

# Kustzonsmodellen inom vattenförvaltningen

Vidareutveckling av användningsområden



Rapporten har tagits fram på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten. Rapportförfattarna ansvarar för innehållet och slutsatserna i rapporten. Rapportens innehåll innebär inte något ställningstagande från Havs- och vattenmyndighetens sida.

Havs- och vattenmyndigheten  
Datum: 2019-12-09

Ansvarig utgivare: Jakob Granit  
Omslagsfoto: Fritidsfiske i kvällssol Billdal, Gustav Enhof-Blomqvist  
ISBN 978-91-88727-55-8

Havs- och vattenmyndigheten  
Box 11 930, 404 39 Göteborg  
[www.havochvatten.se](http://www.havochvatten.se)

# Kustzonsmodellen inom vattenförvaltningen

Vidareutveckling av användningsområden

---

SMHI, Moa Edman

Havs- och vattenmyndighetens rapport 2019:22



# *Förord*

Förvaltningen av Sveriges kustvatten ställer krav på god kunskap om miljötillståndet. Information kan samlas in genom provtagningar av kustvattnet, men dessa kan aldrig bli heltäckande. Ett alternativ är att utifrån kunskap om mänsklig påverkan och kunskap om vattnens karakteristiska modellera tillståndet. Resultat från modellen kan sedan verifieras med provtagningar. Denna rapport presenterar förslag på hur Kustzonsmodellen kan användas för att effektivisera förvaltningen av Sveriges kustvatten.

Rapporten riktar sig framförallt till handläggare på myndigheter och forskare som arbetar med vattenförvaltning. Resultatet kan användas för vidare metodutveckling, men också för exempelvis utplacering av representativa övervakningsstationer eller som grund för gruppering av vattenförekomster.

Göteborg 2019-12-09 Anna Jöborn

SAMMANFATTNING.....	7
BAKGRUND .....	10
SYFTE .....	11
TEORI OCH METODER.....	11
Modellsimuleringar .....	11
Samvariation.....	12
Validering .....	13
Mänsklig påverkan och naturlig känslighet.....	17
RESULTAT OCH DISKUSSION .....	20
Samvariation.....	20
Validering .....	23
Mänsklig påverkan och naturlig känslighet.....	26
SLUTSATSER.....	37
TACK .....	39
REFERENSER .....	40
ELEKTRONISKT MATERIAL.....	42
APPENDIX A - NORMALISERINGAR.....	43

# Sammanfattning

I Sverige finns en modell uppsatt för hela kustlinjen för beräkning av vattenkvalitet (Sahlberg, 2009). Uppdragets syfte har varit att utforska nya användningsområden för denna kustzonsmodell inom vattenförvaltningen. Då uppdragets syfte främst har varit att testa nya sätt att använda kustzonsmodellen inom förvaltningen, ges få rekommendationer. Istället ger uppdraget ett underlag som kan användas vidare.

Resultatet kan användas för vidare metodutveckling, men också som underlag för exempelvis utplacering av representativa övervakningsstationer eller som grund för gruppering av vattenförekomster vid statusklassificering.

Uppdraget bestod av två delar. Syftet med del I var att uppskatta kustzonsmodellens förmåga att beräkna salthalt, närsaltskoncentrationer och syrgashalter i så stora delar av den svenska kustzonen som möjligt. Det innefattar också att beräkna samvariation mellan vattenförekomster. Syftet med del II var att testa hur kustzonsmodellen kan användas på nya sätt inom förvaltningen, till exempel genom att användas för bedömning av mänsklig påverkan och analys av vattenförekomsternas känslighet för påverkan. Som en del av detta har även den naturliga känsligheten hos vattenförekomsterna uppskattats från ett hypotetiskt samband.

## Del I Validering och samvariation

En omfattande modellutvärdering utfördes med observationer från det övervakningsunderlag som var inrapporterat till datavärden SMHI i december 2016. Överlag har kustzonsmodellen i sin nuvarande form en god eller acceptabel förmåga att uppskatta genomsnittlig salthalt, närsaltskoncentrationer och syrgashalter i över hälften av Sveriges kustvattenförekomster. Resterande vattenförekomster kunde inte utvärderas, då det inte fanns övervakningsdata tillgänglig. För enskilda variabler finns det fall där modellen är otillräcklig. Den exakta överrensstämningen i tid och rum har inte utvärderats inom detta uppdrag. Samvariationen i kustzonens ytvatten bedömdes från både oorganiskt kväve och oorganisk fosfor, såväl som salthalt. Samvariationen, och den resulterande grupperingen, omfattade inte djupvatten. Samvariationen i kustzonens ytvatten var tillräcklig för att skapa 62 samvarierande grupper. För att områden skulle anses samvariera sattes kravet till att oorganiskt kväve, oorganisk fosfor och salthalt skulle stämma överens (samvariera). Grupperna består av 2-74 vattenförekomster och är överlappande.

Samvariationen i modellresultat från ytvattnet har använts för att indirekt validera större ytor av modelldomänen genom antagandet att valideringsresultaten gäller alla samvarierande kustvattenförekomster. Antagandet att samvarierande vattenförekomster kan validera varandra indirekt testades i 97 vattenförekomster som hade både indirekt validering och

validering från övervakningsstationer inom vattenförekomsten själv. Endast ett fall hittades där den indirekta valideringen felaktigt angav acceptabel modellförmåga. Med detta anses antagandet stämma inom detta underlag.

De samvarierande grupper som beräknats av kustzonsmodellen utbreder sig ofta över flera kustvattentyper och överlappar även varandra. Deras främsta användningsområde bedöms vara som guidande i de fall då en vattenförekomsts egenskaper behöver uppskattas från intilliggande områden. Speciellt ska man undvika att ta egenskaper från eller till de vattenförekomster som inte samvarierar eller ingår i en samvarierande grupp. Naturligtvis kan samvariationen användas vidare även utan gruppering.

Metoden som har använts för att beräkna samvariation mellan vattenförekomster bygger på en väldigt enkel ansats och behöver troligen utvecklas ytterligare. Dels kommer troligen en del av korrelation som hittats genom analysen från årstidsvariationer i tidsserierna, vilken inte nödvändigtvis indikerar ett stort utbyte av egenskaper mellan vattenförekomster utan snarare en gemensam påverkan från årstidsförändringar. Dels finns det bättre metoder för att utvärdera samvariation som även tar hänsyn till en viss tidsförskjutning mellan vattenförekomster (personlig kommunikation Kjell Leonardsson).

## Del II Mänsklig påverkan och naturlig känslighet

Underlaget är framtaget från två körningar med kustzonsmodellen. Den ena representerar dagens situation och den andra en bakgrundssimulering som representerar ett orört tillstånd utan mänsklig belastning. Genom att jämföra bakgrundssimulering med körningen som representerar dagens situation har vi kunnat genomföra en bedömning av den totala mänsklig påverkan hittills och en analys av vattenförekomsters känslighet för påverkan från den totala mänskliga belastningen.

En jämförelse gjordes mellan den direkta och indirekta mänskliga belastningsförändringen. Till den direkta belastningen räknas belastning som når vattenförekomsten direkt i form av lokal avrinning från land eller punktutsläpp. Den indirekta påverkan kommer bland annat av mänsklig påverkan av miljötillståndet i utsjön och spridning från land inom kustzonen. Den indirekta mänskliga belastningsförändringen visade sig vara av samma storleksordning som den direkta förändringen.

Det är inte möjligt att från det framtagna underlaget på ett tydligt sätt koppla samman den totala påverkan med en direkt belastningsförändring. Den indirekta förändringen upptar för stor del av totalen. Modellresultaten indikerar att en stor del av den mänskliga påverkan kommer från andra delar av kustzonen eller på grund av förändringar i utsjöns miljötillstånd. Ovanstående innebär att riskbedömningar bör innefatta fler vattenförekomster än den som direkt tar emot förändringen.

Enligt modellresultaten har mänsklig påverkan ökat de oorganiska näringskoncentrationerna med 0-200% i den svenska kustzonen.



Bottenvattnets syrgaskoncentration har typiskt minskat med 0-25%, men i vissa vattenförekomster med så mycket som 40-50%.

Att uppskatta vattenförekomsternas känslighet från modellresultat görs bäst från individuella simuleringar för specifika situationer. För en uppskattning av en mer allmän känslighet krävs en metodutveckling, som till exempel kan inkludera körning av en stor mängd scenarier som sedan används för att uppskatta känsligheten av varje bassäng mot alla belastningskomponenter i alla punktkällor och avrinningsområden. I denna studie har vi testat ett scenario med främsta syfte att möjliggöra beräkningar av den mänskliga påverkan som vattenförekomsterna känner av i nutid.

Det naturliga känslighetsindex som tagits fram ger en realistisk fördelning av graden av känslighet inom kustzonen, men metodens tillförlitlighet går inte att säkerställa inom detta uppdrag.

De vattenförekomster som beräknas ha högst naturlig känslighet tenderar att samvariera med inga eller få andra kustvattenförekomster. Detta bedöms inte vara ett mekanistiskt samband utan endast en effekt av att både låg samvariation och hög känslighet ofta är associerat med små kustnära vattenförekomster som ofta är mer isolerade och har längre uppehållstider.

Det naturliga känslighetsindex som tagits fram och använts inom detta material ska ses som en första ansats. Indexet kan behöva justeras i kommunikation med personer med erfarenheter av arbetet i förvaltningen, speciellt med erfarenhet av denna typ av vattenförekomster.

De vattenförekomster som inte kunde valideras direkt eller indirekt och har ett högt naturligt känslighetsindex bör inkluderas i övervakningsprogrammet.

Kustvattentyperna 4, 5, 9, 11, 14, 19, 21 och 25 innefattar högst troligt inga vattenförekomster som är känsliga för belastningsförändringar. Detta indikerar att dessa kustvattentyper inte ska prioriteras om det saknas övervakning i potentiellt känsliga vattenförekomster.

Tabeller som innehåller underlaget finns elektroniskt tillgängliga på Havs- och vattenmyndigheten. Tillhörande metadata anges i denna rapport.

# Bakgrund

Kustzonen fungerar som en övergångszon från land till hav. Därtill beror miljötillståndet i kustzonen på påverkan från både land och hav. Dessa två påverkansvägar, och vattnets kontinuerliga förflyttning mellan olika vattenförekomster i kustzonen, gör det utmanande att bedöma vad som egentligen bestämmer en enskild vattenförekomsts vattenkvalitet, speciellt vid en specifik tidpunkt. Därför är det svårt att bedöma risken för att det sker en betydande mänsklig påverkan vid till exempel en ökad belastning direkt till ett område.

Då det i Sverige redan finns en modell, kustzonsmodellen, uppsatt för hela kustlinjen och för alla kustvattenförekomster, är det naturligt att undersöka möjligheterna för användning av modellen som en lösning på problemet (Sahlberg 2009). I den tanken startade uppdraget som ligger till grund för den här utvärderingen. Även Leonardsson och Blomquist (2017) drar slutsatsen att kustzonsmodellen bör användas mer inom till exempel statusklassning och övrigt arbete med att förvalta våra vatten. Deras rapport visar att det helt enkelt inte är realistiskt att övervaka hela kustzonen genom enbart fältmätningar. Istället bör övervakning och modellering samverka till en ökad kunskap om kustzonen och ökad möjlighet att förvalta densamma. Även Edman (2018) visar på möjligheterna att använda kustzonsmodellen för att ge underlag vid till exempel kommande revideringar av kustzonens övervakningsprogram.

Den mänskliga påverkan härrör dels från land och de mänskliga aktiviteterna där, såsom avloppsreningsverk och diffusa utsläpp från jordbruk, men också ifrån utsjön, i det här fallet både egentliga Östersjön, Kattegatt/Skagerrak systemet och Bottniska viken. Östersjön och västerhaven är starkt påverkade av mänsklig aktivitet (Gustafsson et al. 2012; Carstensen et al. 2014; Conley et al. 2011). Det går inte att bortse från att det påverkar kustzonen, även om det främst är direkta utsläpp som man på lokal nivå faktiskt kan påverka. I Edman et al. (2018) visas till exempel att delar av den svenska kustlinjen troligen inte bara filtrerar all näringsbelastning från land, utan även filtrerar bort näring från utsjövattnet. Eutrofiering visar sig i Östersjöns kustnära delar i form av ökad syrebrist, fintrådiga alger och en allmän förändring av ekosystemet (Conley et al. 2011, Norkko and Bonsdorff 1996; Rönnberg and Bonsdorff 2004).

# Syfte

Syftet med denna studie är att utvärdera möjligheterna för användning av kustzonsmodellen på nya sätt i arbetet med förvaltningen av vatten.

Undersökningen består av två delar där del I fokuserar på att uppskatta kustzonsmodellens förmåga att beräkna vattenkvalitet i så många kustvattenförekomster som möjligt och för så många variabler som möjligt. Detta innefattade även att beräkna samvariation mellan vattenförekomster. Del II fokuserar på bedömning av mänsklig påverkan och analys av vattenförekomsternas känslighet för påverkan.

# Teori och metoder

## Modellsimuleringar

### Kustzonsmodellen

Kustzonsmodellen är en del i SMHI:s modellsystem för beräkning av vattenkvalitet inom svensk vattenförvaltning. Den tillhandahåller modellberäknat underlag för karaktärisering och åtgärdsplanering för alla vattenförekomster längs Sveriges kust.

Modellen använder den väl dokumenterade 1D-modellen PROBE (PROgram for Boundary layers in the Environment) (PROBE; Svensson 1998) och den biogeokemiska modellen SCOBI (Swedish Coastal and Ocean Biogeochemical model) (SCOBI; Eilola et al. 2009; Marmefelt et al. 1999) för att beräkna tillståndet i varje vattenförekomst. Tillsammans med en beräkning av sundutbyten ger den en beräkning av transporter och biogeokemiska transporter inom hela kustzonen.

Kustzonsmodellen beräknar koncentrationen av ett flertal biogeokemiska variabler i vattenmassan; närsalter (nitrat, fosfat och ammonium), syrgas, växtplankton (tre funktionella grupper: "diatoméer", "flagellater" och "blågröna alger"), zooplankton, detritus och bentiska koncentrationer av kväve och fosfor. Flöden mellan dessa variabler beräknas av SCOBI. SCOBI parametrerar nettoeffekten av biogeokemiska processer i vattenmassan och sedimenten, till exempel växtplanktonproduktion, mikrobiell nedbrytning av organiskt material och denitrifikation i syrefattiga miljöer.

Modellberäkningarna för denna rapport är utförda enligt vattenförekomstindelningen i SVAR 2012. De drivs av väderdata, deposition av närsalter från atmosfären, situationen i utsjön, avrinning av färskvatten och närsalter från omgivande landområden och punktkällor, till exempel utsläpp från industrier och reningsverk. Information om punktkällorna tas från Pollution Load Compilation 6 (PLC6) för hela modellperioden. Avrinningen från landområden beräknas av SMHI:s hydrologiska modell S-HYPE

(Strömqvist et al., 2012). Depositionen av kväve baseras på en 3 års modellsimulering med spridningsmodellen MATCH (Robertson et al. 1999). För de år då det inte finns MATCH-data har den årliga medeldepositionen från en kortare MATCHsimulering nederbördsviktats. Fosfordeposition sker enligt Areskoug (1993). Tillståndet i utsjön beräknas av en PROBE-SCOBI uppsättning som assimilerar övervakningsdata med en mestadels månatlig upplösning. Väderdrivningen är en kombination av väderdata från Lars Muellers databas vid SMHI och den meteorologiska analysmodellen MESAN (Häggmark et al. 2000). Kustzonsmodellen initialiseras med tidigare modellkörningar med samma förutsättningar, till exempel är bakgrundskörningen initialiserad med modellresultat från tidigare bakgrundskörningar.

