswertung der Topographie und Flushing-Zeiten im Bereich der Deutschen Gewässer. Uni Hamburg, ZMK, I.f.Meereskunde, 50 pp.

Der blev fastlagt en målkonzentration på 2,8 mg N/l for områder under ferskvandspåvirkning (inkl. flodmundinger). Der er ikke beskrevet reduktionsbehov i mængder. Det svarer til en reduktion på 30-48 % afhængig af vandområdetype i forhold til en referenceperiode i 2001-2005.¹⁷⁴ Den økologiske tilstand i de tyske kystvande i Nordsøen er i høj grad bestemt af grænseoverskridende kilder (eksempelvis 70-97 % i Rhinen¹⁷⁵). En reduktion af disse kilder er derfor essentiel for målopfyldelse i Nordsøen.

Østersøen: For at nå en generel målkonzentration for kvælstof i Østersøen, der opfylder målet for god økologisk tilstand, har man modelleret klorofylkoncentrationer med en ERGOM-MOM model der dækker hele Østersøen.¹⁷⁶ Modellen er baseret på beregnede gennemsnit af klorofyl i hvert vandområde. Målbeklastningen er den maksimale tilførsel der tillader målopfyldelse vedrørende klorofylkoncentrationer i kystvande. Næringsstofbelastninger og klorofylkoncentrationer modelleres som gennemsnit for perioden maj-september i den sydvestlige Østersø inklusiv grænseoverskridende tilførsler, hvor man antager at nabolande reducerer kvælstoftilførsler i samme grad som Tyskland som defineret i BSAP.

Næringsstofinput til denne model fra tyske vandoplande simuleres med en model (MONERIS)¹⁷⁷ der kvantificerer næringsstoftilførsler til tyske estuarier i den tyske del af Østersøen. Atmosfærisk deposition står for ca. halvdelen af belastningerne i Tysklands floder og ultimativt til kystvande. Den totale tyske atmosfæriske deposition udgør omkring 70 % af den totale atmosfæriske deposition til Østersøen. Derfor varierer fordelingen af næringsstoftilførsler og er stærkt afhængig af de anvendte reduktionsscenarier for atmosfærisk deposition. I kystvande er den direkte atmosfæriske deposition mindre vigtig end tilførsler via floder. For at reducere denne usikkerhed er det antaget, at Göteborg protokollen gennemføres, hvilket vil resultere i en målbelastning på 21.500 t N/år for at nå målopfyldelse om god økologisk tilstand for klorofyl (3,6 µg/l). Det svarer til en reduktion på 34 % (11.075 t N/år), sammenlignet med HELCOMs PLC 5.5 referenceperiode 1997-2003. Denne målbelastning er dog ikke anvendt i beslutningsprocesser, men er mere anvendt som en mellemregning mod målkonzentrationer. Atmosfærisk deposition udgør 10.406 t N/år af denne målbelastning og tilførsel fra floder udgør 11.072 t N/år. I dette scenarie er atmosfærisk deposition reduceret med 20 % (2.600 t) og vandbåren kvælstof med 44 % (8.600

¹⁷⁴ BLMP, 2011. Konzept zur Ableitung von Nährstoffreduzierungszielen in den Flussgebieten Ems, Weser, Elbe und Eider aufgrund von Anforderungen an den ökologischen Zustand.- Ad-hoc-AG Nährstoffreduzierung des BLMP.- www.meeresschutz.info/sonstige-berichte.html?file.../Naehrstoffreduktionsziele...pdf

¹⁷⁵ BLMP, 2011. Konzept zur Ableitung von Nährstoffreduzierungszielen in den Flussgebieten Ems, Weser, Elbe und Eider aufgrund von Anforderungen an den ökologischen Zustand.- Ad-hoc-AG Nährstoffreduzierung des BLMP.- www.meeresschutz.info/sonstige-berichte.html?file.../Naehrstoffreduktionsziele...pdf

¹⁷⁶ BLANO, 2014. Harmonisierte Hintergrund- und Orientierungswerte für Nährstoffe und Chlorophyll-a in den deutschen Küstengewässern der Ostsee sowie Zielfrachten und Zielkonzentrationen für die Einträge über die Gewässer Konzept zur Ableitung von Nährstoffreduktionszielen nach den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie, der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie, der Helsinki-Konvention und des Göteborg-Protokolls der Küstengewässer gemäß Wasserrahmenrichtlinie.- Hrsg. Bund/Länder-Ausschuss Nord- und Ostsee. http://www.blmp-online.de/PDF/WRRL/Naehrstoffreduktionsziele_Ostsee_BLANO_2014.pdf

¹⁷⁷ Becker, A. & Venohr, M., 2014. Anwendung des Nährstoffbilanzierungsmodells MONERIS - Gesamtbericht zum Projekt. DHI WASY & IGB im Auftrag der FGG Elbe

t). Det resulterer i en gennemsnitlig koncentration af total kvælstof på 2,6 mg/l i blandingszoner ved flodmundinger. Vedrørende fosfor er det antaget at målopfyldelse for koncentrationer i floder også sikrer målopfyldelse i kystvande.

Ved sammenlign af miljømålene i Vandrammedirektivet og HELCOM i Østersøen, viser det sig at indsatsbehovet for opfyldelse af miljømålene for kystvande i vandrammedirektivet er lavere end indsatsbehovet for opfyldelse af miljømålet i HELCOMs BSAP¹⁷⁸. Opfyldelse af HELCOMs aftale om reduktion af næringsstofudledninger kræver dermed større indsats end for vandrammedirektivet.

Polen

Specifikke indsatsbehov i **polske** vandområdeplaner er et direkte resultat af en risikovurdering af manglende målopfyldelse. Risikoen blev vurderet på basis af overvågningsdata fra 2010-2013 og vurderingen blev foretaget for første og anden planperiodes planer (Tabel 6-1).

Tabel 6-1 Procedure for risikovurdering af manglende målopfyldelse i polske vandområdeplaner.

Trin 1 Påvirkning fra diffuse og punktkilder	Resultat Risiko for manglende målopfyldelse	Trin 2 Hydromorfologiske påvirkninger	Resultat Risiko for manglende målopfyldelse
Ingen påvirkning	Ingen risiko	<i>Ikke aktuel</i>	Ingen risiko
Lille påvirkning	Lav risiko	Hvis 1) vandindvindning vurderes som væsentlig påvirkning eller 2) nogen hydromorfologisk påvirkning vurderes at have væsentlig påvirkning på et naturligt vandområde	Medium risiko
Væsentlig påvirkning	Medium risiko		Stor risiko
Stærkt væsentlig påvirkning	Stor risiko	<i>Ikke aktuel</i>	Stor risiko

Hvis tilstanden for et givent overgangsvand eller kystvand var vurderet lavere end god økologisk tilstand i 2013, blev det klassificeret som ikke målopfyldt.

Indsatser for at nedbringe eller fastholde påvirkninger er defineret og beskrevet i de polske vandområdeplaner. To typer af indsatser er taget i betragtning, basisindsatser og supplerende indsatser.

Målkoncentrationer (se afsnit 5.2) er ikke anvendt i vurderingen af reduktionsbehov og tilhørende estimater af indsatseffekter. Effekten af basisindsatser er ikke beregnet som koncentrationsreduktioner, men er præsenteret som en vurdering af gennemførlighed og effektivitet.

Basisindsatser er implementeret i alle vandområder uanset tilstand (det inkluderer blandt andet maksimal tilladt næringsstofkoncentration i floder på 2,5 mg

¹⁷⁸ BLANO, 2014, http://www.blmp-online.de/PDF/WRRL/Naehrstoffreduktionsziele_Ostsee_BLANO_2014.pdf

TN/år). Vandområdeplanerne indeholder en opsummering af 114 landsdækkende basisindsatser målrettet eutrofiering (Se Polens landerapport for yderligere informationer).

Supplerende indsatser skal implementeres i vandområder, hvor basisindsatsen er vurderet ikke at være tilstrækkelig til at opnå målopfyldelse. Udvælgelse af supplerende indsatser er bindende og sker på baggrund af ekspertvurderinger. De udvælges fra en række scenarieanalyser af effektivitet, gennemførlighed og økonomiske omkostninger (se afsnit 3.1.2 i lande rapport). I udvælgelsen tages der ikke hensyn til landsdækkende indsatser eller supplerende indsatser implementeret i opstrøms oplande.

Reduktionskravet i relation til opfyldelse af god økologisk tilstand i Østersøen ifølge vandrammedirektivet er ikke koordineret med HELCOMs BSAP mål. Målkonzentrationer for kvælstof i Polens kystvande er under vandrammedirektivet dog kun marginalt højere end under HELCOM CORESET, som findes i Polske reguleringer og det nationale program for beskyttelse af marine vandområder (KPOWM).¹⁷⁹ Vandrammedirektivets miljønorm har et lavere reduktionskrav for fosfor end målfastsættelsen af HELCOM, mens målfastsættelsen af kvælstof er lige mellem begge. Den krævende fosfor reduktion ifølge HELCOMs mål, kræver en fosfor reduktion ned til den naturlige baggrundsbelastning.

Sverige

Reduktionsbehovet for kvælstof og fosfor i **svenske** kystvande er beregnet som forskellen mellem en observeret (eller modelleret) koncentration og målkonzentrationen, der er vurderet til at opfylde god økologisk status. Reduktionsbehovet er udtrykt som procent af den observerede koncentration. Forskellen multipliceres med næringsstofinput fra land baseret på modelresultater for fosfor (FUT model) og kvælstof (S-HYPE model) og derved opnås reduktionsbehov i ton.

Reduktionsbehov og forslag til virkemidler er ikke fastsat per vandområde, men i "indsatsområder" i hvert vandopland. Et indsatsområde er et geografisk område defineret af ferske vande og som kan indeholde dele af vandområder eller kombinationer af flere og som kan krydse administrative grænser. Samlet er der 220 indsatsområder i Sverige, hvoraf 60 er i Østersøområdet, mens 43 er i Kattegat/Skagerrak området (se Sverige landerapport, annek 5.3).

En samlet vurdering af alle virkemidler er foretaget for hvert vandområde i de respektive vandområdeplaner i anden planperiode. Vurderingen indeholder allerede implementerede, planlagte og potentielle indsatser i forhold til den gældende tilstandsvurdering, miljømål, presfaktorer, miljøforhold og behov for forbedring. Vurderingen indeholder også estimerede effekter og omkostninger af indsatser. Detaljerede baggrundsdata for vurderinger er tilgængelige digitalt (WISS). En vurdering af indsatser for Øresund og det sydlige Østersøområde (ID 477) og antagelser bag estimerede effekter er angivet i Annex 5.3 i den Svenske landerapport

¹⁷⁹ KPOWM, 2016. Krajowy Program Ochrony Wód Morskich (National programme for the protection of marine waters)

Det samlede endelige reduktionsbehov er opnået ved at fratrække baseline fra de foreløbige estimer af reduktionsbehov. Reduktionsbehovet for kvælstof og fosfor i kystvande i den sydlige Østersøer er estimeret ved hjælp af SMHI Water Web og en svensk kystzonemodel, samt Baltic Nest Decision Support System (Se appendiks A).

De primære trin i modelleringen af reduktionsbehov starter med beregning af den eksisterende belastning (TN) om sommeren ved brug af HOME vandmodul i modelkomplekset SMHI WaterWeb. Baltic Nest anvendes til at simulere ændringer i kvælstof i åbne vandområder, forudsat at alle Østersølande lever op til deres reduktionsforpligtelser i Baltic Sea Action Plan. HOME vandmodul anvendes til at estimere reduktionsbehovet, og hvor indsatsen skal placeres. Forskellige niveauer af reduktioner fra land er også simuleret i processen (se appendiks B for yderligere). Resultatet af modelberegningerne indikerer, at store dele af kystvandene i Södra Östersjöens vandområdedistrikt kan opnå god status som en følge af BSAP.

Af de svenske informationer fremgår det, at for at opnå god tilstand i de resterende kystvande har man beregnet et samlet reduktionsbehov på 300 t P/år og 5.100 t N/år for Østersøen, hvoraf henholdsvis 223 t og 3.143 t er knyttet til den sydlige Østersø (Landerapport Sverige). Heri er forudsat at alle landene omkring Østersøen gennemfører de reduktioner i kvælstof som følge af BSAP. HELCOM reduktionskravene, der er aftalt for Sverige, er på 530 t P og 9.245 t N. Hvorvidt det betyder at HELCOMs reduktionskrav ikke opfyldes eller om de 5.100 t N/år er yderligere reduktioner, har det ikke været muligt at få oplyst. Af tidligere forslag til indsatsprogrammer for 2015-2021 for Södra Östersjön vandområdedistrikt fremgår det, at modelleringer i HOME har indikeret et yderligere reduktionsbehov på 5.500 t N, selv hvis BSAP reduktionskravene er mødt, men det noteres også, at beregningerne, som er fordelt på oplande, vil kunne bruges til at prioritere indsatsen. Det er uklart om reduktionskravet er inklusiv BSAP krav eller skal anses som yderligere reduktionsbehov. De nævnte modelresultater er endvidere heller ikke medtaget i de gældende vandplaner (2016-2021) for Södra Östersjön.

Anvendelse af midlertidige undtagelsesbestemmelser har ført til udskydelse af en stor del af de prioriterede indsatser til næste programcyklus for perioden 2021-2027. For kystvande betyder det, at den teoretiske effekt af indsatser i den nuværende programcyklus opfylder 130 t P/år ud af et samlet reduktionsbehov på 500 t P/år og tilsvarende 1.300 t N/år ud af et samlet reduktionsbehov på 14.000 t N/år. Fordelingen på Kattegat/Skagerrak og den sydlige Østersø er henholdsvis 40 t P/år og 490 t N/år samt 50 t P/år og 420 t N/år baseret på sommerkoncentrationer af total kvælstof og total fosfor.

Miljømål sat i vandrammedirektivet er ikke koordineret med tilsvarende mål i HELCOM og OSPAR. Reduktionskravet for næringsstoffer til opfyldelse af god økologisk tilstand under vandrammedirektivet kommer ikke til at opfylde reduktionskrav for fosfor men reduktionskravet for kvælstof under HELCOMs BSAP. Den samme vurdering gælder for fosfor og kvælstof i aftalen under OSPAR. Fordi rapportering for OSPAR er udsat, er vurdering på opfyldelse af aftalen under OSPAR dog med forbehold pga. usikkerheden på data grundlaget.

Nederlandene

De nationale forvaltningsplaner for de **Nederlandske** dele af vandoplandene for floderne Scheldt, Meuse, Rhinen og Ems har alle et målsat krav for total kvælstofkoncentration (TN) på 2,8 mg N/l i flodvand der løber ud i Nordsøen, for at kunne opfylde kriterierne for god økologisk tilstand i de kystnære farvande. Nederlandene, bidrager kun med en lille andel af næringsstofbelastningen til disse floder. Det har ført til følgende reduktionskrav på koncentrationer af kvælstof i flodvand:

- > Rhinen: 17 % i perioden 2000-2006 og yderligere 5 % frem til 2027 (KSR/CIPR/ICBR 2015)
- > Ems: 48 % i perioden 2008-2012 (SGDE/FGGE 2015)
- > Meuse: Ingen reduktionskrav (SGDE/FGGE 2015)
- > Scheldt: Ingen reduktionskrav (ISC/CIE 2015)

Der har ikke været fastsat specifikke reduktionskrav for tilførsler af kvælstof til enkelte vandområder på basis af målkravet for koncentrationer. Flere pilotprojekter og modelstudier har været gennemført med det formål, hvis metode er sammenlignelig med de danske mekanistiske modeller. Studierne har analyseret potentielle effekter af flere scenarier af kvælstofreduktioner, hvor det omtalte målkrav for koncentrationer har været anvendt. Blandt andet har et pilotprojekt igangsat af miljø- og infrastrukturministeriet haft som oplæg at optimere reduktioner af næringsstofbidrag fra floder til Nordsøen.¹⁸⁰ Formålet var at identificere de mest effektive reduktionskrav i forhold til økonomisk indsats, som ville opfylde kvælstofkriterierne for de nederlandske kystvande og overgangsvande (yderligere information i Appendiks A). Resultaterne var afhængige af antagelser om økonomiske omkostninger og nøjagtigheden af data for næringsstofbelastninger og tilførsler.

Der var væsentlige forskelle i omkostninger for at nå målkravene. Under forberedelserne til anden generations vandområdeplaner blev der udviklet et vandoplandsbaseret modelværktøj på foranledning af Miljø- og infrastrukturministeriet. Projektet modellerede fire oplande (Scheldt, Meuse, Rhinen og Ems inklusiv områder uden for Nederlandene) og kobled det til en økosystemmodel for Nordsøen.¹⁸¹ Modellen estimerede effekterne af reduktionsscenarioer på kvælstofbelastningen (kvælstofkoncentrationer) i den sydlige del af Nordsøen (se WFD-Explorer i Appendiks A og afsnit 6.4). Resultaterne viste, at en målkoncentration på 2,8 mg/l kunne opnås i Rhinen og Meuse i de undersøgte reduktionsscenarioer. De to ovennævnte modelstudier har primært været brugt som baggrundsinformation og ekspertinput og har ikke været en del af den formelle beslutningsproces. Det beror på de Nederlandske myndigheders forbehold overfor de usik-

¹⁸⁰ Troost, T.A. & F.J. Los, 2014. Pilot study on optimising nutrient reductions using the North Sea meta-model. Deltares, Delft, 1209467-003-ZWS-0002, 63 pp.

¹⁸¹ Loos, S., T. Troost, N. Goorden, C. Thiange, M. Weeber, F. Los, 2014. Stikstof scenario studie met KRW-Verkenner en koppeling met het Noordzee model. Deltares, Delft, 1208815-000-ZWS-0013, 96 pp.

kerheder, der ligger i modelresultaterne, definitioner på mål, relationen mellem påvirkning og tilstand, virkemidlers effekt og varigheden fra indsats til respons.

Reduktionskravet for kvælstof til opfyldelse af god økologisk tilstand har en marginalt lavere kvælstofkoncentration under OSPARs Eutrofierings strategi end under vandrammedirektivet. Derfor ville opfyldelse af den internationale aftale under OSPAR medføre opfyldelse af vandrammedirektivets miljømål for kystvande.

6.1.1 Sammenfatning

Tabel 6-2 giver et overblik over forhold vedrørende reduktionsbehov i de undersøgte lande. Polen, Nederlandene og til dels Tyskland har ingen eller kun få fjorde og lukkede kystvande, og har derfor ikke haft behov for at fastlægge indsatsbehov for specifikke vandområder. Hovedparten af input af kvælstof til kystvande i disse lande, kommer fra kilder som floder og atmosfærisk deposition. Næringsstofbidrag fra vandløb og atmosfærisk deposition tilføres også danske kystvande, men her er diffuse kilder forholdsmæssigt den primære kilde til næringsstoffer.

For dele af Tyskland, der afvander til Nordsøen, kan der ud fra de nuværende vandløbskoncentrationer sammenholdt med målkoncentrationerne beregnes et reduktionsbehov til Nordsøen på 30-48 % afhængig af vandområdetype og til Østersøen på 33 %.

For Sverige og Polen er der beregnet et mindre reduktionsbehov end for Danmark, hvilket skal ses i sammenhæng med, at den svenske kvælstofbelastning pr. areal er væsentligt lavere end den danske.

For Nederlandene er der opgjort reduktionsbehov i flodoplandene til Rhinen og Ems, men der vurderes at kunne opnå målkoncentrationerne uden yderligere indsatser i Meuse og Scheldt.

Tabel 6-2 Opsummering af forhold vedrørende indsatsbehov for nabolandene.

