

**KVALITETSGRANSKNING AV FYSIKALISK-
KEMISKA DATA FRÅN DEN REGIONALA
HAVSMILJÖÖVERVAKNINGEN**

HAVSMILJÖINSTITUTETS RAPPORT NR 2013:2

2013-11-18

JOHANNA ELAM
ANDERS GRIMVALL

FÖRORD

I Sverige pågår sedan länge regional miljöövervakning, där kustvattnet är en viktig del. Syftet med övervakningsprogrammen har varit att identifiera miljöproblem och därmed sätta in eventuella åtgärder. Idag är det en viktig del i den svensk miljöövervakning och ger underlag för uppföljning av regionala och nationella miljömål. Därför måste insamlade data i så stor utsträckning som möjligt vara korrekta, representativa och tillgängliga.

Initiativet till denna rapport togs av Havsmiljöinstitutet och utfördes under vår/sommar 2013. Havsmiljöinstitutet har en önskan om att integrera tillgängliga regionala miljöövervakningsdata med nationella miljöövervakningsdata i den årliga rapporteringen om havsmiljöns tillstånd. Denna rapport skall ses som ett första steg i den visionen.

Rapportens ansträngningar gör det lättare att sammanföra regionala och nationella miljöövervakningsdata och därmed få en mer heltäckande bild över den svenska havsmiljön. På så sätt kan havsmiljöförvaltningen få ett mer effektivt verktyg och åtgärder sättas in i högre precision.

Johanna Elam
Anders Grimvall
Göteborg, 18 november 2013

HAVSMILJÖINSTITUTET

Box 260

405 30 Göteborg

Telefon: 031-786 65 61

e-post: anders.grimvall@havsmiljoinstitutet.se

webb: www.havsmiljoinstitutet.se

INNEHÅLL

1. Bakgrund och syfte	5
2. Data	6
2.1 Fysikalisk-kemiska data i SHARK	6
2.2 Avgränsningar av studien	10
3. Granskningsprotokoll	10
4. Kodnings- eller rapporteringsfel	13
5. Enstaka, starkt avvikande mätvärden	17
6. FÖRÄNDRINGAR SOM KRÄVER NÄRMARE ANALYS	18
7. Systematiska mätfel	23
7.1 Totalfosfor	23
7.2 Fosfat	26
7.3 Totalkväve	26
7.4 POC och PON	28
7.5 Nitrat	29
7.6 Nitrit och ammonium	31
7.7 Klorofyll a	32
7.8 Syre och svavelväte	33
7.9 pH och alkalinitet	33
7.10 Salinitet	34
8. Sammanfattande BEDÖMNINGAR	36
9. Diskussion och slutsatser	37
9.1 Datakvalitet och korrigeringsmöjligheter	37
9.2 Miljöövervakningens organisation	38
9.3 Slutsatser i punktform	39
Referenser	40

1. BAKGRUND OCH SYFTE

En effektiv havsmiljöförvaltning kräver en väl fungerande övervakning av havets tillstånd. Speciellt kan man kräva att insamlade data så långt möjligt är korrekta, representativa och tillgängliga.

Tillgängligheten har under senare år förbättrats dramatiskt. Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut (SMHI) har av Havs- och Vattenmyndigheten (HaV) utsetts till nationell datavärd för marina fysikaliska, kemiska och marinbiologiska data. Detta innebär att både nationella och regionala data från svensk miljöövervakning och miljöinventering lagras i Svenskt HavsARKiv (SHARK). Genom SMHIs webbplats görs även dessa data, med varierande tidsfördröjning, allmänt tillgängliga för nedladdning.

Representativiteten av insamlade havsmiljödata kan med viss rätt ifrågasättas. Långsiktighet och uthållighet i mätningarna kommer ibland i konflikt med önskemålen om förnyelse och nya krav på miljöövervakningen. Ännu mera kan man ifrågasätta vilka data som faktiskt utnyttjas i de övergripande bedömningarna av havets tillstånd. Hittills har exempelvis de årliga rapporterna om havets tillstånd (Havet-rapporterna) främst baserats på data från den nationella övervakningen, vilken i allt väsentligt är förlagd till utsjön. Med hjälp av regionala data kan man också täcka in kustvattnen och få en mer balanserad bild av havsmiljön.

För att uppnå och upprätthålla en god kvalitet i miljöövervakningen bedrivs sedan lång tid tillbaka ett kvalitetsarbete där certifiering av laboratorier och interkalibreringar är viktiga komponenter. Likväl förekommer kvalitetsproblem, och det är erkänt svårt att bedriva miljöövervakningen så att förändringar av provtagning, provhantering, mätmetoder, analysinstrument och personal inte ger tydliga avtryck i insamlade data. Innan man använder regionala havsmiljödata inom förvaltning och forskning finns därför goda skäl att granska deras kvalitet.

I den här studien görs för första gången en samlad kvalitetsgranskning av i stort sett alla de regionala, fysikalisk-kemiska havsmiljödata som hittills (juli 2013) lagrats och tillgängliggjorts i SHARK. Studien innehåller också ett förslag till arbetsgång för retrospektiv granskning av sådana tidsserier av havsmiljödata. Den nu förhärskande granskningsmetodiken är ofta fokuserad på identifiering och bedömning av enstaka, kraftigt avvikande mätvärden. Här läggs istället tonvikten på att identifiera systematiska fel som berör betydande mängder data. Därmed blir granskningen också inriktad på företeelser som allvarligt kan snedvrída trender eller leda till felaktiga slutsatser om effekter av vidtagna åtgärder.

Fortsättningen av denna rapport är organiserad på följande sätt: I kapitel 2 redovisas vilka data som granskats och hur långa tidsserier som är tillgängliga i SHARK. Därefter beskrivs i kapitel 3 hur granskningen gått till. Kapitel 4 och 5 ägnas åt kodnings- eller rapporteringsfel respektive enstaka starkt avvikande mätvärden, medan kapitel 6 ger en översikt över mer bestående upp- och nedgångar som kräver en närmare analys. Därefter diskuteras i kapitel 7 förekomsten av allvarliga systematiska fel i provtagning eller kemisk analys av insamlade vattenprover. Kapitel 8 sammanfattar utfallet av kvalitetsgranskningen, och till sist ägnas kapitel 9 åt diskussion och slutsatser.

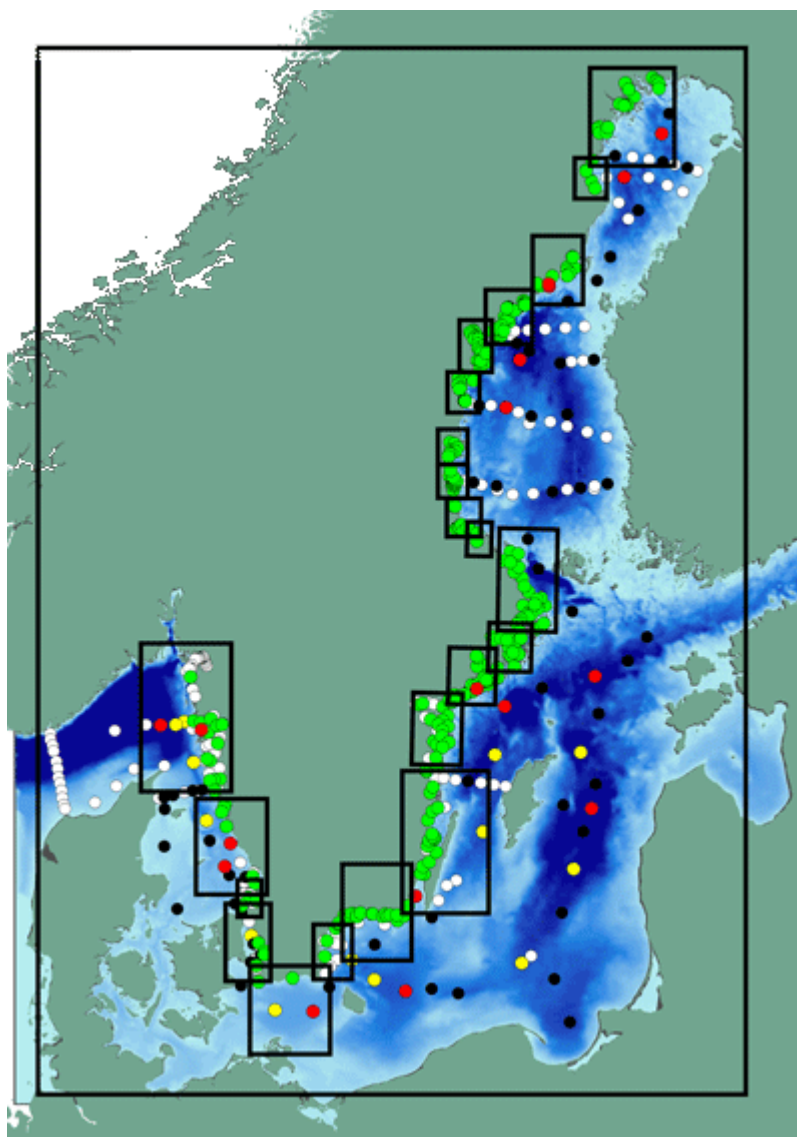
2. DATA

2.1 FYSIKALISK-KEMISKA DATA I SHARK

Databasen SHARK ger tillgång till fysikalisk-kemiska data från 20 regionala program för övervakning av havsmiljön längs den svenska kusten. Rektanglarna i figur 1 visar vilka havsområden som täcks in, och i tabell 1 redovisas vilka organisationer som driver respektive program samt antalet mätstationer beräknat på tre olika sätt. Som synes är datatillgången mycket ojämnt fördelad mellan olika kuststräckor. Speciellt kan man notera att datatillgången är betydligt sämre för Svealands och Norrlands kuster än för Götalands kustvatten.

Datatillgången i SHARK begränsas både av övervakningsprogrammets utformning och hur snabbt data rapporteras in till SHARK och därefter görs tillgängliga på SMHIs webb-plats. Tabell 2 innehåller en förteckning över vilka fysikalisk-kemiska parametrar som dokumenteras i SHARK, och tabell 3 illustrerar hur aktuella data är från respektive övervakningsprogram. Grön färg innebär att SHARK i juli 2013 innehöll data från 2012 eller senare. Gul färg indikerar att 2011 var det senast rapporterade året, och röd färg att endast data från 2010 eller tidigare var tillgängliga för nedladdning från SHARK.

Inom respektive övervakningsprogram kan naturligtvis tidsseriernas aktualitet och längd variera mellan vattenkvalitetsparametrar och stationer. Figur 2 illustrerar tillgängligheten av data avseende totalkväve i Bohuslans kustvatten. Samma typ av diagram skapades för samtliga övervakningsprogram och kan tillsammans med denna rapport laddas ner från Havsmiljöinstitutets webb-plats.



Figur 1. Karta över regionala provtagningsprogram (svarta rektanglar) med tillhörande provtagningspunkter (gröna markörer). Kartan visar även provtagningspunkter i det nationella övervakningsprogrammet (röda markörer), SMHI:s utsjöprogram (gula markörer) samt platser för mindre regelbunden provtagning (svarta och vita markörer). Källa: SMHI.

Tabell 1. Regionala kustvattenprogram vars fysikalisk-kemiska data rapporteras till den nationella databasen SHARK.

Övervakningsprogram	Antal stationer	Antal stationer med minst tio års data	Antal stationer med minst tio års data från alla fyra årstider ¹
Bohuskustens VVF & Gullmarens KKP	16	16	16
Hallands KKP	5	5	5
Nordvästskånes kustvattenkommitté	3	3	3
Öresunds VVF	5	5	5
Sydkustens VVF	2	1	1
V Hanöbukts VVF	3	2	2
Blekinges VVF	17	17	9
Kalmar läns KKP	20	20	10
Motala Ströms VVF	13	12	10
RMÖ Södermanland, Stockholm och Uppsala län Syd	28	1	1
RMÖ Södermanland, Stockholm och Uppsala län Mellan & Stockholm Vatten	20	3	1
RMÖ Södermanland, Stockholm och Uppsala län Nord	30	0	0
Dalälvens VVF	4	4	0
Gästriklands VVF	9	8	0
Ljusnans/Voxnans VVF	22	10	0
Gaviksfjärdens KKP	1	1	0
SRK i Norrbottens län	17	13	0

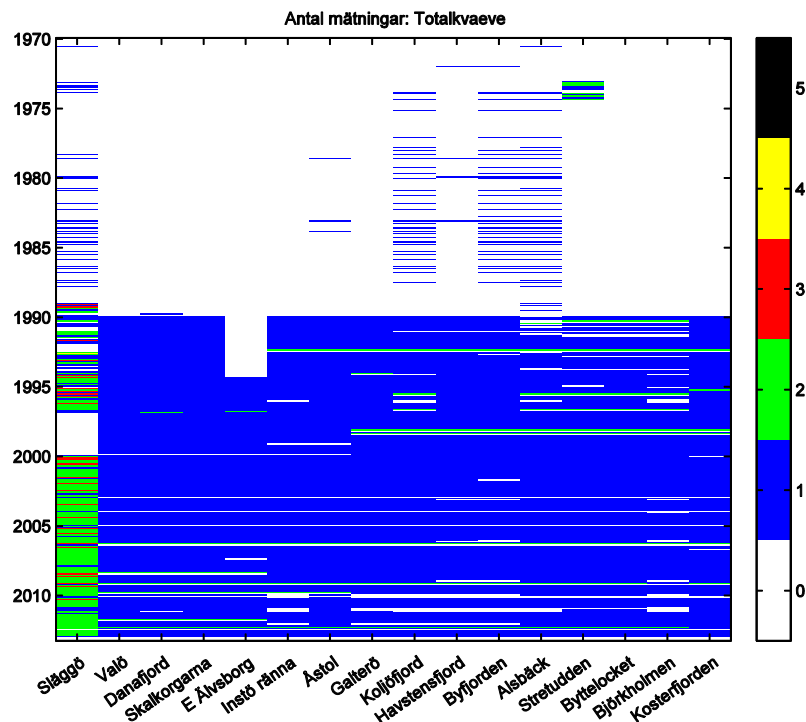
¹Med årstider avses perioderna dec-feb, mar-maj, jun-aug, sep-nov.