### **Bakgrundssimulering utan mänsklig påverkan**

För att uppskatta hur stor påverkan människan hittills har orsakat kustzonens vattenkvalitet, genomfördes en bakgrundssimulering där all mänsklig näringsbelastning togs bort. När denna simulering jämförs med en simulering där dagens näringsbelastning används, kan den mänskliga påverkan på kustzonens vattenkvalitet uppskattas. Både bakgrundssimuleringen och kontrollkörningen som speglar nutiden, har genomförts för åren 1996-2015. I bakgrundssimuleringen är kväve- och fosfordeposition från atmosfären, samt alla bidrag från punktkällor, nollställda. Fosforhalterna i utsjödata har sänkts till de nivåer som rapporterades i Savchuk et al. (2008) och som anses representera situationen för ungefär 100 år sedan. Författarna av studien ansåg att kvävehalterna då var samma som nu, men att fosforhalterna var 40-80% lägre. En minskning av fosforhalterna med 60% används i bakgrundssimulering i denna rapport.

All avrinning från land som når kustzonsmodellen kommer från avrinningsmodellen S-HYPE. För bakgrundssimuleringen har vi använt resultat från S-HYPE där urban och semiurban mark, jordbruksmark och hyggen, ersatts med opåverkade landområden. Även atmosfärsdeposition och bidrag från punktkällor har tagits bort. Inga förändringar av väder anses ha skett. Både S-HYPE och kustzonsmodellen har använt väderdata från nutid.

## **Samvariation**

### **Beräkning av samvariation**

Samvariation mellan vattenförekomsterna i kustzonen kan användas för att bedöma om två vattenförekomster har så pass mycket utbyte av egenskaper, alternativt påverkas så pass mycket av samma externa faktorer, att de i vissa sammanhang kan behandlas tillsammans. I denna rapport beräknas samvariationen i kustzonen från modellresultat och används främst för att avgöra om validering av modellresultat i en vattenförekomst även kan antas gälla för intilliggande områden, men även för att gruppera vattenförekomster till större samvarierande enheter. De större enheterna kan användas för att

gemensamt bedöma vissa parametrar under statusklassning och borde även hjälpa i planeringen av till exempel övervakningsprogram.

Styrkan på samvariationen mellan två vattenförekomster bedöms från tidsserier i ytvattnet och beräknas som en korrelationskoefficient  $r$  som får värden mellan -1 och 1, där 0 indikerar att det inte finns någon korrelation alls och 1 är perfekt positiv korrelation. Det krävs även en rumslig kontakt mellan samvarierande bassänger, det vill säga det ska vara rimligt att de varierar tillsammans främst eftersom de utbyter vatten och därmed kan anses tillhöra "samma" vattenmassa. Därför kan en vattenförekomst bara anses samvariera med en annan om de ligger i direkt anslutning till varandra eller har kontakt via en del av kustzonen som den utvärderade vattenförekomsten samvarierar med. För att två vattenförekomster ska anses samvariera, ska både deras salthalt och nitrat- och fosfatkoncentrationer, ha ett  $r$  som är minst 0.95. Att detta kriterium ger samvariation har testats visuellt.

Observera att samvariationen, och grupperingen som bygger på denna, endast är beräknad ifrån och därmed giltig för ytvatten. Detta presenteras i denna rapport. Den ska därför inte appliceras på djupare vattenmassor. Det är även svårt att bedöma om den korrelation som beräknas för modellen alltid är giltig i verkligheten. För syftet att indirekt validera vattenförekomster testades samvariationen i den mån det var möjligt och resultaten redovisas senare i rapporten. Dock användes då den enskilda samvariationen (Tabell 3) och inte grupperingen baserad på samvariation (Tabell 4).

### **Gruppering från samvariation**

Beräkningen av samvariation i kustzonen resulterar i att varje kustvattenförekomst får ett samvariationsindex vars värde står för hur många andra vattenförekomster den samvarierar med. Det ger en samvariationsgrad som varierar kontinuerligt och inte strikt avgränsade grupper. I förvaltnings syfte kan det vara lättare att förhålla sig till definierade grupper av samvarierande vattenförekomster och därför har sådana skapats.

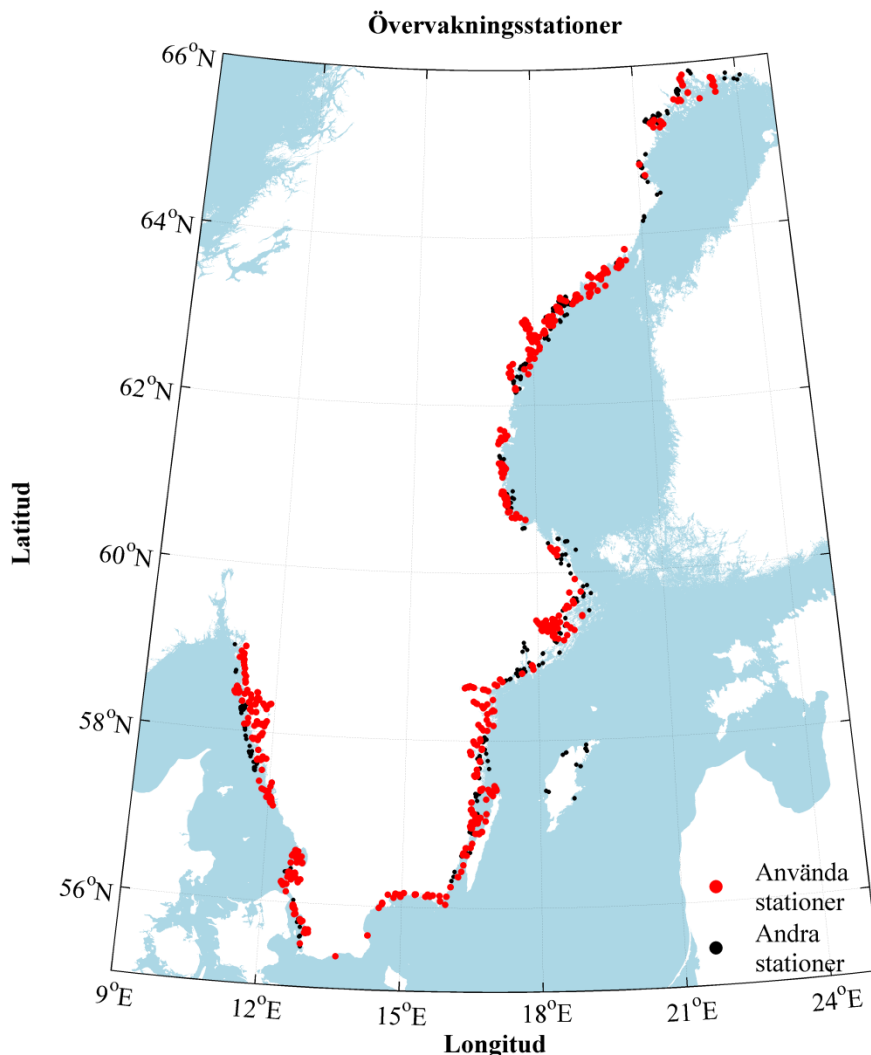
Grupperingen genomfördes genom att utgå från att alla vattenförekomster med ett samvariationsindex av minst två skulle kunna vara början på en större grupp. Därefter identifierades de ursprungsgrupper som till över hälften ingick i någon, eller några, andra grupper och de sammanfogades med den grupp som de delade flest vattenförekomster med. Proceduren fortsatte tills inga av de kvarstående grupperna överlappades mer än 50% av en annan enskild grupp.

## **Validering**

### **Observationsdata**

All observationsdata till denna rapport kommer från datavärden SMHI och utsökningstjänsten SHARKweb. Uttaget gjordes i december 2016. Utdraget inkluderar alla mätningar i kustvattenförekomster som var inrapporterade och kvalitetssäkrade vid det tillfället. Värden som flaggats som dåliga, misstänkta eller saknade har sorterats bort. Alla stationer i en vattenförekomst har använts

tillsammans, vilket ger en standardavvikelse som speglar inte bara den temporala variationen i en vattenförekomst, men även till viss del den horisontella. Figur 1 visar övervakningsstationer i den Svenska kustzonen.



Figur 1. Övervakningsstationer i den Svenska kustzonen. Röda stationer används i rapporten medan svarta stationer hade för dåligt dataunderlag för att anses användbara.

### Utvärderingsmetod

Modellkvaliteten beskrivs med ett dimensionslöst mått  $C$  som beräknas som den genomsnittliga avvikelsen mellan observerade och modellerade värden i förhållande till observationernas standardavvikelse. Metoden uppskattar endast genomsnittlig avvikelse mellan modellresultat och mätdata, inte modellens förmåga att återskapa den rumsliga variationen eller variationen över tid av modellparametrarna. Att beräkna korrelationen mellan modell och mätdata kräver större mängd mätdata för att inte bli missvisande. Detta för att en korrelation som utförs mot varje enskilt mätvärde inte är rimlig på grund av den begränsade tidsupplösningen i modellens indata. En annan anledning är

att en korrelation beräknade från medelvärdesbildad mätdata skulle innehålla för få jämförelser för att vara tillförlitlig.

Flera andra metoder som uppskattar bias mellan en modell och mätningar uttrycker avvikelsen i faktiska enheter, till exempel koncentrationer, vilket försvårar en sammanvägning av avvikelser. Avvikelsen skulle även kunna uttryckas som procent, men standardavvikelsen i data bedöms vara en mer relevant storhet att normalisera avvikelsen emot än ett medelvärde. För denna rapport syfte bedöms möjligheten att sammanväga olika parametrar och att utföra valideringen på ett enhetligt sätt i så många vattenförekomster som möjligt vara viktigast, vilket gör  $C$  till ett naturligt val.

Modellkvaliteten har beräknats både från vertikalprofiler i de olika vattenförekomsterna och från medelvärdesbildade säsongsvariationer. Den beräknas separat för salthalt, syrgas, löst oorganiskt kväve (DIN, dissolved inorganic nitrogen) och fosfor (DIP, dissolved inorganic phosphorous). Exempel från Repskärsfjärden ges i figur 2.

Modellkvaliteten,  $C$ , uppskattas enligt samma metod som tidigare använts i Eilola et al. (2009) och delvis även i Edman et al. (2018).

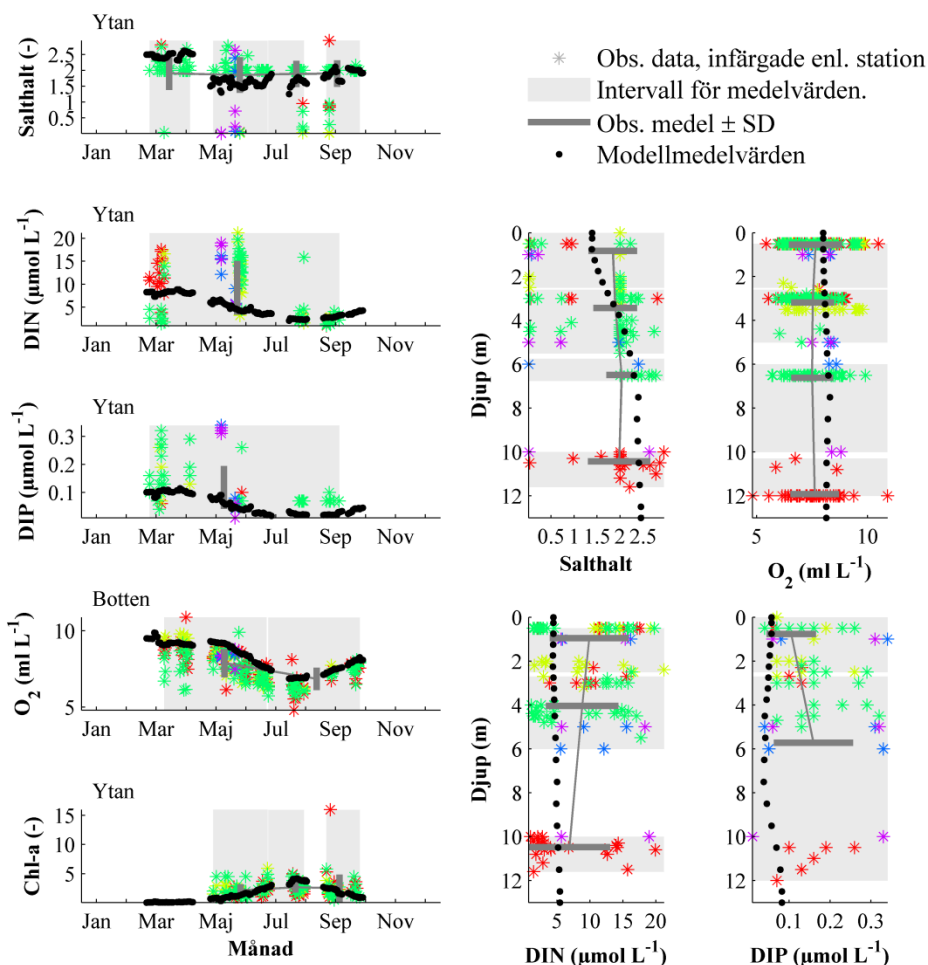
$$C = \frac{\sum_{i=1}^n \left| \frac{P_i - O_i}{sd(O_i)} \right|}{n}$$

där  $P$  och  $O$  betecknar medelvärdesbildad modelldata ( $P$ ) respektive observationsdata ( $O$ ) vid en tidpunkt eller djup med index  $i$  och  $n$  är totala antalet tidpunkter eller djup.

Eftersom det beräknade värdet  $C$  är dimensionslöst går det att jämföra mellan olika variabler. Både vertikalprofiler och säsongsvariationer är medelvärdesbildade över perioden 1996-2015. När  $C$  blir mindre än 1 ryms skillnaden mellan mätdata och modellsimulering inom mätvärdenas standard avvikelse. Om  $C$  är mindre än 2 ryms skillnaden inom 2 standardavvikelser och så vidare. Ett  $C$ -värde under 1 anses vara bra, och ett värde under två anses vara acceptabelt. Även gränserna följer tillvägagångssättet i Eilola et al. (2019). Högre värden betyder att modellkvaliteten inte är tillräckligt tillförlitlig för alla användningsområden. För utvärderingen används endast de modellberäknade värden som ligger inom en vecka runt mättillfället och högst 3 meter från mätdjupet.

Exemplet från Repskärsfjärden (Fig. 2) visar den typ av mätunderlag som används för att utvärdera modellen. Mätdata är ofta påtagligt spridd inom och mellan stationerna i en vattenförekomst, till exempel i Repskärsfjärden. Därför kan det resultat modellen ger som medel för hela vattenförekomsten inte sägas vara dålig, fastän det inte alltid ser bra ut visuellt. Även om den uträknade medelprofilen av mätdata skiljer sig från modellprofilen gör mätdatas variation att modellen bedöms som bra eller acceptabel, eftersom den ligger inom de tillstånd som faktiskt har uppmätts förekomma inom vattenförekomsten.

### 3) Repskärsfjärden (EUCD nr. SE654500-232000) Stationer: 5 stationer



Figur 2. Typiska årstidsvariationer (till vänster) och djupprofiler (till höger) från Repskärsfjärden (SE654500-232000) under perioden 1996-2015. Data från mätstationer i vattenförekomsten markeras med stjärnor i olika färger och medelvärden av dessa mätdata markeras med ett tjockare grått streck. Modellresultat runt samma djup och tidpunkter som mätningarna visas i svart. För fler detaljer hänvisas läsaren till figurens legend.