Spørgsmål	DK	DE	PL	SE	NL
Er der identificeret behov for reduktion af næringsstofbelastning	✓	✓	✓	✓	✓
Opgøres der et konkret indsatsbehov	✓	✓	Ikke anvendt	✓	✓(?)
Opgøres behov for specifikke vandområder	Specifikke vandområder	Nordsøen Østersøen	Østersøen	Nordsøen Østersøen	Nordsøen
Opgøres der en målbelastning?	Målbelastning for kvælstof	Målkonzentration for kvælstof i flodmundinger	Målkonzentration for kvælstof i flodmundinger	<i>ikke relevant</i>	Målkonzentration for kvælstof i flodmundinger
Metode	Indiv. model	Modeller (MoRe) og ekspertvurderinger	<i>ikke relevant</i>	HOME/ Baltic nest	EMOSEM
Behov for reduktion af kvælstoftilførslen	Nationalt ¹⁸² 23%	Nordsøen ¹⁸³ 30-48% Østersøen ¹⁸⁴ 33%	9 % ¹⁸⁵	18 % ¹⁸⁶	****) Rhinen 17%% ¹⁸⁷ Ems 48% ¹⁸⁸ Meuse og Scheldt: Ingen indsats
Reference år	2012	Nordsøen 2001-2005 Østersøen 1997-2003	2012	2014	Rhinen 2000-2006 Ems 2008-2012
Kommentar		Reduktion i Nordsøen			Reduktion på Rhinen er yderli-

¹⁸² Vandområdeplaner 2015¹⁸³ BLMP, 2011. Konzept zur Ableitung von Nährstoffreduzierungszielen in den Flussgebieten Ems, Weser, Elbe und Eider aufgrund von Anforderungen an den ökologischen Zustand.- Ad-hoc-AG Nährstoffreduzierung des BLMP¹⁸⁴ BLANO, 2014. Harmonisierte Hintergrund- und Orientierungswerte für Nährstoffe und Chlorophyll-a in den deutschen Küstengewässern der Ostsee sowie Zielfrachten und Zielkonzentrationen für die Einträge über die Gewässer Konzept zur Ableitung von Nährstoffreduktionszielen nach den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie, der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie, der Helsinki-Konvention und des Göteborg-Protokolls der Küstengewässer gemäß Wasserrahmenrichtlinie.- Hrsg. Bund/Länder-Ausschuss Nord- und Ostsee¹⁸⁵ KPOWM, 2016. Krajowy Program Ochrony Wód Morskich (National programme for the protection of marine waters)¹⁸⁶ Gyllström M, Larsson M, Mentzer J, Petersson JF, Cramér M, Boholm P, Witter E, 2016. Åtgärder mot övergödning för att nå god ekologisk status - underlag till vattenmyndigheternas åtgärdsprogram. Länsstyrelsens rapportserie 2016:19.; Havs- och vattenmyndigheten (2016) Näringsbelastningen på Östersjön och Västerhavet 2014. Sveriges underlag till Helcoms sjätte Pollution Load Compilation. Rapport 2016:12.¹⁸⁷ IKSIR/CIPR/ICBR (2015). Internationaal gecoördineerd stroomgebiedbeheerplan 2015 van het internationaal stroomgebied Rijn. december 2015, 148 pp¹⁸⁸ SGDE/FGGE (2015). Internationaal beheerplan volgens Artikel 13 Kaderrichtlijn Water voor het stroomgebied Eems. Beheerperiode 2015-2021. december 2015, 228 pp.

		afhænger af vand typologien			ge 5% indtil 2027
--	--	-----------------------------	--	--	-------------------

*) Nordsøen **) Østersøen ***) Nationalt tal. ****) Rhinen 17 % 2000-2006 og yderligere 5 % frem til 2027, Ems 48 % i perioden 2008-2012

Behovene for kvælstofreduktioner i nederste tabelrække er forsigtigt estimeret på basis af opgivne procentuelle reduktionstal og skal tages med forbehold.

6.2 Spørgsmål F – Grænseoverskridende bidrag

Spørgsmål f) Tages der højde for næringsstoffer fra andre lande dvs. som ikke stammer fra det pågældende lands landbaserede udledning af næringsstoffer? Og i givet fald hvordan?

Dette spørgsmål var primært rettet mod adresseringen af grænseoverskridende marine tilførsler af næringsstoffer fra andre lande. Flere af landene i nabotjekket har imidlertid haft fokus i deres vandområdeplaner rettet mod opfyldelse af miljømål i ferske vandområder og på ferskvandskilder (med bidrag fra grænseoverskridende floder), hvor også hovedparten af indsatser og aktiviteter har været rettet mod. I de følgende afsnit er hovedkilderne til de grænseoverskridende tilførsler, der er relevante for næringsstofbelastningen beskrevet for hvert land.

6.2.1 Grænseoverskridende næringsstofbidrag via atmosfærisk deposition

Den luftbårne tilførsel af kvælstof til kystvandene har større betydning i de åbne kystvande end i indre kystvande og især i fjorde, hvor den vandbårne lokale påvirkning fra oplandet er dominerende.

I **Danmark** er grænseoverskridende næringsstofbidrag via atmosfærisk deposition betragtet som en vigtig ekstern kilde af næringsstoffer til de indre danske farvande på linje med næringsstoffer i indstrømmende vand fra Skagerrak og Østersøen og direkte afstrømning fra Sverige og Tyskland. Atmosfærisk deposition til marine kystvande og ferske vande er beskrevet på basis af data fra det danske nationale overvågningsprogram. Af den luftbårne tilførsel af kvælstof til de indre danske farvande stammer ca. 75 % fra andre lande.

Tyskland vurderer grænseoverskridende næringsstofbidrag via atmosfærisk deposition og tilførsler fra indstrømmende vand fra andre landes farvande. Man inkluderer atmosfærisk deposition på land i alle beregninger, men ikke depositioner over kystvande. Som beskrevet i afsnit 0 er atmosfærisk deposition vurderet som en vigtig kilde af næringsstoffer til ferske vand og kystvande. I kystvan-

de er det primære bidrag af næringsstoffer vandbåren i floder. I tyske åbene vandområder er atmosfærisk deposition vurderet til at være dominerende. Den tyske del af Nordsøen er vurderet til også at være påvirket af grænseoverskridende tilførsler. På den baggrund har Tyskland anvendt en model for Nordsøen som inkluderer grænseoverskridende atmosfærisk deposition med 1,1 t TN/km².¹⁸⁹ Tilsvarende grænseoverskridende næringsstofbidrag fra atmosfærisk deposition er taget i betragtning i den tyske del af Østersøen. Mere specifikt, antages at nabolandene opfylder Göteborg Protokollen, som kræver en reduktion af atmosfærisk deposition på 20 %.¹⁹⁰

I **Polen** er der fokus på atmosfærisk deposition i forhold til næringsstoffer og miljøfarlige stoffer. Det vurderes som en væsentlig presfaktor i alle vandområder. I vandområdeplanerne er de enkelte landes bidrag til den samlede deposition i Polen ikke beregnet. I Polens implementering af havstrategidirektivet er der yderligere tiltag i forhold til atmosfærisk deposition.

Sverige inkluderer også atmosfærisk deposition fra grænseoverskridende kilder. De svenske modelsystemer Hype og SMHI modtager depositionsdata fra en multiskala atmosfærisk transport- og kemimodel (Match).

I **Nederlandene** er atmosfærisk deposition af NO_x og NH₃ kvantificeret i den nationale database for udledning og transport af forurenende stoffer (emissionsregistratie), både for ferske vande og kystvande. Data er baseret på modellering og overvågning og anvendes som depositionsdata i vandområdeplaner. Depositionen er ikke adskilt i specifikke kilder (industri, trafik, jordbrug etc.) eller oprindelsesland, antageligvis på grund af manglende modeludvikling.

6.2.2 Grænseoverskridende næringsstofbidrag fra floder

I **Danmark** er det kun i de sydligst beliggende vandoplande, hvor der kan forekomme grænseoverskridende næringsstofbidrag via vandløb i form af minimale bidrag fra tyske flodsystemer.

I **Tyskland** er grænseoverskridende tilførsler fra floder (i flodsystemer men ikke i kystvande) inkluderet i alle beregninger for både Nordsøen og Østersøen. Tyskland fokuserer på belastninger fra Rhinen, som har stor betydning for tilstanden i Tyske Bugt, og hvis opland for en stor dels vedkommende er inden for Tysklands grænser.

¹⁸⁹ BLMP, 2011. Konzept zur Ableitung von Nährstoffreduzierungszielen in den Flussgebieten Ems, Weser, Elbe und Eider aufgrund von Anforderungen an den ökologischen Zustand.- Ad-hoc-AG Nährstoffreduzierung des BLMP.- www.meeresschutz.info/sonstige-berichte.html?file.../Naehrstoffreduktionsziele...pdf

¹⁹⁰ BLANO, 2014. Harmonisierte Hintergrund- und Orientierungswerte für Nährstoffe und Chlorophyll-a in den deutschen Küstengewässern der Ostsee sowie Zielfrachten und Zielkonzentrationen für die Einträge über die Gewässer Konzept zur Ableitung von Nährstoffreduktionszielen nach den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie, der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie, der Helsinki-Konvention und des Göteborg-Protokolls der Küstengewässer gemäß Wasserrahmenrichtlinie.- Hrsg. Bund/Länder-Ausschuss Nord- und Ostsee. http://www.blmp-online.de/PDF/WRRL/Naehrstoffreduktionsziele_Ostsee_BLANO_2014.pdf

I **Polen** er grænseoverskridende transport af grundvand identificeret ved hjælp af numeriske modeller for 7 grundvandsområder med risiko for ikke at opnå målpopfyldelse, og som ligger tæt på Polens grænse.

Polen deltager i en international kommission til beskyttelse af floden Oder mod forurening (ICPO) under en konvention underskrevet af Polen, Tjekkiet, Tyskland og EU med det formål at koordinere implementeringen af vandrammedirektivet i det fælles internationale vandområde og at forberede en fælles forvaltningsplan.

I **Sverige** er grænseoverskridende transport af ferskvand fra Norge anset for at være minimal og indgår ikke i nogen vurderinger. I forhold til Finland, oplyser Sverige, at der er en aftale om en ligelig fordeling fra Finland, således at 50 % af næringsstoffer i grænseoverskridende floder kommer fra Finland.

I **Nederlandenes** modelberegninger for ferske vande er det kun næringsstoftilførsler fra Tyskland og Belgien via floderne Rhinen og Meuse, som er medtaget. Næringsstofbidraget er estimeret som produktet af den gennemsnitlige vandføring svægtede koncentration og den gennemsnitlige vandføring i måleperioden. Data kommer fra overvågningsstationer i Rhinen ved den tysk-nederlandske grænse (Lobith) og i Meuse ved den belgisk-nederlandske grænse (Eijsden). Grænseoverskridende næringsstofbidrag til overgangsvande i oplandene til floderne Scheldt og Ems er ikke medtaget i vandområdeplanerne. Flodernes bidrag til overgangsvande og kystvande er dog kvantificeret og indrapporteret til OSPAR. Disse data er brugt i forberedelsen af de nederlandske vandområdeplaner når påvirkninger fra udledning af næringsstoffer til overgangsvande og kystvande er vurderet.

I Nederlandene samt Polen og Tyskland (dog kun kystvande i nærheden af de store flodmundinger), er grænseoverskridende bidrag fra floder, den primære kilde til eksterne tilførsler til kystvande (afsnit 4.2).

6.2.3 Grænseoverskridende næringsstofbidrag fra kystnære farvande

I de **danske** vandområdeplaner er kvælstofbidraget til Nordsøen og Østersøen fra andre lande inkluderet. Data fra HELCOMs "Baltic Sea Pollution Load Compilation"¹⁹¹ vedrørende bidrag af totalt kvælstof og totalt fosfor fra andre lande end Danmark (inklusive Norge) til Østersøen blev anvendt, da de er officielle indberetninger fra nabolandene. Tilførslerne blev grupperet som beskrevet i Stepanauskas et al.¹⁹² Fire af de udviklede mekanistiske modeller er udstyret med et bio-geokemisk modul som beskriver forholdet mellem næringsstoffer og primærproducenter (både fytoplankton og bundvegetation) (for detaljer af modeller henvises til appendiks A). Det drejer sig om modellerne for Odense fjord,

¹⁹¹ HELCOM, 2011. The Fifth Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC-5). Balt. Sea Environ. Proc. No. 128.

¹⁹² Ramūnas Stepanauskas, Niels O. G. Jørgensen, Ole R. Eigaard, Audrius, Vikas, Lars Tranvik, and Lars Leonardson (2002). Summer inputs of riverine nutrients to the Baltic Sea: bioavailability and eutrophication relevance. Ecological Monographs 72:579–597

Roskilde fjord, Limfjorden og Østersøen. Endelig blev der udviklet en model for Nordsøen, som simulerer vandtransport og blanding af grænseoverskridende vandmasser i danske farvande. Denne model er nærmere en metaanalyse end en mekanistisk model, da den mangler et bio-geokemisk modul. Modellen for de indre danske farvande (IDW) dækker hele Østersøen indtil Skagerrak og inkluderer de danske dele af Kattegat, bælthavet og den vestlige Østersø til og med Bornholm. Den eksterne tilførsel fra alle lande grænsende op til Østersøen blev medtaget i modellen ved hjælp af data fra HELCOM's Baltic Sea Pollution Load Compilation (Tabel 6-3).¹⁹³

Tabel 6-3 Grænseoverskridende næringsstofbidrag fra perioden 2002-2011 som anvendes i de mekanistiske modeller.

Næringsstofbidrag	Kilde
Danske landbaserede næringsstofbidrag	Leveret af AU på foranledning af MST ¹⁹⁴
Næringsstofbidrag fra Østersøen	HELCOM ¹⁹⁵ i kombination med modeldata fra SMHI
Atmosfærisk N deposition	AU ¹⁹⁶

Den hydrodynamiske model for Nordsøen blev kalibreret og valideret i forhold til vandtransport, vandniveau, salinitet og temperatur. Modellen indeholder klorofyl a koncentrationer men ikke ålegræs og har ikke et bio-geokemisk modul. Tilførslen af kvælstof fra grænseoverskridende kilder er vurderet på basis af en antagelse, om at transport af næringsstoffer over længere tid og afstand fører til nedsat biotilgængelighed på grund af biologisk og kemisk nedbrydning af kvælstofforbindelserne. Det er håndteret i modelarbejdet for Nordsøen ved at mærke og rangordne de forskellige grænseoverskridende bidrag med varierende biotilgængelighed for på den måde at adskille deres oprindelse. Bidragene fra henholdsvis danske, tyske, nederlandske og belgiske ferske vande samt tilførslen fra den åbne del af Nordsøen er mærket i fire fraktioner: Danske vandløb, andre vandløb, initialtilførsler og modelgrænsetilførsler. Bidragene rangordnes i forhold til biotilgængeligheden af kvælstof, således at danske landbaserede kvælstoftilførsler er 100 % biotilgængelige, andre floders bidrag er 80 % biotilgængelige, initialtilførsler er 0,8 % biotilgængelige og modelgrænsetilførsler er 0,4 % biotilgængelige. På baggrund af disse antagelser og simuleringer kan man estimere andelen af klorofyl a indikatorens tilstand som kan reguleres via danske landbaserede kvælstoftilførsler.

I **Tyskland** er input fra andre landes marine områder vurderet i MONERIS modellen for Østersøen, dog uden scenarier med ændringer i påvirkninger. Input

¹⁹³ HELCOM, 2011. The Fifth Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC-5). Balt. Sea Environ. Proc. No. 128.

¹⁹⁴ Windolf J, Larsen SE, Kronvang B. Notat om basisanalyse: Opgave 2.2 – Stofbelastning (N, P) af søer og kystvande: Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi

¹⁹⁵ HELCOM, 2011. The Fifth Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC-5). Balt. Sea Environ. Proc. No. 128.

¹⁹⁶ Ellerman m.fl. Atmosfærisk deposition 2011: NOVANA. Videnskabelig rapport fra DCE.

sker via HELCOM indrapporteringer af data på årsniveau og per underregion. Denne skalasætning fører kun til små lokale påvirkninger fra grænseoverskridende tilførsler i for eksempel vandområder i Mecklenburg-Vorpommern, der domineres af påvirkninger fra estuarier. I vandområder i Slesvig-Holsten har stoftilførsler fra Danmark omvendt en signifikant påvirkning. Usikre estimater af stoftilførsler fra Danmark har ført til underestimeret af nutidige koncentrationer, og derfor er disse estimater ikke implementeret i modellen. I stedet planlægges at bruge mere præcise data fra Danmark i fremtiden. Eventuelle reduktioner er anvendt i arbejdsplaner under forudsætning af at alle lande opfylder Göteborg-Protokollen på atmosfærisk deposition (reduktion på 20 %), og at alle nabolande reducerer deres kvælstof udledning i samme grad som Tyskland.¹⁹⁷ I Nordsøen har massebalancevurderinger som tidligere nævnt vist at 70-90 % af tilførsler til de tyske farvande kommer fra grænseoverskridende kilder. I Tyske Bugt er næringsstofftilstanden i vandområderne primært påvirket af næringsstofftilførsler fra Rhinen, der føres langs kysten med de herskende strømme. I betragtning af at en meget stor del af næringsstoffbelastningen fra Rhinen kommer fra tysk territorie er vigtigheden af dette bidrag illustreret ved et scenarie, hvor alene en reduktion af tilførsler til Rhinen fra dens vandopland på 30 % vil kunne føre til reduktioner på 46 % i kvælstofkoncentrationer og 15 % på klorofylkoncentrationer ved De Nordfriske Øer (Sild, Før, Amrum og Pelvorm).¹⁹⁸

Vandområdeplaner i **Polen** inkluderer vurderinger af grænseoverskridende næringsstofftilførsler til den polske del af Østersøen, herunder overgangsvande og kystvande. Vurderingerne er dog begrænset til de nedenfor beskrevne implementeringer. Eksterne tilførsler til marine områder er inkluderet i det nationale program for beskyttelse af marine områder,¹⁹⁹ hvor to modeller anvendes som modtager eksterne tilførsler af kvælstof og fosfor som inputdata. Den ene model (statisk transport model for kvælstof og fosfor) er anvendt til at beregne tilførsler fra Polen til Østersøen. I denne model er eksterne tilførsel inkluderet jævnt HELCOM-PLC6 opgørelsen og indregnes som næringsstofftilførsel til flodløb. Modellen tager højde for to typer af eksternt input: 1) baggrundstilførsel af næringsstoffer inklusiv våd- og tørdeposition på land og direkte våddeposition til ferske vande (i begge tilfælde som en effekt af national og grænseoverskridende deposition). Den anden model indeholder eksterne tilførsler i en 3D økologisk model for Østersøen (MIKE 3, DHI). Denne model er anvendt til at kontrollere om planlagte reduktioner i emissioner fastsat i Baltic Sea Action Plan og Göteborg protokollen vil sikre målopfyldelse i forhold til blandt andet kvælstof og fosforkoncentrationer i 8 delområder i polske kystvande. Den vurdering kræver

¹⁹⁷ BLANO, 2014. Harmonisierte Hintergrund- und Orientierungswerte für Nährstoffe und Chlorophyll-a in den deutschen Küstengewässern der Ostsee sowie Zielfrachten und Zielkonzentrationen für die Einträge über die Gewässer Konzept zur Ableitung von Nährstoffreduktionszielen nach den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie, der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie, der Helsinki-Konvention und des Göteborg-Protokolls der Küstengewässer gemäß Wasserrahmenrichtlinie.- Hrsg. Bund/Länder-Ausschuss Nord- und Ostsee.
http://www.blmp-online.de/PDF/WRRL/Naeherstoffreduktionsziele_Ostsee_BLANO_2014.pdf

¹⁹⁸ BLMP, 2011. Konzept zur Ableitung von Nährstoffreduzierungszielen in den Flussgebieten Ems, Weser, Elbe und Eider aufgrund von Anforderungen an den ökologischen Zustand.- Ad-hoc-AG Nährstoffreduzierung des BLMP.- www.meeresschutz.info/sonstige-berichte.html?file.../Naehrstoffreduktionsziele...pdf

¹⁹⁹ KPOWM, 2016. Krajowy Program Ochrony Wód Morskich (National programme for the protection of marine waters).

modelinput om næringsstofftilførsler fra andre lande via floder og atmosfærisk deposition. Modellen inkluderer inputdata fra flere kilder, blandt andet Tyskland, Sverige og HELCOM. Der er ikke modtaget information vedrørende de eksakte anvendte tilførselsmængder i modellen.

I **Sverige** er grænseoverskridende næringsstofbidrag tilsyneladende kun inddraget indirekte. Modeldata fra SMHIs kystzone model (appendiks A), behandler tilstandsvurderingen for 16 kystnære vande i den sydlige Østersø i forhold til næringsstoffer. Grænseoverskridende bidrag indgår ved at ændringer i kvælstofkoncentrationer i åbent vand er koblet til kystvande og udveksling af vand og næringsstoffer mellem land, kystvande og åbent vand. Tilførsler fra åbent vand er kalibreret med data fra 130 overvågningsstationer i åbent vand. Endvidere, har man i processen for undtagelsesbestemmelser (afsnit 4.4), vurderet bidrag fra andre lande i et eller andet omfang, idet det fremgår at der er bevilget måludsættelse for åbne vande, hvor offshore påvirkning er >60 %. Det vi- des ikke på det foreliggende grundlag, hvorledes dette er vurderet.

