

# SAMLAD ANALYS AV REGIONALA OCH NATIONELLA HAVSMILJÖDATA

HAVSMILJÖINSTITUTETS RAPPORT NR 2015:2

2015-05-05

PER MOKSNES  
ANDERS GRIMVALL  
JOHANNA ELAM

## HAVSMILJÖINSTITUTET

**Titel:**

Samlad analys av regionala och nationella havsmiljödata

**Författare:**

Per Moksnes, Havsmiljöinstitutet, enheten vid Göteborgs universitet  
Anders Grimvall, Havsmiljöinstitutet  
Johanna Elam, Havsmiljöinstitutet

2015-05-05

Havsmiljöinstitutets rapport nr 2015:2

**Kontaktuppgifter:**

Havsmiljöinstitutet  
Box 260, 405 30 Göteborg  
Telefon: 031-786 65 61  
e-post: [per.moksnes@havsmiljoinstitutet.se](mailto:per.moksnes@havsmiljoinstitutet.se)  
webb: [www.havsmiljoinstitutet.se](http://www.havsmiljoinstitutet.se)

## INLEDANDE SAMMANFATTNING

Svensk havsmiljöövervakning är idag splittrad mellan nationella och regionala övervakningsprogram, vilket försämrar tillgängligheten av data och möjlighet till analys av större havsområden. Införandet av havsmiljödirektivet har aktualiserat behovet av att utföra tillståndsbeskrivningar av större havsområden och att samordna analyser av data från olika miljöövervakningsprogram.

I denna studie undersöktes möjligheterna att utföra en samlad analys av regional och nationell havsmiljödata från datavärden SMHI, som stöd i utvecklingsarbetet av tillståndsbedömningar enligt havsmiljödirektivet. Specifika mål var att beskriva tillgänglighet, omfattning, och kvalitet på underlaget, undersöka hur olika metoder för rumslig aggregering påverkar statusklassning av större havsområden, samt hur analyser av stora datamängder kan rationaliseras med hjälp av programmerad mjukvara.

I studien utfördes statusklassningar och tidstrendsanalyser på 12 utvalda fysikalisk-kemiska miljövariabler i tre olika rumsskalor: station, vattentyp och havsregion. Dessa analyser utfördes för att kunna testa och jämföra olika metoder. De skall därför endast ses som ett arbetsmaterial för studien.

Studien visar att det finns brister i tillgänglighet och kvalitet i det undersökta underlaget, samt i provtagningsprogrammets utformning, men att dessa brister är snarlika i de regionala och nationella programmen. Skillnaden i datakvalitet utgör därför inte något avgörande hinder mot att samanalysera regionala och nationella data, och båda programmen bedömdes ha tillräckligt god datakvalitet för statusklassificeringar och trendanalyser för flertalet undersökta variabler.

Genom att använda all tillgänglig data hos datavärden och samanalysera regionala och nationella havsmiljödata skapades ett dataunderlag som vida överträffar underlaget för tidigare analyser. I jämförelse med det underlag som normalt analyseras och presenteras i den årligt utkommande Havet-rapporten (som ges ut av Havsmiljöinstitutet i samarbete med Havs- och vattenmyndigheten och Naturvårdsverket) ökade antalet stationer cirka 10 gånger, och antalet redovisade analyser ca 20 gånger. Detta samlade underlag gav en relativt god geografisk täckning av havsmiljödirektivets olika bedömningsområden för de flesta variabler och havsområden, i medeltal 6 stationer per vattentyp och 20 per havsregion.

Test av olika metoder för rumslig aggregering vid statusklassning visade inga större skillnader mellan olika typer av medelvärdesbildningar. Däremot gav "sämst-styr-metoder" tydligt lägre statusklassning, framför allt om metoderna används på liten geografisk skala då även informationen i resultaten minskar.

De utförda granskningarna visade att data från över en tredjedel av alla undersökta provtagningsstationer inte kunde användas för statusklassning och trendtester eftersom de inte uppfyllde bedömningskriteriernas krav. Detta beror troligen delvis på att studien inkluderade data också från program med andra mål än att utföra statusklassning. Den höga andelen tyder dock på att många övervakningsprogram inte till fullo följer undersökningstypen. Bakomliggande orsaker borde skyndsamt utredas så att miljöövervakningens resurser används på ett effektivt sätt, och så att behovet att öka underlaget för statusklassning kan tillgodoses.

Metoden att utföra alla statusklassningar och trendanalyser på tre rumsliga skalor i en hierarkisk struktur ökade transparensen i analysen och möjligheten att tolka resultaten på flera olika skalor. Den automatiserade analysen där all databearbetning kodades i beräkningsprogram visade sig utgöra en mycket effektiv metod för att utföra ett stort antal analyser på ett enhetligt, transparent och reproducerbart sätt, som lätt kan granskas och justeras. I studien utfördes och illustrerades över 1500 statusklassningar och 1300 tidstrendsanalyser, som med en ganska måttlig arbetsinsats skulle kunna göras tillgängliga i digital form. Beräkningarna kan dessutom snabbt göras om när nya data tillkommit och kvalitetsgranskats.

Resultaten visar att det idag är möjligt att samanalysera regionala och nationella havsmiljödata som finns tillgängligt hos datavärddar, och att detta underlag är användbart för tillståndsbedömning av stora havsområden, enligt exempelvis havsmiljödirektivet. Metoder som testades i studien skulle kunna utvecklas till att effektivisera och höja kvaliteten vid tillståndsbedömningar av svenska hav.

**Per Moksnes, Anders Grimvall och Johanna Elam, Havsmiljöinstitutet  
Göteborg, 30 januari 2015**

# INNEHÅLL

Inledande sammanfattning	3
1. Introduktion	7
1.1 Havsmiljöövervakningens organisation	7
1.2 Behovet av samordning	8
1.3 Nationella datavärddar gör havsmiljödata mer tillgängliga	9
1.4 Studiens syfte och avgränsning	9
2. Metoder	10
2.1 Geografisk indelning	10
2.2 Underlag	13
2.3 Statusbedömning	16
2.3.1 Bedömningskriterier för olika variabler	17
2.3.2 Jämförelse av olika regler för geografisk aggregering	21
2.4 Analyser av tidstrender med icke-parametriska Mann-Kendalltester	21
2.5 System för delvis automatiserade analyser	22
2.5.1 SAS	23
2.5.2 MATLAB	23
3. Resultat	24
3.1 Exkluderade data för statusbedömning	24
3.2 Statusklassningar och tidstrender	27
3.2.1 Temperatur och salthalt - tidstrender	27
3.2.2 Kväve	31
3.2.3 Fosfor	38
3.2.4 Växtplankton	44
3.2.5 Siktdjup	48
3.2.6 Syrebalans i bottenvatten	52
3.3 Geografisk täckning	55
3.4 Metoder för rumslig aggregering	56
4. Diskussion	58
4.1 Övergripande bedömningar	58
4.2 Tillgänglighet och kvalitet på data	59
4.2.1 Tillgänglighet	59
4.2.2 Kvalitet hos regionala data	60
4.2.3 Data som ej uppfyller kraven från bedömningskriterier	61

4.3 Tillståndsbedömning av större havsområden .....	62
4.3.1 Underlagets omfattning och rumsliga täckning .....	63
4.3.2 Underlagets representativitet .....	64
4.3.3 Analyser i en hierarkisk rumslig struktur.....	65
4.3.4 Metoder för rumslig aggregering av statusbedömningar .....	65
4.4 Jämförelse med andra analyser av svensk havsmiljö .....	66
4.4.1 Havsmiljöinstitutets tillståndsbedömning i Havet-rapporterna .....	66
4.4.2 Klassning av ekologisk status i VISS .....	69
4.5 Fördelar med en automatiserad miljöanalys .....	69
<b>6. Bilagor</b>	<b>71</b>
6.1. Kartor över bedömningsområden (3 sidor) .....	71
6.2. Kartor över provtagningsstationer (14 sidor) .....	71
6.3. Grafer över tidstrender (94 sidor) .....	71
6.4. Kartor med statusklassade stationer (25 sidor) .....	71
<b>Referenser</b>	<b>72</b>

# 1. INTRODUKTION

En väl fungerande övervakning och analys av havens tillstånd är en förutsättning för en effektiv och framgångsrik havsmiljöförvaltning. Detta innebär att insamlade havsmiljödata måste vara av hög kvalitet samt representativa och lätt tillgängliga för analys. Idag är dock svensk havsmiljöövervakning splittrad mellan nationella och regionala övervakningsprogram, vilket försämrar tillgängligheten av data och försvårar tillståndsbedömningar av större havsområden enligt havsmiljödirektivet.

I denna studie undersöks möjligheterna att utföra en samlad analys av regionala och nationella havsmiljödata. Vidare undersöks hur sättet att väga samman data kan påverka statusbedömningarna samt hur regelbundet återkommande analyser kan rationaliseras och göras mer tillförlitliga med hjälp av programmerade beräkningsrutiner. Studien är också ett led i en nödvändig granskning av kvalitén hos nationella och regionala havsmiljödata. Även om laboratorier är certifierade och interkalibreringar har utförts så förekommer det systematiska fel vid såväl provtagning och analys som hantering av data inom svensk havsmiljöövervakning (Elam och Grimvall 2013).

## 1.1 HAVSMILJÖÖVERVAKNINGENS ORGANISATION

Den marina miljöövervakning i Sverige sker idag på såväl nationell som regional och kommunal nivå. De olika övervakningsprogrammen har utformats med olika mål, och har olika ansvariga myndigheter och utförare. Det finns också en variation i datakvalitet och dokumentation som försvårar en samordnad hantering och analys av insamlade data.

Den statligt finansierade, nationella marina miljöövervakningen sker inom programområdet *Kust och hav* som sköts av Havs- och vattenmyndigheten och Naturvårdsverket. Övervakningsprogrammet har som mål att ge underlag för beskrivningar av storskalig påverkan på havsmiljön, främst med avseende på övergödning, miljögifter och biodiversitet.

En omfattande marin miljöövervakning sker även på regional och kommunal nivå och samordnas av länsstyrelserna. Denna övervakning syftar bland annat till att skapa underlag för regionala tillståndsbeskrivningar och åtgärder, samt uppföljning av regionala miljömål. Den utnyttjas också av Vattenmyndigheterna för att bedöma ekologisk och kemisk status i svenska kustområden vart sjätte år enligt Ramdirektivet för vatten (vattendirektivet). Den regionala havsmiljöövervakningen är mycket omfattande och innefattar 20 olika regionala program med hundratals provtagningsstationer som besöks regelbundet.

På lokal nivå bedrivs miljöövervakning även inom så kallade *recipient-kontrollprogram*, vilka har som mål att övervaka miljöförhållandena i påverkade områden. Vanligtvis administreras och finansieras dessa program av frivilliga vattenvårdsorganisationer bestående av kommuner och företag som släpper ut miljöstörande ämnen. Data från recipientkontrollen är värdefulla eftersom de beskriver tillståndet i påverkade områden, till skillnad från den nationella och regionala miljöövervakningen som främst övervakar miljötillståndet i så kallade referensområden som har liten eller måttlig lokal påverkan. För att få en rättvisande bild av miljötillståndet i ett havsområde behövs provtagning i båda typerna av områden. Bristande kvalitetskontroll och tillgänglighet försvårar dock användningen av data från *recipient-kontrollprogram* eftersom det i sådana program inte ställs samma krav på metoder och inrapportering av data till datavärddar som inom övrig miljöövervakning.

## 1.2 BEHOVET AV SAMORDNING

Även om flera nationella och regionala provtagningsprogram har samma utförare så analyseras och redovisas resultaten från de olika övervakningsprogrammen till största del separat. Data från den nationella övervakningen analyseras och redovisas i huvudsak i rapportserien *Havet-rapporten* som produceras av Havsmiljöinstitutet i samarbete med Havs- och vattenmyndigheten och Naturvårdsverket. Data från den regionala övervakningen redovisas främst i Vattenmyndighetens vatteninformations-system Sverige (VISS) på nätet, och uppdateras i huvudsak i samband med vattendirektivets 6-årscykler. Denna brist på samordning gör det svårt att samla alla svenska havsmiljödata för en gemensam analys av miljötillståndet i svenska havsområden.

I *Havet-rapporten* som har som mål att årligen beskriva miljötillståndet i alla svenska havsområden, utgörs underlaget nästan uteslutande av data från den nationella havsmiljöövervakningen. I en nyligen utförd analys av underlaget till den tillståndsbedömning som presenteras i rapporten konstaterades bland annat att den geografiska täckningen var alltför låg, framför allt i kustområden, att en betydande del av insamlade nationella miljödata inte ingick i bedömningen, samt att trend- och statusanalyser endast utfördes på en minoritet av redovisade data (Moksnes m.fl. 2013). Det finns därför ett stort behov av att inkludera mer data från såväl de nationella som regionala programmen i den årliga tillståndsbedömningen, samt att öka omfattningen av analyserna.

Bristen på samordning mellan olika övervakningsprogram gör det också svårt att möta de nya krav som havsmiljödirektivet ställer på underlag för att bedöma miljötillstånd över större havsområden. Havsmiljödirektivets svenska bedömningsområden sträcker sig från strandlinjen ut till den yttersta gränsen för svensk ekonomisk zon inom Nordsjön respektive Östersjön. Detta område



inkluderar både kust- och utsjöområden, vilka i huvudsak provtas i regionala respektive nationella övervakningsprogram.

Vid tillståndsbedömning har svenska havsområden delats upp i tre olika typer av bedömningsområden: (1) hela havsbassänger, (2) havsbassängers utsjövatten, och (3) kustvattentyper, bland annat på grund av den starka salthaltsgradienten runt Sveriges kuster (Havs- och vattenmyndigheten 2012, se Bilaga 1). Till skillnad från vattendirektivet som bedömer ekologisk status separat i över 600 små vattenförekomster kommer bedömningen av miljöstatus inom havsmiljödirektivet att ske för avsevärt större objekt: 38 kust- och "utsjövattentyper" samt 12 havsbassänger. Detta innebär att data från ett större antal stationer måste aggregeras geografiskt för varje indikator innan de kan användas för tillståndsbedömning inom havsmiljödirektivet. Idag saknas instruktioner för hur denna aggregering skall utföras, och det finns därför ett behov av att undersöka olika metoder för rumslig aggregering.

### **1.3 NATIONELLA DATAVÄRDAR GÖR HAVSMILJÖDATA MER TILLGÄNGLIGA**

Ett av problemen med att inkludera data från de regionala programmen i den årliga tillståndsbedömningen av svenska hav har varit att underlaget varit utspritt på olika länsstyrelser och vattenvårdsförbund. För att förbättra tillgängligheten av miljödata införde Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten nationella datavärddar som har i uppdrag att ta emot, lagra och presentera svenska miljöövervakningsdata. Myndigheternas mål med datavärdsskapet är att alla typer av miljödata från nationell, regional och kommunal övervakning skall lagras och göras lättillgängliga för alla via internet ([www.havochvatten.se](http://www.havochvatten.se)). Bland de olika datavärdarna har Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut (SMHI) utsetts till nationell datavärd för marina fysikaliska, kemiska och biologiska data. Detta innebär att både nationella och regionala data från svensk miljöövervakning och miljöinventering lagras i SMHIs databas Svenskt HavsARKiv (SHARK). Genom SMHIs webbplats görs även dessa data, med varierande tidsfördröjning, allmänt tillgängliga för nedladdning. Idag är fysikalisk-kemiska och marinbiologiska data uppdelade på två olika databaser, men arbete pågår för att samla alla havsmiljödata i samma databas (SHARKweb).

Inledningsvis var det i huvudsak data från de nationella programmen som rapporterades till datavärdarna medan inrapportering av data från de regionala programmen var låg. Under senare år har dock inrapportering och tillgänglighet av regionala miljödata förbättrats avsevärt, vilket har ökat möjligheterna att utföra en samlad analys av både regionala och nationella havsmiljödata.

### **1.4 STUDIENS SYFTE OCH AVGRÄNSNING**

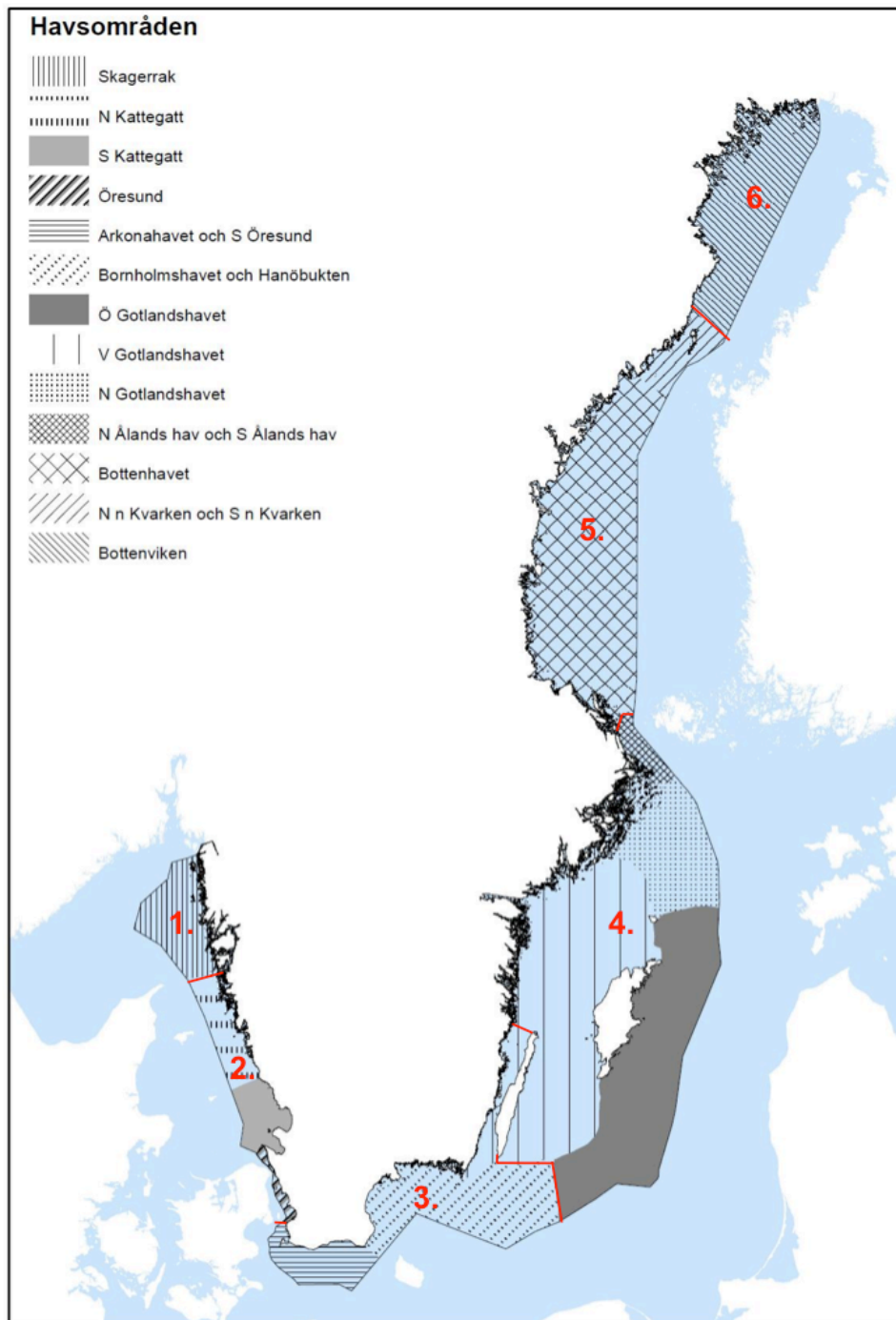
Huvudsyftet med denna studie var att använda fysikalisk-kemiska havsmiljödata från SHARK för att undersöka hur regionala och nationella data kan

samanalyseras vid tillståndsbedömning av större havsområden. Specifika mål var att: (1) beskriva omfattning, geografisk täckning och tillgänglighet av nationella och regionala havsmiljödata, (2) undersöka i vilken omfattning data insamlats enligt rådande bedömningskriterier och är användbara för tillståndsbedömning, (3) undersöka hur olika metoder för geografisk aggregering påverkar statusklassning av större havsområden, samt (4) jämföra underlag och metoder från dessa analyser med befintliga tillståndbedömningar. Vidare undersöktes hur arbetet med att analysera stora mängder miljödata kan göras mer effektivt och enhetligt med hjälp av programmerade beräkningsrutiner i lämplig mjukvara. För att kunna studera effekten av geografisk aggregering utfördes alla statusklassningar och analyser av tidstrender i tre olika rumsskalor: station, vattentyp och havsregion. Totalt undersöktes 12 olika miljövariabler. Det är viktigt att poängtera att även om ett stort antal statusklassningar utfördes i studien, så var det inget mål att producera ett underlag för tillståndsbedömning. Dessa klassningar utfördes för att kunna testa och jämföra olika metoder och kan vara behäftade med fel. De skall därför endast ses som ett arbetsmaterial för studien.

## 2. METODER

### 2.1 GEOGRAFISK INDELNING

Ett av syftena med studien var att undersöka möjligheter och utmaningar vid statusbedömning av större havsområden enligt havsmiljödirektivet. Därför fördelades provtagningsstationerna mellan totalt 38 st *vattentyper* (27 kustvattentyper och 11 utsjövatten), vilka utgör de minsta enheterna för statusbedömning enligt havsmiljödirektivet (Havs- och vattenmyndigheten 2012). Dessa vattentyper grupperades i sin tur i totalt 12 större *havsregioner*. Närmare bestämt utgjordes dessa havsregioner av ett kust- och ett utsjöområde inom vart och ett av de sex havsområdena Skagerrak, Kattegatt (inklusive Öresund), södra Egentliga Östersjön, norra Egentliga Östersjön, Bottenhavet och Bottenviken (Fig. 1, Tabell 1).



Figur 1. Svenska havsområden indelade i 6 havsregioner, var och en bestående av ett kust- och ett utsjöområde. Havsregion 1 = Skagerrak, 2 = Kattegat (inklusive N Kattegat, S Kattegat och Öresund), 3 = södra Egentliga Östersjön (inklusive Arkonahavet och södra Öresund samt Bornholmshavet och Hanöbukten), 4 = norra Egentliga Östersjön (inkl. östra, västra och norra Gotlandshavet samt norra och södra Ålands hav, 5 = Bottenhavet samt norra och södra Kvarken, 6 = Bottenviken. Se Bilaga 1 för detaljer. (Ursprungsfigur från Havs- och vattenmyndigheten 2012).

Tabell 1. Bedömningsområden. Sammanställning av den geografiska indelningen i studien där 27 kustvattentyper och 11 utsjövatten (båda här kallade vattentyper; VT) indelades i 12 st havsregioner (6 kustregioner och 6 utsjöregioner). I kolumnen Vattentyper anges namn och nummer enligt Vattendirektivet och Havsmiljödirektivet (Naturvårdsverket 2007; Havs- och vattenmyndigheten 2013). VT Nr anger denna studies löpnummer för de 38 olika vattentyperna, och Anv VT anger de löpnumret för de kustvattentypers bedömningsgrund som används för statusklassning av de 11 olika utsjövattentyperna.

HAVSREGION	VATTENTYPER: KUSTVATTENTYPER & UTSJÖVATTEN	VT NR	ANV VT
1. Skagerrak kust	1n. Västkustens inre kustvatten	1	
	2. Västkustens fjordar	2	
	3. Västkustens yttre kustvatten, Skagerrak	3	
2. Kattegatt kust	1s. Västkustens inre kustvatten	4	
	4. Västkustens yttre kustvatten, Kattegatt	5	
	5. Södra Hallands och norra Öresunds kustvatten	6	
	6. Öresunds kustvatten	7	
3. Södra Eg Östersjön kust	25. Göta älvs och Nordre älvs estuarium	8	
	7. Skånes kustvatten	9	
	8. Blekinge skärgård och Kalmarsund inre kustv	10	
4. Norra Eg Östersjön kust	9. Blekinge skärgård och Kalmarsund yttre kustv	11	
	10. Ölands och Gotlands kustvatten	12	
	11. Gotlands nordvästra kustvatten	13	
	12s. Östergötlands & Stockholms skärgård mkv	14	
	12n. Östergötlands & Stockholms skärgård mkv	15	
	13. Östergötlands inre kustvatten	16	
	14. Östergötlands yttre kustvatten	17	
5. Bottenhavet kust	15. Stockholms skärgård, yttre kustvatten	18	
	24. Stockholms inre skärgård och Halsfjärden	19	
	16. Södra Bottenhavet, inre kustvatten	20	
	17. Södra Bottenhavet, yttre kustvatten	21	
	18. Norra Bottenhavet, Höga kusten inre kustv	22	
	19. Norra Bottenhavet, Höga kusten yttre kustv	23	
6. Bottenvikens kust	20. N Kvarkens inre kustvatten	24	
	21. N Kvarkens yttre kustvatten	25	
	22. Norra Bottenviken, inre kustvatten	26	
7. Skagerrak utsjö	23. Norra Bottenviken, yttre kustvatten	27	
	1. Skagerraks utsjövatten	28	3
	2. Kattegatts utsjövatten	29	5
	3. Arkonahavets och S Öresunds utsjövatten	30	9
	4. Bornholmshavets och Hanöbukstens	31	11
	5. V Gotlandshavets utsjövatten	32	12
	6. Ö Gotlandshavets utsjövatten	33	12
	7. N Gotlandshavets utsjövatten	34	13
	8. Ålands havs utsjövatten	35	18
	9. Bottenhavets utsjövatten	36	21
	10. N Kvarkens utsjövatten	37	25
	11. Bottenvikens utsjö	11. Bottenvikens utsjövatten	38

Indelningen i de 12 havsregionerna baseras på salthaltsdrivna ekologiska skillnader mellan regionerna och överensstämmer med den indelning av Sveriges havsområden som tillämpas i den årliga tillståndsbedömning av svenska hav som utförs av Havsmiljöinstitutet på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten och Naturvårdverket. Indelningen av de 6 stora havsområdena överensstämmer också i stort sett med indelningen av svenska hav i 12 olika havsbassänger enligt havsmiljödirektivet (Fig. 1). Skillnaden är att vi valt att sammanföra de mindre havsbassängerna i större havsområden. Sålunda inkluderades Öresund i Kattegatt, medan Arkonahavet, Bornholmshavet och Hanöbukten fördes till södra Egentliga Östersjön. Vidare fördes östra, västra och norra Gotlandshavet samt Ålands hav till norra Egentliga Östersjön, och Norra Kvarken till Bottenhavet (Tabell 1, Fig. 1; se Bilaga 1 för detaljerade kartor över bedömningsområdena). Även om det område som skall bedömas enligt havsmiljödirektivet endast sträcker sig ut till svensk ekonomisk zon valde vi dessutom att inkludera stationer utanför denna gräns när vi bedömde att dessa gav relevant information om havsregionen.

