



Förstudie för skapandet av ett miljöövervakningsprogram

– En styrkeanalys angående vattendrag i västerhavets vattendistrikt för fastställandet av provantal i tid och rum för ett effektivt omdrevsprogram

Preliminary study for the design of an environmental monitoring program

– *A power analysis regarding monitoring of streams and watersheds in the western coastal district of Sweden*

Sebastian Röstberg

Arbetsrapport 412 2014
Examensarbete 30hp A2E
Environmental Monitoring and Assessment –
Master's programme

Handledare:
Ulf Grandin

Förstudie för skapandet av ett miljöövervakningsprogram

- En styrkeanalys angående vattendrag i västerhavets vattendistrikt för fastställandet av provantal i tid och rum för ett effektivt omdrevsprogram

Preliminary study for the design of an environmental monitoring program

- *A power analysis regarding monitoring of streams and watersheds in the western coastal district of Sweden*

Sebastian Röstberg

Examensarbete i miljövetenskap vid institutionen för skoglig resurshushållning, 30 hp
EX0627, A2E

Handledare: ULf Grandin, SLU, Institutionen för vatten och miljö

Extern handledare: Ragnar Lagergren, Västra Götalands Länsstyrelse

Examinator: Göran Ståhl, SLU, Institutionen för skoglig resurshushållning, resursanalys

Sammanfattning

Sveriges miljöövervakning har byggts upp av en rad olika aktörer och håller nu på att samordnas och effektiviseras för att möta dagens krav på information av hög kvalitet om tillståndet i miljön. I och med krav i EU:s Vattendirektiv har Sverige delats upp i fem vattendistrikt baserat på avrinningsområden. I Sverige är det vanligt med trend- och omdrevsprogram för att få information om tillståndet i miljön när det gäller förändringar i både tid och rum. I dagsläget finns dessa två miljöövervakningstyperna för sjöar i västerhavets vattendistrikt dock inte för vattendrag där det enbart finns ett trendprogram.

Målet med rapporten har varit att tillhandahålla grundläggande information inför ett eventuellt utvecklande av ett omdrevsprogram och hur många prover som skulle krävas för ett sådant. Utifrån data som insamlats med det nuvarande trendprogrammet för vattendrag har ett omdrevsförfarande kunnat simulerats för ett antal variabler. Genom en analys av varianskomponenter har sedan styrkeanalyser kunnat göras där resultatet visar antalet prover som krävs för att upptäcka förändringar i västerhavets vattendistrikt i tid och rum. Det krävs många fler prover för att upptäcka en förändring från ett vattendrag till ett annat jämfört med hur många prover som krävs för att upptäcka en förändring över tid i ett vattendrag. Då det finns krav på att varje vattendistrikt skall kunna klassificeras på en tillräckligt bra nivå i rum; antyder detta att ett omdrevsprogram kan vara nödvändigt. Det krävs emellertid fler studier för att fastställa detta till tillfredställande grad.

Abstract

The environmental monitoring in Sweden has been developed by several different parties and is now being coordinated and made more effective in order to meet the current demands on high quality information regarding the state of the environment. Sweden has been divided into five different water districts based on watershed areas because of requirements in the Water Directive of the EU. In Sweden there are two common types of environmental monitoring programs used to gather information on changes in time and in space. Currently both these two types are used for lakes in the water district of the western sea but only one is used for watersheds.

The purpose of this report is to supply basic information regarding the possible need for a second environmental monitoring program for watersheds in order to better describe the spatial variation within the district as well as to determine the number of samples necessary in order to describe the district over time and space. By using data from the current monitoring program for watersheds a simulation of a second monitoring program has been made using a specific group of variables. The variance in the selected data was then analysed in order to extract variance components. With the variance component explained by time and space a power analysis was performed in order to find out how many samples were needed. A larger number of samples were needed in order to detect a change from one watershed to another compared to that needed to describe change over time. It is a requirement that the entire water district be classified and therefore possible that a second monitoring program will be required, but further studies would have to be done in order to determine this.

Innehållsförteckning

Inledning	5
Syfte	6
Bakgrund	7
Miljöövervakning som begrepp	7
Miljöövervakning i Sverige.....	7
Miljöövervakningstyper enligt vattendirektivet	9
Krav på miljöövervakning i Vattendirektivet	10
Kontrollerande övervakning	12
Aktörer	13
Variabler	15
Metoder	17
Data	17
Statistisk bakgrund	20
Statistisk metod	24
Resultat	25
Spatial variansanalys	25
pH.....	25
Konduktivitet.....	28
Alkalinitet.....	29
Sulfat	31
Totalfosfor.....	32
Temporal variansanalys	35
pH.....	35
Konduktivitet.....	36
Alkalinitet.....	37
Sulfat	38
Totalfosfor.....	39
Kadmium.....	40
Diskussion	42
Variansuppdelning	42
Nivå på effektstorlek	42
Vidare forskning	43
Slutsatser	44
Referenser	46

Inledning

Behovet av miljöövervakning har ökat markant sedan mitten av 1900-talet. Enligt Bierkens, Brus, och de Gruijter (2006) är de två främsta anledningarna till detta att naturliga resurser har börjat sina på grund av mänskliga aktiviteter samt att förståelsen för människans beroende av naturen har ökat i samhället. En av de mest vitala naturliga resurserna är vatten och behovet av rena vattenkällor har uppmärksammats tidigt. Det är också av den anledningen miljöövervakning av vatten har varit av stor vikt för säkerställandet av rena vattenresurser.

Vatten av god kvalitet är av stor vikt för inte bara människan utan för det mesta av livet på jorden. Ett oaktsamt användande av sötvatten har dock lett till en rad olika miljöproblem och redan så tidigt som på slutet av 1800-talet uppmärksammades vikten av rent vatten (Naturvårdsverket, 2004). Det anlades ledningar i de större svenska städerna för att leda in rent vatten direkt till hushållen samt att leda bort avlopp till det närmaste vattendraget. Under denna tid var åtgärderna främst motiverade med sanitära argument. Det orenade avloppsvattnet som gick direkt till vattendrag från hushåll samt industrier medförde att bland annat syreförbrukande ämnen och näringsämnen orsakade fiskdöd och vattenburna epidemier (Naturvårdsverket, 2004).

Det är inte bara övergödning som lett till ett behov av miljöövervakning. Miljögifter har också bidragit till försämrad kvalitet av vattenresurserna. I västerhavets vattendistrikt har industrier till stor del bidragit till utsläpp av dessa. Exempel på verksamheter som har bidragit och fortfarande bidrar till miljöfarliga utsläpp är pappersindustrin, raffinaderier, kemiska industrier, gjuterier och textilindustrier. Trots att mängden miljögifter som släpps ut har minskat släpps fortfarande betydande mängder ut (Vattenmyndigheten Västerhavet, 2010).

Luftföroreningar påverkar också vattenresurserna avsevärt och bidrar till övergödning och försurning (Vattenmyndigheten Västerhavet, 2010). Kvävenedfall samt utsläpp av försurande ämnen från trafiken i Europa bidrar till både övergödning och försurning av Sveriges vatten och mark. Utsläppen av försurande ämnen har minskat avsevärt, dock är konsekvenserna kvar (SMHI, 2013). Även om många sjöar har kalkats sedan 70-talet har inte resurserna räckt till alla (Vattenmyndigheten Västerhavet, 2010). Då markförsurning kan vara kvar långt efter att nedfallet av försurande ämnen har minskat kan avrinning från dessa marker till närliggande sjöar leda till vidare försurning. I sådana fall kan kalkningen behöva pågå en längre tid efter att nedfallet av försurande ämnen har slutat (Vattenmyndigheten Västerhavet, 2010). Många vattendrag och sjöar påverkas även av dambyggen och andra fysiska påverkningar (Vattenmyndigheten Västerhavet, 2010).

1967 skapades Naturvårdsverket och 1969 skapades miljöskyddslagen (Naturvårdsverket, 2006). Detta medförde begränsningar i hur vatten fick användas. Detta ledde i sin tur till en utveckling av ytterligare miljölagar, och 1999 stiftades miljöbalken (Notisum, 1998). 1999 antogs även 15 miljö kvalitetsmål av Riksdagen. Miljö kvalitetsmålen som antagits av Riksdagen ska leda myndigheter och andra berörda i arbetet mot en hållbar miljö i Sverige. Det är ett flertal miljömål som berörs av vatten: "ingen övergödning", "levande sjöar och vattendrag", "grundvatten av god kvalitet", "hav i balans samt levande kust och skärgård", "myllrande våtmarker", "giftfri miljö" och "ett rikt växt- och djurliv". Det sistnämnda målet tillkom 2005. De två sistnämnda är indirekt kopplade till vatten genom att hög biodiversitet är viktigt i vattenmiljöer samt för att många

vattenmiljöer är förorenade. Utvecklingen av miljölagstiftningen har fortsatt och 2000 skapades EU:s ramdirektiv för vatten som bland annat innebar att miljöbalken utökades med vattenförvaltningsförordningen. EU:s ramdirektiv för vatten har också lett till att fokus hamnat på avrinningsområden till skillnad från administrativa gränser. För att samordna detta arbete har Vattenmyndigheterna skapats. Vattenmyndigheterna är ansvariga för enskilda delar i Sverige som kallas för vattendistrikt. Sverige har delats upp i fem vattendistrikt (Figur 1).



Figur 1: Sveriges fem vattendistrikt: Bottenvikens, Bottenhavets, Norra Östersjöns, Södra Östersjöns samt västerhavets vattendistrikt (Vattenmyndigheten Västerhavet, 2010). Karta från SLU (2013a).

Syfte

Enligt EU:s Vattendirektiv måste medlemsstaterna utforma miljöövervakningsprogram (EU, 2000). Sveriges miljöövervakningsprogram behöver därför användas för att motsvara EU:s krav på miljöövervakning. I västerhavets vattendistrikt finns det inte ett omdrevsprogram för vattendrag och därför finns det också en risk att vattendistriktet inte övervakas i en tillräcklig utsträckning. Målet med denna rapport är att ge grundläggande information om provtagningen för ett omdrevsprogram för vattendrag i västerhavets vattendistrikt. Av denna anledning är övervakningsprogrammet Sötvatten i fokus då vattendrag ligger inom detta. Det är viktigt att påpeka att ett av målen med programmet är att klassificera statusen av sötvatten. Detta innebär att det finns ett antal klassgränser. Med hjälp av data från den nuvarande övervakningen av vattendrag ska en statistisk styrkeanalys genomföras för att besvara frågeställningarna nedan. Relevanta lagkrav behöver därav karläggas för att kunna säkerställa att dessa avspeglas i ett

omdrevsprogram. Fokus ligger emellertid på hur många prover som skall tas för ett omdrevsprogram för vattendrag i västerhavets vattendistrikt.

Följande frågor har framställts för att kunna uppnå syftet med denna rapport:

- Varför skall ett omdrevsprogram för vattendrag utvecklas?
 - Vilka krav måste omdrevsprogrammet uppfylla?
 - Vilken kunskapslucka skall ett omdrevsprogram fylla?
- Hur många prover krävs för att upptäcka en förändring på 10, 20, och 30 procent hos några vattenkemiska variabler mellan omdrevscyklar i västerhavets vattendistrikt?
- Hur många prover behövs för att upptäcka en årlig förändring på 10, 20, och 30 procent hos några vattenkemiska variabler inom enskilda vattendrag i västerhavets vattendistrikt?

Bakgrund

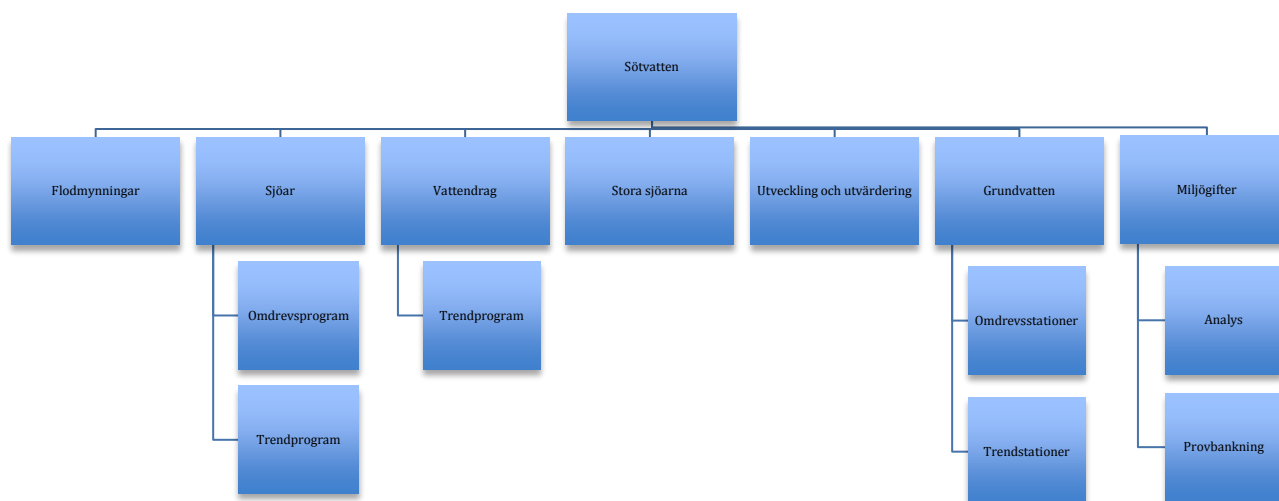
Miljöövervakning som begrepp

Det är inte givet att begreppet miljöövervakning är etablerat i dagens samhälle. Begreppet kan användas för många olika typer av system och kan därmed misstolkas. Dessutom finns det en risk att begreppen tillsyn och övervakning förväxlas. I miljösammanhang beskrivs tillsyn av Nationalencyklopedin (NE) som en verksamhet som olika myndigheter kan utöva för att försäkra att en miljöfarlig verksamhet sköts enligt fastställda lagar (NE, 2013a). Miljöövervakning är istället beskrivet som övervakning av “växlingar i miljöns tillstånd” (NE, 2013b). Enligt Merriam-Webster’s uppslagsverk definieras det engelska ordet för övervakning “monitor” som att hålla koll på något oftast för ett speciellt syfte (Merriam-Webster, 2013). Denna definition kan dock anses vara otillräcklig då övervakning ofta innebär att övervaka något under en viss tidsram samt att detta görs på ett systematiskt sätt. En passande definition av övervakning kan därför vara: “Att samla information om ett objekt genom upprepad eller kontinuerlig observation för att fastställa eventuella förändringar av objektet” (Bierkens, Brus, & de Gruijter, 2006).

Miljöövervakning i Sverige

Miljöövervakningen i Sverige är uppdelad i tio program: sötvatten, skog, fjäll, jordbruksmark, våtmark, landskap, kust och hav, hälsorelaterad miljöövervakning, miljögiftssamordning och luft. Varje program är uppdelat i en nationell och en regional nivå samt i delprogram (HaV, 2012a).

Övervakningsprogrammet Sötvatten har ett antal delprogram (Figur 2). När det gäller grundvatten och sjöar består programmet av både trendstationer och omdrevsstationer. För vattendrag finns bara ett trendprogram, medan det för miljögifter är det två skilda program. Dessa delprogram utförs på nationell nivå men också på regional nivå av flera olika aktörer (Naturvårdsverket, 2008).



Figur 2: Principen för hur programområdet sötvatten är strukturerat inom svensk miljöövervakning (HaV, 2012c).

De data som samlas in för vattendrag i Sverige används idag för att möta krav från nationella miljömål, och nationell samt internationell lagstiftning (t.ex. Helsingforskommissionen (HELCOM), The International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring Effects of Air Pollution on Rivers and Lakes (ICP-Waters), EurWaterNet samt EU:s Habitatdirektiv) (Naturvårdsverket, 2007a).

Under 2006-2007 utfördes en utvärdering av sötvattensprogrammet för att försäkra att programmet tillgodoser kraven från vattendirektivet och miljöbalken samt de nationella behoven av officiell statistik, miljötillstånd och bedömningsgrunder (Naturvårdsverket, 2008). Vid denna utvärdering konstaterades att miljöövervakningen i Sverige inte motsvarade kraven som ställs av EU:s Vattendirektiv. Detta resulterade 2008 i att länsstyrelserna i Sverige fick i uppdrag att utforma ett program för perioden 2009-2014 (Västra Götalands Länsstyrelse, 2009). Trots detta meddelade Europeiska Kommissionen 2011 att Sveriges miljöövervakning inte motsvarade de krav som ställs enligt EU:s ramdirektiv för vatten. Bland annat påpekades att övervakningen av biologiska parametrar samt prioriterade ämnen var undermålig (Vattenmyndigheten Västerhavet, 2012a).

Utifrån Lindenmeyer och Likens (2009) forskning beror ofta problem med miljöövervakning på att för många variabler mäts. Det kan vara svårt att undersöka många variabler i stora områden. Då resurserna är begränsade kan det också leda till att väldigt lite kan sägas om väldigt många variabler (Zeide, 1994; Lindenmeyer & Likens, 2010).

Vattenmyndigheterna och länsstyrelserna har 2012 publicerat en rapport som kartlagt brister i miljöövervakningen av ytvatten i Sverige. I denna rapport sammanställs revideringar som bör genomföras kortsiktigt och långsiktigt. De långsiktiga målen bör genomföras innan 2016 och de kortsiktiga bör genomföras senast under 2013. Resultaten från rapporten kommer att användas av HaV för vidare utveckling av den svenska övervakningen av vatten (Vattenmyndigheten Västerhavet, 2012b).

Miljöövervakningstyper enligt vattendirektivet

Det finns tre olika typer av miljöövervakning som ska tillämpas enligt vattendirektivet:

- Kontrollerande,
- Operativ, samt
- Undersökande övervakning.

Kontrollerande övervakning ska beskriva vattenstatus i vattendistriktet medan den operativa övervakningen ska fastslå status på de objekt som riskerar att inte uppfylla miljö kvalitetsnormen. Den operativa övervakningen ska även kunna användas för att utvärdera effekter av insatta åtgärder. Undersökande övervakning används för att för att utvärdera effekter av en olycka samt undersöka objekt som inte uppfyller miljö kvalitetsnormerna av okänd anledning. Den sistnämnda övervakningstypen kan sammanfattningsvis användas för situationer där extra insatser krävs för att förklara och kvantifiera okända faktorer och funktioner som påverkar vattenstatusen (Vattenmyndigheten Västerhavet, 2010).