Nederlandene har inkluderet grænseoverskridende tilførsler af kvælstof i Nord- søen. Som det er nævnt under svaret til spørgsmål e (sektion 0), har man ikke anvendt modeller for kystvande i den nederlandske beslutningsproces vedrøren- de vandområdeplaner, men kun som baggrundsinformation. Vurderingen af grænseoverskridende tilførsler har været inden for rammerne af "Transboundary nutrient transport" i OSPAR (Intersessional correspondence group on eutrophica- tion modelling). Her er total kvælstof og total fosfor sporet til deres kilder.²⁰⁰ Modelleringen følger flodudløb ud i det marine miljø i flere delområder af Nord- søen og har givet information om flodernes relative bidrag til hvert marint om- råde. Floderne Rhinen og Meuse blev identificeret som de primære kilder af kvælstof til nederlandske kystnære farvande, efterfulgt af transport fra Atlanter- havet via den engelske kanal.

²⁰⁰ OSPAR, 2013. Common Procedure for the Identification of the Eutrophication Status of the OSPAR Maritime Area. OSPAR, London, Reference number: 2013-8, 66 pp.

6.2.4 Sammenfatning

Alle lande inkluderer grænseoverskridende næringsstofbidrag indirekte eller direkte, men der er forskelle på hvilke grænseoverskridende kilder der er vurderet (Tabel 6-4).

Tabel 6-4 Opsummering af forhold vedrørende grænseoverskridende tilførsler for nabolandene. - angiver negativt svar.

Spørgsmål	DK	DE	PL	SE	NL
Tages der højde for næringsstoffer fra andre lande?	✓	(✓); indirekte	✓	(✓); indirekte	✓
Atmosfærisk deposition	✓	✓	ikke relevant	✓	ikke relevant
Grænseoverskridende floder	✓	✓	✓	✓	✓
Kystnære farvande	✓	(✓); indirekte	ikke relevant	✓	✓

I forhold til vurdering af grænseoverskridende bidrag i kystnære farvande er Danmarks metode mest detaljeret beskrevet, mens det er mere uklart hvordan de øvrige lande vurderer det. Alle lande har som målsætning at opfylde reduktionskrav indlejret i Baltic Sea Action plan, men ingen lande har endnu ikke nået målopfyldelse.

6.3 Spørgsmål G – Eksisterende belastning

Spørgsmål g) Hvilke metoder anvendes til opgørelse af den eksisterende næringsstofbelastning (herunder brug af målinger mv)? Herunder særligt hvilket år-/årrække der lægges til grund for opgørelsen af den eksisterende belastning.

EU Kommissionen Guidance dokument nr. 3 foreskriver, at man i vandrammedirektivet opgør den eksisterende belastning til vandområder og heri indgår anvendelse af resultater fra overvågning og beregninger baseret på modeller – lige fra simple beregninger til komplekse modeller. Metoder er dog ikke specificeret og der er heller ikke foreskrevet hvilke år og perioder, der bør indgå f.eks. for at tage højde for årlige naturlige variationer. Deltagerlandene i HELCOM og OSPAR har dog gennem flere år indrapporteret oplysninger til brug for opgørelser af tilførsler af næringsstoffer til havområderne og under de europæiske internationale flodkonventioner er der opgjort tilsvarende næringsstofbelastninger, og man har i den forbindelse anvendt fælles aftalte metoder til at udføre opgørelserne efter. Flere landes opgørelser af næringsstofbelastninger har derfor bl.a. udgangspunkt i oplysninger, der ligger til grund for disse opgørelser.

6.3.1 Eksisterende belastning

Den eksisterende næringsstofbelastning er inkluderet i vandområdeplanerne for Danmark, Tyskland, Sverige og Polen men ikke for Nederlandene. I alle landene er den eksisterende næringsstofbelastning beregnet årligt og indrapporteret til OSPAR og/eller HELCOM.

Danmark anvender overvågningsdata (ca. 55 % af oplandsarealet, der fra 2017 og frem til og med 2019 stiger til ca. 65 %) og modellerede data (ca. 45 % af oplandsarealet faldende til 35 % frem til og med 2019) til at opgøre den eksisterende belastning. De årlige afstrømninger af kvælstof er normaliseret for perioden 1990-2014 og derudover anvendes et 5-årigt gennemsnit (2010-2014) for at udjævne år til år variationer. Det seneste estimat af den eksisterende kvælstofbelastning i de danske vandområdeplaner fra 2010-2014 er 56.800 t N/år.

I **Tyskland** er belastningen af kvælstof og fosfor i de største floder beregnet ved brug af MoRE modellen (Modelling of Regionalised Emissions).²⁰¹ Modellen medtager ikke næringsstofretentioner i vandområder, hvilket leder til overestimerer af tilførsler i forhold til målte belastninger. Det fremgår ikke om disse overestimerer rapporteres videre til HELCOM og OSPAR. Modellen indeholder kun baggrundstilførsler implicit i de enkelte kildeopgørelser.

²⁰¹ UBA, 2017. Gewässer in Deutschland: Zustand und Bewertung, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.
https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/377/publikationen/171018_uba_gewasserdtl_engl_bf.pdf

Et vægtet 5-års gennemsnit af total kvælstofkoncentrationer i floder med udløb i Nordsøen viser en koncentration på 3,8 mg TN/l i 2014, som er 36 % højere end målkoncentrationen på 2,8 mg/l.²⁰² Det har ikke været muligt at få verificeret om dette 5-års gennemsnit anvendes i vandområdeplanerne eller kun bruges som supplerende information i beslutningsprocessen. Ydermere fremgår det ikke, hvorledes man foretager den egentlige vurdering af belastninger på baggrund de indrapporterede koncentrationsberegninger.

I Østersøen beregnes eksisterende belastninger uden kvælstoftilførsler fra Oder (hvis udløb til Østersøen er på polsk territorium). Belastningen, opgjort som 5-års gennemsnit af total kvælstofkoncentrationer i floderne, er 3,9 mg TN/l i 2014, hvilket er 50 % højere end målkoncentrationen på 2,6 mg TN/l.²⁰³

Tilsvarende har **Polen** beregnet den eksisterende næringsstofbelastning fra overvågningsdata og normaliseret i forhold til afstrømning, primært fra floder. I de seneste vandområdeplaner er data fra 2012 anvendt. Normaliseringen er foretaget jævnfør HELCOM vejledninger.^{204 205} En detaljeret beskrivelse af normaliseringsmetoden findes i den Polske landerapport, sektion 3.3. Beregnede og normaliserede belastninger i den polske del af Østersøen i perioden 1994-2014 kan også findes i landerapporten (afsnit 1.2, tabel 1-15). Den beregnede eksisterende næringsstofbelastning i 2012, som er indrapporteret til HELCOM i 2016 var 163.786 t N/år.

Sverige anvender et system kaldet Teknisk Beregnings System: Vand (TBV) til at beregne eksisterende belastninger for indrapportering til HELCOM Pollution Load Compilation 6 (PLC6). Her indrapporteres udledninger til Østersøen (inklusive Kattegat) fra kilde til hav i året 2014. Data indrapporteres til HELCOM, OSPAR og EU (via EEA) til vurdering af næringsstofbidrag til Sveriges marine områder. Eksisterende belastninger beregnes i TBV som brutto og nettobelastninger (Total belastning = Naturlig baggrund + antropogene belastninger) på basis af 23.000 vandområder der endeligt aggregeres til 1.100. Belastningen har 2014 som reference, men beregninger er normaliseret over 20 år (1994-2013). Resultaterne er offentligt tilgængelige²⁰⁶, og bruttotallene for kvælstof og fosfor kan ses i Tabel 6-5.

Tabel 6-5 Totalbelastninger (brutto) af kvælstof og fosfor til svenske farvande²⁰⁷

Vandområde	Total kvælstof (t/år)	Total fosfor (t/år)
Skagerrak	10.040	530
Kattegat	42.140	1.230

²⁰² UBA, 2017.

²⁰³ UBA, 2017.

²⁰⁴ HARP, 2000. Development of HARP Guidelines, Harmonised Quantification and Reporting Procedures for Nutrients. SFT Report 1759/2000.

²⁰⁵ HELCOM, 2015. HELCOM Guidelines for the annual and periodical compilation and reporting of waterborne pollution inputs to the Baltic Sea (PLC-Water).

²⁰⁶ www.tbv.smhi.se

²⁰⁷ www.tbv.smhi.se

Øresund	6.670	90
Østersø	46.930	1.300

Den eksisterende næringsstofbelastning i **Nederlandene** er beregnet for alle floder og kanaler efter OSPAR metoden. Belastninger af total kvælstof, total fosfor, nitrat, ammonium og fosfat er beregnet for de primære udledninger gennem floder og kanaler til de kystnære farvande på basis af målinger af vandføring og koncentrationer. Andelen indberettet til OSPAR er produktet af den vandføringsvægtede gennemsnitlige koncentration og den gennemsnitlige vandføring i prøveperioden.²⁰⁸ Kvælstofbidraget fra floder til marine områder i Nederlandske farvande blev i 2014 og 2015 indrapporteret til at være henholdsvis 215.000 og 165.000 t N/år. Bidraget kommer ikke fra Nederlandene alene, men der indgår også kvælstof fra andre lande i flodernes opland, hvilket vanskeliggør en direkte sammenligning - jævnfør afsnit 4.2. Nederlændenes andel udgør kun ca. 30%.

6.3.2 Overvågningsprogrammer

Danmark

I **Danmark** er målinger af næringsstofbidrag fra diffuse kilder og punktkilder essentielle for at kunne lave en korrekt opgørelse af den eksisterende belastning i kystvande. Det danske nationale overvågningsprogram NOVANA indsamler data fra ca. 300 overvågningsstationer i vandløb fordelt over hele landet, hvor der føres tilsyn 12-18 gange årligt. I perioden 2017-2019 måles på ca. 500 stationer. Heraf anvendes 129 stationer til opgørelse af udledningen til havområderne i perioden frem til og med 2016, hvorefter antallet af havbelastningsstationer stiger til 229 i perioden 2017-2019. Her til kommer målinger af belastningen fra punktkilder, f.eks. renseanlæg, virksomheder mv. NOVANA er et integreret program som overvåger natur og miljø herunder grundvand, akvatisk og terrestrisk natur, luftkvalitet og punktkilder. Programmet er designet for at opfylde Danmarks forpligtelser i henhold til vandrammedirektivet og det indeholder 9 delprogrammer.

Tyskland

I **Tyskland** er antallet af overvågningsstationer i kystvande varierende afhængig af vandopland (Tabel 6-6). Tallene er antallet af stationer i kystvande fra de gældende tyske vandområdeplaner.

²⁰⁸ OSPAR, 2014. Riverine Inputs and Direct Discharges Monitoring Programme (RID) applicable from 1 January 2015. OSPAR, London, HASEC 14/14/1, Annex 8, 31 pp.

Tabel 6-6 Antal overvågningsstationer i kystvande og vandløb i det tyske overvågningsprogram fordelt på vandoplande²⁰⁹

Havområde	Vandopland	Standard overvågning		Operativ overvågning	
		Kystvande	Vandløb	Kystvande	Vandløb
Nordsø	Eider	7	3	14	variabelt
	Elben	9	63	8	2.843
	Ems	24	8	14	563
	Weser	20	45	12	variabelt
Total i Nordsø		60	135	48	>3.406
Østersø	Oder	1	6	1	215
	Schlei/Trave	18	8	16	22
	Warnow	4	7	34	552
Total i Østersø		23	21	51	789

Frekvensen af målinger af totalt kvælstof på stationerne i kystvandene er 13 gange årligt for både standard og operativ overvågning.

Polen

I **Polen** er der to overvågningsprogrammer for marine områder:

- > Marine Water Monitoring Programme (PMWM)²¹⁰, sammensat af Chefinspektoratet for Miljøbeskyttelse²¹¹ for at møde Polens forpligtelser i den marine strategi.
- > Det Statslige Miljøovervågningsprogram for perioden 2016-2020 (PPMS)²¹², sammensat af Chefinspektoratet for Miljøbeskyttelse som et samlende program der regulerer alle overvågningsaktiviteter i Polen.

PMWM inkluderer overvågning af næringsstofftilførsler til Østersøen fra floder jævnfør krav fra HELCOM-PLC. Tilførsler er beregnet på basis af kontinuerlige målinger af vandføring og periodiske vandkvalitetsanalyser. Programmet indeholder 12 stationer (10 i den nuværende vandplansperiode) fordelt i flodmun-

²⁰⁹ Tyske vandområdeplaner 2016-2021

²¹⁰ PMWM, 2014. Program Monitoringu Wód Morskich (Marine Water Monitoring Programme), Główny Inspektorat Ochrony Środowiska (Chief Inspectorate Of Environmental Protection), available at: http://www.gios.gov.pl/images/dokumenty/pms/monitoring_wod/Program_monitoringu_wod_morskich_RM.pdf

²¹¹ <http://www.gios.gov.pl/en/>

²¹² PPMS, 2015. Program Państwowego Monitoringu Środowiska na lata 2016-2020 (State Environment Monitoring Programme for the period of 2016-2020), Główny Inspektorat Ochrony Środowiska (Chief Inspectorate Of Environmental Protection), available at: http://www.gios.gov.pl/images/dokumenty/pms/pms/PPMS_2016-2020.pdf english version: http://www.gios.gov.pl/images/dokumenty/pms/pms/SEM_Programme_2016-2020_ENG.pdf

dingerne af de største floder med udløb i Østersøen. På hver station prøvetages der 12 gange årligt i nuværende planperiode.

Sverige

Standard- og operative overvågningsprogram i **Sverige** for næringsstoffer i kystvande inkluderer 55 stationer i Västerhavet og 62 stationer i Sydlige Østersø. Prøvetagningsfrekvenser kendes ikke, men det fremgår at programmet opfylder direktivets krav.

Nederlandene

Nederlandenes overvågningsprogram relateret til næringsstofbelastning af kystvande inkluderer 27 stationer fordelt i flodmundinger og store kanaler (figur 2.9, landerapport). Der monitoreres også på mindre udledningspunkter ved kysterne, hvor næringsstofbelastning er beregnet via gennemsnitlige årlige vandføringer og næringsstofkoncentrationer. Stationerne besøges generelt månedligt. I store udledningspunkter (Nieuwe Waterweg) er data baseret på 13 - 26 målinger. Belastninger er beregnet fra næringsstofkoncentrationer normaliseret til vandføring.

Det overordnede nationale overvågningsprogram har mere end 1.300 stationer fordelt i floder, søer, overgangsvande og kystvande. Hovedparten findes i mindre ferske og brakke vandområder forvaltet af 23 lokale vandråd. De resterende stationer er placeret i de store floder og søer samt i overgangsvande og kystvande der alle er forvaltet på nationalt plan (Rijkswaterstaat) som en del af det nederlandske ministerium for miljø og infrastruktur. I kystvande og overgangsvande er der tilsammen 16 stationer, som overvåges månedligt og for nogle stationer hver anden uge i sommerhalvåret. I kystvande og åbne marine områder er der yderligere 16 overvågningsstationer, som ikke indgår i vandrammedirektivets rapporteringer, men som samler data til blandt andet OSPAR og den marine strategi hver fjerde uge.

6.3.3 Sammenfatning

Tabel 6-7 Opsummering af forhold vedrørende eksisterende belastning og bagvedliggende overvågningsprogram for nabolandene.

Opgørelse af den eksisterende næringsstofbelastning	DK	DE	PL	SE	NL
Hvilke metode anvendes?	5-årigt gennemsnit af de afstrømningsnormaliserede tilførsler	årligt gennemsnit	Ekstrapolerede data fra 2012 ved lineær regression af normaliserede belastninger 1994-2012	Teknisk Beregnings System	OSPAR ratio metode
Hvor mange år bruges? (Hvilket?)	5 (2010-2014)	3 (2012-2014)	1 (2012)	1 (2014, normaliseret 20 år)	*1 (2014)
Hvor mange målinger og stationer er disse beregninger baseret på?	129 (55%,2015) 229 (65%,2016)	21 (Østersø) 135 (Nordsø)	10 (-2014) 12 (2026-2021)	55 (Västerhav) 62 (Sydlige Østersø)	16
Hvor ofte indsamles dataene på hver station?	12-18	Ugentligt-månedligt	12 (-2014) 24 (2016-2021)	12-24	12-24

* Nederlandene beregner kun belastningsdata i forhold til OSPAR, og inkluderer ikke disse beregninger i deres vandområdeplaner.

De undersøgte lande har en stor variation i fordelingen af belastninger på kystvandene. Nederlandene, Tyskland og Polen har få store belastningskilder fra floder, hvor især Danmark, men også Sverige, har flere mindre belastningskilder. Nabolandene viser en vis variation i metoden og datagrundlaget for at vurdere eksisterende belastninger. Danmark og til dels Sverige har et markant større net af overvågningsstationer i forhold til de øvrige lande og anvender også et længere årsgennemsnit for belastninger. I forhold til målinger og opgørelser af belastninger er det naturligt at lande med et mindre antal floder, der bidrager til den samlede belastning, også har et færre antal overvågningsstationer. Metodisk er der også en større variation fra Polens relativt simple ekstrapolationer til mere komplekse modelleringer i Sverige.

6.4 Spørgsmål H - Baseline

Spørgsmål h) Opgøres der en baseline-belastning (fremskrivning af kvælstofbelastning i 2021) og i givet fald hvordan – herunder særligt hvilke elementer der indregnes?

Baseline-belastning er en fremskrivning af kvælstofbelastningen ved i forhold til den aktuelle belastning at inddrage en forventet eller beregnet effekt (reduktion eller stigning), der kan forudses indtræde indenfor planperioder som følge af gennemførte eller allerede besluttede indsatser, effekt andre menneskeskabte påvirkninger og forventet strukturel udvikling og herunder forsinket effekt som følge af naturbetingede forhold.

Danmark

I **Danmark** defineres baseline som effekterne af allerede besluttede indsatser for at reducere næringsstofftilførsler sammen med effekter fra en generel teknologisk udvikling som eventuelt påvirker næringsstoffdynamik, herunder ændringer i forsinkelseeffekter og øget anvendelse af bioforgasning²¹³. I baseline indgår indsatser fastsat i 1. generations vandområdeplaner. Baselineeffekter giver samlet en national reduktion på 5.600 t N/år. Det inkluderer for eksempel øget omlægning til økologi og udtagelse af arealer til byggeri, veje eller skove. Noget af denne reduktion sker i vandområder, hvor der ikke er et behov for yderligere reduktion for at nå målopfyldelse. Den danske regering indgik i 2015 en aftale (Fødevarer- og landbrugspakken) om lempelser i indsatsen, der omfatter udfasning af gødningsnormer, lempelse af forbud mod jordbearbejdning og vækstplan for akvakultur. Den samlede effekt heraf er vurderet til, at baseline bliver reduceret til ca. 400 tons kvælstof²¹⁴. Elementerne, der indgår i den danske beregning af baseline i 2021, inkluderer:

- > Reduktion i det opdyrkede land
- > Brug af energiafgrøder
- > Forøgelse af det økologiske jordbrugsareal
- > Anvendelse af husdyrgødning til biogasproduktion
- > Nye miljøgodkendelser af husdyrbrug
- > Reduktioner i atmosfæriske depositioner
- > Slæt i stedet for afgræsningsarealer
- > Forøget kvælstofoptag i afgrøder
- > Forsinkelseeffekter i visse oplande
- > Etablering af vådområder

Tyskland

De **tyske** vandområdeplaner indeholder kun kvalitative baselinevurderinger, som har til formål at øge præcisionen af indsatser og optimere omkostningseffektiviteter af samme. Vurderingerne er ikke kvantitative i forhold til nærings-

²¹³ Teknisk notat om kvælstofudvalgets korrektioner (15/12-2015). Udvalget for kvælstofregulering. Miljø- og Fødevarerministeriet.

²¹⁴ Bilag 1 til vandområdeplaner 2015-2021.

stofbelastninger eller koncentrationer. I vandområdeplanen for Weser har man som en del af to pilotprojekter (AGRUM)^{215,216}, dog forsøgt at kvantificere et baselineniveau i 2015, hvor 2003 er brugt som baggrundsniveau. Resultaterne indikerer væsentlige reduktioner mod 2021 efter implementering af vigtige indsatser men også at yderligere indsatser i jordbrug og regulering af brug af husdyrgødning ikke vil være tilstrækkelig til at nå målopfyldelse.

Polen Der indgår ikke baselinevurderinger i de **polske** vandområdeplaner. Estimer af baselinebelastninger er inkluderet som et output i modelarbejdet med SWAT (Soil and Water Assessment Tool)(spørgsmål g, afsnit 6.3.1). I øjeblikket er modellen testet og en landsdækkende igangsætning er under overvejelse.