Kopplingen av stationer till bedömningsområden baserades på stationernas angivna koordinater i databasen, samt på underlag över bedömningsområdenas geografiska utsträckning i form av polygoner angivna i en shape-fil som hämtades från SMHI:s geodatabas SVAR. Stationernas koordinater laddades in i ett karthanteringsverktyg (GIS) tillsammans med bedömningsområdesfilen, varefter information om vilket område var och en av stationerna tillhörde hämtades ut i tabellformat.

## 2.2 UNDERLAG

I underlaget till denna studie ingick alla marina fysikalisk-kemiska data som fanns tillgängliga för leverans från SMHI i december 2013 där data från regionala och nationella program levererades i separata datafiler. Därutöver inhämtades data på bland annat växtplankton från SMHI:s marinbiologiska databas. Denna kombinerade datamängd innefattade observationer från både regional och nationell marin miljöövervakning men också från andra kortare mätprogram som rapporterats till SMHI. Data har alltså inkluderats i underlaget oavsett vad målet med provtagningen varit.

Ur den fysikalisk-kemiska databasen extraherades observationer av temperatur, salthalt, näringsämnen, siktdjup, syrebalans och klorofyll a. Växtplanktondata för beräkning av biovolym och kompletterande data av klorofyll a och siktdjup hämtades från den marinbiologiska databasen. Dessa mätvärden åtföljdes med få undantag av information om provtagningspunkt, provtagningsstation, datum, tidpunkt och djup vid provtagningen, stationsdjup, samt kod för land, fartyg, projekt och mätserie. Däremot saknades information om utförare. Samtliga undersökta variabler (Tabell 2) ingår i det nationella delprogrammet *Fria vattenmassan*.

Tabell 2. Miljövariabler. Summering av de miljövariabler som inkluderats i studien (samtliga ingår i det nationella övervakningsprogrammet *Fria vattenmassan*) samt antal stationer som identifierats i underlaget med data under perioden 1992-2012. Förutom för temperatur och salthalt är det angivet hur många stationer som ingår i regionala (Reg) eller nationella (Nat) övervakningsprogram. *Analys* anger om tidstrendsanalyser (Trend) och statusklassning (Status) utförts på variabeln.

VARIABLER	ANTAL STATIONER			ANALYSER
	TOT	REG	NAT	
Temperatur ytvatten	275	-	-	Trend
Temperatur djupvatten	44	-	-	Trend
Salthalt ytvatten	275	-	-	Trend
Salthalt djupvatten	44	-	-	Trend
Total kväve ytvatten (vinter)	531	302	229	Trend, Status
Oorg kväve ytvatten (vinter)	642	323	319	Trend, Status
Total fosfor ytvatten (vinter)	536	302	234	Trend, Status
Oorg fosfor ytvatten (vinter)	587	298	289	Trend, Status
Klorofyll a	527	410	117	Trend, Status
Biovolym växtplankton	125	107	19	Trend, Status
Siktdjup	542	300	242	Trend, Status
Syre bottenvatten	612	329	284	Trend, Status

De gällande anvisningarna för statusklassningar enligt vattendirektivet (se avsnitt 2.3) förutsätter upprepade besök av ett antal stationer och därför krävs ett stationsregister. Eftersom det register som fanns att tillgå hos datavärden ej omfattade alla stationer i datamaterialet och namngivningen av stationer inte var konsekvent gjordes i detta projekt en ganska omfattande genomgång av rapporterade stationsnamn och koordinater inom såväl nationell som regional miljöövervakning. Speciellt undersöktes hur stationsnamnen kunde standardiseras och vid vilka positioner som det fanns ett tillräckligt dataunderlag för en meningsfull analys av tidstrender. Vidare utnyttjades ett geografiskt informationssystem (QGIS, 1.8) för att fastställa vilka stationer som hör till respektive vattenförekomst, vattentyp och havsregion. Denna klassificering av stationer utfördes med ett verktyg för "point-in-polygon" i QGIS och baserades på den indelning av Östersjön och Västerhavet som kan laddas ner från Svenskt Havsarkiv (SHARK).

Innan statusklassningarna påbörjades utfördes även en kvalitetsgranskning av data från de regionala och nationella programmen. Detta skedde med hjälp av ett granskningsprotokoll som identifierar kodningsfel, saknade och avvikande värden samt systematiska fel som ger upphov till plötsliga nivåförändringar i rapporterade värden (se Elam och Grimvall 2013 för en beskrivning av granskningsprotokollet).

En sammanställning av antalet observerade värden per år, station och variabel visade att under perioden 1992-2012 så varierade antalet stationer med data mellan 150 och 300 för de flesta undersökta fysikalisk-kemiska variablerna. År 2012 minskade antalet stationer till mindre än hälften år 2012. Data från 2013 var ännu mer ofullständiga, varför dessa uteslöts helt (Fig. 2). Vidare exkluderades alla provtagningsstationer som låg utanför svensk ekonomisk zon och som inte bedömdes vara relevanta för tillståndsbedömningen, samt alla stationer som inte kunde föras till någon av de undersökta vattenförekomsterna. Data insamlade före 1992 exkluderades eftersom provtagningen då var mer oregelbunden.

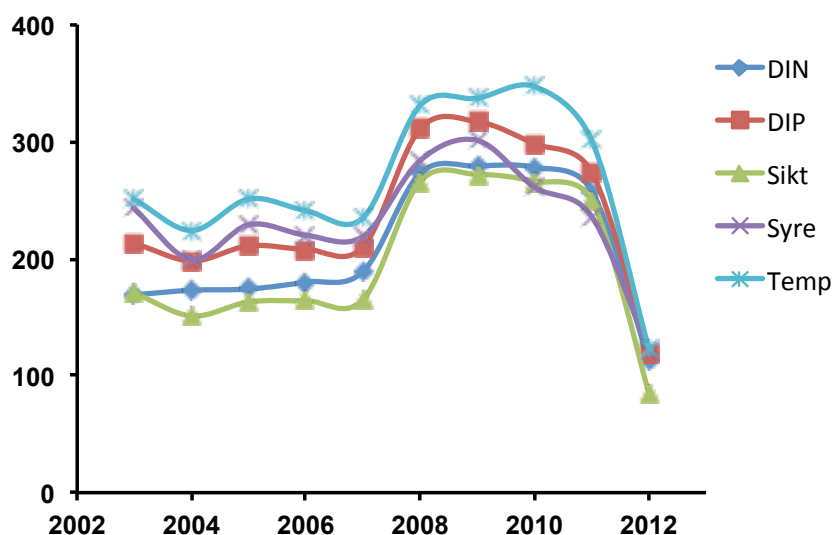


Fig. 2. Tillgänglighet av inrapporterad miljödata 2003-2012. Antal stationer med data för oorganiskt kväve (DIN), oorganisk fosfor (DIP), siktdjup (Sikt), syre i bottenvatten (Syre) och temperatur i ytvattnet som rapporterats in till datavärden SMHI och som kunde levereras i december 2013.

Detta urval resulterade i totalt 699 unika provtagningsstationer som hade data från minst en av de utvalda miljövariablerna. Av dessa kom 355 stationer från regionala miljöövervakningsprogram och 344 från nationella program. Tillståndsbedömningen baserades på 3-årsperioden 2010-2012 och på 353 stationer som hade data från minst en av de utvalda miljövariablerna under något av dessa 3 år. Av dessa stationer kom 247 från regionala program och 106 från nationella; 261 av stationerna återfanns i kustområdet (dvs. inom någon av Sveriges kustvattentyper) och 92 i utsjön (Tabell 2). För tidstrendsanalyserna inkluderades endast stationer som för någon variabel hade data från minst 10 år under perioden 1992-2012. Detta resulterade i ett urval av totalt 236 stationer bland vilka alla utom 20 stationer även utnyttjades för statusbedömningar. Totalt

användes data från 373 stationer för statusbedömningar eller tidstrendsanalyser (se Bilaga 2 för en komplett lista och kartor över alla inkluderade stationer).

## 2.3 STATUSBEDÖMNING

Samtliga statusklassningar i studien baserades på vattendirektivets bedömningsgrunder för klassning av *ekologisk status av kustvatten och vatten i övergångszon* (Naturvårdsverket 2007). I denna statusbedömning standardiseras mätvärden genom att man räknar fram en så kallad *ekologisk kvalitetskvot* (EK-värde) där man delar det observerade värdet med ett referensvärde, eller vice versa, och trunkerar värdet till 1 om kvoten är större än 1. Referensvärdet representerar en miljö som har påverkats lite av människan. EK-värdet jämförs sedan med en rad bestämda gränsvärden som anger status för variabeln på en femgradig skala från *Dålig* till *Hög*. På grund av bland annat den starka salthaltsgradienten längs Sveriges kuster indelas kusten i 27 olika *kustvattentyper* som kan ha olika referens- och gränsvärden. I studien statusklassades 8 av de 12 miljövariablerna som har bedömningsgrunder enligt vattendirektivet (Tabell 2). Vid analystillfället fanns inga bedömningskriterier med gränsvärden tillgängliga för utsjöområden enligt Havsmiljöförordningen. För att statusklassa dessa utsjövatten (som i denna text benämns *utsjövattentyper*) användes gränsvärden från närmast liggande yttre kustvattentyp (Tabell 1).

För att resultaten för olika miljövariabler skulle bli så jämförbara som möjligt utfördes alla statusklassningar på ett standardiserat sätt med hjälp av program för databearbetning och statistisk analys (SAS och Matlab; se avsnitt 2.5). För alla variabler baserades statusberäkningarna på 3-årsmedelvärden (2010-2012). Detta är enligt bedömningsgrunden för närsalter, växtplankton och syrebalans, medan beräkningssättet inte är preciserat för siktdjup (Naturvårdsverket 2007). För många stationer saknades data för 2012. För att kunna inkludera så mycket data som möjligt har stationer som har åtminstone ett år med data under perioden inkluderats i studien.

Alla statusklassningar utfördes i tre olika skalor (station, vattentyp och havsregion) och inleddes med att beräkna EK-värden för varje enskild observation. Sedan beräknades årsmedelvärden och ett 3-årsmedelvärde per station med enkel medelvärdesbildning, varefter stationen statusklassades enligt variabelns bedömningsgrunder. För att bedöma status för en vattentyp beräknades ett enkelt medelvärde av alla ingående stationers EK-värden (3-årsmedelvärden) varefter vattentypen statusbedömdes med hjälp av vattendirektivets gränsvärden. Slutligen statusklassades de olika havsregionerna genom att medelvärdesbilda alla ingående vattentypers EK-värden. (I avsnitt 2.3.2 vidgas studien till att även innefatta olika aggregeringsmetoder). Klassgränserna för statusbedömning av en havsregion räknades fram genom att medelvärdesbilda klassgränserna för de ingående vattentyperna. Det gjordes alltså ingen viktning



med avseende på antalet stationer i en vattentyp eller vattentypens area. Vidare kan nämnas att gränsvärden från vattentyper som saknade data för variabelns statusbedömning exkluderades från beräkningen.

### 2.3.1 BEDÖMNINGSKRITERIER FÖR OLIKA VARIABLER

I möjligaste mån har alla statusklassningar utförts enligt vattendirektivets bedömningsgrunder. I vissa fall är dock metoderna skrivna på ett sätt som ger utrymme för tolkning. I andra fall ställs så hårda krav på dataunderlaget att bara en mindre del av tillgängliga data skulle komma till användning. Nedan följer en kort summering av bedömningsgrunden för statusklassade miljövariabler, samt förtydliganden av hur data analyserats när bedömningsgrunden är oklar eller beräkningarna delvis frångått bedömningsgrunden.

#### 2.3.1.1 Näringsämnen

Förhöjda halter av näringsämnena kväve och fosfor är de direkta orsakerna till övergödning varför koncentrationen av dessa ämnen i vattnet är viktiga indikatorer för eutrofiering av den marina miljön. Bedömningskriterierna baseras på vinter- och sommarhalter av totalkväve (tot-N) och totalfosfor (tot-P) samt vinterhalter av löst oorganiskt kväve (DIN) och fosfor (DIP). I denna studie inkluderades dock endast vinterhalter av näringsämnen (Tabell 2). I DIN ingår både nitrit ( $\text{NO}_2^-$ ), nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) och ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) vilka summeras för att ge koncentrationen av löst oorganiskt kväve. Om data för nitrat eller ammonium saknades beräknades inget värde för löst oorganiskt kväve.

För att statusklassa vinterhalter av näringsämnen skall data insamlas från ytvattnet (0-10 m) minst en gång per månad under den specificerade 3-4 månader långa vinterperioden (främst november-februari) under minst 3 år. I denna studie ställdes dock endast kravet att data skulle finnas från minst en av de specificerade månaderna (Tabell 3). För närsalter beräknades ett EK-värde för varje observation genom att dela vattentypens referensvärde med det observerade värdet. Mätvärden från andra djup än det specificerade djupintervallet uteslöts och värden inom intervallet 0-10 m medelvärdesbildades för varje mättilfälle innan EK-värdet beräknades.

*Tabell 3. Bedömningskriterier.* Sammanställning av de bedömningskriterier som används vid statusklassning av de 8 miljövariablerna. För samtliga variabler analyserades perioden 2010-2012, där data från stationer inkluderades som hade minst ett år under perioden. *Månader* avser de månader på året när provtagningen skall ske, *Min mån* avser det minsta antalet månader med data inom perioden som krävdes för att inkluderas i studien (bedömningsgrunderna krävde ofta 3 månader per period). *Djup* avser det vattendjup som provtagning skall ske på för att inkluderas (\* för syre avses djupet från botten). *Salt data* avser om data på salthalt från samma observation krävs för att kunna inkludera data.

VARIABLER	MÅNADER	MIN MÅN	DJUP (M)	SALT DATA
Total kväve (vinter, ytv.)	nov-feb	1	0-10	Ja <sup>2</sup>
Oorg kväve (vinter, ytv.)	nov-feb	1	0-10	Ja <sup>2</sup>
Total fosfor (vinter, ytv.)	nov-feb	1	0-10	Ja <sup>2</sup>
Oorg fosfor (vinter, ytv.)	nov-feb	1	0-10	Ja <sup>2</sup>
Klorofyll a	jun-aug	1	0-10 <sup>1</sup>	Ja <sup>3</sup>
Biovolym växtplankton	jun-aug	1	0-10	Ja <sup>3</sup>
Siktdjup	jun-sep	1	-	Ja <sup>3</sup>
Syre bottenvatten <sup>4</sup>	jan-dec	3+3	<1 *	Nej

<sup>1</sup> Inom vissa vattentyper skall provet tas från 0.5 m djup

<sup>2</sup> Krävs för de flesta vattentyper

<sup>3</sup> Krävs för endast för 4 vattentyper

<sup>4</sup> Endast säsongsmässig syrebrist statusklassades

I de flesta kustvattentyper måste gränsvärden justeras för observerad salthalt för att ta hänsyn till utspädningseffekter, biokemiska processer och dess variation i området. För dessa vattentyper krävs därför data på observerad salthalt för varje mätvärde från samma område och djupintervall. I denna studie uteslöts mätvärden på näringsämnen från dessa vattentyper om salthaltsdata saknades. För mätvärden med salthaltsdata justerades gränsvärdena enligt de ekvationer som presenteras i bedömningsgrunden (Naturvårdsverket 2007). I utsjön påverkas ej näringskoncentrationen lika tydligt av salthalten varför en fast klassning användes då den observerade salthalten översteg den högsta normala salthalten för vattentypen (Naturvårdsverket 2007). Enligt vattendirektivets bedömningsgrunder sker statusklassning även med hjälp av ett sammanvägt värde för näringsämnen. Sådana statusklassningar utfördes dock inte i denna studie.

### 2.3.1.2 Växtplankton

Mängden och sammansättningen av mikroskopiska växtplankton kan reagera snabbt på förändringar i näringsbelastning och anses därför vara en bra indikatorer på vattenkvalitet och övergödning. Mängden växtplankton kan också påverka siktdjupet och indirekt även syreförhållandena i havet, speciellt i bottenvattnen. Inom svensk miljöövervakning beräknas en biovolym växtplankton genom att summera volymen av autotrofa och mixotrofa växtplankton vilka

räknas i mikroskop. Vidare innefattar provtagningsprogrammen bestämningar av halten klorofyll-a i ytprov och djupintegrerade prover.

För att statusklassa växtplankton skall data enligt nuvarande bedömningsgrund samlas in minst en gång per månad under perioden juni-augusti samt under minst 3 år. Normalt skall proverna samlas in med slang eller vattenhämtare för att ge ett integrerat värde för djupintervallet 0-10 m. Om stationsdjupet är mindre än 12 m skall dock statusbestämningen baseras på ett ytprov (0.5 m). För klorofyll skall klassningen baseras enbart på prover från 0.5 m djup inom fyra kustvattentyper med en stark salthaltsgradient (vattentyp 8, 12, 13 och 24; se Tabell 1, 3).

I denna studie ställdes enbart kravet att data skulle finnas från minst ett mättilfälle under ett av de 3 åren för att inkluderas i analysen (Tabell 3). För stationer där ett integrerat värde efterfrågas men där endast ytvattenprover eller integrerade värden från fel djupintervall är tillgängliga gjordes omräkningar enligt anvisningarna i bedömningsgrunden (Naturvårdsverket 2007). På motsvarande sätt räknades integrerade prover om till ytvattenprover enligt dessa anvisningar. I de fall provtagning inte skett enligt bedömningsgrunden och det saknades omräkningsanvisningar uteslöts data.

I fyra kustvattentyper med en stark salthaltsgradient (8, 12, 13 och 24) skall halterna av växtplankton korrigeras utifrån observerad salthalt för att ta hänsyn till förväntade salthaltsdrivna skillnader. Korrigeringen sker så att referens- och gränsvärden ökar med minskad salthalt. I denna studie utfördes korrigeringen enligt bedömningsgrunden och de ekvationer som presenteras där med hjälp av salthaltsvärden från samma observation, jämförelsesalthalt i utsjön, samt referensvärden för totalkväve under sommartid. Växtplanktondata utan medföljande salthaltsvärden från dessa vattentyper uteslöts från analysen (Naturvårdsverket 2007).

### 2.3.1.3 Siktdjup

Siktdjup anses indikera bland annat övergödning då den ofta, men inte alltid, har en koppling till klorofyllhalt. Stort siktdjup indikerar ingen eller liten övergödning. Litet siktdjup kan dock också orsakas av andra faktorer som till exempel höga halter humus eller resuspension av sediment. Mätning av siktdjup har traditionellt skett visuellt med hjälp av en så kallad secchi-skiva från båt och kräver bottendjup större än siktdjupet och relativt lugna väderförhållanden. Idag har dock ljusförhållanden i vattnet också börjat mätas med hjälp av PAR-sensorer eller transmissometrar som ger ett mått på vattnets extinktionskoefficient, och som är mindre känsligt för väderförhållanden under provtagningen (Havs- och vattenmyndigheten 2014). Nuvarande bedömningsgrunder är dock baserat på secchi-siktdjup där EK-värden beräknas genom att dela det observerade värdet med referensvärdet.

För att statusklassa siktdjup skall data insamlas en gång per månad under perioden juni-augusti (september kan användas om data saknas från denna period). I denna studie ställdes kravet att data skulle finnas från minst en månad under perioden juni-september. I fyra kustvattentyper (8, 12, 13 och 24; se Tabell 1, 3) skall siktdjupet korrigeras utifrån observerad salthalt för att ta hänsyn till förväntade salthaltsdrivna skillnader i klorofyllhalter. Korrigeringen sker så att referens- och gränsvärden minskar med minskad salthalt. I denna studie korrigerades siktdjupet med samma typ av ekvationer som användes för växtplankton, och siktdjupsdata från dessa vattentyper utan medföljande salthaltsvärden uteslöts från analysen.

#### 2.3.1.4 Syrebalans

Syre är centralt för allt högre biologiskt liv och brist på syre ger stora ekologiska effekter på bottenekosystemen. Syrehalt anses vara en bra indikator för övergödning då syrebrist kan uppstå vid nedbrytning av stora mängder organiskt material. Hänsyn måste dock tas till omsättningen av djupvatten då syrebrist kan förekomma helt naturligt i områden med dålig vattenomsättning.

Till skillnad från övriga miljövariabler statusklassas inte syrebalans i ett område med hjälp av EK-värden. Istället används två olika metoder beroende på om syrebristen är säsongsmässig eller flerårig. För områden med säsongsmässig syrebrist baseras statusklassningen på ett medelvärde av den undre kvartilen av hela årets syremätningar (dvs. de lägsta 25% av koncentrationerna) där gränsen mellan god och måttlig status är satt till  $2.1 \text{ ml L}^{-1}$  i alla vattentyper. Områden som bedöms ha flerårig eller ständigt förekommande syrebrist statusklassas istället utifrån hur stor area av botten som är utsatt för syrebrist (Naturvårdsverket 2007). Dessa metoder för statusklassning ställer relativt stora krav på underlagsdata. Det krävs bland annat att syrgashalterna mäts mindre än en meter från botten månadsvis under minst 3 år. För områden där det bedöms förekomma flerårig eller ständigt förekommande syrgasbrist behöver även syrgashalterna mätas i en sammanhängande profil från ytan ned till botten, samt hypsografiska data användas för att beräkna utbredningen av syrefattig bottenarea (Naturvårdsverket 2007).

Få stationer från de regionala och nationella programmen uppfyllde alla dessa krav. Många observationer uteslöts från analysen eftersom provtagning skett mer än en meter över botten eller eftersom uppgift om stationsdjup saknades. Vidare hade mycket få stationer provtagits månadsvis. För att undvika att utesluta en stor majoritet av rapporterade syredata sänktes kravet till att det skulle finnas minst 3 månader under såväl den opåverkade perioden (januari-maj) som den mer påverkade (juni-december). I denna studie statusklassades endast stationer med säsongsmässig syrebrist. Stationer där flerårig syrebrist konstaterades redovisas

dock i resultaten och inkluderades i trendanalyserna om de uppfyllde kraven för dessa.

### 2.3.2 JÄMFÖRELSE AV OLIKA REGLER FÖR GEOGRAFISK AGGREGERING

För att kunna bedöma *God miljöstatus* för havsmiljödirektivets olika bedömningsområden krävs att data från ett antal stationer aggregeras geografiskt inom vattentyper och större havsområden. Idag saknas instruktioner för detta. För att undersöka hur olika metoder för geografisk aggregering påverkar utfallet av statusklassningen jämfördes fyra olika metoder. Två av dessa metoder bygger på enkel medelvärdesbildning, de två andra på s.k. "sämst-styr-regler" (på engelska: *one-out-all-out*). Metod 1, kallad "stationsmedelvärde", innebär en enkel medelvärdesbildning av alla ingående stationers EK-värden (baserade på 3-årsmedelvärden) inom varje havsregionen. Metod 2, kallad "vattentypsmedelvärde", innebär att man först beräknar medelvärden av stationernas EK-värden inom varje vattentyp och sedan beräknar medelvärdet av vattentypernas medelvärden inom varje havsregionen. Metod 3, kallad "sämst-styr per station", låter det sämsta stations-EK-värdet inom en havsregion bestämma status för havsregionen. Metod 4, kallad "sämst-styr per vattentyp", låter det sämsta vattentyps-EK-värdet inom en havsregion bestämma status för havsregionen. Dessa fyra metoder tillämpades på alla 12 miljövariabler i alla havsregioner.

### 2.4 ANALYSER AV TIDSTRENDER MED ICKE-PARAMETRISKA MANN-KENDALLTESTER

För att undersöka förekomsten av varaktiga tidstrender i insamlade data utfördes statistiska trendtester för alla variabler under perioden 1992-2012. Liksom statusklassningarna utfördes trendtesterna i alla tre undersökta rumsliga skalor: station, vattentyp och havsregion. Årsmedelvärden av EK-värden användes som beroende variabel utom för *syre i bottenvatten* där halten syre användes.