#### Indirekt validering

Som ett försök att uppskatta möjligheten att extrapolera kustzonsmodellens resultat till så många kustvattenförekomster som möjligt, testas om valideringen av en vattenförekomst kan appliceras även på närliggande vattenförekomster om de samvarierar både när det gäller salthalt och koncentrationer av nitrat och fosfat. Denna typ av validering kommer att benämnas som indirekt validering för att särskilja den från den direkta valideringen som görs mot mätdata inom en vattenförekomst. Observera att validering av modellens beräkning av syrgaskoncentrationer i djupvattnet inte kan göras indirekt.



Att indirekt valideringen är möjlig testas genom jämförelser i de vattenförekomster som har både egen mätdata, och därigenom valideras direkt. Den kan även valideras indirekt från en eller flera närliggande vattenförekomster. Om en vattenförekomst valideras indirekt från flera andra vattenförekomster används det sämsta värdet.

## Mänsklig påverkan och naturlig känslighet

### Beräkning av mänsklig påverkan och påverkansgrad

Påverkan beskrivs som förändringar i hela vattenmassans medelvärdesbildade koncentration av oorganiskt kväve och oorganiskt fosfor, siktdjup (secchidjup), ytvattnets (0-10 m) halt av klorofyll a (Chl-a) och bottenvattnets syrgasinnehåll. De modellberäknade Chl-a värdena är svåra att validera, eftersom verklighetens plankton sällan är horisontellt jämnt fördelade och inte har fasta kvoter mellan kol, näring och klorofyll. Ändå kan de användas för att uppskatta förändringar. Påverkan är förändringen uttryckt som procent av vattenförekomstens tillstånd i den opåverkade modellsimuleringen.

Påverkansgrad beräknas från hur stor en vattenförekomsts påverkan är i förhållande till förändringen av dess belastning. Eftersom belastningen i bakgrundssimuleringen är sänkt enligt vad som anses vara av mänskligt ursprung, är förändringen av kvävebelastningen och fosforbelastningen olika. För att beräkna påverkansgrad av DIN och DIP vore detta inget problem, då det är rimligt att använda belastningsförändringen för det näringsämne man beräknar påverkansgrad av. Det är svårare att avgöra vilken belastningsförändring som används när påverkansgraden av till exempel bottenvattnets syrgashalt ska beräknas. För att hantera detta har belastningsförändringen uttryckts som organiska ekvivalenter istället för totalkväve och totalfosfor. De organiska ekvivalenterna är den maximala mängd organiskt material (Redfieldkvoten, kväve till fosfor förhållande 16:1) som skulle kunna skapas av belastningsförändringen. Även belastningsförändringen beskrivs som en procentuell förändring av den opåverkade belastningen. Detta gör att påverkansgraden blir ett dimensionslöst tal där 1 betyder att påverkan är lika stor som belastningsförändringen.

Belastningsförändringen kan vara både direkt och indirekt. Direkt innebär förändringar i atmosfärsdeposition direkt på vattenytan, i näringsinnehåll i floder och från punktkällor som mynnar direkt i vattenförekomsten. Indirekt betyder förändringar i nettoimporten från andra vattenförekomster och utsjön. I denna rapport beräknar vi påverkansgraden från både den direkta och den totala (direkt + indirekt) belastningsförändringen.

Risken för att en vattenförekomst ska få försämrad ekologisk status på grund av en förändring i belastningen från land beror dels på hur mycket belastningen förändras, men också vattenförekomstens känslighet. En vattenförekomsts synbara känslighet kan uppskattas med resonemanget att ju högre påverkansgrad en vattenförekomst har haft hittills, desto större är risken att den reagerar kraftigt på framtida förändringar.

Dock går det inte att avgöra hur stor del av den beräknade påverkan som är modellberoende, speciellt som man inte vet modellens förmåga att beräkna alla vattenförekomster. Av ännu större betydelse kan vara att i bakgrundskörningen som används här har belastningen inte minskats lika mycket överallt, vilket innebär att påverkansgraden inte nödvändigtvis indikerar en jämförbar känslighet mellan vattenförekomsterna. Detta eftersom man kan förvänta sig att förhållandet mellan belastningsförändring och påverkan är icke linjärt och möjligen även kan orsaka regimskiftet. Inte heller har den mänskliga belastningen som tagits bort från bakgrundskörningen varit enligt Redfieldkvoten, vilket innebär att balansen mellan DIN och DIP i vissa vattenförekomsterna troligen har förändrats, men i andra inte.

### **Index för naturlig känslighet**

Som ett försök att mer objektivt förutse hur känslig en vattenförekomst är för förändringar i dess externa näringsbelastning har ett teoretiskt känslighetsindex beräknats för varje vattenförekomst. Känslighetsindexet baseras på varje vattenförekomsts naturliga förutsättningar och tar inte hänsyn till nuvarande belastning och påverkansgrad, utan endast faktorer som kan anses vara statiska över tid (relativt). Indexet kan även beräknas från kända värden och inte nödvändigtvis från modellberäkningar, vilket ger mer flexibilitet i hur det kan användas.

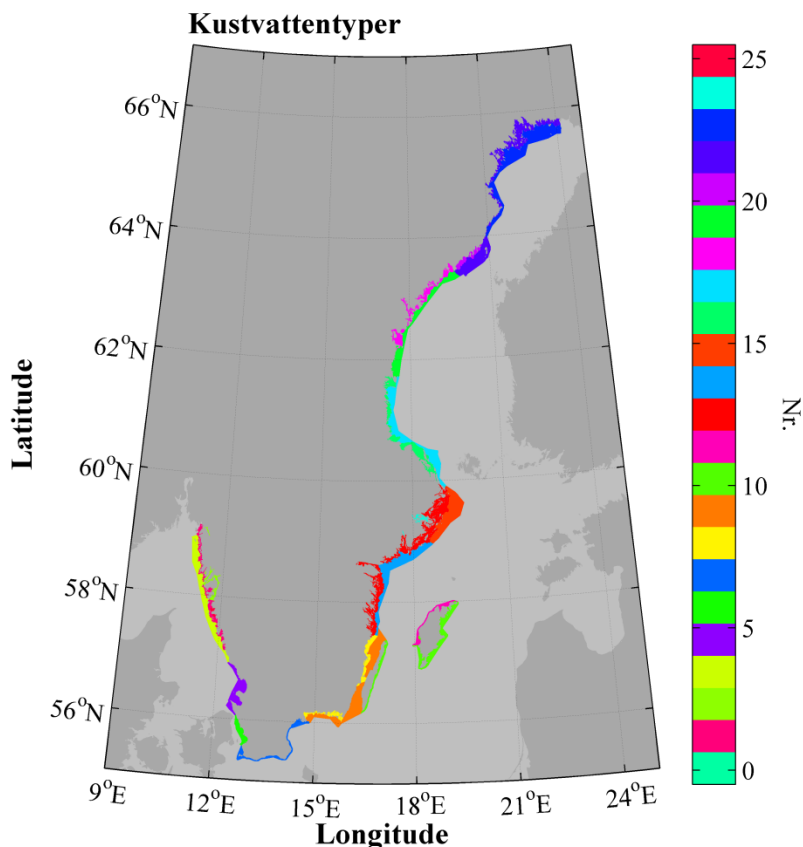
Fyra faktorer har tagits hänsyn till: omsättningstid, areal, medeldjup, och stagnation (djupvattenålder). Ett viktigt argument för valet av dessa faktorer är att en stor del av de processer som styr näringsämnenas omvandlingar i kustzonen sker i, eller i anknytning till, havsbottens sediment. Medeldjupet uppskattar hur troligt det är att förändringen orsakar feedback inom vattenförekomsten genom att nå havsbotten innan den hinner spridas till närliggande områden och omsättningstiden uppskattar hur troligt det är att förändringen stannar kvar inom en vattenförekomst tillräckligt länge för att påverka systemet. Vidare används vattenförekomsternas area för att skatta utspädningen av en förändring och djupvattnets maximala stagnation uppskattar risken för syrebrist.

Enligt detta borde små, grunda områden med lång uppehållstid och med stagnant vatten i djuphålor vara känsligare än stora, djupare områden med hög vattenomsättning.

Omsättningstiden har beräknats från den genomsnittliga vattenåldern i vattenförekomsterna. Vattenåldern beräknas av kustzonsmodellen och inom en vattenförekomst kan åldern likställas med omsättningstiden om vattenförekomsten kan antas vara horisontellt homogen (Bolin och Rhode 1973). Då vattenförekomstindelningen används för att bedöma till exempel miljöstatus för hela området inom vattenförekomsten, utgår vi i denna rapport från att vattenförekomsterna har indelats så att de kan antas vara homogena.

De fyra faktorerna skattas från 0-1 och medelvärde beräknas utan viktning för varje vattenförekomst. Värden nära noll indikerar att vattenförekomsten är

okänslig och värden nära 1 att den är känslig. För att få en skattning måste en enskild vattenförekomsts värden normaliseras. Det vill säga för att se om en vattenförekomst är djup eller inte, jämförs dess medeldjup med till exempel det djupaste medeldjupet i ett större område. Därmed kan olika medeldjup rankas mot varandra. Då det är svårt att avgöra rent teoretisk vilket större område som är bäst att använda, kommer normalisering testas inom tre områdesindelningar: hela den svenska kusten, inom vattendistriktet och inom de existerande kustvattentyperna (Fig. 3), och även en viktad normalisering baserad på, bland annat, gränsvärden använda i Hansson och Håkansson (2004).

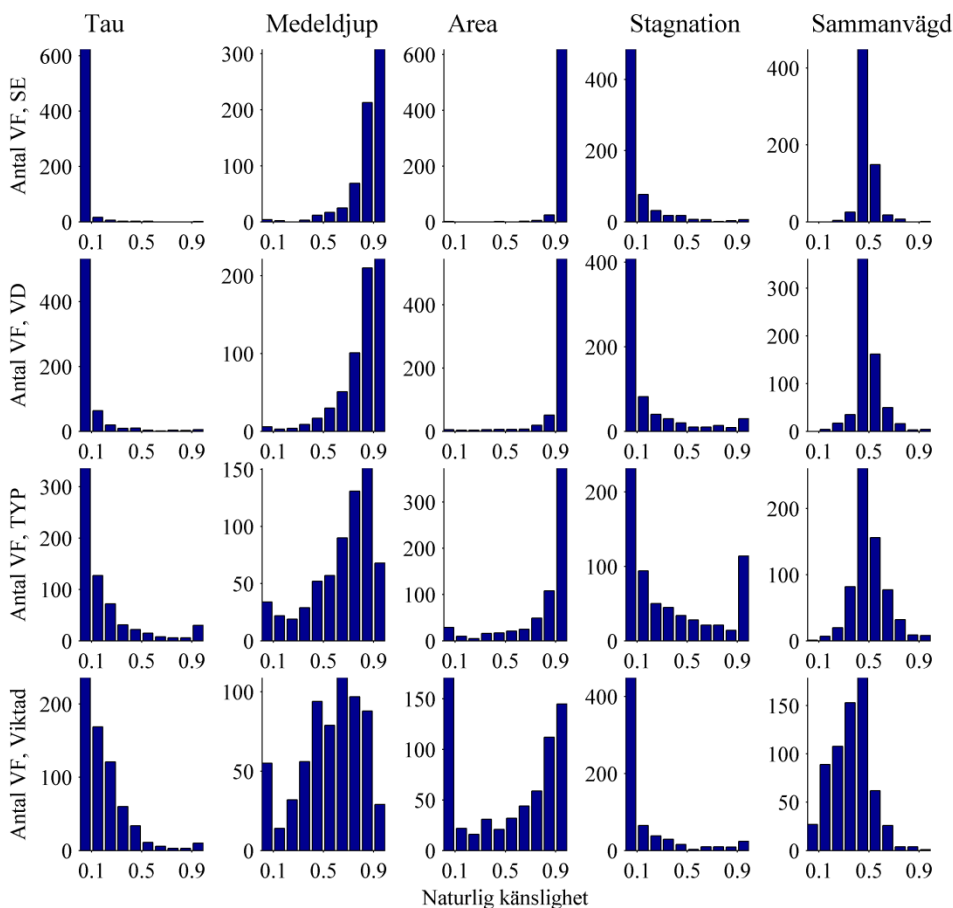


Figur 3. De 25 kustvattentyperna längs Sveriges kust markerade med olika färger. De 25 typerna beskrivs i Hanson och Håkansson (2004) och används inom förvaltningsarbetet i kustzonen. Typerna bygger på till exempel isläggning, utsatthet, salthalt och bottenstrukturer.

Den viktade normaliseringen tar hänsyn till att det är mindre viktigt om en vattenförekomst är djup eller väldigt djup, när man uppskattar känsligheten. Normaliseringen anpassas så att det intervall som troligen gör mest skillnad, till exempel om en vattenförekomst är grund eller extremt grund, får mer fokus.

Fördelningen av känslighetsindexet vid normalisering inom de tre områdesindelningarna, och viktad normalisering, visas i Fig. 4 för de fyra enskilda faktorerna, och för det sammanslagna indexet. Den nedersta raden visar fördelningen när en viktad normalisering används.

Testet av de fyra olika normaliseringarna, och de fyra olika faktorerna separat, visas i appendix A. Den viktade normaliseringen (raden längst ner i Fig. 4) ger tydligast resultat och kommer härnäst att användas i rapporten.



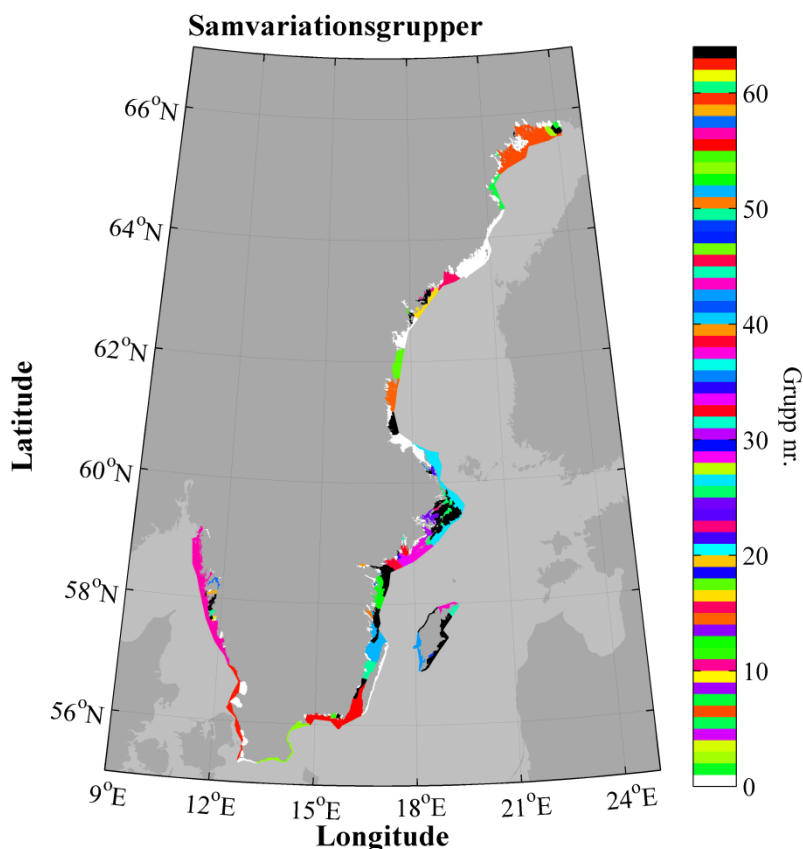
Figur 4. Fördelning av känslighetsindex och enskilda parametrar i kustzonen vid olika typer av normaliseringsrutiner.