Alle indsatser og forventede reduktioner er listet og uddybet i den polske landerapport.

Sverige **Sverige** opererer med en baseline baseret på indsatser implementeret i 1. generation af vandområdeplaner. I indsatsprogrammet for den sydlige Østersø for perioden 2009-2015, er den potentielle effekt af planlagte indsatser fratrullet reduktionsmål for fosfor i de enkelte vandområder. Ifølge de svenske vandmyndigheder er det for kompliceret at skelne mellem indsatser og effekter og derfor er effekter af indsatser i jordbruget ikke fratrullet de beregnede indsatsbehov. Øvrige besluttede og lovfæstede indsatser er fratrullet indsatsbehovene. I området Kattegat/Skagerrak er der anvendt data fra indsatser finansieret af landudviklingsprogrammer anvendt til at vurdere effekter af implementerede indsatser.

Nederlandene Der er ikke bestemt baseline belastninger eller koncentrationer for **nederlandske** kystnære farvande i vandområdeplanerne eller i relation til implementering af nitratdirektivet. Der har dog været foretaget beregninger af den nuværende og fremtidige overfladevandskvalitet i ferske vandområder i forbindelse med en evaluering af de nederlandske vandområdeplaner²¹⁷ og implementeringen af nitratdirektivet²¹⁸. Disse modelberegninger fokuserede på estimer af næringsstofkoncentrationer og EQR for biologiske kvalitetselementer i ferske vande. Mo-

²¹⁵ FGG Weser, 2016. Projekt AGRUM+ Entwicklung eines Instrumentes für ein flussgebietsweites Nährstoffmanagement in der Flussgebietseinheit Weser – Kurzfassung des Endberichtes. Hrsg.: Flussgebietsgemeinschaft Weser, Juli 2016.

²¹⁶ Heidecke, C., Hirt, U., Kreins, P., Kuhr, P., Kunkel, R., Schott, M., et al. (2015): Endbericht zum Forschungsprojekt "Entwicklung eines Instrumentes für ein flussgebietsweites Nährstoffmanagement in der Flussgebietseinheit Weser" AGRUM+ Weser. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 380 S. Thünen Rep 21.

²¹⁷ Gaalen, F.v., A. Tiktak, R. Franken, E.v. Boekel, P.v. Puijenbroek & H. Muilwijk, 2015. Waterkwaliteit nu en in de toekomst; Eindrapportage ex ante evaluatie van de Nederlandse plannen voor de Kaderrichtlijn Water. Planbureau voor de Leefomgeving, Den Haag, Publicatienummer: 1727, 54 pp.
http://www.pbl.nl/sites/default/files/cms/publicaties/Waterkwaliteit%20Beleidsstudie_4e_proef.pdf

²¹⁸ Schoumans, O.F., P.W. Blokland, P. Cleij, P. Groenendijk, K.J. de, H.H. Luesink, L.V. Renaud & J. Van den Roovaart, 2017. Ex-ante-evaluatie van de mestmarkt en milieukwaliteit. Evaluatie van de Meststoffenwet 2016. Wageningen Environmental Research, Wageningen, Rapport 2785, 94 pp.

dellen der anvendtes var en national applikation af WFD-explorer²¹⁹, se nærmere beskrivelse i appendiks A. Modellen testede flere scenarier for 2027 og et for 2021.

6.4.1 Sammenfatning

Tabel 6-8 giver et overblik over den indhentede information om baseline i nabolandene. Sverige er det eneste land ud over Danmark som opererer med en defineret baseline, hvilket forhindrer en detaljeret sammenstilling. I Tyskland og Nederlandene har man vurderet baseline i processen med at vurdere effekter af indsatser og fremtidig vandkvalitet, men ingen af disse lande anvender det som en del af et beslutningsværktøj i vandområdeplaner.

Tabel 6-8 Opsummering af forhold vedrørende baseline for nabolandene.

Baseline	DK	DE	PL	SE	NL
Har en baseline været anvendt ved opgørelse af indsatsbehov under RBMP?	✓	✓(Nordsø, Weser) Ikke anvendt (Østersøen)	ikke anvendt	✓	ikke anvendt
Hvor mange elementer er inkluderet i basisberegningen?	10*	Antal elementer ikke tilgængelig	<i>Ikke relevant</i>	ikke tilgængeligt	<i>Ikke relevant</i>
Hvad er den samlede kvælstofreduktion beregnet fra basislinjen til 2021? (Ton N år ⁻¹)	400*	Ikke tilgængelig	<i>Ikke relevant</i>	1300 (alle marine områder) 420 Sydlige Østersø 490 Kattegat/Skagerrak	<i>Ikke relevant</i>

*Data leveret af MST.

²¹⁹ Harezlac, V. & E. Meijers, 2014. WFD Explorer; an interactive water quality tool. Deltares, Delft, Report 1000006-002-ZWS-0051, 31 pp.

7 Sammenfatning

Dette kapitel sammenfatter de overordnede forskelle mellem de undersøgte EU medlemslandene, som nabotjekket har afklaret. Det er overordnede betragtninger. For specifikke sammenstillinger, henvises til sammenfatningerne sidst i besvarelsene for hvert spørgsmål. For Danmark, Tyskland, Polen og Nederlandene indgår alle nationale kystvande i analysen, mens der for Sverige kun indgår kystvande i 2 vandområdedistrikter med afstrømning til den svenske vestkyst og den sydlige del af kystvandene i Østersøoplandet. For Danmark og Nederlandene indgår hele det nationale område i afstrømningsoplandene til kystvandene. For Polen og Tyskland indgår i de nationale dele af afstrømningsoplandene til kystvandene hhv. i Østersøen og Nordsøen, se figur 3-1.

Overordnet har undersøgelsen vist, at der er stor forskel på de undersøgte EU medlemslandes udgangspunkt og fokus i implementeringen af vandrammedirektivet og udarbejdelse af vandområdeplaner. Danmark har de seneste tre årtier haft fokus på bekæmpelse af eutrofiering i kystvandene. Forud for indsatserne i vandområdeplanerne er der siden midten af 1980'erne gennemført flere vandmiljøplaner med indsats om reduktion af næringsstofudledninger fra forskellige kilder. En af de væsentligste kilder har været næringsstofudledningen fra punktkilder, herunder især byernes spildevand. Siden begyndelsen af 1990'erne er udledningen herfra reduceret betragteligt ved udbygning af renseanlæg med videregående næringsstoffjernelse. Som følge heraf er udledningen af fosfor og kvælstof fra husholdninger, industri og landbrug reduceret med mere end 80 % for fosfor og knapt 50 % for kvælstof. Undersøgelser bag de gældende vandområdeplaner viser, at der fortsat er behov for at reducere kvælstofudledningen for at sikre, at der kan opnås god økologisk tilstand i kystvandene. Næringsstofbelastningen med kvælstof fra diffuse kilder, hvoraf landbruget er den største, udgør i dag hovedparten af de danske tilførsler af næringsstoffer til kystvandene. Da hovedparten af kvælstoftilførslen stammer fra de dyrkede arealer, er der i vandområdeplanerne fokus på opgørelse af behov for reduktion af kvælstofbelastningen fra blandt andet landbrugskilder inden for oplandene til de individuelle kystvande.

Eutrofiering i kystvande og havområderne spiller og har også spillet en rolle i de andre lande. Siden 1980'erne har de andre lande tiltrådt OSPAR og HELCOMs

målsætninger om reduktion af næringsstofbelastninger til havområderne, og de fleste lande har gennemført foranstaltninger, især ved gennemførelse af EU's nitrat- og spildevandsdirektiver, som har ført til reduktion af næringsstofbelastningerne til havområderne. Behov for bekæmpelse af eutrofieringsproblemer i havområderne – inkl. kystvandene – er også identificeret i de andre landes vandområdeplanlægning. Indsatser i de andre lande er imidlertid primært rettet mod opfyldelse af miljømål i de ferske vandområder og grundvandsforekomster, hvor påvirkningerne faktisk sker. Reduktion af næringsstofbelastninger med henblik på at kunne opfylde miljømålene i kystvande og havområder forventes i væsentligt omfang at blive opnået som følge af indsatserne af hensyn til opfyldelse af miljømål i de ferske vandområder og grundvand. I det omfang der måtte være behov for yderligere reduktion af hensyn til kystvande og havområder er dette endnu ikke identificeret baseret på opgørelse af behov reduktion af næringsstofbelastninger for opfyldelse af miljømål i individuelle kystvandsområder, men generelt på behov for reduktion af næringsstofbelastningen, der som helhed bidrager til en beskyttelse af kyst- og havmiljø mod eutrofieringspåvirkning.

Analysens spørgsmål

Dette er reflekteret i svarene på spørgsmål, der blev stillet til de undersøgte lande som grundlag for nabotjekket, og valget af emner, som spørgsmålene relaterede til. Flere af de undersøgte lande har i deres vandområdeplaner mere fokuseret på at forvalte miljøpåvirkninger af ferske vandområder, med indsatser overfor næringsstofbelastninger fra de store flodsystemer, som udløber i deres respektive kystvande. Mål for reduktion af næringsstofbelastninger til kystvandene indgår i nationale strategier, hvori beskyttelse af kystvande og havområder indgår, men hvor der ikke er fokuseret på indsats i forhold til individuelle kystvandsområder, men i højere grad på en generel indsats mod beskyttelse af kyst- og havmiljø mod eutrofieringspåvirkning. For flere af spørgsmålene har det derfor vist sig svært og i visse tilfælde ikke muligt at opnå sammenlignelige svar. For eksempel er det kun Danmark og Sverige, der systematisk og kvantitativt arbejder med begrebet baseline. Centrale emner som målbelastninger og indsatsbehov vurderes også meget forskelligt. Flere af landene anvender målkoncentrationer i flodmundinger og kystvande for næringsstoffer i stedet for målbelastninger i tons. Indsatsbehov er som nævnt for de fleste lande ikke defineret for enkelte vandområder, men regionalt eller nationalt som målsætninger om at opfylde forpligtelser i internationale konventioner som OSPAR og HELCOM.

Kontekstspørgsmålene (A-D)

Besvarelser på kontekstspørgsmålene (A-D) viser at kun Danmark, Tyskland og Sverige har indre kystvande med karakter af fjorde og lukkede kystvande i et betydende omfang for vandområdeplanlægningen. Fjorde og lukkede kystvande har mindre vandudveksling med åbne havområder end åbne kystvande, og afstrømningen fra land derfor har større indflydelse på tilstanden i disse vandområder end i åbne kystvande. Det betyder, at stoffer, der tilføres fra land har længere opholdstid i lukkede vandområder, hvilket medfører højere koncentrationer end i åbne havområder. Når dette forhold tages i betragtning vil fjorde og lukkede kystvande også være mere følsomme over for en øget næringsstofbelastning fra land end mere åbne kystvande. Kyst- og overgangsvande i Polen og Nederlandene og til dels i Tyskland (kystvande i Nordsøen) er i langt højere grad end i Danmark præget af åbne kystvande med nogle få vandområder, hvor store flodsystemer løber ud i kystvandene, og hvor vandområderne omkring flodmundingerne er kategoriseret som overgangsvande, der ikke er sammenligneli-

ge med f.eks. danske fjorde. Disse store flodsystemer er den primære kilde til næringsstofbelastningen af kystvandene og forvaltningen af flodsystemerne spiller en væsentlig rolle i vandområdeplanerne og nationale reguleringer. Overordnet er der en stor forskel i variation af de karakteristika, som forskellige kystvande har i de enkelte lande. Polen og Nederlandene har eksempelvis få ensartede typer af kystvande, mens Sverige og Danmark og i mindre grad Tyskland i Østersøen har flere komplekse typer af kystvande blandt andet med forskellig grad af forbindelse til åbne vandområder. Danmark har således det største antal fjorde og lignende.

Typeinddeling af kyst- og overgangsvande

Alle de undersøgte lande har som Danmark gennemført en typeinddeling af deres kyst- og overgangsvande. Landenes valg af faktorer til inddeling af vandområdetyper afspejler den geografiske og hydrologiske variation af landenes kystvande og viser også her den største variation for de danske, svenske og tyske kystvande. Alle de undersøgte lande har deltaget i EU-interkalibreringen af biologiske referenceforhold og miljømål især med åbne vandområdetyper, som de har til fælles. Underkategorier af vandområdetyper, som medlemslandene har opstillet for indre kystvande, herunder fjorde og lukkede kystvande, er ikke indgået, da der er for store forskelle i vandområdenes karakter i de enkelte lande til, at de har kunnet danne grundlag for sammenligning.

Arealanvendelse

Samlet udgør landbrug mere end halvdelen af arealanvendelsen i alle lande med undtagelse af Sverige, hvor landbrug udgør en fjerdedel. I Danmark optager landbrug den største andel af de fem lande (77 %). Af landbrugsarealet har Danmark har også den højeste andel af omdriftsarealer (66 %), mens Nederlandene har 42 % af landbrugsarealet (28 % af Nederlandenes landareal) udlagt som græsland, hvilket er den højeste andel i undersøgelsesområdet, mod kun 1 % af landbrugsarealet i Danmark er udlagt som græsland.

Påvirkninger

Alle de undersøgte lande har identificeret en række forskellige typer af påvirkninger på vandområder som udfordringer, der kræver indsats under vandområdeplanernes indsatsprogrammer. Fælles for alle landene er, at der er udfordringer vedrørende næringsstoffbelastninger til kystvandene. Danmark, Tyskland, Nederlandene og Sverige vurderer generelt, at det forhøjede indhold af næringsstoffer i kystvande er en af de væsentligste årsager til, at der ikke er god økologisk tilstand i disse. Polen vurderer, at næringsstoffer er en signifikant påvirkning for en del af de polske kystvande. Men til forskel fra Danmark, hvor identifikation af disse påvirkninger indgår i vurderinger af behov for indsats i forhold til individuelle kystvande i vandområdeplanernes indsatsprogrammer, fokuserer især Tyskland, Nederlandene og Polens vandområdeplaner først og fremmest på indsatser i forhold til opfyldelse af miljømål for ferske overfladevande og grundvand. Dette skyldes blandt andet, at omfanget af behov for indsats i relation til de ferske vande og grundvand inden for store flodoplande er betydeligt.

Der foreligger i de undersøgte landes vandområdeplaner ikke konkrete beregninger af behov for reduktion af næringsstoffer for de individuelle kystvandområder, som grundlag for beslutninger om konkrete indsatser i vandområdeplanerne. Analysen omfatter heller ikke oplysninger om, hvilke konkrete indsatser de andre lande har gennemført og agter at gennemføre i relation til reduktion af næringsstofbelastningen til kystvandene, men oplysningerne i landerapporterne

peger på, at landene blandt andet ved at gennemføre indsatser under EU's spildevands- og nitratdirektiver og andre indsatser af hensyn til opfyldelse af miljømål i ferske vande og grundvand vurderer, at indsatsbehovet for kystvandene imødekommes herved. Endvidere indgår overvågning med målinger af blandt andet kvælstofkoncentrationer i flodudløb med henblik på at vurdere om fastsatte mål for kvælstofkoncentrationer i flodudløb, som skal sikre opfyldelse af miljømål i havområderne, opnås. De særskilte programmer gennemføres, blandt andet for at opfylde reduktionsmål for næringsstoffer i internationale aftaler om beskyttelse af havmiljøet f.eks. under OSPAR og HELCOM. Sverige har foretaget modelberegninger i relation til reduktionsbehov for forskellige kystvandsområder i den sydlige Østersø, men de er ikke udmøntet i konkrete indsatser. Nederlandene har foretaget beregninger, som viser, at koncentrationen på 2,8 mg N/l vil kunne opnås i flodmundinger, men også at opfyldelse af reduktionskrav i OSPARs Eutrofieringsstrategi er marginalt højere end reduktionskrav ifølge vandrammedirektivet.

Kvælstofbelastninger til kystvandene

En direkte sammenligning af nabolandenes næringsstofbelastninger til kystvandene giver ikke mening, da der er tale om meget store forskelle i størrelse af såvel kystvande og de oplande, der afvander dertil. Areal-specifikke belastninger og belastninger per indbygger kan dog sammenlignes. Når der ses på den samlede kvælstofbelastning af kystvandene har Danmark med en årlig arealbelastning på 13,2 kg N/ha (total areal) den højeste arealbelastning som er 25 – 40 % højere end belastningerne til kystvandene fra floder, der løber gennem Tyskland og Nederlandene og 2,5 gange højere end arealbelastningen fra Polen og Sverige. Generelt er det alt andet lige forventeligt, at lande med store afstrømningsoplande og lang transporttid til kystvande (Tyskland, Polen og Nederlandene) har en lavere gennemsnitsbelastning end lande med kort transporttid til kystvande som i Danmark. Nederlandenes arealbelastning er opgjort til 21,5 kg N/ha, men deri indgår også atmosfærisk deposition på kyst- og overgangsvande, og der er ikke taget hensyn til retention i ferskvandssystemer og heller ikke til opblanding med afstrømning fra hele oplandet til de nederlandske floder, hvor belastningen fra Nederlandene kun udgør 30 %. Arealbelastningen til kystvandene i Nederlandene er således kun ca. 9 kg N/ha når hele oplandet for floderne, der afstrømmer gennem Nederlandene, inddrages.

Kilder til kvælstofbelastning

Den største andel af kvælstofbelastningen i alle landene stammer fra diffuse kilder med den største andel i Danmark på 90 %, og den mindste andel i Nederlandene på 60 %. Landbrug udgør i alle lande den største kilde til diffus kvælstofbelastning, størst i Tyskland og lavest i Sverige. Danmark har med en kvælstofbelastning fra landbrug på 9,4 kg N/ha (se Tabel 4-11) tilsyneladende det største arealbidrag. Nederlandenes arealbidrag fra landbrug formodentlig på samme niveau, selvom det med 12,9 kg N/ha umiddelbart ser ud til at være større. Nederlandenes bidrag er imidlertid opgjort som udledning til overfladevand, hvor der ikke er taget hensyn til retention i ferskvandssystemerne (som kan være op til mere end 30 %), og hvor der også indgår bidrag fra naturlig baggrund, som i Danmark udgør 2,6 kg N/ha. Tysklands gennemsnitlige arealbidrag fra landbrug er lidt mindre end det danske. De mindste arealbidrag fra diffuse kilder findes i Polen og Sverige med hhv. 3,2 kg N/ha og 3,1 kg N/ha og med arealbidrag fra landbrug på hhv. 2,4 kg N/ha og 1,9 kg N/ha. Sammenholdes størrelsen af arealbidragene for kvælstof med kystvanden karakter i de

forskellige lande, som beskrevet i afsnit 4.2.4, indikerer det, at Danmark og Tyskland generelt kan have en større udfordring med hensyn til at opfylde miljømål i fjorde og lukkede kystvande end de øvrige lande har for deres indre kystvande, og at Sverige kan have udfordringer i fjorde og lukkede kystvande i bynære områder.

Fosforbelastning

Med undtagelse af Polen udgør fosforbelastning fra diffuse kilder den største andel af fosforbelastningen i alle landene med 60-70 % i Danmark, Sverige og Nederlandene og med 50 % for Tyskland. Nederlandene har det højeste diffuse arealbidrag på 1,17 kg P/ha, hvilket er 3-4,5 gange så stort som det danske, tyske og polske arealbidrag, mens det svenske arealbidrag på 0,06 kg P/ha kun er omkring en femtedel af disse landes bidrag. For punktkilder ligger belastningen per indbygger i alle landene på nogenlunde samme niveau – 0,14-0,17 kg P/indbygger bortset fra Sverige, som har gennemført vidtgående fosforrensning, og hvor belastningen pr. indbygger er halvt så stor. Som for kvælstof ses, at fosforudledning i spildevand fra byområder bidrager med den største relative andel af de samlede udledninger, hvor Nederlandenes og Polens bidrag er markant højere end de øvrige lande og hvor Sverige har det laveste bidrag per indbygger.

Nitratdirektivet

Danmark, Tyskland, Polen og Nederlandene har anvendt nitratdirektivets artikel 3.5, der giver mulighed for at gennemføre foranstaltninger på hele deres nationale område og er dermed fritaget fra at udpege specifikke nitratfølsomme områder, hvor foranstaltningerne er begrænset til. Sverige har som det eneste land i undersøgelsesområdet udpeget specifikke nitratfølsomme områder, som er beliggende i kystnære oplande. Det er kun i Danmark og Sverige, at eutrofiering af vandområder og især af kystvande specifikt har indgået som grundlag for indsatsen under nitratdirektivet. For Tyskland og Polen har det alene været hensynet til beskyttelse af grundvand og overfladevand, der bruges eller er beregnet til at blive brugt til indvinding af drikkevand, og for Nederlandene har det været en generel risiko for nitratforurening af grund- og overfladevand og eutrofiering af overfladevand, som har dannet grundlag for indsatsen.