I denna studie användes icke-parametriska Mann-Kendalltester (MKT) för att statistiskt testa trenderna. Till skillnad från konventionella regressionsbaserade trendtester har MKT fördelen att de kan testa förekomsten av monotona trender både i enskilda tidsserier och i grupper av tidsserier utan antaganden om att trenderna är linjära eller har någon annan enkel form. Trenderna behöver heller inte vara lika starka vid alla stationer. I dessa tester ingår även en korrigerig av p-värdena för att data från näraliggande stationer kan vara mer eller mindre starka pseudoreplikat (Libiseller & Grimvall 2002, Wahlin & Grimvall 2010).

Möjligheten att testa förekomsten av gemensamma trender i grupper av tidsserier är speciellt användbar om man har gjort observationer vid flera stationer inom ett visst område och vill uttala sig om uppgångar eller nedgångar i detta område som helhet. Detta gjorde MKT väl lämpade för denna studie där data skall aggregeras över flera skalor.

Den grundläggande idén bakom MKT testerna är enkel. Samtliga observationer i den aktuella tidsserien jämförs två och två, varefter man beräknar antalet uppåtgående och nedåtgående par. Om det är signifikant fler uppåtgående än nedåtgående par indikerar detta en växande trend, medan en signifikant övervikt av nedåtgående par indikerar en avtagande trend. Såväl regressionsbaserade tester som MKT bygger dock normalt på att slumpkomponenterna i de observerade värdena blir statistiskt oberoende under olika år. Om det finns cykliska mönster med en period på flera år i de aktuella tidsserierna finns en uppenbar risk att trendernas signifikans överskattas. Detta bör man ha speciellt ha i åtanke när man analyserar trender i Egentliga Östersjön, där de långa tidsintervallen mellan större saltvatteninbrott ger upphov till långvägiga naturliga svängningar.

I den grafiska presentationen av tidstrenderna (se bilaga 3) har vi valt att visa årsmedelvärden av variabelvärden (exempelvis halter av näringsämnen). Eftersom de statistiska analyserna av tidstrender utfördes på EK-värden kan resultaten i graferna skilja sig något från de statistiska resultaten. Exempelvis kan lutningen på den visade trenden i enstaka fall skilja sig från lutningen i det statistiska testet. Detta beror bland annat på att EK-värden trunckeras vid 1.0 och att vissa värden salthaltkompenseras. Vidare uteslöts data från flera stationer från den statistiska analysen då de saknade de salthaltsdata som krävdes för statusklassning. Den grafiska presentation kan därför visa data från fler stationer än de som ingick i de statistiska testerna.

## 2.5 SYSTEM FÖR DELVIS AUTOMATISERADE ANALYSER

Ett av målen med denna studie var att undersöka om regelbundet återkommande analyser av ett stort datamaterial kan göras mer effektiva genom att bearbetningen av data programmeras i en mjukvara som är lämpad för hantering av förhållandevis stora och komplexa datamängder. Studien bekräftade att en sådan automatiserad analys skulle effektivisera Havsmiljöinstitutets arbete med att årligen utföra en tillståndsbedömning av svenska havsområden. Den skulle sannolikt också höja kvalitén i analysen genom att alla områden och miljövariabler analyseras på samma sätt i fråga om tolkning av bedömningsgrunder, val av statistiska metoder och principer för att utesluta eller ta med data vid statusklassning och trendanalyser. Ett automatiserat verktyg för statusklassning skulle också kunna utvecklas för att effektivisera arbetet med att bedöma miljötillståndet i havsområden enligt vatten- och havsmiljödirektivet vart sjätte år.

I denna studie utfördes alla statusklassningar parallellt med två olika analysverktyg (SAS och MATLAB). Genom att utföra samma analyser separat med två olika mjukvaror och jämföra alla resultat kunde eventuella felaktigheter i kodningen lättare identifieras. Manuellt utförda beräkningar utfördes också för

att kontrollera resultaten av statusklassningarna. Nedan följer en kortare beskrivning av de två analysverktygen.

### 2.5.1 SAS

SAS är den internationellt mest använda mjukvaran för återkommande statistiska analyser av stora datamängder. Verktøget innehåller färdiga procedurer för ett mycket stort antal statistiska analysmetoder och erbjuder dessutom verktyg för hantering av databaser och visualisering av data.

För att kunna utnyttja mjukvaran optimalt skriver man först ett skript, det vill säga instruktioner för hur datorn ska läsa in och bearbeta data samt presentera analysresultaten i form av tabeller och grafer. Därefter kan man med ett enkelt kommando genomföra hela eller delar av databearbetningen. När nya data av samma typ tillkommer låter man datorn läsa in nya data men återanvänder skriptet. Bortsett från att nya data alltid måste kvalitetsgranskas räcker det alltså vanligen med en knapptryckning för att uppdatera analysresultaten.

Flertalet procedurer i SAS förutsätter att data är lagrade i tabeller där varje rad beskriver ett objekt eller observationstillfälle och varje kolumn representerar en viss variabel. Import av data till SAS sker enklast från ett Excelblad eller en textfil där de olika variabelernas värden separeras av tab, komma eller annat tecken. Datafiler som skapats i SAS kan öppnas och läsas i Excel.

I det aktuella projektet har SAS-skripten skrivits i en modul för data-mining i SAS 9.3. Fördelen med denna modul är att dataflödet genom olika delar av skriptet kan beskrivas grafiskt med ett trädidiagram. För programmeraren blir det därmed enklare att göra förändringar i ett givet skript. SAS-skripten från projektet kan lämnas ut på begäran utan kostnad.

### 2.5.2 MATLAB

MATLAB (MATrix LABoratory, utvecklat av MathWorks) är ett programmeringsspråk och databearbetningsverktyg för numeriska beräkningar och visualiseringar. Namnet syftar på att variablerna hanteras och lagras internt i programmet som matriser, vilket snabbar upp bearbetning och manipulering av stora datafält. Programspråket är skriptbaserat, vilket innebär att programmeraren med text, matematiska symboler och ord beskriver för programmet hur data skall manipuleras, exempelvis ge kommandon för att läsa/skriva till fil, plotta grafer och diagram etc. Först vid exekvering (körning) av programmet tolkas det skrivna programmet och beräkningarna utförs, vilket underlättar beräkningar när data skall behandlas i flera steg.

I detta projekt användes programversionen MATLAB R2013a (8.1.0.604), 64-bit (win64), 15 Feb 2013. Inga extra programpaket eller verktygslådor har använts.

Ett färdigt skript för läsning av .dbf-filer (dbfread.m) från MathWorks användes för att ladda in data från det geografiska informationssystemet (QGIS). Databearbetningen skedde företrädesvis med hjälp av s.k. for-loopar, som steg för steg applicerade samma beräkning på varje element i matrisen. I övrigt användes if-satser och find-funktioner för indexering och sortering av data till olika kategorier. Skripten finns tillgängliga vid efterfrågan.

## 3. RESULTAT

### 3.1 EXKLUDERADE DATA FÖR STATUSBEDÖMNING

Vid analysen av insamlade data konstaterades att provtagningen ofta inte utförts så som föreskrivs i vattendirektivets bedömningsgrunder. Vid många stationer var variabeln ej provtagen under efterfrågade perioder under året, eller vid efterfrågat djup. För vissa variabler saknades kompletterande salthaltsdata för korrigering, eller så saknades data på en av de ingående närsalterna. Detta medförde att ett stort antal stationer med data för en variabel under de efterfrågade åren 2010-2012 inte kunde inkluderas i analysen.

Totalt exkluderades 35,2% av alla stationer (36,8% av de regionala och 30,6% av de nationella) på grund av att data vid stationen inte uppfyllde bedömningskriterierna. Andelen stationer som exkluderades varierade stort mellan olika variabler. För siktdjup behövde mindre än 3% av stationerna exkluderas (samtliga var nationella stationer som provtagits under andra månader än de som föreskrivs i bedömningsgrunden), medan nästan 78% av stationerna med syredata exkluderades, framför allt för att data från efterfrågade perioder på året saknades, men också för att djupinformation saknades (Tabell 4).



Tabell 4. Godkända och exkluderade stationer. Summering av antalet provtagningsstationer från nationella (Nat) och regionala provtagningsprogram (Reg) med data som uppfyller kraven enligt vattendirektivets bedömningsgrunder för tillståndsbedömning för 8 miljövariabler, samt antalet och procent av det totala antalet stationer med data för variablerna som exkluderats för att de inte uppfyller kraven, och orsakerna till att de exkluderats (efterfrågad månad, djup eller närsalt saknas).

	GODKÄNDA			EXKLUDERADE		
	ANTAL	ANTAL	%	MÅNAD	DJUP (M)	NO <sub>3</sub>
<b>DIN</b>						
Nat	83	62	42,8	5		57
Reg	117	153	56,7	78		75
Tot	200	215	51,4	83		132
<b>Tot N</b>						
Nat	84	5	5,6	5		
Reg	132	102	43,0	102		
Tot	216	107	32,8	107		
<b>DIP</b>						
Nat	84	5	5,6	5		
Reg	126	104	45,2	104		
Tot	210	109	34,2	109		
<b>Tot P</b>						
Nat	84	5	5,6	5		
Reg	135	102	43,0	102		
Tot	219	107	32,8	107		
<b>Chl-a</b>						
Nat	28	6	17,6	6	0	
Reg	278	58	17,3	7	51	
Tot	306	64	17,3	13	51	
<b>Biovolym</b>						
Nat	9	7	43,8		7	
Reg	69	29	29,6		29	
Tot	78	36	31,6		36	
<b>Siktdjup</b>						
Nat	39	8	17,0	8		
Reg	232	0	0,0	0		
Tot	271	8	2,9	8		
<b>Syre</b>						
Nat	14	89	86,4	75	14	
Reg	46	120	72,3	84	36	
Tot	60	209	77,7	159	50	

Den vanligaste orsaken till att stationer med data exkluderades var att variabeln ej provtagits under de månader som efterfrågas i bedömningsgrunden. Detta var speciellt frekvent för närsalter i de regionala programmen, samt för klorofyll och för syrebalans i båda programmen (Tabell 4). För växtplanktonvariablerna exkluderades ett stort antal stationer också på grund av att provtagningen ej skett inom det djupintervall som efterfrågas. Detta var speciellt vanligt för både klorofyll a och biovolym i de regionala programmen (15% respektive 30% exkluderade), och bland de få nationella stationer som provtar biovolym (44% exkluderade). För bedömning av löst oorganisk kväve (DIN) saknades data för närsalten nitrat (NO<sub>3</sub>) konsekvent vid 32% av alla stationer, varför all DIN-data från 39% av nationella och 28% av alla regionala provtagningsstationer inte kunde inkluderas i analysen. Detta medförde att mindre än hälften av alla stationer med DIN-data kunde inkluderas i analysen (Tabell 4).

Problemet med data som ej provtagits enligt bedömningsgrunden varierade geografiskt och var mer frekvent i norra Egentliga Östersjöns, Bottenhavets och Bottenvikens kustområden än i övriga havsregioner (65% av alla exkluderade stationer hittades i dessa 3 havsregioner; Tabell 5). En hög andel av stationer som exkluderats för att nitrat-värden saknades återfanns i södra Egentliga Östersjön kust och utsjöområde, samt i norra Egentliga Östersjöns utsjöområde (28%, 17%, respektive 13%).

Tabell 5. Fördelning av exkluderade stationer. Fördelning (i procent) mellan 12 havsregioner av andelen provtagningsstationer för 8 miljövariabler som exkluderats från analysen då data ej uppfyllt kraven för tillståndsbedömning enligt Vattendirektivets bedömningsgrunder.

	ALLA	DIN	TOT N	DIP	TOT P	CHL-A	BIO-VOL	SIKT DJ	SYRE
Skagerraks kust	0,8	0,5	0	0	0	1,6	0,9	0	3,8
Skagerraks utsjö	4,3	2,8	2,8	2,8	2,8	6,3	0,9	12,5	3,8
Kattegatts kust	0,6	0,9	0	0	0	0	0,9	0	3,3
Kattegatts utsjö	6,0	3,7	0	0	0	1,6	7,8	25,0	9,6
S Eg Östersjön kust	8,9	20,0	5,6	5,5	5,6	9,4	0	12,5	12,9
S Eg Östersjön utsjö	5,3	10,7	0	0	0	0	2,6	25,0	3,8
N Eg Östersjön kust	28,4	33,5	49,5	48,6	49,5	23,4	6,0	0	16,7
N Eg Östersjön utsjö	6,2	7,9	0	0	0	0	7,8	25,0	8,6
Bottenhavet kust	25,3	14,4	29,0	33,0	29,0	26,6	46,6	0	23,9
Bottenhavet utsjö	1,5	0	0	0	0	0	6,0	0	6,2
Bottenviken kust	11,4	5,6	13,1	10,1	13,1	29,7	15,5	0	3,8
Bottenviken utsjö	1,3	0	0	0	0	1,6	5,2	0	3,3

## 3.2 STATUSKLASSNINGAR OCH TIDSTRENDER

### 3.2.1 TEMPERATUR OCH SALTHALT - TIDSTRENDER

Då det saknas bedömningsgrunder för temperatur och salthalt analyserades endast tidstrender för dessa variabler i yt- (0-10 m) och djupvatten (>75 m i Skagerrak, >30 m i Kattegatt, >80 m i södra Egentliga Östersjön, >180 m i norra Egentliga Östersjön, och >80 m Bottenhavet och Bottenviken). Alla trendanalyser utfördes på tre rumsskalor; för varje station, vattentyp och havsregion.

Temperatur och salthaltsdata under perioden 1992-2012 i ytvatten hittades för totalt 122 stationer (96 i kust- och 26 i utsjöområden) inom total 29 vattentyper. Data för ytvatten saknades för totalt 9 vattentyper, alla inom norra Egentliga Östersjön och Bottniska vikens havsregioner (Tabell 6). Djupvattensdata saknades från många kustområden då dessa områden saknade tillräckligt stort djup. Totalt inkluderas endast 21 stationer från 11 vattentyper i trendanalyserna av temperatur och salthalt i djupvatten. Inga kustområden i Östersjön inkluderades i analysen (Tabell 7).

#### Temperatur

Temperaturen visade generellt ökande trender under perioden 1992-2012 i både yt- och djupvatten. En ökande trend var speciellt tydlig i Västerhavet och i norra Egentliga Östersjön, men förekom i alla havsområden. Inga signifikanta negativa temperaturtrender hittades vid någon station eller djup (Tabell 6, 7).

*Ytvatten.* Signifikant ökande temperaturer i ytvattnet hittades i 70% av inkluderade stationer i Skagerraks kustområden, och trenden var signifikant i 2 av 3 vattentyper (*Skagerraks inre kustvatten* och *Västkustens fjordar*) samt för hela havsregionen (Fig. 3a). I Skagerraks utsjö hittades däremot inga signifikanta trender i ytvattentemperaturen (Tabell 6). I Kattegatts kustvatten steg temperaturen signifikant i 38% av alla stationer, flertalet från de norra delarna av Kattegatt där vattentyperna *Kattegatts inre-* och *yttre kustvatten* visade en signifikant trend. I de södra delarna av Kattegatt och i Öresund var en temperaturökning mindre tydlig, och ingen signifikant trend hittades för havsregionen. I Kattegatts utsjö visade två av tre stationer en signifikant ökande temperatur, och trenden var signifikant också för havsregionen (Tabell 6; Bilaga 3: Fig. 1.1-8, 1.21-22). I Östersjön hittades få signifikanta temperaturtrender i ytvattnet. I norra Egentliga Östersjön ökade temperaturen signifikant i 9% av stationerna i kustområdet, och i 14% av stationerna i utsjön. I de norra delarna av Bottenhavets kustområde ökade temperaturen signifikant i vattentypen *N Kvarkens inre kustvatten* (Fig. 3d), men inte i övriga delar av havsregionen. I Bottenvikens utsjö ökade temperaturen signifikant för en av de två stationerna, samt för hela havsregionen (Tabell 6; Bilaga 3: Fig 1.9-20, 1.23-29).

*Djupvatten.* Analysen av temperaturförändringar i djupvattnet baserades på avsevärt färre stationer och inkluderade endast utsjöområden i Östersjön. I Skagerrak hittades inga signifikanta förändringar även om samtliga stationer visade en tendens av stigande temperaturer. I Kattegatts kust och utsjö steg temperaturen signifikant i samtliga inkluderade stationer och vattentyper, och ökningen var starkt signifikant för båda havsregionerna. I Östersjön hittades signifikanta trender endast i norra Egentliga Östersjöns utsjöområde där temperaturen steg signifikant på samtliga stationer, och ökningen var starkt signifikant för havsregionen (Tabell 7).

*Tabell 6. Tidstrender -Temperatur och salthalt i ytvatten.* Summering av trendanalyser under perioden 1992-2012 för temperatur och salthalt i ytvatten för totalt 122 provtagningsstationer (96 kust- och 26 utsjöstationer) inom 12 havsregioner. Analyserna är utförda med icke-parametriskt Mann-Kendall test på tre olika rumsskalor: station (St), vattentyp (VT) och havsregion (Havs). I kolumnen *St Ant* anges antalet stationer med data inom varje havsregion. Inom kolumnerna *St* och *VT* anges antalet stationer med signifikant ökande (Öka) eller minskande (Min) trend. Inom kolumnen *Havs* anges om trenden för hela havsregionen var ökande (Ök) eller minskande (Min) samt p-värdet på trenden (\*  $p < 0.05$ , \*\*  $p < 0.01$ , \*\*\*  $p < 0.001$ ). Kolumnen *VT saknas* anger vilka vattentyper som inte inkluderats i analysen då data saknades. Numreringen av saknade vattentyper följer rapportens löpnummer som visas i Tabell 2.

HAVSREGION	TEMP. I YTVATTEN				SALTHALT I YTVATTEN				VT
	ST	ST	VT	HAVS	ST	ST	VT	HAVS	
	ANT	ÖKA	ÖKA		ÖKA	MIN	MIN		SAKNAS
Skagerrak kust	10	7	2	Ök **	0	6	2	Min **	
Skagerrak utsjö	6	0	0		0	0	0		
Kattegatt kust	16	6	2		0	1	0		
Kattegatt utsjö	3	2	1	Ök *	0	0	0		
S. Eg. Östersjön kust	26	0	0		4	1	0		
S. Eg. Östersjön utsjö	6	0	0		0	0	0		
N. Eg. Östersjön kust	22	2	1		1	0	0		12, 13, 18
N. Eg. Östersjön utsjö	7	1	0		0	0	0		35
Bottenhavet kust	21 <sup>1</sup>	1	1		0	0	0		21, 23, 25
Bottenhavet utsjö	2	0	0		0	0	0		37
Bottenviken kust	1	0	0						27, alla
Bottenviken utsjö	2	1	1	Ök **	0	2	1	Min *	
<b>TOT:</b>	<b>122</b>	<b>20</b>	<b>8</b>		<b>5</b>	<b>14</b>	<b>4</b>		

<sup>1</sup> I Bottenhavets kust finns 21 stationer med temperaturdata, men endast 12 stationer med salthaltsdata för minst 10 år 1992-2012

Tabell 7. Tidstrender - Temperatur och Salthalt i djupvatten. Summering av trendanalyser under perioden 1992-2012 för temperatur och salthalt i djupvatten för totalt 21 provtagningsstationer (4 kust och 17 utsjöstationer) respektive 7 stationer (alla i utsjön) inom 12 havsregioner. Analyserna är utförda med icke-parametriskt Mann-Kendall test på tre olika rumsskalor: station (St), vattentyp (VT) och havsregion (Havs). I kolumnen *St Ant* anges antalet stationer med data inom varje havsregion. Inom kolumnerna *St* och *VT* anges antalet stationer med signifikant ökande (Öka) eller minskande (Min) trend. Inom kolumnen *Havs* anges om trenden för hela havsregionen var ökande (Ök) eller minskande (Min) samt p-värdet på trenden (\* p<0.05, \*\* p<0.01, \*\*\*p<0.001). Kolumnen *VT saknas* anger vilka vattentyper som inte inkluderats i analysen för att data saknades för temperatur i djupvatten. Numreringen av saknade vattentyper följer rapportens löpnummer som visas i Tabell 2.

TEMP. I DJUPVATTEN	ST	ST	VT	HAVS	VT
	ANT	ÖKA	MIN		SAKNAS
Skagerrak kust	2	0	0		1
Skagerrak utsjö	5	0	0		
Kattegatt kust	2	2	2	Ök **	5, 6, 8
Kattegatt utsjö	2	2	1	Ök ***	
S. Eg. Östersjön kust					Alla
S. Eg. Östersjön utsjö	2	0	0		30
N. Eg. Östersjön kust					Alla
N. Eg. Östersjön utsjö	4	4	2	Ök ***	7, 8
Bottenhavet kust					Alla
Bottenhavet utsjö	2	0	0		37
Bottenviken kust					Alla
Bottenviken utsjö	2	0	0		
<b>Tot</b>	<b>21</b>	<b>8</b>	<b>5</b>		

SALTHALT I DJUPVATTEN	ST	ST	VT	VT	HAVS
	ÖKA	MIN	ÖKA	MIN	
Skagerrak kust	0	0	0	0	
Skagerrak utsjö	1	0	1	0	Ök *
Kattegatt kust	0	0	0	0	
Kattegatt utsjö	0	0	0	0	
S. Eg. Östersjön kust					
S. Eg. Östersjön utsjö	0	2	0	1	Min **
N. Eg. Östersjön kust					
N. Eg. Östersjön utsjö	4	0	2	0	Ök ***
Bottenhavet kust					
Bottenhavet utsjö	2	0	1	0	Ök **
Bottenviken kust					
Bottenviken utsjö	0	0	0	0	
<b>Tot</b>	<b>7</b>	<b>2</b>	<b>4</b>	<b>1</b>	

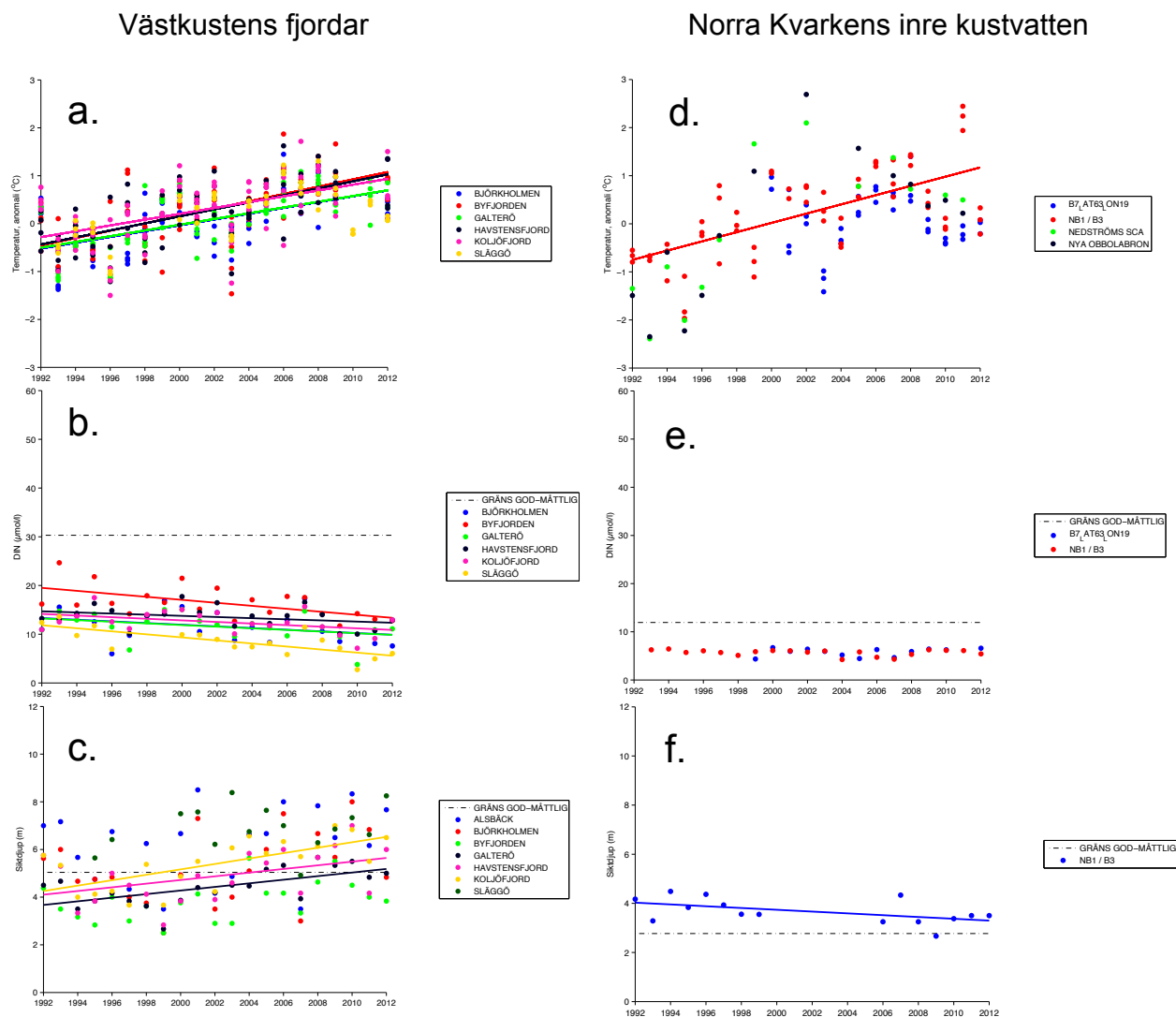


Fig. 3. Exempel på resultat från tidstrendanalyser. Tidstrender från vattentypen Västkustens fjordar i havsregionen Skagerraks kust (a-c), och från vattentypen Norra Kvarkens inre kustvatten i havsregionen Bottenhavets kust (d-f) för variablerna temperatur anomalier i ytvatten (a, d) oorganiskt löst kväve (DIN; b, e) samt siktdjup (c, f). Utritade kurvor anger att Mann-Kendall testet av stationens EK-värde gav en signifikant trend. Streckade linjer anger gränsvärdet för variabeln som motsvarar EK-värdet för gränsen mellan statusklasserna God och Måttlig. I vattentypen Västkustens fjordar visade en majoritet av stationerna inom vattentypen en liknande trend varför signifikanta positiva trender av EK-värdena återfanns för hela vattentypen för alla tre variabler (observera att sjunkande trend av DIN ger en positiv trend av EK-värdet). Vidare återfanns likande trender i flera av regionens vattentyper varför trenderna var signifikanta också för hela havsregionen (se Tabell 6, 10 och 16). I vattentypen Norra Kvarkens inre kustvatten hittades signifikanta trender endast vid enstaka stationer och vattentyper men inte för havsregionen för någon av variablerna (se Bilaga 3 för samtliga trendgrafer).