Sverige har utvecklat egna typer av program som benämns som omdrev- och trendprogram och dessa skiljer sig något från EU:s programtyper. De svenska programtyperna används för att möta de krav som EU:s övervakningstyper ska tillgodose (Naturvårdsverket, 2008). Anledningen till att Sverige har egna typer av program är att miljöövervakningen i Sverige har funnits längre än vattendirektivet. De svenska övervakningstyperna anpassas till vattendirektivets krav för att undvika en omstrukturering av den befintliga övervakningen vilket i sin tur kan leda till att insamlad data inte längre kan användas (Vattenmyndigheten Västerhavet, 2012a). Främsta skillnaden mellan trend- och omdrevsprogram är provtagningsfrekvensen. I trendprogrammen tas prover varje år eller oftare till skillnad från omdrevsprogram där prover tas i cykler som kan sträcka sig över flera år. Det antal prover som ingår i ett omdrevsprogram delas upp under de år som en cykel sträcker sig över. Om en cykel sträcker sig över sex år, tas en sjättedel av proverna varje år. I Sverige har omdrevsprogram oftast genomförts i sexårs cykler då det ger utrymme för anpassningar till nya krav mellan cyklerna. Som nämns i Vattenmyndighetens vattenförvaltningsplan för västerhavets vattendistrikt skall övervakningen förbättras genom dessa cykler (Vattenmyndigheten Västerhavet, 2010, sid 124):

”Vattenförvaltningen är uppbyggd i 6-års cykler för att genomföra en så kallad adaptiv förvaltning. Det innebär en kontinuerlig process där metoder och mål anpassas efter nya

kunskaper, såsom förbättrad kartläggning, uppmätta effekter av genomförda åtgärder, förbättrade bedömningsgrunder m.m. Omfattningen av åtgärder, vilka åtgärder som kommer att behöva vidtas och lokalisering av dessa kan alltså till vissa delar behöva omprövas när nya kunskaper framkommer.”

Anledningen till att både omdrevsprogram och trendprogram används, trots att de producerar information om samma typer av objekt, är att de kompletterar varandra. Omdrevsprogrammen ger information om tillstånd och trender på landskapsnivå, medan trendprogrammen ger mer detaljerad information för enskilda, speciellt utvalda vattenförekomster. Ett trendprogram har ett kort tidsspann och prover tas relativt ofta vilket gör att resurserna inte räcker till för att täcka en stor yta. I trendprogram, som exempelvis det som utförs på sjöar i Sverige, ligger fokus på att upptäcka förändringar över tid gällande statusen av sjöarna (Naturvårdsverket, 2007a). Ett omdrevsprogram möjliggör att ett större antal prover inom ett område kan tas och därmed också att området beskrivs mer detaljerat i rumslig mening (Naturvårdsverket, 2007b). För att förtydliga ges följande exempel:

Ett övervakningsprogram skall utformas för sjöar där resurserna enbart räcker till att ta prover på 100 sjöar per år. Om det finns 1000 sjöar i målområdet, kan ett trendprogram enbart täcka en tiondel av alla sjöarna i målområdet. Om ett omdrevsprogram med en femårig cykel används istället, innebär det att 100 sjöar kan provtas varje år i fem år. Det resulterar i att prover från hälften av alla sjöar i området kan insamlas.

I ett trendprogram tas dessutom flera prover per år per sjö. Inom ett omdrevsprogram tas det oftast enbart ett prov per sjö per år. Det kan möjligtvis framstå som att ett omdrevsprogram är mer fördelaktigt än ett trendprogram, dock måste hänsyn tas till att förändringar kan ha skett inom området under cykelns gång. Därmed kan inte ett omdrevsprogram ge lika detaljrik information om förändringar över tid som ett trendprogram kan ge. Det är också viktigt att notera att ett omdrevsprogram inte är lämpligt för klassning av enskilda enheter. Trendprogram kan emellertid användas för att undersöka enskilda vatten med nackdelen att en generalisering för större områden är problematisk (Naturvårdsverket, 2013).

Krav på miljöövervakning i Vattendirektivet

I artikel fem i EU:s ramdirektiv för vatten (2000) står det att medlemstaterna skall för varje avrinningsdistrikt utföra en översyn av konsekvenserna av mänskliga aktiviteter för ytvattnets status. I artikel åtta definieras hur detta ska göras. Det står uttryckligen att övervakningsprogram skall utformas för att ge en heltäckande och sammanhållen översikt av vattenstatusen i varje avrinningsdistrikt. Övervakningen av ytvatten skall omfatta följande direktciterade punkter:

*“... volym och nivå eller flödeshastighet i den mån det är relevant för den ekologiska och kemiska statusen och den ekologiska potentialen,...” och
“... den ekologiska och kemiska statusen och den ekologiska potentialen...”*

I artikel 16 står det att medlemsstaterna måste följa miljökvalitetsnormer för prioriterade ämnen vilket innebär att dessa också är viktiga att övervaka. I bilaga II i vattendirektivet läggs fokus på att medlemsstaterna måste kunna kartlägga effekter från diffusa samt punktutsläpp. Det nämns också att vattenförekomstens känslighet för morfologiska samt andra typer av antropogena

påverkningar skall fastställas. Dessa typer av förändringar skall övervakas för att identifieras samt uppskattas. I bilaga V, punkt 1.1.1 anges en lista på kvalitetsfaktorer för klassificering av ekologisk status som citerats nedan:

"Biologiska faktorer

Sammansättning och förekomst av vattenväxter

Sammansättning och förekomst av bentiska evertebrater

Sammansättning, förekomst och åldersstruktur hos fiskfaunan

Hydromorfologiska faktorer som stöd för de biologiska faktorerna

Hydrologisk regim

kvantitet och dynamik för vattenflöde

förbindelser med grundvattenförekomster

Flodens kontinuitet

Morfologiska förhållanden

variation i floddjup och flodbredd

flodbäddens struktur och substrat

strandzonens struktur

Kemiska och fysikalisk-kemiska faktorer som stöd för de biologiska faktorerna

Allmänt

Vattentemperatur

Syreförhållanden

Salthalt

Förurningsstatus

Näringsförhållanden

Särskilda förorenande ämnen

Förorening från alla de prioriterade ämnen för vilka det har visats att de släpps ut i vattenförekomsten.

Förorening från andra ämnen för vilka det har visats att de släpps ut i betydande mängder i vattenförekomsten."

Vidare förklaras kraven som finns på omfattning och urval av variabler som syns i följande citat:

"Övervakningsnätet skall utformas så att det ger en sammanhängande och heltäckande översikt över den ekologiska och den kemiska statusen inom varje avrinningsområde, och det skall tillåta en klassificering av vattenförekomster i fem klasser i överensstämmelse med de normativa definitionerna i avsnitt 1.2."

Det framgår tydligt att en femgradig klassificering ska ske för varje vattenförekomst. Mer specifikt så skall variabler som används motsvara varje kvalitetsfaktor:

"Medlemsstaterna skall övervaka parametrar som indikerar statusen för varje relevant kvalitetsfaktor. I valet av parametrar för biologiska kvalitetsfaktorer skall medlemsstaterna fastställa den lämpliga nivån för artsammansättningar som krävs för att uppnå adekvat

tillförlitlighet och noggrannhet i klassificeringen av kvalitetsfaktorerna. Förvaltningsplanen skall innehålla uppskattningar av konfidens- och noggrannhetsnivån för de resultat som erhålls genom övervakningsprogrammen.”

Detta betyder att urvalet av variabler skall uppfylla listan på faktorer för bedömning av ekologisk och kemisk status samt att resultatet ska visas med tillhörande beräkningar på osäkerheter i bedömningarna. Medlemstaterna skall också, som tidigare nämnts, utveckla operativa samt kontrollerande övervakningsprogram. Kraven på vad dessa ska innehålla finns definierade i bilaga V. I EU:s vattendirektiv finns krav på vad för urval av variabler som skall mötas för att uppnå en effektiv miljöövervakning av vatten. Dessa uppnås med hjälp av det urval av variabler som nämns i beskrivningen av trendprogrammet för vattendrag med undantag till att fler biologiska variabler efterfrågas (Naturvårdsverket, 2007a; Vattenmyndigheten Västerhavet, 2012a). Data för trendprogrammet finns också att tillgå på SLU:s databas (SLU, 2013b).

Kontrollerande övervakning

Den kontrollerande övervakningen utförs för att se förändringar under längre tidsperspektiv, vilket framgår i bilaga V:

“Medlemsstaterna skall inrätta program för kontrollerande övervakning för att inhämta uppgifter i syfte att

- kunna utforma effektiva och ändamålsenliga övervakningsprogram i framtiden,*
- bedöma de långsiktiga förändringarna i naturliga förhållanden,*
- bedöma de långsiktiga förändringar som orsakas av omfattande mänsklig verksamhet.”*

Det finns också ett antal kvalitetsfaktorer som skall användas för att uppnå målet:

“Kontrollerande övervakning skall för varje övervakningsstation ske under en period av ett år inom förvaltningsplanens tidsram när det gäller

- parametrar som indikerar samtliga biologiska kvalitetsfaktorer,*
- parametrar som indikerar samtliga hydromorfologiska kvalitetsfaktorer,*
- parametrar som indikerar samtliga allmänna fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer, prioriterade förorenande ämnen som släpps ut i avrinningsområdet eller delavrinningsområdet, och*
- andra förorenande ämnen som släpps ut i betydande mängder i avrinningsområdet eller delavrinningsområdet.”*

Operativ övervakning

Målet med den operativa övervakningen lägger inte lika stort fokus på långtidsperspektivet, utan fokuserar istället på geografisk statusbedömning. Detta beskrivs i bilaga V:

“Operativ övervakning skall genomföras för att

- fastställa statusen för de vattenförekomster som bedöms ligga i riskzonen för att inte uppfylla miljömålen,*

och

- *bedöma de förändringar av statusen för dessa vattenförekomster som åtgärdsprogrammen resulterar i.*”

Även för denna typ av miljöövervakning har kvalitetsfaktorer definierats. Det finns liknande kvalitetsfaktorer för operativ så väl som för kontrollerande övervakning. Detta sammanfattas väl i bilaga V:

“För att kunna bedöma omfattningen av den påverkan som ytvattenförekomster utsätts för skall medlemsstaterna övervaka de kvalitetsfaktorer som återspeglar den påverkan som vattenförekomsten eller vattenförekomsterna utsätts för. För att bedöma konsekvenserna av denna påverkan skall medlemsstaterna i relevanta delar övervaka

- *parametrar för den biologiska kvalitetsfaktor, eller de biologiska kvalitetsfaktorerna, som är mest känslig(-a) för den påverkan som vattenförekomsterna utsätts för,*
- *alla prioriterade förorenande ämnen som släpps ut, samt andra förorenande ämnen som släpps ut i betydande mängd, eller*
- *parametrar som indikerar den hydromorfologiska kvalitetsfaktor som är mest känslig för den påverkan som har konstaterats.”*

Aktörer

Det finns många aktörer inom miljöövervakningen av vatten, där alla bidrar på olika vis (HaV, 2013a, Figur 3) Nedan följer en generell beskrivning av de olika aktörernas roller.

EU

EU:s direktiv införlivas direkt i den Svenska lagstiftningen och nationell rapportering används för att säkerställa att dessa efterföljs. När det gäller EU:s ramdirektiv för vatten så har detta i Sverige införlivats genom en komplettering av miljöbalken, skapandet av vattenförvaltningsförordningen samt modifikationer av länsstyrelsernas instruktioner (Vattenmyndigheten Västerhavet, 2010).

Riksdagen, regeringen och miljödepartement

Riksdagen, regeringen och miljödepartement ytterst ansvariga för att delegera ansvar, skapa juridiska förutsättningar samt att representera Sverige i internationella sammanhang (HaV, 2013a).

Naturvårdsverket samt Havs- och vattenmyndigheten (HaV)

Naturvårdsverket och HaV delar på ansvaret att samordna den nationella miljöövervakningen (Naturvårdsverket, 2012). HaV är också ansvariga när det gäller ramdirektivets krav på nationell rapportering (HaV, 2013a). Det tidigare Miljömålsrådet bistod Naturvårdsverket med samordning av arbetet med Sveriges miljömål samt med att fördela medel till den nationella och regionala miljöövervakningen (Västra Götalands Länsstyrelse, 2009). Miljömålsrådets ansvarsområden har dock successivt förts över till Naturvårdsverket som en följd av regeringens proposition att avveckla Miljömålsrådet (Naturvårdsverket, 2010).

Länsstyrelser och Vattenmyndigheterna

Länsstyrelserna driver och samordnar den regionala miljöövervakningen (Västra Götalands Länsstyrelse , 2009). Sveriges 21 länsstyrelser har också ansvaret för att förvalta vattenresurserna. Som tidigare nämnts har också vattenmyndigheterna skapats, som resultat av EU:s ramdirektiv för vatten, för detta syfte. Av de 21 länsstyrelserna har fem blivit utsedda till vattenmyndigheter som tillsammans samordnar miljöövervakningen av vatten i Sveriges fem vattendistrikt. De som valts ut är Västra Götalands Länsstyrelse (västerhavets vattendistrikt), Kalmars Länsstyrelse (Södra Östersjöns vattendistrikt), Västmanlands Länsstyrelse (Norra Östersjöns vattendistrikt), Västernorrlands Länsstyrelse (Bottenhavets vattendistrikt) och Norrbottens Länsstyrelse (Bottenvikens vattendistrikt). Varje vattenmyndighet har en vattendelegation som fattar alla beslut i vattenmyndighetens ansvarsområde. Vattenmyndigheterna är inte utförare av miljöövervakningen utan samordnar främst arbetet och, genom vattendelegationen, utvecklar miljö kvalitetsnormer, åtgärdsprogram samt förvaltningsplaner (Vattenmyndigheten Västerhavet, 2010).

Sakmyndigheter

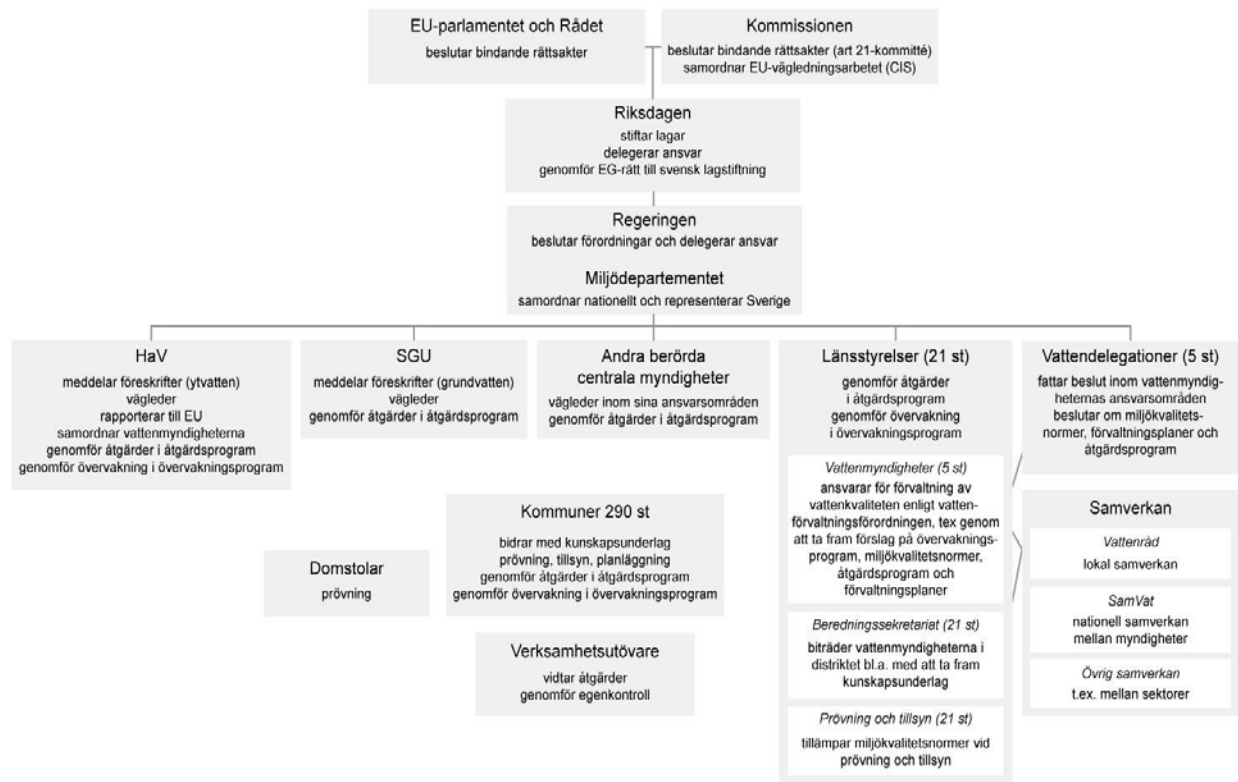
Med sakmyndigheter menas aktörer som exempelvis Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut (SMHI), Sveriges geologiska undersökning (SGU) och Lantmäteriverket som alla har i uppdrag att rapportera och övervaka miljö tillstånden inom sina sakområden (Västra Götalands Länsstyrelse , 2009). När HaV skapades och Fiskeriverket lades ner fördelades Fiskeriverkets ansvarsområden ut på den nya myndigheten samt på Jordbruksverket och SLU (HaV, 2012b).

Kommuner

Kommuner samlar in information för att tillgodose sina behov samt för att bidra till nationell rapportering. De har också ansvar för att samla in information för luftkvalitet och badvattenskvalitet (Västra Götalands Länsstyrelse , 2009). Det är också kommunerna som ställer krav på företagen i kommunen när det gäller egenkontroll (Naturvårdsverket, 2012).

Företag, forskningsinstitutioner samt andra bidragande organisationer

Företag bidrar med data för regional och nationell miljöövervakning genom egenkontroll. Mycket av företagens miljöövervakning sker genom en så kallad Samordnad Recipientkontroll (SRK) vars syfte är just att bedöma en verksamhets effekt på närliggande avrinningsområde. Det finns också enskilda personer som bildar och medverkar i ideella organisationer som bidrar med information (Västra Götalands Länsstyrelse , 2009). Det finns också en Samverkansgrupp för Vattenfrågor (SamVat) som är en samverkan mellan vattenmyndigheterna, länsstyrelserna, Miljödepartementet, SGU, SMHI, och HaV (HaV, 2013b). Utöver detta finns även forskningsinstitutioner som kan bedriva fältförsök som också kan resultera i data som kan användas inom miljöövervakningen (Västra Götalands Länsstyrelse , 2009).



Figur 3: Det hierarkiska systemet som de involverade aktörerna är uppdelade efter miljöövervakningen i Sverige. Sättet på vilket de bidrar beskrivs också kort i samband med att de nämns (HaV, 2013a).