Danmark og Sverige har siden slutningen af 1980'erne som grundlag for indsats under nitratdirektivet identificeret eutrofierede eller eutrofieringstruede vandområder på grundlag af en række kvalitetskrav, som for begge lande svarer til de krav, der med vandrammedirektivet er fastsat for opfyldelse af miljømålet om god tilstand. De øvrige lande har i deres vurderinger af behov for indsats under nitratdirektivet kun anvendt nitratdirektivets kriterier i relation til grundvand og overfladevand, der bruges eller er beregnet til at blive brugt til indvinding af drikkevand.

Danmark, Tyskland og Nederlandene har obligatoriske kvælstofnormer, som afhænger af forskellige faktorer, men alle sammen baseret på afgrødernes behov. Polen har vedtaget en regulering med udvikling af et handlingsprogram med henblik på at reducere forurening af vandområder med nitrater fra landbrugs-skilder i hele landet. Sverige har kun obligatoriske kvælstofnormer for husdyrgødning inden for nitratfølsomme områder.

Tidsmæssig forlængelse af fristen	Alle de undersøgte lande anvender en tidsmæssig forlængelse af fristen for opfyldelse af miljømålene indtil 2027 for stort set alle kyst og overgangsvande. Kun Danmark og Polen har et antal vandområder uden undtagelsesbestemmelse efter 2021 (for Danmark 42 % af vandområderne). Årsagerne til manglende målopfyldelse i 2021 er forskellige, men ofte er der tale om en kombination af årsager, hvor eutrofiering er en af disse. Kun Danmark anvender begrundelsen om uforholdsmæssigt store omkostninger for den tidsmæssige forlængelse, men hvor det for Danmark er den eneste form for begrundelse, så begrundes alle de andre lande også forlængelsen med teknisk gennemførlighed og naturlige forhold. Det skal bemærkes, at manglende opfyldelse af miljømål som følge af eutrofiering er én blandt flere årsager, der ligger til grund for længelserne af tidsfristerne. Polen og Sverige har for nogle få vandområder fastsat mindre strengt miljømål, begrundet i uforholdsmæssigt store omkostninger, for Sverige er der typisk tale om bynære kystvande, havne m.v., påvirket af både eutrofiering og miljøforurenende stoffer.
Spørgsmål I-H	Undersøgelsen har også illustreret, at der er stor forskel i kompleksitet, omfang og brug af modeller i implementeringsarbejdet for kystvande (spørgsmål I-H). Alle landene anvender stort set de samme parametre for de biologiske kvalitetselementer. Der er forskelle i detaljerne som for eksempel i de specifikke sammensætninger af indekser for flora og fauna. Klorofyl a er den parameter, som landene har størst fokus på. Parametrene bag bundvegetation varierer mest mellem landene. Nederlandene anvender eksempelvis ikke ålegræs som kvalitetselement til eutrofiering, men til at vurdere hydromorfologiske påvirkninger. I Sverige og Tyskland indgår både søgræsser og rodfæstet vegetation som parametre i indekser for bundvegetation.
Referenceværdier	Referenceværdier for de biologiske kvalitetselementer er fastlagt dels på baggrund af historiske værdier sammen med modelleringer og dels ved tilbageskrivning af eksisterende kendte relationer mellem abiotiske (fysisk-kemiske) forhold og parametre for kvalitetselementerne. Der er variationer i valget af parametre for de enkelte kvalitetselementer, som skyldes landespecifikke forhold, der ikke er mulige at harmonisere. Beregninger af referenceværdier og målfastsættelse og de resulterende værdier er ikke direkte sammenlignelige på grund af metodiske forskelle mellem landene, med undtagelse for klorofyl. I den udstrækning det har været muligt er elementerne interkalibreret landene imellem. På baggrund af landerapporternes oplysninger er der imidlertid usikkerhed om i hvilket omfang de interkalibrerede værdier har været anvendt på regionale niveauer i de forskellige lande. Når der for klorofyl under kvalitetselementet fytoplankton tages højde for forskellene i om der anvendes sommermiddel eller en 90 % percentil ligger målkonzentrationerne opdelt på åbne kystvande, mere lukkede kystvande og fjorde på ca. samme niveauer for Danmark, Tyskland, Sverige og Polen. For Øresund ligger målkonzentrationer i Sverige og Danmark på samme niveau 1,5-1,6 µg/l. For Vadehavet ligger målkonzentrationerne for Danmark og Tyskland på samme niveau. Generelt ligger målkonzentrationer for Nederlandene en del højere end de andre lande. Det skyldes en væsentlig højere ferskvandsindflydelse i Nederlandenes kystvande og dermed naturlig højere baggrundsbelastning med næ-

ringsstoffer fra blandt andet fra Rhinen/Meuse i forhold til den landbaserede baggrundsbelastning til de tyske og danske dele af Nordsøen. Det skal her bemærkes, at værdier for klorofyl i Nordsøen ikke umiddelbart kan sammenlignes med værdier for Østersøen, idet de vises som henholdsvis 90 % percentiler og gennemsnit for maj/juni – september. Denne forskel er vigtig ved en sammenligning, idet 90 % percentilen generelt i kystvande er 2 gange højere end gennemsnitsværdien.

For ålegræs har det ikke været muligt at udarbejde en tilsvarende sammenstilling på grund af kvalitetselementets karakter og egnethed som indikator i forskellige typer af kystvande, forskelle i datagrundlag og målfastsættelse i landene. Værdierne for det danske bundfaunaindeks kan ligeledes ikke sammenlignes med de andre lande. Værdierne er dog interkalibreret med andre lande, og de indgår i øvrigt ikke i fastlæggelsen af indsatsbehov for næringsstoffer.

Anvendelse af modeller i analyser

Vandrammedirektivet stiller ikke nogle krav til anvendelse af modeller i analyser og opgørelser af behov for indsats, men tillader blot at medlemslandene kan anvende modelleringsmetoder til sådanne vurderinger. Ikke desto mindre, er der i Guidance Document nr. 23 om eutrofiering understreget et behov for udvikling og harmonisering af modeller til vurdering af, eller forudsigelse af menneskeskabt og naturlig belastning til ferske og marine vandområder baseret på information om næringsstofkilder eller scenarier for sådanne kilder. I Nederlandene, Polen og Tyskland er kystmodeller dog kun brugt som supplement til at klarlægge problemstillinger og ikke brugt som beslutningsværktøjer. Nogle lande anvender kun simple regressionsmodeller, mens andre har udviklet regionale modeller. Det danske modelkompleks er det mest udbyggede, sammenhængende og i stand til at dække og levere estimater for de fleste vandområder. Sverige bruger nogle lineære kystmodeller, men det har ikke været muligt at opnå information om, hvor meget resultaterne heraf egentligt anvendes i vandområdeplaner. Det skal dog understreges, at modeller for ferske vande, herunder floder, ikke er vurderet i denne undersøgelse og betragtningerne ovenfor kun gælder modeller for kystvande.

Målsætninger og fastsættelse af reduktionsbehov

I forhold til specifikke målsætninger og fastsættelse af reduktionsbehov vedrørende næringsstofbidrag til kystvande, anvender alle de undersøgte lande, undtagen Danmark, koncentrationer af fosfor og kvælstof frem for belastningstal i tons pr. vandområde i deres vandplaner. Alle de undersøgte lande har beregnet et indsatsbehov for kvælstof for at opnå god tilstand. Generelt er der beregnet de procentvist mindste indsatsbehov for Sverige og Polen og de største for Tyskland, Danmark og Nederlandene (de grænseoverskridende flodoplande). Beregninger i Tyskland og Nederlandene er sket i relation til større mere åbne vandområder og der er ikke i denne vandområdeplan fastsat særskilt indsatsbehov for de tyske fjorde i Østersøen.

For at gøre de beregnede indsatsbehov sammenlignelige er der sammenstillet kvælstof målkoncentrationer for ferskvandsafstrømning til kystvande i landene. For Tyskland, Polen og Nederlandene ligger målkoncentrationerne på 2,5-2,8 mg N/l. For Sverige og Danmark er der ikke opgjort målkoncentrationer. Danmark har beregnet målbelastninger i tons kvælstof for de enkelte kystvandområder, hvilket skyldes at tilstanden i de enkelte vandområder er afhængig af nærings-

stofbelastningen og ikke af stofkoncentrationen i ferskvandstilstrømningen. Den nuværende gennemsnitskoncentration for den samlede ferkvandsafstrømning fra Danmark ligger jf. NOVANA rapporteringen fra 2017 på ca. 4,2-4,3 mg N/l.

Alle de undersøgte lande inddrager grænseoverskridende næringsstofbidrag i deres vandplaner, især bidrag via de store flodsystemer. For de fleste lande, på nær Danmark, er det dog uklart, i hvilken grad og hvordan eksterne tilførsler fra andre kystvande eller atmosfæriske depositioner er medtaget i beregningerne af indsatsbehov. Det skyldes delvist, at beskrivelser af de anvendte modeller for kystvande ikke er tilstrækkelig beskrevet i vandplanerne. Nederlandene er det eneste land, der ikke estimerer den eksisterende belastning i deres vandplaner, alle øvrige undersøgte lande laver estimerer baseret på observationer og modeldata i varierende grad og metode. Ikke alle de undersøgte lande opererer med begrebet baseline og kun Danmark og Sverige anvender begrebet i vandområdeplanerne.

Grænseoverskridende bidrag	I forhold til grænseoverskridende bidrag er det fælles for alle lande, at man forudsætter at øvrige lande opfylder deres målsætninger og indsatser, enten i vandrammedirektiv eller mål opsat af HELCOM og OSPAR for at nationale målopfyldelser vil kunne ske. Ingen af landene har endnu opfyldt målene for økologisk tilstand af kystvandene.
Opgørelse af eksisterende belastninger på kystvande	Alle lande baserer opgørelser af belastninger til kystvande på målinger i de vandløb, der udleder til kystvandene. For Polen, Nederlandene og Tyskland kommer de væsentligste tilførsler fra større floder, men Danmark og Sverige har flere tilførsler fra flere mindre vandløb. Derfor måles der i Danmark og Sverige i flere vandløb end de andre lande og desuden anvendes der i Danmark modelberegninger for de mindste afstrømningsoplande. Selvom der er for opgørelser af belastninger er en vis fælles metodetilgang inden for OSPAR og HELCOM, sker landenes opgørelse af de eksisterende belastninger ved forskellige metoder, der inkluderer normaliseringer af data med længere tidsserier, 5 årigt og årligt gennemsnit, ekstrapolation af data ved lineær regression m.v.
Baselinebelastning	Kun Danmark og Sverige anvender en fremskrivning (baseline) og Danmark har den mest omfattende opgørelse af baselineeffekter. Sverige fremskriver dog fx effekter af Baltic Sea Action Plan. I Tyskland og Nederlandene har man vurderet baseline i forbindelse med vurdering af effekter af indsatserne, men det fremgår ikke specifikt af landenes vandområdeplaner.

Bilag A Oversigt over spørgsmål og deres reference

Oversigt over spørgsmål og deres reference til EU landenes fælles forståelse af begrebsrammen for vurdering af eutrofiering og referencer til artikler i vandrammedirektivet og afsnit i CIS Guidance dokumenter

Spørgsmål	Reference
Kontekst	
a. Hvad bidrager særligt til næringsstofpåvirkningen af vandmiljøet, og hvor intensivt er landet udnyttet landbrugsmæssigt? Herunder kan der laves en overordnet analyse af arealanvendelsen (% landbrugsjord, skov, % natur, % indre fjorde etc.), der har fokus på udledningsregulering af alle belastende enheder, eksempelvis agerbrug, husdyrbrug og anden industri?	VRD Artikel 5, Bilag II, Afsnit 1.5 VRD Bilag II, Afsnit 1.1 og 1.2 CIS GD nr. 5, Chapter 3 CIS GD nr. 3, Annex 2, Section 1.4 og 1.5
b. Hvilke primære udfordringer skal vandområdeplanerne løse i de pågældende lande (planernes kontekst)? For hvilke påvirkninger gennemføres de væsentligste indsatser (ex. næringsstofudledning, vandkraft, kemiske stoffer, spildevand, vandindvinding etc.)	VRD Artikel 5, Bilag II, Afsnit 1.4 og 1.5 CIS GD nr. 3, Annex 2, Section 1.4 og 1.5
c. Hvordan opererer landene med målfastsættelse i henholdsvis vandrammedirektivet og nitratdirektivet?	VRD Artikel 4 og Bilag V Nitrat Dir. Artikel 3 og Bilag IA3 CIS GD nr. 23, Chapter 3
d. I hvilket omfang anvendes undtagelsesbestemmelser i forhold til kystvandene?	VRD Artikel 4.4 og 4.5 CIS GD nr. 20
Miljømål	
i. Hvilke metoder anvendes til at fastlægge referencetilstand for de biologiske kvalitetselementer og derudfra miljømål i kystvandene, dvs. kriterieværdier for god tilstand. Angiv referencetilstanden og miljømålet for de anvendte biologiske kvalitetselementer (gælder primært Kattegat, Flensborg Fjord, Øresund, Vadehavet og andre kystvande som er sammenlignelige med de danske)	WFD Annex II, Section 1.3 Kommissionens Afgørelse 2013/480/EU CIS GD nr. 5, Chapter 4 CIS GD nr. 14 (2008-2011 version) Section 2 og 3, og Annex III
j. Hvilke metoder anvendes til at fastlægge den højeste kvælstof- og fosforbelastning, der understøtter målopfyldelse i kystvandene (målbelastningen)? Såfremt der anvendes modelværktøjer beskrives de overordnede modelleringsprincipper. Angiv den fastlagte målbelastning (gælder primært Kattegat, Flensborg Fjord, Øresund, og andre kystvande som er sammenlignelige med de danske)).	VRD Bilag II Afsnit 1.5 CIS GD nr. 14 (2008-2011 version), Chapter 2 CIS GD nr. 23 Chapter 6
Indsatsbehov	
e. Opgøres der et konkret indsatsbehov i forhold til nedbringelse af næringsstofbelastningen, - og i givet fald: hvilken metode anvendes til opgørelse af indsatsbehovet.	Som spørgsmål j.
f. Tages der højde for næringsstoffer fra andre lande dvs. som ikke stammer fra det pågældende lands landbaserede udledning af næringsstoffer? Og i givet fald hvordan?	VRD Bilag V, Afsnit 1.3 (1.3.1)
g. Hvilke metoder anvendes til opgørelse af den eksisterende næringsstofbelastning (herunder brug af målinger mv)? Herunder særligt hvilket år-/årrække der lægges til grund for opgørelsen af den eksisterende belastning.	VRD Bilag II, Afsnit 1.5 og Bilag V, Afsnit 1.3 CIS GD nr. 3
h. Opgøres der en baseline-belastning (fremskrivning af kvælstofbelastning i 2021) og i givet fald hvordan – herunder særligt hvilke elementer der indregnes?	Som spørgsmål j.

Bilag B Modelbeskrivelser²²⁰

B.1 Modeloversigt for alle lande

Tabel 7-1 Oversigt over indlands og kystmodeller anvendt i implementeringen af vandrammedirektivet i de undersøgte lande. Modeller markeret med kursiv er anvendt til screeninger eller som supplerende hjælp men er ikke anvendt i vandområdeplanernes beslutningsprocesser.

Land	Indlandsmodeller	Kystmodeller	Mix modeller
DK	-SWAT	-Mekanistisk (Mike 3 HD +Ecolab) -Lokale modeller (Odense fjord, Roskilde fjord og Limfjorden -Østersøen -Nordsøen -Statistisk -Mekanistisk	
DE	-ERGMON	-MoRE -MONERIS	
PL	-SWAT - Model for N og P transport fra Polen til Østersøen	-Model for Østersø (Mike 3 HD +Ecolab)	
SE	-S-HYPE (SMHI) -The Hydrologiska Byråns Vattenbalansavdelning, Kvælstof og fosfor (HBV-NP)	-The SMHI WaterWeb (Vattenwebb, HOME) -The Technical Calculation System - Water (TBV)	-The Baltic Nest Decision Support System (DSS)
NL	-WFD-Explorer ²²¹ (Harezlac & Meijers 2014)	Delft3D-GEM model for Nordsøen	

²²⁰ Under Opdatering

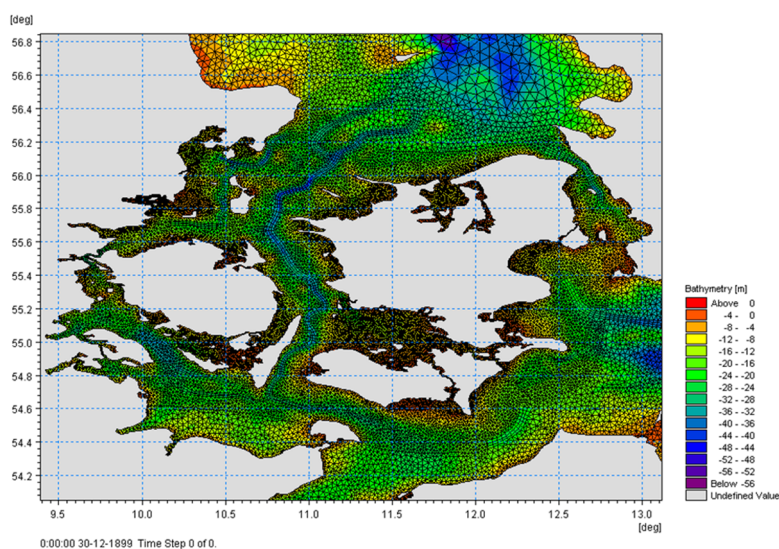
²²¹ Harezlac, V. & E. Meijers, 2014. WFD Explorer; an interactive water quality tool. Deltares, Delft, Report 1000006-002-ZWS-0051, 31 pp.

B.2 Danmark

B.2.1 Mekanistisk model

Marin model, reduktionsbehov og målbelastning.

Det mekanistiske modelkompleks er udviklet af DHI. Det består af fire fulde modeller, tre lokale modeller for Odense fjord, Roskilde fjord og Limfjorden, og en regional model for indre danske farvande (Østersø). Endelig blev der udviklet en model for Nordsøen som simulerer vandtransport og blanding af grænseoverskridende vandmasser i danske farvande. Denne model er nærmere en meta-analyse end en mekanistisk model da de mangler et biogeokemisk modul. De fem modeller er udviklet i MIKE platformen, som giver et 3D triangulært net (med fleksible dybdeintervaller (Figur 7-1).



Figur 7-1 Netdefinition af MIKE modellen for indre danske farvande.

For all five models, a full hydrodynamic model was developed (HD model). This kind of model set the physical frame, being able to simulate the water fluxes and transport along water bodies (incl. nutrient and sediment transport, wave action, salinity, temperature). The HD model is set with climatological data (precipitation, temperature, wind), as well as boundary conditions (e.g. fresh water discharge, salt-water inputs, specific sedimentary conditions, nutrient loading). Four out of the five models were equipped with an biogeochemical (bio) module as well, which has built in diverse dynamic processes involving key organisms. The built in bio module in the model included more than 50 variables (e.g. eelgrass, phytoplankton, macro algae, zooplankton, filter feeders, lugworm). These variables participate in processes and feedback mechanisms that affect the key indicators that are being evaluated (Figure).