Tabell 2. Fysikalisk-kemiska parametrar som redovisas i databasen SHARK.

Parameter	Enhet
Totalkväve	µmol/l
Nitrat	µmol/l
Nitrit	µmol/l
Ammonium	µmol/l
Totalfosfor	µmol/l
Fosfat	µmol/l
Kisel	µmol/l
PON (Partikulärt organiskt kväve)	µmol/l
POC (Partikulärt organiskt kol)	µmol/l
Klorofyll a	µg/l
pH	
Alkalinitet	meq/l
Syre	ml/l
Svavelväte	µmol/l
Salinitet	PSU
Temperatur	°C

Tabell 3. Senaste överföringen av data från de regionala kustvattenprogrammen till SHARK. Databasen inspekterad i juli 2013.

Övervakningsprogram	Senaste överföring av data
Bohuskustens VVF & Gullmarens KKP	2013
Hallands KKP	2013
Nordvästskånes kustvattenkommitté	2013
Öresunds VVF	2013
Sydkustens VVF	2012
V Hanöbukstens VVF	2010
Blekinges VVF	2010
Kalmar läns KKP	2010 (en station 2013)
Motala Ströms VVF	2010
RMÖ Södermanland, Stockholm och Uppsala län Syd	2011
RMÖ Södermanland, Stockholm och Uppsala län Mellan & Stockholm Vatten	2011
RMÖ Södermanland, Stockholm och Uppsala län Nord	2011
Dalälvens VVF	2010
Gästriklands VVF	2003
Ljusnans/Voxnans VVF	2009
Gaviksfjärdens KKP	2011
SRK i Norrbottens län	2011



Figur 2. Provtagningsfrekvens uttryckt i antal prover per månad för analys av totalkväve 1970-2012 i Bohusläns kustvatten.

2.2 AVGRÄNSNINGAR AV STUDIEN

I den aktuella granskningen av datakvalitet har störst vikt lagts vid olika former av kväve och fosfor samt syre, salinitet och klorofyll-a. Mätningarna av pH och alkalinitet har inte utvärderats i samma grad eftersom det med något undantag saknades tillräckligt långa sammanhängande tidsserier för dessa parametrar. Av samma skäl begränsades utvärderingen av PON, POC och svavelväte till vissa övervakningsprogram och stationer. Närmare bestämt sattes tio år av data som gräns för granskning av datakvalitet.

3. GRANSKNINGSPROTOKOLL

Data från miljöövervakningsprogram uppvisar ofta en betydande variabilitet. Slumpmässiga och systematiska mätfel blandas med naturlig variabilitet och mer eller mindre bestående rumsliga gradienter, tidstrender och säsongmönster. Här beskrivs ett granskningsprotokoll för tidsserier av fysikalisk-kemiska data för prover av havsvatten tagna vid ett nätverk av stationer. Speciellt är detta protokoll inriktat på att klarlägga förekomsten av systematiska mät- eller provtagningsfel som kan leda till felaktiga slutsatser

om tidstrender och effekter av vidtagna åtgärder. Arbetsgången bygger i hög grad på metodik som tidigare utvecklats för granskning av grundvattendata (Wahlin & Grimvall, 2010). Dessutom har vi beaktat de rekommendationer avseende kvalitetsgranskning av miljödata som publicerats i riktlinjer från Helcom (Helcom Combine manual).

Saknade värden och kodningsfel

Detta steg syftar till att identifiera fel som uppstått i datahanteringen.

- Kontrollera att alla prover och variabler som förväntades vara med i databasen faktiskt ingår i den granskade datamängden.
- Kontrollera att alla variabler har korrekta enheter.
- Verifiera att alla variabler som borde vara numeriska eller representera datum faktiskt har tolkats som sådana variabler.
Uppmärksamma speciellt:
 - Fel i avgränsningen av datakolumner (mellanslag, kommatecken, tabulatorstecken, semikolon och så vidare);
 - Extra mellanslag eller felaktiga kommatecken som konverterat numeriska värden till textsträngar;
 - Mindre-än-värden (eller större-än-värden) som felaktigt utelämnats eller medfört att numeriska värden konverterats till textsträngar.
- Kontrollera att saknade värden är korrekt kodade. Uppmärksamma speciellt:
 - Saknade värden kodade som noll.
 - Nollor som skapats i kalkylark när en funktion refererar till en tom cell.
 - Saknade värden som kodats som omöjliga värden, till exempel 99, 999 eller -999.

Avvikande värden för enskilda variabler

Detta steg syftar till att identifiera mätvärden som är ovanligt stora eller små för de variabler som granskas. Kontrollen bygger på sammanfattande statistik och visuell granskning av grafer över rådata.

- Kontrollera att numeriska variabler har realistiska min- och maxvärden.
- Granska höga och låga percentiler i histogram över observerade värden. Uppmärksamma speciellt:
 - Enstaka observationer som avviker kraftigt från övriga data.
 - Grupper av anmärkningsvärt höga eller låga värden.

- Skapa tidsseriediagram och grafer över rumsliga gradienter med olika markörer för relevanta delmängder av granskade data.

Avvikande kombinationer av värden

Detta steg syftar till att identifiera avvikande relationer mellan två eller flera mätvärden. Kontrollen bygger på visuell granskning av punktdiagram eller matrisplottar för par av variabler som kan förväntas samvariera.

- Undersök förekomsten av avvikande par av mätvärden i punktdiagram och matrisplottar.
- Skapa punktdiagram med olika markörer för olika delmängder av data för att undersöka hur relationer mellan variabler varierar mellan delmängder.
- Verifiera att kända linjära samband (t.ex. koncentrationen av variabel X är större än eller lika med koncentrationen av variabel Y) är uppfyllda om man bortser från normala mätfel.

Granskningen av datamängder som innehåller flera starkt korrelerade variabler kan kompletteras med inspektion av så kallade score charts härledda med hjälp av multivariata statistiska metoder såsom principalkomponentanalys och multidimensionell skalning.

Mann-Kendall-tester av övergripande tidstrender

Trendanalyser som genomförs i ett tidigt stadium av dataanalysen (före slutlig korrigering av felaktiga observationer) kan dra uppmärksamheten till förändringar över tiden som kräver speciell utredning. Multivariata Mann-Kendall-tester är speciellt lämpade för att upptäcka gemensamma uppåt- eller nedåtgående trender i data som kan delas upp i homogena undergrupper (Wahlin & Grimvall, 2010). Statistiskt signifikanta trender kan vara ett tecken på såväl verkliga miljöförändringar som systematiska mätfel.

- Utför multivariata Mann-Kendall-tester för gemensamma trender i:
 - Alla tidsserier av en responsvariabel i ett givet område.
 - Alla tidsserier av en responsvariabel som representerar en viss station, djupklass eller säsong.

För en detaljerad beskrivning av multivariata Mann-Kendall-tester hänvisas till Wahlin & Grimvall (2010) eller Libiseller & Grimvall (2003).

Granskning av anomalier för identifiering av brytpunkter

Detta steg syftar till att effektivisera sökandet efter abrupta nivåförändringar eller andra brytpunkter i den analyserade datamängden. Huvudidén är att först eliminera en för brytpunktsanalys irrelevant variation genom att

beräkna anomalier (avvikelser från medelvärden) och sedan visuellt granska tidsseriediagram av anomalier.

- Dela upp observationerna i homogena grupper med hjälp av ett antal viktiga klassvariabler (station, djupklass, säsong etc) och beräkna medelvärde och anomalier för varje grupp.
- Skapa tidsseriediagram av alla anomalier i hela datamängden eller utvalda delmängder av denna. Uppmärksamma speciellt:
 - Abrupta nivåskiften gemensamma för många anomalier.
 - Abrupta förändringar av anomaliernas variabilitet.

Animering av förändringar över tid eller mellan grupper av data

Detta steg utgör en förfining av föregående steg och kan utföras när man vill granska ett stort antal grafer. Fördelen med animeringar består främst i att en graf kan inspekteras medan synintrycket av föregående graf i en sekvens är i färskt minne.

- Granska följande typer av grafer:
 - Sekvenser av tidsseriegrafer där varje graf representerar en viss station, djupklass eller säsong;
 - Sekvenser av punkt- eller bubbeldiagram där varje diagram representerar ett år eller annan tidsperiod.

För en mer detaljerad beskrivning av animerade grafer hänvisas till Sirisack & Grimvall (2011).

4. KODNINGS- ELLER RAPPORTERINGSFEL

Överföring av data från ett system till ett annat innebär alltid en risk för att fel uppstår eller viktig information tappas bort. Överföringarna från kustvattenprogrammen till SHARK är inget undantag från denna regel. Här följer några exempel:

Information om detektionsgränser saknas

För några av parametrarna, speciellt fosfat, nitrit och klorofyll a, ligger den verkliga halten i vattenprovet ofta under detektionsgränsen för den aktuella mätmetoden. Om denna gräns dessutom ändrats under mätperioden, och det saknas information om hur den varierat, så kan trendanalyser snedvridas. SHARK saknar information om detektionsgränser trots att det i många fall är uppenbart att den varit olika hög under olika perioder (Figur 3).

Höga mätvärden har trunke rats

För vissa parametrar, speciellt totalkväve och nitrat, förekommer mätvärdena 99, 99.9 och 99.99 onaturligt ofta. En stickprovskontroll av tryckta rapporter från vattenvårdsförbund indikerade att de verkliga halterna var högre, men att mätvärden lika med 100 eller högre trunke rats när de förts in i SHARK. För svavelväte i Byfjorden noterades att uppmätta halter trunke rats vid 120 eller 150 μ mol/l under tidsperioden 1992-1996 (Figur 4).

Teoretiskt omöjliga kombinationer av mätvärden har hanterats inkonsistent

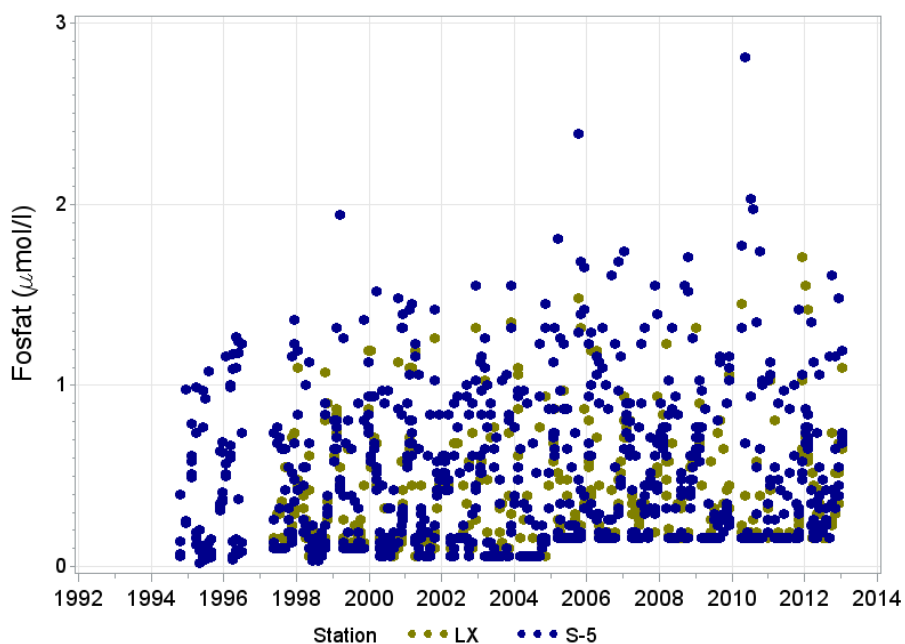
Teoretiskt sett kan halten av fosfatfosfor eller oorganiskt kväve inte vara högre än halten av totalfosfor respektive totalkväve. Eftersom alla mätningar är påverkade av mätfel kan dock sådana kombinationer av mätvärden uppstå även om god analyspraxis tillämpas. Vissa mätserier indikerar att omöjliga kombinationer ibland eliminerats (Figur 5) men det framgår inte vilka mätvärden som korrigerats och hur detta skett. En sådan brist på likformighet i datahanteringen kan snedvrída trendanalyser.

