



Nr B 2310
Augusti 2018

Dioxiner i sediment och fisk från Vänern och Vättern

Joakim Hållén & Magnus Karlsson

Författare: Joakim Hållén & Magnus Karlsson

Medel från: Svenska Insjöfiskarens Centralförbund (SIC), Stiftelsen Skogsindustrins Vatten- och Luftvårdsforskning (SSVL), Stiftelsen Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning (SIVL)

Fotograf: Joakim Hållén

Rapportnummer B 2310

ISBN 978-91-88787-71-2

Upplaga Finns endast som PDF-fil för egen utskrift

© IVL Svenska Miljöinstitutet 2018

IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Box 210 60, 100 31 Stockholm

Tel 010-788 65 00 // Fax 010-788 65 90 // www.ivl.se

Rapporten har granskats och godkänts i enlighet med IVL:s ledningssystem

Innehållsförteckning

Sammanfattning.....	4
1 Inledning	5
2 Bakgrund.....	5
2.1 Allmänt	5
2.2 Förhållanden utanför skogsindustrin	6
3 Metodik.....	9
3.1 Provtagning	9
3.2 Samband mellan PCDD/F och PCB sediment och fisk	13
3.2.1 Geografisk jämförelse	13
3.2.2 Sambandsanalys av kongenmönster	14
4 Resultat.....	15
4.1 Sediment	15
4.1.1 Dioxiner och furaner	15
4.1.2 PCB.....	17
4.1.3 Ytsediment Vättern 2012, 2015 och 2017	18
4.2 Fisk.....	19
4.3 Samband mellan halter i sediment och fisk	21
4.3.1 Geografisk jämförelse	21
4.3.2 Sambandsanalys av kongenmönster	22
5 Diskussion	25
6 Slutsatser	26
7 Referenser.....	27
Bilaga 1 – Foton sediment	29
Bilaga 2 – Morfometri fisk.....	33
Bilaga 3 – Kort om PCA.....	34

Sammanfattning

Trots att halter av klorerade dioxinlika ämnen (dioxiner, furaner och dioxinlika PCB) gradvis har sjunkit sedan 1970-talet, begränsas fortfarande yrkesfisket i Vänern och Vättern efter feta fiskarter som lax, öring, röding och sik av förhöjda halter av dessa ämnen. Sedan 2015 löper ett kontrollprogram för yrkesfisket av sik i de bägge sjöarna i syfte att klarlägga under vilka förutsättningar det går att bedriva fiske efter sik som tillgodoser kraven på livsmedelssäkerhet. Bland de faktorer som undersöks ingår betydelsen av geografiskt läge för fångstplatsen och om det finns lokala variationer som kan kopplas till förorenade områden. Som ett led i detta och med syfte att belysa vilka halter av dioxinlika ämnen som förekommer i sediment i anslutning till cellulosaindustrier och på andra platser i Vänern och Vättern, hur haltutvecklingen sett ut i ett historiskt perspektiv samt eventuell samvariation mellan halter i fisk och sediment, genomfördes under 2015-2017 undersökningar av dioxinhalter i sediment och fisk från olika delar av Vänern och Vättern.

Sediment insamlades från 10 platser i Vänern och 5 platser i Vättern i augusti 2015. I maj 2017 insamlades ytsediment i en transekt med ökande avstånd från Aspa bruk i norra Vättern. Sik tillhandahölls av yrkesfiskare runt Vänern och Vättern löpande under åren 2015-2017. Samband mellan analyserade halter av dioxiner och furaner (PCDD/F), dioxinlika PCB (dl-PCB) samt indikator-PCBer (ΣPCB_7) i sediment och fisk utvärderades genom att studera variation mellan halter i olika delområden för Vänern och Vättern, samt med den multivariata analysmetoden PCA.

Resultaten visade att i de delar av Vänern och Vättern som tidigare varit lokalt belastade av dioxiner och dioxinlika ämnen, har en minskning av belastningen skett. Sedimentprofiler visade alltså förhöjda men avsevärt lägre halter i nyligen avsatta ytsediment jämfört mot äldre djupsediment. Generellt var halterna i ytsediment låga i utsjön medan en gradient med högre halter in mot industrirecipienterna i sjöarnas norra delar kunde skönjas.

Sambandsanalys med PCA för kongenmönster av PCDD/F och PCB visade att halterna i sediment från Vänern och Vättern huvudsakligen präglas av högklorerade PCDD/F och lågklorerade PCB medan fördelningen var omvänd i siken, med högre andel av lågklorerade PCDD/F och högklorerade PCB. Det förelåg inga uppenbara samband mellan kongensammansättning av PCDD/F och PCB i fisk och sediment, mest troligt som följd av skillnad mellan olika kongeners affinitet till partiklar samt fiskars förmåga att ta upp och omsätta olika kongener.