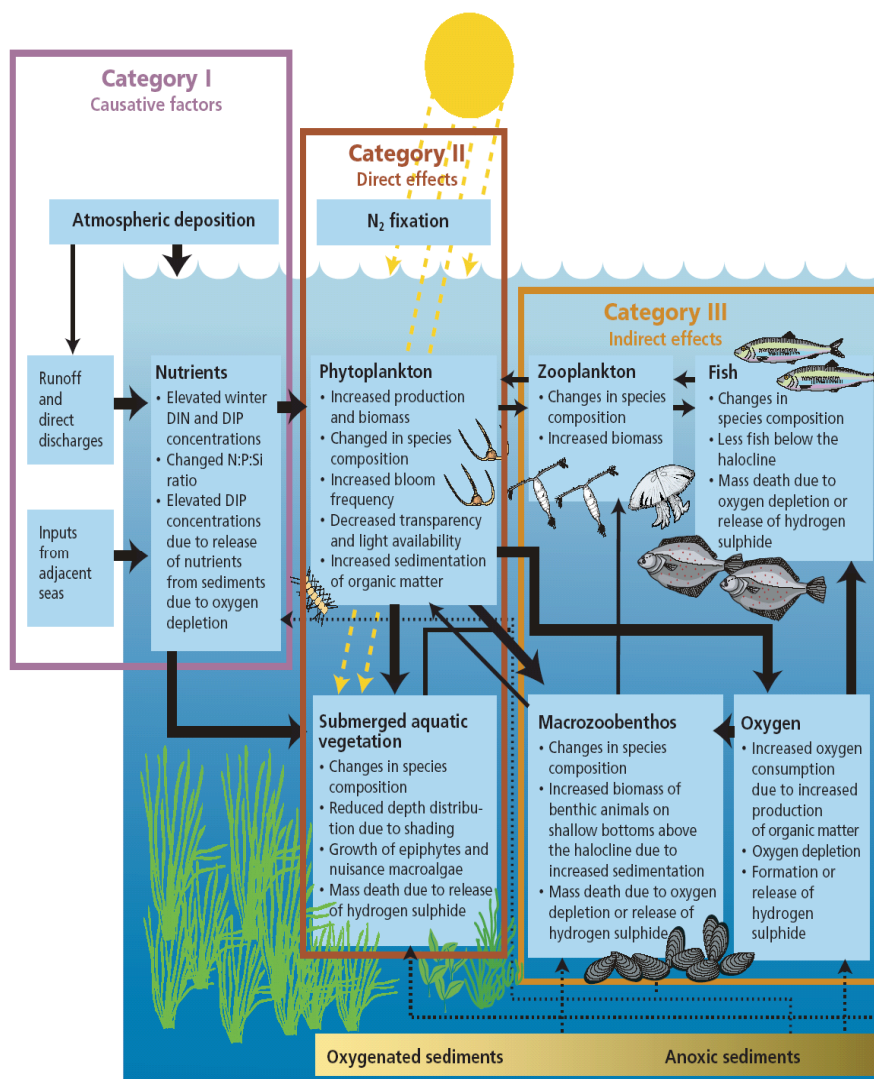


Figure A1-2 Conceptual diagram of the C, N and P cycles in the ecological model including pelagic part and benthic submerged plants (macro algae, rooted vegetation and microbenthic algae). In red the new connection of the implemented model.

Around 50 % of these processes describe water column conditions, whereas the other half describes seabed conditions.

In summary, the physics, water chemistry and biological parameters are all interrelated via a wide range of processes and feedback mechanisms. All equations describing the processes included in the model were previously developed, based on scientific knowledge, and calibrated for the specific water body and validated via expert evaluation of ecological processes (e.g. seasonal variations) and numerical validation using NOVANA data (TN, DIN, TP, DIP, chl. a and K_d). All mass balances in the model were calculated as units of nitrogen, phosphorus and carbon. The main differences between the three local models and the regional model were the sediment layer description (regional model have just one layer of sediment whereas the local models have two), and grid definition (less defined grid = bigger grid cells).

All models were run for a 10-year period 2002 to 2010, and further six different scenarios with varying nutrient loading were run (each scenario was simulated by feeding the model with a predefined N and P nutrient load reduction).

The effects of these reductions were evaluated primarily on the indicators Kd and Chl a and the needs for reduction were calculated accordingly.

For each water body included in the mechanistic models, a relation between Chlorophyll a concentrations and nitrogen load has been established. Here follows 2 examples of the relation.

Figure shows the calculated relation in the Northern Sound (the water body separating Denmark and Sweden). The Danish part of the total load is relatively small and consequently the effect from reducing the Danish load will be less.

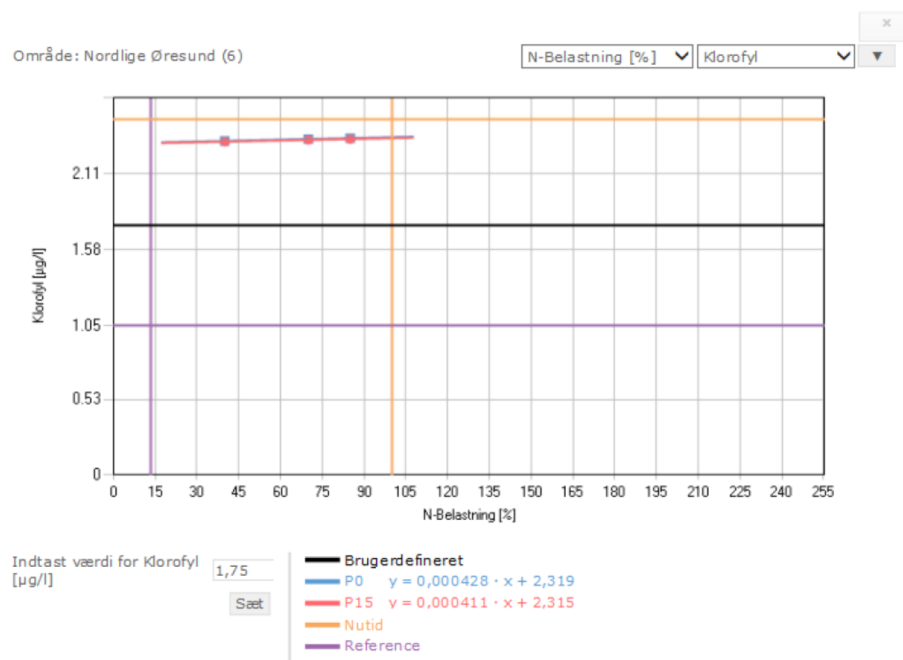


Figure A1-3 Relationship between Chlorophyll a concentration and nitrogen load in the Northern Sound. The present Chlorophyll a concentration and nitrogen load are shown in orange, and corresponding reference values in purple. Reduction simulations and trend lines are shown in blue for nitrogen loads alone and in red for nitrogen and phosphorus reductions.

Figure A1-3 shows another example from the inner part of Limfjorden. The nitrogen load is primarily Danish and a relatively high effect on Chlorophyll a concentration can be expected from nitrogen reductions.

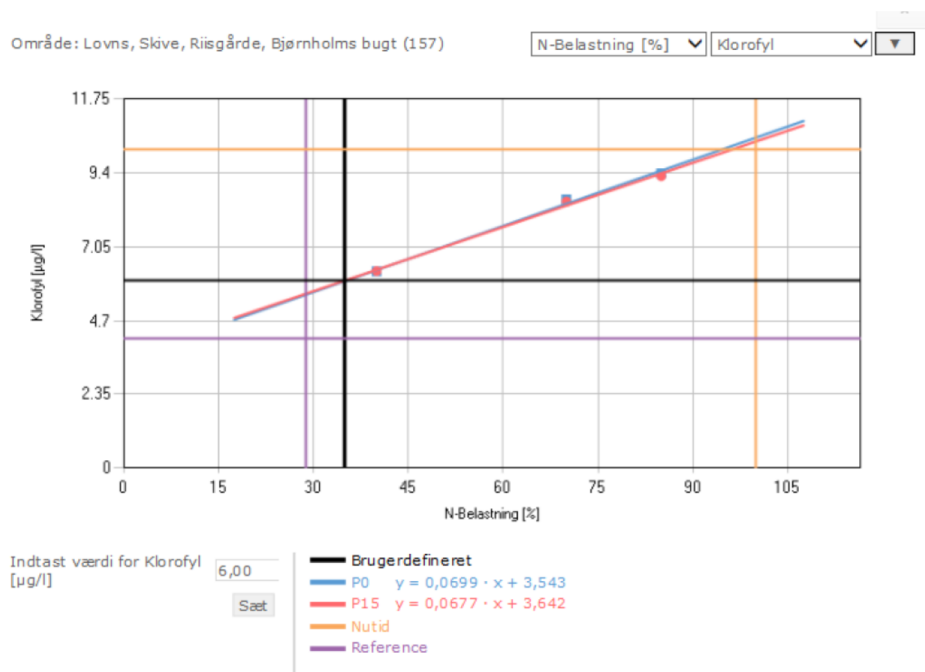


Figure A1-4 Relationship between Chlorophyll a concentration and nitrogen load in the inner part of Limfjorden. The present Chlorophyll a concentration and nitrogen load are shown in orange, and corresponding reference values in purple. Reduction simulations and trend lines are shown in blue for nitrogen loads alone and in red for nitrogen and phosphorus reductions.

Table A1-1 Scenarios run with the mechanistic model.

Relation	P load	N load A	N load B	N load C
A	Present	Present minus 15%	Present minus 30%	Present minus 60%
B	Present minus 10-20%	Present minus 15%	Present minus 30%	Present minus 60%

B.2.2 Statistic model²²²

Marine model, need for reductions and target load.

The statistical model was developed by the Danish centre for environment and energy (DCE, Aarhus University), and simulates the 4 indicators above (TN, TP, Chl.a and Kd) depending on 8 variables (stress variables):

- > Danish nitrogen and phosphorus runoff
- > Danish water discharge
- > Wind energy

²²² Erichsen A.C., Christensen J., Kaas, H., Larsen, T.C., Markager, S., Murray, C., Møhlenberg, F., Rasmussen E.K., Timmermann, K., 2015 b. På vej mod et godt havmiljø. Vand og Jord 10.

- > Sun/light irradiation
- > Salinity
- > Level of stratification
- > Surface water temperature

The empirical relations between the stress variables and the indicators were established based on a > 15 years monitoring data set from 29 monitored sites, representing 22 water bodies²²³ (NOVANA program, E.g. Hansen et al 2015, OSPAR). All data used in the model was normalized for the 20 years period modelled. The minimum need for nutrient reduction (Average total N reduction required) was calculated for each indicator and at each water body. The main principle of the statistical model is to select the range of variables that best describe a given indicator. The variables were tested against the indicators by introducing them to the model back in time 4, 8 and 12 months. All data sets are divided, so that some data is used for calibration and some for validation. The final model is the result of an iterative process based on a cross-validated multiple linear regression method (MLR) with continuous on-retention of the variable that causes the greatest explanatory power (lowest model error measured by Root Mean Square Error of Cross Validation, RMSECV).

The model results indicated five valid indicators. Chlorophyll a concentration, oxygen depletion, DIN, Nitrogen limitations and Kd. The needed nitrogen load reduction (%) was then calculated to move the five indicators inside the range of good water quality.

B.2.3 Meta data model^{224 225}

Marine model, need for reductions and target load.

The Meta analyses models are used primarily in water bodies where the data is not extensive enough to run STAT or MEK models. Model results from the most similar water body or bodies are extrapolated, and applied on the meta analysis water bodies allowing the calculation of N following the equation:

²²³ Hansen, J.W., 2016. Marine områder 2015. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 148 s. - Viden-skabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 208.

²²⁴ Erichsen A.C., Kaas, H., Timmerman, K., Markager, S., Christensen, A., Murray, C., 2014. Modeller for danske fjorde og kystnærehavområder del 1. Metode til bestemmelse af målbelastning: Dokumentation Aarhus Universitet, DCE-Nationalt Centre for miljø og energi. Rapport.

²²⁵ Erichsen A.C., Christensen J., Kaas, H., Larsen, T.C., Markager, S., Murray, C., Møhlenberg, F., Rasmussen E.K., Timmermann, K., 2015 . På vej mod et godt havmiljø. Vand og Jord 10.

$$\text{Required N reduction} = 100 \times \left(\frac{\text{Environmental Status-objectives}}{\text{Status}} \right) \times \left(\frac{1}{\text{Type-specific Changes on indicator x100} - \text{Changes on TN load x100}} \right)$$

The results of the 119 water bodies shows that the overall nutrient load threshold to reach good ecological status in 2021 in Denmark would be approx. 44,700 tons N, considering the foreseen increment load in some water bodies. Corresponding with a required reduction of 13.100 ton N year-1 towards 2021 (excluding foreseen increase load of water bodies). See Danish report Appendix 1.

The specific target loads and required nitrogen reduction to achieve good ecological status for the water districts of Denmark, are shown in the Danish report Appendix 1, table 2.

B.3 Sverige

B.3.1 The Hydrologiska Byråns Vattenbalansavdelning, Nitrogen and Phosphorus (HBV-NP)

Catchment area model, inland

This model is a dynamic mass-balance model, run at a daily time-step, including all sources in the catchment coupled to the water balance.

HBV-NP simulates nitrogen (N) and phosphorus (P) transport and transformation at the catchment scale (from 1 km² to > 1 000 000 km²). The objectives are usually to estimate transport, retention and source apportionment, to separate human impact from anthropogenic, and to evaluate climate and management scenarios. It is based on the hydrological HBV model, which gradually has been equipped with a N routine (Bergström et al. 1987, Brandt 1990, Arheimer and Wittgren 1994, Arheimer and Brandt, 1998). The P routine has recently been developed within VASTRA - the Swedish Water Management Research Programme.

When applying the model the river basin may be divided into several coupled subbasins, for which the calculations are made separately, and this gives the spatial distribution of the model results. The hydrological part (i.e. HBV-96) consists of routines for accumulation and melt of snow, accounting of soil moisture, lake routing and runoff response. HBV-NP is nowadays replaced by S-HYPE in most applications.

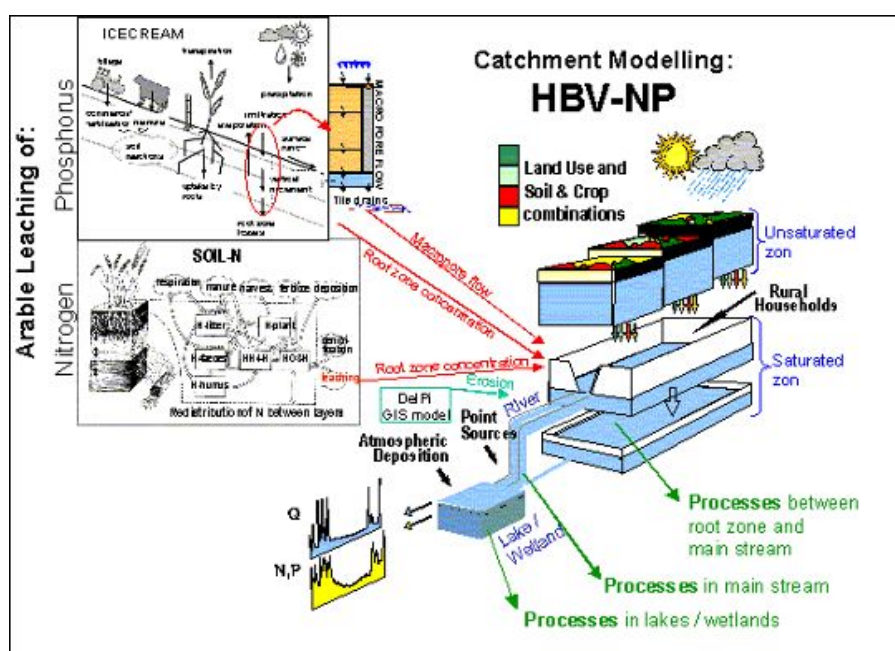


Figure 7.1. Schematic structure of one subbasin in the HBV-NP model concept, when it is coupled to the field-scale models SOILN and ICECREAM, and the GIS-based DelPi model **Error! Reference source not found..**

B.3.2 S-HYPE

Inland waters N/P dispersal model. Current load

HYPE is the Swedish national wide implementation of HYPE (Figure 7.2), which is a hydrological catchment model for integrated simulation of water flows and nutrients. It makes it possible to calculate water quality and other types of hydrological information in high geographic detail. The first set up of the HYPE model for the whole of Sweden, based on the division of the country into water bodies according to the EU Water Framework Directive, was developed in 2009. The division that existed in SVAR (Swedish Water Archive) consisted of 17 313 sub-basins, which covered the whole of Sweden and parts of Norway and Finland (mainly Trysilselva and Torne River).

The model simulates water flows and nutrients from precipitation through soil, rivers and lakes to the outlet of the water course. The drainage basin is divided into sub-basins and further into classes depending on land use, soil and altitude. The classes are not geographically explicit, but given as part of the sub-basin.

Unlike the older HBV-model, HYPE accounts for the flow of water through soil and the turnover of substances in different soil classes. The soil is also divided into layers of different thickness. The model parameters are connected to land use, e. g. evaporation or soil type, or are general for the entire drainage basin. The coupling of parameters to geographical information makes the model more suitable for calculations in drainage basins where observations are missing.

HYPE simulates nitrogen and phosphorus in the fractions inorganic and organic nitrogen, and soluble reactive and particulate phosphorus. The calculations are made with daily time steps for water volumes and concentrations, and the results can be given as averages over a period of time or in terms of transports and source distribution. The most important sources and sinks of N and P can be included in the model (e. g. fertilisation, atmospheric deposition, denitrification and plant uptake). Nutrients follow the same paths as the water. In water courses and lakes denitrification, mineralisation, primary production, sedimentation and resuspension are described. Storage and water level fluctuations of lakes are continuously calculated.²²⁶

The hydrological research unit at SMHI contributes continuously to develop S-HYPE both concerning the subbasin divisions (based on SVAR_2012), updates of inputs, improvements in process descriptions and calibration of the model. This means that the calculations in the current version (S-HYPE 2012) are made for approx. 37 000 subdivisions. The data on agricultural ground data are based upon SJV Blockdatabas. Other land use data are compiled from Corine Land Cover 2000.

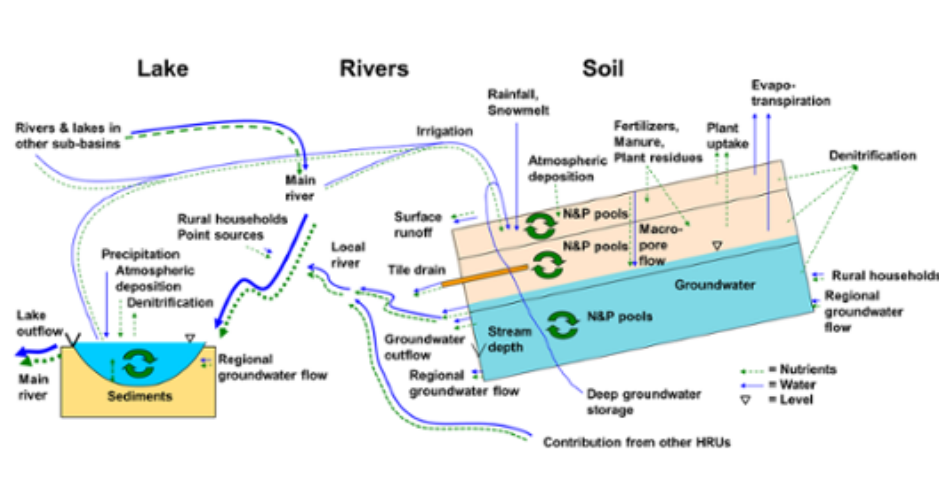


Figure 7.2 Schematic description of HYPE (SMHI). The model is continuously developed, and now includes improvement of precipitation intensity and its influence on erosion, and spatial variation in atmospheric deposition. From <https://www.smhi.se/en/research/research-departments/hydrology/hype-1.7994>.

B.3.3 The SMHI WaterWeb (Vattenwebb, HOME)²²⁷

Marine model, need for reductions and target load.

²²⁶ Lindström, G., Pers, C.P., Rosberg, R., Strömqvist, J., Arheimer, B. 2010. Development and test of the HYPE (Hydrological Predictions for the Environment) Model – A water quality model for different spatial scales. *Hydrology Research* 41.3-4:295-319.

²²⁷ <https://vattenwebb.smhi.se/>

This model includes open source observational data, the multi-scale atmospheric transport and chemistry model MATCH, the hydrological S-hype model (S-HYPE, hypeweb.smhi.se) and the Swedish Coastal zone Model (SCM). The results are mainly used in the implementation of the EU Water Framework in Sweden. The purpose of the model system is to be a dynamic tool for water quality assessments in fresh and marine waters and to support the implementation of EU water-related directives such as the WFD and MSFD. The results are also available for the general public.

Land use in Vattenwebb includes both anthropogenic (agricultural land, clear-cuts and urban areas) and natural (like forests and water). The original land use classes for Corine²²⁸ have been grouped in S-HYPE and include glaciers (Corine 3.3.5), agricultural land from the Swedish Agricultural Board, lakes from SVAR, wetlands (Corine 4.1.1, 4.2.1), mires (Corine 4.1.2), forest areas (Corine 3.1.1, 3.1.2, 3.1.3 and 3.2.4), urban areas (Corine class 1), and bare rock and thin soils (mainly Corine 3.3.2).

The SCM couples all the waterbodies along the Swedish coast. The main processes for describing the condition in each waterbody are the water exchange and the circulation/mixing. Many of the water bodies are affected by off-shore subbasins and, hence, the model description of the exchanges between the coastal zone and offshore environment are especially important. These exchanges are calibrated with help of observational stations at sea. In total, the SCM is utilizing data from 130 observational stations.