Saknade värden har rapporterats som noll

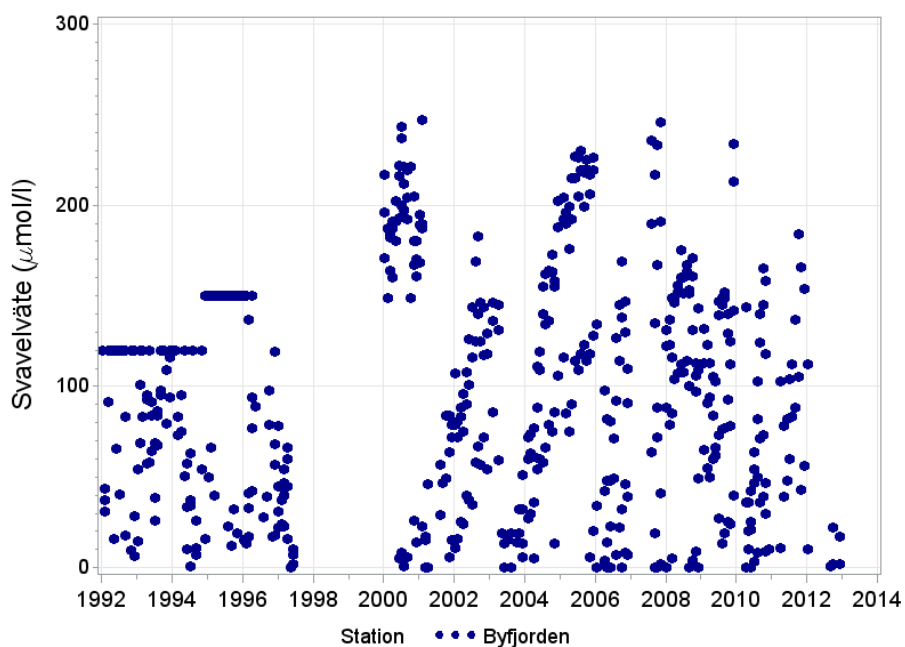
När syremätningen visat att det inte fanns något löst syre i vattenprovet har man i allmänhet, men inte alltid, mätt koncentrationen av svavelväte och rapporterat ett negativt syrevärde. Detta innebär att syrehalten ibland rapporteras som noll trots att det med stor sannolikhet funnits svavelväte i vattenprovet (Figur 6).

Varierande koder för saknade värden

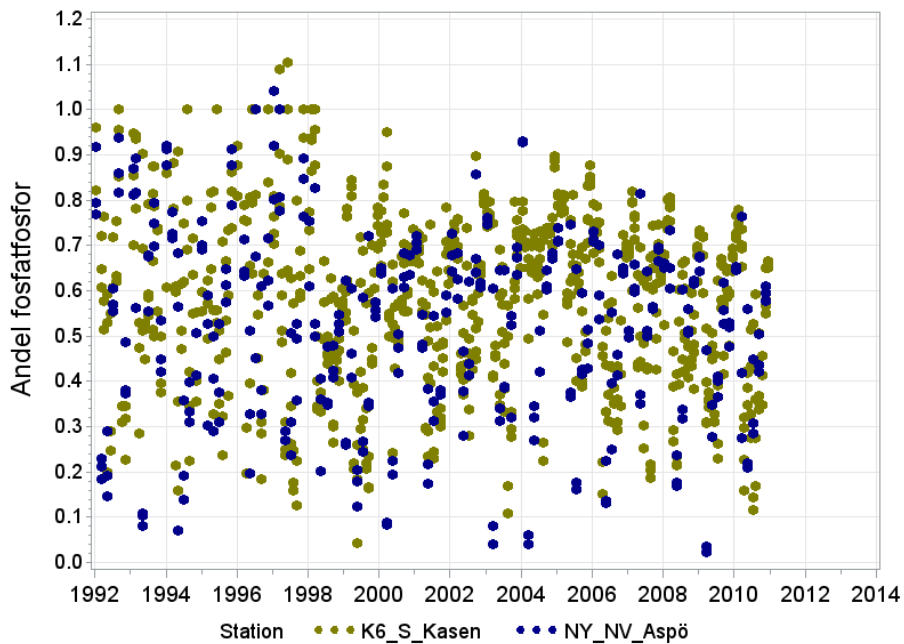
Om man vid nedladdning av data från SHARK anger NaN som kod för saknade värden kommer den nedladdade filen att indikera saknade värden med två, tre eller fyra mellanslag följt av NaN. Detta kräver speciell uppmärksamhet vid fortsatt bearbetning av nedladdade data.



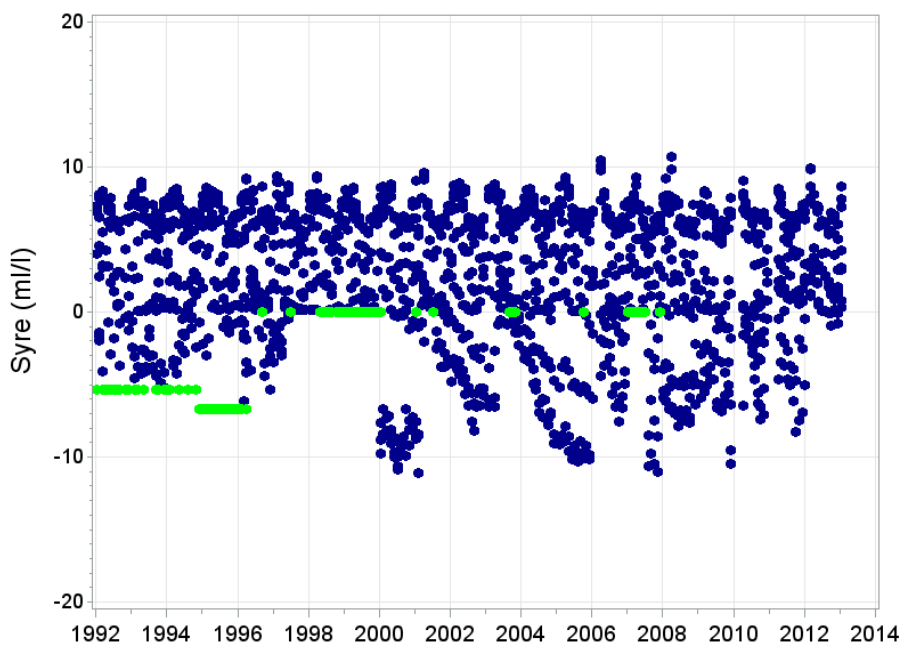
Figur 3. Fosfatkoncentrationer vid två stationer i Laholmsbukten respektive Skalderviken. Data från Nordvästskånes KVK överförda till SHARK. En ny och högre detektionsgräns tycks gälla från och med 2005.



Figur 4. Koncentrationer av svavelväte vid station Byfjorden i Bohuslän. Data från Bohuskustens VVF överförda till SHARK. Trunkerade värden förekommer mellan 1992 och 1996.



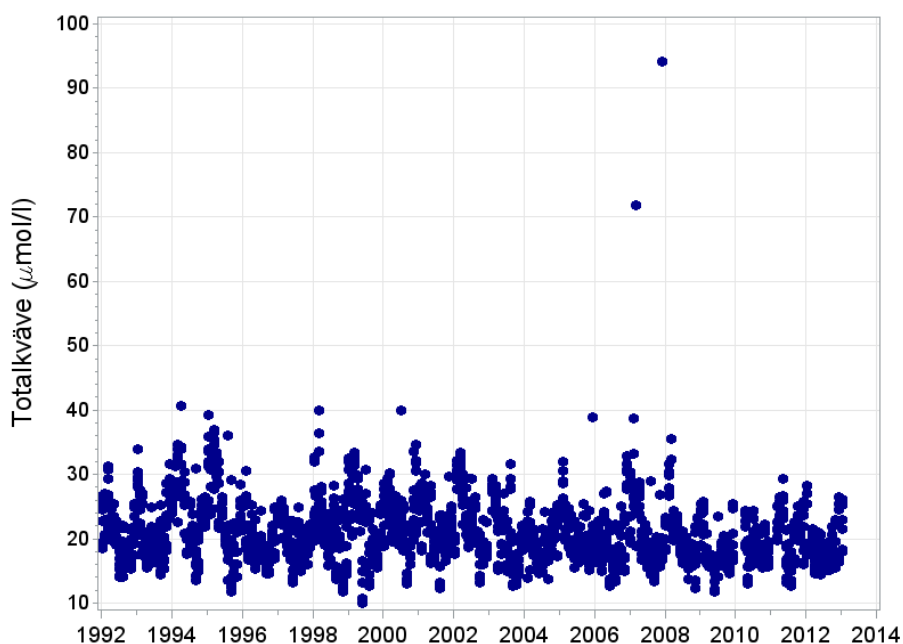
Figur 5. Tidsseriediagram över kvoten mellan fosfatfosfor och totalfosfor vid två stationer utanför Blekinge. Data från Blekinges VVF överförda till SHARK. Den verkliga andelen fosfatfosfor bör alltid vara minde än 1.



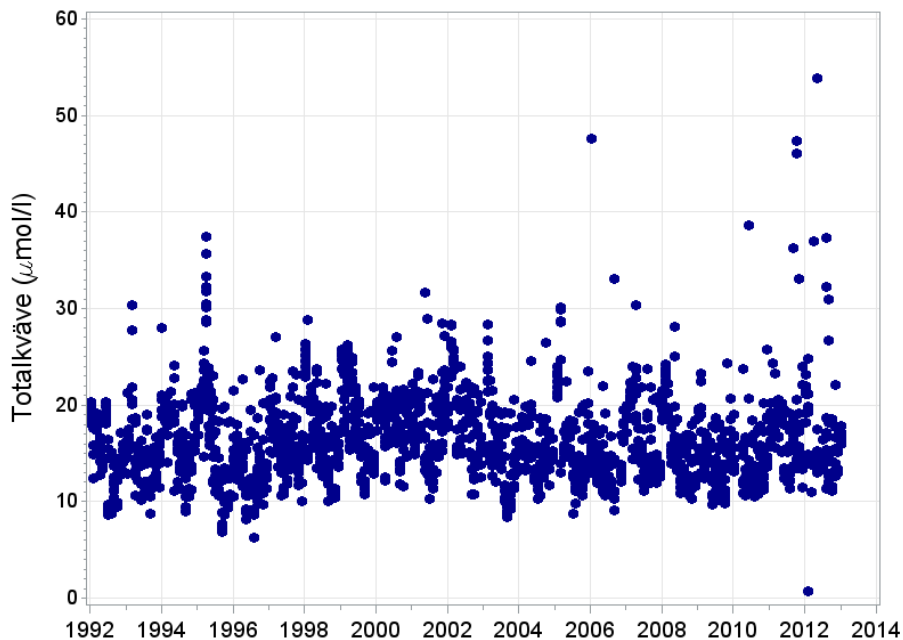
Figur 6. Syrehalter vid station Byfjorden i Bohuslän. De gröna markörerna representerar svavelvätekoncentrationer som trunkerats eller prover där syrehalten var noll men svavelväte ej mätts.

5. ENSTAKA, STARKT AVVIKANDE MÄTVÄRDEN

I vissa tidsserier av data finns ett fåtal mätvärden som tydligt avviker från övriga observationer i tidserien. Figur 7 visar att det i serien av totalkvävevärden från Galterö utanför Göteborg fanns två mätvärden som var anmärkningsvärt höga. De var dock inte så höga att de kunde betecknas som orimliga. I sällsynta fall förekommer även enstaka mätvärden som avviker så kraftigt att de med stor sannolikhet är felaktiga. Detta kan illustreras av figur 8 där ett av de rapporterade totalkvävevärdena är så lågt att det inte är trovärdigt. Som helhet är dock förekomsten av misstänkt felaktiga eller starkt avvikande mätvärden inget nämnvärt problem för de aktuella fysikalisk-kemiska parametrarna.



Figur 7. Koncentrationer av totalkväve vid station Galterö utanför Göteborg. Data från Bohuskustens VVF överförda till SHARK.



Figur 8. Koncentrationer av totalkväve vid station Kosterfjorden i Bohuslän. Data från Bohuskustens VVF överförda till SHARK.

6. FÖRÄNDRINGAR SOM KRÄVER NÄRMARE ANALYS

Trendanalyser av tidsserier av miljödata syftar i de flesta fall till att belysa hur människan påverkat miljön. I den här studien utgör trendanalyserna en del av kvalitetsgranskningen av SHARK-data. En statistiskt signifikant trend ger en signal om att serien är värd en extra noggrann granskning eftersom både systematiska mätfel och verkliga förändringar i miljön kan bidra till att utfallet av det statistiska testet blir signifikant. Trendanalyserna indikerar också om den ganska tidskrävande visuella granskningen främst ska inriktas på variationsmönster som är gemensamma för många serier eller på enstaka avvikande serier.

Tabell 4 gör en överblick över uppåt- eller nedåtgående trender som skulle kunna vara gemensamma för hela havsområden. Speciellt kan man notera att det finns nedåtgående kvävetrender och uppåtgående fosfortrender som kräver en fördjupad granskning. Tabell 5 och 6 ger en mer detaljerad beskrivning av trender per station. Speciellt kan man notera de starkt uppåtgående trenderna för totalfosfor längs Hallandskusten.