Variabler

Urvalet av variabler som analyseras i denna rapport har gjorts enligt förslag från uppdragsgivaren. Tanken med urvalet är att variablerna ska representera olika typer för att resultatet skall gå att generalisera till viss del då de utvalda variablerna delar egenskaper med andra variabler. Dessa beskrivits kort med frågorna vad och varför i åtanke. Det finns mycket fler variabler som mäts som inte nämns här då de har exkluderats i samband med avgränsningen.

pH

Detta är ett mått på antalet vätejoner i vattnet och därmed ett mått på hur surt eller basiskt vattnet är. Det är viktigt att mäta pH för att undersöka ifall sjöar är naturligt sura eller försurade (Bydén, Larsson, & Olsson, 2003). För att klassificera en vattenförekomst när det gäller försurning används det så kallade MAGIC-biblioteket. Detta bibliotek är baserat på modelleringar av flera sjöar och vattendrag och kan användas för att klargöra försurningsgraden av en enskild vattenförekomst. För att använda biblioteket behövs det data på pH, sulfat, klorid, kalcium, magnesium samt Total Organic Carbon (TOC). Det krävs även koordinater för provplatsen samt avrinning till förekomsten (Naturvårdsverket, 2007c).

Konduktivitet

Detta är ett mått på hur väl vattnet leder elektricitet. Då vatten leder elektricitet bättre ju mer joner som är löst i vattnet är detta därför ett mått på hur påverkat det är av exempelvis sur

nederbörd då denna nederbörd innehåller mer joner än naturlig nederbörd (Bydén, Larsson, & Olsson, 2003).

Alkalinitet

Detta är ett mått på hur väl vattnet står emot försurning. Sammanfattat innebär en hög alkalinitet att vattenförekomsten klarar av att ta emot större mängder sura ämnen innan pH ändras (Bydén, Larsson, & Olsson, 2003).

Sulfat

Detta är ett samlingsnamn för svavelsalter och kan mätas för att se hur stor del av de försurande effekterna som kan härledas till dessa (Bydén, Larsson, & Olsson, 2003).

Totalfosfor

Totalfosfor är ett mått på den totala koncentrationen av fosfor i alla dess former i vattnet. Då enbart en del av fosfor i vattnet är tillgänglig för växter är denna variabel främst ett mått på hur mycket fosfor som potentiellt kan omvandlas till tillgänglig fosfor (Bydén, Larsson, & Olsson, 2003).

Kadmium

Kadmium är en så kallad tungmetall. Tungmetaller är alla metaller som har högre densitet än 5 gram per kubikcentimeter. Dessa är ofta giftiga men även i många fall viktiga för olika organismer (Bydén, Larsson, & Olsson, 2003). Kadmium sprids genom flera antropogena aktiviteter och förekommer i bland annat avloppsslam och konstgödsel. Kadmium är den tungmetall som släpps ut i störst mängder och ackumulerar i växter. Den kan verka som ett ekotoxiskt ämne men också vara direkt hälsovådlig för människor (Yan, Lu, & Hong, 2012). Tungmetaller bryts inte ner utan finns i en vattenförekomst tills de lagras i sedimentet. De kan också påverkas av sura förhållanden då de löses ut från bindningar och kan vid surstötter bidra till dödligheten hos organismer (Bydén, Larsson, & Olsson, 2003).

Metoder

Data

Data som används i denna rapport är ett urval från det nuvarande trendprogrammet för vattendrag i Västra Götalands länd. Urvalet har gjorts så att det slutliga datasetet ska likna de data man hade erhållit om man istället för ett trendprogram hade provtagit samma vattendrag i ett omdrevsprogram. Data som analyseras är därför endast från oktober månad varje år under perioden 2005-2010. Vanligtvis tas prover för de utvalda variablerna under hösten och därför är enbart värden ifrån oktober inkluderade. Höstprovtagningar av rinnande vatten motiveras av att det ofta är fördelaktigt när det gäller vattenflöde och att vattnet är homogent under denna tid (Bydén, Larsson, & Olsson, 2003).

Data har hämtats från SLU:s databas för miljödata (2013b). Uppmätta värden under detektionsgränsen har exkluderats. Hanteringen av uppmätta värden som är utanför detektionsgränsen kan ha förändrats under åren och därmed vara en felkälla vid analysen av data (Naturvårdsverket, 2013). Sju värden var utanför detektionsgränsen och markerade med mindre än tecken (<). Dessa sju värden är exkluderade ifrån data som användes för analysen i denna rapport.

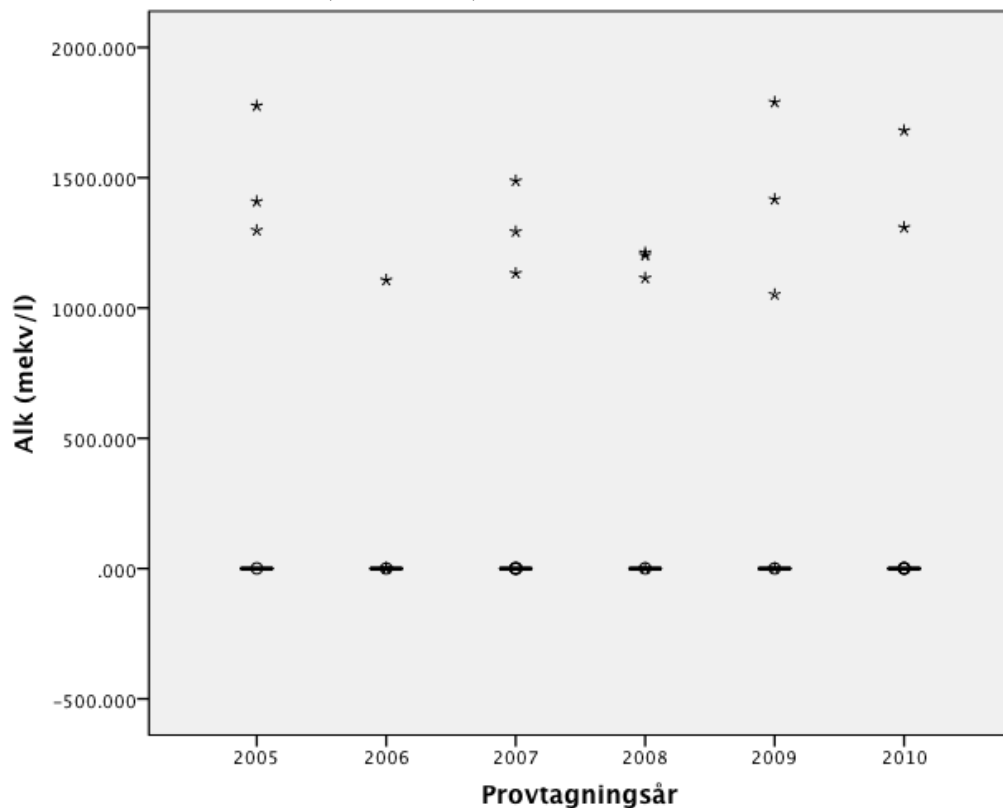
För att säkerställa att de olika provtagningsplatserna är tillräckligt representerade har provtagningsplatser med färre än 4 värden exkluderats. Några extremvärden har också exkluderats gällande alkalinitet, sulfat och totalfosfor (Tabell 1). Eftersom det inte finns metadata som förklarar omständigheterna för provtagningen och datahantering för dessa värden har de exkluderats.

Tabell 1: Sammanställning av uteslutna extremvärden, antal extremvärden uppdelat på variabel och provtagningsplats

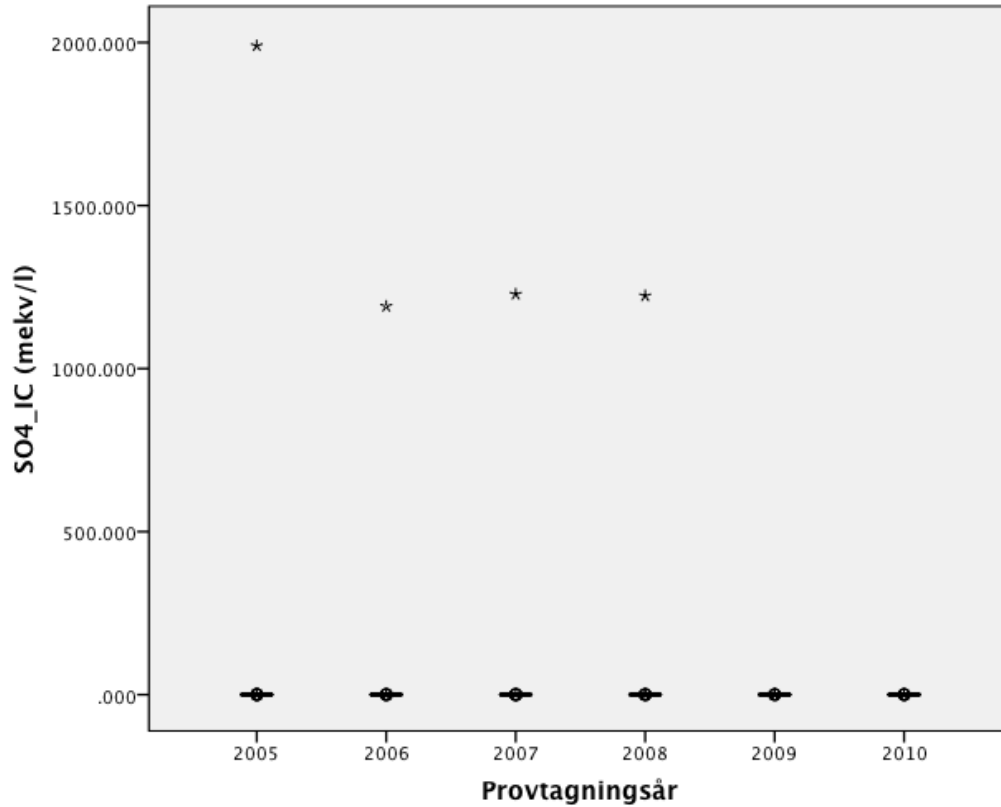
Variabel	Plats	Antal uteslutna prover
Alkalinitet	Nyrebäck	5
	Rönneån Klippa	7
	Skärån. Skäral	3
Sulfat	Visman Nybbl.	4
Totalfosfor	Nyrebäck	2
	Trönning	1

Extremvärden kan påverka analysen och av denna anledning görs analysen på data där extremvärden har exkluderats (Wheater & Cook, 2000). Både för alkalinitet och sulfat utförs analysen på värden som ligger under 500 mekv/l då denna gräns framgår som lämplig utifrån hur data är fördelade (Figur 4/Figur 5). Efter att värden över 500 mekv/l har exkluderats överstiger inga värden för alkalinitet 4 mekv/l som är övre mätgränsen för metoden som används (SLU,

2014). Detsamma gäller för sulfat där inga värden överstiger 1,7 mekv/l som är övre mätgränsen för metoden som används (SLU, 2014).

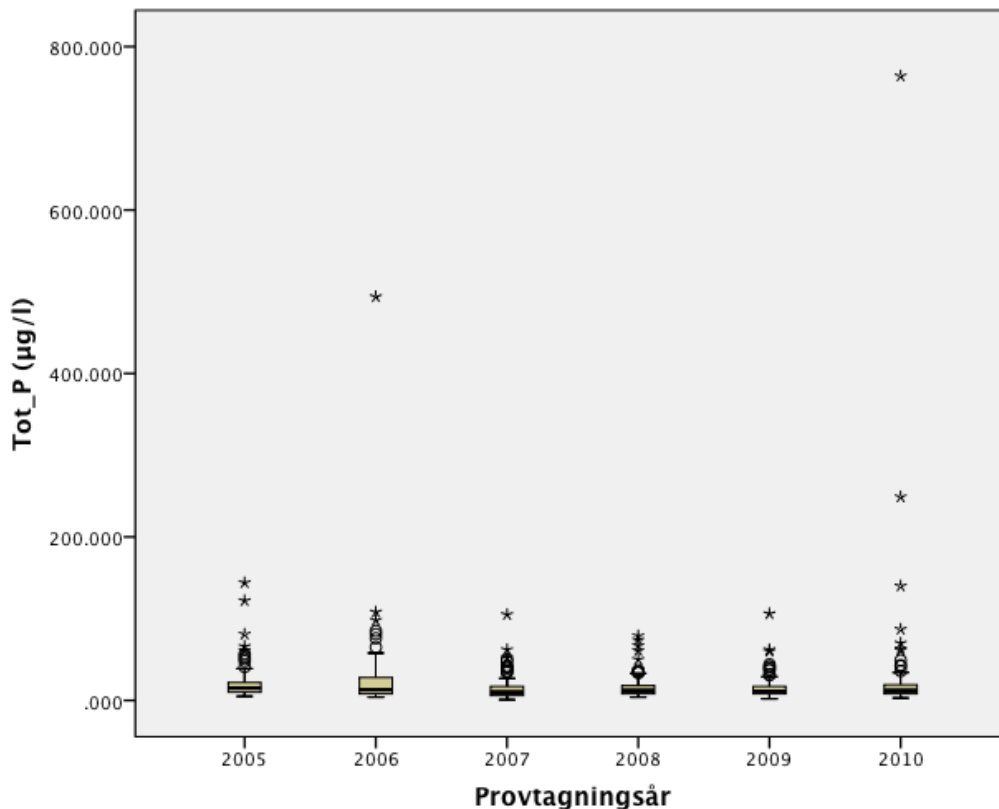


Figur 4: Alkalinitet i vattendrag i Västra Götalands län, olika år. Sträcken med ringar runt, som ligger kring värde 0, representerar större andelen av datasetet. Värden som ligger avsevärt utanför datasetets första och tredje kvartil markeras med stjärnor och cirklar.



Figur 5: Sulfat i vattendrag i Västra Götalands län, olika år. Sträcken med ringar runt, som ligger kring värde 0, representerar större andelen av datasetet. Värden som ligger avsevärt utanför datasetets första och tredje kvartil markeras med stjärnor och cirklar.

För totalfosfor har extremvärden över 200 $\mu\text{g/l}$ exkluderats baserat på den övre mätgränsen av metoden som används för att mäta totalfosfor (SLU, 2014), samt på en visuell bedömning utifrån Figur 6. Då höga fosforhalter ofta är ett resultat av antropogena aktiviteter kan opåverkad plats skilja sig avsevärt från en som är påverkad (Bydén, Larsson, & Olsson, 2003).



Figur 6: Totalfosfor i vattendrag i Västra Götalands län, olika år. Sträcken med lådor runt, som ligger kring värde 0, representerar större andelen av datasetet. Värden som ligger avsevärt utanför datasetets första och tredje kvartil markeras med stjärnor och cirklar

Statistisk bakgrund

För att använda statistiska metoder behöver vissa saker definieras ur ett statistiskt perspektiv. Till att börja med krävs det en definition av målgruppen vilket kallas en population. Populationen avgränsas genom en ram vilket kan vara en lista över alla enheter eller en geografisk avgränsning. Sedan behövs en variabel eller indikator fastställas som representerar det som ska undersökas när det gäller populationen. För att få en fullständig bild av populationen krävs det att varje enhet mäts, dock är detta oftast inte möjligt då det är omöjligt att komma åt varje enhet eller för att det är alldeles för dyrt att göra detta. Därför testas enbart en bråkdel av enheterna och dessa ingår i en grupp som kallas ett stickprov. Stickprovet får sedan representera populationen (Naturvårdsverket, 2013).

För att bättre förklara vad som menas ges ett exempel:

Om pH skall mätas i en sjö är allt vatten i sjön definierat som populationen. Ramen kan antingen vara en lista på alla molekyler och joner i sjön eller bara sjöns gränser. För att få reda på det exakta pH-värdet krävs det att varenda molekyl och jon i sjön analyseras. Eftersom det skulle vara väldigt kostsamt och i praktiken omöjligt att analysera alla molekyler och joner i sjön använder man ett stickprov.

I denna rapport är frågan om hur stort stickprovet skall vara som är i fokus och svaret på denna fråga beror på flera saker. När det gäller exemplet ovan kan studien kritiseras för att stickprovet

är för litet för att representera allt vatten i sjön. Det som bör påpekas i sådana fall är att stickprovets storlek inte är direkt påverkat av hur stor populationen är. Det som primärt påverkar hur stort stickprovet behöver vara i de flesta fallen är hur stor variansen är inom populationen som ska analyseras. För att återkoppla till exemplet kan det tänkas att om alla molekyler och atomer i sjön ser exakt likadana ut behöver bara en molekyl eller jon analyseras. Om alla ser helt olika ut skulle det däremot krävas att alla molekyler och joner analyserades. Storleken på stickprovet hänger också på hur träffsäker uppskattning man vill ha. Om uppskattningen ska vara exakt krävs det ett stort stickprov och om uppskattningen inte alls behöver vara så träffsäker sjunker kraven (Wheater & Cook, 2000).

En analys av statistisk styrka går att utföra före eller efter en studie. Om den utförs efter kan den ge svar på hur stor styrka en studie har. I denna studie är det en så kallad "*a priori*" analys, det vill säga en styrkeanalys utförd före studien, som är av intresse. Ett *a priori* test säger hur många prover som krävs för att upptäcka en förändring av en viss förutbestämd storlek givet att den har inträffat. För att förklara definitionen av statistisk styrka krävs en förståelse för typ I och typ II fel. Eftersom ett stickprov bara är en bråkdel av populationen finns det en risk för att stickprovet inte är representativt för populationen. Det kan ske ett typ I fel där analysen av stickprovet ger ett resultat som påvisar att en förändring skett när det i själva verket inte skett någon förändring. Det kan också ske ett typ II fel där analysen av stickprovet ger ett resultat som påvisar att det inte skett en förändring när det i själva verket har skett en förändring (Grandin, 2006).

Styrkan beror på fyra faktorer. Den första är variationen som redan har förklarats och de övriga tre är signifikansnivå, effektstorlek samt stickprovsstorlek (Grandin, 2006). Det är viktigt att påpeka att dessa faktorer inte nödvändigtvis är de enda som är viktiga att ta hänsyn till när provantalet skall fastställas. Ett exempel på en faktor som inte är inräknad är de ekonomiska resurserna (se t.ex. Archaux & Bergés, 2008). Ekonomi är dock inte inkluderad i denna rapport.

Styrkan är hur sannolikt det är att upptäcka en förändring när det i själva verket har skett en förändring (Tabell 2). I en statistisk analys formuleras en hypotes (H_1) och en nollhypotes (H_0) som sedan används vid analysen. För att återigen referera till ovannämnda exempel skulle H_1 kunna vara att pH mätningar kommer att skilja sig mellan olika platser i sjön och H_0 skulle i det fallet vara att pH inte ändrat sig. Sannolikheten för att göra ett typ I fel, det vill säga att konstatera att H_0 är fel när den egentligen är rätt, brukar betecknas med α . Sannolikheten att göra ett typ II fel, det vill säga att påstå att H_0 är rätt när den egentligen är fel, betecknas med β (Grandin, 2006).