²²⁸ CLC, 2015. Corine Land Cover EU funded Project 2012, Institute of Geodesy and Cartography, Available from clc.gios.gov.pl [accessed: 20-05-2017]

Table 1 The coastal zone model is forced by data on weather conditions, river discharge, and the off-shore boundary conditions. It also includes atmospheric deposition of nitrogen and phosphorus and point sources.

Type	Data	Temporal resolution	Data source
GIS	Hypsographs		SVAR (SMHI)
GIS	Sund area		SVAR (SMHI)
GIS	Sund depth		SVAR (SMHI)
Climatological	Temperature, wind speed, relative humidity, cloudiness	3 hours	SMHI database
Discharge	Water flow, transport and concentration of N & P	24 hours	S-HYPE
N & P sources	Point sources	Annual mean	SMED
N & P sources	Atmospheric deposition	Monthly mean	MATCH-modellen (SMHI)
Ocean	Profiles of all modelling parameters	daily	Observations

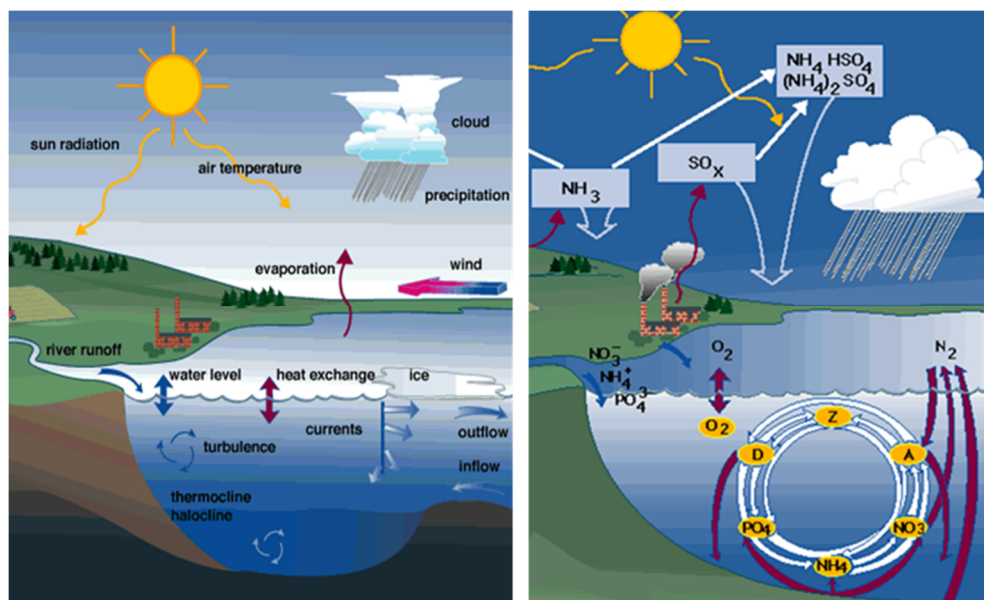


Figure 7.3 The processes of the coastal zone model

B.3.4 The Baltic Nest Decision Support System (DSS)

This model is made to understand the processes that have caused the observed drastic changes in eutrophication and food webs, and to evaluate effects of various management decisions for the future of the Baltic Sea. This is accomplished by modelling the biogeochemical cycles of organic matter and nutrients and the food web, and investigating how these are altered in relation to eutrophication and fisheries. Nest also includes a model describing how human activities in the drainage basin will influence nutrient loads, as well as cost estimates for various abatement measures.

The main target audience for the Nest Decision Support System (DSS) is decision makers in the Baltic Sea region, i.e. primarily HELCOM and water directors. Nest has played an instrumental role in identifying the needed nutrient reductions (MAI of nutrients) to achieve good environmental status as defined by international decision makers in HELCOM.

Using the Nest Decision Support System, the Swedish branch of Baltic Nest developed the "Country-wise nutrient reduction targets", which was adopted by HELCOM in the Baltic Sea Action Plan.

The Nest decision support system, with its models and databases, is available online, free of charge and can be run in both an expert mode and a manager mode.^{229 230} This dual modality is aimed at both researchers and managers. The goal is that the model is used as a tool in management of the Baltic Sea, but at the same time, underlying assumption and model parameters are presented in a transparent way for scientists to evaluate.

B.3.5 The Technical Calculation System - Water (TBV)

Calculation system handling multi parameters (modelled and monitored). Current load

This tool used to calculate of the nitrogen and phosphorus load in the sea, and the distribution of N and P sources. The model system is developed by the SMED consortium (IVL, SCB, SLU, SMHI) and has been used e.g. for the calculations to HELCOM PLC6. The data on current loads presented in TBV (and by SwAM) is hence per HELCOM basin rather than by water district.

The model incorporates data from a number of data sources, and is coupled to the models shown in Figure 3.3:

Data from point sources comes from the Swedish Portal for Environmental Reporting (SMP), which is a register covering all activities that has permission to environmentally hazardous activities according to the Environmental Code and is updated continuously by the county administrations.

²²⁹ Wulff F., Sokolov A. and Savchuk O., 2013. Nest – A Decision Support System for Management of the Baltic Sea. A User Manual. Baltic Nest Institute, Stockholm University Baltic Sea Centre, Technical Report no. 10. 2013. ISBN: 978-91-86655-09-9.

²³⁰ <http://www.balticnest.org/nest>

Atmospheric deposition is calculated by the MATCH model, which is a three-dimensional, Eulerian model developed at SMHI, describing emissions, advection, turbulent mixing and dry and wet deposition. MATCH is used for Air Quality assessment in Sweden and the Baltic Sea region using a set-up combining the MATCH model calculations and monitoring data from Sweden and the neighbouring countries. It is used in a range of applications from urban scale studies on ca. 5km, or higher, resolution to regional/continental scale studies on acidifying/eutrophying deposition and photochemistry.

The hydrological catchment model HYPE/S-HYPE simulates water flow and substances on their way from precipitation through soil, river and lakes to the river outlet (see above).

NLeCCS (Nutrient Leaching Coefficient Calculation System) is a modelling system for calculation of leaching of both nitrogen and phosphorus from Swedish arable land. NLeCCS comprises the SOILNDB (nitrogen leaching) and ICECREAMDB (phosphorus leaching) models

SOILNDB is a simulation model for calculating nitrogen leaching from arable land to surface waters. The model can also be used to study the effects on nitrogen leaching from land use changes or changes in production conditions in agriculture.

ICECREAM is a simulation model for predicting phosphorus leaching from arable land. ICECREAM is based on the CREAMS model developed in the U.S. and further developed in Finland and Sweden. ICECREAM estimates the losses of particulate and soluble phosphorus in surface run-off and drainage pipes for individual fields and with daily resolution. For large scale applications, the ICECREAMDB model is used, which can be described as a shell around ICECREAM to deal with input, results and manage model runs.

B.4 Polen

B.4.1 SWAT

Inland waters N/P dispersal model. Current load

Details about the model can be found at: <http://swat.tamu.edu/>

B.4.2 Model on N and P transport from Poland to the Baltic Sea

This section is based on the supplementary report to the National programme for the protection of marine waters²³¹, entitled "Report regarding the estimation

²³¹ KPOWM, 2016. Krajowy Program Ochrony Wód Morskich (National programme for the protection of marine waters)

of phosphorus and nitrogen loads from the inland sources, and regarding measures aimed at the reduction of nutrients load²³².

Current load

The first step in the preparation of model was calculating of current loads to the Baltic Sea. The load was based on loads reported to the HELCOM in 1994-2012 period (Table 1-15) (data for 2013-2014 were not verified when model was being prepared). For the analysed period a linear trend was calculated for yearly loads of N and P and subsequently based on this trend the load for 2012 was calculated and adopted as the reference status for further analyses (**163 786 tN/y and 9 886 tP/y**).

Target load

The target load of N and P is based on targets set for Poland by the HELCOM in relation to the average load in the 1997-2003 period:

- > reference loads for 1997-2003: 193 476 tN/y and 12 325 tP/y,
- > required reductions: 43 610 tN/y and 7 480 tP/y,
- > target loads: 149 866 tN/y and 4 845 tP/y.

In relation to the current load (reference status for modelling) the expected reductions are:

- > $163\,786 - 149\,866 = 13\,920$ tN/y,
- > $9\,886 - 4\,845 = 5\,041$ tP/y.

Hydraulic model

Model divides the Baltic Sea catchment area in Poland into 135 subbasins in accordance to the method used for the reporting of loads to HELCOM PLC-6. The model is of static character and is based on a long term average flow rate measured in outflows from all subbasins in the 1977-2009 period.

It was assumed that a part of loads of nutrients (specific types of sources) depend on the water yield per subbasin area. Therefore, for each subbasin a water yield from this subbasin was calculated as well as the yield from all subbasins upstream.

Transport of nitrogen and phosphorus

The model includes following components of the nutrients balance:

- > Background load

Calculated basing on the measured concentrations and streamflow in forests and permanently uncultivated land. The calculated load does not take into account

²³² Report prepared for the National Water Management Authority with the financial contribution of the National Fund for Environmental Protection and Water Management

the retention of nitrogen but does include indirectly the load from total deposition to the basin. The load was calculated as a product of 1) concentration of N, 2) water yield in subbasin per km² and 3) total areal in subbasin classified as forests and semi-natural areas (according to the CORINE 2006 classification). Average concentration of nitrogen was assigned to areas of 3 classes of the soil permeability (0,31 mg N/l, 0,75 mg N/l and 1,09 mg N/l for soils of high, medium and low permeability respectively).

In case of the phosphorus, the method is the same but the concentration of P does not depend on the soil permeability and is constant (0,038 mgP/l).

> Atmospheric deposition to water

In addition to the background load the wet deposition of nitrogen and phosphorus to inland waters was calculated. The load is a product of the deposition measured in 2011 (per unit area) and the area of inland waters.

> Agriculture

Calculation of loads of nitrogen from agricultural areas (without the retention) was based on measured concentration of nitrates in soil water. The average concentration in each subbasin is multiplied by the average outflow of water from subbasin to obtain the rough estimation of nitrogen load at source. The same method is used for the phosphorus.

> Households not connected to the sanitation system

Calculation of loads of nitrogen and phosphorus (without retention) is based on the population not connected to the sanitation system in each subbasin. It was assumed that each person produces 4,4 kgN and 0,8 kgP per year and that 40% of nitrogen and 20% of phosphorus reach the water resources. The method does not take into account the outflow of water from subbasin and therefore, it is more appropriate for long term analyses rather than for periods with outflow much greater or less than the average.

> Storm water

The method of calculation of nutrients loads from storm water systems (excluding combined sewage systems) assumed that average concentrations at the outflow of storm water systems are 3 mgN/l and 0,3 mgP/l – basing on the literature review. The concentration was multiplied by the outflow from areas classified as urban fabric and industrial or commercial units (CORINE 2006 classification).

> Point sources

The load of nutrients from point sources was based mainly on the inventory prepared the Institute of Meteorology and Water Management for the HELCOM PLC-

6 report. The inventory included over 3200 point sources. For the purpose of KPOWM (2016)²³³ the database was updated and verified.

> Transboundary loads

Loads were adopted pursuant to the HELCOM-PLC6 inventory.

> Retention

There are two versions of model with different assumptions regarding the importance of retention of nutrients in river channels:

- > Version 1: negligible retention in rivers in comparison with the retention on the way from sources to river channels.
- > Version 2: significant retention in rivers.

In both cases the retention is calculated using the method described by Behrendt and Opitz (2000)²³⁴ and is based on 1) total area of the river basin, 2) percentage of the area of the basin occupied by surface water and 3) runoff. Versions differ in the set of constant retention factors used prior to the application of the Behrendt and Opitz method (arbitrary retention factors – ARF) (Table 7-1).

Table 7-1 Arbitrary retention factors (ARF) for the N and P transport used prior to the application of retention factors based on the Behrendt and Opitz (2000) method

Sources of pollution*	ARF for version 1		ARF for version 2	
	N	P	N	P
Households not connected to the sanitation system	0,5	0,25	0,5	0,5
Agriculture	0,732	0,37	1	0,75
Storm water systems	1	0,9	0,9	0,9
Transboundary	1	1	0,5	0,5

* For all sources missing in the table the ARF=1

After the application of initial (arbitrary) retention factors and factors based on the Behrendt and Opitz (2000) method the remaining difference between calculated loads of nutrients and the load used as a reference value (163 786 tN/y and 9 886 tP/y) was assumed as a retention in river channels and appropriate river retention factors were applied. The combination of three types of retention factors allowed for the calculation of the total retention factor for each type of sources of the nutrients load (Table 7-2):

²³³ KPOWM, 2016. Krajowy Program Ochrony Wód Morskich (National programme for the protection of marine waters)

²³⁴ Behrendt H., Opitz D., 2000. Retention of nutrients in river systems: dependence on specific runoff and hydraulic load. J. Garnier & J.-M. Mouchel (eds), Man and River Systems. Hydrobiologia 410: 111–122.

Table 7-2 Total retention factors for each type of sources of the nutrients load

Sources of pollution	Retention - version 1		Retention - version 2	
	N	P	N	P
Background	0,67	0,61	0,59	0,46
Wet deposition to water	1	1	0,88	0,76
Households not connected to the sanitation system	0,29	0,12	0,25	0,18
Storm water	1	0,9	0,88	0,69
Agriculture	0,44	0,2	0,53	0,31
Municipal wastewater	1	1	0,88	0,76
Industrial wastewater	1	1	0,88	0,76
Fish farming	1	1	0,88	0,76
Transboundary	1	1	0,44	0,38
Total	0,54	0,36	0,54	0,36

B.4.3 Model for the Baltic Sea

Marine model, tool included in KPOWM, not in RBMP

This model is based on the supplementary report to the National programme for the protection of marine waters²³⁵ entitled "Methods and results of the mathematical modelling"²³⁶.

The spatial extent of model includes the whole B. Horizontal resolution is approximately 10 km in the whole domain and 2-3 km along Polish coastline. Vertical resolution (thickness of water layers) varies with the depth with maximum of 1 m for depths greater than 3 m.

²³⁵ KPOWM, 2016. Krajowy Program Ochrony Wód Morskich (National programme for the protection of marine waters).

²³⁶ Report prepared for the National Water Management Authority with the financial contribution of the National Fund for Environmental Protection and Water Management.

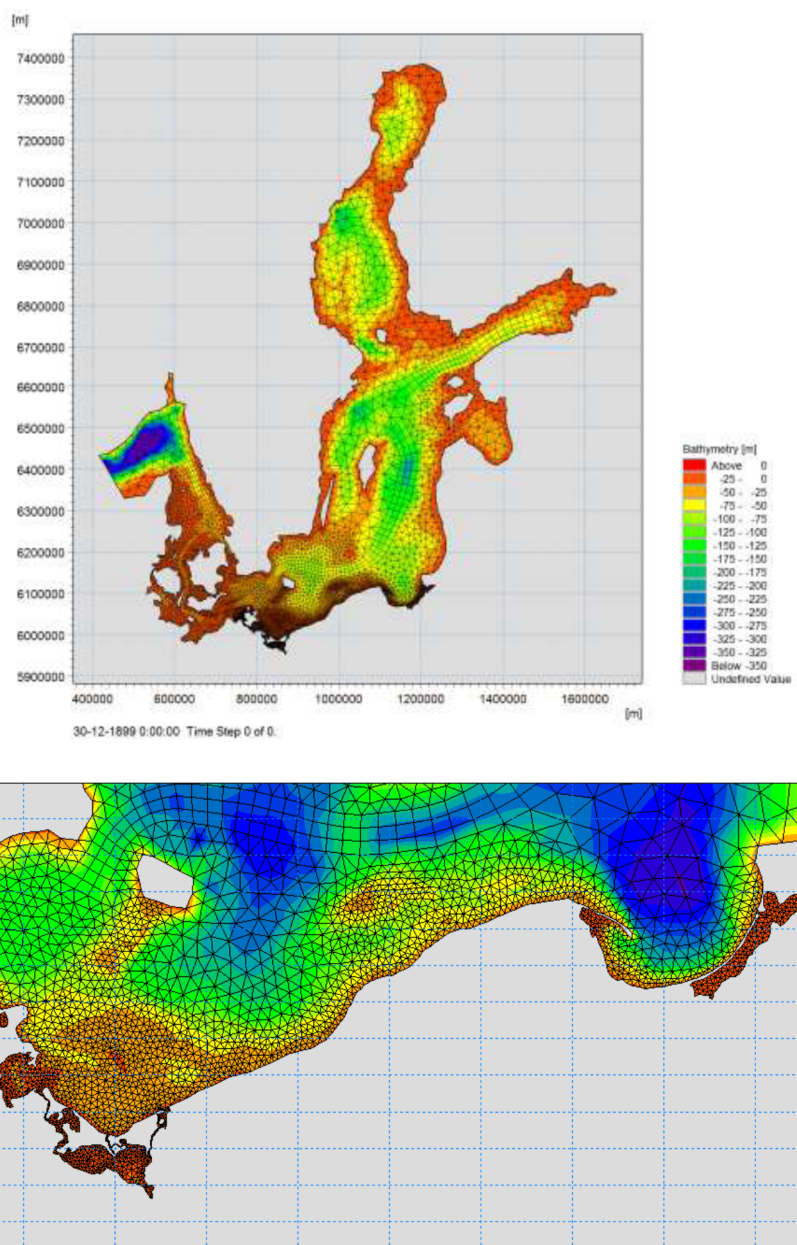


Figure 7-4 Spatial extent of the model, model mesh and bathymetry (top: the whole domain, bottom: dense cells covering Polish marine waters)

Model takes into consideration the exchange of water with the North Sea (water level, flow velocity, water temperature and salinity). Model is of deterministic type with physically based equations and it was prepared using the MIKE 3 software and following modules: MIKE 3 HD FM (for hydrodynamics), MIKE 3 AD (for advection and dispersion) and ECOLab (for water quality). Model includes a simulation of: sediments (sedimentation, resuspension, N, P and C cycle in sediments, microphytobenthos, seagrass, clams); N, P, C, Si and O cycle in water; primary production, grazing, exertion, respiration, mortality and mineralization processes. Light and nutrients are limiting factors for the phytoplankton. Model includes: 6 groups of algae (3 benthic) and 2 groups of zooplankton.

Main inputs to the model include:

- > bathymetry and coastline (source: Baltic Sea Bathymetry Database: <http://data.bshc.pro/#2/58.6/16.2>)
- > meteorological data (Rossby Centre Atmosphere model provided by the Swedish Meteorological and Hydrological Institute),
- > inflows (Coastal information system Oder estuary: <http://www.ikzm-oder.de> ; Swedish Meteorological and Hydrological Institute : Hydrologiska Byråns Vattenbalansavdelning - The HBV model),
- > initial and boundary conditions – hydrodynamics (Fehmarn Belt Fixed Link Hydrographic Services – FEHY: regional model),
- > water salinity and temperature (Baltic Environmental Database; Fehmarn Belt Fixed Link Hydrographic Services – FEHY: basing on Danish, German and Swedish institutions and the International Council for the Exploration of the Sea),
- > nutrients (Baltic Environmental Database; measurements of the Polish State Monitoring System),
- > vegetation (Polish State Monitoring System),
- > macrozoobenthos (Polish State Monitoring System),
- > birds: spatial distribution, feeding preferences, grazing etc. (literature; Natura 2000 monitoring),
- > seabed cover maps (Atlas of Polish marine area bottom habitats).

Model was run for the period from 1970 to 2006. Reasons for choosing such period are as follow:

- > Availability of input data, e.g. elevation of water table in boundaries, inflow of freshwater, meteorological conditions, observations for the calibration purposes (physical, chemical and biological parameters of water).
- > Includes the reference period (1997-2003) for reductions proposed in the Baltic Sea Action Plan.
- > Includes 5 “wet” years and 5 “dry” years in the 1997-2006 period.

Scenarios

All forecasts were based on meteorological and hydrological data for the 1997-2006 period. Loads of nutrients from rivers were the only dataset modified for each scenario. Effects of analysed scenarios were assessed basing on model outputs for the last two years of simulation. Analysed scenarios include:

> Reference scenario

Based on real data for the 1997-2006 period. Serves as a reference for the assessment of impact of nutrients reduction measures implemented in the past years and measures planned in the BSAP and in the Goteborg Protocol.

> 1) "Zero scenario"

Nutrients load is based on HELCOM 2013 data for the 2008-2010 period. Loads from Poland and from other countries were different than in the 1997-2003 period and the difference was reflected in the model inputs. It was assumed that this scenario shows the current status which was reported in the Initial assessment of the status of marine waters in the Polish zone of the Baltic Sea²³⁷. In this scenario neither Poland, nor any other country has implemented additional measures aimed at the reduction of nutrients load.