## Salthalt

Trenderna i salthalt var mer varierande, med minskande halter i ytvatten och ökande halter i djupvatten i vissa områden under perioden 1992-2012.

*Ytvatten.* I Skagerraks kustvatten minskade salthalten i ytvattnet signifikant i 60% av stationerna. Trenden var signifikant i 2 av 3 vattentyper (*Skagerraks yttre kustvatten* och *Västkustens fjordar*) samt för hela havsregionen. I Kattegatts kustvatten minskade salthalten i ytvattnet endast vid en station i de norra delarna av havsregionen. Inga trender hittades i Västerhavets utsjöområden (Tabell 6; Bilaga 3: Fig. 2.1-8, 2.21-22). I Egentliga Östersjöns kustvatten hittades enstaka stationer med både ökande och minskande salthalt i ytvattnet, men inga trender på större skalor. Inga signifikanta trender hittades i Egentliga Östersjöns utsjövatten eller i Bottenhavets kust och utsjöområden. I Bottenvikens utsjöområde minskade salthalten i ytvattnet signifikant vid båda förekommande stationer, och minskningen var signifikant också för havsregionen. Data saknades för analysera Bottenvikens kust (Tabell 6; Bilaga 3: Fig. 2.9-20, 2.23-29).

*Djupvatten.* Salthalterna i Västerhavets djupvatten visade få signifikanta trender, men i motsatt riktning där de förekom. I Skagerraks utsjöområde visade endast en station signifikant ökande salthalt i djupvattnet. En ökande tendens sågs dock på samtliga stationer och salthaltsökningen var signifikant för havsregionen. Inga andra trender hittades i Västerhavet (Tabell 7). I Östersjöns djupvatten varierade salthaltstrenderna mellan olika havsområden. I södra Egentliga Östersjöns utsjöområde minskade salthalten signifikant vid båda stationerna och för havsregionen. I norra Egentliga Östersjön och Bottenhavets utsjöområden ökade salthalten signifikant vid samtliga inkluderade utsjöstationer för havsregionerna (Tabell 7).

## 3.2.2 KVÄVE

### 3.2.2.1 Statusklassning

Data för oorganiskt löst kväve (DIN) och totalkväve under vinterperioden 2010-2012 hittades för totalt 200 stationer (132 i kust- och 68 i utsjöområden) respektive 216 stationer (148 i kust- och 68 i utsjöområden). Data för statusbedömning av DIN och totalkväve saknades för 3 vattentyper inom kustområdet i norra Egentliga Östersjön och Bottniska vikens havsregioner (Tabell 8 och 9).

Tabell 8. Summering av statusklassning (2010-2012) per vattentyp inom 27 kust- och 11 utsjövattentyper uppdelade i 12 större havsregioner för 8 miljövariabler: oorganisk kväve (DIN), totalkväve (Tot N), oorganisk fosfor (DIP), totalfosfor (Tot P; vintervården), klorofyll a (Chl-a), biovolym växtplankton (BioV), siktdjup (Sikt), samt säsongsmässig syrebrist i bottenvatten (Syre). Färger anger statusklass enligt: blå=Hög, grön=God, gul=Måttlig, orange=Otilfredsställande, Röd=Dålig status. Siffrorna anger antal provtagningsstationer med data som uppfyller Vattendirektivets bedömningskriterier. \* för syre anger att det förekommer minst en station med flerårig syrebrist som ej har statusklassats.

Kustsregion	Kustvattentyp	DIN	Tot N	DIP	Tot P	Chl-a	BioV	Sikt	Syre
1. Skagerrak kust	1n. Västkustens inre kustvatten	22	22	22	22	21	0	22	19*
	2. Västkustens fjordar	13	13	13	13	14	6	13	10*
	3. Västkustens yttre kustvatten, Skagerrak	3	3	3	3	2	2	2	1
2. Kattegat kust	1s. Västkustens inre kustvatten	1	3	3	3	3	1	3	3
	4. Västkustens yttre kustvatten, Kattegat	1	3	3	3	3	1	3	3
	5. S Hallands och norra Öresunds kustvatten	4	7	7	7	6	1	5	5*
	6. Öresunds kustvatten	6	6	6	6	4	0	4	4
	25. Göta älvs och Nordre älvs estuarie	1	1	1	1	1	0	1	1
3. S Eg Östersjön kust	7. Skånes kustvatten	4	4	4	4	4	1	6	3
	8. Blekinge skärgård och Kalmarsund inre kv	18	18	18	18	18	0	22	4
	9. Blekinge skärgård och Kalmarsund yttre kv	6	6	6	6	6	2	6	2
4. N Eg Östersjön kust	10. Ölands och Gotlands kustvatten	4	4	4	4	4	4	4	0
	11. Gotlands nordvästra kustvatten	1	1	1	1	1	1	1	0
	12s. Östergötlands & Stockholms skärdg mkv	11	11	11	11	11	1	11	0
	12n. Östergötlands & Stockholms skärdg mkv	4	4	4	4	46	12	48	0
	13. Östergötlands inre kustvatten	3	3	3	3	3	2	3	0
	14. Östergötlands yttre kustvatten	1	1	1	1	1	1	1	0
	15. Stockholms skärgård, yttre kustvatten	0	0	0	0	3	0	3	0
24. Stockholms inre skärgård och Halsfjärden	1	1	1	1	5	3	7	0	
5. Bottenhavet kust	16. Södra Bottenhavet, inre kustvatten	13	22	13	22	34	6	30	0
	17. Södra Bottenhavet, yttre kustvatten	1	1	1	1	4	1	3	0
	18. Norra Bottenhavet, Höga kusten inre kv	3	3	3	3	46	2	24	1*
	19. Norra Bottenhavet, Höga kusten yttre kv	0	0	0	0	13	0	0	0
	20. N Kvarkens inre kustvatten	6	6	6	6	8	6	5	2
21. N Kvarkens yttre kustvatten	2	2	2	2	2	0	2	0	
6. Bottenvikens kust	22. Norra Bottenviken, inre kustvatten	3	3	3	3	14	16	16	1
	23. Norra Bottenviken, yttre kustvatten	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Utsjöregion</b>	<b>Utsjövattentyp</b>								
7. Skagerrak utsjö	1. Skagerraks utsjövatten	7	7	7	7	4	1	4	3
8. Kattegat utsjö	2. Skagerraks utsjövatten	11	11	11	11	5	2	3	3
9. S Eg Östersjön utsjö	3. Arkonahavets och S Öresunds utsjöv	5	5	5	5	3	1	3	3
	4. Bornholmshavets och Hanöbukens utsjöv	7	7	7	7	4	1	4	2*
10. N Eg Östersjön utsjö	5. V Gotlandshavets utsjövatten	5	5	5	5	4	1	3	1*
	6. Ö Gotlandshavets utsjövatten	9	9	9	9	3	1	4	1*
	7. N Gotlandshavets utsjövatten	3	3	3	3	1	0	1	0
	8. Ålands havs utsjövatten	1	1	1	1	0	0	0	0
11. Bottenhavet utsjö	9. Bottenhavets utsjövatten	11	11	11	11	2	1	2	0
	10. N Kvarkens utsjövatten	2	2	2	2	0	0	0	0
12. Bottenvikens utsjö	11. Bottenvikens utsjövatten	7	7	7	7	2	1	2	0
<b>Totalt</b>		<b>200</b>	<b>216</b>	<b>207</b>	<b>216</b>	<b>305</b>	<b>78</b>	<b>271</b>	<b>33</b>



Tabell 9. Statusklassning Kvävehalter. Sammanställning av statusklassningar av 12 st havsregioner för löst oorganisk kväve (DIN; vintertid) och totalkväve (Tot N; vintertid) under perioden 2010-2012 där stationsvärden aggregerats geografiskt på 4 olika sätt (se avsnitt 2.3.2 för detaljer): (1) "vattentypsmedelvärde" (*Med VT*) där stationernas EK-värden först medelvärdes bildas inom en vattentyp och därefter inom havsregionen, (2) "stationsmedelvärde" (*Med St*) där stationernas EK-värden medelvärdesbildas direkt på nivån havsregion, (3) "sämst-styr per vattentyp" (*SS VT*) där det sämsta vattentyps-EK-värdet inom en havsregion bestämmer status på havsregionen, och (4) "sämst-styr per station" (*SS St*) där det sämsta stationsvärdet bestämmer status på havsregionen. För Tot N and DIN beräknas EK-värdet som kvoten mellan referensvärdet och observerat värde (EK= referensvärde/observerat värde). Färger och siffror anger status klass enligt: Blå (5)=Hög, grön (4)=God, Gul (3)=Måttlig, Orange (2)=Otillfredsställande, Röd (1)=Dålig status. *St (n)* anger antal ingående stationer per havsregion, *Ref ( $\mu\text{mol L}^{-1}$ )* anger bedömningsgrundens referensvärden för DIN och Tot N per havsregion (ett intervall anges då näringsvärdena kompenseras för observerad salthalt i havsområdet inom de flesta vattentyper), *EK GM* anger medelvärdet av bedömningsgrundens gränsvärde mellan statusklasserna God och Måttlig per havsregion, *Stations-EK* anger medelvärde (Medel), standardavvikelse (SD), och min- och maxvärde av ingående stationers EK-värden beräknade per havsregion.

DIN ( $\mu\text{mol L}^{-1}$ )	St.	Ref	EK	Stations-EK				Med	Med	SS	SS
Havsregion	(n)	$\mu\text{mol L}^{-1}$	GM	Medel	SD	Min	Max	VT	St	VT	St
Skagerrak kust	38	6.0-20.0	0.66	0.86	0.15	0.31	1.00	5	5	5	2
Skagerrak utsjö	7	6.0-20.0	0.66	0.94	0.08	0.81	1.00	5	5	5	5
Kattegatt kust	13	2.5-14.7	0.67	0.62	0.22	0.23	1.00	4	3	3	1
Kattegatt utsjö	11	4.5-14.7	0.67	0.88	0.07	0.77	1.00	5	5	5	4
Södra Eg Östersjön kust	28	2.5-34.5	0.67	0.53	0.15	0.22	0.74	3	3	3	1
Södra Eg Östersjön utsjö	12	2.5-34.5	0.67	0.78	0.14	0.47	0.93	4	4	4	3
Norra Eg Östersjön kust	25	2.5-8.5	0.66	0.44	0.25	0.17	0.74	2	1	1	1
Norra Eg Östersjön utsjö	18	2.5-6.6	0.66	0.70	0.13	0.48	0.87	4	4	3	3
Bottenhavet kust	25	3.0-7.6	0.67	0.75	0.18	0.38	1.00	4	4	3	2
Bottenhavet utsjö	13	3.0-7.6	0.67	0.91	0.08	0.75	1.00	5	5	5	4
Bottenvikens kust	3	5.0-8.3	0.67	0.78	0.27	0.48	1.00	4	4	4	3
Bottenvikens utsjö	7	5.0-8.3	0.67	0.81	0.03	0.78	0.85	5	5	5	4
<b>Tot N-vinter (<math>\mu\text{mol L}^{-1}</math>)</b>											
Skagerrak kust	38	19-36	0.79	0.90	0.11	0.48	1.00	5	5	4	2
Skagerrak utsjö	7	19-36	0.79	0.99	0.01	0.97	1.00	5	5	5	5
Kattegatt kust	20	17-30	0.78	0.82	0.12	0.49	0.95	4	4	3	2
Kattegatt utsjö	11	17-30	0.79	0.91	0.03	0.86	0.95	5	5	5	4
Södra Eg Östersjön kust	28	17-56	0.84	0.81	0.09	0.52	1.00	3	3	3	2
Södra Eg Östersjön utsjö	12	17-56	0.84	0.83	0.05	0.76	0.92	3	3	3	3
Norra Eg Östersjön kust	25	17-33	0.84	0.69	0.13	0.40	0.89	2	3	1	1
Norra Eg Östersjön utsjö	18	17-33	0.85	0.80	0.06	0.66	0.90	3	3	3	3
Bottenhavet kust	34	18-21	0.84	0.89	0.14	0.59	1.00	5	4	4	2
Bottenhavet utsjö	13	18-23	0.84	0.95	0.04	0.84	1.00	5	5	4	4
Bottenvikens kust	3	18-21	0.85	0.83	0.21	0.60	1.00	3	3	3	2
Bottenvikens utsjö	7	5.0-8.3	0.67	0.81	0.03	0.78	0.85	5	5	5	4

Statusklassningen av kvävehalter visade generellt lägre status och större variation mellan stationerna i kustområdet än i utsjön i alla havsregioner, och generellt lägre status i Egentliga Östersjöns havsregioner än i övriga, framför allt i norra Egentliga Östersjöns kustområde.

Statusklassning av Västerhavets havsregioner baserad på medelvärdesbildning av vattentypernas EK-värden visade *God* till *Hög* status av DIN och totalkväve i både kust och utsjöregionerna. I både Skagerraks och Kattegatts utsjöområden visade samtliga stationer *God* eller högre status för både DIN och totalkväve, och statusen för havsregionerna var *Hög*. I Skagerraks kustområden visade en majoritet av stationerna *Hög* status. Endast enstaka stationer med *Måttlig* och *Otillfredsställande* hittades i vissa instängda fjordområden, och statusen för hela havsregionen och samtliga vattentyper var *Hög* förutom i *Västkustens fjordar* där statusen var *God*. I Kattegatts kustområden dominerade stationer med *God* eller högre status längs Hallands kust medan *Måttlig* eller sämre status dominerande i vattentypen *Öresunds kustvatten* som klassades som *Måttlig* för både DIN och totalfosfor. Statusklassning av havsregionen baserat på vattentypernas medelvärden gav *God* status på både DIN och totalfosfor (Tabell 8 och 9; Bilaga 4: Fig. 1-2, 4-5).

Statusen på kvävehalterna i Egentliga Östersjön var markant sämre, framförallt i kustområdet. I södra Egentliga Östersjöns kustområde varierade statusen på stationerna för DIN och totalkväve mellan *Hög* och *Dålig* och samtliga vattentyper och hela havsregionen klassades som *Måttlig*. I utsjön var statusen högre för DIN, framför allt i vattentypen *Bornholms havet* där statusen var *Hög*, och hela utsjöregionen klassades som *God* för DIN, men *Måttlig* för totalkväve. I norra Egentliga Östersjöns kustområde klassades samtliga stationer som *Måttlig* eller sämre för DIN, och endast enstaka stationer klassades bättre än *Måttlig* för totalkväve. Samtliga vattentyper klassades som *Måttlig* eller sämre där vattentyperna *Östergötlands inre kustvatten* klassades som *Dålig* för DIN och *Stockholms inre skärgård* och *Halsfjärden* klassades som *Dålig* både för DIN och totalkväve. Hela havsregionen klassades som *Otillfredsställande* för DIN och totalkväve (Tabell 8 och 9; Bilaga 4: Fig. 2, 5).

I Bottniska viken var statusen på kvävehalterna generellt bättre än i Egentliga Östersjön. I Bottenhavets kustområde klassades en majoritet av stationerna som *God* eller bättre. Förutom i delar södra Bottenhavets kustvatten, där stationer med *Måttlig* och *Otillfredsställande* status förekom klassades samtliga vattentyper som *God* eller *Hög* status, och havsregionen som *God* för DIN och *Hög* för totalfosfor. I Bottenhavets utsjö visade samtliga stationer *God* eller högre status, och havsregionen klassades som *Hög* för både DIN och totalkväve. I havsregionen Bottenvikens kust inkluderades endast 3 stationer, samtliga inom vattentypen *norra Bottenvikens inre kustvatten*, där statusen på kvävehalterna varierade mellan

*Otillfredsställande* till *Hög* och klassades som *God* för DIN och *Måttlig* för totalfosfor för vattentypen och havsregionen (Tabell 8 och 9; Bilaga 4: Fig. 3, 6).

### 3.2.2.2 Tidstrender

Data för oorganiskt löst kväve (DIN) och totalkväve under perioden 1992-2012 hittades för totalt 144 stationer (81 i kust- och 63 i utsjöområden) respektive 176 stationer (112 i kust- och 64 i utsjöområden). Färre stationer inkluderades för DIN då värden för nitrat saknades för många stationer (se avsnitt 3.2). Totalt inkluderades 32 av 36 vattentyper i kust och utsjön. Vattentyper som saknade data hittades alla i kustområdet i norra Egentliga Östersjön och Bottniska vikens havsregioner (Tabell 10).

Halterna av både DIN och totalkväve visade generellt minskande trender under perioden 1992-2012 i de flesta områden (totalt minskade halterna signifikant vid 42% respektive 21% av alla stationer) medan få stationer visade en signifikant ökande trend (<4%). Minskande kvävehalter var speciellt tydlig i Västerhavet, Egentliga Östersjön, och Bottniska vikens utsjöområden, men mindre tydligt i Bottniska viken kustområden där det till skillnad från övriga havsområden även förekom stationer och vattentyper med signifikant ökande halter.

I Västerhavets kustområde minskade DIN signifikant på alla testade skalor. Signifikant minskande trender hittades i 82% respektive 36% av inkluderade stationer i Skagerrak och Kattegatts kustområde, i 6 av totalt 8 vattentyper, och på skalan havsregion i både Skagerrak och Kattegatts kustområde (Fig. 3b). I Västerhavets utsjöområden var minskningen mindre tydlig, och även om flera stationer visade signifikant minskande trender, hittades ingen signifikant trend på vattentypsnivå eller på nivån havsregion (Tabell 10; Bilaga 3: Fig. 3.1-3.8, 3.22-3.23). I Egentliga Östersjön minskade också DIN signifikant på alla testade skalor, men styrkan i trenderna varierade mellan olika havsregioner. I södra Egentliga Östersjöns kustområden visade endast 27% av testade stationer en signifikant minskning, ingen signifikant minskning hittades på nivån havsregion. I kontrast visade 73% av stationerna i utsjön en signifikant minskning, där samtliga vattentyper liksom hela havsregionen visade en starkt signifikant minskning av DIN. I norra Egentliga Östersjön var minskningen tydligast i kustområdet där 50% av stationerna, samtliga vattentyper, liksom hela havsregionen visade en signifikant minskande trend. I utsjön var också minskningen signifikant på alla nivåer, men endast en minoritet av stationerna och vattentyperna visade signifikanta trender (Tabell 10; Bilaga 3: Fig. 3.9-3.16, 3.24-3.29). I Bottniska vikens utsjöområden hittades signifikant minskande trender i majoriteten av alla undersökta stationer, och halterna minskade signifikant i båda havsregionerna. I kustområdena hittades färre trender (se exempel i Fig. 3e), men de som fanns dominerades av ökande halter, framför allt i Bottenhavets kust där DIN ökade signifikant i vattentypen *södra Bottenhavets yttre kustvatten* respektive N Kvarkens

inre kustvatten. I Bottenvikens kustområden ökade DIN signifikant vid enstaka stationer, men inga signifikanta trender hittades på större skala (Tabell 10; Bilaga 3: Fig. 3.17-3.21, 3.30-3.32).

Trenderna av totalkväve visade ett liknande mönster som DIN. I Västerhavet minskade totalkväve signifikant på alla testade skalor i samtliga havsregioner, och till skillnad från DIN var minskningen signifikant på nivån vattentyp och havsregion också i utsjön i både Skagerrak och Kattegatt. I medeltal visade 48% av alla stationer i Västerhavet i en signifikant minskning av totalkväve, och samtliga vattentyper visade en signifikant minskning förutom vattentypen *Skagerraks yttre kustvatten* (Tabell 10; Bilaga 3: Fig. 4.1-4.8, 4.22-4.23). Halterna av totalkväve i Egentliga Östersjön minskade också, men i jämförelse med DIN var trenderna mindre tydliga då signifikanta minskningar på vattentyps- och havsregionsnivå endast förekom i södra Egentliga Östersjöns utsjö och norra Egentliga Östersjön kustområde. I övriga havsregioner i Egentliga Östersjön förekom endast enstaka stationer med signifikant minskande trender. (Tabell 10; Bilaga 3: Fig. 4.9-4.16, 4.24-4.29). Till skillnad från DIN hittades ingen signifikant minskning av total kväve i Bottniska vikens utsjöområden. Däremot sågs liknande tendens till ökade halter i kustområdena, framför allt Bottenhavets kustområde totalkväve ökade signifikant vid 5 kuststationer i vattentypen *Kvarkens inre kustvatten*. I Bottenvikens kustområden ökade kvävehalten signifikant vid en station, men i övrigt hittades inga signifikanta trender (Tabell 10; Bilaga 3: Fig. 4.17-4.21, 4.30-4.32).

Tabell 10. Tidstrender - Kvävehalter. Summering av trendanalyser under perioden 1992-2012 för oorganisk löst kväve (DIN) och totalkväve från totalt 144 provtagningsstationer (81 kust- och 63 utsjöstationer) respektive totalt 176 stationer (112 kust- och 64 utsjöstationer) inom 12 havsregioner. Analyserna är utförda med icke-parametriskt Mann-Kendall test på tre olika rumsskalor: station (St), vattentyp (VT) och havsregion (Havs). I kolumnen *St Ant* anges antalet stationer med data inom varje havsregion. Inom kolumnerna *St* och *VT* anges antalet stationer med signifikant ökande (Öka) eller minskande (Min) trend. Inom kolumnen *Havs* anges om trenden för hela havsregion var ökande (Ök) eller minskande (Min) samt p-värdet på trenden (\* p<0.05, \*\* p<0.01, \*\*\*p<0.001). Kolumnen *VT saknas* anger vilka vattentyper som inte inkluderats i analysen då data saknades. Numreringen av saknade vattentyper följer rapportens löpnummer som visas i Tabell 2.

DIN	ST	ST	ST	VT	VT	HAVS	VT
	ANT	MIN	ÖKA	MIN	ÖKA		SAKNAS
Skagerrak kust	11	9	0	2	0	Min **	
Skagerrak utsjö	6	1	0	0	0		
Kattegatt kust	11	4	0	4	0	Min **	
Kattegatt utsjö	8	4	0	0	0		
S. Eg. Östersjön kust	26	7	0	1	0		
S. Eg. Östersjön utsjö	11	8	0	2	0	Min ***	
N. Eg. Östersjön kust	24	12	0	5	0	Min **	12,13,18
N. Eg. Östersjön utsjö	18	6	0	2	0	Min *	35
Bottenhavet kust	7	0	1	0	1		21,23,25
Bottenhavet utsjö	12	5	0	1	0	Min **	37
Bottenviken kust	2	0	1	0	0		27
Bottenviken utsjö	7	5	0	1	0	Min **	
<b>TOT</b>	<b>144</b>	<b>61</b>	<b>2</b>	<b>18</b>	<b>1</b>		
TOTALKVÄVE	ST	ST	ST	VT	VT	HAVS	VT
	ANT	MIN	ÖKA	MIN	ÖKA		SAKNAS
Skagerrak kust	11	9	0	2	0	Min **	
Skagerrak utsjö	6	1	0	1	0	Min *	
Kattegatt kust	19	7	0	5	0	Min **	
Kattegatt utsjö	9	5	0	1	0	Min *	
S. Eg. Östersjön kust	26	1	0	0	0		
S. Eg. Östersjön utsjö	11	6	0	2	0	Min ***	
N. Eg. Östersjön kust	24	4	0	1	0	Min *	12,13,18
N. Eg. Östersjön utsjö	18	3	0	0	0		35
Bottenhavet kust	29	1	5	0	1		21,23,25
Bottenhavet utsjö	13	0	0	0	0		37
Bottenviken kust	3	0	1	0	0		27
Bottenviken utsjö	7	0	0	0	0		
<b>TOT</b>	<b>176</b>	<b>37</b>	<b>6</b>	<b>12</b>	<b>1</b>		

### 3.2.3 FOSFOR

#### 3.2.3.1 Statusklassning

Data för oorganiskt löst fosfor (DIP) och totalfosfor (Tot P) under vinterperioden 2010-2012 hittades för totalt 207 stationer (139 i kust- och 68 i utsjöområden) respektive 216 stationer (148 i kust- och 68 i utsjöområden). På samma sätt som för kväve, saknades data för statusbedömning av DIP och totalfosfor för 3 vattentyper inom kustområdet i norra Egentliga Östersjön och Bottniska vikens havsregioner (Tabell 8 och 11).