Tabell 2: Sambanden mellan verkligheten och det resultat som erhålls av stickprover och efterföljande statistiska tester. Det finns två olika sätt att göra fel beslut och sannolikheten för att råka ut för dessa fel betecknas med α och β . Styrkan ($1 - \beta$) är sannolikheten för att korrekt förkasta en falsk nollhypotes (Grandin, 2006).

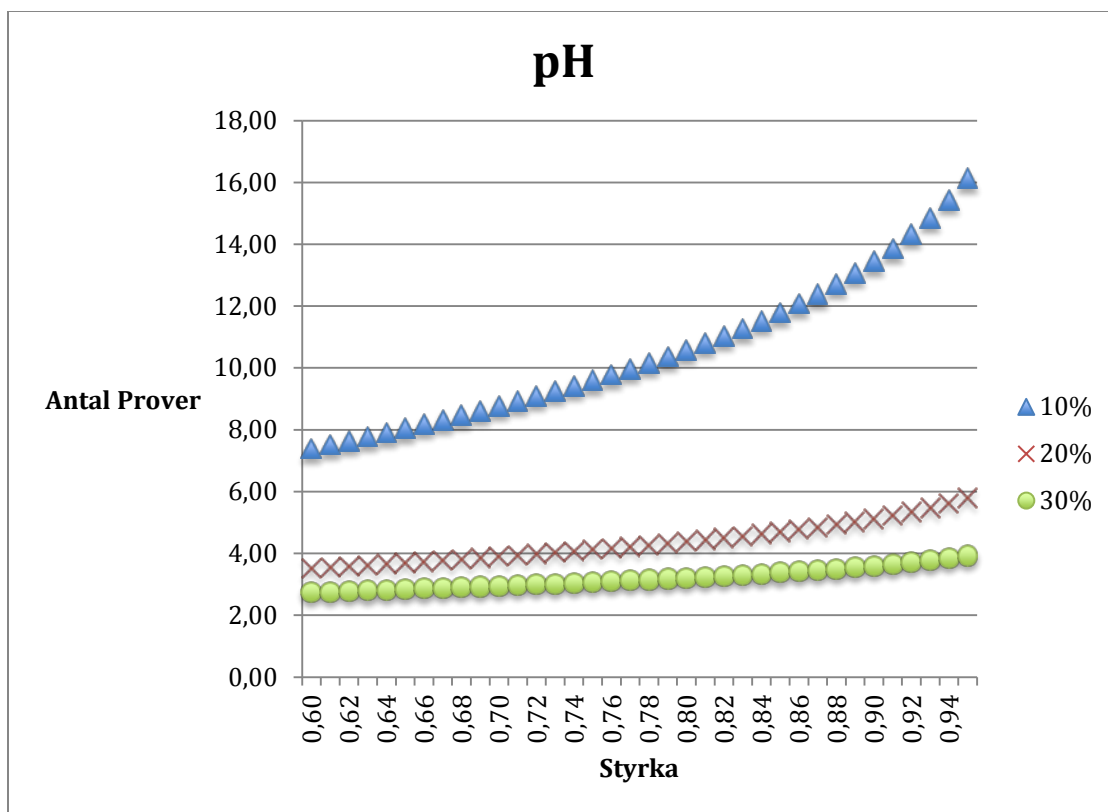
		Verkligt förhållande (alltid okänt)	
		Opåverkat (H_0 sann)	Påverkat (H_0 falsk)
Resultat av statistiskt test	Påverkat (H_0 förkastas)	Typ I-fel α	Korrekt beslut $1 - \beta =$ Styrkan
	Opåverkat (H_0 behålls)	Korrekt beslut $1 - \alpha$	Typ II-fel β

Den statistiska styrkan är definierad som $1-\beta$. Det finns ingen regel för hur stor styrkan skall vara men en tumregel är att den ska vara över 0,8, dock beror detta på hur stora konsekvenserna är av att göra ett typ II fel. Om konsekvenserna är stora bör styrkan vara avsevärt högre än 0,8 (Naturvårdsverket, 2013).

Signifikansnivån är ofta satt till 5 procent och avser risken att göra ett typ I fel. Signifikansnivån skall fastställas innan en analys utförs och således är den oberoende av insamlad data, hypotes samt val av statistiskt test. Den kan höjas till så mycket som 10 procent för att minska risken att göra ett typ II fel, men att höja den utöver detta är inte effektivt då relationen mellan risk och signifikansnivå är logaritmisk och inte linjär. Det innebär att ytterligare liten ökning av signifikansnivån innebär en relativt stor ökning av risken att ha fel när man på basis av sitt statistiska test påstår att det skett en förändring (Grandin, 2006). När det gäller signifikansnivån är det också viktigt att ta ställning till ifall ett en- eller tvåsidigt test skall utföras. Detta beror på ifall förändringen eller skillnaden kommer enbart gå åt ett håll eller inte. Om det exempelvis bara är intressant om pH ökar i en sjö är ett ensidigt test lämpligt. Om det är intressant att se ifall pH förändras oavsett ökning eller minskning så är ett tvåsidigt test lämpligt (Wheater & Cook, 2000).

Effektstorleken kan beskrivas som den storlek på förändring man vill kunna upptäcka (Saylor, 2011). Om det är en stor förändring som är av intresse så krävs det färre prover då det är lättare att upptäcka stora förändringar jämfört med små förändringar och vice versa (Grandin, 2006).

Antalet prover som ingår i stickprovet är teoretiskt sett lätt att styra över och styrkan ökar ju fler prover som tas. Det är emellertid inte ett linjärt förhållande mellan styrka och antal prover. Förhållandet mellan dessa är logaritmiskt och ökning av styrkan från 0,6 till 0,7 kräver betydligt mindre ökning i antal prover jämfört med en ökning av styrkan från 0,8 till 0,9 (Figur 7).



Figur 7: Resultat från en styrkeanalys på pH-data från ett simulerat omdrev. Figuren presenterar antal prover som krävs för att uppnå olika nivåer på statistisk styrka. Analysen är baserad på den spatiala varianskomponenten vilket innebär att resultatet reflekterar hur många prover som krävs för att kunna upptäcka en generell förändring i vattendrag inom västerhavets vattendistrikt. Varje linje representerar den effektstorlek i procent som önskas upptäckas.

I analyserna i denna rapport används olika procentsatser för att ta reda på hur många prover som krävs för att upptäcka en förändring på 10, 20 eller 30 procent. Ett av målen med miljöövervakningen under vattendirektivet är dock en klassificering av statusen inom vattendistriktet. Det innebär att det finns klassgränser och detta resulterar i en problematik när det gäller styrkeanalyser. I dagsläget pågår forskning kring just denna problematik och hur osäkerheter kring klassificeringar skall hanteras samt identifieras. En stor del av problematiken ligger i att ett mätvärde kan ligga vid en klassgräns. I ett sådant fall krävs fler prover för att fastställa att den inte felklassificeras, än om enheten ligger mitt i en klass (Lindegarh, Carstensen, & Johnson, 2013).

För att svara på några av frågeställningarna i denna rapport krävs också en analys av varianskomponenter. Detta kan enkelt förklaras som att ta reda på vad variansen beror på. Med andra ord är analysen av varianskomponenter en analys av hur mycket olika faktorer påverkar variansen. Kopplat till det tidigare exemplet med pH i sjöar kan en varianskomponent vara nederbörd. Det vill säga att nederbörd skulle till viss del kunna förklara varför pH-mätningar på olika platser i sjön skiljer sig åt (Bydén, Larsson, & Olsson, 2003). I denna studie har jag använt bakgrundsdata från årlig provtagning i 90 stycken vattendrag i Västra Götalands län, för att skatta varians. För att utifrån dessa data kunna räkna ut erforderligt antal prover i framtida omdrevsprovtagning och trendprovtagning måste variansen delas upp i tid och rum (Lindegarh, Carstensen, & Johnson, 2013).

För att använda rätt metod för att analysera skillnader mellan grupper bör hänsyn tas till fördelning av data och datatyp (Wheater & Cook, 2000). Fördelningen och skattningar av variansen kan påverkas av extremvärden. För att hantera dessa situationer på rätt sätt krävs det att anledningen till att extremvärdena har uppstått fastställs. Det är emellertid inte alltid detta är möjligt. Exempel på förklaringar till extremvärden kan vara felhantering vid provtagning och tillfälliga fluktuationer i tid och rum (Lindgarth, Carstensen, & Johnson, 2013).

Statistisk metod

För att ta reda på hur många prover som krävs för utforma ett omdrevsprogram för vattendrag i västerhavets vattendistrikt krävs en skattning av variansen inom de olika varianskomponenterna. Detta har gjorts i version 2.15.2 av statistikprogrammet R (R Foundation, 2013a) och med funktionen “lmer” inom paketet “lmer4” (R Foundation, 2013b). I en generell linjär modell har målvariabeln modelleras utifrån tid, plats samt interaktion däremellan. Enligt ett förslag av uppdragsgivaren har den statistiska analysen utförts på pH, konduktivitet, alkalinitet, sulfat, totalfosfor, samt kadmium. För alla variabler har följande generella funktion använts i R:

`lmer(Reponsvariabel ~ 1 + (1|År) + (1|Provtagningsplats) + (1|År:Provtagningsplats)`

Denna modell ger intercept, slumpmässiga effekter för provtagningsplats och slumpmässiga effekter för provtagningsår, samt interaktionen mellan plats och år. De spatiala och temporal varianskomponenterna kan sedan användas för att räkna ut en effektstorlek som används i version 3.1.3 av programmet G*Power (HHU, 2011) för att göra en styrkeanalys. I detta fall används Gpower för att utföra en typ av styrkeanalys där en skillnad ifrån ett referensvärde skall upptäckas. Gpower använder en så kallad standardiserad effektstorlek som räknas ut genom följande formel: $d = (\mu - \mu_0)/\sigma$. I denna formel representerar σ standardavvikelsen i populationen. Medelvärdet av populationen representeras av μ_0 , och μ representerar medelvärdet efter att en förändring av förutbestämd storlek har skett (HHU, 2009). Medelvärdet μ_0 är därmed medelvärdet för målvariabeln och μ är medelvärdet för variabeln plus den modellerade förändringen. I alla analyser har signifikansnivån satts till 5 procent och tvåsidiga tester har använts.

För att testa ifall distributionen av data är normalfördelad har jag använt ett Shapiro-Wilk test med version 22 av statistikprogrammet SPSS (IBM, 2014).

Resultat

Med hjälp av den generella linjära modellen kunde variansen för var och en av de beaktade variablerna delas upp i rumslig och tidsmässig variation (Tabell 3). De flesta variablerna visade en likartad fördelning av variansen, men kadmium och totalfosfor skiljde sig något från övriga (Tabell 3). Den variation som inte beskrivs av dessa två varianskomponenter ges av den residuala variationen. Variationen mellan åren i oktober inom ett vattendrag överstiger inte 10 procent för någon av variablerna.

Tabell 3: Variansen som är kopplad till de temporala och spatiala varianskomponenterna samt den residuala variansen. För att på ett lättare sätt kunna sätta dessa i relation till varandra presenteras också variansen för varianskomponenterna i procent i förhållande till den totala variansen för respektive variabel.

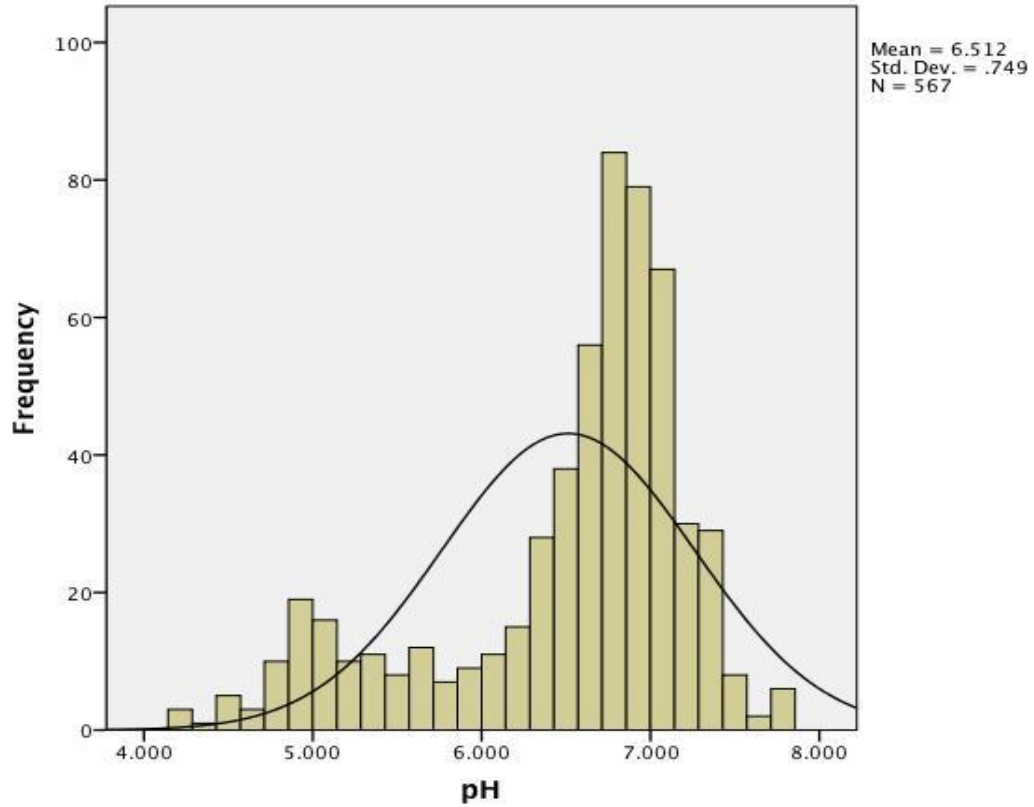
	Spatial varians	Spatial varians %	Temporal varians	Temporal varians %	Residual varians	Residual varians %
pH	0,46	89	0,02	3	0,03	5
Konduktivitet	22,68	84	0,51	2	0,18	1
Alkalinitet	$3,44 \times 10^2$	85	$1,87 \times 10^3$	5	$3,79 \times 10^4$	1
Sulfat	$1,31 \times 10^2$	93	$1,40 \times 10^4$	1	$1,48 \times 10^4$	1
Totalfosfor	244,49	62	7,08	2	42,79	11
Kadmium	$1,17 \times 10^4$	67	$1,49 \times 10^5$	6	$3,55 \times 10^5$	22

Spatial variansanalys

Den spatiala variansen står för en stor andel av den totala variansen (Tabell 3). Den skiljer sig något mellan variablerna och av denna anledning presenteras analysen för den spatiala variansen för varje variabel.

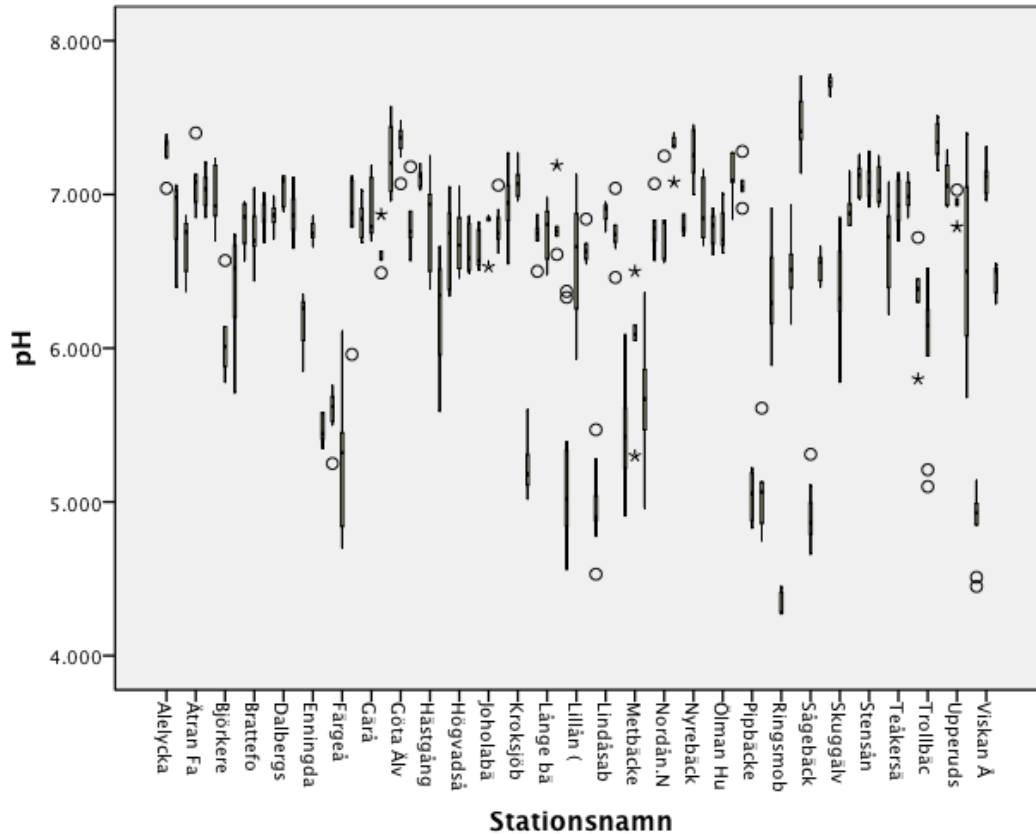
pH

Under den simulerade omdrevsperioden fanns det data på pH i 567 prover. Fördelningen är inte normalfördelad (Shapiro-Wilk $W = 0,87$, $p < 0,0001$) och data ligger i kluster kring pH 6,9 och 5 (Figur 8).