> 2) implementation of the BSAP in all countries but Poland

In this scenario all countries except Poland implement measures aimed at reductions defined in the BSAP²³⁸ and reduce emissions in accordance to the Gothenburg Protocol. No reductions were achieved in Poland and what is more, a 5% increase in the nutrients load from agriculture is simulated as an effect of increasing trend in the use of mineral fertilisers.

> 3) full implementation of the BSAP

In this scenario all countries implement measures aimed at reductions defined in the BSAP²³⁹ and reduce emissions in accordance to the Gothenburg Protocol.

Outputs from the model which are used to assess the effect of measures' implementation refer to following parameters: concentration of total nitrogen and total phosphorus (yearly average and average for months VI-IX), mineral nitrogen and phosphates (yearly average and average for months I-III), chlorophyll alpha and water transparency (yearly average and average for months VI-IX). Additionally the outputs included: biomass of zooplankton, concentration of oxygen and biomass of phytobenthos. Results referring to the concentration of nutrients are summarised below (

²³⁷ GIOS, 2014. Wstępna ocena stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego (Initial assessment of the status of marine waters in the Polish zone of the Baltic Sea). Available at: <http://www.kzgw.gov.pl/files/file/Wiadomosci/kpowm/kpowm.pdf>

²³⁸ HELCOM, 2013. HELCOM Copenhagen Ministerial Declaration, Taking Further Action to Implement the Baltic Sea Action Plan - Reaching Good Environmental Status for a healthy Baltic Sea. 3 October 2013, Copenhagen, Denmark. Available at: <http://www.helcom.fi/Documents/Ministerial2013/Ministerial%20declaration/2013%20Copenhagen%20Ministerial%20Declaration%20w%20cover.pdf>

²³⁹ HELCOM, 2013.

Table 7-3).

Table 7-3 Comparison of observed, target and simulated concentrations of nutrients in Polish marine waters

	Ba- sin	Environ- mental target	Average measured in			Sce- nario 1	Sce- nario 2	Sce- nario 3	Refer- ence sce- nario	Reducti- on [(scen1- scen3)/s cen1]
			2008- 2010	2000- 2006	2005- 2006					
Mineral N mg/I (months I-III)										
Eastern Baltic Proper	62	0.084	0.057	0.05	n/a	0.068	0.065	0.061	0.078	10.30%
Polish Coastal waters	38	0.133	0.071	0.142	n/a	0.081	0.079	0.072	0.1	11.10%
Bornholm Basin Polish	27	0.036	0.056	0.047	0.047	0.081	0.078	0.075	0.088	7.40%
Coastal waters	33	0.059	0.083	0.056	0.051	0.087	0.084	0.078	0.101	10.30%
Eastern Baltic Proper	36	0.035	0.034	0.043	0.043	0.061	0.058	0.055	0.068	9.80%
Offshore waters										
Gulf of Gdańsk Off- shore waters										
Bornholm Basin Off- shore waters										
Mineral N mg/I (yearly average)										
	62	0.014	0.023	0.02	n/a	0.031	0.03	0.028	0.035	9.70%
	38	0.025	0.141	0.037	n/a	0.031	0.03	0.029	0.039	6.50%
	27	0.021	0.015	0.017	0.012	0.029	0.028	0.027	0.032	6.90%
	33	0.028	0.04	0.022	0.027	0.04	0.039	0.037	0.047	7.50%
	36	0.017	0.022	0.043	0.043	0.025	0.023	0.022	0.028	12.00%
Total N mg/I (months VI-IX)										
	62	0.273	0.339	0.26	n/a	0.151	0.148	0.141	0.163	6.60%
	38	0.273	0.484	0.291	n/a	0.235	0.235	0.216	0.263	8.10%
	27	0.294	0.292	0.231	0.307	0.075	0.073	0.07	0.081	6.70%
	33	0.294	0.379	0.292	0.329	0.158	0.157	0.147	0.174	7.00%
	36	0.294	0.283	n/a	n/a	0.09	0.087	0.083	0.097	7.80%
Total N mg/I (yearly average)										
	62	0.204	0.331	0.261	n/a	0.179	0.176	0.169	0.193	5.60%
	38	0.295	0.533	0.319	n/a	0.256	0.254	0.238	0.283	7.00%
	27	0.218	0.279	0.234	0.295	0.123	0.119	0.116	0.131	5.70%
	33	0.263	0.36	0.292	0.331	0.189	0.187	0.177	0.207	6.30%
	36	0.202	0.263	0.332	0.332	0.136	0.132	0.127	0.145	6.60%
Phosphates mgP/I (months I-III)										
	62	0.013	0.008	0.015	n/a	0.011	0.011	0.009	0.013	18.20%
	38	0.018	0.015	0.015	n/a	0.008	0.008	0.005	0.01	37.50%
	27	0.009	0.018	0.017	0.028	0.015	0.015	0.013	0.016	13.30%
	33	0.011	0.018	0.014	0.02	0.01	0.01	0.008	0.012	20.00%
	36	0.01	0.019	0.024	0.024	0.012	0.012	0.005	0.013	58.30%
Phosphates mgP/I (yearly average)										
	62	0.007	0.004	0.007	n/a	0.005	0.005	0.004	0.006	20.00%
	38	0.009	0.013	0.008	n/a	0.004	0.004	0.003	0.005	25.00%
	27	0.007	0.007	0.006	0.008	0.005	0.005	0.005	0.006	0.00%
	33	0.007	0.006	0.005	0.006	0.005	0.005	0.004	0.006	20.00%
	36	0.006	0.007	0.024	0.024	0.005	0.006	0.004	0.006	20.00%
Total P mg/I (months VI-IX)										
	62	0.028	0.01	0.022	n/a	0.015	0.015	0.012	0.016	20.00%
	38	0.035	0.037	0.024	n/a	0.022	0.022	0.016	0.025	27.30%
	27	0.029	0.02	0.016	0.019	0.005	0.005	0.005	0.006	0.00%
	33	0.028	0.025	0.019	0.022	0.014	0.014	0.01	0.015	28.60%
	36	0.028	0.022	n/a	n/a	0.008	0.008	0.006	0.008	25.00%
Total P mg/I (yearly average)										
	62	0.025	0.011	0.023	n/a	0.019	0.019	0.016	0.021	15.80%
	38	0.024	0.035	0.026	n/a	0.025	0.025	0.02	0.028	20.00%
	27	0.021	0.023	0.018	0.023	0.013	0.013	0.012	0.014	7.70%
	33	0.019	0.025	0.022	0.024	0.018	0.017	0.014	0.019	22.20%
	36	0.019	0.023	0.043	n/a	0.015	0.015	0.013	0.016	13.30%
Chl a µg/I (months VI-IX)										
	62	1.9	2.7	n/a	n/a	2.89	2.83	2.85	3.01	1.40%
	38	2.53	6.3	n/a	n/a	4.3	4.32	3.66	4.93	14.90%
	27	1.9	3.6	n/a	n/a	1.22	1.17	1.04	1.33	14.80%
	33	2.2	4.33	n/a	n/a	3.01	2.98	2.76	3.25	8.30%
	36	1.8	2.35	n/a	n/a	1.56	1.5	1.37	1.7	12.20%
Chl a µg/I (yearly average)										
	62	2.2	3.1	n/a	n/a	4.29	4.24	4.21	4.41	1.90%
	38	3.35	7.5	n/a	n/a	6.7	6.72	5.79	7.36	13.60%
	27	1.9	3.6	n/a	n/a	2.57	2.5	2.44	2.68	5.10%
	33	2.63	4.29	n/a	n/a	5.46	5.41	4.97	5.78	9.00%
	36	1.14	3.27	n/a	n/a	3.02	2.93	2.85	3.18	5.60%

B.5 Tyskland

B.5.1 MoRE (modelling of regionalized emissions)

River basin management model (Catchment model)

This model is used to perform nationwide regionalized modelling of substance emissions into surface waters.

User friendly river basin management system, based on the modelling concept MONERIS (modelling nutrient emissions into river systems) developed by the German Federal Environment agency (UBA).²⁴⁰

The model was implemented with point sources and areas of planning for the German regional use.

B.6 Nederlandene

B.6.1 WFD-Explorer²⁴¹

Exploratory model, not officially used in RBMP decisions.

The WFD Explorer is an analytical tool designed to support the implementation of the WFD, enabling the calculation of the effects of restoration and mitigation measures on the ecological and chemical quality of surface waters. Data from various sources (measurements and model data) were used to describe the emissions of nutrients by point and diffuse sources to WFD surface water bodies. Transboundary nutrient transport through Meuse and Rhine was also taken into account. Models and knowledge rules were used to estimate the effects of measures.^{242 243}

The model was based on land use (Corine Land Cover), and used nitrogen emissions from model estimates for agriculture (MITERRA-EUROPE), emission databases for point sources (E-PRTR), and estimates of atmospheric deposition (EMEP). Data for 2008 and several scenarios for emission reductions in the RBDs by 2015, in agriculture and point sources (WWTPs), were used in the calculations. In the scenario calculations, only the reductions in the four river basin districts were taken into account, no reductions were assumed for the other river basin districts around the North Sea.

²⁴⁰ Becker, A. & Venohr, M., 2014. Anwendung des Nährstoffbilanzierungsmodells MONERIS - Gesamtbericht zum Projekt. DHI WASY & IGB im Auftrag der FGG Elbe.

²⁴¹ Harezlac, V., E. Meijers, 2014. WFD Explorer; an interactive water quality tool. Deltares, Delft, Report 1000006-002-ZWS-0051, 31 pp.

²⁴² Van den Roovaart, J., E. Meijers, R. Smit, P. Cleij, F. Van Gaalen & S. Witteveen, 2012. Lande-lijke pilot KRW-Verkenner 2.0. Effecten van beleidsscenario's op de nutriëntenkwaliteit. Deltar-es, Delft, Report 1205716-000-ZWS-0011, 81 + annexes pp

²⁴³ Cleij, P., E. Meijers & R. Smit, 2014. Update Landelijk KRW-Verkenner Model: Resultaten van een aantal verbeteringen van het Landelijk KRW-Verkenner Model (LKM). Deltares, Delft, Report 1208780-000, 33 pp. + annexes

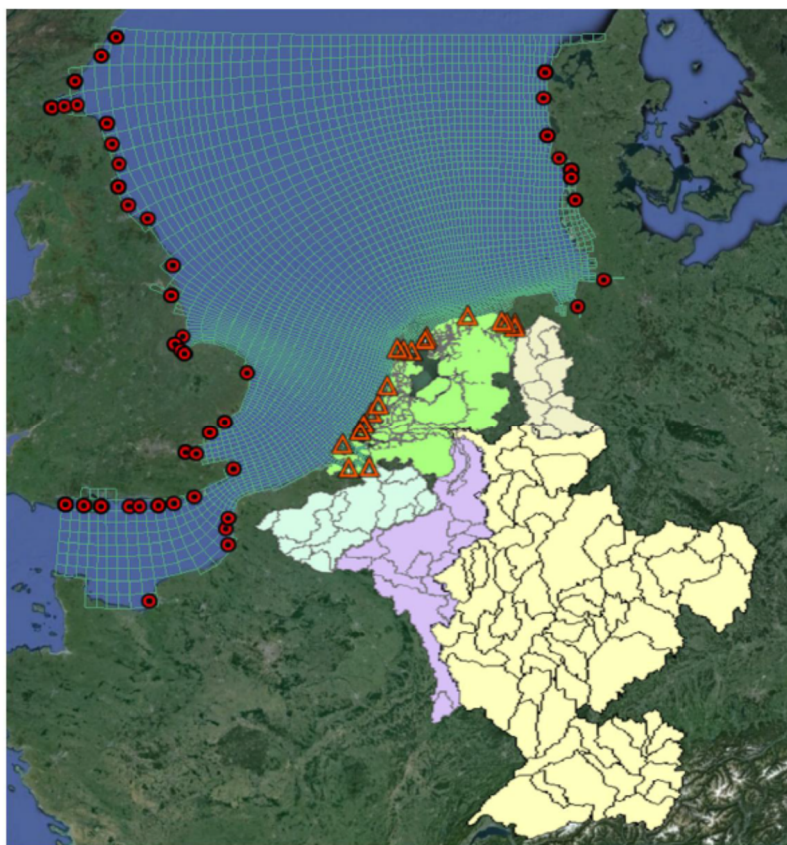


Figure 4.1 Overview of the basin-wide modelling tool composed of WFD Explorer applications for the RBDs Scheldt, Meuse, Rhine and Ems plus the North Sea model ZUNO3D-GEM. The red triangles represent the discharge points from all four Dutch river basins which are coupled to the WFD Explorer schematisations. The red circles represent the other cross-border discharge points (with measured nitrogen loads from the CEFAS database) that feed the North Sea model.

Note that this study had an explorative character, and the uncertainty in the model outcomes was large. One of the conclusions was that the availability and quality of data on emissions, natural retention and hydrology should be improved. In particular for the Rhine, the model results were relatively good, due to the higher availability of data.

This model was used to test various scenarios for the year 2027 (and one for the year 2021) combining different sets of measures were taken into account. This included measures defined in the RBMPs for 2016-2021 (hydromorphological measures with an impact on nutrient retention, technical improvements in WWTPs), measures in the framework on the 5th Nitrate Action Plan, and measures abroad that were expected to result in a reduction of the trans-boundary nutrient loads.

The results showed as well that for the main riverine discharges (Rhine and Meuse) the target concentrations of 2.8 mg/l would be achieved in each of the reduction scenarios. However, for more robust conclusions on the effects of the scenarios, improvements in the data are necessary.

B.6.2 Delft3D-GEM model for the North Sea

The following model was developed and used under a pilot project commissioned by the Ministry of Infrastructure and Environment. The model study was carried out on the optimization of nutrient reductions for riverine nutrient loads to the Dutch part of the North Sea.²⁴⁴ More specifically, the objective was to find the most cost-effective set of riverine load reductions to achieve the nitrogen thresholds in the Dutch part of the North Sea and in the transitional waters.

The overall required nutrient reduction was based on the “distance to target”, i.e. the difference between local targets and actual concentrations of nitrogen for each model grid point in the southern North Sea. The actual concentrations were calculated using the Delft3D-GEM model for the North Sea, an ecological model that describes nutrient concentrations and phytoplankton in the southern North Sea (Los *et al.* 2008, Blauw *et al.* 2009, Troost *et al.* 2014).²⁴⁵

The contribution of various sources to riverine nitrogen loads was based on actual data for the Netherlands (distinguishing atmospheric deposition, agriculture, WWTPS and industry) and a fixed distribution between agriculture, WWTPs and industry for the countries upstream in the river basin districts. The ecosystem model was used to track the fate and transport of nutrients throughout the North Sea using the results from an OSPAR study on transboundary nutrient transport (see §4.2 for details). The model calculated the required nitrogen load reductions to meet the targets. Costs of measures to reduce nutrient emissions were based on a limited literature review. An optimization tool was used to compute the most (cost) efficient reduction scenario (Los *et al.* 2014). The tool takes into account the various nutrient sources as well as the associated costs to reduce these emissions.

²⁴⁴ Los, F.J., T.A. Troost & J.K.L. Van Beek, 2014. Finding the optimal reduction to meet all targets—Applying Linear Programming with a nutrient tracer model of the North Sea. *Journal of Marine Systems* 131: 91-101.

²⁴⁵ Los, F.J., T.A. Troost & J.K.L. Van Beek, 2014.

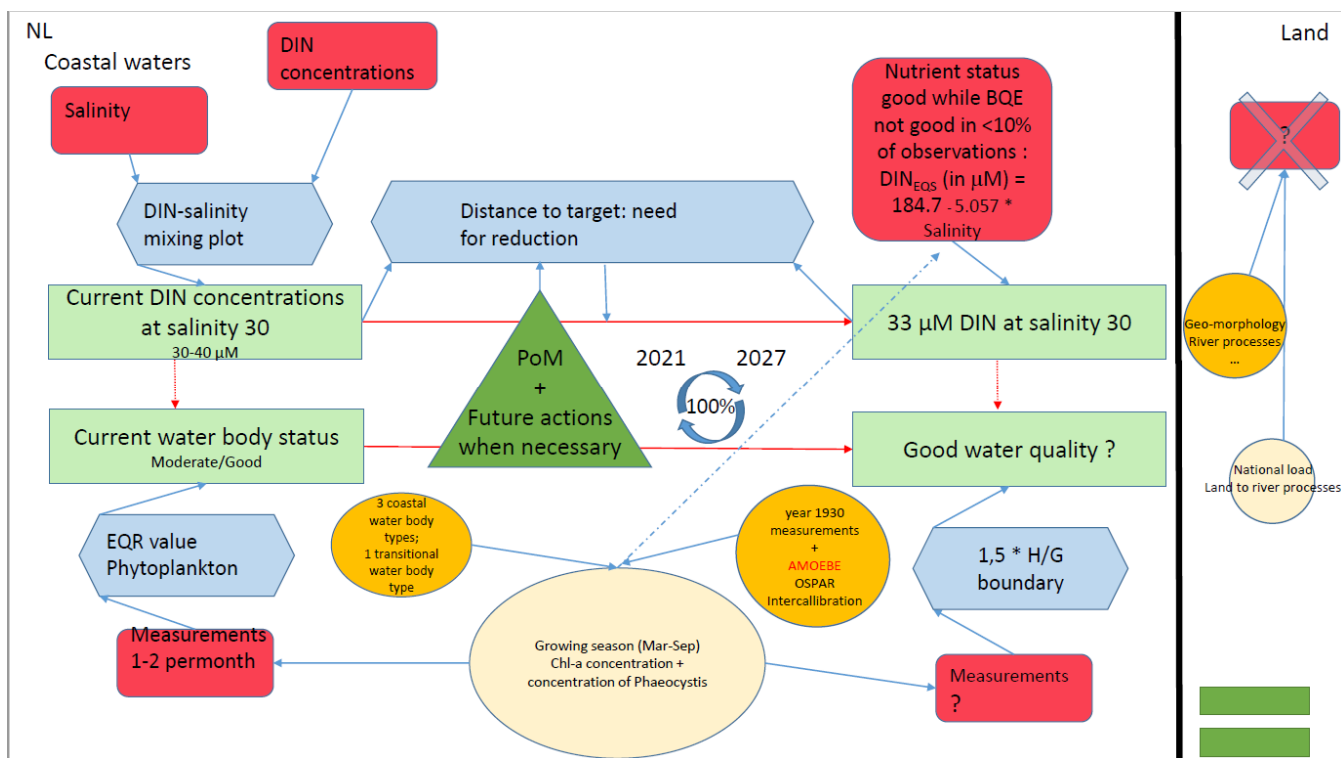


Figure 4.2 Nederlandene

Bilag C Interviewpersoner og landeekspert

Navn	Organisation
Nederlandene	
Gerrit Niebeek	Rijkswaterstaat (WVL)
Ronald van Dokkum	Rijkswaterstaat
Sandra van der Graaf	Rijkswaterstaat
Marcel van den Berg	Rijkswaterstaat
Hans Ruiter	Rijkswaterstaat
Diederik van der Molen -	Ministry of Infrastructure and Water Management (DGRW)
Sandra Mol	Ministry of Infrastructure and Water Management (DGRW)
Joost van den Roovaart	Deltates (landeekspert)
Tineke Troost	Deltares (landeekspert)
Theo Prins	Deltares (landeekspert)
Polen	
Roman Jaworski -	Chief Inspectorate for Environmental Protection:
Tomasz Zalewski,	Chief Inspectorate for Environmental Protection:
Przemysław Gruszecki,	National Water Management Authority:
Piotr Piórkowski,	National Water Management Authority:
Rafał Ulanczyk	Institute of Environmental Protection (landeekspert)
Silvia Horska-Schwarz	EPRD (landeekspert)
Sverige	
Jonas Svensson	Swedish Agency for Marine and Water Management (SWaM)
Philip Axe	Swedish Agency for Marine and Water Management (SWaM)
Mikael Gyllström	Northern Baltic Sea Water District
Helene Ejhed	IVL/SMED
Antonia Nystrom Sandman	Aquabiota (landeekspert)
Anna Nikolopoulos	Aquabiota (landeekspert)
Tyskland	
Mario Weber	Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie (LUNG) (Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt) - Mecklenburg-Vorpommern
Dr. Gregor Ollesch	Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft -Sachsen-Anhalt
Michael Trepel	Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung - Schleswig-Holstein
Joachim Voss	Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume -Schleswig-Holstein
Jürgen Knaack	Niedersachsen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz - Niedersachsen
Ulf Stein	Ecologic Institut (landeekspert)
Stephan Hannappel	Hydor (landeekspert)