Statusklassningen av fosforhalter visade ett liknande mönster som klassningen av kvävehalter, med generellt lägre status i kustområdet än i utsjön, och lägst status i Egentliga Östersjön. Generellt var dock statusen för fosforhalter sämre än för kvävehalter i många områden, framför allt för DIP i Egentliga Östersjön och för totalfosfor i Kattegatt och Bottenvikens kustområde (Tabell 8 och 11).

I Skagerrak visade en stor majoritet av stationerna hög status för DIP och statusen klassades som hög för alla vattentyper och havsregionerna i kust och utsjön. Endast i instängda fjordområden hittades några stationer med *Måttlig* status (Fig. 4). Statusen för totalfosfor var liknande hög i utsjön, men i jämförelse med DIP var den klart lägre vid kusten där statusen i vattentypen *Västkustens fjordar* klassades som *Måttlig* och övriga vattentyper samt hela havsregionen klassades som *God* (Tabell 8 och 11; Bilaga 4: Fig. 7, 10). I Kattegatt hittades en tydlig gradient i status med högre klassning i de norra delarna och lägre status i de södra, framför allt i Öresund där vattentypen klassades som *Måttlig* eller sämre (Fig. 4). Halterna av DIP i Kattegatts utsjö visade *God* till *Hög* status vid samtliga stationer och statusen på havsregionen klassades som *Hög*. Vid kusten visade de nordliga vattentyperna också *Hög* status, medan södra Hallands och Öresund vattentyp klassades som *God* respektive *Måttlig*. Statusen för totalfosfor var genomgående sämre och klassades som *Måttlig* i Kattegatts utsjöregion, och varierande från *God* i de nordliga vattentyperna till *Måttlig* i södra Halland och *Otillfredsställande* i Öresund. Statusen på hela kustregionen klassades som *Måttlig* (Tabell 8 och 11; Bilaga 4: Fig. 8, 11).

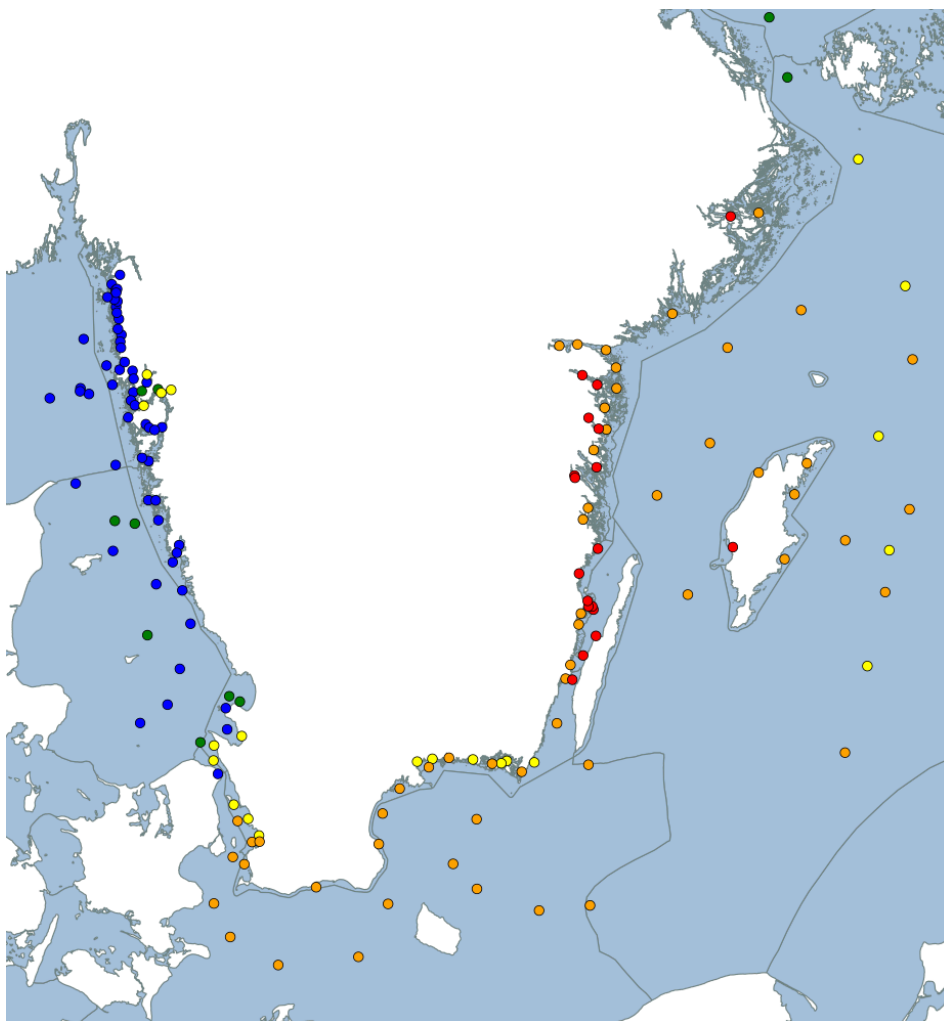


Fig. 4. Exempel på resultat från statusklassning – DIP i södra Sverige. I figuren visas statusklassning av provtagningsstationer i kust- och utsjöområden inom havsregionerna Skagerrak, Kattegatt och Södra och Norra Egentliga Östersjön för variabeln oorganisk löst fosfor (DIP), som ett exempel på de resultatskartor som generats för samtliga variabler och regioner (se Bilaga 4 för en komplett sampling). Statusbedömningarna är gjorda för 3-årsperioden 2010-2012 och är baserade på Vattendirektivets bedömningsgrunder i både kust och utsjön. Färger på stationspunkterna anger statusklass enligt: blå=Hög, grön=God, gul=Måttlig, orange=Otillfredsställande, röd=Dålig status. I exemplet ses hur status för DIP generellt är Hög i Västerhavet där samtliga havsregioner har God till Hög status, men försämras i Öresund till Måttlig och Otillfredsställande i Södra och Norra Egentliga Östersjöns havsregioner med många stationer och vattentyper med Dålig status i Norra Egentliga Östersjöns kustvatten (se Tabell 8 och 11 för detaljer).

Tabell 11. Statusklassning Fosforhalter. Sammanställning av statusklassningar av 12 st havsregioner för löst oorganisk fosfor (DIP; vintertid) och totalfosfor (Tot P; vintertid) under perioden 2010-2012 där stationsvärden aggregerats geografiskt på 4 olika sätt: (1) "vattentypsmedelvärde" (Med VT) där stationernas EK-värden först medelvärdesbildas inom en vattentyp och därefter inom havsregionen, (2) "stationsmedelvärde" (Med St) där stationernas EK-värden medelvärdesbildas direkt på nivån havsregion, (3) "sämst-styr per vattentyp" (SS VT) där det sämsta vattentyps-EK-värdet inom en havsregion bestämmer status på havsregionen, och (4) "sämst-styr per station" (SS St) där det sämsta stationsvärdet bestämmer status på havsregionen. För DIP och Tot P beräknas EK-värdet som kvoten mellan referensvärdet och observerat värde (EK= referensvärde/observerat värde). Färger och siffror anger status klass enligt: Blå (5)=Hög, grön (4)=God, Gul (3)=Måttlig, Orange (2)=Otillfredsställande, Röd (1)=Dålig status. St (n) anger antal ingående stationer per havsregion, Ref ( $\mu\text{mol L}^{-1}$ ) anger bedömningsgrundens referensvärden för DIP och Tot P per havsregion (ett intervall anges då närsaltsvärdena kompenseras för observerad salthalt i havsområdet inom de flesta vattentyper), EK GM anger medelvärdet av bedömningsgrundens gränsvärde mellan statusklasserna God och Måttlig per havsregion, Stations-EK anger medelvärde (Medel), standardavvikelse (SD), och min- och maxvärde av ingående stationers EK-värden beräknade per havsregion.

DIP-vinter ( $\mu\text{mol L}^{-1}$ )	St.	Ref	EK	Stations-EK				Med	Med	SS	SS
Havsregion	(n)	$\mu\text{mol L}^{-1}$	GM	Medel	VT	Min	Max	VT	St	VT	St
Skagerrak kust	38	0.21-0.50	0.66	0.89	0.12	0.56	1.00	5	5	5	3
Skagerrak utsjö	7	0.21-0.50	0.66	0.96	0.05	0.84	1.00	5	5	5	5
Kattegatt kust	20	0.21-0.40	0.68	0.72	0.22	0.41	1.00	4	4	3	2
Kattegatt utsjö	11	0.21-0.40	0.68	0.83	0.07	0.72	1.00	5	5	5	4
Södra Eg Östersjön kust	28	0.20-0.25	0.66	0.37	0.12	0.19	0.59	2	2	2	1
Södra Eg Östersjön utsjö	12	0.20-0.25	0.66	0.38	0.02	0.34	0.42	2	2	2	2
Norra Eg Östersjön kust	25	0.20-0.25	0.66	0.31	0.07	0.12	0.43	2	2	1	1
Norra Eg Östersjön utsjö	18	0.20-0.25	0.66	0.44	0.10	0.35	0.67	3	2	2	2
Bottenhavet kust	25	0.11-0.20	0.67	0.93	0.12	0.60	1.00	5	5	5	3
Bottenhavet utsjö	13	0.11-0.20	0.67	0.69	0.11	0.52	0.87	4	4	4	3
Bottenvikens kust	3	0.10-0.19	0.67	0.97	0.05	0.92	1.00	5	5	5	5
Bottenvikens utsjö	7	0.10-0.19	0.67	1.00	0.00	1.00	1.00	5	5	5	5
<b>Tot P-vinter (<math>\mu\text{mol L}^{-1}</math>)</b>											
Skagerrak kust	38	0.41-0.70	0.74	0.74	0.11	0.48	0.89	4	4	3	2
Skagerrak utsjö	7	0.41-0.70	0.74	0.89	0.08	0.75	0.96	5	5	5	4
Kattegatt kust	20	0.41-0.70	0.78	0.68	0.12	0.47	0.83	3	3	2	2
Kattegatt utsjö	11	0.41-0.70	0.78	0.77	0.04	0.68	0.83	3	3	3	3
Södra Eg Östersjön kust	28	0.41-0.50	0.69	0.39	0.07	0.27	0.53	2	2	2	1
Södra Eg Östersjön utsjö	12	0.41-0.50	0.69	0.52	0.04	0.43	0.59	3	3	3	2
Norra Eg Östersjön kust	25	0.4	0.67	0.30	0.08	0.12	0.48	2	2	1	1
Norra Eg Östersjön utsjö	18	0.4	0.67	0.47	0.05	0.41	0.60	3	3	2	2
Bottenhavet kust	34	0.30-0.39	0.69	0.74	0.20	0.41	1.00	5	4	3	2
Bottenhavet utsjö	13	0.30-0.39	0.68	0.69	0.09	0.52	0.81	4	4	3	3
Bottenvikens kust	3	0.20-0.37	0.64	0.94	0.10	0.83	1.00	5	5	5	5
Bottenvikens utsjö	7	0.20-0.37	0.64	0.95	0.03	0.90	0.99	5	5	5	5



I likhet med kvävehalterna var statusen på fosforhalterna i Egentliga Östersjön markant sämre än övriga regioner, framförallt för DIP som visade *Otillfredsställande* status i både kust och utsjön (Fig. 4). I södra Egentliga Östersjöns kustområde hittades en gradient i status från Skåne till Kalmarsund för både DIP och totalfosfor med högre klassning i Skånes kustvatten och Blekinge skärgård där statusen varierade mellan *Måttlig* och *Otillfredsställande*, och tydligt sämre status i Kalmarsund där stationer med *Dålig* status dominerade för DIP och var vanligt förekommande för totalfosfor. Samtliga vattentyper i södra Egentliga Östersjöns kustområde klassades som *Otillfredsställande* för DIP och totalfosfor förutom Skånes kustvatten som visade *Måttlig* status för totalfosfor. Utsjöregionen och dess vattentyper klassades som *Otillfredsställande* för DIP och *Måttlig* för totalfosfor. (Tabell 8 och 11; Bilaga 4: Fig. 8, 11). I norra Egentliga Östersjöns kustområde klassades samtliga stationer och vattentyper som *Otillfredsställande* eller *Dålig* för både DIP och totalfosfor, med undantag för en station som visade *Måttlig* status för fosfor. Sämst status hittades i Östergötlands inre kustvatten och södra delarna av Stockholms skärgårds mellankustvatten där stationer med *Dålig* status dominerade (Fig. 4). Hela havsregionen klassades som *Otillfredsställande* för DIP och totalfosfor. I utsjön var status på fosforhalter något bättre och varierade mellan *Måttlig* och *Otillfredsställande* för DIP och totalfosfor vid samtliga stationer förutom en station i Ålands havs utsjövatten som visade *God* status. Utsjöregionen visade *Måttlig* status för både DIP och totalfosfor (Tabell 8 och 11; Bilaga 4: Fig. 8, 11).

I Bottniska viken var statusen på fosforhalterna generellt bättre än i Egentliga Östersjön, framför allt i Bottenviken. Statusen på fosforhalter i Bottenhavet skiljde sig från övriga regioner genom att generellt vara något lägre i utsjön än i kustområdet. I utsjön visade en majoritet av stationerna *God* eller högre status och havsregionen klassades som *God* för både DIP och totalfosfor. I Bottenhavets kustområde visade en stor majoritet av stationerna, samtliga vattentyper och hela havsregionen *Hög* status för DIP, medan statusen för totalfosfor var mer varierande med endast *Måttlig* status i södra Bottenhavets inre kustvatten, och *Hög* status i övriga vattentyper. Statusen för hela havsregionen klassades dock som *Hög* också för totalfosfor. I Bottenviken visade samtliga stationer och både kust- och utsjöregionerna *Hög* status för DIP och totalfosfor (Tabell 8 och 11; Bilaga 4: Fig. 9, 12).

### 3.2.3.2 Tidstrender

Data för DIP och totalfosfor under perioden 1992-2012 hittades för totalt 157 stationer (96 i kust- och 61 i utsjöområden) respektive 182 stationer (117 i kust- och 65 i utsjöområden). Totalt inkluderades 32 av 36 vattentyper i kust och utsjön. Vattentyper som saknade data hittades alla i kustområdet i norra Egentliga Östersjön och Bottniska vikens havsregioner (Tabell 12).

Tabell 12. Tidstrender - Fosforhalter. Summering av trendanalyser under perioden 1992-2012 för oorganisk löst fosfor (DIP) och totalfosfor från totalt 157 provtagningsstationer (96 kust- och 61 utsjöstationer) respektive totalt 186 stationer (117 kust- och 65 utsjöstationer) inom 12 havsregioner. Analyserna är utförda med icke-parametriskt Mann-Kendall test på tre olika rumsskalor: station (St), vattentyp (VT) och havsregion (Havs). I kolumnen *St Ant* anges antalet stationer med data inom varje havsregion. Inom kolumnerna *St* och *VT* anges antalet stationer med signifikant ökande (Öka) eller minskande (Min) trend. Inom kolumnen *Havs* anges om trenden för hela havsregion var ökande (Ök) eller minskande (Min) samt p-värdet på trenden (\* p<0.05, \*\* p<0.01, \*\*\*p<0.001). Kolumnen *VT saknas* anger vilka vattentyper som inte inkluderats i analysen då data saknades. Numreringen av saknade vattentyper följer rapportens löpnummer som visas i Tabell 2.

DIP	ST	ST	ST	VT	VT	HAVS	VT
	ANT	MIN	ÖKA	MIN	ÖKA		SAKNAS
Skagerrak kust	11	0	0	0	0		
Skagerrak utsjö	6	0	0	0	0		
Kattegatt kust	20	0	2	0	1		
Kattegatt utsjö	10	0	0	0	0		
S. Eg. Östersjön kust	26	2	11	0	2	Ök *	
S. Eg. Östersjön utsjö	11	0	8	0	2	Ök **	
N. Eg. Östersjön kust	24	0	4	0	1		12,13,18
N. Eg. Östersjön utsjö	18	0	11	0	3	Ök **	
Bottenhavet kust	15	3	3	0	2		23,25
Bottenhavet utsjö	13	0	7	0	1	Ök **	
Bottenviken kust	0						Alla
Bottenviken utsjö	3	0	0	0	0		
TOT	157	5	46	0	12		
TOTALFOSFOR	ST	ST	ST	VT	VT	HAVS	VT
	ANT	MIN	ÖKA	MIN	ÖKA		SAKNAS
Skagerrak kust	11	0	5	0	1	Ök *	
Skagerrak utsjö	6	0	1	0	0		
Kattegatt kust	19	0	10	0	3	Ök **	
Kattegatt utsjö	9	0	2	0	0		
S. Eg. Östersjön kust	26	0	14	0	2	Ök *	
S. Eg. Östersjön utsjö	11	0	2	0	1		
N. Eg. Östersjön kust	24	1	3	1	1		12,13,18
N. Eg. Östersjön utsjö	18	0	9	0	3	Ök *	
Bottenhavet kust	34	1	12	0	3	Ök **	23,25
Bottenhavet utsjö	13	0	13	0	2	Ök **	
Bottenviken kust	3	0	0	0	0		27
Bottenviken utsjö	7	0	1	0	0		
TOT	181	2	72	1	16		

I motsats till tidstrenderna för kväve ökade fosforhalterna i en stor majoritet av havsområdena. Ökande trender av DIP och totalfosfor var speciellt tydliga i Egentliga Östersjön och Bottenhavet, framförallt i utsjön, men signifikant ökande halter av totalfosfor hittades också i Västerhavets kustområden. I Bottenviken hittades få trender.

I Västerhavet hittades få signifikanta trender av DIP under perioden 1992-2012. Endast 2 stationer i Kattegatts kust, och vattentypen *Kattegatts yttre kustvatten* visade signifikant ökande halter av DIP (Tabell 12; Bilaga 3: Fig. 5.1-5.8, 5.22-5.23). I Egentliga Östersjön ökade DIP signifikant på alla testade skalor, men styrkan i trenderna varierade mellan olika havsregioner. I södra Egentliga Östersjön ökade DIP-halterna signifikant vid en majoritet av stationerna och vattentyperna, och ökningen var signifikant också på nivån havsregion i både kust- och utsjöområdet. Två stationer i kustområdet visade signifikant minskade halter av DIP, men ökningen var så stor vid övriga stationer att vattentyperna och havsregionen ändå visade en ökning. Också i norra Egentliga Östersjöns ökade DIP-halterna på alla testade skalor i utsjön, medan trenderna var svagare i kustområdet där endast 17% av stationerna visade signifikanta trender, och där ökningen inte var signifikant på nivån havsregion (Tabell 12; Bilaga 3: Fig. 5.9-5.16, 5.24-5.29). Bottenhavets visade liknande trender, med signifikant ökande halter på en majoritet av stationerna och på alla testade skalor i utsjön, och med svagare trender i kustområdet där endast 20% av stationerna ökade signifikant. I Bottenhavets kustområde hittades lika många stationer med minskande halter DIP, och ingen signifikant trend hittades på nivån havsregion, även om halterna var ökande i två av vattentyperna. I Bottenviken hittades inga signifikanta trender (Tabell 12; Bilaga 3: Fig. 5.17-5.21, 5.30-5.32).

Trenderna av totalfosfor visade ett liknande mönster som DIP, fast med starkare trender i Västerhavet och Bottenhavet. I Västerhavets kustområden ökade halterna av totalfosfor signifikant på cirka hälften av alla inkluderade stationer och vattentyper, samt på skalan havsregion i både Skagerrak och Kattegatt. I Västerhavets utsjöområden ökade halterna signifikant endast vid enstaka stationer (cirka 20% av stationerna) och inga signifikanta trender hittades på nivån vattentyp eller havsregion (Tabell 12; Bilaga 3: Fig. 6.1-6.8, 6.22-6.23). I Egentliga Östersjön ökade halterna av totalfosfor signifikant på mer än hälften av alla inkluderade stationer och vattentyper, samt på skalan havsregion, men endast i södra Egentliga Östersjöns kustområde, och norra Egentliga Östersjöns utsjöområde. I de övriga av Egentliga Östersjöns havsregioner ökade halterna endast vid runt 15% av stationerna och endast i enstaka vattentyper, och inga signifikanta trender hittades på nivån havsregion (Tabell 12; Bilaga 3: Fig. 6.9-6.16, 6.24-6.29). Halterna av totalfosfor ökade signifikant på nivån havsregion både i Bottenhavets kust och utsjöområde. I Bottenhavets kustområde ökade halterna vid 35% av stationerna, och vid en majoritet av vattentyperna. I utsjön

hittades signifikant ökande halter vid samtliga 13 inkluderade stationer och de två vattentyperna. I kontrast till Bottenhavet hittades ökande halter totalfosfor endast vid en station i Bottenviken (Tabell 12; Bilaga 3: Fig. 6.17-6.21, 6.30-6.32).

### 3.2.4 VÄXTPLANKTON

#### 3.2.4.1 Statusklassning

Data för klorofyll a (Chl-a) 2010-2012 hittades för totalt 305 stationer (277 i kust- och 28 i utsjöområden). Data saknades för statusklassning av vattentyperna *Ålands havs utsjövatten* samt *norra Bottenvikens yttre kustvatten*. Data för biovolym växtplankton hittades endast för 78 stationer (69 i kust- och 9 i utsjöområden) där endast 1 till 2 stationer per havsregion förekom i utsjöregionerna. Detta medförde att det saknades data för att statusklassa biovolym för totalt 11 vattentyper i kust och utsjön (Tabell 8 och 13).

I jämförelse med närsalterna visade statusklassningen av växtplankton mindre skillnader mellan olika havsregioner med något bättre status i Egentliga Östersjön. Skillnaden i status mellan kust och utsjöområden var också mindre för växtplankton än för närsalter. Statusen på biovolym växtplankton klassades som högre än statusen på Chl-a i de flesta havsregioner (Tabell 8, 9, 11, 13).

I Västerhavets utsjöområden var statusen *Hög* för Chl-a och biovolym vid samtliga stationer förutom en, och statusen för utsjöregionerna var *Hög* för båda växtplanktonvariablerna. I Västerhavets kustområden var statusen för biovolym *Hög* vid samtliga stationer, vattentyper och båda havsregionerna. För Chl-a varierade statusen på stationerna mellan *Måttlig* och *Hög*, och statusen i Skagerraks kustvattentyper var *Måttlig* i Västkustens inre kustvatten och *God* i övriga vattentyper. I Kattegatts kustvatten hittades en liknande geografisk trend i statusen av Chl-a som för fosfor, med *Hög* status i de norra vattentyperna, och *God* i södra Halland och Öresund. Statusar för hela kustregionerna var *God* både i Skagerrak och Kattegatt (Tabell 8 och 13; Bilaga 4: Fig. 13-14, 16-17).

Statusen för växtplankton i södra Egentliga Östersjön var bättre än för närsalter, med *Måttlig* till *Hög* status för Chl-a och biovolym i alla kust- och utsjövattentyper, och *God* status i havsregionerna i kust och utsjö för båda växtplanktonvariablerna (Tabell 8 och 13). I norra Egentliga Östersjön var statusen något sämre, med *Måttlig* status i utsjön vid alla stationer och för havsregionen för både för Chl-a och biovolym. I kustvattentyperna varierade statusen mellan *Otillräcklig* och *Måttlig* för Chl-a, och mellan *Måttlig* och *Hög* för biovolym. Statusen för kustens havsregion klassades som *Måttlig* för Chl-a, och *God* för biovolym (Tabell 8 och 13; Bilaga 4: Fig. 14, 17).

Tabell 13. Statusklassning Växtplankton. Sammanställning av statusklassningar av 12 st havsregioner för klorofyll a (Chl-a) och biovolym växtplankton under perioden 2010-2012 där stationsvärden aggregerats geografiskt på 4 olika sätt: (1) "vattentypsmedelvärde" (*Med VT*) där stationernas EK-värden först medelsvärdas bildas inom en vattentyp och därefter inom havsregionen, (2) "stationsmedelvärde" (*Med St*) där stationernas EK-värden medelvärdas bildas direkt på nivån havsregion, (3) "sämst-styr per vattentyp" (*SS VT*) där det sämsta vattentyps-EK-värdet inom en havsregion bestämmer status på havsregionen, och (4) "sämst-styr per station" (*SS St*) där det sämsta stationsvärdet bestämmer status på havsregionen. För Tot N and DIN beräknas EK-värdet som kvoten mellan referensvärdet och observerat värde ( $EK = \text{referensvärde} / \text{observerat värde}$ ). Färger och siffror anger status klass enligt: Blå (5)=Hög, grön (4)=God, Gul (3)=Måttlig, Orange (2)=Otillfredsställande, Röd (1)=Dålig status. *St (n)* anger antal ingående stationer per havsregion, *Ref* ( $\mu\text{mol L}^{-1}$ ;  $\text{mm}^3 \text{L}^{-1}$ ) anger bedömningsgrundens referensvärden för klorofyll a och biovolym per havsregion (intervall anges då halterna kompenseras för observerad salthalt i havsområdet inom någon vattentyp), *EK GM* anger medelvärdet av bedömningsgrundens EK-gränsvärde mellan statusklasserna God och Måttlig per havsregion, *Stations-EK* anger medelvärde (*Medel*), standardavvikelse (*SD*), och min- och maxvärde av ingående stationers EK-värden beräknade per havsregion.