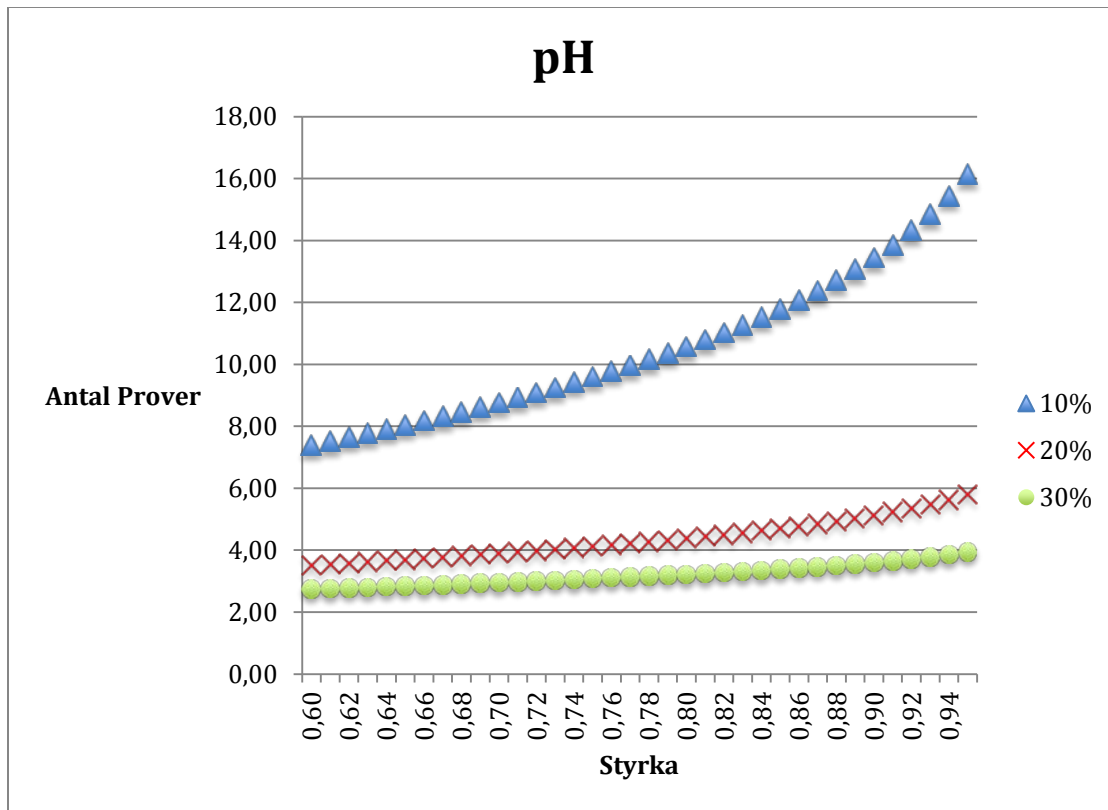
Figur 8: Fördelningen hos de pH-data som använts i denna studie. Linjen representerar normalfördelningen.

Ett fåtal platser framstår ha ett pH-värde kring pH 5 och de flesta kring kretsar kring pH 6,9 (Figur 8 och Figur 9).



Figur 9: Fördelning av pH vid de olika provtagningsplatserna som ingår i denna studie. Många av namnen är avkortade då de är i vissa fall väldigt långa. Mittan av lådan representerar medianen. Lådans gränser representerar den första samt tredje kvartilen och själva lådan representerar det interkvartilspannet. Lådans övre arm representerar tredje kvartilen plus ett och ett halvt interkvartilspann. Lådans undre arm representerar första kvartilen plus ett och ett halvt interkvartilspann. Värden utanför dessa gränser markeras med stjärnor och cirklar. Provtagningsplatserna sorterade i bokstavsordning.

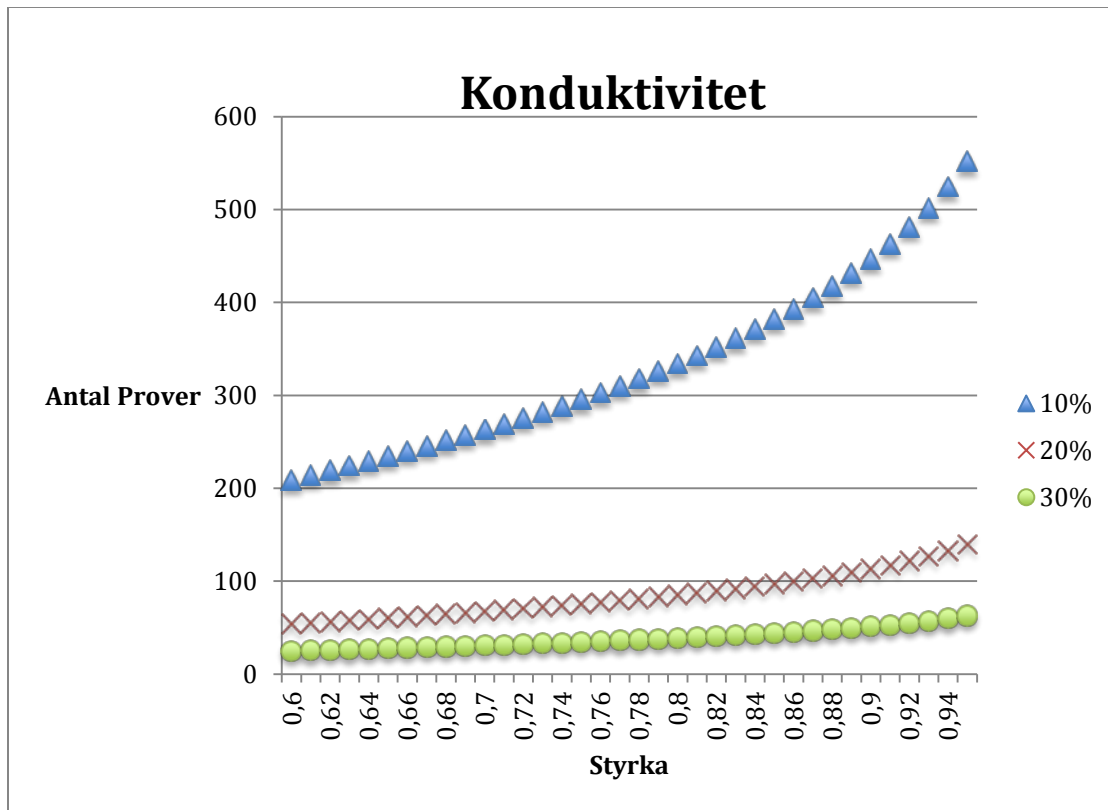
Den spatiala variansen står för ungefär 89 procent av den totala variansen (Tabell 3). Det krävs mellan 10 och 16 prover för att, med en styrka mellan 80 och 95 procent, upptäcka en förändring på 10 procent (Figur 10). Med motsvarande styrka krävs det mellan 4 och 6 prover för att upptäcka en förändring på 20 procent och mellan 3 och 4 prover för att upptäcka en förändring på 30 procent (Figur 10).



Figur 10: Resultat från en styrkeanalys för att kunna upptäcka förändringar i data för pH. Baserat på en simulerad omdrevsprovtagning av vattenkemi i vattendrag i Västra Götalands län. Figuren visar antal prover som krävs för att kunna upptäcka förändringar på 10, 20 respektive 30 procent, för olika värden på statistisk styrka. Analysen är baserad på den spatiala varianskomponenten vilket innebär att resultatet reflekterar hur många prover som krävs för att kunna upptäcka en generell förändring i vattendrag inom västerhavets vattendistrikt.

Konduktivitet

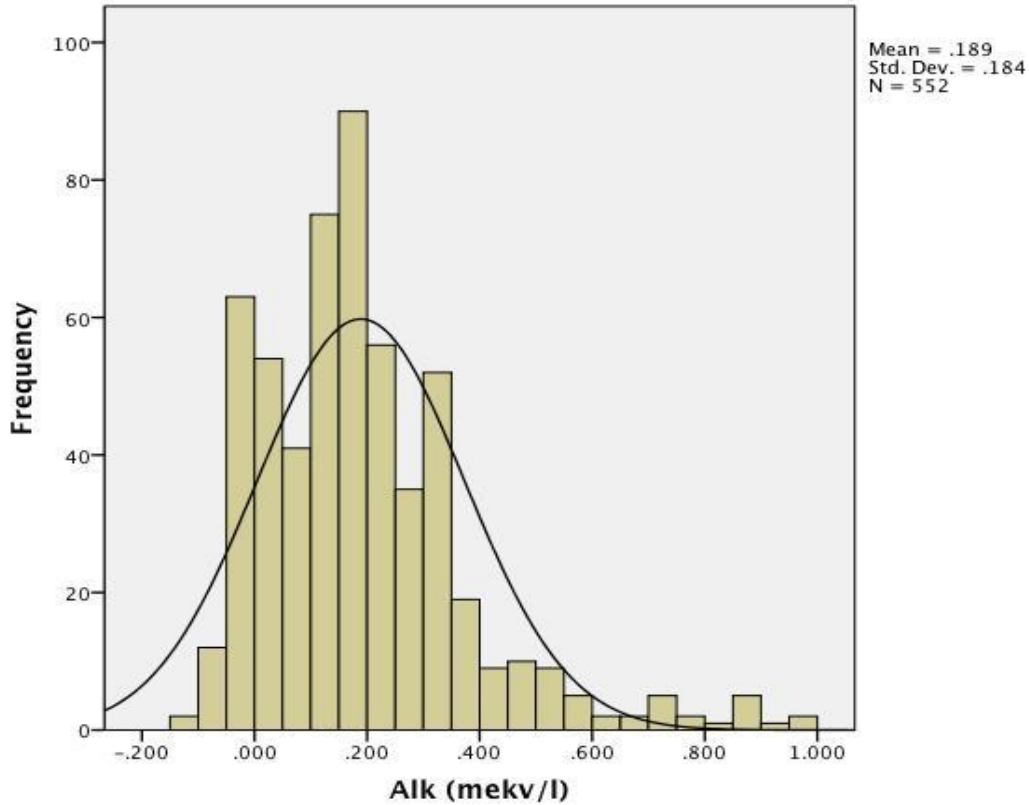
Under den simulerade omdrevsperioden fanns det data på konduktivitet i 567 prover. Fördelningen är inte normalfördelad (Shapiro-Wilk $W = ,79$, $p < 0,0001$). Den spatiala variansen står för ungefär 84 procent av den totala variansen (Tabell 3). Det krävs mellan 340 och 550 prover för att upptäcka en förändring på 10 procent med en styrka mellan 80 och 95 procent (Figur 11). Med motsvarande styrka krävs det mellan 75 och 150 prover för att upptäcka en förändring på 20 procent och mellan 40 och 60 prover för att upptäcka en förändring på 30 procent (Figur 11).



Figur 11: Resultat från en styrkeanalys för att kunna upptäcka förändringar i data för konduktivitet. Baserat på en simulerad omdrevsprovtagning av vattenkemi i vattendrag i Västra Götalands län. Figuren visar antal prover som krävs för att kunna upptäcka förändringar på 10, 20 respektive 30 procent, för olika värden på statistisk styrka. Analysen är baserad på den spatiala varianskomponenten vilket innebär att resultatet reflekterar hur många prover som krävs för att kunna upptäcka en generell förändring i vattendrag inom västerhavets vattendistrikt.

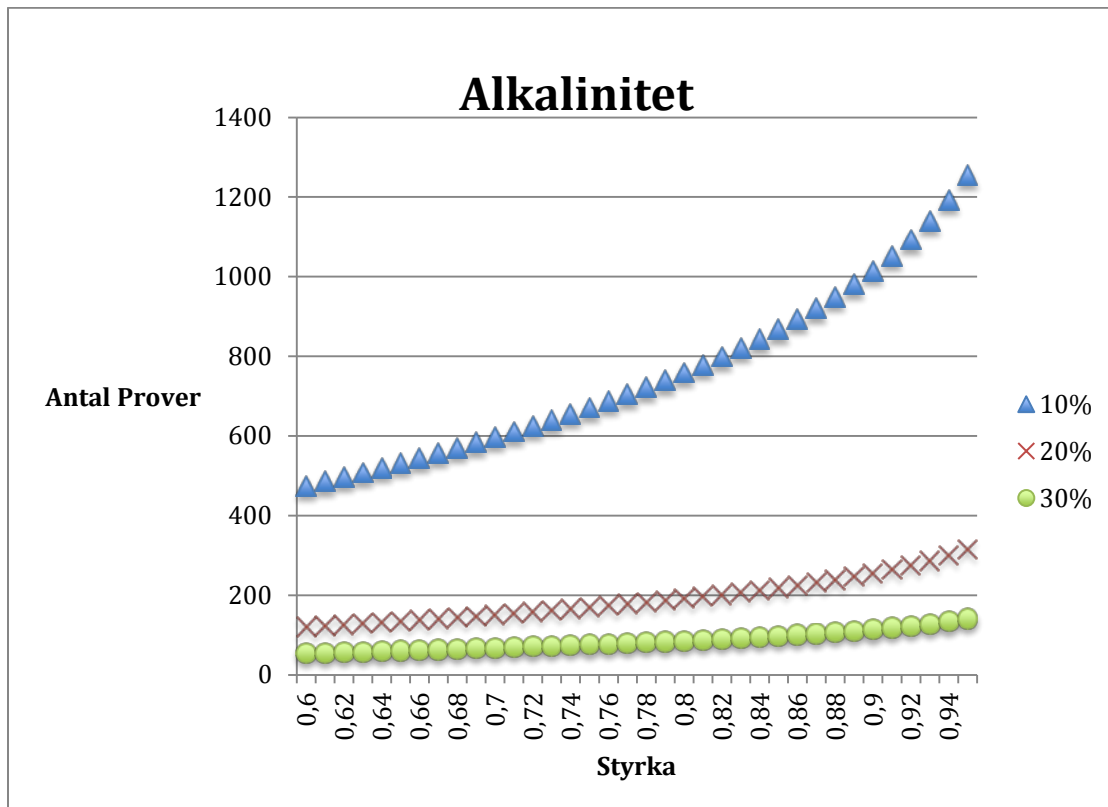
Alkalinitet

Under den simulerade omdrevsperioden fanns det data på alkalinitet i 548 prover efter att extremvärden exkluderats. Fördelningen är inte normalfördelad (Shapiro-Wilk $W = 0,86$, $p < 0,0001$) även om det kan framstå som nära (Figur 12).



Figur 12: Fördelningen hos de alkalinitetsdata som använts i denna studie. Linjen representerar normalfördelningen.

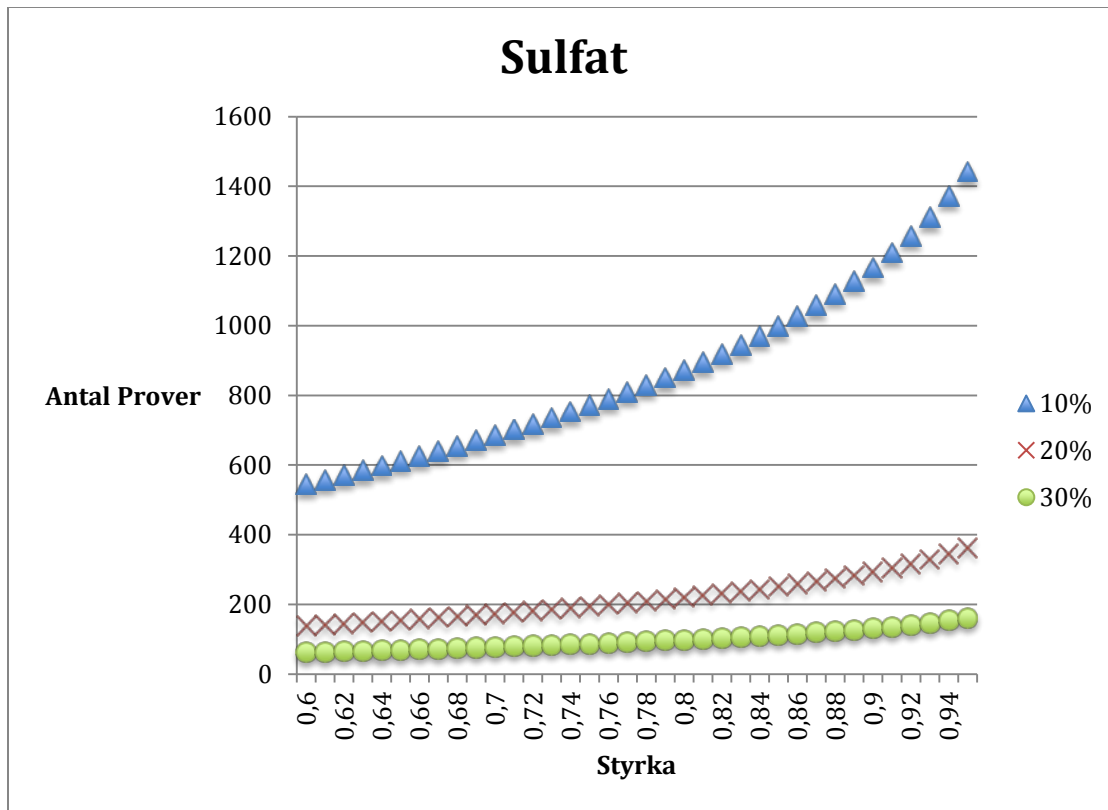
När det totala datasetet med extremvärden inkluderats framstår det att större andelen av datasetet ligger kring värdet noll (Figur 4). Den spatiala variansen står för ungefär 85 procent av den totala variansen (Tabell 3). Det krävs mellan 555 och 950 prover för att, med en styrka mellan 80 och 95 procent, upptäcka en förändring på 10 procent (Figur 13). Med motsvarande styrka krävs det mellan 150 och 250 prover för att upptäcka en förändring på 20 procent och mellan 60 och 100 prover för att upptäcka en förändring på 30 procent (Figur 13).



Figur 13: Resultat från en styrkeanalys för att kunna upptäcka förändringar i data för alkalinitet. Baserat på en simulerad omdrevsprovtagning av vattenkemi i vattendrag i Västra Götalands län. Figuren visar antal prover som krävs för att kunna upptäcka förändringar på 10, 20 respektive 30 procent, för olika värden på statistisk styrka. Analysen är baserad på den spatiala varianskomponenten vilket innebär att resultatet reflekterar hur många prover som krävs för att kunna upptäcka en generell förändring i vattendrag inom västerhavets vattendistrikt.