Samtliga trendtester i tabell 4-6 bygger på att man först skapar årliga tidsserier för alla relevanta kombinationer av station, djupintervall och månad och sedan väger samman testresultaten för sådana årliga serier enligt en metod som beskrivits av Wahlin & Grimvall (2010). Metoden är speciellt lämpad för att upptäcka långtidstrender som går åt samma håll för många stationer, djupintervall och tider på året. Samtliga p-värden avser dubbelsidiga tester, dvs tester med dubbelsidig mothypotes. Färgkodningen har införts för att det ska gå snabbt att överblicka resultaten av ett stort antal tester.

Tabell 4. Trender per havsområde och parameter i regionala fysikalisk-kemiska data från SHARK under tidsperioden 1992-2010. Dubbelsidiga p-värden beräknades med hjälp av multivariata Mann-Kendalltester. Blå färg och minustecken indikerar nedåtgående trender. Gul till röd färg samt plustecken indikerar uppåtgående trender.

	Totalfosfor	Fosfat	Totalkväve	POC	PON	Nitrat	Nitrit	Ammonium	Klorofyll a	Syre	Svavelväte	pH	Alkalinitet	Salinitet
Skagerak	0.1778	0.0156	0.0045	0.9269	0.9142	0.0055	0.0096	0.0022	0.1134	0.1316	0.1777			0.0331
		-	--			--	--	--						-
Kattegatt	0.0001	0.0170	0.0053	0.0910	0.8199	0.0144	0.0021	0.1569	0.0438	0.0197				0.3648
	+++	+	--			-	--		-	-				
Öresund	0.0328	0.0753	0.0217	0.0964	0.1644	0.0309	0.4364	0.1258	0.3796	0.5254				0.2512
	+		-			-								
Egentliga Östersjön	0.0827	0.1430	0.0854	0.5480	0.8865	0.0013	0.8149	0.0016	0.0811	0.5871		0.2218	0.0301	0.9801
						--		--					+	
Bottniska Viken	0.3603		0.0127					0.0290	0.7112			0.1854		
			-					+						
Alla områden	0.0163	0.6612	0.0025	0.0907	0.7158	0.0010	0.0051	0.0006	0.0210	0.1189	0.1777	0.0911	0.0301	0.1637
	+		--			---	--	---	-				+	

Tabell 5. Trender per station och parameter i regionala fysikalisk-kemiska data från SHARK under tidsperioden 1992-2010. Dubbelsidiga p-värden beräknades med hjälp av multivariata Mann-Kendalltester. Blå färg och minustecken indikerar nedåtgående trender. Gul till röd färg samt plustecken indikerar uppåtgående trender.

Område	Station	Totalfosfor	Fosfat	Totalkväve	POC	PON	Nitrat	Nitrit	Ammonium	Klorofyll a	Syre	Svavelväte	pH	Alkalinitet	Salinitet
Skagerak	Ålsbäck	0.3173	0.3173	0.3173			0.3173	0.3173	0.3173	0.3173	0.3173				0.3173
	Åstol	0.3288	0.0258	0.0265	0.5173	0.7808	0.0186	0.0141	0.0137	0.5791	0.3358				0.0082
	Björkholmen	0.3739	0.0403	0.0036	0.0833		0.0133	0.0204	0.0008	0.5922	0.8802				0.0123
	Byfjorden	0.1006	0.0022	0.0003	0.0042	0.0127	1.0000	1.0000	0.0859	0.0097	0.0889	0.1154			0.9779
	Byttelocket	0.1330	0.1011	0.0039	0.3798	0.3173	0.0056	0.0663	0.0001	0.5857	0.1273				0.4813
	Danafjord	0.4034	0.0216	0.0247	0.3311	0.4323	0.0094	0.0177	0.0110	0.4804	0.0942				0.0436
	E Älvsborgsbron	0.7756	0.0114	0.0045	0.3173	0.3173	0.0504	0.0009	0.0296	0.7796	0.0703				0.0160
	Galterö	0.0728	0.0929	0.0142	0.1904	1.0000	0.0312	0.2004	0.0079	0.4554	0.0964				0.0704
	Havstensfjord	0.0533	0.9323	0.0091	0.6186	0.9638	0.0079	0.3038	0.6570	0.0043	0.1565	0.8658			0.0295
	Instö Ränna	0.0496	0.5694	0.0073	0.5256	0.4795	0.1259	0.0273	0.1917	0.4786	0.0064				0.1966
	Koljöfjord	0.0245	0.0556	0.0199	0.9075	0.4847	0.0055	0.9511	0.9599	0.0007	0.0049	0.5812			0.6744
	Kosterfjorden	0.6110	0.0265	0.7782	0.2101	0.0741	0.1421	0.6367	0.1016	0.1656	0.2088				0.0078
	Skalkorgarna	0.0918	0.0743	0.0031	0.7389	1.0000	0.0112	0.0047	0.0100	0.0377	0.4720				0.0237
	Släggö	0.0479	0.0211	0.0122			0.0312	0.0208	0.0015	0.2366	0.5305				0.0099
	Stretudden	0.4800	0.0087	0.0039	0.2108	0.7525	0.0059	0.1074	0.0004	0.7821	0.6922				0.0361
	Valö	0.2076	0.1093	0.0333	0.2207	0.3173	0.0035	0.0039	0.0004	0.1351	0.1172				0.0212
	Alla	0.1778	0.0156	0.0045	0.9269	0.9142	0.0055	0.0096	0.0022	0.1134	0.1316	0.1777			0.0331
Kattegatt	L9	0.0001	0.0528	0.1753	0.0052	0.7727	0.0135	0.0038	0.5669	0.4721	0.2993				0.0934
	LX	0.1207	0.0661	0.0007	1.0000	1.0000	0.0125	0.4717		0.4013	0.0172				0.8274
	N13	0.0005	0.1427	0.0093	0.1625	0.6611	0.0115	0.0036	0.1019	0.2196	0.0286				0.6668
	N5	0.0001	0.0834	0.0146	0.3943	0.6901	0.0384	0.0162	0.1956	0.3563	0.0263				0.0977
	N6	0.0001	0.0452	0.0078	0.1627	0.4325	0.0605	0.0165	0.0713	0.0035	0.0361				0.9799
	N7	0.0004	0.1127	0.0028	0.2960	0.9180	0.0608	0.0032	0.1019	0.1164	0.0441				0.6511
	S-5	0.2297	0.0110	0.0054	0.3481	0.2032	0.0747	0.2074		0.0589	0.0391				0.5464
	SI-2	0.1023	0.0509	0.0010	0.6911	0.1432	0.0403	0.0424		0.1572	0.0008				0.1429
	Alla	0.0001	0.0170	0.0053	0.0910	0.8199	0.0144	0.0021	0.1569	0.0438	0.0197				0.3648
	Öresund	ÖVF11	0.1220	0.1983	0.0217	0.1222	0.4721	0.0303	0.1164	0.2689	0.1687	0.3415			
ÖVF32	0.0400	0.0984	0.2688	0.0396	0.1267	0.0838	0.2134	0.3385	0.3410	0.5876				0.6427	
ÖVF411	0.0277	0.1573	0.4755	0.7971	0.9053	0.1742	0.4771	0.2778	0.2591	0.4345				0.1935	
ÖVF48	0.0104	0.0328	0.0197	0.0894	0.1897	0.0576	0.5626	0.1159	0.1580	1.0000				0.7918	
ÖVF52	0.0475	0.0677	0.1490	0.0581	0.0853	0.1330	0.8009	0.0712	0.9856	0.5933				0.5005	
Alla	0.0328	0.0753	0.0217	0.0964	0.1644	0.0309	0.4364	0.1258	0.3796	0.5254				0.2512	

Tabell 6. Trender per station och parameter i regionala fysikalisk-kemiska data från SHARK under tidsperioden 1992-2010. Dubbelsidiga p-värden beräknades med hjälp av multivariata Mann-Kendalltester. Blå färg och minustecken indikerar nedåtgående trender. Gul till röd färg samt plustecken indikerar uppåtgående trender.

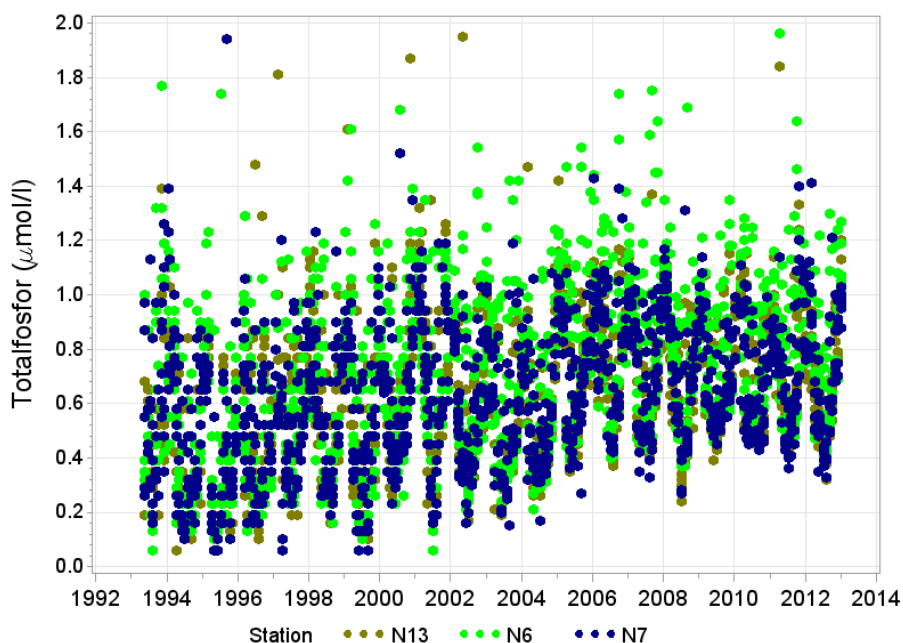
Område	Station	Totalfosfor	Fosfat	Totalkväve	POC	PON	Nitrat	Nitrit	Ammonium	Klorofylla	Syre	Swavelväte	pH	Alkalinitet	Salinitet
Egentliga Östersjön	B1	0.1851	0.4075	0.3812			0.0005	0.5202	0.8034	0.0468	0.2187		0.3173	0.3173	0.4350
	Falsterbo	0.0009	0.0017	0.0098	0.0688	0.1762	0.3012	0.1908	0.7539	0.1900	0.2674				0.7517
	GB11_Brävik_Pampusfj	0.5518	0.9090	0.0605			0.0040		0.0442	0.4929	0.0530				0.0105
	GB20_Brävik_Ö_Esterön	0.3255	0.1488	0.0303			0.0143	0.3173	0.0175	0.4208	0.0398		0.3173		0.0163
	K12_Ronnebyfjärden	0.0625	0.2726	0.0472			0.0038	0.5906	0.0042	0.1499	0.1870				0.3282
	K19_Torhamns_skärgård	0.0198	0.4996	0.0235	0.1885	0.4305	0.0017	0.3738	0.0002	0.9161	0.5217				0.4185
	K21_SO_Verkö	0.0260	0.3146	0.0282			0.0331	0.6723	0.0051	0.9192	0.0869				0.3771
	K3-V	0.3629	0.6558	0.4137			0.4733	1.0000	0.8771	0.5139	0.1414				0.1221
	K6_S_Kasen	0.1254	0.4942	0.8312	0.0123	0.1483	0.0001	0.2529	0.0002	0.1757	0.0170				0.6325
	K7_Karlshamnsfjärden	0.0050	0.1710	0.0135			0.5026	0.0409	0.1165	0.0674	0.1985				0.4631
	KAARV4_NO_Aspo	0.0416	0.1416	0.8335			0.1187	0.8341	0.0196	0.9081	0.6098				0.2898
	KL8_Kristianopel	0.1097	0.7185	0.2048			0.2560	0.1589	0.5781	0.0441	0.3855				0.1006
	Kovksudde	0.0126	0.0393	0.0161			0.0000		0.0110		0.0947				0.1464
	L12_Falkvik	0.5212	0.3773	0.5646			0.0009	0.0017	0.0004	0.2278	0.9426				0.5461
	M1-V	0.1509	0.0228	0.4390			0.3317	0.3004	0.2791	0.2611	0.4533				0.1076
	MB1-VMS	0.0951	0.1730	0.4185			0.1389	0.8613	0.1178	0.3050	0.4008				0.1537
	MB2-V	0.1150	0.1095	0.0739			0.0066	0.2500	0.0071	0.7743	0.8814				0.0496
	NO01_Arkösund	0.7580	0.5307	0.0487			0.0985		0.5786	0.4929	0.6994				0.7534
	NY_NV_Aspo	0.0400	0.3336	0.4611			0.0043	0.6533	0.0005	0.8405	0.0759				0.3653
	OKG1-V	0.1345	0.0271	0.0203			0.0127	0.9274	0.0586	0.5469	0.8717				0.1013
	REF_M1V1	0.0018	0.0010	0.7669			0.4471	0.8329	0.3953	0.6353	0.2089		0.3207	0.0322	0.3896
	REF_O3-V	0.2577	0.1498	0.2428			0.0011	0.9865	0.4842	0.1458	0.7975				0.0879
	REF_V2	0.0535	0.0163	0.0115			0.2679	0.4341	0.1873	0.3771	0.6261				0.2487
	SÖ06_Slätbaken	0.3664	0.1198	0.7518			0.0164	0.3173	0.0529	0.1645	0.5724				0.8440
	SÖ13_Trännöfjärden	0.9251	0.5085	0.5673			0.2113	0.3173	0.6115	0.4496	0.5292				0.9439
	SÖ14_Hafjärden	0.7940	0.4355	0.2096			0.6572		0.1813	0.9452	0.8306				0.1810
	V1-V	0.0842	0.0151	0.0961			0.2327	0.8001	0.1873	0.0185	0.1113				0.0860
	V22-V	0.0379	0.0725	0.0218			0.0946	0.5596	0.3372	0.7532	0.5353				0.0193
	VA03_Inre_Valdemarsvik	0.2449	0.2226	0.0077			0.0094		0.2595	0.8366	0.2080				0.7843
	VA08_Orren	0.1965	0.2778	0.0697			0.8879		0.5817	0.7839	0.2322				0.5907
	VA10_Alösundet	0.8634	0.9422	0.1165			0.3332		0.8893	0.7839	0.0280				0.3267
	VA11_Kagebofjärden	0.4509	0.7806	0.0568			0.0989		0.1678	0.4929	0.5935				0.7100
VH1_Hanö-1	0.0664	0.1799	0.5195	0.0218	0.3835	0.0013	0.0093	0.0003	0.7688	0.6212				0.7440	
VH4_Hanö-4	0.0221	0.0521	0.5333	0.3173	0.3173	0.0271	0.5177	0.0006	0.8855	0.9188				0.8809	
Alla	0.0827	0.1430	0.0854	0.5480	0.8865	0.0013	0.8149	0.0016	0.0811	0.5871		0.2218	0.0301	0.9801	
Bottniska Viken	L1	0.3603		0.0127				0.0290	0.7112			0.1854			
	Alla	0.3603		0.0127				0.0290	0.7112			0.1854			
Alla områden	Alla	0.0163	0.6612	0.0025	0.0907	0.7158	0.0010	0.0051	0.0006	0.0210	0.1189	0.1777	0.0911	0.0301	0.1637