Chl-a ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) Havsregion	St. (n)	Ref $\mu\text{mol L}^{-1}$	EK GM	Stations-EK				Med VT	Med St	SS VT	SS St
				Medel	SD	Min	Max				
Skagerrak kust	38	1.4	0.59	<b>0.68</b>	0.15	0.42	0.98	4	4	4	3
Skagerrak utsjö	4	1.1	0.63	<b>0.96</b>	0.03	0.94	1.00	5	5	5	5
Kattegatt kust	17	1.3	0.63	<b>0.73</b>	0.12	0.50	0.91	4	4	3	3
Kattegatt utsjö	5	1	0.67	<b>0.87</b>	0.15	0.61	0.98	5	5	5	3
Södra Eg Östersjön kust	28	1.2-16	0.67	<b>0.68</b>	0.19	0.14	0.97	4	4	4	1
Södra Eg Östersjön utsjö	7	1.2	0.67	<b>0.77</b>	0.09	0.66	0.94	4	4	4	3
Norra Eg Östersjön kust	74	1.2-5.3	0.67	<b>0.43</b>	0.17	0.08	0.78	3	3	2	1
Norra Eg Östersjön utsjö	8	1.2	0.67	<b>0.50</b>	0.08	0.38	0.64	3	3	3	3
Bottenhavet kust	107	1.3	0.58	<b>0.53</b>	0.17	0.01	1.00	3	3	3	1
Bottenhavet utsjö	2	1.15	0.58	<b>0.69</b>	0.06	0.64	0.73	4	4	4	3
Bottenvikens kust	14	1.2	0.54	<b>0.61</b>	0.12	0.40	0.81	4	4	4	3
Bottenvikens utsjö	2	1.1	0.55	<b>0.59</b>	0.10	0.52	0.67	4	4	3	3
Biovolym ( $\text{mm}^3 \text{L}^{-1}$ )		$\text{mm}^3 \text{L}^{-1}$									
Skagerrak kust	8	1.0	0.50	<b>0.81</b>	0.11	0.68	0.99	5	5	5	5
Skagerrak utsjö	1	0.8	0.52	<b>1.00</b>	0.00	1.00	1.00	5	5	5	5
Kattegatt kust	3	0.8	0.43	<b>0.69</b>	0.05	0.63	0.73	5	5	5	5
Kattegatt utsjö	2	0.5	0.45	<b>0.86</b>	0.02	0.85	0.87	5	5	5	5
Södra Eg Östersjön kust	3	0.18-5.2	0.56	<b>0.66</b>	0.31	0.34	0.95	4	4	3	3
Södra Eg Östersjön utsjö	2	0.18	0.56	<b>0.65</b>	0.01	0.64	0.66	4	4	4	4
Norra Eg Östersjön kust	24	0.18-1.2	0.56	<b>0.52</b>	0.21	0.20	1.00	4	3	3	2
Norra Eg Östersjön utsjö	2	0.18	0.56	<b>0.40</b>	0.11	0.32	0.48	3	3	3	3
Bottenhavet kust	15	0.2	0.44	<b>0.65</b>	0.33	0.02	1.00	5	4	4	1
Bottenhavet utsjö	1	0.165	0.42	<b>0.58</b>	0.00	0.58	0.58	4	4	4	4
Bottenvikens kust	16	0.2	0.41	<b>0.60</b>	0.33	0.05	1.00	4	5	4	1
Bottenvikens utsjö	1	0.15	0.38	<b>0.70</b>	0.00	0.70	0.70	5	5	5	5

Bottenhavets kustområde klassades olika med de två växtplankton variablerna. Klorofyll a hade mätts vid ett mycket stort antal stationer (107 st). Statusen varierade mellan *Dålig* och *Hög* vid stationerna och klassades som *Måttlig* vid i flertalet vattentyper och för hela havsregionen. Biovolym hade mätts vid 15 stationer inom 4 vattentyper som visade *God* status eller högre, och havsregionen klassades som *Hög*. I Bottenhavets utsjö hittades Chl-a och biovolym data endast från 2 respektive 1 station från N Kvarkens utsjövatten som klassades som *God* för bägge variablerna (Tabell 8 och 13). I Bottenvikens kust och utsjövatten varierade status på Chl-a mellan *Måttlig* och *Hög* och i båda havsregionerna klassades statusen som *God*. Status på biovolym i kusten varierade mellan *Dålig* och *Hög* och havsregionen klassades som *God*. I Bottenvikens utsjö mättes biovolym vid endast en station där statusen var *Hög* (Tabell 8 och 13; Bilaga 4: Fig. 15, 18).

#### 3.2.4.2 Tidstrender

Data för klorofyll a (Chl-a) under perioden 1992-2012 hittades för totalt 135 stationer (112 i kust- och 23 i utsjöområden). Totalt inkluderades 28 av 36 vattentyper i kust och utsjön. Vattentyper som saknade data hittades alla i kust- och utsjöområden i norra Egentliga Östersjön och Bottniska vikens havsregioner (Tabell 14). Mycket lite data hittades av biovolym växtplankton kunde användas för att analysera tidstrender. Totalt uppfyllde endast för 11 stationer (3 i kust- och 8 utsjöområden) kraven där kunna inkluderas, vilket inkluderade endast 11 av 38 vattentyper och 9 av 12 havsregioner (Tabell 14).

Koncentrationen av Chl-a visade olika trender i olika havsområden. I Västerhavet minskade koncentrationerna i samtliga havsregioner medan de i Bottniska viken generellt ökade. I Egentliga Östersjön hittades däremot få trender. Biovolym visade inga generella trender.

I Västerhavet minskade halten Chl-a signifikant på alla testade skalor under perioden 1992-2012 i både kust- och utsjöområden. Även om endast cirka 30% av inkluderade stationer och 50% av vattentyperna visade signifikant minskade trender av Chl-a så återfanns en minskade tendens vid nästan samtliga stationer och minskningen var signifikant i samtliga av Västerhavets havsregioner (Tabell 14; Bilaga 3: Fig. 7.1-7.8, 7.20-7.21). I Egentliga Östersjön hittades få signifikanta trender, och Chl-a koncentrationerna både ökade och minskade. Södra Egentliga Östersjöns kustområde utgjorde ett undantag där koncentrationen Chl-a ökade på alla testade skalor. Även om koncentrationen Chl-a ökade signifikant endast vid 3% av de inkluderade stationerna, visade nästan samtliga stationer i havsregionen en ökande tendens, och ökningen var signifikant på nivån havsregion. I övriga havsregioner i Egentliga Östersjön hittades endast en signifikant ökande trend vid en station i norra Egentliga Östersjöns kustområde (Tabell 14; Bilaga 3: Fig. 7.9-7.15, 7.22-7.26).

Tabell 14. Tidstrender - Växtplankton. Summering av trendanalyser under perioden 1992-2012 för klorofyll a (Chl-a) och biovolym växtplankton från totalt 135 provtagningsstationer (112 kust- och 23 utsjöstationer) respektive totalt 11 stationer (3 kust- och 8 utsjöstationer) inom 12 havsregioner. Analyserna är utförda med icke-parametriskt Mann-Kendall test på tre olika rumsskalor: station (St), vattentyp (VT) och havsregion (Havs). I kolumnen *St Ant* anges antalet stationer med data inom varje havsregion. Inom kolumnerna *St* och *VT* anges antalet stationer med signifikant ökande (Öka) eller minskande (Min) trend. Inom kolumnen *Havs* anges om trenden för hela havsregion var ökande (Ök) eller minskande (Min) samt p-värdet på trenden (\* p<0.05). Kolumnen *VT saknas* anger vilka vattentyper som inte inkluderats i analysen då data saknades. Numreringen av saknade vattentyper följer rapportens löpnummer som visas i Tabell 2.

Chl-a	St	St	St	VT	VT	Havs	VT
	Ant	Min	Öka	Min	Öka		Saknas
Skagerrak kust	11	4	0	1	0	Min *	
Skagerrak utsjö	3	1	0	1	0	Min *	
Kattegatt kust	16	3	1	2	0	Min *	
Kattegatt utsjö	3	1	0	1	0	Min *	
S. Eg. Östersjön kust	24	0	3	0	1	Ök *	
S. Eg. Östersjön utsjö	6	0	0	0	0		
N. Eg. Östersjön kust	21	1	0	0	0		12,13,18,19
N. Eg. Östersjön utsjö	7	0	0	0	0		35
Bottenhavet kust	29	0	3	0	2		22,23,25
Bottenhavet utsjö	2	0	1	0	0		37
Bottenviken kust	11	0	1	0	0		27
Bottenviken utsjö	2	0	1	0	1	Ök *	
<b>Tot</b>	<b>135</b>	<b>10</b>	<b>10</b>	<b>5</b>	<b>4</b>		
<b>Biovolym</b>	<b>St</b>	<b>St</b>	<b>St</b>	<b>VT</b>	<b>VT</b>	<b>Havs</b>	<b>VT</b>
	<b>Ant</b>	<b>Min</b>	<b>Öka</b>	<b>Min</b>	<b>Öka</b>		<b>Saknas</b>
Skagerrak kust	1	0	0	0	0		1,3
Skagerrak utsjö	1	0	0	0	0		
Kattegatt kust	0						Alla
Kattegatt utsjö	1	0	0	0	0		
S. Eg. Östersjön kust	0						Alla
S. Eg. Östersjön utsjö	2	0	0	0	0		
N. Eg. Östersjön kust	1	0	0	0	0		10-13,15,24
N. Eg. Östersjön utsjö	2	0	1	0	0		34,35
Bottenhavet kust	1	0	1	0	1	Ök *	16-19,21
Bottenhavet utsjö	1	0	0	0	0		37
Bottenviken kust	0						Alla
Bottenviken utsjö	1	0	0	0	0		
<b>Tot</b>	<b>11</b>	<b>0</b>	<b>2</b>	<b>0</b>	<b>1</b>		

I Bottniska viken hittades en generell trend av ökande Chl-a halter. I kustområdena visade cirka 10% av stationerna ökande koncentrationer, men inga signifikanta trender hittades på nivån vattentyp eller havsregion. I utsjöområdena ökade Chl-a halterna signifikant i hälften av de få inkluderade stationerna, och i Bottenvikens utsjöområde ökade koncentrationer signifikant på nivån havsregion (Tabell 14; Bilaga 3: Fig. 7.16-7.19, 7.27-7.28).

Biovolym visade få trender på de få stationer som analyserat. De enda signifikanta trenderna som hittades var ökande koncentrationer i en utsjöstation i norra Egentliga Östersjön, och vid en kuststation i Bottenhavet. Eftersom stationen i Bottenhavet var den enda analyserade stationen i havsregionen medförde det att koncentration växtplankton visade en signifikant ökning i vattentypen och hela havsregionen (Tabell 14; Bilaga 3: Fig. 8.1-8.11).

### 3.2.5 SIKTDJUP

#### 3.2.5.1 Statusklassning

Data för siktdjup 2010-2012 hittades för totalt 271 stationer (245 i kust- och 26 i utsjöområden). Data saknades för statusklassning av vattentyperna *Ålands havs* och *Norra Kvarkens utsjövatten*, samt *norra Bottenhavets och norra Bottenviken yttre kustvatten* (Tabell 8 och 15).

Status på siktdjup skiljde sig något från statusen på närsalter och växtplankton genom att generellt visa sämre status i Västerhavet och Bottniska viken, relativt små skillnader mellan havsregionerna som alla klassades som *Måttlig* eller *God* status. Ingen generell skillnad i status kunde ses mellan kust och utsjö, men variationen mellan stationerna var mycket större vid kusten där stationer med *Dålig* status hittades i alla havsregioner. I utsjön varierade status mellan *Måttlig* och *God* vid samtliga stationer i alla havsregioner förutom i Skagerrak där en station visade *Hög* status (Tabell 8 och 15; Bilaga 4: Fig. 19-21).

I Västerhavets utsjöregioner klassades statusen som *God* i Skagerrak och *Måttlig* i Kattegatt. I Skagerraks kustvatten varierade status från *Hög* till *Dålig*, och vattentypen *Skagerraks inre kustvatten* klassades som *Otillfredsställande*, de yttre kustvattnen som *Måttlig* och *Västkustens fjordar* som *God*. Havsregionen klassades som *Måttlig*. I Kattegatts kustvatten visade samtliga vattentyper *Måttlig* eller *God* status och havsregionen klassades som *Måttlig* (Tabell 8 och 15; Bilaga 4: Fig. 19-20).



Tabell 15. Statusklassning Siktdjup. Sammanställning av statusklassningar av 12 st havsregioner för siktdjup under perioden 2010-2012 där stationsvärden aggregaterats geografiskt på 4 olika sätt: (1) "vattentypsmedelvärde" (*Med VT*) där stationernas EK-värden först medelvärdes bildas inom en vattentyp och därefter inom havsregionen, (2) "stationsmedelvärde" (*Med St*) där stationernas EK-värden medelvärdesbildas direkt på nivån havsregion, (3) "sämst-styr per vattentyp" (*SS VT*) där det sämsta vattentyps-EK-värdet inom en havsregion bestämmer status på havsregionen, och (4) "sämst-styr per station" (*SS St*) där det sämsta stationsvärdet bestämmer status på havsregionen. För siktdjup beräknas EK-värdet som kvoten mellan observerat värde och referensvärdet ( $EK = \text{observerat värde} / \text{referensvärde}$ ). Färger och siffror anger status klass enligt: Blå (5)=Hög, grön (4)=God, Gul (3)=Måttlig, Orange (2)=Otillfredsställande, Röd (1)=Dålig status. *St (n)* anger antal ingående stationer per havsregion, *Ref (m)* anger bedömningsgrundens referensvärden för siktdjup per havsregion (ett intervall anges då siktdjupet kompenseras för observerad salthalt), *EK GM* anger medelvärdet av bedömningsgrundens EK-gränsvärde mellan statusklasserna *God* och *Måttlig* per havsregion, *Stations-EK* anger medelvärde (*Medel*), standardavvikelse (*SD*), och min- och maxvärde av ingående stationers EK-värden beräknade per havsregion.

Siktdjup (m) Havsregion	St. (n)	Ref (m)	EK GM	Stations-EK				Med VT	Med St	SS VT	SS St
				Medel	SD	Min	Max				
Skagerrak kust	37	10.2	0.66	<b>0.53</b>	0.16	0.25	0.87	3	3	2	1
Skagerrak utsjö	4	12	0.67	<b>0.70</b>	0.11	0.57	0.83	4	4	4	3
Kattegatt kust	16	8.7	0.73	<b>0.66</b>	0.12	0.29	0.81	3	3	3	1
Kattegatt utsjö	3	10.5	0.76	<b>0.75</b>	0.02	0.73	0.77	3	3	3	3
Södra Eg Östersjön kust	34	1.1-10	0.70	<b>0.58</b>	0.19	0.10	0.86	3	3	3	1
Södra Eg Östersjön utsjö	7	10	0.70	<b>0.67</b>	0.10	0.55	0.83	3	3	3	3
Norra Eg Östersjön kust	78	2.8-10	0.70	<b>0.46</b>	0.14	0.17	0.72	3	3	2	1
Norra Eg Östersjön utsjö	8	10	0.70	<b>0.59</b>	0.06	0.53	0.70	3	3	3	3
Bottenhavet kust	64	8.0	0.53	<b>0.57</b>	0.19	0.09	0.87	4	4	3	1
Bottenhavet utsjö	2	9.4	0.57	<b>0.59</b>	0.02	0.58	0.60	3	4	3	3
Bottenvikens kust	16	6.5	0.44	<b>0.60</b>	0.22	0.07	1.00	4	4	4	1
Bottenvikens utsjö	2	7.5	0.44	<b>0.58</b>	0.02	0.57	0.60	4	4	4	4

Statusen för siktdjup i södra Egentliga Östersjöns utsjöstationer varierade mellan *Måttlig* och *God* och samtliga vattentyper samt havsregionen klassades som *Måttlig*. I kusten varierade status vid stationerna mellan *Dålig* och *Hög* och samtliga vattentyper samt havsregionen klassades som *Måttlig* (Tabell 8 och 15). I norra Egentliga Östersjöns utsjöstationer visade samtliga stationer liksom havsregionen *Måttlig* status, medan status vid kusten var mer varierad. *Östergötlands inre kustvatten* samt *Stockholms inre skärgård* och *Halsfjärden* klassades som *Otillfredsställande* medan övriga vattentyper klassades som *Måttlig* förutom *Gotlands nordvästra kustvatten* som visade *God* status. Havsregionen klassades som *Måttlig* (Tabell 8 och 15; Bilaga 4: Fig. 20).

Båda av Bottenhavets två utsjöstationer visade *Måttlig* status, och havsregionen klassades som *Måttlig*. Vid kusten klassades *södra Bottenhavets inre och yttre kustvatten* som *Måttliga*, medan övriga vattentyper visade *God* eller *Hög* status,

och havsregionen klassades som *God* (Tabell 8 och 15). Bottenvikens två utsjöstationer liksom havsregionen klassades som *God*, medan stationernas status vid kusten varierade mellan *Dålig* och *Hög*, och havsregionen klassades som *God* (Tabell 8 och 15; Bilaga 4: Fig. 21).

### 3.2.5.2 Tidstrender

Data för siktdjup under perioden 1992-2012 hittades för totalt 150 stationer (129 i kust- och 21 i utsjöområden). Totalt inkluderades 32 av 36 vattentyper i kust och utsjön. Vattentyper som saknade data hittades i kust- och utsjöområden i norra Egentliga Östersjön och i Bottenhavets havsregioner (Tabell 16).

Relativt få signifikanta trender hittades för siktdjup under perioden 1992-2012. I Västerhavet ökade siktdjupet i vissa kustområden i samtliga havsregioner medan variationen var stor i siktdjupstrender inom samma vattentyp och havsregion i Östersjön varför få generella mönster hittades där.

I Skagerraks kustområde ökade siktdjupet signifikant på alla testade skalor. Även om siktdjupet ökade signifikant endast vid 36% av inkluderade stationer, och i en av tre vattentyper (*Västkustens fjordar*; Fig. 3c), visade samtliga stationer i kustområdet en ökande tendens, och ökningen var signifikant för hela havsregionen. I Kattegatts kust ökade siktdjupet signifikant endast vid en station och inga signifikanta trender hittas på nivån vattentyp eller havsregion. I Västerhavets utsjöområden hittades inga signifikanta trender (Tabell 16; Bilaga 3: Fig. 9.1-9.8, 9.22-9.23).

I Östersjön var variationen stor i siktdjupstrender inom samma vattentyp och havsregion varför få signifikanta trender hittades på större rumsliga skalor. I vattentypen *Skånes kustvatten* i södra Egentliga Östersjön minskade siktdjupet signifikant vid tre stationer och för hela vattentypen. I övriga vattentyper hittades endast en station med signifikant ökande siktdjup, och ingen signifikant trend hittades för havsregionen. I södra Egentliga Östersjöns utsjöområde minskade siktdjupet signifikant endast vid en station. I övrigt hittades inga signifikanta trender. I norra Egentliga Östersjöns kustområde ökade siktdjupet vid två stationer inom vattentyperna Östergötlands och Stockholm skärgård, där ökningen var signifikant för hela vattentypen i den norra delen. I utsjöområdet hittades två stationer och en vattentyp med signifikant minskande siktdjup. I övrigt förekom inga signifikanta trender (Tabell 16; Bilaga 3: Fig. 9.9-9.16, 9.24-9.28).

I vattentypen *södra Bottenhavets inre kustvatten* visade 6 stationer signifikant ökande och 2 stationer signifikant minskande siktdjup. Den stora variationen medförde att ingen signifikant trend hittades för hela vattentypen. Signifikant minskande siktdjup hittades vid två stationer inom vattentyperna Höga kustens

och Norra Kvarakens inre kustvatten (Fig. 3f). Eftersom endast en station inkluderats från den senare vattentypen hittades en signifikant trend för hela vattentypen. Inga data fanns tillgängliga för att testa siktdjup för Bottenhavets utsjövatten. I Bottenvikens inre kustvatten hittades två stationer med signifikant ökande och en station med minskande siktdjup, och ingen signifikant trend för hela vattentypen eller havsregionen. Vid en station i Bottenvikens utsjöområde minskade siktdjupet signifikant, och en signifikant trend hittades för hela havsregionen (Tabell 16; Bilaga 3: Fig. 9.17-21, 9.29).

*Tabell 16. Tidstrender - Siktdjup.* Summering av trendanalyser under perioden 1992-2012 för siktdjup (secchi-disk djup) från totalt 150 provtagningsstationer (129 kust- och 21 utsjöstationer) inom 12 havsregioner. Analyserna är utförda med icke-parametriskt Mann-Kendall test på tre olika rumsskalor: station (St), vattentyp (VT) och havsregion (Havs). I kolumnen *St Ant* anges antalet stationer med data inom varje havsregion. Inom kolumnerna *St* och *VT* anges antalet stationer med signifikant ökande (Öka) eller minskande (Min) trend. Inom kolumnen *Havs* anges om trenden för hela havsregion var ökande (Ök) eller minskande (Min) samt p-värdet på trenden (\*  $p < 0.05$ ). Kolumnen *VT saknas* anger vilka vattentyper som inte inkluderats i analysen då data saknades. Numreringen av saknade vattentyper följer rapportens löpnummer som visas i Tabell 2.

Siktdjup	St	St	St	VT	VT	Havs	VT
	Ant	Min	Öka	Min	Öka		Saknas
Skagerrak kust	11	0	4	0	1	Ök *	
Skagerrak utsjö	3	0	0	0	0		
Kattegatt kust	16	0	1	0	0		
Kattegatt utsjö	3	0	0	0	0		
S. Eg. Östersjön kust	33	3	1	1	0		
S. Eg. Östersjön utsjö	6	1	0	0	0		
N. Eg. Östersjön kust	25	0	2	0	1		12,13,18
N. Eg. Östersjön utsjö	7	2	0	1	0		35
Bottenhavet kust	34	4	6	2	0		23,24,25
Bottenhavet utsjö	0						Alla
Bottenviken kust	10	1	2	0	0		
Bottenviken utsjö	2	1	0	1	0	Min *	
<b>Tot</b>	<b>150</b>	<b>12</b>	<b>16</b>	<b>5</b>	<b>2</b>		

### 3.2.6 SYREBALANS I BOTTENVATTEN

#### 3.2.6.1 Statusklassning

Analysen av syrebalans i bottenvatten försvårades av att nästan 78% av stationerna med syredata måste exkluderas för att data inte uppfyllde kraven i bedömningsgrunden (se avsnitt 3.2). Totalt hittades data för syrebalans under perioden 2010-2012 endast för 74 stationer (60 i kust- och 14 i utsjöområden). Över 70% av datan kom från Västerhavet, medan mycket lite data hittades från norra Egentliga Östersjön och Bottniska viken. Från dessa områden saknades data för statusklassning för nästan 80% av vattentyperna, och tre havsregioner kunde ej inkluderas (norra Egentliga Östersjöns kust, Bottenhavets utsjö samt Bottenvikens utsjö; Tabell 8 och 17).

På grund av brist på underlag kunde endast säsongmässig syrebrist statusklassas i denna studie. Flerårig eller permanent syrebrist identifierades dock vid totalt 14 stationer (19% av alla stationer) inom 5 havsregioner där de utgjorde 6-100% av regionens stationer (Tabell 8 och 17). Eftersom dessa stationer inte har statusklassats utgör analysen av syrebrist troligen en underskattning av detta problem då både södra och norra Egentliga Östersjöns utsjöområden har rekordstor utbredning av syrefria bottnar (Anders och Hansson 2012 [Havet 2012]), och sannolikt därför skulle ha klassats som *Dålig*. Detta indikeras också av att årsmedelsyrehalten i dessa områden underskrider gränsvärdet på 2.1 ml L<sup>-1</sup> (Tabell 8 och 17).

Status på säsongmässig syrebrist klassades som *Hög* i alla inkluderade havsregioner förutom i södra Egentliga Östersjön där den var *God*. I Västerhavets utsjövatten varierade statusen mellan *God* och *Hög* vid alla stationer. I Skageraks kustvatten klassades status som *Hög* i alla vattentyper förutom i *Västkustens fjordar* där statusen var *God*. I denna vattentyp förekom också 5 stationer med flerårig syrebrist som ej inkluderades i analysen. I Kattegatts kustvatten visade samtliga vattentyper *Hög* status (Tabell 8 och 17, Bilaga 4: Fig. 22-23).

I södra Egentliga Östersjöns utsjövatten varierade statusen mellan *Otillfredsställande* och *Hög* vid stationerna i vattentypen *Arkonahavets och södra Öresunds utsjövatten* som klassades som *God*. I Bornholmshavets utsjövatten hittades 5 stationer som samtliga visade flerårig syrebrist och därför inte kunde klassas. I södra Egentliga Östersjöns kustvatten visade samtliga stationer och havsregionen *Hög* status. I norra Egentliga Östersjöns utsjö visade stationerna i *Västra* och *Östra Gotlandshavets utsjövatten* flerårig syrebrist, och även om de ej kunde statusklassas så visade negativa årsmedelvärden av syrehalten att syrebristen är allvarlig i dessa områden. Inga stationer kunde inkluderas från kusten. (Tabell 8 och 17, Bilaga 4: Fig. 23).