Sulfat

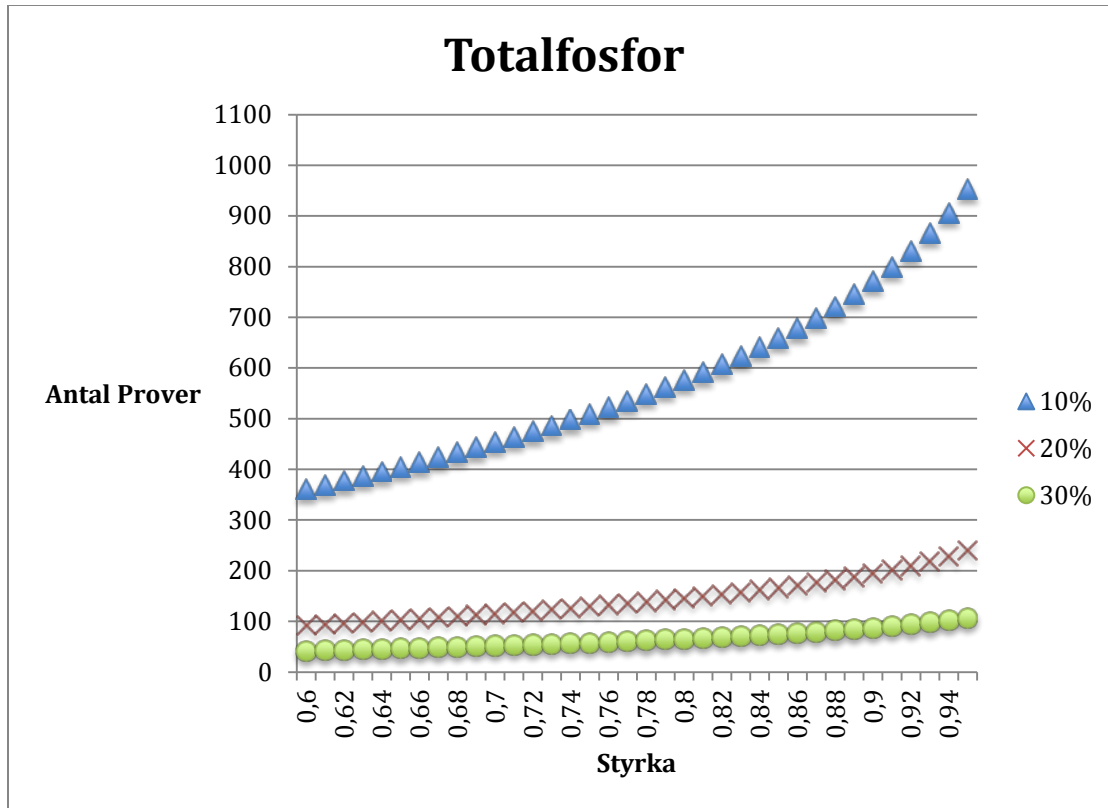
Under den simulerade omdrevsperioden fanns det data på alkalinitet i 548 prover efter att extremvärden exkluderats. Fördelningen är inte normalfördelad (Shapiro-Wilk $W = 0,72$, $p < 0,0001$). Den spatiala variansen står för ungefär 93 procent av den totala variansen (Tabell 3). Det krävs mellan 500 och 800 prover för att, med en styrka mellan 80 och 95 procent, upptäcka en förändring på 10 procent (Figur 14). Med motsvarande styrka krävs det mellan 125 och 200 prover för att upptäcka en förändring på 20 procent och mellan 50 och 100 prover för att upptäcka en förändring på 30 procent (Figur 14).



Figur 14: Resultat från en styrkeanalys för att kunna upptäcka förändringar i data för sulfat. Baserat på en simulerad omdrevsprovtagning av vattenkemi i vattendrag i Västra Götalands län. Figuren visar antal prover som krävs för att kunna upptäcka förändringar på 10, 20 respektive 30 procent, för olika värden på statistisk styrka. Analysen är baserad på den spatiala varianskomponenten vilket innebär att resultatet reflekterar hur många prover som krävs för att kunna upptäcka en generell förändring i vattendrag inom västerhavets vattendistrikt.

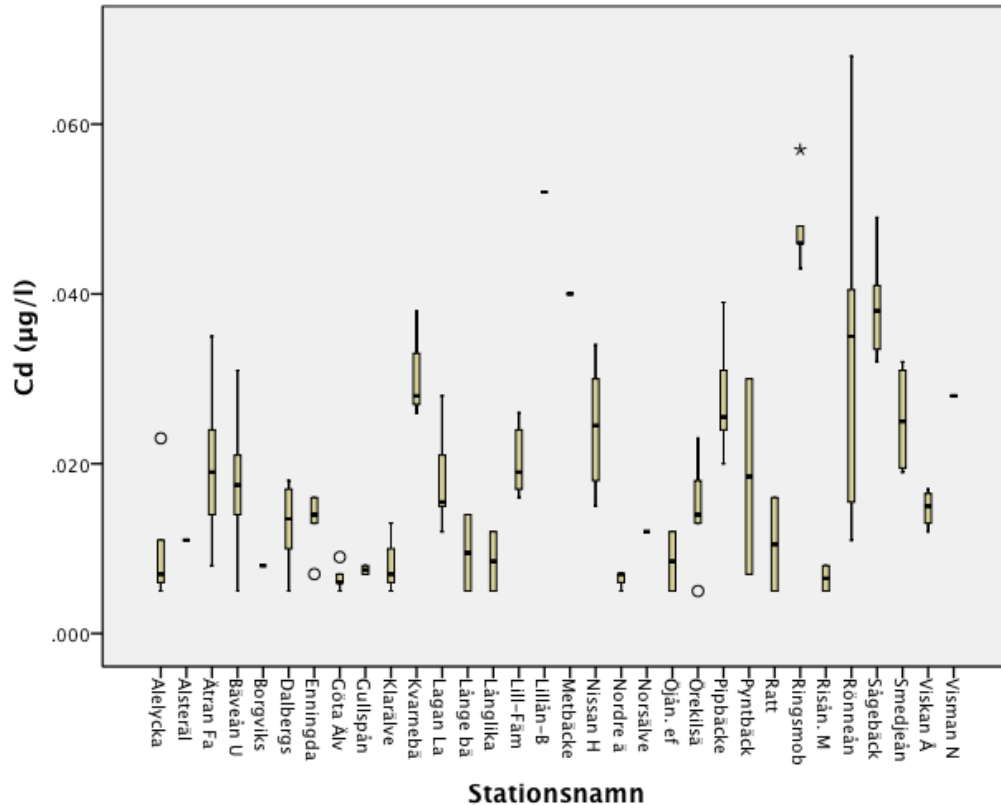
Totalfosfor

Under den simulerade omdrevsperioden fanns det data på totalfosfor i 491 prover efter att extremvärden exkluderats. Fördelningen är inte normalfördelad (Shapiro-Wilk $W = 0,66$, $p < 0,0001$). Den spatiala variansen står för ungefär 62 procent av den totala variansen (Tabell 3). Det krävs mellan 550 och 950 prover för att, med en styrka mellan 80 och 95 procent, upptäcka en förändring på 10 procent (Figur 15). Med motsvarande styrka krävs det mellan 150 och 250 prover för att upptäcka en förändring på 20 procent och mellan 75 och 100 prover för att upptäcka en förändring på 30 procent (Figur 15).



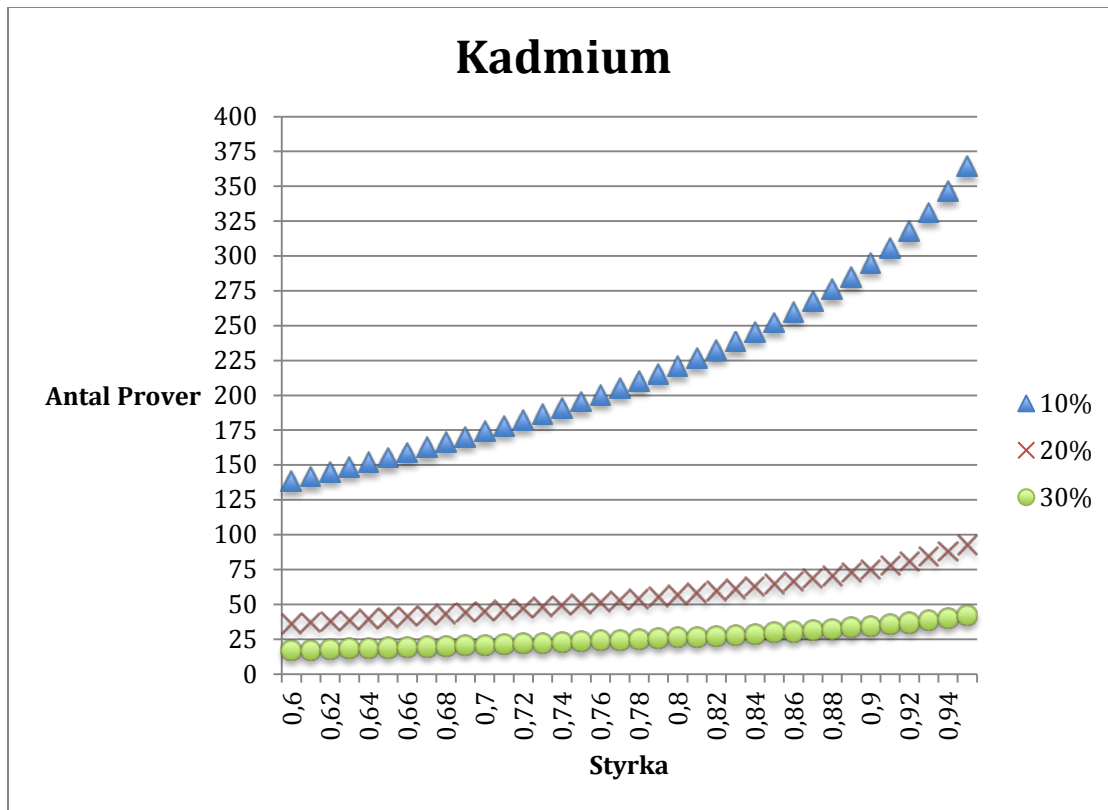
Figur 15: Resultat från en styrkeanalys för att kunna upptäcka förändringar i data för totalfosfor. Baserat på en simulerad omdrevsprovtagning av vattenkemi i vattendrag i Västra Götalands län. Figuren visar antal prover som krävs för att kunna upptäcka förändringar på 10, 20 respektive 30 procent, för olika värden på statistisk styrka. Analysen är baserad på den spatiala varianskomponenten vilket innebär att resultatet reflekterar hur många prover som krävs för att kunna upptäcka en generell förändring i vattendrag inom västerhavets vattendistrikt. **Kadmium**

Under den simulerade omdrevsperioden fanns det data på kadmium i 137 prover. Fördelningen är inte normalfördelad (Shapiro-Wilk $W = 0,92$, $p < 0,0001$). Variationen inom plats skiljer sig till stor del mellan platserna (Figur 16).



Figur 16: Fördelning av kadmium vid de olika provtagningsplatserna som ingår i denna studie. Många av namnen är avkortade då de är i vissa fall väldigt långa. Mitten av lådan representerar medianen. Lådans gränser representerar den första samt tredje kvartilen och själva lådan representerar det interkvartila spannet. Lådans övre arm representerar tredje kvartilen plus ett och ett halvt interkvartiligt spann. Lådans undre arm representerar första kvartilen plus ett och ett halvt interkvartiligt spann. Värderna utanför dessa gränser markeras med stjärnor och cirklar. Provtatserna sorterade i bokstavsordning.

Den spatiala variansen står för ungefär 67 procent av den totala variansen (Tabell 3). Det krävs mellan 225 och 375 prover för att upptäcka en förändring på 10 procent med en styrka mellan 80 och 95 procent (Figur 17). Med motsvarande styrka krävs det mellan 60 och 100 prover för att upptäcka en förändring på 20 procent och mellan 25 och 50 prover för att upptäcka en förändring på 30 procent (Figur 17).

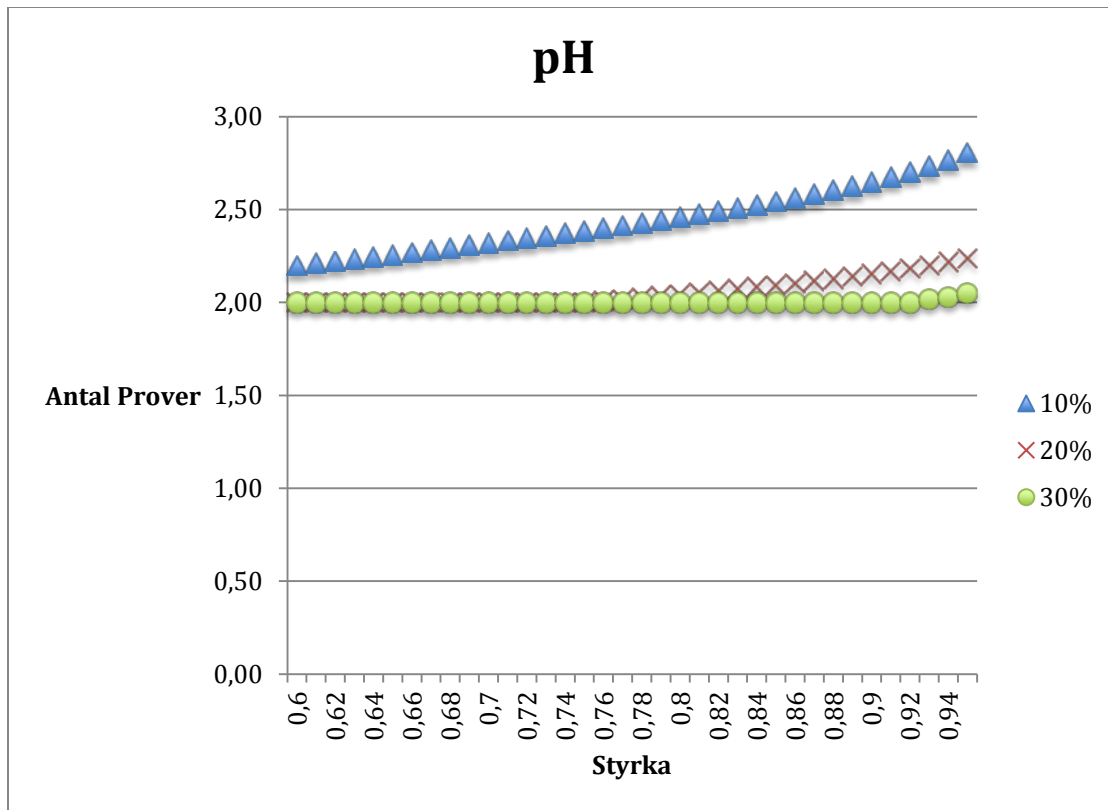


Figur 17: Resultat från en styrkeanalys för att kunna upptäcka förändringar i data för kadmium. Baserat på en simulerad omdrevsprovtagning av vattenkemi i vattendrag i Västra Götalands län. Figuren visar antal prover som krävs för att kunna upptäcka förändringar på 10, 20 respektive 30 procent, för olika värden på statistisk styrka. Analysen är baserad på den spatiala varianskomponenten vilket innebär att resultatet reflekterar hur många prover som krävs för att kunna upptäcka en generell förändring i vattendrag inom västerhavets vattendistrikt.

Temporal variansanalys

pH

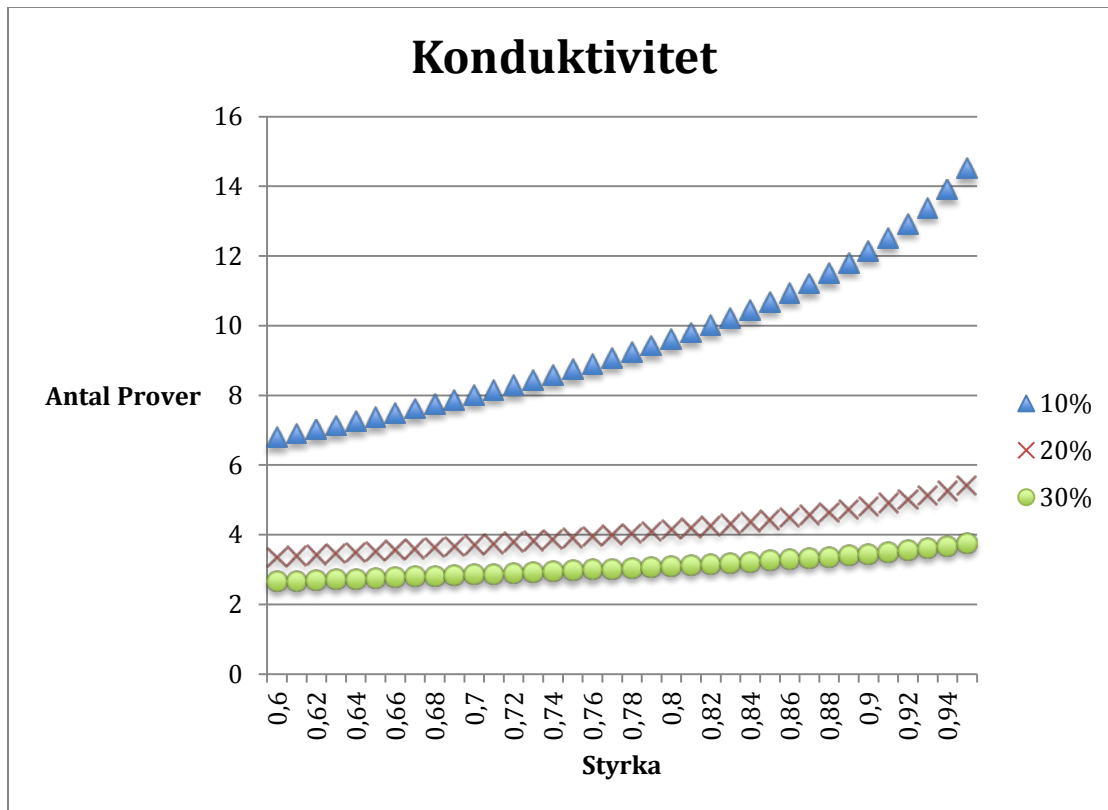
Den temporal variationen förklarar generellt en relativt liten andel av den totala variationen. Den temporal variansen står för ungefär 3 procent av den totala variansen (Tabell 3). Till följd av den låga variationen krävs det endast mellan 2 och 3 prover för att kunna upptäcka en förändring, oavsett vilken förändringsstorlek som är av intresse (Figur 18). Intervallet ges för att beskriva antalet prover som krävs med en styrka mellan 80 och 95 procent.



Figur 18: Resultat från en styrkeanalys för att kunna upptäcka förändringar i data för pH. Baserat på en simulerad omdrevsprovtagning av vattenkemi i vattendrag i Västra Götalands län. Figuren visar antal prover som krävs för att kunna upptäcka förändringar på 10, 20 respektive 30 procent, för olika värden på statistisk styrka. Analysen är baserad på den temporala varianskomponenten vilket innebär att resultatet reflekterar hur många prover som krävs för att kunna upptäcka en generell förändring mellan prover tagna årligen i oktober i västerhavets vattendistrikt.