7. SYSTEMATISKA MÄTFEL

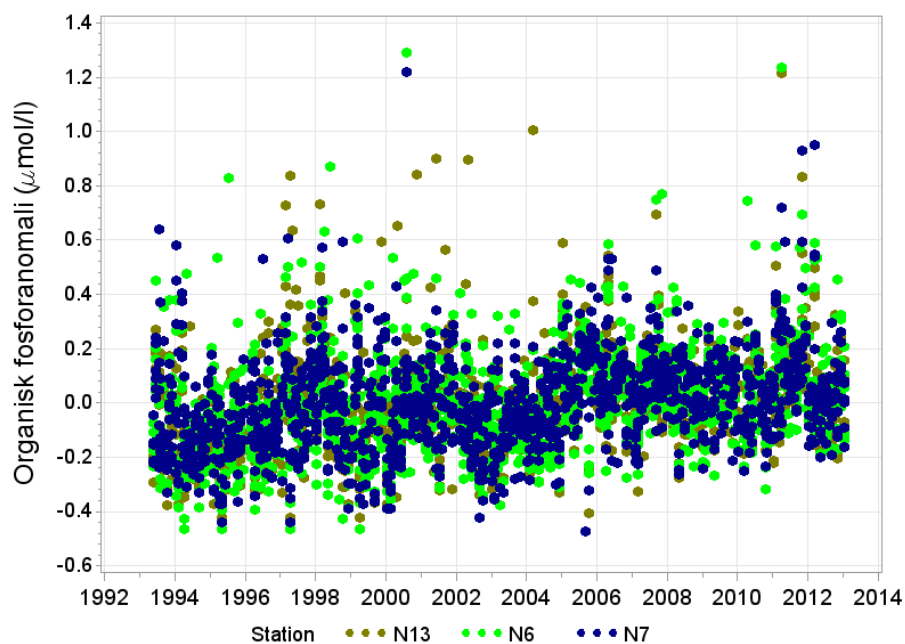
7.1 TOTALFOSFOR

Bestämningar av totalfosfor är ofta problematiska eftersom en betydande del av fosfor kan vara bunden till partiklar eller föreligga i organisk form. För det första är det en grannliga uppgift att ur ett givet vattenprov ta ut ett delprov så att dess innehåll av partiklar blir representativt för det ursprungliga provet. För det andra kräver den slutliga detektionen av fosfor att den organiska fosfor först omvandlas till en oorganisk form. I denna studie granskades därför tidsserier av totalfosfor extra noga.

Visuell inspektion av tidsserier av totalfosfor från samtliga undersökta stationer visade att det i flera fall skedde en tydlig uppgång i de rapporterade halterna i början av 2005 och att den högre koncentrationsnivån blev bestående. Detta mönster var speciellt tydligt längs Hallandskusten (Figur 9). Vidare kunde vi efter samtidig granskning av tidsserier av totalfosfor och fosfatfosfor se att uppgången främst gällde den organiska fraktionen beräknad som skillnaden mellan totalfosfor och fosfatfosfor. I figur 10 illustreras detta med hjälp av tidsserier av anomalier, det vill säga tidsserier där systematiska skillnader mellan årstider och djupintervall rensats bort genom att man subtraherat långtidsmedelvärde per säsong och djupintervall från den ursprungliga serien.

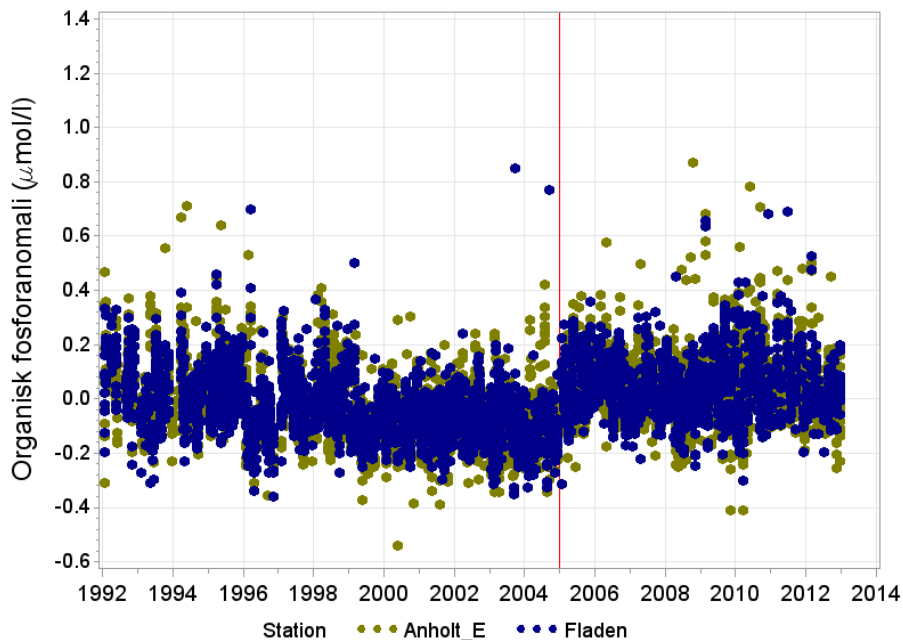


Figur 9. Uppmätta koncentrationer av totalfosfor vid tre stationer längs Hallandskusten. Data från Hallands KKP överförda till SHARK.

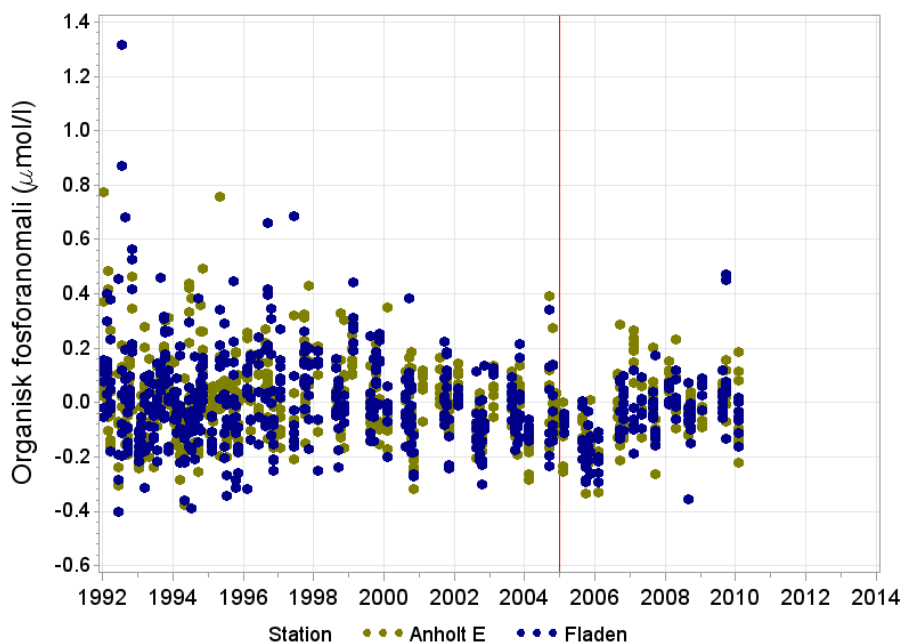


Figur 10. Anomalier av beräknade koncentrationer av organisk fosfor vid tre stationer längs Hallandskusten. Data från Hallands KKP överförda till SHARK.

Nivåhöjningen 2005 är ännu tydligare i svenska data från utsjöstationerna Anholt E och Fladen i Kattegatt (Figur 11). Däremot finns inga sådan uppgång i danska data från samma stationer (Figur 12). Någon av mätserierna måste alltså vara kraftigt påverkad av systematiska provtagnings- eller mätfel. Två faktorer indikerar starkt att det är de svenska mätserierna som är missvisande. För det första var den beräknade koncentrationen av organisk fosfor (skillnaden mellan total- och fosfatfosfor) orealistiskt låg i åtskilliga prover från Anholt E och Fladen under åren 1998 till 2004. För det andra visade en granskning av utsjödata från andra havsområden att brytpunkten 2005 återfanns i SHARK-data från samma utförare oavsett i vilket havsområde längs den svenska kusten som proverna tagits. Detta stärker ytterligare argumenten för att den bestående förhöjningen i totalfosfor sedan början av 2005 till stor del är en labb- eller provtagnings effekt. Dock kan utströmning av fosforrikt vatten Östersjön tillfälligt ha förstärkt denna effekt.



Figur 11. Anomalier av organisk fosfor vid Anholt E och Fladen. Den röda lodräta linjen markerar brytpunkten i de beräknade anomalierna. Data från SMHI lagrade i SHARK.



Figur 12. Anomalier av organisk fosfor vid Anholt E och Fladen. Data från Nationalt Center for Miljø og Energi (DCE). Den röda linjen markerar brytpunkten i svenska data från samma stationer.

Diskussionen ovan fokuserade på svagheter i data från Hallandskusten och Kattegatt. Totalfosforserier från andra kustvattenprogram som utnyttjat samma utförare har i princip samma svagheter. Detta gäller i första hand data från kustvattnen utanför Bohuslän, Blekinge och Kalmar län. Det är dock främst i yttre kustbandet som de ovan beskrivna systematiska felen framträder tydligt. Närmare land dominerar andra källor till mellanårsvariation.

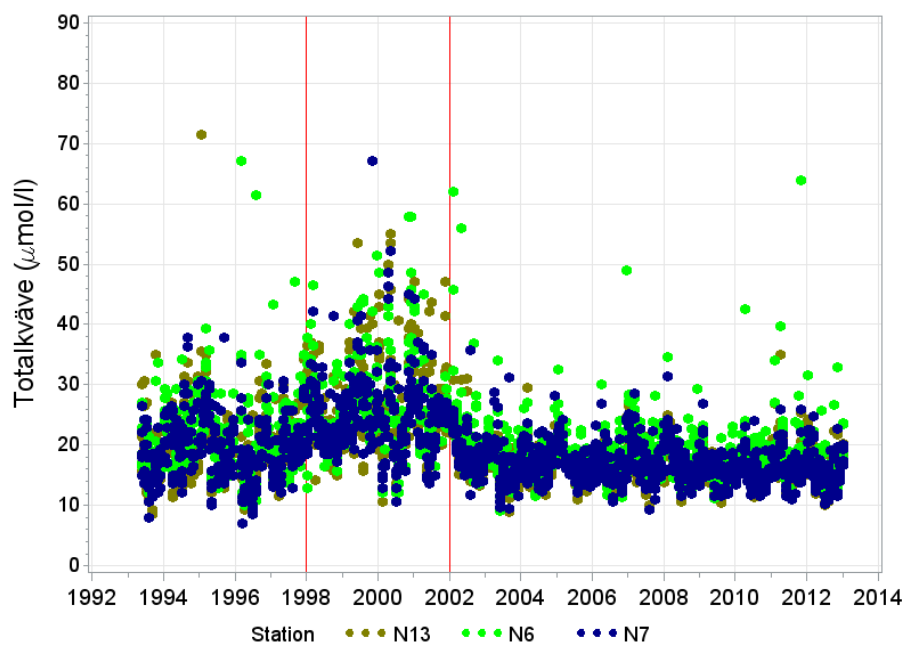
7.2 FOSFAT

Vi har tidigare noterat att det finns tidsserier där detektionsgränsen för fosfat varit olika under olika tidsintervall (Figur 4). Det förekommer också olika praxis vid hanteringen av fosfatvärden som överstiger totalfosforvärdet för samma prov. Detta kan snedvrída trendanalyser och uppföljning av effekter av åtgärder. I övrigt har dock den utförda datagranskningen inte avslöjat några allvarliga fel i de inrapporterade fosfatkoncentrationerna.