## Resultat och diskussion

### Samvariation

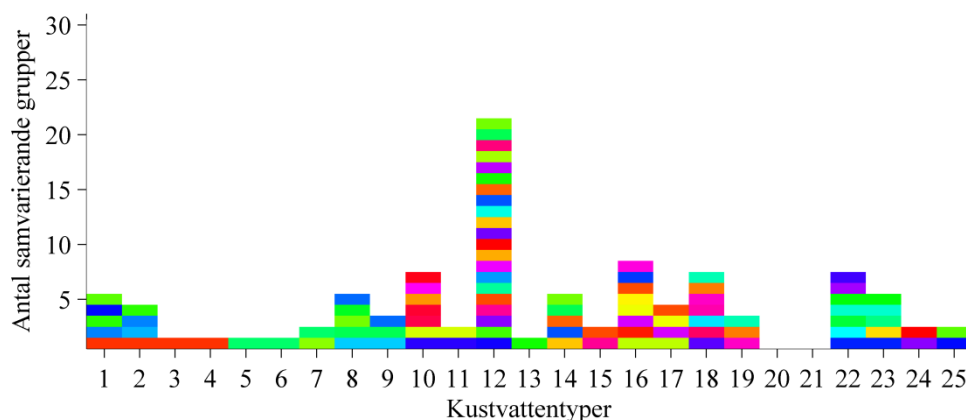
Grupperingen efter samvariation resulterade i 62 mer separerade samvarierande grupper med mellan 2-74 vattenförekomster i varje grupp. Ingen vattenförekomst ingår i mer än tre grupper och 255 stycken vattenförekomster tillhör ingen av de samvarierande grupperna. Endast i undantagsfall samvarierar alla vattenförekomster inom en grupp enligt kriteriet  $r=0.95$ , men det är rimligt att anta att samvariationen inom gruppen är fortsatt hög. De större samvarierande grupperna som tagits fram fördelar sig ojämnt längst kusten. Det finns områden där vattenförekomsterna tenderar att tillhöra flera grupperingar (svarta områden i Fig. 5) eller inga alls (vita områden i Fig. 5). Detta är ett väntat resultat eftersom olika kuststräckor har

olika förutsättningar att samvariera. Dels eftersom kustvattenförekomsterna i vissa områden helt enkelt har fler grannar, men också för att det i vissa områden finns fler faktorer som bidrar till att särskilja vattenförekomsterna, till exempel topografisk isolation eller stor påverkan från punktkällor och flodmynningar. Detta leder till att många samvarierande grupper ligger längre ut i kustbandet eller i skärgårdar och fjordsystem. Som mest tillhör en enskild vattenförekomst fyra olika samvarierande grupper, men vanligast är ett endast tillhöra 1 grupp.



*Figur 5. Karta där samvarierande grupper visas med olika färger. Svarta områden visar att vattenförekomsterna tillhör flera samvarierande grupper och vita områden att de vattenförekomsterna inte tillhör någon samvarierande grupp.*

Kustzonen är sedan tidigare indelad i fem vattendistrikt och 25 olika kustvattentyper. De tidigare indelningarna är tydligt geografiskt avgränsade och heltäckande, medan de nya samvariationsgrupperna kan överlappa eller saknas för delar av kustzonen.



Figur 6. Antalet samvarierande grupper inom varje kustvattentyp. De 62 samvarierande grupperna visas i olika färger.

Figur 6 visar de samvarierande grupperna med utgångspunkt i de existerande kustvattentyperna. Eftersom de samvarierande grupperna är många fler, är det ofrånkomligt att de flesta kustvattentyper innehåller flera grupper. Dock är det även tydligt att det sker samvariation även över typgränserna. Till exempel finns båda samvariationsgrupperna i kustvattentyp 11 (Gotlands nordvästra kustvatten) och är också representerade i kustvattentyp 10 (Ölands och Gotlands kustvatten). Samtidigt visar figur 6 att det troligen förekommer vattenförekomster i alla kustvattentyper som inte har någon stark samvariation med omgivande områden. Båda dessa fakta ifrågasätter tanken att statusklassning ska ske på ett enhetligt vis inom just kustvattentyperna. Det största antalet samvarierande grupper finns representerade i kustvattentyp 12 (Östergötlands och Stockholms skärgård, mellankustvatten). Dock är det i typerna 1, 2 och 3 (Västkustens inre kustvatten, Västkustens fjordar och Västkustens yttre kustvatten, Skagerrak) som den maximala samvariationen har beräknats. Detta påvisar att resultatet i figur 6 troligen är påverkat av antalet vattenförekomster inom varje typ.

Detta är ett första försök att hitta samvarierande grupper baserat på korrelation. Som en vidareutveckling av detta föreslås att tidsserierna högpasfilteras (dämpar de låga frekvenserna) för att utesluta påverkan från årstidsvariationen, eftersom den inte nödvändigtvis är en indikation på att vattenförekomsterna utbyter vatten. Även korskorrelation kan användas för att hitta fasförskjutna samvariation, men även mer avancerade metoder som empirical orthogonal function (EOF) eller frequency-domain empirical orthogonal function (FEOF) (Arneborg och Liljebladh 2001) kan testas för att få ett mer förfinat resultat.

Vattenförekomsternas samvariation är listade för varje enskild vattenförekomst i tabell 3, och i tabell 4 framgår vilka vattenförekomster som ingår i de samvarierande grupperna. Båda tabellerna finns i det elektroniska materialet.

## Validering

### Direkt validering

Vid den direkta valideringen användes 1286 stationer fördelade i 327 olika vattenförekomster. Dock ska det noteras att inläsningen av stationerna inte tog hänsyn till att vissa stationer kan ha så snarlika benämningar att de får antas vara samma station. Alltså är det verkliga stationsantalet något mindre. Eftersom utvärderingen av modellförmågan kräver en tillräcklig mängd observationer, kunde inte alla de 327 vattenförekomsterna valideras, ens när alla mätdata från alla stationer i vattenförekomsten sammanslogs. 195 vattenförekomster, 30% av totala antalet vattenförekomster i den svenska kustzonen, kunde valideras direkt. En överblick av den direkta valideringen ges till vänster i figur 7. För exakta siffror för enskilda vattenförekomster hänvisas läsaren till tabell 1 i det elektroniska materialet.

### Indirekt validering

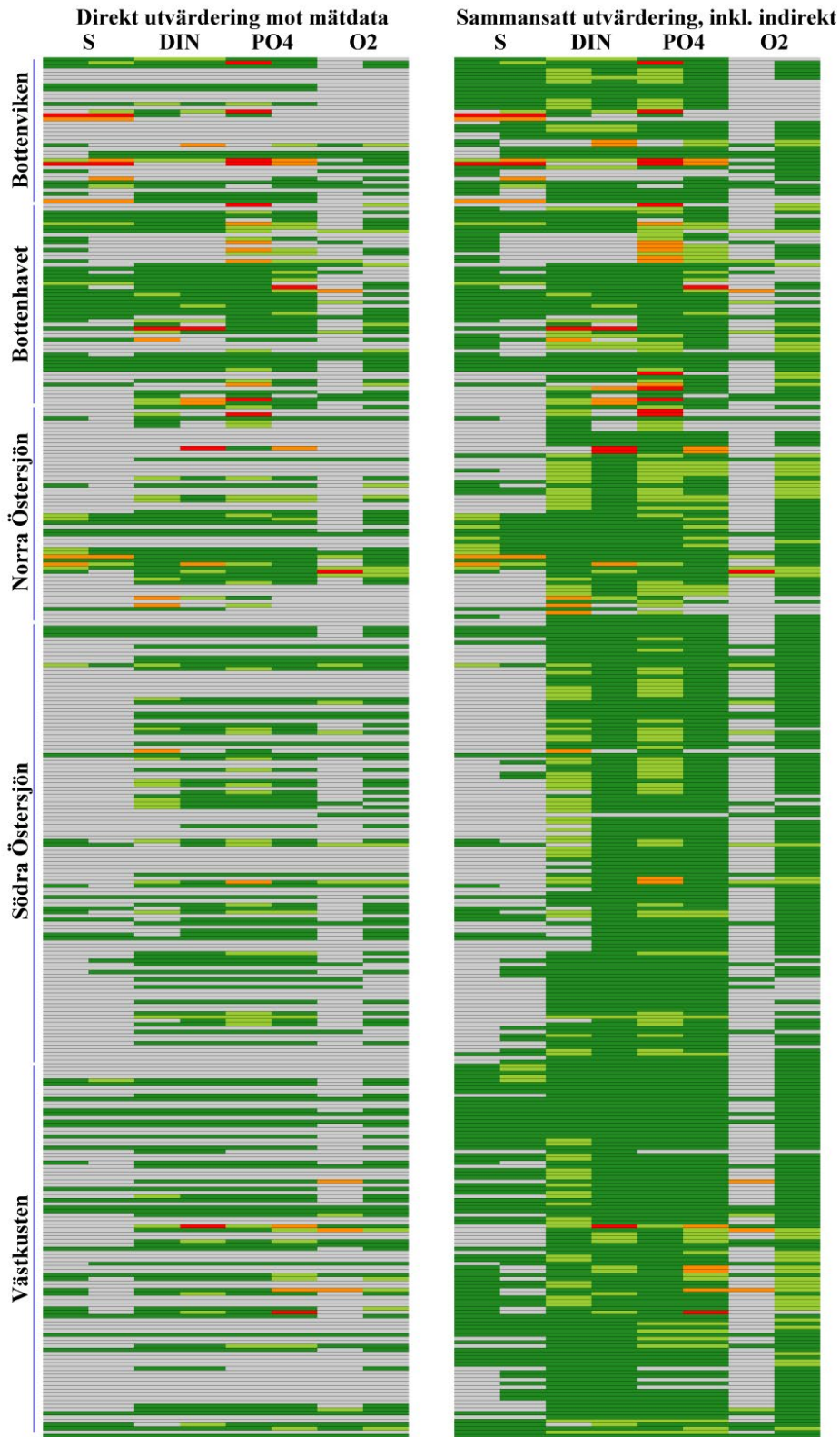
Till höger i figur 7 visas den direkta valideringen kompletterad med indirekt validering. Indirekt validering kan ges till 271 vattenförekomster, av vilka 97 även har direkt validering. Om båda metoderna används kan modellens tillförlitlighet uppskattas för 369 av de totalt 653 vattenförekomsterna, i knappt 57% av vattenförekomsterna. Det är nästan en fördubbling av antalet vattenförekomster som kan valideras direkt. Den indirekta valideringen fyller även i luckor där validering av specifika variabler saknas.

I de 93 vattenförekomster som har både direkt och indirekt validering har den indirekta metoden testats genom att jämföra de direkta och indirekta valideringsresultaten (Fig. 8). Oftast överensstämmer de indirekta värdena väl med de direkta, och den indirekta metoden täcker fler variabler.

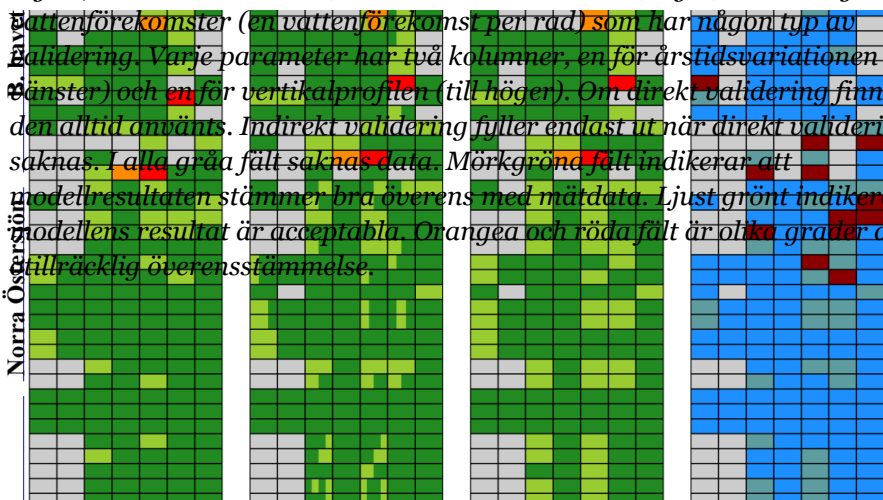
När den indirekta valideringen inte ger samma resultat som den direkta är det oftast den indirekta som ger en mer försiktig uppskattning av modellens förmåga. Detta är ett önskat resultat, då det minskar risken att modellen skattas som alltför tillförlitlig i någon vattenförekomst. I nästan alla fall där den indirekta valideringen gett ett bättre resultat, är det en vattenförekomst där modellresultaten bedöms som acceptabla, men istället uppskattats till att vara bra.

I ett fall har en vattenförekomst där modellens resultat inte är oacceptabelt för en variabel skattats som något mindre dålig och i ett fall har även ett oacceptabelt resultat skattats som acceptabelt. Dock finns det inget fall där ett oacceptabelt modellresultat skattats som bra.

Att avgöra om indirekt validering ska användas kommer alltid att vara upp till varje användare och situation. Därför rekommenderas det att alltid vara tydlig med om valideringen är direkt eller indirekt. Dock ökar metoden andelen modellresultat som kan användas med någon form av förtroende avsevärt och utvärderingen av metoden visar att risken att felaktigt tro att modellresultaten är bättre än vad det är, är liten.



Figur 7. Direkt (till vänster) och direkt eller indirekt (höger) validering i de vattenförekomster (en vattenförekomst per rad) som har någon typ av validering. Varje parameter har två kolumner, en för årstidsvariationen (till vänster) och en för vertikalprofilen (till höger). Om direkt validering finns har den alltid använts. Indirekt validering fyller endast ut när direkt validering saknas. I alla gråa fält saknas data. Mörkgröna fält indikerar att modellresultaten stämmer bra överens med mätdata. Ljust grönt indikerar att modellens resultat är acceptabla. Orangea och röda fält är olika grader av tillräcklig överensstämmelse.





*Figur 8. Direkt (till vänster) och indirekt (de två kolumnerna i mitten, indirekt validering från alla samvarierande stationer till vänster och den använda sammanvägningen till höger) validering i de vattenförekomster (en vattenförekomst per rad) som har båda typerna av validering. Varje parameter (förutom O<sub>2</sub> som endast har vertikalprofil) har två kolumner, en för årstidsvariationen (till vänster) och en för vertikalprofilen (till höger). Till höger visas skillnaden mellan de två metoderna. I alla gråa fält saknas data. Mörkgröna fält indikerar att modellresultaten stämmer bra överens med mätdata. Ljust grönt indikerar att modellens resultat är acceptabla. Orangea och röda fält är olika grader av otillräcklig överensstämmelse. Blåa fält anger att metoderna ger likadana resultat. Grå-blåa fält innebär att den indirekta valideringen ger för dålig modellförmåga. De mörkt röda fälten anger när den indirekta metoden överdriver modellens förmåga.*

## Kustzonsmodellens förmåga att simulera salthalt och vattenkvalitet

Av de utvärderade vattenförekomsterna uppskattas 82% (direkt) respektive 87% (direkt + indirekt) av vattenförekomsterna vara åtminstone acceptabelt modellerade med avseende på både salt och vattenkvalitet. För båda metoderna är ungefär hälften av de acceptabelt modellerade vattenförekomsterna väl modellerade för alla utvärderade variabler.