Konduktivitet

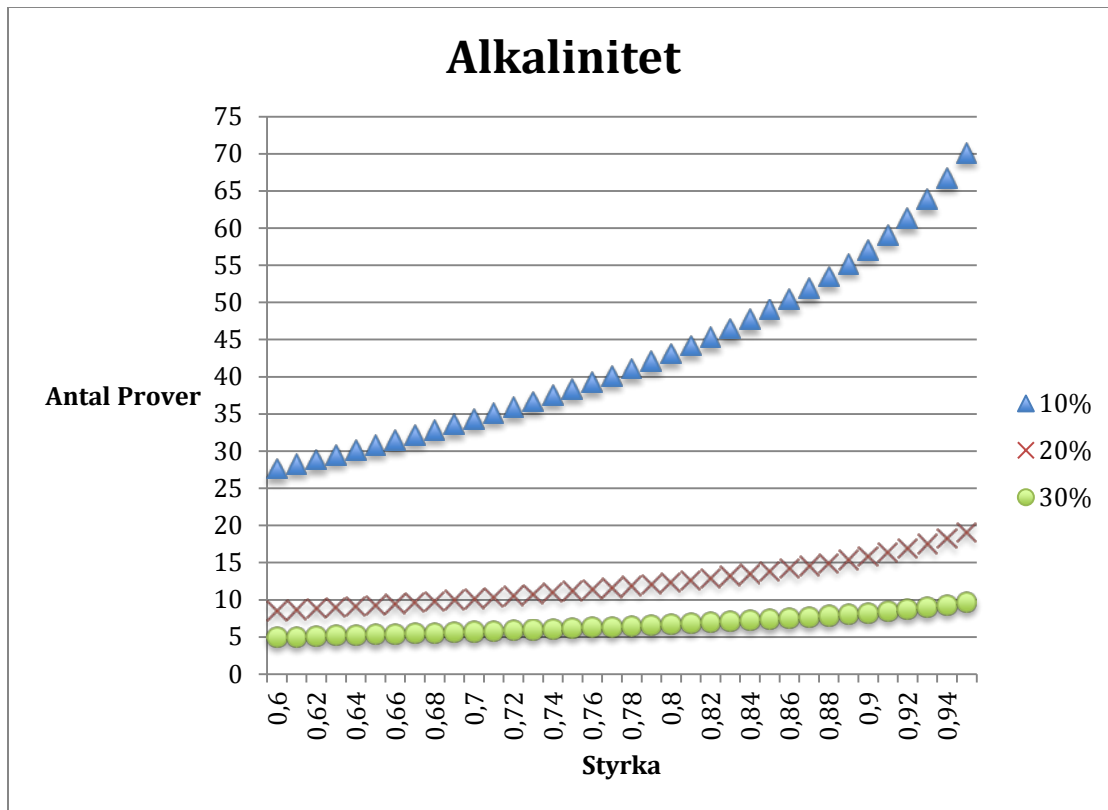
Den temporal variationen för konduktivitet inom ett vattendrag är liten. Den temporal variansen står för ungefär 2 procent av den totala variansen (Tabell 3). Det krävs mellan 9 och 15 prover för att upptäcka en förändring på 10 procent, med en styrka mellan 80 och 95 procent (Figur 19). Med motsvarande styrka krävs det mellan 4 och 6 prover för att upptäcka en förändring på 20 procent och mellan 3 och 4 prover för att upptäcka en förändring på 30 procent (Figur 19).



Figur 19: Resultat från en styrkeanalys för att kunna upptäcka förändringar i data för konduktivitet. Baserat på en simulerad omdrevsprovtagning av vattenkemi i vattendrag i Västra Götalands län. Figuren visar antal prover som krävs för att kunna upptäcka förändringar på 10, 20 respektive 30 procent, för olika värden på statistisk styrka. Analysen är baserad på den temporala varianskomponenten vilket innebär att resultatet reflekterar hur många prover som krävs för att kunna upptäcka en generell förändring mellan prover tagna årligen i oktober i västerhavets vattendistrikt.

Alkalinitet

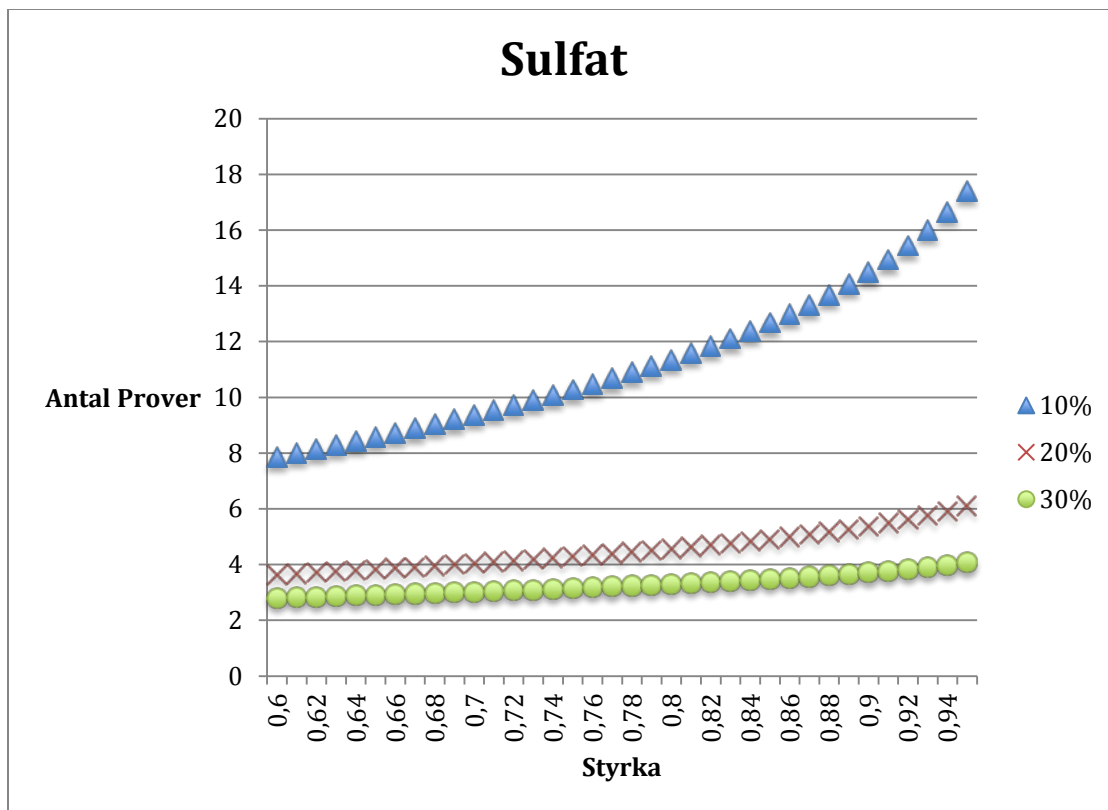
Liksom för konduktivitet är den temporala variansen mycket lägre än den rumsliga. Den temporala variansen står för ungefär 5 procent av den totala variansen (Tabell 3). Det krävs mellan 45 och 75 prover för att upptäcka en förändring på 10 procent med en styrka mellan 80 och 95 procent, (Figur 20). Med motsvarande styrka krävs det mellan 12 och 20 prover för att upptäcka en förändring på 20 procent och mellan 5 och 10 prover för att upptäcka en förändring på 30 procent (Figur 20).



Figur 20: Resultat från en styrkeanalys för att kunna upptäcka förändringar i data för alkalinitet. Baserat på en simulerad omdrevsprovtagning av vattenkemi i vattendrag i Västra Götalands län. Figuren visar antal prover som krävs för att kunna upptäcka förändringar på 10, 20 respektive 30 procent, för olika värden på statistisk styrka. Analysen är baserad på den temporala varianskomponenten vilket innebär att resultatet reflekterar hur många prover som krävs för att kunna upptäcka en generell förändring mellan prover tagna årligen i oktober i västerhavets vattendistrikt.

Sulfat

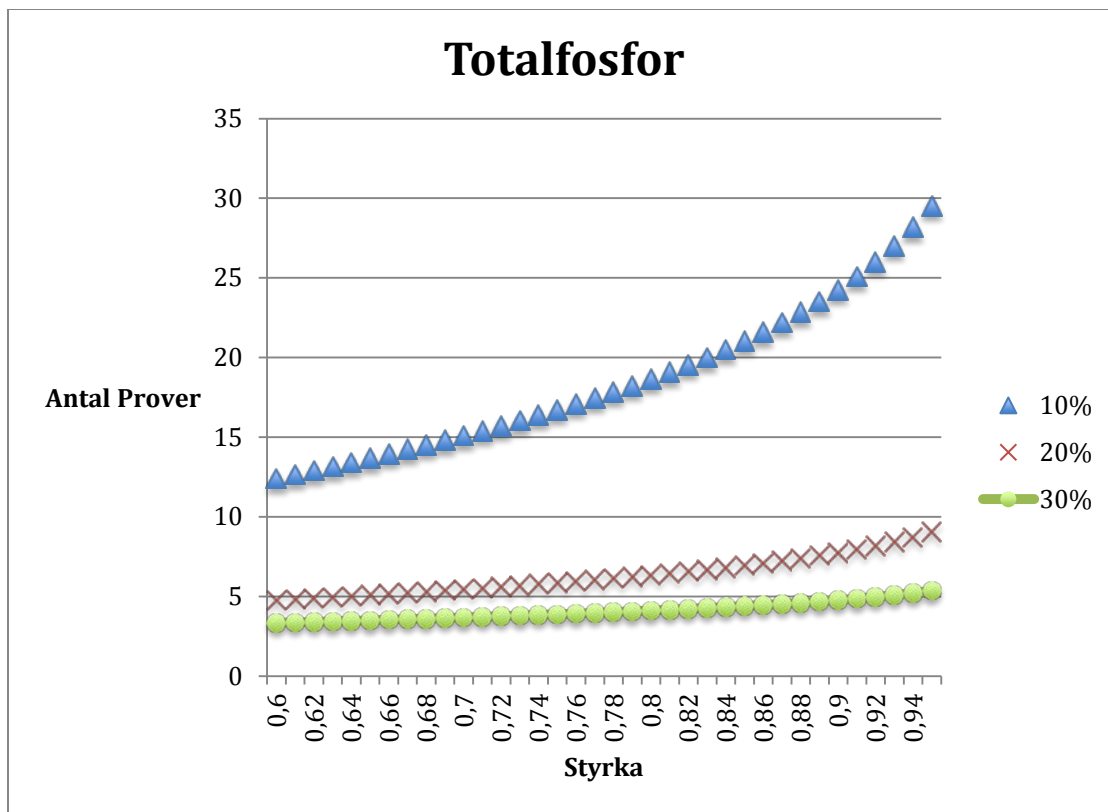
Liksom för alkalinitet är den temporala variansen mycket lägre än den rumsliga. Den temporala variansen står för ungefär 1 procent av den totala variansen (Tabell 3). Det krävs mellan 12 och 18 prover för att, med en styrka mellan 80 och 95 procent, upptäcka en förändring på 10 procent (Figur 21). Med motsvarande styrka krävs det mellan 5 och 6 prover för att upptäcka en förändring på 20 procent och mellan 3 och 4 prover för att upptäcka en förändring på 30 procent (Figur 21).



Figur 21: Resultat från en styrkeanalys för att kunna upptäcka förändringar i data för sulfat. Baserat på en simulerad omdrevsprovtagning av vattenkemi i vattendrag i Västra Götalands län. Figuren visar antal prover som krävs för att kunna upptäcka förändringar på 10, 20 respektive 30 procent, för olika värden på statistisk styrka. Analysen är baserad på den temporala varianskomponenten vilket innebär att resultatet reflekterar hur många prover som krävs för att kunna upptäcka en generell förändring mellan prover tagna årligen i oktober i västerhavets vattendistrikt.

Totalfosfor

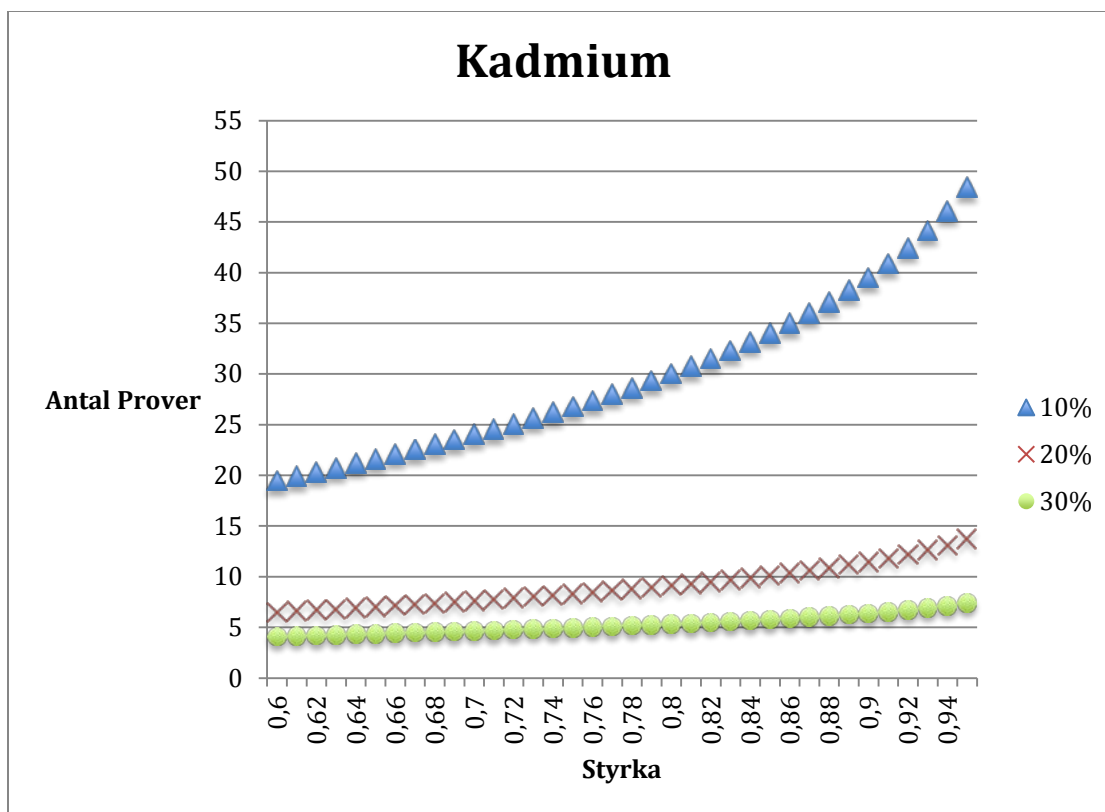
Liksom för sulfat är den temporala variansen mycket lägre än den rumsliga. Den temporala variansen står för ungefär 2 procent av den totala variansen (Tabell 3). Det krävs mellan 6 och 9 prover för att, med en styrka mellan 80 och 95 procent, upptäcka en förändring på 10 procent (Figur 22). Med motsvarande styrka krävs det mellan 15 och 25 prover för att upptäcka en förändring på 20 procent och mellan 4 och 5 prover för att upptäcka en förändring på 30 procent (Figur 22).



Figur 22: Resultat från en styrkeanalys för att kunna upptäcka förändringar i data för totalfosfor. Baserat på en simulerad omdrevsprovtagning av vattenkemi i vattendrag i Västra Götalands län. Figuren visar antal prover som krävs för att kunna upptäcka förändringar på 10, 20 respektive 30 procent, för olika värden på statistisk styrka. Analysen är baserad på den temporala varianskomponenten vilket innebär att resultatet reflekterar hur många prover som krävs för att kunna upptäcka en generell förändring mellan prover tagna årligen i oktober i västerhavets vattendistrikt.

Kadmium

Den temporala variansen står för ungefär 6 procent av den totala variansen (Tabell 3). Det krävs mellan 30 och 50 prover för att, med en styrka mellan 80 och 95 procent, upptäcka en förändring på 10 procent (Figur 23). Med motsvarande styrka krävs det mellan 9 och 15 prover för att upptäcka en förändring på 20 procent och mellan 5 och 8 prover för att upptäcka en förändring på 30 procent (Figur 23).



Figur 23: Resultat från en styrkeanalys för att kunna upptäcka förändringar i data för kadmium. Baserat på en simulerad omdrevsprovtagning av vattenkemi i vattendrag i Västra Götalands län. Figuren visar antal prover som krävs för att kunna upptäcka förändringar på 10, 20 respektive 30 procent, för olika värden på statistisk styrka. Analysen är baserad på den temporala varianskomponenten vilket innebär att resultatet reflekterar hur många prover som krävs för att kunna upptäcka en generell förändring mellan prover tagna årligen i oktober i västerhavets vattendistrikt.

Sammanfattningsvis är variationen mellan provtagningsplatser större än variationen inom provtagningsplats mellan provtagningar. Figurenerna ovan med resultat ifrån styrkeanalysen är sammanfattade i Tabell 4.

Tabell 4: Antal prover som krävs för att kunna upptäcka en förändring på 10, 20 och 30 procent i ett omdrevsförfarande hos trendobjekt i Västra Götalands län. Uppdelat efter spatiala och temporala varianskomponenterna. Den spatiala delen ger svar på hur många prover som krävs för att upptäcka en förändring mellan omdrevcykler på länsnivå baserat på värden från oktober varje år. Den temporala delen ger svar på hur många prover som krävs för att upptäcka en skillnad mellan år för enskilda vattendrag, dock som ett medelvärde för hela västerhavets vattendistrikt. Antalet prover ges i intervaller baserat på 80 till 95 procent styrka.

	10 %		20 %		30 %	
	Spatial	Temporal	Spatial	Temporal	Spatial	Temporal
pH	10 - 16	2 - 3	4 - 6	2	3 - 4	2
Konduktivitet	320 - 550	9 - 15	80 - 150	4 - 6	40 - 60	3 - 4
Alkalinitet	750 - 1250	42 - 70	200 - 300	12 - 20	80 - 140	6 - 10
Sulfat	850 - 1450	11 - 18	220 - 360	5 - 6	100 - 160	3 - 4
Totalfosfor	575 - 950	18 - 30	150 - 250	15 - 25	50 - 100	4 - 5
Kadmium	225 - 365	30 - 50	60 - 90	9 - 15	20 - 50	5 - 8

Diskussion

Variansuppdelning

Den temporala varianskomponenten är liten i relation till den spatiala varianskomponenten. Detta är inte oväntat då variationen mellan höstperioder varje år vanligtvis inte är stor (Bydén, Larsson, & Olsson, 2003). Eftersom den spatiala variansen är stor bör ett omdrevsprogram användas för att beskriva hela västerhavets vattendistrikt på ett tillfredställande sätt. Det är viktigt att notera att variansen är baserad på data ifrån ett trendprogram och kan därmed inte visa exakt hur stor den spatiala variansen skulle vara i ett omdrevsförfarande. I ett rent omdrevsförfarande skulle prover ifrån nya platser tas varje år och därmed skulle fler provplatser inkluderas jämfört med ett trendprogram.

Det är en stor skillnad på styrkeanalysens resultat när det gäller storleken på förändringen som kan upptäckas med tillräcklig styrka. Det krävs betydligt fler prover när en förändring på 10 procent skall upptäckas jämfört med antalet som krävs exempelvis när en förändring på 20 procent skall upptäckas. Detta gäller alla variablerna. Det framgår även att det inte är så stor skillnad på antalet prover som krävs för att en förändring på 20 eller 30 procent skall upptäckas (Tabell 4).

Om en lägre styrka samt en större förändring kan användas för att uppnå kraven gör detta en stor skillnad när det gäller hur många prover som krävs. I detta fall är styrkeanalysen utförd utifrån förutsättningen att förändringar av olika storlekar ska upptäckas. Resultatet kan skilja sig avsevärt om styrkeanalysen var gjord utifrån förutsättningen att klassgränser skulle användas. I det fallet skulle fler prover krävas för att säkerställa att ett vattendrag har klassificerats rätt med hög styrka ju närmare vattendraget är till en klassgräns. Antalet prover som krävs beror emellertid, också i ett fall med klassgränser, på hur stor osäkerhet som är acceptabel (Naturvårdsverket, 2013).