Det undersökta provmaterialet av sik visade att halterna i den generellt fetare Vänernsiken i många fall överstiger EU:s gränsvärden för saluföring, medan halterna i den magrare Vätternsiken i princip genomgående klarade gränsvärdena. Att samtidigt halterna i ytsediment är både låga och förhållandevis likartade mellan de två sjöarna, samt att ingen tydlig geografisk gradient av halter i sik från sjöarna kunde urskiljas, är en indikation på att skillnaden i halter i sik mellan de två sjöarna har sin förklaring i fiskens fetthalt, snarare än dess geografiska härkomst och halter i ytsedimenten.

Sammantaget pekar den utförda undersökningen mot att problematiken med förhöjda halter av klororganiska ämnen i fisk är storskaligt spridd till alla delar av sjöarna och inte avgränsad eller mer uttalad i anslutning till lokalt förorenade områden. Detta talar för att den huvudsakliga orsaken bakom dagens situation är storskalig atmosfärisk deposition av luftburna föroreningar snarare än tillförsel från lokalt förorenade sediment.

1 Inledning

Yrkesfisket i Vänern och Vättern efter feta fiskarter som lax, öring, röding och sik begränsas av förhöjda halter av klorerade dioxinlika ämnen (dioxiner, furaner och dioxinlika PCBer). Över tid så har halterna av dessa ämnen gradvis sjunkit sedan mätningar påbörjades på 1970-talet. Halterna är emellertid fortfarande så pass höga att de understundom överstiger EUs gränsvärde för saluföring inom Europeiska unionen. Sverige har beviljats ett undantag att inom det egna landet saluföra vissa aktuella arter under förutsättning att ansvarig livsmedelssäkerhetsmyndighet tillhandahåller kostråd. Sik (*Coregonus sp.*) omfattas emellertid inte av undantaget. Hösten 2011 konstaterade Livsmedelsverket att sik från Vänern innehåller förhöjda halter av dioxinlika ämnen och något år senare även att sik från Vättern kan ha halter som överstiger gränsvärdet för saluföring. Variationen i halter mellan olika samlingsprover av sikmuskel från sjöarna var betydande. Sedan 2015 löper ett kontrollprogram för yrkesfisket av sik i de bägge sjöarna i syfte att klarlägga under vilka förutsättningar det går att bedriva fiske efter sik som tillgodoser kraven på livsmedelssäkerhet. Bland de faktorer som undersöks ingår betydelsen av geografiskt läge för fångstplatsen och om det finns lokala variationer som kan kopplas till förorenade områden.

Vilka källor som dominerar tillförseln av dioxinlika ämnen till Vänern och Vättern och om historiska utsläpp är av betydelse för dagens förhållanden är mindre väl känt. I syfte att belysa vilka halter av dioxinlika ämnen som förekommer i sediment i anslutning till cellulosaindustrier och på andra platser i Vänern och Vättern, hur haltutvecklingen sett ut i ett historiskt perspektiv samt hur kongensammansättningen¹ i fisk och sediment eventuellt samvarierar, genomfördes under 2015-2017 undersökningar av dioxinhalter i sediment och fisk från olika delar av Vänern och Vättern. I föreliggande rapport utvärderas undersökningen.

2 Bakgrund

2.1 Allmänt

Dioxiner är en ämnesgrupp där två typer av ämnen ingår: polyklorerade dibenso-*p*-dioxiner (PCDD) och polyklorerade dibensofuraner (PCDF). Grundstrukturen i dessa aromatiska kolväten består av två bensenringar, till vilka kloratomer kan binda i varierande antal och plats på grundstrukturen. Beroende på hur många kloratomer och vilka positioner de har kan olika varianter, eller kongener av PCDD/F förekomma. Detta bestämmer även kongenens egenskaper, till exempel hur toxisk den är. Teoretiskt finns 210 kongener, men vanligen analyseras 17 av dessa vilka anses toxiska.

Ämnesgruppen PCB, eller polyklorerade bifenyler, liknar till stor del dioxinerna då dess grundstruktur också utgörs av två bensenringar till vilka kloratomer har förmågan att binda och bilda olika kongener. Totalt kan 209 kongener av PCB bildas. 12 st. av dessa benämns dioxinlika-PCB, som på grund av deras platta och dioxinlika struktur har liknande toxiska egenskaper som

¹ dioxiner, furaner och PCBer förekommer i olika varianter, så kallade kongener där antalet kloratomer och deras positioner i den ringformade molekylén varierar.

dioxinerna. Inom miljöövervakning är det vanligt att man analyserar 7 vanligt förekommande kongener som tillsammans bildar PCB-7.