Överlag bedöms kustzonsmodellen i sin nuvarande form ha en god eller acceptabel förmåga att uppskatta det genomsnittliga tillståndet för alla utvärderade variabler i knappt hälften av Sveriges kustvattenförekomster. Förutsatt att även indirekt validering beaktas. Det innebär inte att modellen inte kan ge momentant större avvikelser även i dessa vattenförekomster. Till stor del kan detta förklaras av att förmågan att beräkna vattenkvaliteten vid en specifik tidpunkt i dagsläget begränsas av att de data som går in i modellen inte har den noggrannhet och upplösning i tiden som behövs. Mätdata och modelldata är olika till sin natur och på grund av detta kan det vara svårt eller missvisande att jämföra dem i detalj.

Det finns vattenförekomster (cirka 6% av totala antalet) där vi vet att modellen missar något väsentligt i beräkningen av en eller flera variabler, det vill säga där *C* har ett värde över två, och i dessa områden ska modellresultaten helst inte användas. Det återstår även 315 vattenförekomster (43%) där modellens förmåga är fortsatt okänd. Syrgas variationen i bottenvattnet kunde endast utvärderas i ett fåtal vattenförekomster, eftersom det saknas mätningar av syrgas i många vattenförekomsters djupaste delar.

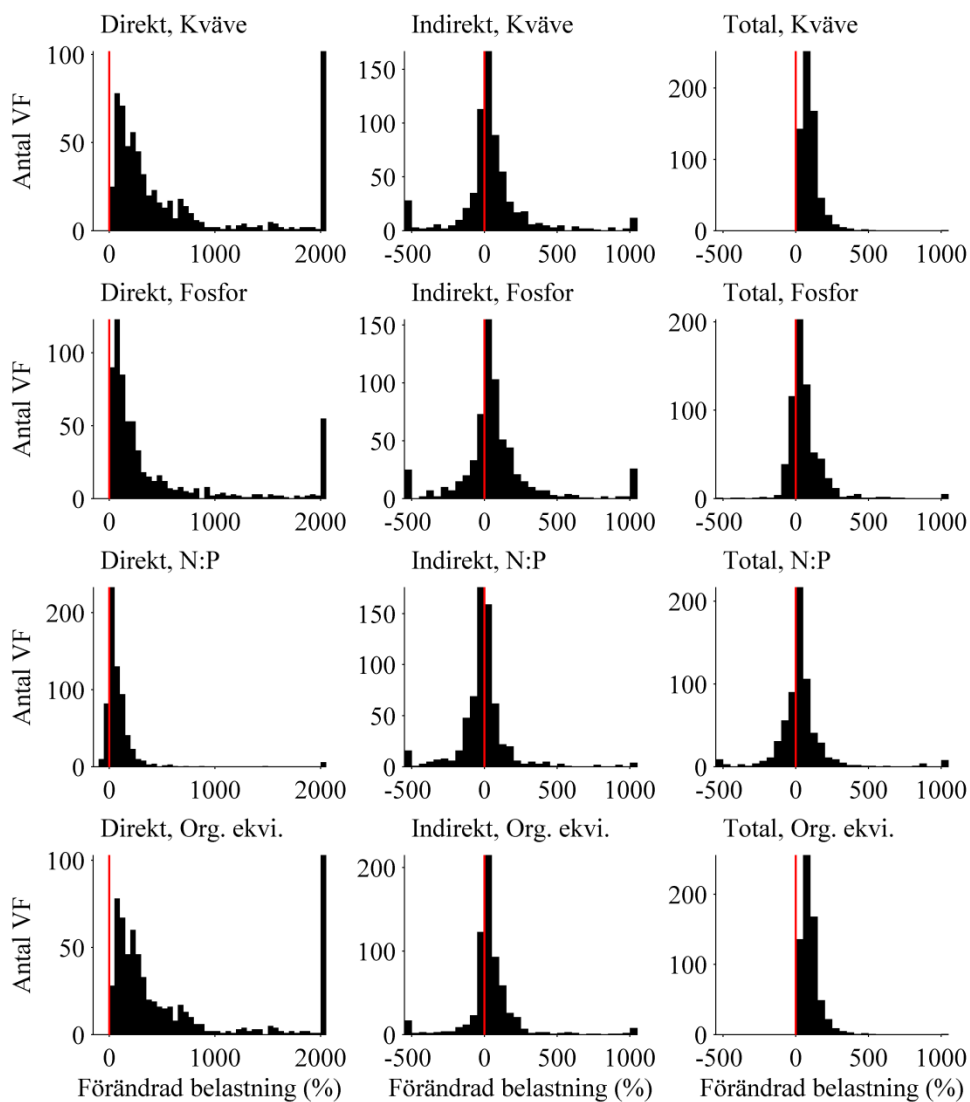
## Mänsklig påverkan och naturlig känslighet

### Människans påverkan på kustzonens vattenkvalitet – hittills

Människans påverkan på den svenska kustzonen kommer ifrån land, ifrån luften och utifrån öppna Östersjön och Kattegatt, och sprider ut sig inom kustzonens vattenförekomster. I figur 9 ser vi hur människan i bakgrundsscenario har förändrat näringsbelastningen dels direkt till vattenförekomsterna, men även indirekt genom spridning inom kustzonen, från utsjön och den totala belastningsförändring som ges av både den indirekt och direkt förändringen.

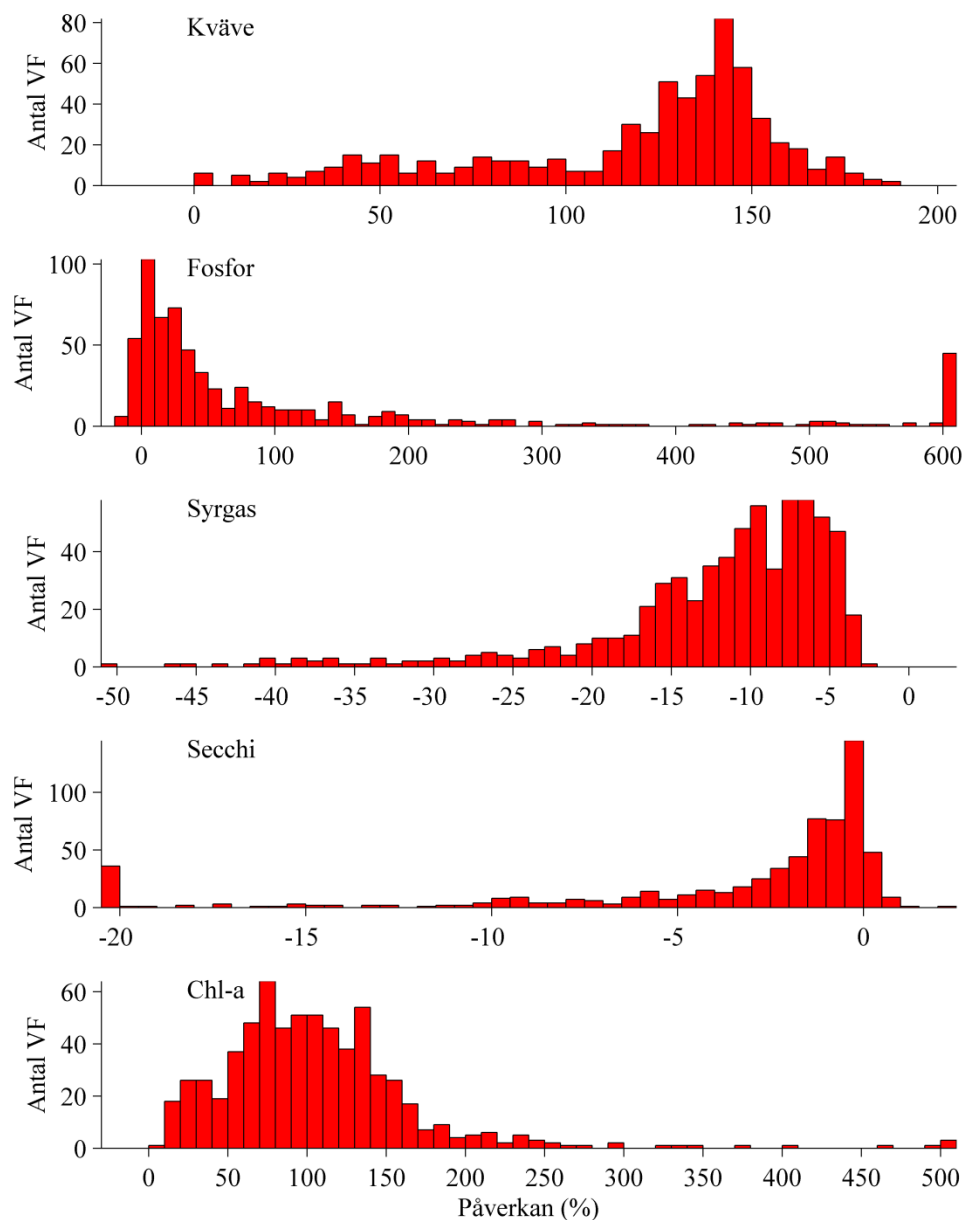
Till en majoritet av vattenförekomsterna har fosfor och kvävebelastningen ökat med mellan 0-300%, men i ett 50-100 tal vattenförekomster överstiger ökningen 2 000%. Belastningens N:P-kvot har ökat i nära nog samtliga vattenförekomster, vilket innebär att kustområdena nu tar emot mer kväve relativt fosfor i direkta utsläpp än för omkring 100 år sedan. Den indirekta belastningen av både kväve och fosfor har även den ökat till majoriteten av vattenförekomsterna, men för ett betydande antal har den även minskat. Minskningen av den indirekt belastning har troligen skett i de vattenförekomster som har en hög direkt belastningsförändring. Om den direkta belastningen ökar mer till en viss vattenförekomst än till omgivande

vatten kommer dess nettoutbyte med resten av kustzonen, eller utsjön, att minska. Detta orsakas av att uttransporten av näring ökar mer in transporten, vilket resulterar i en minskad import eller ökad export. Totalt har belastningen av kväve ökat till samtliga vattenförekomster, men den totala fosforbelastningen har i vissa fall minskat. Nedersta raden i figur 9 visar även de organiska ekvivalenter som har använts i beräkningen av påverkansgrad. Den totala belastningen av dessa har utan undantag ökat.



Figur 9. Belastningsförändringar från 1996 till 2014 av kväve och fosfor till de 653 vattenförekomsterna längst den svenska kusten. Till vänster ses den direkta belastningsförändringen, i mitten den indirekta belastningsförändringen och till höger den totala belastningsförändringen (direkt + indirekt). De två översta raderna visar kväve respektive fosfor förändringar och de två nedre de beräknade variablerna N:P och organiska ekvivalenter. Det röda strecket tydliggör var noll ligger.

Den förändrade belastningens påverkan på kustzonen exemplifieras i figur 10 av förändringen av oorganiska näringsämnen, Chl-a i ytvattnet, secchidjup och syrgaskoncentrationer i bottenvattnet.



Figur 10. Fördelning av påverkan från förändrad belastning (1996 till 2014) uttryckt i procent av bakgrundskörningen. Påverkan på Chl-a avser endast de översta 10 metrarna, medan kväve och fosfat avser en genomsnittlig koncentration i hela vattenmassan. Påverkan på syrgas har endast utvärderats i bottenvattnet.

Koncentrationen av oorganiskt kväve har ökat i hela kustzonen, typiskt med 100-175%. Koncentrationen av oorganisk fosfor har typiskt ökat med mellan 0-75%, men har även minskat i drygt 50 vattenförekomster och ökat med mer än 600% i ytterligare 50. Överlag har hela kustzonen blivit mer näringsrik. Till följd av detta har klorofyllhalten ökat med 0-200% och syrgaskoncentrationen i

kustens bottenvatten har typiskt minskat med 4-25%, men med extremvärden nedåt 40-50%. Även siktdjupet har blivit grundare i hela kustzonen.

En viktig aspekt för riskbedömning som framgår av figur 9 är att den indirekta belastningen på kustzonens vattenförekomster har förändrats i samma storleksordning som den direkta förändringen, men på ett annat sätt. Påverkan i figur 10 visar effekten av båda dessa förändringar. Detta visar på svårigheten att göra en riskbedömning endast i den vattenförekomst som tar emot en förändrad belastning direkt.

För att uppskatta till vilken grad en vattenförekomst har blivit påverkad av belastningsförändringarna bestämmer vi påverkan i förhållande till belastningen, vilket ger en skala för påverkansgrad där 1 innebär att vattenförekomsten procentuellt har förändrats lika mycket som dess belastning. Hur påverkansgraden fördelar sig inom hela kusten ses i figur 11. Flertalet vattenförekomster har en låg påverkansgrad i förhållande till sin direkta belastningsförändring, men högre i förhållande till förändringen av den totala belastningen. Detta är en naturlig följd av att en direkt belastning inte nödvändigtvis stannar i vattenförekomsten och påverkar den, medan den totala belastningen uttrycker den nettobelastning som vattenförekomsten faktiskt känner av.

Påverkansgraden på syrgasinnehåll och secchidjup är ungefär en storleksordning lägre än påverkansgraden för näringsämnen och Chl-a halt. Påverkansgraden för klorofyll ligger typiskt nära 1 i de flesta områden, medan effekten på kvävet av den totala belastningen ofta är större än 1 och för fosfor typisk mellan 0-1. Den lägre påverkansgraden som beräknats för syrgas och siktdjup speglar antagligen att dessa variabler även justeras av många andra faktorer i kustzonen.

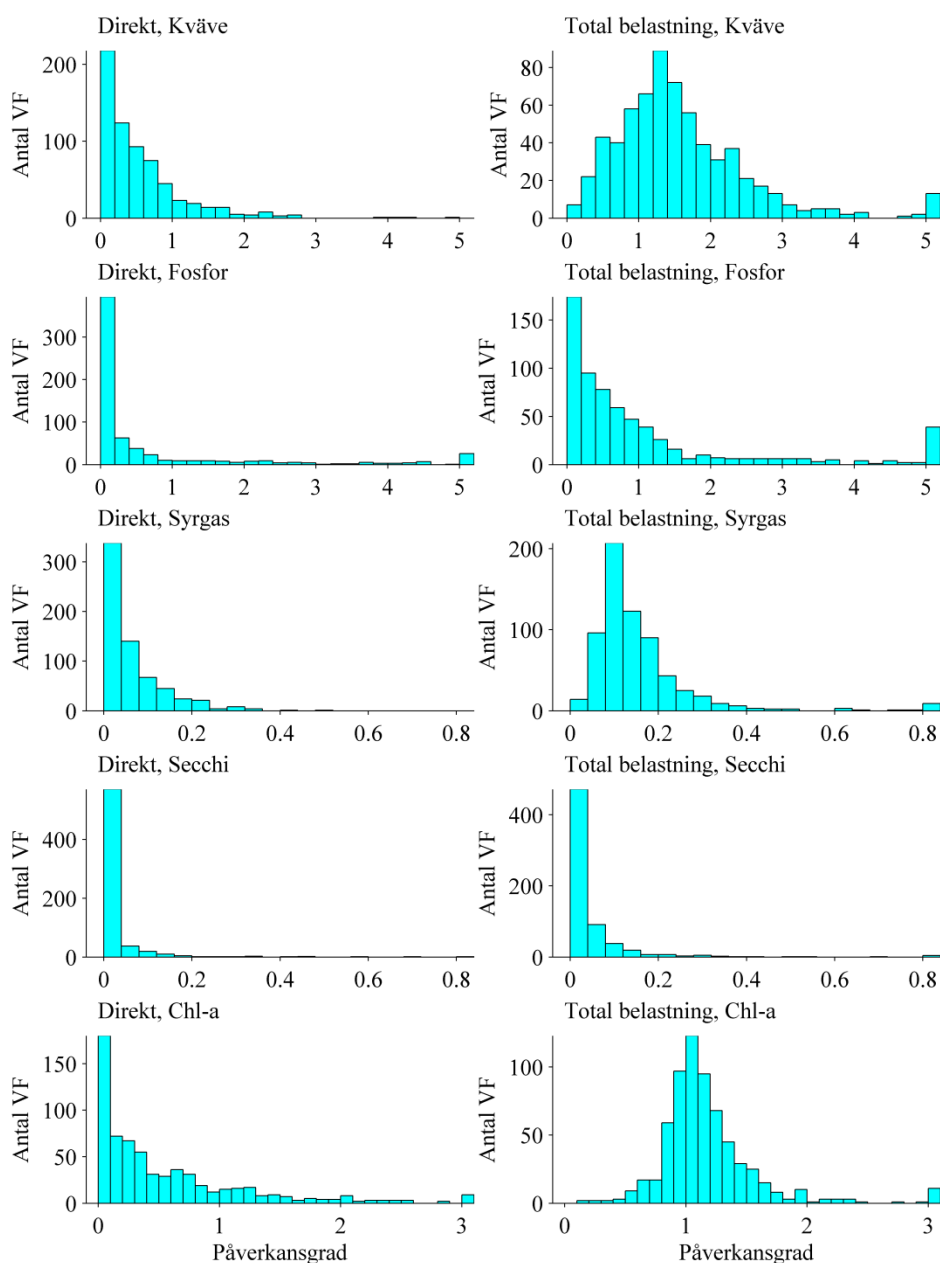
Fördelningen av både faktisk påverkan och påverkansgrad skiljer sig mycket mellan olika variabler, vilket innebär att det inte är uppenbart hur man avgör till vilken grad en vattenförekomst är påverkad totalt sett. Detta försvårar naturligtvis jämförelser mellan vattenförekomsternas mänskliga påverkan ytterligare.