I Bottniska vikens kustområden kunde endast 4 stationer inkluderas totalt och samtliga visade *Hög* status förutom en i *norra Bottenhavets inre kustvatten* där flerårig syrebrist identifierades och därför inte statusbestämde. Inga stationer kunde inkluderas från Bottniska vikens utsjöområden (Tabell 8 och 17, Bilaga 4: Fig. 24).

Tabell 17. Statusklassning Syrebalans. Sammanställning av syrehalter i bottenvatten och statusklassningar av 12 st havsregioner under perioden 2010-2012. Syrebalans har endast statusklassas för stationer som uppvisar säsongsmässig syrebrist där den undre kvartilen av syrehaltens årsmedelvärde i bottenvattnet jämförs med referensvärden (gränsvärdet för syrehalten mellan *God* och *Måttlig* status är 2.1 ml i alla vattentyper). Den säsongsmässiga syrebristen har statusklassas på 4 olika sätt efter hur stationsvärden har aggregerats geografiskt: (1) "vattentypsmedelvärde" (*Med VT*) där stationernas EK-värden först medelsvärdes bildas inom en vattentyp och därefter inom havsregionen, (2) "stationsmedelvärde" (*Med St*) där stationernas EK-värden medelsvärdesbildas direkt på nivån havsregion, (3) "sämst-styr per vattentyp" (*SS VT*) där det sämsta vattentyps-EK-värdet inom en havsregion bestämmer status på havsregionen, och (4) "sämst-styr per station" (*SS St*) där det sämsta stationsvärdet bestämmer status på havsregionen. Färger och siffror anger status klass enligt: Blå (5) = *Hög*, grön (4) = *God*, Gul (3) = *Måttlig*, Orange (2) = *Otillfredsställande*, Röd (1) = *Dålig status*. *St (n)* anger antal ingående stationer per havsregion, *FÅ brist* anger procent stationer inom havsregionen som uppvisade flerårig syrebrist (och som inte ingick i statusklassningen), *O<sub>2</sub> i bottenvatten* anger medelhalten syre i bottenvattnet (ml L<sup>-1</sup>; inklusive stationer med flerårig syrebrist), samt standardavvikelse (SD), och min- och maxvärde av ingående stationers syrehalter per havsregion.

Syrebalans (ml L <sup>-1</sup> ) Havsregion	St. (n)	FÅ brist	O <sub>2</sub> i bottenvatten				Med	Med	SS	SS
			ml L <sup>-1</sup>	SD	Min	Max	VT	St	VT	St
Skagerrak kust	30	20%	3.7	2.2	-2.3	6.1	5	5	4	4
Skagerrak utsjö	3	0	5.1	0.2	4.9	5.3	5	5	5	5
Kattegatt kust	16	6%	4.4	1.5	2.3	6.9	5	5	5	4
Kattegatt utsjö	3	0	3.7	0.6	3.0	4.2	5	5	5	4
Södra Eg Östersjön kust	10	0	6.4	0.5	5.5	7.1	5	5	5	5
Södra Eg Östersjön utsjö	6	50%	1.5	2.8	-0.8	6.1	4	4	4	2
Norra Eg Östersjön kust	0									
Norra Eg Östersjön utsjö	2	100%	-2.7	0.8	-3.3	-2.2				
Bottenhavet kust	3	33%	5.7	1.0	4.7	6.6	5	5	5	5
Bottenhavet utsjö	0									
Bottenvikens kust	1	0	6.8	0.0	6.8	6.8	5	5	5	5
Bottenvikens utsjö	0									

### 3.2.6.2 Tidstrender

Data för syrebalans i bottenvatten under perioden 1992-2012 hittades endast för totalt 44 stationer (33 i kust- och 11 i utsjöområden), samtliga i Västerhavet och Egentliga Östersjön. Detta medförde att endast 15 av 38 vattentyper och 6 av 12 havsregioner inkluderades i analysen (Tabell 18).

I denna studie analyserades tidstrender på årsmedelvärdena av den undre kvartilen (dvs. av de lägsta 25% av koncentrationerna) enligt bedömningsgrunden för statusklassning. Inga tydliga trender i syrehalter hittades i de olika havsregionerna. Enstaka stationer visade positiva eller negativa trender, men inga signifikanta trender hittades på skalan vattentyp eller havsregion.

De enda signifikanta trenderna som hittades i Skagerraks kustområde var minskade syrehalten vid två av 6 stationer inom vattentypen *Västkustens fjordar*. I *Västkusten yttre kustvatten* sågs en ökande tendens vid två stationer, och vattentypen visade en på gränsen till signifikant ökning ( $p=0.056$ ). Data saknades för Skagerraks utsjö (Tabell 18, Bilaga 3: Fig. 10.1-3). I Kattegatts kustområde ökade syrehalten signifikant vid en station i Öresunds kustvatten och en tendens till ökning sågs också vid övriga stationer i vattentypen som dock inte ökade signifikant, även om p-värdet var misstänkt lågt ( $p=0.084$ ). Inga andra trender hittades i kustregioner eller i Kattegatts utsjö (Tabell 18, Bilaga 3: Fig. 10.4-10.8, 10.12).

I södra Egentliga Östersjöns kustområde hittades inga signifikanta trender, men i utsjövattentypen *Arkonahavets och södra Öresunds utsjövatten* hittades både en station med signifikant ökande syrehalter och en med signifikant minskande halter. Inga andra trender hittades i utsjön. I norra Egentliga Östersjöns utsjövatten hittades inga trender. Data saknades för att utföra trendanalyser för övriga havsregioner i Östersjön (Tabell 18, Bilaga 3: Fig. 10.9-10.11, 10.13-10.16).

Tabell 18. Tidstrender - Syrebalans i bottenvatten. Summering av trendanalyser under perioden 1992-2012 för syrebalans i bottenvatten från totalt 44 provtagningsstationer (33 kust- och 11 utsjöstationer) inom totalt 6 havsregioner. Analyserna är utförda med icke-parametriskt Mann-Kendall test på tre olika rumsskalor: station (St), vattentyp (VT) och havsregion (Havs). I kolumnen *St Ant* anges antalet stationer med data inom varje havsregion. Inom kolumnerna *St* och *VT* anges antalet stationer med signifikant ökande (Öka) eller minskande (Min) trend. Inom kolumnen *Havs* anges om trenden för hela havsregion var ökande (Ök) eller minskande (Min). Kolumnen *VT saknas* anger vilka vattentyper som inte inkluderats i analysen då data saknades. Numreringen av saknade vattentyper följer rapportens löpnummer som visas i Tabell 2.

SYREBALANS	ST	ST	ST	VT	VT	HAVS	VT
	ANT	MIN	ÖKA	MIN	ÖKA		SAKNAS
Skagerrak kust	11	2	0	0	0		
Skagerrak utsjö	0						Alla
Kattegatt kust	16	0	1	0	0		
Kattegatt utsjö	3	0	0	0	0		
S. Eg. Östersjön kust	6	0	0	0	0		
S. Eg. Östersjön utsjö	6	1	1	0	0		30
N. Eg. Östersjön kust	0						Alla
N. Eg. Östersjön utsjö	2	0	0	0	0		34,35
Bottenhavet kust	0						Alla
Bottenhavet utsjö	0						Alla
Bottenviken kust	0						Alla
Bottenviken utsjö	0						Alla
<b>TOT</b>	<b>44</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>0</b>	<b>0</b>		

### 3.3 GEOGRAFISK TÄCKNING

Eftersom ett av målen med studien var att undersöka möjligheterna att statusklassa större havsområden undersöktes den geografiska täckningen av provtagningsstationer i undersökta vattentyper. Denna visade mycket stor regional variation där antalet stationer med godkända data varierade mellan 0 och 46 stationer per vattentyp för olika variabler (i medeltal 5 per vattentyp). Den allvarligaste bristen på data hittades för biovolym växtplankton där vattentyper utan data återfanns i samtliga kustregioner, samt för syre i bottenvatten där användbar data nästan saknades helt i norra Egentliga Östersjön och Bottniska vikens havsregioner (Tabell 8).

De områden som inrapporterat ett mycket begränsat material med data för alla variabler återfanns framför allt i norra Egentliga Östersjöns och Bottenvikens kust och utsjöområden. I norra Egentliga Östersjöns kustområden hade endast en station från vattentypen *Gotlands nordvästra kustvatten* rapporterats, och under perioden 2010-2012 saknades data helt på vintervärden av alla närsalter och

biovolym växtplankton från vattentypen *Stockholms skärgårds yttre kustvatten*. Inom *Östergötlands yttre kustvatten* hittades endast en station för samtliga variabler, och inom *Stockholms inre skärgård* och *Halsfjärden* hittades vintervärden av närhalter endast från en station. I utsjövattentypen *Ålands havs utsjövatten* fanns endast en station för närhalter och data saknades helt för resterande variabler 2000-2012 (Tabell 8).

I Bottniska vikens kustområden hade endast en station inkluderats från vattentyperna *norra Bottenhavet*, *Höga kusten yttre kustvatten* och *norra Bottenvikens yttre kustvatten*, men dessa innehöll ingen data från 2010-2012, varför vattentyperna saknade data från de undersökta variablerna, med undantag för data för klorofyll-a som undersökts för ett stort antal stationer för den tidigare vattentypen under nämnda period (Tabell 8). Till skillnad från övriga regioner visade variablerna klorofyll-a och siktdjup avsevärt högre geografisk täckning än närhaltsvariablerna i många vattentyper i norra Egentliga Östersjöns och Bottenvikens kustområden (Tabell 8), vilket kan tyda på att de regionala programmen i dessa vattentyper i huvudsak provtagits under sommarperioden.

I Västerhavet och södra Egentliga Östersjön var den geografiska täckningen per vattentyp relativt god, med undantag för variabeln biovolym växtplankton som saknades helt eller endast visade data från en station i flertalet vattentyper. Till skillnad från övriga havsregioner var underlaget och den geografiska täckningen av syre i Bottenvatten relativt god i Västerhavet och södra Egentliga Östersjön där antalet stationer per havsregion varierade mellan 9 och 30 i kustregionerna, och mellan 3 och 5 stationer i utsjöregionerna. I vattentypen *Göta älvs och Nordre älvs estuarium* i norra Kattegatt förkom endast en station vid Göta älvs utlopp och även om denna vattentyp är relativt liten i utbredning så saknas data från *Nordre älvs estuarium* (Tabell 8).

### 3.4 METODER FÖR RUMSLIG AGGREGERING

I denna studie jämfördes 4 olika regler vid aggregering av stationsmedelvärden för statusklassning av de större havsregionerna. De två metoderna som baserades på medelvärden, antingen medelvärden av alla ingående vattentypernas status (Med VT) eller medelvärden av alla ingående stationers status (Med St) gav ett mycket snarlikt utfall för alla variabler (se Tabell 19 för en sammanställning). En tendens till något lägre status kunde ses i utfallet för flertalet variabler för metoden som medelvärdesbildade stationernas status, men i medeltal för alla havsregioner och variabler skiljde det mindre än 2% i utfallet mellan de två metoderna.

Metoden att låta den sämsta vattentypen (SS VT) eller sämsta stationen (SS St) inom havsregionen bestämma status för regionen gav däremot starkare effekter. När den sämsta vattentypen inom en havsregion bestämde status sänktes status med i medeltal 8% för alla havsregioner och variabler i jämförelse med *Med VT*-



metoden (Tabell 19). Störst effekt hittades för totalfosfor där status sänktes för en majoritet av havsregionerna med SS VT-metoden (i medeltal med 16% för alla havsregioner; Tabell 11). Ännu större effekter hittades när den sämsta stationen inom en havsregion bestämde status för hela regionen. I jämförelse med *Med VT*-metoden sänktes status i medeltal med 27% för alla havsregioner och variabler (Tabell 19). Effekten var tydligt störst i kustregionerna som hade större variation i status mellan stationer. Där sänktes status ofta flera steg när *SS St*-metoden användes. För exempelvis siktdjup sänktes status från *God* eller *Måttlig* med *Med VT*-metoden till *Dålig* med *SS St*-metoden för samtliga kustregioner (Tabell 15), vilket visar att *sämst-styr-regler* kan minska informationen i resultaten om den appliceras på en allt för liten geografisk skala.

*Tabell 19. Effekter av regler för rumslig aggregering.* Sammanställning av statusklassning av havsregioner baserat på 4 olika metoder för rumslig aggregering av stationsmedelvärden: (1) medelvärdesbildning av stationsmedelvärden på vattentypsnivå och därefter på havsregionsnivå (*Med VT*), (2) medelvärdesbildning av stationsmedelvärden direkt på havsregionsnivå (*Med St*), (3) "sämst-styr-regler" där det lägsta statusvärdet på vattentyp inom havsregionen bestämmer status på havsregionen (*SS VT*), och (4) "sämst-styr-regler" där det lägsta statusvärdet vid en station inom havsregionen bestämmer status på havsregionen (*SS St*). Värdena anger medelvärdet av 12 olika havsregioner för de 8 statusklassades variablerna, samt längst ned medelvärden av samtliga variabler. Färgerna indikerar resulterande statusklassningar av medelvärdena där blå=*Hög*, grön=*God* och gul=*Måttlig* status.

VARIABEL	MED VT	MED ST	SS VT	SS ST
DIN	4.2	4.0	3.8	2.8
Tot N	3.9	3.9	3.5	2.8
DIP	3.9	3.8	3.7	3.0
Tot P	3.7	3.6	3.1	2.7
Chl-a	3.9	3.9	3.7	2.7
Biovol	4.5	4.3	4.2	3.6
Siktdjup	3.3	3.4	3.1	2.1
Syre	4.9	4.9	4.8	4.3
MEDELVÄRDE	4.04	3.98	3.72	2.98

## 4. DISKUSSION

### 4.1 ÖVERGRIPANDE BEDÖMNINGAR

Huvudsyftet med denna studie var att undersöka möjligheterna att utföra tillståndsbedömning av större havsområden genom att samanalysera regionala och nationella havsmiljödata från datavärden SMHI. Den kan också ses som ett bidrag till utvecklingen av tillståndsbedömningar enligt havsmiljödirektivet.

Genom att använda alla tillgängliga data hos datavärden och samanalysera regionala och nationella havsmiljödata skapades ett dataunderlag som vida överträffar det som tidigare använts för att bedöma havets tillstånd. I jämförelse med det underlag som normalt utnyttjas i Havetrappan ökade antalet stationer cirka 10 gånger, medan antalet redovisade analyser av de undersökta variablerna blev hela 20 gånger större. Detta samlade underlag gav en relativt god geografisk täckning av havsmiljödirektivets olika bedömningsområden för de flesta variabler och havsområden. Med undantag för variablerna *syre i bottenvatten* och *biovolym växtplankton*, för vilka användbara data saknades i många vattentyper, så fanns för varje variabel data från i medeltal cirka 6 stationer per vattentyp och 20 per havsregion.

Med ett vidgat underlag för tillståndsbedömningarna följer även ett ökat behov av kvalitetsgranskning. Studien visade att det finns brister avseende både datatillgänglighet och datakvalitet i den svenska havsmiljöövervakningen. Det finns också en stor mängd marina miljöövervakningsdata för vilka provtagning, av ibland svårbegripliga skäl, inte skett enligt nuvarande anvisningar för statusklassning. Dessa förhållanden utgör dock inte något avgörande hinder för att samanalysera data från regionala och nationella program. Bristerna avseende datakvalitet och provtagning är likartade i bägge programtyperna och sällan kritiska för statusklassningar. För flertalet undersökta variabler är datakvaliteten dessutom tillräckligt god för trendanalyser.

En närmare granskning av bristerna i provtagning visade att data från över en tredjedel av alla undersökta stationer ej kunde användas för statusklassning och trendtester eftersom de inte uppfyllde bedömningskriteriernas krav. Detta kan delvis förklaras av att studien innefattade icke obetydliga mängder data från program med andra mål än att utföra statusklassning. Den höga andelen tyder dock på att många övervakningsprogram inte till fullo följer undersökningstypens föreskrifter. Orsakerna till detta borde skyndsamt utredas så att miljöövervakningens resurser används på ett effektivt sätt och underlaget för statusklassning kan stärkas.

I studien utfördes alla statusklassningar och trendanalyser i tre rumsskalor: station, vattentyp och havsregion, som bildar en hierarkisk struktur. Detta ökade transparensen i analysen och möjligheten att tolka resultaten i flera olika rumsskalor. Jämförelser av olika metoder för rumslig aggregering vid statusklassning avslöjade inga större skillnader mellan olika typer av medelvärdesbildningar. Däremot gav "sämst-styr-metoder" betydligt lägre statusklass, framför allt om de tillämpades på små rumsliga enheter då även informationen i resultaten minskar.

Alla analyser utfördes genom att koda databearbetningen i beräkningsprogram. Detta visade sig vara en mycket effektiv metod att utföra ett stort antal analyser på ett enhetligt, transparent och reproducerbart sätt, som dessutom lätt kan granskas och justeras. I studien har över 1500 statusklassningar och 1300 tidstrendsanalyser utförts och illustrerats i grafer och i kartmaterial. Med en ganska måttlig arbetsinsats skulle dessa grafer och kartor kunna göras tillgängliga i digital form. Beräkningarna kan dessutom snabbt göras om när nya data tillkommit och kvalitetsgranskats.

Sammanfattningsvis visade studien att det finns väsentliga fördelar med att samanalysera regionala och nationella havsmiljödata för tillståndsbedömning av stora havsområden enligt exempelvis havsmiljödirektivet. De metoder som testades i studien skulle kunna utvecklas till att effektivisera och höja kvaliteten hos tillståndsbedömningar av svenska hav.

## 4.2 TILLGÄNGLIGHET OCH KVALITET PÅ DATA

Enligt Havs- och vattenmyndighetens och Naturvårdsverkets vision för nationella datavårdskap skall alla insamlade svenska miljödata levereras till datavårdar. Vidare skall de vara insamlade med standardiserade metoder, försedda med kvalitetsinformation, och tillgängliga via webben ([www.havochvatten.se](http://www.havochvatten.se)). I denna studie undersöktes tillgänglighet och kvalitet för fysikaliska-kemiska miljödata från nationella och regionala program hos datavärden SMHI.

### 4.2.1 TILLGÄNGLIGHET

Svenska havsmiljödata är i princip fritt tillgängliga, men detta betyder inte att alla nationella och regionala data blir direkt tillgängliga för nedladdning från databasen SHARK. I denna studie beställdes underlaget för statusbedömningarna från datavärden i december 2013. Trots detta fanns det för år 2012 mindre än hälften så mycket data som för tidigare år (Fig. 2), och luckorna var ännu större för år 2013. *Detta visar att det finns en kraftig eftersläpning i systemet för inrapportering och publicering av havsmiljödata och att en meningsfull statusklassning av vattentyper och havsregioner bara kan göras med omkring två års fördröjning.* Därför är det viktigt att utreda hur tiden mellan provtagning och publicering av data ska kunna minskas. När det gäller siktdjup noterades att data

var uppdelade på de två olika databaserna för fysikalisk-kemiska och marinbiologiska data och att den förstnämnda databasen innehöll endast en mycket liten del av alla uppmätta data. Det är angeläget att det arbete som pågår inom SMHI med att sammanföra de två databaser slutförs och att informationen om mätmetoder, utförare med mera inkluderas.

Att data kan laddas ner eller beställas är inte samma sak som att de är tillgängliga i en användbar form. I den tidigare citerade rapporten av Elam och Grimvall (2013) konstaterades att det i nedladdade data fanns ett icke obetydligt antal formella fel och brister som måste elimineras innan data kan analyseras statistiskt. I denna studie var det framför allt avsaknaden av ett komplett stationsregister som orsakade ett betydande merarbete. En och samma station kunde under olika tidsperioder ha olika namn, och i några fall hade stationer i olika regionala program samma namn. Dessutom uppvisade flera stationer en kraftig variation i rapporterad latitud och longitud.

Beräkningarna i denna rapport baserades på ett egenproducerat stationsregister som täcker fysikalisk-kemiska data och växtplanktondata från och med 1992. Att komplettera befintliga stationsregister så att de täcker alla fysikalisk-kemiska och marinbiologiska data i SHARK är en förutsättning för att statusklassningar och trendanalyser i fortsättningen ska kunna göras på ett rationellt sätt och att överföringen av data från utförare till datavärd ska kunna ske på ett säkert sätt. Om erfarenheterna från denna studie utnyttjas skulle ett sådant register skapas med en förhållandevis måttlig arbetsinsats.

Det pågår idag arbete med att förbättra inrapporteringen av data. Genom Naturvårdsverkets och Havs- och vattenmyndighetens initiativ att införa en "valideringstjänst" kommer utförarna att få ett bättre verktyg för rapportering av data till datavärden. Detta skulle kunna förbättra tillgängligheten av nya data. Dock behöver även gamla data göras tillgängliga i en ändamålsenlig form.

#### 4.2.2 KVALITET HOS REGIONALA DATA

Innan man genomför en samlad analys av nationella och regionala miljödata finns goda skäl att undersöka om de håller jämförbar kvalitet. Det är också viktigt att tänka på att olika tillämpningar kan ställa olika krav på datakvalitet. För tillståndsbedömningar är datakvaliteten mest kritisk om tillståndet ligger nära en klassgräns. Vidare har felaktiga mätvärden vid en enstaka station vanligen en ganska liten inverkan på statusklassningar av större havsområden med många stationer. Eftersom bara de allra senaste årens data utnyttjas vid bedömning av nuvarande status räcker det dessutom att data hållit god kvalitet under en ganska kort period. Trendanalyser kräver data av god kvalitet över betydligt längre perioder. Speciellt måste man vid sådana analyser uppmärksamma förekomsten av systematiska fel, det vill säga fel som på ett likartat sätt drabbar ett stort antal

observationer. Enstaka felaktiga observationer har mindre betydelse för de icke-parametriska trendtester som förordas i denna studie.

Det är en allmänt spridd uppfattning att det nuvarande upphandlingssystemet med relativt frekventa byten av utförare bidrar till att den regionala miljöövervakningen får lägre kvalitet än den nationella. För att studera detta potentiella problem genomfördes nyligen en kvalitetsgranskning av de fysikalisk-kemiska data från den regionala havsmiljöövervakningen som publicerats i databasen SHARK (Elam och Grimvall, 2013). Studien visade bland annat att det förekom systematiska mätfel, speciellt när det gäller totalfosfor men även för totalkväve. I några fall sammanföll plötsliga nivåförändringar i uppmätta koncentrationer med byte av utförare i den regionala havsmiljöövervakningen, men sådana indikationer på systematiska mätfel förekom även under perioder där mätningarna hela tiden sköts av en utförare som är verksam inom både regional och nationell miljöövervakning.

När nationella data granskades i denna studie enligt samma protokoll som i ovannämnda studie så upptäcktes liknande brister. Även andelen stationer som ej provtagits enligt vattendirektivets bedömningskriterier var likartad inom nationella och regionala program (se avsnitt 4.2.3). Trots att frekventa byten av utförare sannolikt ökar risken för brister i miljöövervakningen så finns det således i de data som granskats inget som tyder på att skillnaden mellan programmen är dramatisk. I båda programmen är datakvaliteten generellt sett tillräckligt god för statusklassificeringar och, för flertalet variabler, även tillräckligt god för trendanalyser. *Skillnader i datakvalitet är alltså inget avgörande skäl mot samanalys av regionala och nationella data.*

#### **4.2.3 DATA SOM EJ UPPFYLLER KRAVEN FRÅN BEDÖMNINGSKRITERIER**

När insamlade data skulle bearbetas framgick det att provtagning eller analys ofta inte utförts såsom föreskrivs i vattendirektivets bedömningskriterier. Detta medförde att i medeltal 35% av alla stationer med efterfrågade data ej kunde inkluderas i analyserna. Problemen var dock olika stora för olika variabler. För siktdjup behövde mindre än 3% av stationerna uteslutas, medan 33 till 51% av alla stationer med närsaltsdata och 78% av stationerna med syredata måste uteslutas (Tabell 4). De höga procenttalen är anmärkningsvärda, speciellt som kraven i denna studie i flera avseenden var lägre än vad bedömningskriterierna föreskriver. Exempelvis krävdes här endast att det fanns data för en månad istället för tre månader per undersökt tidsperiod (Tabell 3).

Den vanligaste avvikelserna från bedömningskriterierna var att variabeln ej provtagits under de månader eller på de djup som efterfrågas. Avsaknad av data för salthaltskorrigering eller någon av närsalterna var också vanliga orsaker till att statusklassningar ej kunde utföras. Dessa problem var stora inom både de

regionala och nationella övervakningsprogrammen för vilka i medeltal 37 respektive 31% av alla provtagningsstationer måste uteslutas. Det var dock stor variation mellan olika variabler och program. Problem med närsaltsprovtagningen var speciellt frekventa i de regionala programmen, medan andelen exkluderade data för växtplankton, siktdjup och syre var högre i de nationella programmen (Tabell 4). Problemen varierade också geografiskt. I Västerhavet var de generellt sett mindre än i norra Egentliga Östersjöns och Bottenhavets kustområden vilka svarade för över 70 respektive 50% av de exkluderade närsalt- och växtplanktonstationerna. Även Bottenvikens kustområde svarade för en betydande andel exkluderade växtplanktondata, medan problem med att nitratvärden saknades för analysen av löst oorganiskt kväve framför allt förekom i södra Egentliga Östersjöns kust- och utsjöområden (Tabell 4).