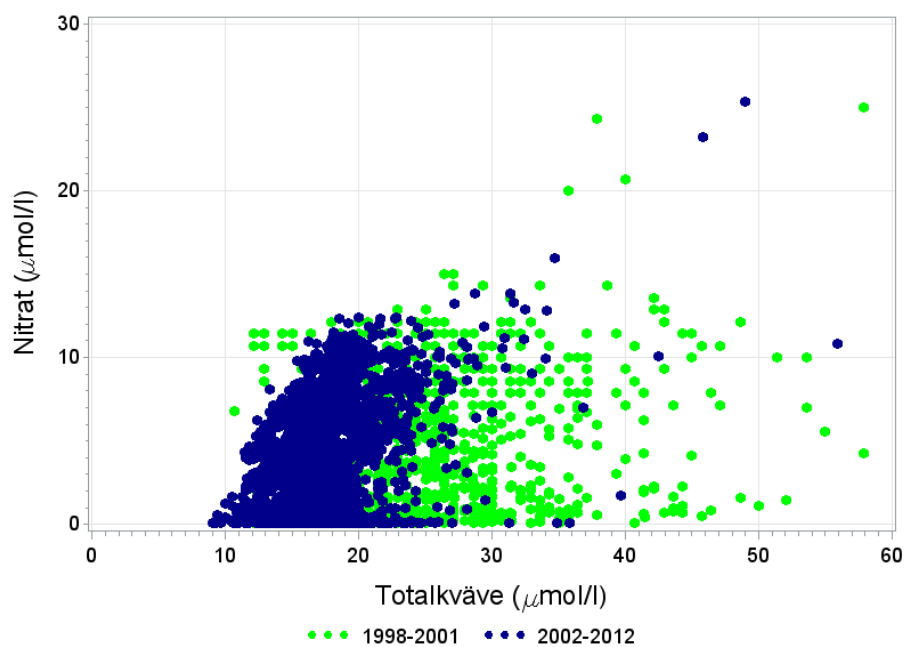
7.3 TOTALKVÄVE

Analyser av totalkväve har precis som analyser av totalfosfor flera potentiella felkällor. I både fallen krävs en noggrann hantering av partiklar och en reproducerbar och effektiv nedbrytning av organiskt material. Därför utvärderades totalkväveserierna tillsammans med serier av oorganiskt kväve och beräknad koncentration av organiskt kväve.

Diagrammet i figur 13 illustrerar hur såväl genomsnittshalten av totalkväve som dess variabilitet förändrades över tiden i ett av de regionala övervakningsprogrammen. Speciellt indikerar figuren att betydande förändringar ägde rum omkring 1998 och 2002 då det aktuella övervakningsprogrammet bytte utförare. En fördjupad analys av såväl organiska som oorganiska kvävedata från samma kustvatten visade att nyssnämnda brytpunkt i totalkväve kunde knytas till den organiska kvävefraktionen. Vidare förändrades relationen mellan nitrat och totalkväve i samband med utförarbytet (figur 14).



Figur 13. Totalkvävehalter längs Hallandskusten. De röda, lodräta linjerna markerar tidpunkter för byten av utförare. Data från Hallands KKP överförda till SHARK.



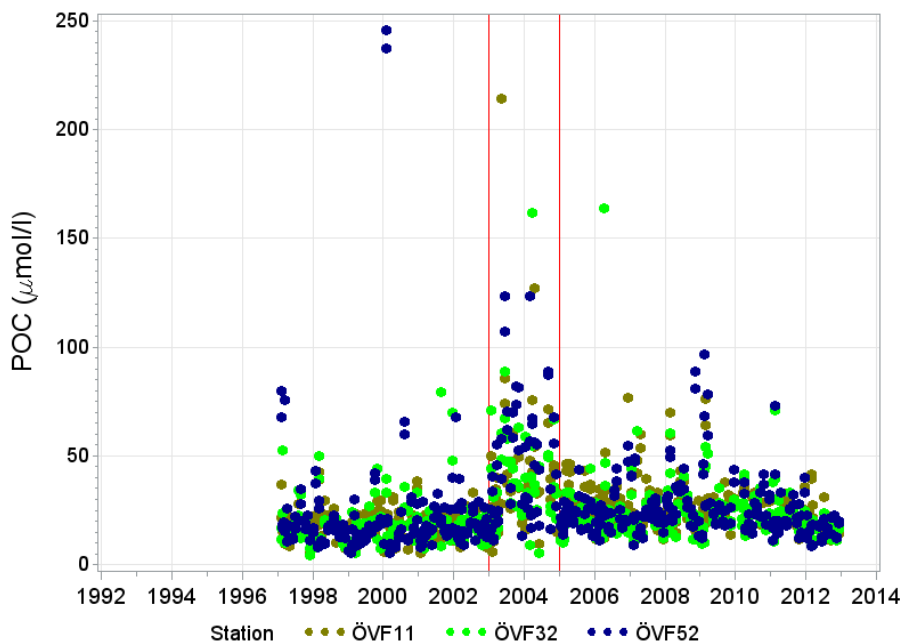
Figur 14. Punktdiagram av observerade nitrat- och totalkvävehalter längs Hallandskusten under två perioder med var sin utförare. Data från Hallands KKP överförda till SHARK.

De mönster i insamlade data som noterades i figur 13 och 14 återfanns också i data från Nordvästra Skånes kustvatten. Däremot fanns inga sådana mönster i data från Öresund eller Bohuskusten. Sammantaget indikerade därför våra analyser starkt att de totalkvävevärden som rapporterats från Nordvästra Skånes och Hallands kustvatten före 2002 var starkt påverkade av systematiska mätfel.

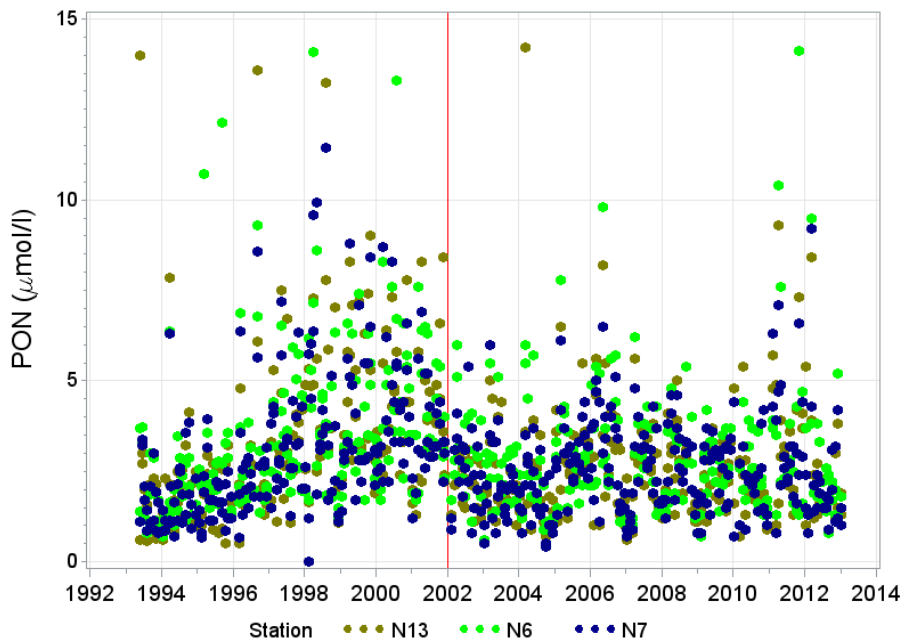
Svealandskusten representeras i denna granskning av tre tidsserier från stationer nära Stockholm. Alla dessa serier har en tydlig nedåtgående trend i totalkväve som kan förklaras av förbättrad rening av avloppsvatten. Men dessutom visar de en abrupt nivåhöjning 2006 som sedan dess blivit bestående. Det statistiska mönstret i denna nivåhöjning indikerar att systematiska mätfel inte kan uteslutas.

7.4 POC OCH PON

POC och PON har i de regionala övervakningsprogrammen mätts i betydligt mindre utsträckning än flertalet övriga parametrar. I båda fallen finns dock tydliga indikationer på att systematiska mätfel förekommer på vissa stationer under vissa år. Detta illustreras av figur 15 och 16. Speciellt kan man i figur 15 se effekter av utförarbyte 2003 och 2005.



Figur 15. Tidsserier av POC i Öresund. De röda, lodräta linjerna markerar tidpunkter för byten av utförare. Data från Öresunds VVF överförda till SHARK.

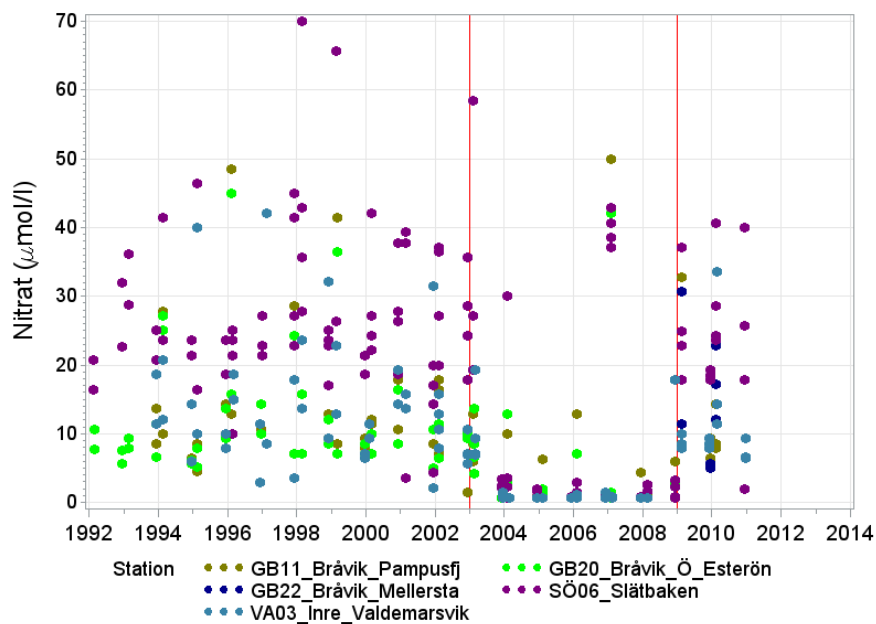


Figur 16. Tidsserier av PON längs Hallandskusten. Den röda, lodräta linjen markerar byte av utförare. Data från Hallands KKP överförda till SHARK.

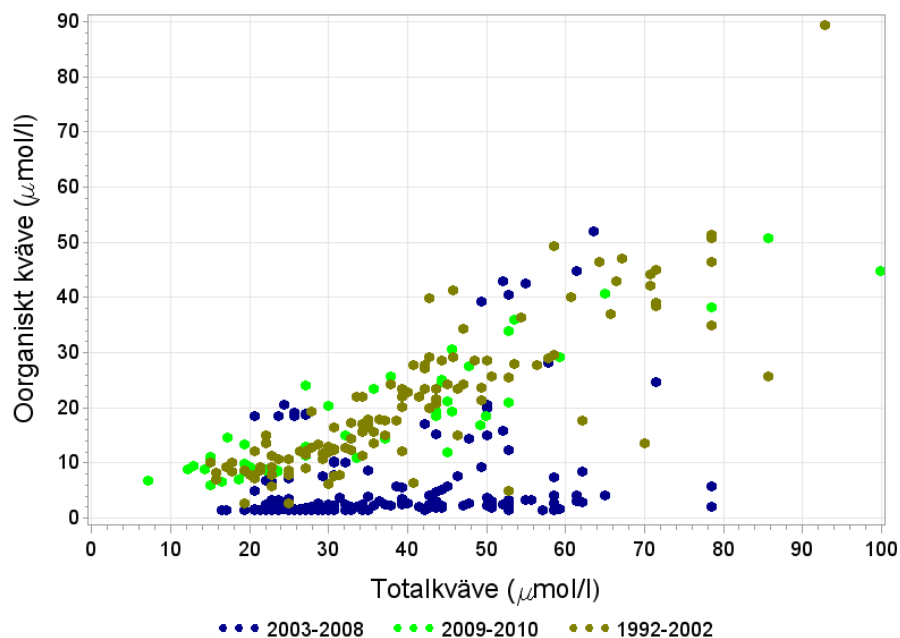
7.5 NITRAT

De rapporterade nitrathalterna uppvisar i de allra flesta fall en trovärdig rumslig och tidsmässig variation. Dock finns ett tydligt undantag från denna regel. Detta illustreras av tidsserierna från Östgötakusten i figur 17. Under en följd av år på 2000-talet var de rapporterade vinterkoncentrationerna av nitrat anmärkningsvärt låga, och detta fenomen upphörde inte förrän i början av 2009 då en ny utförare övertog mätningarna. Anmärkningsvärt låga vinterkoncentrationer har även rapporterats från andra stationer i samma regionala program men inte observerats i angränsande regionala kustkontrollprogram. Detta talar starkt för att östgötaserierna under en lång period varit kraftigt påverkade av systematiska fel i provtagning eller kemisk analys.