För att beräkna den genomsnittliga mänskliga påverkansgraden, justeras först variablerna till intervallet 0-1 för att ge alla variabler samma vikt, och secchidjupet utesluts eftersom det anses indikera samma påverkan som Chl-a halten. Figur 12 visar den nya, justerade, fördelningen av påverkansgraden. Efter justeringen kan variablerna sammanvägas med samma vikt och resultatet ses i den understa raden i figur 12. Justeringen har testats för olika metoder. De svarta staplarna anger en sammanvägning där även näringsämnena har ansetts indikera samma typ av påverkan och har vägts samman till en förändring av organiska ekvivalenter.

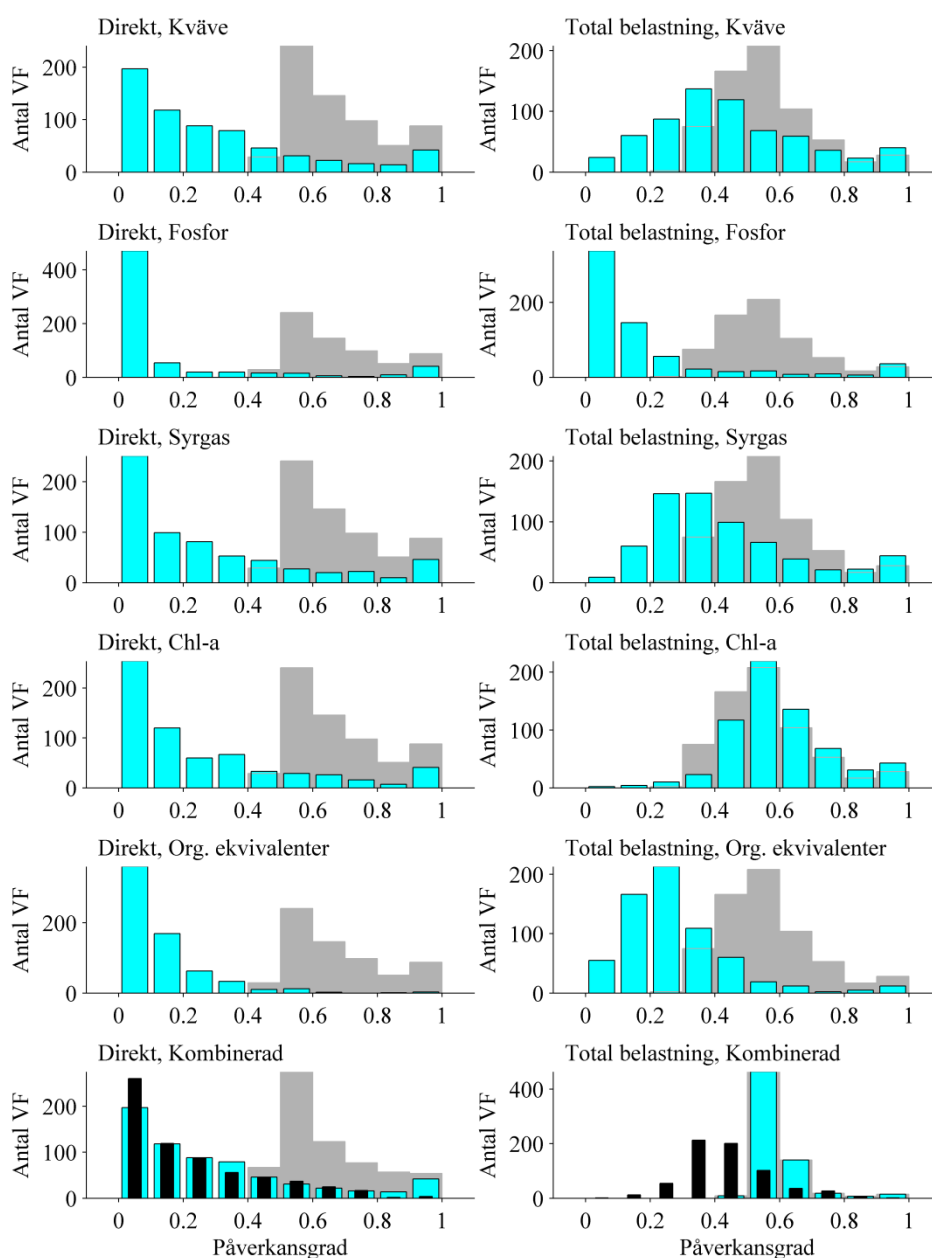
Den justerade och sammansatta påverkansgraden kan jämföras mellan vattenförekomster och användas som ett mått på vattenförekomsternas känslighet, det vill säga hur troligt det är att de reagerar kraftigt vid förändringar i belastningstrycket. Påverkansgraden har alltså blivit omvandlad

till ett index för vattenförekomsternas känslighet och reflekterar inte längre den faktiska påverkan.

Den totala belastningsförändringen beskriver vad som ger upphov till påverkan och därmed är känslighetsuppskattningen mer realistisk när denna metod används. Dock är påverkansgraden i förhållande till den direkta belastningen mer intressant, eftersom den speglar något som lättare kan förvaltas.



Figur 11. Påverkansgrad beräknad från variablernas påverkan i procent från 1996 till 2014 dividerat med den direkta belastningsförändringen (till vänster) och den totala belastningsförändringen (till höger).



Figur 12. Påverkansgrad från 1996 till 2014 beräknade från direkt (vänster) och total (höger) belastningsförändring justerad till intervallet 0-1 med olika metoder. Gröna skuggor har justerats genom att fördela påverkansgraden runt 0.5. Den turkosa fördelningen har istället justerats genom att normalisera med variabelns typiska högsta påverkansgrad. Den svarta fördelningen av den sammansatta påverkansgraden har använt förändringen av organiska ekvivalenter istället för av oorganiska näringsämnen.

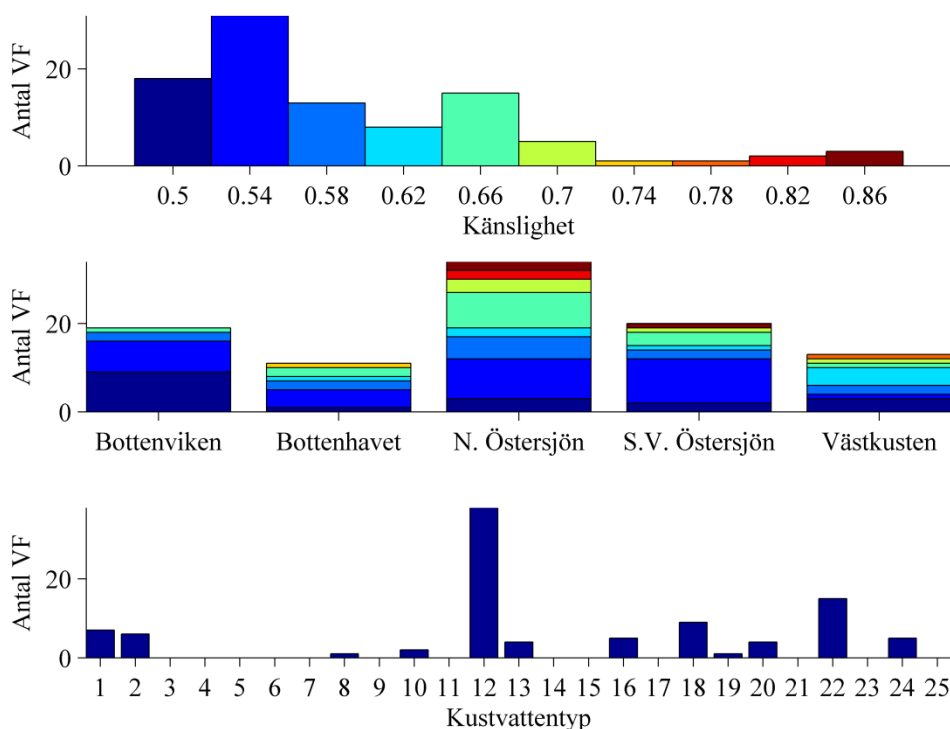
En känslighetsskattning från modellresultat är beroende av hur påverkan har vägs samman och justerats. Den är troligen till viss del även beroende av kustzonsmodellens beräkningar. Uppskattningen av påverkansgrad görs även mer osäker av att bakgrundsscenario som tagits fram för denna rapport inte innebär en homogen belastningsförändring och det kan inte uteslutas att

skillnaderna i hur mycket belastningen förändrats även påverkar den slutgiltiga uppskattningen av en vattenförekomst känslighet.

### Index för naturlig känslighet

I stället testar vi inom detta uppdrag att ta fram ett känslighetsindex som bygger på vattenförekomsternas naturliga känslighet för förändringar i belastningen, det vill säga faktorer som kan antas vara opåverkade av den historiska påverkan och som även skulle kunna uppskattas från andra data än kustzonsmodellens resultat.

Beräkning av det naturliga känslighetsindexet har gjorts för alla svenska kustvattenförekomster. Hur indexet fördelas mellan vattenförekomsterna kan ses i figur 13 och alla kustvattenförekomsternas index listas i tabell 2 i det elektroniska materialet.



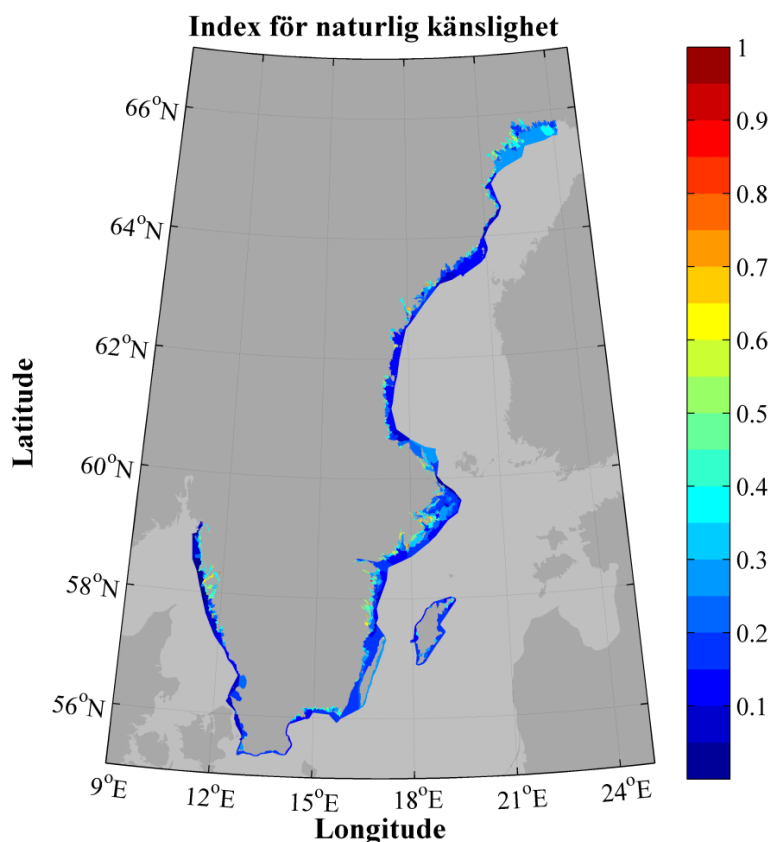
Figur 13. Fördelning av den naturliga känsligheten (färgskalan i den översta raden hör ihop med känsligheten och är överförd till mittenraden) i de vattenförekomster där det naturliga känslighetsindexet överstiger 0,5. Känslighetsindex nära noll indikerar att vattenförekomsten är okänslig och värden nära 1 att den är känslig. Den övre raden visar fördelningen för alla vattenförekomster, mittenraden visar vattenförekomsterna fördelade i de 5 olika vattendistrikten och den nedre raden visar antalet känsliga vattenförekomster (känslighetsindex > 0,5) inom varje kustvattentyp.

De mest känsliga vattenförekomsterna (Fig. 13) är inte jämt fördelade längst kusten, utan de förekommer mest frekvent i vattendistrikt 3 (Norra Östersjöns



vattendistrikt) och kustvattentyp 12 (Östergötlands samt Stockholms skärgård, mellankustvatten), båda med över 30 vattenförekomsten med känslighetsindex över 0.5. Dock finns det ett fåtal vattenförekomsten med index av åtminstone 0.7 i alla vattendistrikt förutom vattendistrikt 1 längst med Bottenvikens kust. Ett flertal kustvattentyper (3-7, 14, 15, 21, 23 och 25) har inga områden med hög naturlig känslighet.

I figur 14 visas det naturliga känslighetsindexets geografiska spridning längs den svenska kusten. Känsligheten är högre i vikar och områden nära land. De stora vattenförekomsten som vetter mot öppna havet bedöms oftast som mer okänsliga.



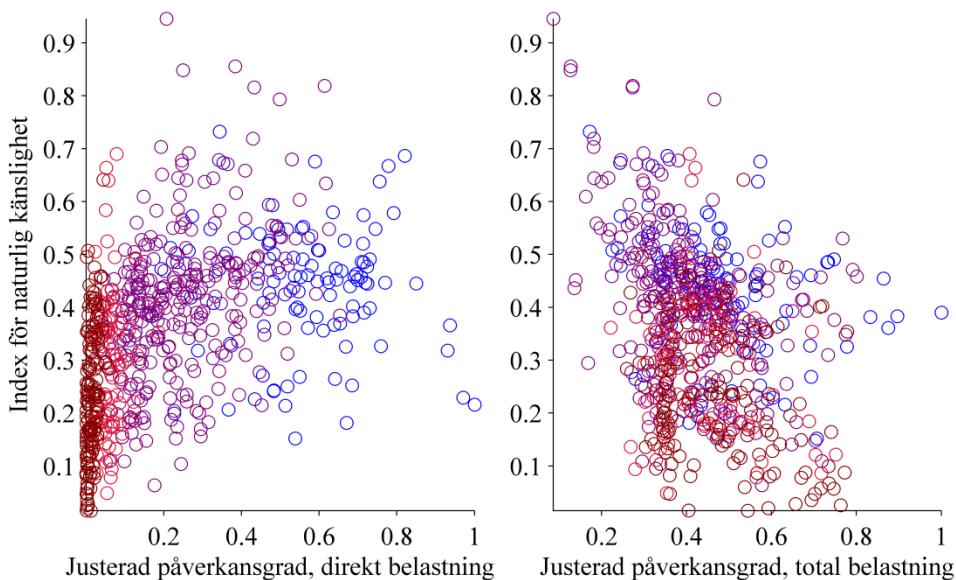
Figur 14. Beräknad naturlig känslighet i svenska kustvattenförekomsten.