Nivå på effektstorlek

Variablerna kan skilja sig från varandra med avseende på vad som anses vara en stor eller liten förändring eller skillnad. Om pH i ett vattendrag förändras tio procent är det möjligt att denna förändring inte har en avgörande effekt på ekosystemet, dock kan motsvarande förändring i en annan variabel ha mycket större effekter (Bydén, Larsson, & Olsson, 2003). Procentsatserna är inte satta efter vad som är en accepterad förändringsmagnitud utan är bara satta i avseendet att ge en översikt på hur många prover som krävs för att upptäcka olika förändringar. Enligt Munkittrick m.fl. (2009) är det fördelaktigt att använda en så kallad "kritisk effektstorlek". Denna effektstorlek avspeglar vilken förändring som resulterar i en betydelsefull förändring i miljön. Ett flertal studier rekommenderar ungefär 25 procent som ett riktvärde på kritisk effektstorlek, i de fall noggrannare underlag saknas (Downes m.fl., 2002; Mapstone, 1995; Keough & Mapstone, 1997). Det konstateras emellertid att fastställandet av en effektstorlek som är baserad på generella rekommendationer inte är att rekommendera i andra fall än när det saknas relevant forskning på kritiska effektstorlekar för de variabler man arbetar med. De 25 procenten är dock att rekommendera som utgångspunkt för den kritiska effektstorleken vid överväganden om vilket antal prover som krävs för att utforma ett omdrevsprogram.

Variationen hos variablerna kan påverkas av flertalet faktorer, som exempelvis avbrott i provtagning och beroende provtagningar (Fox, 2001). De faktorer som går att kvantifiera går att ta hänsyn till vid analys, medan andra mer okontrollerade faktorer kommer att ingå i den oförklarade variationen.

Vidare forskning

Ett område som kan undersökas mer är de olika variablernas natur. Vissa är mer styrda av antropogena aktiviteter jämfört med andra vilket innebär att provtagningen av dessa möjligtvis bör utformas annorlunda. Exempelvis visar fördelningen av pH-värden i denna rapport att det finns två subpopulationer inom västerhavets vattendistrikt. Fördelningen visar en population med medelvärde kring pH 6,9 och en mindre population med medel kring pH 5 (Figur 8).

I ett sådant läge kan det vara fördelaktigt att utforma övervakningsprogrammet för att kompensera för stratifieringen. Genom att använda en stratifierad provtagning förbättras oftast standardavvikelsen av uppskattningarna (Gallego & Stibig, 2013). Ett alternativ är att fördela proverna på de två populationerna i proportion till populationernas storlekar (Naturvårdsverket, 2013).

Ytterligare ett alternativ är att fördela proverna i olika strata i proportion till exempelvis mängd vattendrag eller yta, dock kräver en stratifierad provtagning tillräckligt utförlig information om stratifieringen. Om tillräcklig information inte finns tillgängligt kan prover med fördel fördelas jämnt på olika strata (Stauffer & Zielinski, 1996).

Ytterligare analys av residualvariationen kan ge information som är avgörande för att öka effektiviteten på programmet. Om den residuala variansen kan härledas till andra varianskomponenter kan detta förbättra utformningen av ett eventuellt omdrevsprogram för vattendrag (Lindegarth, Carstensen, & Johnson, 2013).

Den här studien har visat att vissa variabler har fler extremvärden än andra. Bakgrunden till dessa värden är av vikt att kartlägga då avvikande värden kan tyda på brister i mätningen av variabeln. Forskning kring hanteringen av felkällor vid provtagning av sötvatten och dess påverkan pågår i dagsläget (Lindegarth, Carstensen, & Johnson, 2013).

Vissa variabler är billigare än andra att analysera och beroende på hur representativa de är för statusen av vattnet kan de vara av mer eller mindre intresse att mäta. Många måste mätas för att uppfylla kraven som ställs av EU men en del effektivisering kan trots detta vara möjlig. Det krävs analyser på kostnaderna, som är förknippade med mätningen av variablerna i relation till informationen de ger, för att fastställa hur många prover som behövs. Enligt EU:s vattendirektiv skall en ekonomisk analys utföras av varje medlemsstat där bland annat framtida investeringar skall utvärderas. Även kostnader som är förknippade med så kallade "vattentjänster" skall undersökas. Begreppet vattentjänster används i EU:s Vattendirektiv som en beskrivning av ekosystemtjänster. En generell kartläggning skall också ske av medlemsländer i EU när dess miljöpolitik utarbetas (EU, 2000). I denna rapport är resultaten baserade enbart på variansen hos respektive variabel. För en mer fullständig analys av vilka variabler som bör ingå i ett övervakningsprogram bör även faktorerna ovan inkluderas i avvägandena.

Zeide (1994) påpekar att det ofta inkluderas för många variabler i ett övervakningsprogram med resultatet att resurserna enbart räcker för att programmet ska kunna avslöja väldigt lite om väldigt mycket. Detta är något som också påvisas av Lindenmeyer och Likens (2010) som en vanlig brist hos många övervakningsprogram. Kortfattat krävs det tydliga frågor för att välja ut rätt variabler för att undvika att för mycket mäts för att utvärdera en alldeles för stor yta. Dock ska den generella miljöövervakningen även ligga till grund för att fastställa bakgrundsnivåer, för att kunna fungera som referens vid eventuella framtida okända hot mot miljön. Därför bör övervakningsprogram innehålla några fler variabler än vad som är av direkt intresse för dess uttalade syfte. Det krävs en balans mellan en tillräcklig mängd variabler för syftet, vad som krävs för att kompensera för okända framtida hot, och vad som är ekonomiskt effektivt i förhållande till informationsmängd (Lovett, m. fl., 2007).

Det är viktigt att fastställa vilken osäkerhetsgrad som är acceptabel för att fastställa antalet prover som krävs. Det finns olika tillvägagångssätt för att hantera en situation där klassificering är av intresse. Ett alternativ är att använda ett maximalt antal prover för att kunna klassificera med hög säkerhet oavsett hur nära en klassgräns det uppskattade värdet ligger. Ett annat alternativ är att acceptera en låg säkerhet vid tillfällena då uppskattningarna ligger nära klassgränser. Problematiken kring klassgränser har inte analyserats i denna rapport och därför ges inga svar på hur detta problem skall hanteras.

Då denna studie är utförd på ett fåtal av de använda variablerna ges inte en fullständig bild av krav på antal prover. Det framgår i resultatet att de olika variablerna skiljer sig avsevärt när det gäller antal prover som krävs för att upptäcka de olika effektstorlekarna. Därför är det av intresse att utföra samma analys på fler variabler utöver de som analyserats i denna rapport.

Slutsatser

Resultatet i denna rapport ger svar till hur många prover som krävs för att upptäcka en förändring på 10, 20 och 30 procent i västerhavets vattendistrikt om det har skett en förändring. Det ger också svar på hur många prover som krävs för att upptäcka 10, 20 och 30 procents förändring mellan år inom ett medelvattendrag i västerhavets vattendistrikt. Resultatet visar att det krävs mycket fler prover för att upptäcka en rumslig förändring än en förändring i tid (Tabell 4).

Det framgår från vattendirektivet att fokus med övervakningen skall vara att fastställa den ekologiska kvaliteten hos vattendragen med hänsyn till både tid och rum. Ett omdrevsprogram kan vara nödvändigt då den spatials variansen är stor. Det krävs emellertid fler studier för att fastställa ifall ett omdrevsprogram uppfyller EU:s krav på miljöövervakning på ett bättre sätt än befintlig miljöövervakning.

Tack

Claudia von Brömssen, SLU, bistod med R skript för att fastställa varians.

Ulf Grandin, SLU, bistod med sin expertis som handledare

Ragnar Lagergren, Västra Götalands Länsstyrelse, bistod som uppdragsgivare med information och hjälp

Per Sandén, LiU, bistod med information och hjälp vid analys

Referenser

- Archaux F., Bergès L. (2008). Optimising vegetation monitoring. A case study in A French lowland forest. *Environmental Monitoring and Assessment*, 141(1), 19-25.
- Bydén, L., Larsson, A.-M., & Olsson, M. (2003). *Mäta vatten - Undersökningar av sött och salt vatten*. Göteborg: Göteborgs Universitet.
- Bierkens, M. F., Brus, D. J., & de Gruijter, J. (2006). *Sampling for Natural Resource Monitoring*. Berlin: Springer.
- Downes, B. J., Barmuta, L. A., Fairweather, P. G., Faith, D. P., Keough, M. J., Lake, P. S., Mapstone, B. D., & Quinn, G. P. (2002). *Monitoring Ecological Impacts Concepts and Practice in Flowing Waters*. Cambridge: Cambridge University
- EU. (2000). Eur-Lex. 2000/60/EG, *Ramdirektivet för vatten*. Hämtad 2013-03-20, från <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:32000L0060:SV:HTML>
- Fox, D. R. (2001). Environmental power analysis – a new perspective. *Environmetrics*, 12(5), 437-449
- Gallego, F. J. & Stibig, H. J. (2013). Area estimation from a sample of satellite images: The impact of stratification on the clustering efficiency. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 22(Special Utgåva), 139–146.
- Grandin, U. (2006). *Statistisk analys av möjligheter att kunna upptäcka regionala trender i de nuvarande programmen för nationell övervakning av sötvatten. - Ett underlag för revisionen av programmen år 2006*. Uppsala: SLU.
- HaV. (2013a). Havs och vattenmyndigheten. *Vattenförvaltning i Sverige*. Hämtad 2013-02-05, från <https://www.havochvatten.se/miljopolitik-och-lagar/forvaltning-av-sveriges-vatten/vattendirektivet/sa-jobbar-sverige-med-vattenforvaltning.html>
- HaV. (2013b). Havs och vattenmyndigheten. *SamVat*. Hämtad 2013-02-05, från <https://www.havochvatten.se/miljopolitik-och-lagar/forvaltning-av-sveriges-vatten/vattendirektivet/sa-jobbar-sverige-med-vattenforvaltning/samvat.html>
- HaV. (2012a). Havs och vattenmyndigheten. *Nationell miljöövervakning*. Hämtad 2013-01-31, från <https://www.havochvatten.se/Kunskap-om-vara-vatten/datainsamling-och-miljoovervakning/miljoovervakning/nationell-miljoovervakning.html>
- HaV. (2012b). Havs och vattenmyndigheten. *Ny myndighet - nya ansvarsområden*. Hämtad 2013-02-05, från <https://www.havochvatten.se/om-oss/pa-regeringens-uppdrag/ansvarsomraden.html>

- HaV. (2012c). Havs och vattenmyndigheten. *Programområde sötwater*. Hämtad 2013-03-20, från <https://www.havochvatten.se/Kunskap-om-vara-vatten/datainsamling-och-miljoovervakning/programomraden/programomrade-sotwater.html>
- HHU. (2011). Heinrich-Heine Universität. *Release 3.1.3*. Hämtad 2013-04-19, från <http://www.psych.uni-duesseldorf.de/abteilungen/aap/gpower3/download-and-register>
- HHU. (2009). Heinrich-Heine Universität. *Means: Difference from constant (one-sample case)*. Hämtad 2013-04-02, från http://www.psych.uni-duesseldorf.de/abteilungen/aap/gpower3/user-guide-by-distribution/t/means_difference_from_constant
- IBM. (2014). *SPSS Statistics*. Hämtad 2014-02-05, från IBM: <http://www-03.ibm.com/software/products/sv/spss-statistics>
- Keough, M. J., & Mapstone, B. D. (1997). Designing environmental monitoring for pulp mills in Australia. *Water Science and Technology*, 35(2), 397-404.
- Lindgarth, M., Carstensen, J., & Johnson, R. K. (2013). *Uncertainty of biological indicators for the WFD in Swedish water bodies: current procedures and a proposed framework for the future*. WATERS.
- Lindenmeyer, D. B., & Likens, G. E. (2010). The science and application of ecological monitoring. *Biological Conservation*, 143(6), 1317-1328.
- Lindenmeyer, D. B., & Likens, G. E. (2009). Adaptive monitoring: a new paradigm for long-term research and monitoring. *Trends in Ecology and Evolution*, 24(9), 482-486.
- Lovett, G. M., Burns, D. A., Driscoll, C. T., Jenkins, J. C., Mitchell, M. J., Rustad, L., Shanley, J. B., Likens, G. E., Haeuber, R. (2007). Who Needs Environmental Monitoring?. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5 (5), 253-260
- Mapstone, B. D. (1995). Scalable decision rules for environmental impact studies: Effect size, type I, and type II errors. *Ecological Application*, 5(2), 401-410.
- Merriam-Webster. (2013). *Merriam-Webster*. Hämtad 2013-01-29, Sökord: Monitor, från <http://www.merriam-webster.com/dictionary/monitor?show=0&t=1359463832>
- Naturvårdsverket. (2013). Hämtad 2013-05-09, från <http://miljostatistik.se>
- Naturvårdsverket. (2012). *Samordning av miljöövervakningen*. Hämtad 2013-02-05, från <http://www.naturvardsverket.se/Start/Tillstandet-i-miljon/Miljoovervakning/Samordning-av-miljoovervakningen/>
- Naturvårdsverket. (2010). *Sötwater - Årsskrift från miljöövervakningen 2010*. Hämtad 2013-02-05, från <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-1283-0.pdf>

Naturvårdsverket. (2008). *Sötvatten – revision av nationell miljöövervakning 2007*. Hämtad 2013-02-01, från <http://www.naturvardsverket.se/Start/Om-Naturvardsverket/Vara-publikationer/ISBN1/5800/978-91-620-5870-8/>

Naturvårdsverket. (2007a). *Beskrivning av delprogrammet Trendvattendrag*. Hämtad 2013-02-13, från <https://www.havochvatten.se/download/18.64f5b3211343cffddb280006189/1325603308597/Beskrivning+av+delprogrammet+Trendvattendrag.pdf>

Naturvårdsverket. (2007b). *Beskrivning av delprogrammet Sjöar, omdrevsstationer*. Hämtad 2013-05-13, från <https://www.havochvatten.se/download/18.64f5b3211343cffddb280006311/1325606203026/Beskrivning+av+delprogrammet+Sjöar%2C+omdrevsstationer.pdf>

Naturvårdsverket. (2007c). *Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon - En handbok om hur kvalitetskrav i ytvattenförekomster kan bestämmas och följas upp*. Hämtad 2013-03-20, från <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-0147-6.pdf>

Naturvårdsverket. (2004). *Rening av avloppsvatten i Sverige år 2004*. Hämtad 2013-01-13, från <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-8251-5.pdf>

NE. (2013a). *Nationalencyclopedia*. Hämtad 2013-01-29, Sökord: Tillsyn, från <http://www.ne.se/lang/tillsyn/327781>

NE. (2013b). *Nationalencyclopedia*. Hämtad 2013-01-29, Sökord: Miljöövervakning, från <http://www.ne.se/kort/miljoovervakning>

Notisum. (1998). *Miljöbalken*. Hämtad 2014-02-17, från <http://www.notisum.se/rnp/sls/lag/19980808.HTM>

R Foundation. (2013a). *R 2.15.3*. Hämtad 2013-03-13, från <http://ftp.sUNET.se/pub/lang/CRAN/>

R Foundation. (2013b). *Package 'lme4'*. Hämtad 2013-05-07, från <http://cran.r-project.org/web/packages/lme4/lme4.pdf>

Saylor. (2011). *Effect Size*. Hämtad 2013-03-27, från <http://www.saylor.org/site/wp-content/uploads/2011/08/PSYCH202A-6.1.4-Effect-size.pdf>

SLU. (2014). *Vattenkemiska analysmetoder*. Hämtad 2014-02-05, från Institutionen för vatten och miljö: <http://www.slu.se/sv/institutioner/vatten-miljo/laboratorier/vattenkemiska-laboratoriet/vattenkemiska-analysmetoder/>

SLU. (2013a). *Provfiske i sjöar - resultat och publikationer*. Hämtad 2013-05-21, från <http://www.slu.se/sv/fakulteter/nl-fakulteten/om-fakulteten/institutioner/akvatiska->

resurser/miljoanalys/datainsamling/provfiske-vid-kusten1/provfiske-i-sjoar-resultat-och-publikationer/

SLU. (2013b). *Miljödata MVM*. Hämtad 2013-02-28, från <http://www.slu.se/miljodata-mvm/>

SMHI. (2013). *Luftkvaliteten i Sverige år 2030*. Hämtad 2014-02-27, från http://pub.smhi.se/polopoly_fs/1.34572!Meteorologi_155.pdf

Stauffer, H. B. & Zielinski, W. J. (1996). Monitoring Martes Populations in California: Survey Design and Power Analysis. *Ecological Applications*, 6(4), 1254-1267

Vattenmyndigheten Västerhavet. (2012a). *Övervakningsprogram 2012-2015 västerhavets vattendistrikt*. Hämtad 2013-02-18, från <http://www.vattenmyndigheterna.se/Sv/publikationer/vasterhavet/beslutsdokument/Pages/overvakning-2012-2015-vh.aspx>

Vattenmyndigheten Västerhavet. (2012b). *Behovs- och bristanalys avseende riktlinjer och bedömningsgrunder för statusklassificering, påverkansanalys och riskbedömning i ytvatten*. Hämtad 2013-02-11, från <http://www.vattenmyndigheterna.se/SiteCollectionDocuments/gemensamt/publikationer/ytv-behovs-och-bristanalys-20120514.pdf>

Vattenmyndigheten Västerhavet. (2010). *Förvaltningsplan 2009-2015 för västerhavets vattendistrikt*. Hämtad 2013-01-29, från <http://www.vattenmyndigheterna.se/Sv/vasterhavet/vattenforvaltningens-arbetscykel/forvaltningsplan/Pages/default.aspx>

Västra Götalands Länsstyrelse . (2009). *Program för Regional miljöövervakning i Västra Götalands län 2009-2014*. Hämtad 2013-02-04, från <http://www.lansstyrelsen.se/vastragotaland/SiteCollectionDocuments/sv/publikationer/2009/rapport200972.pdf>

Wheater, C. P., & Cook, P. A. (2000). *Using Statistics to Understand the Environment*. London: Routledge.

Yan, L. L., Lu, L., & Hong, Y. (2012). Joint ecotoxicology of cadmium and metsulfuron-methyl in wheat (*Triticum aestivum*). *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(4), 2939-2950.

Zeide, B. (1994). Big projects, big problems. *Environmental Monitoring and Assessment* , 33(2), 115–133.