Punktdiagrammet i figur 18 stärker slutsatsen att många av de nitratvärden som rapporterats från östgötakusten är grovt felaktiga. Som framgår av denna figur har den utförare som var verksam 2003-2008 rapporterat helt andra relationer mellan oorganiskt kväve och totalkväve än de utförare som anlitas före och efter denna tidsperiod. Trovärdigheten av nitratvärdena från perioden 2003 till 2008 minskar ytterligare av att i december 2008 hade 27 av 44 prover exakt koncentrationen 17,8, medan samtliga övriga prover hade nitrathalter 5,9 eller lägre. Vidare noterades fem gånger att nitrathalten var mer än 30 procent högre än totalkvävehalten, och alla dessa prover hade nitrathalt 35,7.



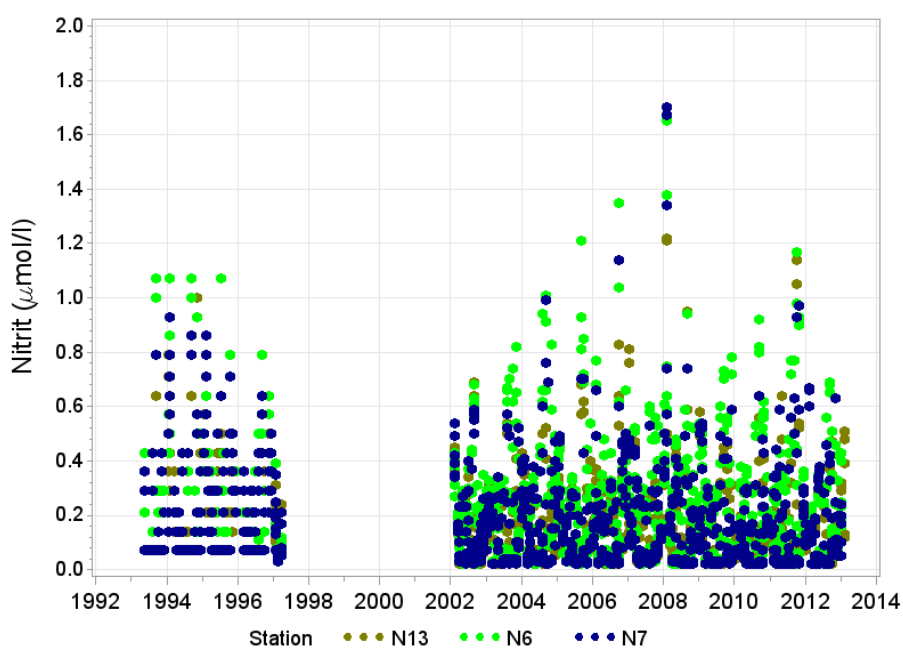
Figur 17. Tidsserier av vinterkoncentrationer (december-februari) av nitrat i Bråviken och Slätbaken i Östergötland. De röda, lodräta linjerna markerar byten av utförare. Data från Motala ströms VVF överförda till SHARK.



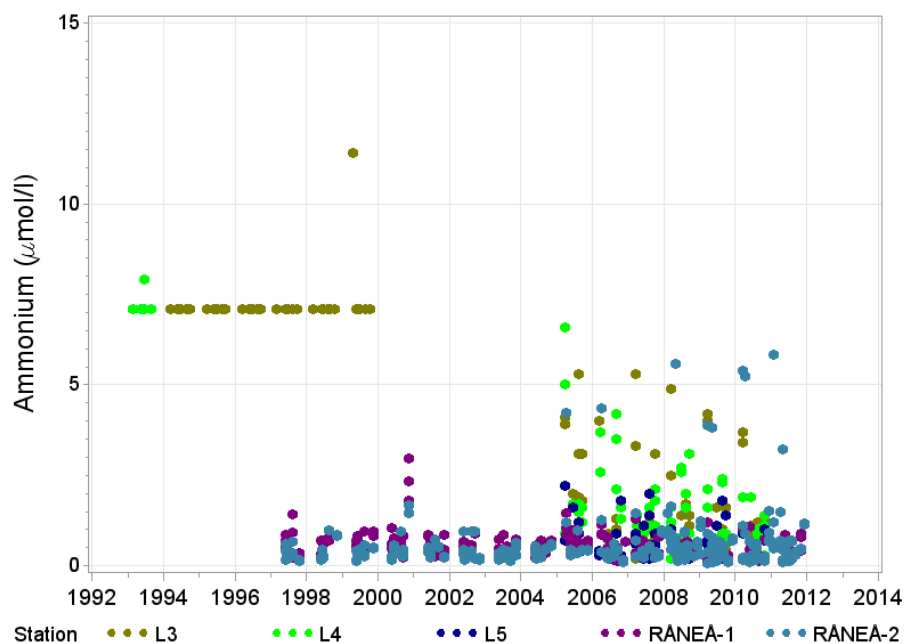
Figur 18. Punktdiagram av vinterkoncentrationer av nitrat- och totalkväve i Bråviken och Slätbaken i Östergötland under olika tidsperioder. Data från samma källa och stationer som i figur 17.

7.6 NITRIT OCH AMMONIUM

Nitrit och ammonium förekommer normalt sett i betydligt lägre koncentrationer än nitrat. Därför är information om detektionsgränser och deras variation över tiden ibland avgörande för möjligheten att utvärdera insamlade tidsseriedata. Figur 19 visar hur både detektionsgräns och antal decimaler i rapporterade data förändrats, och figur 20 illustrerar att valet av detektionsgräns ibland kan ifrågasättas.



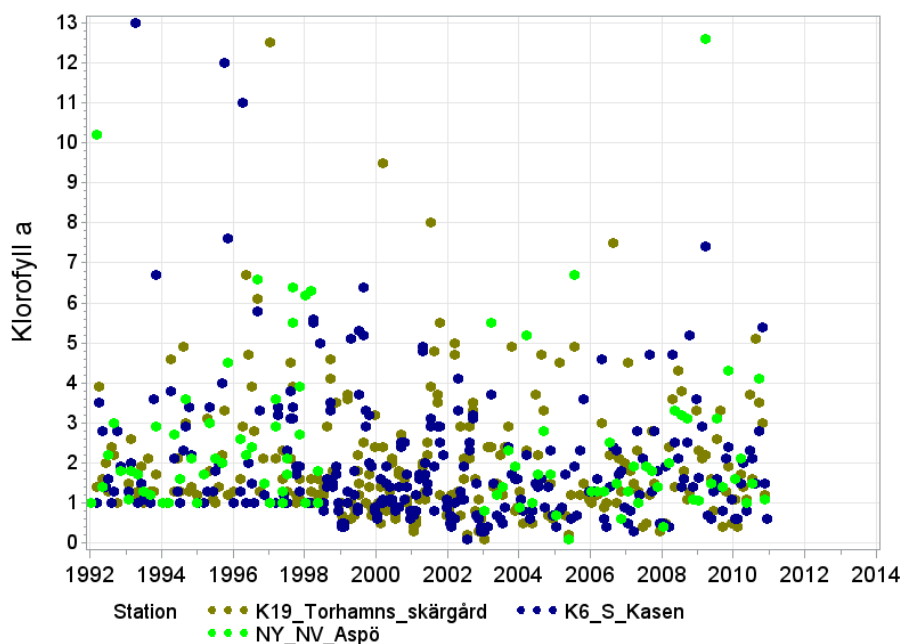
Figur 19. Nitritkoncentrationer vid tre stationer längs Hallandskusten. Data från Hallands KKP överförda till SHARK.



Figur 20. Ammoniumkoncentrationer vid fem stationer inom Norrbottens läns SRK. Data överförda till SHARK.

7.7 KLOROFYLL A

De observerade koncentrationerna av klorofyll a varierar ofta kraftigt och på ett oregelbundet sätt. Detta innebär att det är svårt att upptäcka såväl systematiska mätfel som verkliga trender. Ibland ligger också de verkliga halterna under den aktuella detektionsgränsen (Figur 21). Vår datagranskning har dock inte gett några indikationer på allvarliga systematiska mätfel.



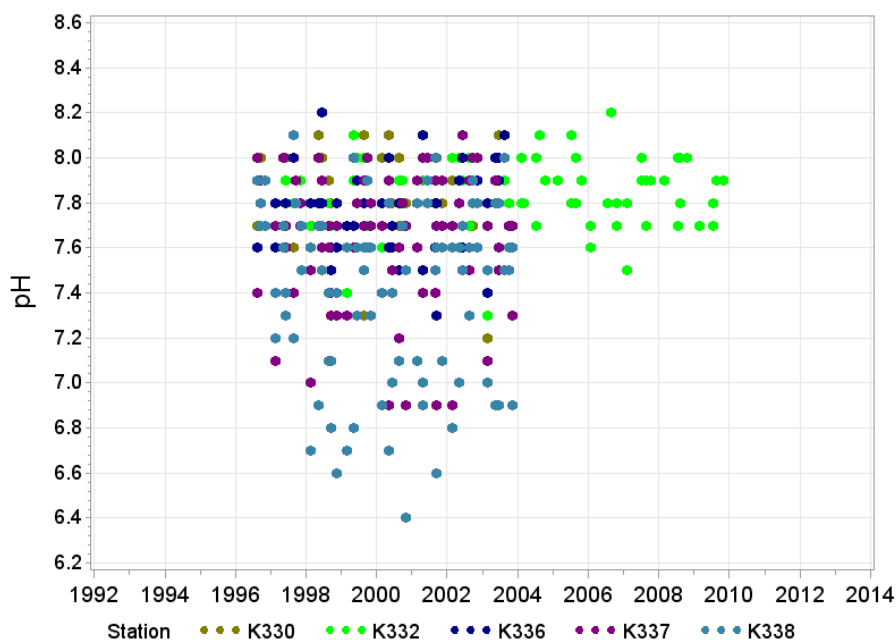
Figur 21. Koncentrationer av klorofyll a vid tre stationer längs Blekinges kust. Data från Blekinges VVF överförda till SHARK.

7.8 SYRE OCH SVAVELVÄTE

De uppmätta syrehalterna varierade i de allra flesta fall på ett förväntat sätt. De enda problem som vår granskning avslöjade var knutna till redovisningen av svavelvätehalter som negativa syrehalter. Denna typ av fel har redan beskrivits och illustrerats i kapitel 4.

7.9 PH OCH ALKALINITET

Tidsserierna av pH och alkalinitet var genomgående alltför korta för att medge någon fördjupad analys av artificiella brytpunkter eller andra systematiska fel i de rapporterade mätvärdena. Bristen på långa tidsserier illustreras av figur 22.



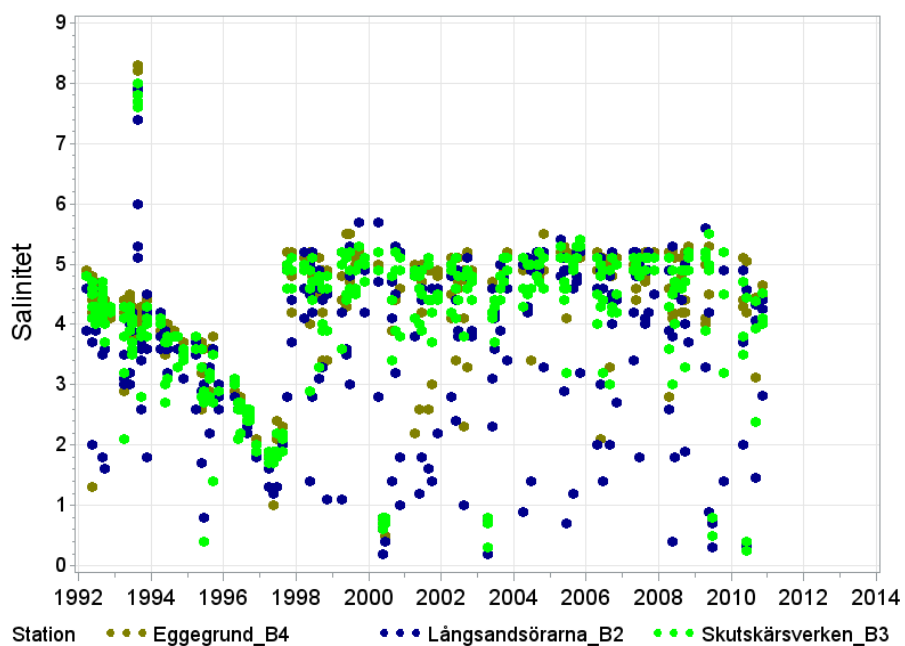
Figur 22. pH-värden vid fem stationer utanför Ljusnan och Voxnan. Data från Ljusnans/Voxnans VVF överförda till SHARK.