Det naturliga känslighetsindexet har jämförts med den känslighet som beräknas från modellresultatens justerade påverkansgrad (Fig. 15) och resultatet är inte entydigt. Det finns en tendens att vattenförekomsten med låg naturlig känslighet även har lägre påverkansgrad från direkt belastning. Tvärtom visar påverkansgraden från den totala belastningen att naturligt okänsliga vattenförekomsten tenderar att ha högre påverkansgrad. Båda sambanden är dock otydliga, och det finns en tydlig relation till storleken av belastningsförändringen i resultaten vid direkt belastning (se färgsättningen i Fig. 16). I appendix A visas även jämförelser där en alternativ justering av påverkansgraden gjorts, och även separata jämförelser för de olika variablerna

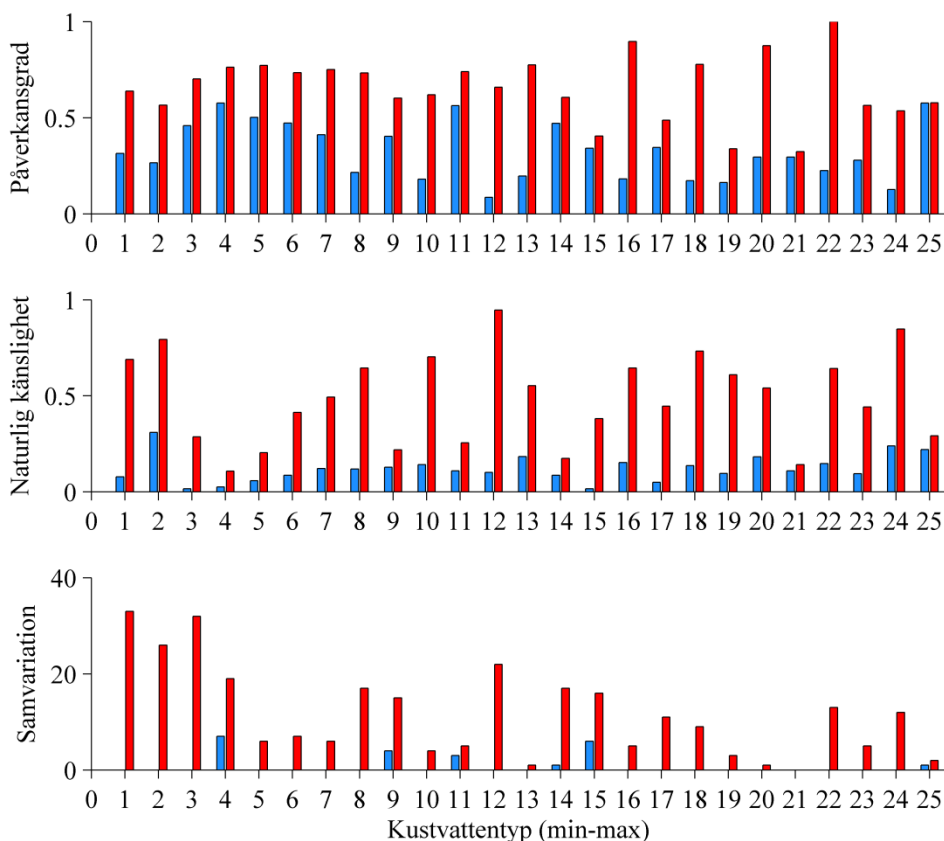
och känslighetsfaktorerna. Inget alternativ gav tydligare resultat än vad som framgår av figur 16.

Troligen behövs en annan scenariouppsättning med en homogen belastningsförändring för att kunna uppskatta vattenförekomsternas känslighet från modellresultat. I det nuvarande scenariot finns också en eutrofierings signal från utsjön som inte nödvändigtvis är av intresse för förvaltningsarbetet, även om den är berättigad för att avgöra vattenförekomsternas totala mänskliga påverkan.

Eftersom den modellberäknade känsligheten inte kan anses vara tillförlitlig är det svårt att avgöra hur väl det naturliga känslighetsindexet kan fungera vid riskbedömning. Dock är det naturliga känslighetsindexet både lättare att ta fram, och förknippat med mindre kända problem, än känslighet uppskattad från de tillgängliga modellkörningarna.



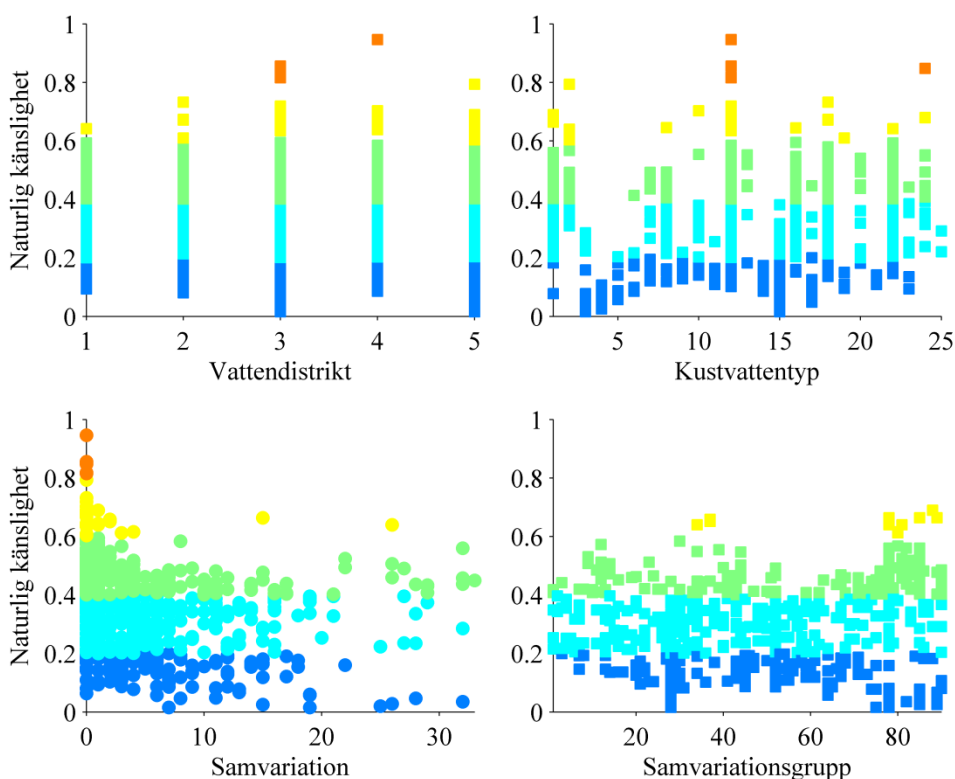
*Figur 15. Det naturliga känslighetsindexet jämfört med känslighet beräknad från justerad påverkansgrad för alla kustvattenförekomster. Till vänster görs jämförelsen mot värden beräknade med direkt belastningsförändring och till höger har den totala belastningsförändringen används. Den övre raden har en färgskala där rödare markörer indikerar känslighet som beräknats från de högsta belastningsförändringarna och blå markörer indikerar att belastningsförändringen till den vattenförekomsten varit mindre.*



Figur 16. Maximal (röda staplar) och minimal (blåa staplar) påverkansgrad, naturlig känslighet och samvariation i varje kustvattentyp.

Figur 16 visar att den naturliga känsligheten varierar stort inom majoriteten av kustvattentyperna. Någorlunda homogen naturlig känslighet återfinns endast i kustvattentyper som generellt är okänsliga, till exempel 9 (Blekinge skärgård, och Kalmarsund, yttre kustvatten), 14 (Östergötlands yttre kustvatten), 21 (Norra Kvarkens yttre kustvatten) och 25 (Göta älvs- och Nordre älvs estuarie). Intressant är att även den justerade och sammansatta påverkansgraden (känslighet beräknad från modellsimuleringarna) är homogen inom dessa typer. Den naturliga känsligheten är ännu mer utspridd inom de samvarierande grupperna än inom kustvattentyperna (Fig. 17).

Vattenförekomsterna med högst känslighet finns i vattendistrikt 3 (Norra Östersjöns vattendistrikt) och 4 (Södra Östersjöns vattendistrikt), och ingår inte i någon av samvariationsgrupperna (Fig. 17). Överlag syns i figur 17 att de vattenförekomster som har en naturlig känslighet över 0.5 oftast har en samvariation under 5. De väldigt känsliga vattenförekomsterna har oftast ingen samvariation alls. Dessa jämförelser mellan olika indelningar visar att varken vattendistrikt, kustvattentyper eller samvarierande grupper ger någon vägledning till om en vattenförekomst är naturligt känslig för påverkan. Dock verkar det tydligt att vattenförekomster som tillhör vissa kustvattentyper kan bedömas vara okänsliga.



Figur 17. Fördelning av den naturliga känsligheten mellan vattendistrikt, kustvattentyper, samvariationsgrupp och beroende av samvariation. Markörernas färg förtydligar den naturliga känsligheten med blåa nyanser för lägre känslighet och grönt-gul-orange för högre känslighet.

Detta känslighetsindex ska ses som ett första försök som kan vidareutvecklas. Exempelvis är det inte givet att omsättningstid, areal, medeldjup och djupvattenålder ska viktas lika, och det kan finnas andra parametrar som bör ingå istället för, eller tillsammans med, dessa. Två exempel på variabler som kan vara av betydelse är kvoten mellan färskvattentillförsel och utbytet med andra vattenförekomster, samt vattenförekomsternas retentionsförmåga, det vill säga deras förmåga att begrava eller på annat sätt binda närsalter så att de inte längre deltar i de biogeokemiska kretsloppen. Dock har det visats i Almroth-Rosell et al. (2016) att retentionsförmågan inte är konstant över tid utan förändras när den mänskliga belastningen förändras, vilket inte är önskvärt. Idealt vore ett teoretiskt härrört samband mellan känslighet och statistiska egenskaper hos kustvattenbassängerna, men det kräver en djupare analys och ligger utanför arbetet med denna rapport.

# Slutsatser

Då uppdragets syfte främst har varit att testa olika, nya, sätt att använda kustzonsmodellen inom förvaltningen, ges få rekommendationer. Istället ger uppdraget ett underlag som kan användas vidare.

## I. Validering och samvariation

Syftet med del I var att uppskatta kustzonsmodellens förmåga att beräkna vattenkvalitet i så stora delar av den svenska kustzonen som möjligt. Det innefattar här även att beräkna samvariation mellan vattenförekomster.

- I. Samvariationen i kustzonens ytvatten är tillräcklig för att skapa 62 samvarierande grupper även när kravet på samvariation innefattar oorganiskt kväve och oorganisk fosfor, såväl som salthalt. Grupperna består av 2-74 vattenförekomster och kan överlappa. Samvariationen och denna gruppering omfattar inte djupvatten.
- II. De samvarierande grupper som beräknats av kustzonsmodellen utbreder sig ofta över flera kustvattentyper och överlappar även varandra. Deras främsta användningsområde bedöms vara som guidande i de fall då en vattenförekomsts egenskaper behöver uppskattas från intilliggande områden. Speciellt ska man undvika att ta egenskaper från eller till de vattenförekomster som inte samvarierar eller ingår i en samvarierande grupp. Naturligtvis kan samvariationen användas vidare även utan gruppering.
- III. Antagandet att samvarierande vattenförekomster kan validera varandra indirekt stämmer enligt detta underlag. Antagandet testades i 97 vattenförekomster som hade både indirekt validering och validering från övervakningsstationer inom vattenförekomsten själv. Endast ett fall hittades där den indirekta valideringen felaktigt angav acceptabel modellförmåga.
- IV. Överlag har kustzonsmodellen i sin nuvarande form en god eller acceptabel förmåga att uppskatta den genomsnittliga vattenkvaliteten i över hälften av Sveriges kustvattenförekomster. Resterande vattenförekomster kunde inte utvärderas då det inte fanns övervakningsdata tillgänglig. För enskilda variabler finns det fall där modellen är otillräcklig. Den momentana överrensstämelsen har inte utvärderats inom detta uppdrag.
- V. Metoden som har använts för att beräkna samvariation mellan vattenförekomster bygger på en väldigt enkel ansats och behöver troligen utvecklas ytterligare. Dels påverkar troligen årstidsvariationerna i tidsserierna till det positiva i den analys som gjorts här, dels finns det bättre metoder för att utvärdera samvariation

som även tar hänsyn till en viss tidslagg mellan vattenförekomster (personlig kommunikation Kjell Leonardsson).

## II. Påverkan och naturlig känslighet

Syftet med del II var att testa hur kustzonsmodellen kan användas på nya sätt inom förvaltningen, till exempel genom att användas för bedömning av mänsklig påverkan och analys av vattenförekomsternas känslighet för påverkan. Som ett komplement har även den naturliga känsligheten hos vattenförekomsterna uppskattats från ett hypotetiskt samband.

- I. Den indirekta mänskliga belastningsförändringen är av samma storleksordning som den som når vattenförekomsterna direkt i form av lokal avrinning från land och punktutsläpp. Delar av den indirekta påverkan kommer av hur människan förändrat miljötillståndet i utsjön, men också genom spridning från land inom kustzonen.
- II. Det är inte möjligt att från det framtagna underlaget på ett tydligt sätt koppla samman den totala påverkan med en direkt belastningsförändring. Den indirekta förändringen upptar för stor del av totalen. Dock indikerar modellresultaten att en stor del av den mänskliga påverkan kommer från andra delar av kustzonen eller på grund av förändringar i utsjöns miljötillstånd. Båda alternativen innebär att riskbedömningar bör innefatta fler vattenförekomster än den som direkt tar emot förändringen.
- III. Enligt modellresultaten har mänsklig påverkan ökat de oorganiska näringskoncentrationerna med 0-200% i den svenska kustzonen. Bottenvattnets syrgas koncentration har typiskt minskat med 0-25%, men i vissa vattenförekomsten med så mycket som 40-50%.
- IV. Att uppskatta vattenförekomsternas känslighet från modellresultat görs bäst från individuella simuleringar för specifika situationer. För en uppskattning av en mer allmän känslighet krävs en metodutveckling, som till exempel kan inkludera körning av en stor mängd scenarier som sedan används för att uppskatta känsligheten av varje bassäng mot alla belastningskomponenter i alla punktkällor och avrinningsområden. I denna studie har vi testat ett scenario med främsta syfte att möjliggöra beräkningar av den mänskliga påverkan som vattenförekomsterna känner av i nutid.
- V. Det naturliga känslighetsindex som tagits fram ger en realistisk fördelning av graden av känslighet inom kustzonen, men metodens tillförlitlighet går inte att säkerställa inom detta uppdrag.
- VI. De vattenförekomster som beräknas ha högst naturlig känslighet tenderar att samvariera med inga eller få andra kustvattenförekomster. Detta bedöms inte vara ett mekanistiskt samband utan endast en effekt av att både låg samvariation och hög känslighet ofta är associerat med

små kustnära vattenförekomster som ofta är mer isolerade och har längre uppehållstider.