Orsakerna till att provtagning i åtskilliga fall inte skett enligt fastställda bedömningskriterier har bara delvis kunnat identifieras. Den granskade databasen innehöll en icke oväsentlig mängd data från mätprogram med andra mål än att utföra statusklassningar, och i dessa fall är det inte förvånande att provtagningen inte skett enligt bedömningsgrunden. I andra fall kan problemet vara relaterat till brister i inrapporteringen. Exempelvis saknas ibland uppgifter om djupet vid provtagningsstationen (vilket behövs för bedömning av syrestatus) eller salthalt för korrigering av EK-värden. Denna typ av problem skulle kunna vara lätta att åtgärda om de identifieras. Den höga andel av provtagningen inom framför allt regionala program som skett på fel tid på året, eller med fel frekvens enligt bedömningskriterierna tyder dock på brister i programmets utformning. En förklaring skulle kunna vara att data kommer från äldre övervakningsprogram som har utformats med huvudmål att detektera miljöförändringar i tidstrender och ännu inte har anpassats efter vattendirektivets krav på statusklassningar.

Den pågående revideringen av svensk miljöövervakningen betonar behovet av att öka underlaget för statusklassning. Av denna anledning borde bakomliggande *orsaker till att så mycket insamlad miljödata inte kan användas till statusklassning skyndsamt utredas så att miljöövervakningens resurser används på ett effektivt sätt.* Det tycks föreligga ett behov att se över om regionala och nationella marina övervakningsprogram följer undersökningstypen och rapporterar in resultaten på ett korrekt sätt. Alternativt kan bedömningskriterierna för statusklassning behöva ses över så att de inte kraven är satta så hårt att mycket få program kan uppfylla dem.

### 4.3 TILLSTÅNDSBEDÖMNING AV STÖRRE HAVSOMRÅDEN

Ett av syftena med studien var att undersöka möjligheten att utföra tillståndsbedömningar av större havsområden enligt havsmiljödirektivet. För att kunna klarlägga den rumsliga variationen av miljöstatus och tidstrender utfördes alla analyser för tre olika rumsliga enheter: enskilda stationer, vattentyper och

havsregioner. Speciellt granskades den geografiska täckningen av stationer i olika skalor samt hur olika aggregeringsregler påverkade statusklassningen av havsregioner. Indelningen av svenska havsområden i 12 havsregioner (6 kust- och 6 utsjöregioner) har inte föreslagits under införandet av havsmiljödirektivet, men kan exemplifiera hur en indelning av större svenska havsområden skulle kunna genomföras.

*Sammanfattningsvis var den geografiska täckningen relativt god för de flesta variabler och havsområden, även efter att en tredjedel av alla stationer uteslutits för att insamlade data ej var anpassade till rådande bedömningskriterier. Med undantag för syre, som helt saknade användbara data i omkring 25% av alla havsregioner, och biovolym, som saknade data i över 25% av alla vattentyper, så fanns i medeltal cirka 6 stationer per vattentyp och 20 per havsregion (Tabell 8).*

#### **4.3.1 UNDERLAGETS OMFATTNING OCH RUMSLIGA TÄCKNING**

Studiens sammanställning av fysikalisk-kemiska miljödata visade att datavärden gjort ett mycket omfattande material tillgängligt. För de flesta undersökta variabler fanns data från över 500 provtagningsstationer i svenska havsområden för åtminstone något år under perioden 1992-2012. Dock var antalet stationer mycket lägre för biovolym och växtplankton. Det är vidare värt att notera att lite mer än hälften av alla stationer kom från de regionala programmen (Tabell 2).

För statusklassningarna, som baserades på perioden 2010-2012, identifierades totalt 353 stationer med data från minst en av de eftersökta variablerna (247 från regionala program och 106 från nationella). I kust- och utsjöområdena återfanns sammanlagt 261 respektive 92 stationer. Flera kuststationer hörde till nationella program. Däremot fanns inga utsjöstationer i de regionala programmen (Bilaga 2).

Ovan nämnda uppgifter om antalet stationer avser det potentiella underlaget, det vill säga antalet stationer där mätningar av efterfrågade variabler genomförts. Eftersom data från många stationer inte uppfyllde bedömningskriterierna för statusklassning reducerades antalet användbara stationer till totalt mellan 200 och 306 stationer för närsalter, Chl-a och siktdjup, och till 60 och 78 stationer för syre respektive biovolym (Tabell 2). För tidstrendsanalyserna, som krävde minst 10 år med data från varje station, identifierades endast 11 och 44 stationer med användbar data för biovolym respektive syre, och mellan 122 och 181 stationer för övriga variabler.

Den geografiska täckningen varierade kraftigt mellan vattentyper och regioner. För olika variabler varierade det potentiella underlaget mellan 1 och 54 stationer per vattentyp, och mellan 0 och 46 stationer per vattentyp om bedömningskriterierna skulle vara uppfyllda. *Antalet stationer var generellt sett*

lägre i de yttre kustvattentyperna, framför allt i Norra Egentliga Östersjön och Bottniska vikens kustregioner där flera yttre kustvattentyper inte hade några godkända stationer för flertalet variabler (Tabell 8). Dessa regionala skillnader kan bero på utformningen av övervakningsprogrammen i olika havsområden, men kan också orsakas av att alla data inte har inrapporterats till datavärden. I denna studie har den totala omfattningen av existerande regional och nationell marin miljöövervakning inte kartlagts, vilket inte gör möjligt att skilja mellan dessa två orsaker.

Sämst geografisk täckning av data som godkänts för statusklassning förelåg för syre i bottenvatten och biovolym av växtplankton. För syre saknades användbara data nästan helt i norra Egentliga Östersjöns och Bottniska vikens havsregioner. För biovolym fanns det i samtliga kustregioner vattentyper som helt saknade data. Övriga variabler hade en relativt god täckning i de flesta havsregioner och vattentyper. I kustregionerna fanns i medeltal 6.7 och 30.3 stationer per vattentyp respektive havsregion. I utsjöregionerna fanns det 4.7 och 9.1 stationer per vattentyp respektive havsregion. I Västerhavets och södra Egentliga Östersjöns vattentyper var den geografiska täckningen generellt sett god för alla variabler förutom biovolym. Däremot var den dålig i norra Egentliga Östersjöns och Bottniska vikens kustområden, framför allt i de yttre kustvattentyperna. Där kunde vattentyperna bara statusbedömas på ett tillförlitligt sätt för en minoritet av variablerna.

För att komma till rätta med de redovisade bristerna behöver orsakerna till det låga antalet provtagningsstationer för vissa variabler och områden utredas. I vissa vattentyper som exempelvis *Stockholm inre skärgård* och *Halsfjärden* tycks en bidragande orsak vara en bristande rapportering eller publicering av data snarare än avsaknad av provtagning.

#### 4.3.2 UNDERLAGETS REPRESENTATIVITET

Denna studie har visat att datavärdens underlag för statusbedömningar har en relativt god geografisk täckning i den bemärkelsen att det för de flesta undersökta variablerna finns flera stationer per vattentyp och havsområde. Däremot kan man ibland ifrågasätta hur representativa dessa stationer är för respektive havsområde.

Av historiska skäl bedrivs den nationella och regionala övervakningen ofta vid så kallade referensstationer som inte är direkt påverkade av lokala belastningar. Även om dessa referensområden är värdefulla för miljöövervakningen kan en överrepresentation av opåverkade områden ge vilseledande resultat vid bedömning av till exempel *God miljöstatus* enligt havsmiljödirektivet. Det är därför viktigt att också inkludera stationer från påverkade område så att övervakningen ger en representativ bild av påverkningsgraden i det undersökta



området. *Ett organiserat utnyttjande av data från recipientkontrollprogrammen skulle kunna bidra till ett mer representativt dataunderlag för statusbedömningar.* Det finns dock flera frågetecken både beträffande datakvalitet och systemen för rapportering av sådana data. Det är angeläget att den vid Havs- och vattenmyndigheten pågående utredningen om recipientkontrolldata leder till att kvalitetssäkring och inrapportering av sådana data kan förbättras.

#### **4.3.3 ANALYSER I EN HIERARKISK RUMSLIG STRUKTUR**

Statusklassningar och trendanalyser för större havsområden bidrar till att skapa en bättre överblick över havets tillstånd. Det finns dock alltid en risk att viktig information kan försvinna vid rumslig aggregering. I denna studie redovisas statusklassningar och trendanalyser för såväl stationer som vattentyper och havsregioner så att resultaten kan granskas i olika rumsliga skalor. Den valda rumsliga strukturen är hierarkisk. Varje havsregion är uppdelad i ett antal vattentyper, och i varje vattentyp finns data för ett antal stationer. Statusklassningarna redovisas i tabeller och kartor, medan resultaten av trendtester redovisas i tabeller och tidsseriediagram per vattentyp med data från ingående stationer i samma diagram. Därmed kan man lätt redovisa hur väl en statusklassning eller tidstrend för en havsregion representerar förhållanden i alla vattentyper och stationer.

Hierarkisk rumslig redovisning av resultaten ökar transparensen i analysen och möjligheten att tolka resultaten på ett korrekt sätt, då det lätt går att förflytta sig mellan olika geografiska skalor. Strukturen skulle vara väl lämpad vid tillståndsbedömningar för havsmiljödirektivet där ett stort antal miljövariabler måste aggregeras både geografiskt och inom deskriptorer varför behovet av transparens är stort.

#### **4.3.4 METODER FÖR RUMSLIG AGGREGERING AV STATUSBEDÖMNINGAR**

I studien jämfördes 4 olika regler för aggregering av stationsmedelvärden vid statusklassning av havsregioner. Resultaten visade inga större skillnader i utfall när två olika metoder av medelvärdesbildningen jämfördes: (1) direkt aggregering av stationsmedelvärden till havsregioner, och (2) aggregering av stationsmedelvärden till vattentyper, varefter vattentypsvärdena aggregeras till havsregioner. Skillnaden mellan dessa två metoder är att alla stationsvärden ges lika vikt vid aggregering i det första fallet, medan vattentypsvärdena ges lika vikt oavsett antalet stationer i de olika vattentyperna i det andra fallet. I denna studie har resultat baserad på den andra metoden (aggregerade vattentyper) diskuterats i resultatavsnittet, men resultaten på havsregionsnivå var genomgående mycket lika mellan de två metoderna för alla variabler.

En aggregeringsmetod som diskuterats för havsmiljödirektivet, men som inte undersöktes i denna studie, är att vikta värden efter hur stor areal området täcker.

Detta skulle ha kunnat påverka utfallet för den andra ovan nämnda metod där stationsmedelvärden först aggregeras till vattentyper. Detta genom att kustvattentyper för de yttre kustvattnen, som generellt är större än de inre, skulle få ett större genomslag i statusbedömningen av havsregioner. Det är dock oklart om detta är önskvärt då vissa naturvärden och påverkan ofta är högre i de inre kustvattnen. Dessutom var den geografiska täckningen generellt lägre i Östersjöns yttre kustvatten.

Som väntat gav *sämst-styr-regler* (där vattentypen eller stationen med det sämsta statusvärdet avgör havsregionens status) klart lägre statusklassning än aggregering av medelvärden. När vattentypens status avgjorde klassningen sänktes status med i medeltal 8%, och när den sämsta stationen avgjorde sänktes status med i medeltal 27% i jämförelse med medelvärdesbildning (Tabell 19). Dessa resultat stämmer överens med likande analyser av HELCOM-området där *sämst-styr-regler* gav stora effekter på resultatet medan valet mellan medel- eller medianvärden endast hade mindre effekter (Ojaveer och Eero 2011). *Sämst-styr-regler* gör analysen konservativ enligt *försiktighetsprincipen* och används ofta på högre hierarkisk nivå vid sammanvägd bedömning, exempelvis vid bedömning av ekologisk status enligt vattendirektivet (Moksnes m.fl. 2013). Regeln kan dock minska informationen i resultaten om den appliceras på allt för låg nivå. Så var fallet exempelvis med siktdjup där status för samtliga kustregioner klassades som *Dålig* istället för *God* till *Måttlig* när *sämst-styr-regler* på stationsnivå användes istället för medelvärdesbildning (Tabell 15). Man bör därför vara försiktig med att applicera dessa regler på för liten geografisk skala.

#### 4.4 JÄMFÖRELSE MED ANDRA ANALYSER AV SVENSK HAVSMILJÖ

Även om målsättningen med denna studie inte i första hand var att utföra en tillståndsbeskrivning kan det vara intressant att jämföra underlag och resultat i denna studie med andra analyser och beskrivningar av den svenska havsmiljöns tillstånd.

##### 4.4.1 HAVSMILJÖINSTITUTETS TILLSTÅNDSBEDÖMNING I HAVET-RAPPORTERNA

Havsmiljöinstitutet utför en årlig beskrivning av miljötillståndet i svenska havsområden, vilken presenteras i den så kallade *Havet-rapporten* som ges ut i samarbete med Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten. I den rapportserien presenteras av historiska skäl nästan uteslutande data från den nationella havsmiljöövervakningen, där analysen utförs av olika utförare. En analys av det datamaterial som presenteras i rapporten visade att en betydande del av insamlade nationella miljödata inte används i rapporten, att trend- och statusanalyser endast utförs på en minoritet av redovisade data, samt att det

mycket låga utnyttjandet av regionala data ger en ofullständig bild av miljötillståndet i svenska havsområden (Moksnes m.fl. 2013).

En närmare granskning av dataunderlaget till Havet-rapporten 2013-2014 och analyserna i denna studie tydliggjorde de stora skillnaderna (Tabell 20). Utöver en närmast total avsaknad av data från de regionala programmen och därmed avsaknad av resultat från kustregionerna i Havet-rapporten så saknades även nationella data helt för flera variabler i vissa regioner. Bland annat saknades bedömningar av siktdjup för alla havsregioner. Dessutom saknades data från ca hälften av alla stationer från de nationella programmen. Den samlade analysen av regionala och nationella data i denna rapport medförde därför att den geografiska täckningen ökade ca 10 gånger och att antalet redovisade analyser ökade ca 20 gånger jämfört med Havet-rapporten. *Detta visar att underlaget för den årliga tillståndsbedömningen kan ökas dramatiskt om alla data som finns tillgängliga hos datavärden används på ett effektivt sätt.*

När resultaten av de två analyserna jämfördes framgick det att både trender och statusklasser i flera fall skilde sig åt. I åtskilliga fall kan detta förklaras av att olika tidsperioder studerats. I den samlade analysen gjordes alla trendtester för perioden 1992-2012 och alla statusklassningar avsåg perioden 2010-2012, medan många trendanalyser i Havet-rapporten utfördes för perioden 1970-2012, och statusklassningarna för exempelvis växtplankton endast avsåg 2012. Andra skillnader beror på att det ingick betydligt fler stationer i den samlade analysen (Tabell 20). Det är dock viktigt att påpeka att denna studie primärt syftade till att utveckla ett arbetssätt och att de erhållna analysresultaten därför inte gör anspråk på att vara mer än en illustration till vad detta arbetssätt skulle kunna ge.

Tabell 20. Jämförelse av underlag och resultat i Havet-rapporten 2013-2014 och denna studie (Samlad analys). I tabellerna anger ett plustecken (+) en signifikant ökande trend, och minustecken (-) en signifikant ökande trend på skalan havsregion. Siffrorna i parentes anger antalet stationer per havsregion. Färger anger statusklass enligt: Blå=Hög, grön=God, Gul=Måttlig, Orange=Otillfredsställande, Röd=Dålig status. Grå färg anger att data saknas.

Havet 2013-2014 Variabel	Skagerrak		Kattegat		S Eg Östersj		N Eg Östersj		Bottenhavet		Bottenviken	
	Kust	Utsjö	Kust	Utsjö	Kust	Utsjö	Kust	Utsjö	Kust	Utsjö	Kust	Utsjö
Temperatur ytvatten		+ (4)*		+ (2)*		+ (5)		+ (6)*		(2)		(2)
Temperatur djupvatten		+ (4)*		+ (2)		+ (2)		+ (4)		(2)		(2)
Salthalt ytvatten		+ (4)		- (2)*		- (5)*		- (6)*		- (2)*		- (2)*
Salthalt djupvatten		+ (4)		(2)		- (5)*		+ (4)		- (2)*		- (2)*
Total kväve ytvatten		- (4)		- (2)		+ (5)*		+ (6)*		+ (2)*		(2)
Oorg kväve ytvatten		(4)		(2)		- (5)*		- (6)*		(2)		(2)
Total fosfor ytvatten		(4)		(2)		+ (5)		+ (6)*		+ (2)*		- (2)*
Oorg fosfor ytvatten		- (4)*		(2)		+ (5)*		+ (6)		+ (2)		- (2)
Klorofyll	(1)			(1)			(1)	(1)	(1)	(2)		(2)
Växtplankton	(1)			(1)			(1)	(1)	(1)	(2)		(2)
Siktdjup												
Syre bottenvatten		- (4)*		- (2)		- (5)		- (6)		- (2)		- (2)

Samlad analys Variabel	Skagerrak		Kattegat		S Eg Östersjön		N Eg Östersjön		Bottenhavet		Bottenviken	
	Kust	Utsjö	Kust	Utsjö	Kust	Utsjö	Kust	Utsjö	Kust	Utsjö	Kust	Utsjö
Temperatur ytvatten	+ (10)	(6)	(16)	+ (3)	(26)	(6)	(22)	(7)	(21)	(2)	(1)	+ (2)
Temperatur djupvatten	(2)	(5)	+ (2)	+ (2)		(2)		+ (4)		(2)		(2)
Salthalt ytvatten	- (10)	(6)	(16)	(3)	(26)	(6)	(22)	(7)	- (21)	(2)	(1)	- (2)
Salthalt djupvatten	(2)	+ (5)	(2)	(2)		- (2)		+ (4)		+ (2)		(2)
Total kväve ytvatten	- (38)	- (7)	- (20)	- (11)	(28)	- (12)	- (25)	(18)	(34)	(13)	(3)	(7)
Oorg kväve ytvatten	- (38)	(7)	- (13)	(11)	(28)	- (12)	- (25)	- (18)	(25)	(13)	(3)	(7)
Total fosfor ytvatten	+ (38)	(7)	+ (20)	(11)	+ (28)	(12)	(25)	+ (18)	+ (25)	+ (13)	(3)	(7)
Oorg fosfor ytvatten	(38)	(7)	(20)	(11)	+ (28)	+ (12)	(25)	+ (18)	(25)	+ (13)	(3)	(7)
Klorofyll	- (38)	- (4)	- (17)	- (5)	+ (28)	(7)	(74)	(8)	(107)	(2)	(14)	+ (2)
Växtplankton	- (8)	(1)	- (3)	(2)	(3)	- (2)	- (24)	- (2)	(15)	(1)	(16)	(1)
Siktdjup	+ (37)	(4)	(16)	(3)	(34)	(7)	(78)	(8)	(64)	(2)	(16)	- (2)
Syre bottenvatten	(30)**	(3)	- (16)**	(3)	(10)	(6)**		(2)**	(3)**		(1)	

\*Tidstrendanalyser baserade på data från 1970

\*\*stationer med flerårig syrebrist förekommer men har ej statusbedömts

#### 4.4.2 KLASSNING AV EKOLOGISK STATUS I VISS

Data från de regionala programmen från kustregionerna används vid klassning av *ekologisk status* enligt *vattendirektivet* vilken utförs vart sjätte år och redovisas i VISS. I denna analys sker klassningen för varje vattenförekomst (avrinningsområde) separat och ingen aggregering till större geografiska områden genomförs. Vidare baseras klassningen av *ekologisk status* på en sammanvägning av flera olika miljövariabler, varför en direkt jämförelse med resultaten i denna rapport är svår. Även om dataunderlagen för kustregionerna i VISS och i denna studie troligen är jämförbara så finns en viktig skillnad i presentationen av resultaten. I VISS presenteras en statusklassning för alla 602 vattenförekomster, även om det endast finns stationer och data från en minoritet av dessa. För en stor majoritet av vattenförekomsterna baseras istället klassningen på modellerade resultat, expertbedömningar och extrapolering från närliggande vattenförekomster. Även om detta grafiska verktyg är till stor användning vid havsmiljöförvaltning på regional nivå så är de presenterade resultaten svårare att använda i andra syften då det inte är helt lätt att avgöra om en klassning är baserad på empiriskt underlag från vattenförekomsten eller ej. Fördelen med den presentation av resultat som redovisas i denna rapport är att alla värden och statusklassningar som visas är baserade på empiriska data och därför kan användas direkt för andra ändamål, exempelvis för olika typer av aggregering inom eller mellan variabler, vilket underlättar användandet av resultaten.

#### 4.5 FÖRDELAR MED EN AUTOMATISERAD MILJÖANALYS

Ett av syftena med denna studie var att undersöka möjligheterna att automatisera analyserna av de undersökta variablerna genom att databearbetning kodades i beräkningsprogram. Studien visar att automatiserade statusklassningar och trendanalyser kan utgöra en mycket effektiv metod att utföra ett stort antal analyser på ett enhetligt, transparent och reproducerbart sätt, som lätt kan granskas och justeras. Hur mycket arbete som sparas med en automatiserad analys kan illustreras av att över 1500 statusklassningar och 1300 tidstrendsanalyser utförts och illustrerats i grafer och kartmaterial. Kodningen av databearbetningarna i Matlab och SAS krävde visserligen ett par personmånaders arbete, men arbetet att göra om hela analysen och generera nya grafer och kartor när nya data tillkommit blir betydligt mindre. Det är också enkelt att justera koden och resultaten om felaktigheter upptäcks eller bedömningskriterier ändras. En automatiserad analys skulle därför effektivisera årliga tillståndsbedömningar av svenska havsområden. Dessutom skulle sannolikt kvalitén i analysen höjas genom att bedömningsgrunderna tolkas på ett enhetligt sätt och de statistiska analyserna baseras på enhetliga principer.

Ett verktyg för automatiserad statusklassning skulle också kunna utvecklas för att effektivisera arbetet med att bedöma miljötilståndet i havsområden enligt vattendirektivet och havsmiljödirektivet vart sjätte år. Eftersom systemet är

flexibelt och lätt kan justeras efter önskemål kan ett sådant verktyg också effektivt producera underlag för internationella tillståndsbedömningar, exempelvis *HELCOMs Hollistic Assessments*. Fortsatta studier av möjligheter att utföra automatiserade miljöanalyser av variabler från andra datavärddar uppmuntras.

## 6. BILAGOR

Samtliga bilagor redovisas i separata dokument.

### **6.1. KARTOR ÖVER BEDÖMNINGSOMRÅDEN (3 SIDOR)**

Havsmiljöinstitutets rapport nr 2015:2 Bilaga 1

### **6.2. KARTOR ÖVER PROVTAGNINGSTATIONER (14 SIDOR)**

Havsmiljöinstitutets rapport nr 2015:2 Bilaga 2

### **6.3. GRAFER ÖVER TIDSTRENDER (94 SIDOR)**

Havsmiljöinstitutets rapport nr 2015:2 Bilaga 3

### **6.4. KARTOR MED STATUSKLASSADE STATIONER (25 SIDOR)**

Havsmiljöinstitutets rapport nr 2015:2 Bilaga 4

## REFERENSER

Anders L, M Hansson (2012). Rekordutbredning av syrefria bottnar i Östersjön. Havet 2012: Om miljötillståndet i svenska havsområden. Havsmiljöinstitutet, Havs- och vattenmyndigheten, Naturvårdsverket.

Elam J, Grimvall A (2013). Kvalitetsgranskning av fysikalisk-kemiska data från den regionala havsmiljöövervakningen. Havsmiljöinstitutets Rapport Nr 2013:2.

Havs- och vattenmyndigheten (2012). God Havsmiljö 2020: Marin strategi för Nordsjön och Östersjön. Del 1: Inledande bedömning av miljötillstånd och socioekonomisk analys.

Havs- och vattenmyndigheten (2014). God Havsmiljö 2020: Marin strategi för Nordsjön och Östersjön. Del 3: Miljöövervakning.

Libiseller C, Grimvall A (2002) Performance of partial Mann–Kendall tests for trend detection in the presence of covariates. *Environmetrics* 13, 71–84, doi:10.1002/env.507.

Moksnes P-O, Albertsson J, Elfving T, Hansen J, Lindegarth M, Nilsson J, Rolff C, Wikner J. (2013). Sammanvägd bedömning av miljötillståndet i havet. Havsmiljöinstitutets rapport 2013:3

Naturvårdsverket (2007). Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon. Bilaga B till Handbok 2007:4.

Ojaveer H, Eero M (2011). Methodological challenges in assessing the environmental status of a marine ecosystem: Case study of the Baltic Sea. *PLoS One* dx.plos.org

Wahlin K, Grimvall A (2010) Roadmap for assessing regional trends in groundwater quality. *Environmental Monitoring and Assessment* 165, 217–231, doi:10.1007/s10661-009-0940-7.









Havsmiljöinstitutet

Umeå universitet · Stockholms universitet  
Göteborgs universitet · Linnéuniversitetet