7.10 SALINITET

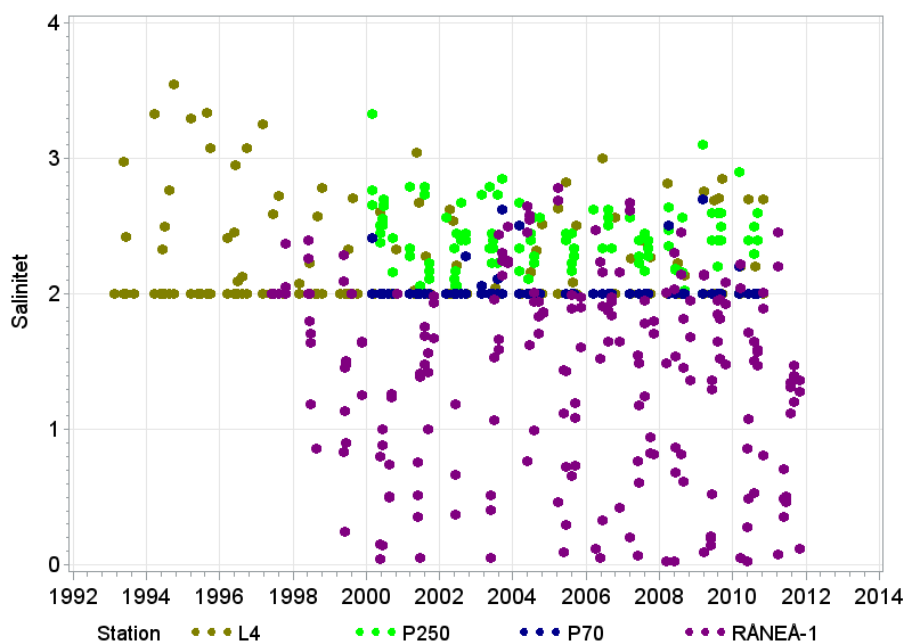
De uppmätta salthalterna varierade, med undantag för stationerna utanför Dalälvens mynning, på ett förväntat sätt. Beräkningar av vattnets täthet längs djupprofiler gav heller inga indikationer på allvarliga mätfel. Genomgående var det bara i ett fåtal fall som den beräknade tätheten inte ökade med djupet och i de fall det inträffade så var skillnaden i täthet marginell.

Serierna från Dalälvens mynning utmärktes av att saliniteten först sjönk år efter år för att sedan abrupt öka under 1997 (figur 23). Mönstret är anmärkningsvärt och blir än mer anmärkningsvärt av att den plötsliga ökningen av vattnets salthalt inte åtföljdes av någon märkbar förändring av övriga vattenkvalitetsvariabler.

Vid mätningar av salinitet längs Norrbottens kust har olika detektionsgränser använts vid olika stationer. Detta illustreras av figur 24.



Figur 23. Salinitet vid tre stationer utanför Dalälvens mynning. Data från Dalälvens VVF överförda till SHARK.



Figur 24. Salinitet vid fyra stationer utanför Norrbottens kust. Data från Norrbottens SRK rapporterade till SHARK.

8. SAMMANFATTANDE BEDÖMNINGAR

De övergripande bedömningarna av datakvalitet i de regionala övervakningsprogrammen sammanfattas i tabell 7. Färgkodningen visar om problem föreligger och hur allvarliga de är. Röd färg innebär att vi bedömt att systematiska mätfel förekommer och att de är så stora att trendanalyser och andra utvärderingar av förändringar i de uppmätta koncentrationnivåerna blir missvisande. För tidsserier som placeras i denna kategori finns heller ingen enkel metod att korrigera de fel som upptäckts. Gul färg innebär i åtskilliga fall att trendanalyser försvåras av att den undre detektions- eller rapporteringsgränsen uppenbarligen har varit olika hög under olika tidsperioder och att databasen saknar information om hur hög den varit. Trunkering av höga koncentrationvärden är en annan viktig orsak till gulmarkering. Exempelvis har koncentrationer större än eller lika med 100 förts in i SHARK som 99, 99.9 eller 99.99. Fel av denna typ kan vanligen åtgärdas, men det kräver en arbetsinsats av datavärden. Grön färg innebär att tidsserien saknar uppenbara fel eller att de i varje fall inte upptäckts med den granskningsmetodik som tillämpats i denna studie. Grå färg innebär att det finns mycket sparsamt med data och vit färg att data saknas.

Tabell 7. Sammanfattande bedömning av datakvalitet för olika kombinationer av övervakningsprogram och parametrar. Färgkodningen förklaras i texten ovan tabellen.

Område	Totalfosfor	Fosfat	Totalkväve	Nitrat	Nitrit	Ammonium	PON	POC	Klorofyll a	Syre	Svavelväte	pH	Alkalinitet	Salinitet
Bohuslän	Röd	Gul	Gul	Grön	Grön	Grön	Gul	Gul	Grön	Gul	Grön	Grön	Grön	Grön
Halland	Röd	Gul	Röd	Grön	Grön	Grön	Röd	Röd	Grön	Gul	Grön	Grön	Grön	Grön
NVSkåne	Gul	Gul	Röd	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön
Öresund	Gul	Gul	Gul	Grön	Grön	Grön	Grön	Röd	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön
Sydskusten	Gul	Gul	Gul	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön
Hanöbukten	Gul	Gul	Gul	Grön	Grön	Grön	Grön	Gul	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön
Blekinge	Röd	Gul	Gul	Grön	Grön	Grön	Gul	Gul	Gul	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön
Kalmar län	Röd	Gul	Gul	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön
Östergötland	Gul	Gul	Gul	Röd	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön
Svealandskusten	Gul	Gul	Gul	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön
Dalälven	Gul	Gul	Gul	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Gul
Gästrikland	Gul	Gul	Gul	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Gul	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön
Ljusnan_Voxnan	Gul	Gul	Gul	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Gul	Grön	Grön
Gaviksfjärden	Gul	Gul	Gul	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön
Norrbottnen	Gul	Gul	Gul	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Gul

9. DISKUSSION OCH SLUTSATSER

9.1 DATAKVALITET OCH KORRIGERINGSMÖJLIGHETER

Datakvalitet är ett relativt begrepp eftersom kvaliteten kan vara tillfredsställande för ett ändamål och samtidigt otillfredsställande för ett annat. För tillståndsbedömningar är datakvaliteten egentligen bara kritisk om det verkliga tillståndet ligger nära en klassgräns. Dessutom räcker det att de senaste årens data är av god kvalitet. Trendanalyser och bedömningar av olika åtgärders effekt kräver i allmänhet data av god kvalitet som täcker minst en tioårsperiod och ofta betydligt längre perioder. Speciellt måste man uppmärksamma förekomsten av systematiska fel, det vill säga fel som på ett likartat sätt drabbar ett stort antal observationer, eftersom dessa väger tungt i trend- och interventionsanalyser.

Vår genomgång av fysikalisk-kemiska data från de svenska kustvattenprogrammen visade att förekomsten av systematiska fel är ett betydande problem vid analys av trender och därmed också vid utvärdering av olika åtgärders effekt på havsmiljön. Flera av de statistiskt mest signifikanta trenderna i tabell 4, 5 och 6 har observerats för parametrar som bedömts vara tydligt påverkade av systematiska mätfel. Det är alltså sannolikt att trender som rent mekaniskt beräknas på data från SHARK ibland i första hand avspeglar förhållanden på utförarens laboratorium eller andra artificiella faktorer och bara i mindre grad visar verkliga förändringar i havsmiljön.

När fel upptäcks i en databas brukar värden som bedömts felaktiga antingen raderas eller förses med en anmärkning. Denna metod kan fungera om problemen med datakvalitet berör ett fåtal observationer. Den granskning som utförts i denna rapport visar dock att de största kvalitetsproblemen orsakas av systematiska mätfel som påverkar ett stort antal observationer på ett likartat sätt. I de fallen finns sällan någon riktigt tillfredsställande metod att korrigera inrapporterade data. Om exempelvis observerade koncentrationer av totalfosfor blivit för låga på grund av ofullständig nedbrytning av det organiska materialet i provet så blir sannolikt felet olika stort beroende på mängden och sammansättningen av det organiska materialet. Filtrering av prover före analys är en annan procedur som kan ge upphov till systematiska fel som är svåra att korrigera i efterhand. Då återstår tyvärr bara att acceptera att övervakningsprogrammet inte ger det beslutsunderlag som man skulle önska och att informera användare av data om vilka svagheter mätserierna har.

Varierande och okända detektionsgränser samt trunkering av höga koncentrationvärden är en annan viktig kategori av kvalitetsproblem i

fysikalisk-kemiska data från den regionala övervakningen av kustvattnen. I princip skulle sådana brister kunna elimineras genom att varje mätvärde förses med ett attribut som exempelvis kan vara "mindre än" eller "större än". Det framgår dock inte av vår granskning hur enkelt det är att sammanställa och överföra sådan information till SHARK.

Enstaka starkt avvikande mätvärden förekommer i vissa av de granskade tidsserierna. I många fall representerar de extrema förhållanden vid provtagningen, men de kan naturligtvis också ha orsakats av fel i provtagning, provhantering eller kemisk analys. Den utförda granskningen ger sällan något definitivt svar på frågan om det aktuella mätvärdet är missvisande eller felaktigt. Enstaka felaktiga mätvärden i ett stort datamaterial är dock sällan något allvarligt problem. De trendanalyser som utförts i denna rapport ger nästan identiska resultat oavsett hur ett fåtal extremvärden hanteras i de statistiska analyserna.

9.2 MILJÖÖVERVAKNINGENS ORGANISATION

De tekniska systemen för att göra fysikalisk-kemiska data från den regionala övervakningen allmänt tillgängliga har redan byggts upp. Däremot finns det betydande organisatoriska brister i användningen av systemen. Som framgår av tabell 3 är tiden mellan provtagning i havet och publicering av mätdata i SHARK i flera fall oacceptabelt stor. Det är vidare uppenbart att det förekommer systematiska mätfel som det är angeläget att avslöja så snabbt som möjligt. En snabb publicering av data i SHARK är därför en nyckelfaktor både för tillgänglighet och korrekthet av insamlade data.

I det inledande kapitlet poängterades att det bedrivs ett relativt omfattande kvalitetsarbete inom ramen för kustkontrollprogrammen. Utförarna certifieras, kemiska analyser utförs enligt fastställd standard, interkalibreringar genomförs, och utförarna utnämner kvalitetsansvariga personer. Likväl visar denna granskning att det uppstår fel som väsentligt reducerar övervakningsprogrammets användbarhet som beslutsunderlag i vattenförvaltningen. En rimlig förklaring är att regelbundna retrospektiva analyser av insamlade data inte har identifierats som en viktig del av kvalitetsarbetet och att sådana analyser därför inte utförts i tillräcklig omfattning av personer med tillräckligt hög kompetens i dataanalys.

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. Den genomförda granskningen av fysikalisk-kemiska regionala data ger flera exempel på att byte av utförare skapat artificiella brytpunkter i de insamlade tidsserierna av mätdata. Det är vidare rimligt att anta att en utförare som har en kort

erfarenhet av miljöövervakning i ett visst område inte är lika observant på avvikelser från normal variation i mätdata. Å andra sidan visar analysen att allvarliga systematiska mätfel kan förekomma även hos utförare som under lång tid haft uppdrag inom ett och samma område och dessutom har betydande erfarenhet av nationell miljöövervakning.

9.3 SLUTSATSER I PUNKTFORM

- Fysikalisk-kemiska data från regionala kustvattenprogram har generellt sett tillräckligt hög kvalitet för att ge en övergripande bild av kustvattnens kemiska status.
- Bedömning av trender och effekter av åtgärder försvåras dock av att åtskilliga mätserier, speciellt totalfosfor, totalkväve, PON och POC, är kraftigt påverkade av systematiska mätfel.
- Bedömning av trender försvåras även av att det i SHARK saknas information om detektionsgränser och att dessa uppenbarligen varierat under undersökningsperioden.
- Tiden mellan provtagning i havet och publicering av mätdata i SHARK är i flera fall oacceptabelt lång.
- Retrospektiva analyser av insamlade data bör utföras mer regelbundet och av personer med tillräckligt hög kompetens i dataanalys.

REFERENSER

Helcom Combine guidelines. Part B. General guidelines on quality assurance for monitoring in the Baltic Sea.

http://www.helcom.fi/groups/monas/CombineManual/en_GB/main/

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.

Sirisack S, Grimvall A (2011) Visual detection of change-points and trends using animated bubble charts. In: *Environmental monitoring* (Ed. E.O. Ekundayo), Intech Open Access Publisher (www.intechopen.com), doi: 10.5772/29239.

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



Havsmiljöinstitutet

Umeå universitet · Stockholms universitet
Göteborgs universitet · Linnéuniversitetet