- VII. Det naturliga känslighetsindex som tagits fram och använts inom detta material ska ses som en första ansats och kan behöva justeras i kommunikation med personer med erfarenheter av arbetet i förvaltningen, speciellt med erfarenhet av denna typ av vattenförekomster.
- VIII. De vattenförekomster som inte kunde valideras, varken direkt eller indirekt, och har ett högt naturligt känslighetsindex, bör inkluderas i övervakningsprogrammet.
- IX. Kustvattentyperna 4, 5, 9, 11, 14, 19, 21 och 25 innefattar högst troligt inga vattenförekomster som är känsliga för belastningsförändringar, vilket indikerar att dessa kustvattentyper inte ska prioriteras om det saknas övervakning i potentiellt känsliga vattenförekomster.

## Tack

Tack till Lars Arneborg och Lena Viktorsson för era inspel under arbetets gång, och även Kjell Leonardsson för nya vinklar på statistiska frågor.

# Referenser

- Almroth-Rosell, E., Edman, M., Eilola, K., Meier, H. M. och Sahlberg, J. 2016. Modelling nutrient retention in the coastal zone of an eutrophic sea. *Biogeosciences* 13 (20): 5753.
- Areskoug, H. 1993. Nedfall av kväve och fosfor till Sverige, Östersjön och Västerhavet., Naturvårdsverket.
- Arneborg, L. och Liljebadh B. 2001. The Internal Seiches in Gullmar Fjord. Part I: Dynamics. *J. Phys. Oceanogr.* 31: 2549-2566.
- Bolin, B. och Rodhe, H. 1973. A note on the concepts of age distribution and transit time in natural reservoirs. *Tellus* 25 (1): 58-62.
- Carstensen, J., Conley, D., Bonsdorff, E., Gustafsson, B., Hietanen, S., Janas, U., Jilbert, T., Maximov, A., Norkko, A., Norkko, J., Reed, D., Slomp, C., Timmermann, K. och Voss, M. 2014. Hypoxia in the Baltic Sea: Biogeochemical Cycles, Benthic Fauna, and Management, *AMBIO* 43: 26-36.
- Conley, D. J., Carstensen, J., Aigars, J., Axe, P., Bonsdorff, E., Eremina, T. och Lannegren, C. 2011. Hypoxia is increasing in the coastal zone of the Baltic Sea. *Environmental Science & Technology* 45 (16): 6777-6783.
- Edman, M., Eilola, K., Almroth-Rosell, E., Meier, H.E.M., Wählström, I. och Arneborg, L. 2018. Nutrient retention along the Swedish coastline, inlämnat manuskript.
- Edman, M. 2018. Förstudie om SMHI:s kustzonsmodells behov av monitoringdata, *SMHI-rapport 2018*, i manuskriptform.
- Eilola, K., Meier, M. H. E. och Almroth, E. 2009. On the dynamics of oxygen, phosphorus and cyanobacteria in the Baltic Sea; A model study, *Journal of Marine Systems* 75: 163-184.
- Hansson, M. och Håkansson, B. 2004. Indelning av Svenska Övergångs- och Kustvatten i typer enligt Ramdirektivet för Vatten. *SMHI-rapport* Dnr: 2002/1796/1933.
- Gustafsson, B., Schenk, F., Blenckner, T., Eilola, K., Meier, H. E. M., Müller-Karulis, B., Neumann, T., Ruoho-Airola, T., Savchuk, O. och Zorita, E. 2012. Reconstructing the Development of Baltic Sea Eutrophication 1850–2006, *AMBIO* 41: 534-548.
- Häggmark, L., Ivarsson, K.I., Gollvik, S. och Olofsson, P.O. 2000. Mesan, an operational mesoscale analysis system. *Tellus A*: 52 (1): 2-20.
- Leonardsson, K; Universitetslektor vid Institutionen för vilt, fisk och miljö, SLU, Umeå.
- Leonardsson, K. och Blomqvist, M. 2017. Utvärdering av provtagningsprogram i den fria vattenmassan i marin miljö. *Havs- och vattenmyndighetens rapport 2017:XX*.
- Marmefelt, E., Arheimer, B. och Langner, J. 1999. An integrated biochemical model system for the Baltic Sea, *Hydrobiologia* 393: 45-56.



- Norkko, A. och Bonsdorff, E. 1996. Rapid zoobenthic community responses to accumulations of drifting algae. *Marine Ecology Progress Series*, 143-157.
- Robertson, L., Langner, J. och Engardt, M. 1999. An Eulerian limited-area atmospheric transport model. *Journal of Applied Meteorology* 38 (2): 190-210.
- Rönnberg, C. och Bonsdorff, E. 2004. Baltic Sea eutrophication: area-specific ecological consequences. I *Biology of the Baltic Sea*, Dordrecht: Springer, 227-241.
- Sahlberg, J. 2009. The Coastal Zone Model. *SMHI Oceanography* No.98.
- Savchuk, O. P., Wulff, F., Hille, S., Humborg, C. och Pollehne, F. 2008. The Baltic Sea a century ago—a reconstruction from model simulations, verified by observations. *Journal of Marine Systems* 74 (1): 485-494.
- Strömqvist, J., B. Arheimer, J. Dahné, C. Donnelly och Lindström G. 2012. Water and nutrient predictions in ungauged basins: set-up and evaluation of a model at the national scale, *Hydrological Sciences Journal* 57 (2): 229-247.
- Svensson, U. 1998. PROBE An instruction manual *Rep.*, SMHI.

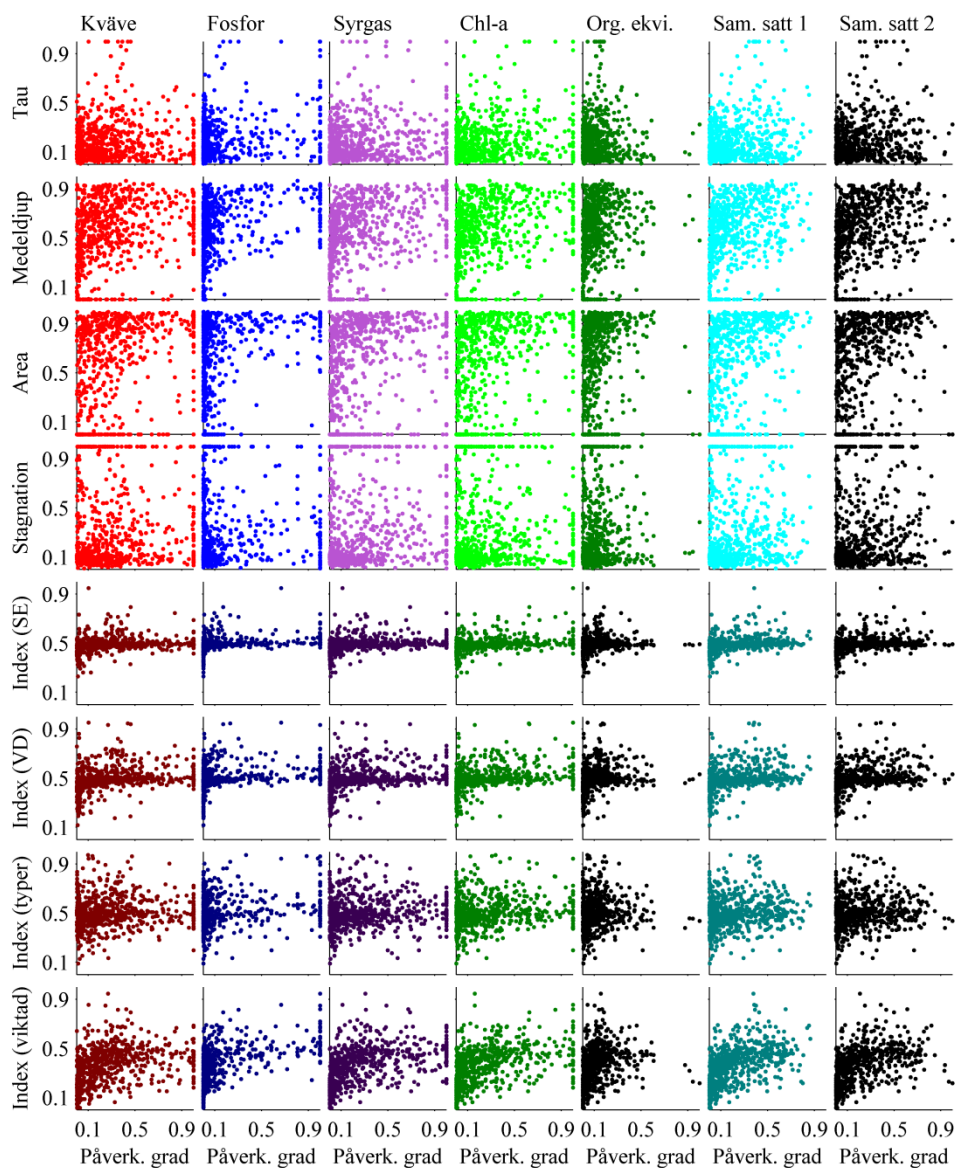
# Elektroniskt material

Fyra excel-tabeller där detaljerat material från uppdragsarbetet redovisas finns tillgängliga via kontakt med Havs- och Vattenmyndigheten. De innehåller följande:

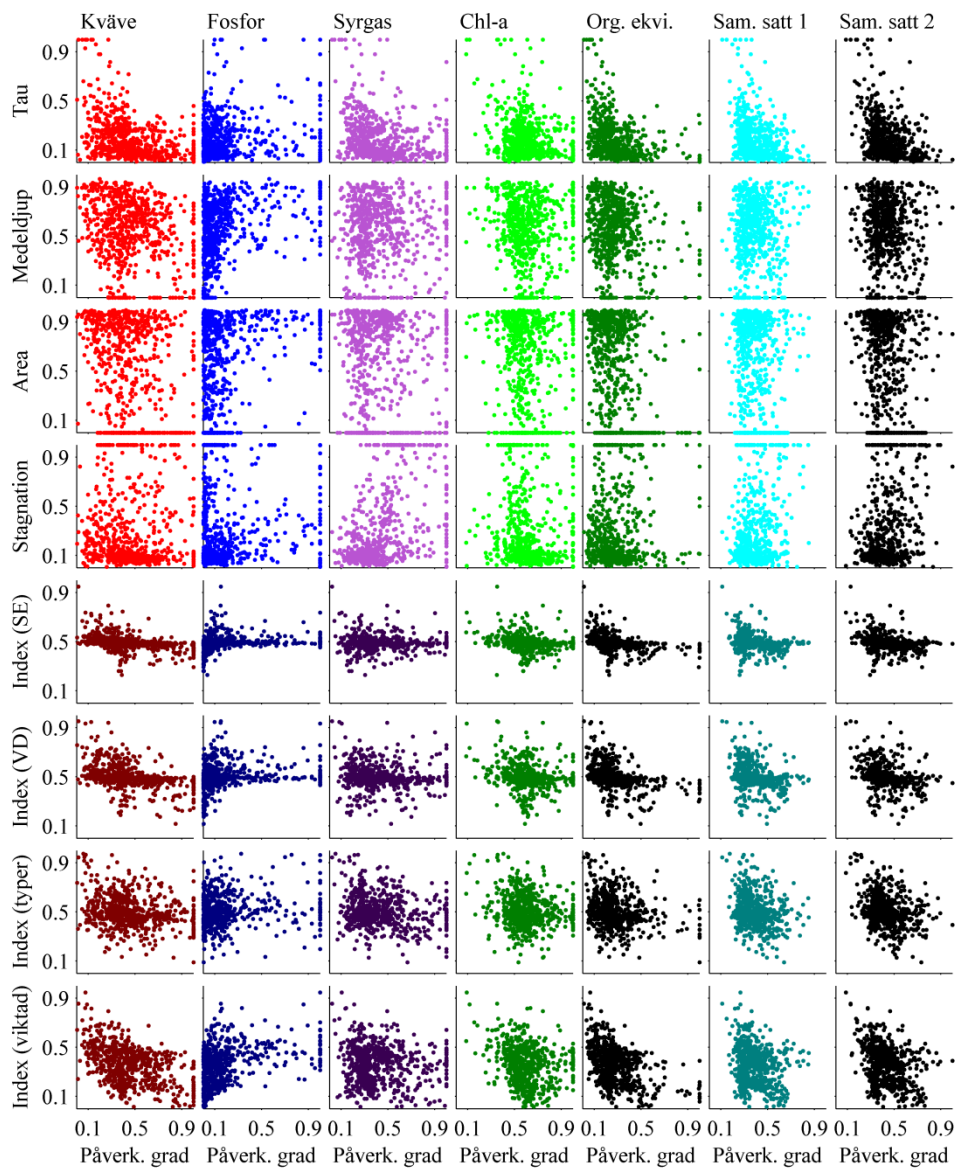
- Tabell 1. C-värden från valideringen för Salt, DIN ( $\text{NO}_3+\text{NH}_4$ ),  $\text{PO}_4$  och  $\text{O}_2$  i varje vattenförekomst som har kunnat valideras. Direkt + indirekt validering ges i separat ark.
- Tabell 2. Indelningar och klassningar för samtliga vattenförekomster i SVAR2012. Innehåller: EUCD, Vattendistrikt, kustvattentyp, samvariationsindex (antal samvarierande), samvariationsgrupper (1-62), naturligt känslighetsindex (0-1, där känsliga vattenförekomster får värden nära 1), antropogen påverkan för DIN (%), antropogen påverkan för DIP (%), och antropogen påverkan för syrgaskoncentration i bottenvatten (%).
- Tabell 3. Redovisning inom vilka grupper, och med vilka vattenförekomster, som varje enskild vattenförekomst samvarierar.
- Tabell 4. Redovisning av de kustvattenförekomster som ingår i de samvarierande grupperna.

# Appendix A - Normaliseringar

Appendix A redovisar alla jämförelser mellan påverkansgrad och det naturliga känslighets index i figur A1 och figur. A2. De övre fälten med ljusare markörer visar justerade påverkansgradsvärdena mot de enskilda känslighetsfaktorerna normaliserade med den viktade metoden. De nedre fälten visar det kombinerade känslighetsindexet beräknat med de 4 olika normaliseringsmetoderna.



Figur A1. Normaliserad påverkansgrad och naturlig känslighet. Direkt belastning.



Figur A2. Normaliserad påverkansgrad och naturlig känslighet. Total belastning.



# Kustzonsmodellen inom vattenförvaltningen

Vidareutveckling av användningsområden

I Sverige finns en kustzonsmodell uppsatt för hela kustlinjen för beräkning av vattenkvalitet. Rapporten beskriver nya användningsområden för denna kustzonsmodell inom vattenförvaltningen. Då uppdragets syfte främst har varit att testa nya sätt att använda kustzonsmodellen inom förvaltningen, ges få rekommendationer. Istället ger uppdraget ett underlag som kan användas vidare.

Resultatet kan användas för vidare metodutveckling, men också som underlag för exempelvis utplacering av representativa övervakningsstationer eller som grund för gruppering av vattenförekomster vid statusklassificering.

Havs- och vattenmyndighetens rapport 2019:22

ISBN 978-91-88727-55-8

Havs- och vattenmyndigheten

Postadress: Box 11 930, 404 39 Göteborg

Besök: Gullbergs Strandgata 15, 411 04 Göteborg

Tel: 010-698 60 00

[www.havochvatten.se](http://www.havochvatten.se)

**Havs  
och Vatten  
myndigheten**

---