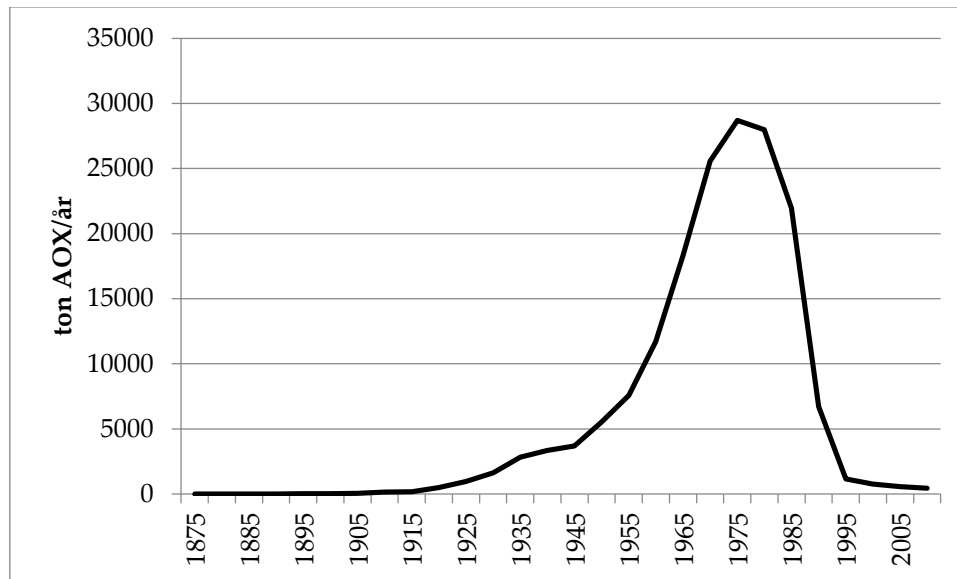
Den mesta kunskapen gällande effekter av dioxiner och furaner har erhållits från studier av den specifika kongenen 2378-TCDD, vilket också anses vara den mest toxiska kongenen. Kända toxiska effekter av övriga kongener är dock av samma karaktär som för TCDD och data från de flesta experimentella studier talar för att blandningar av olika kongener ger additiva effekter, det vill säga responsen är av samma slag för alla kongener och ökar linjärt med dosen (Barnes, 1991; Safe, 1986; Van den Berg et al., 1998). Det är därmed alltså möjligt att beräkna den totala toxiciteten om hänsyn tas till den specifika toxiciteten för varje ingående kongen. Detta görs genom att bidraget från varje kongen i en matris multipliceras med en så kallad toxisk ekvivalensfaktor (TEF) och att dessa därefter summeras till toxiska ekvivalenter (TEQ). WHO har tagit fram en skala för detta (WHO-TEQ skalan) där toxiciteten för alla 2378-substituerade kongener (17 stycken) relateras till toxiciteten för 2378-TCDD. Skalan uppdateras med jämna mellanrum för att följa upp kunskapsutvecklingen och den senaste revideringen skedde 2005 (Van den Berg et al., 2006).

En särskild databas med studier av enskilda kongener finns upprättad (Haws et al., 2006) och en expertpanel har utifrån dessa studier gjort specialistbedömningar av lämpliga toxicitetsfaktorer för respektive kongen. Även plana "dioxinlika" PCB ingår i denna skala. WHO-TEQ skalan är således baserad på experimentella studier huvudsakligen på råttor, och i de flesta fall finns en relativt stor spridning i resultaten för enskilda kongener vilket gjort expertbedömningar nödvändiga för att fastställa användbara kriterier. I WHO-TEQ skalan från 2005 har för kongenerna 2378-TCDD och 12378-PeCDD satts TEF=1. Näst på skalan i termer av toxicitet kommer 23478-PeCDF med TEF=0.3 och därefter kommer 2378-TCDF och samtliga HxCDD och HxCDF med TEF=0.1, vilket också är den högsta faktorn som gäller för någon av de dioxinlika PCB:erna (PCB 126).

EU:s gränsvärden för halter i livsmedel baseras i vissa fall, exempelvis när det gäller dioxiner på den så kallade ALARA-principen (As Low As Reasonably Achievable). Det innebär att olika livsmedel får olika gränsvärden beroende på vad som anses möjligt att uppnå, och den generella tolkningen av detta är att de mest förorenade livsmedlen (ovanför 95:e percentilen) bör undantas från konsumtion. Det är denna princip som ligger bakom gränsvärdet 3,5 pg/g TEQ färskvikt för dioxiner i fisk, respektive 6,5 pg/g TEQ dioxiner inklusive dioxinlika PCB (EU, 2011; EU, 2013). En konsekvens av att tillämpa ALARA-principen är att gränsvärden i allmänhet sänks i takt med att halterna sjunker i miljön.

2.2 Förhållanden utanför skogsindustrin

Massa- och pappersindustrin i Sverige har historiskt varit en betydande källa för tillförsel av klororganiska ämnen till vattenmiljön. Idag har utsläppen av klorerade substanser praktiskt taget upphört (**Fig. 1**). Vid blekning av massa med elementärt klor, som pågick fram till cirka 1990 bildades oavsiktligt dioxiner som en restprodukt. Likaledes har den till skogsindustrin associerade klor-alkaliindustrin som tillverkar processkemikalier för massatillverkning historiskt varit en källa för dioxinutsläpp. Under cirka ett decennium fram till 1978 användes pentaklorfenol som pesticid i produktionen och i den förekom dioxiner som förorening. Det finns emellertid inget som tyder på att det idag sker något utsläpp till vatten av dioxiner från massatillverkningsprocessen (Malmaeus & Norrström, 2007; Broman et al., 2008).



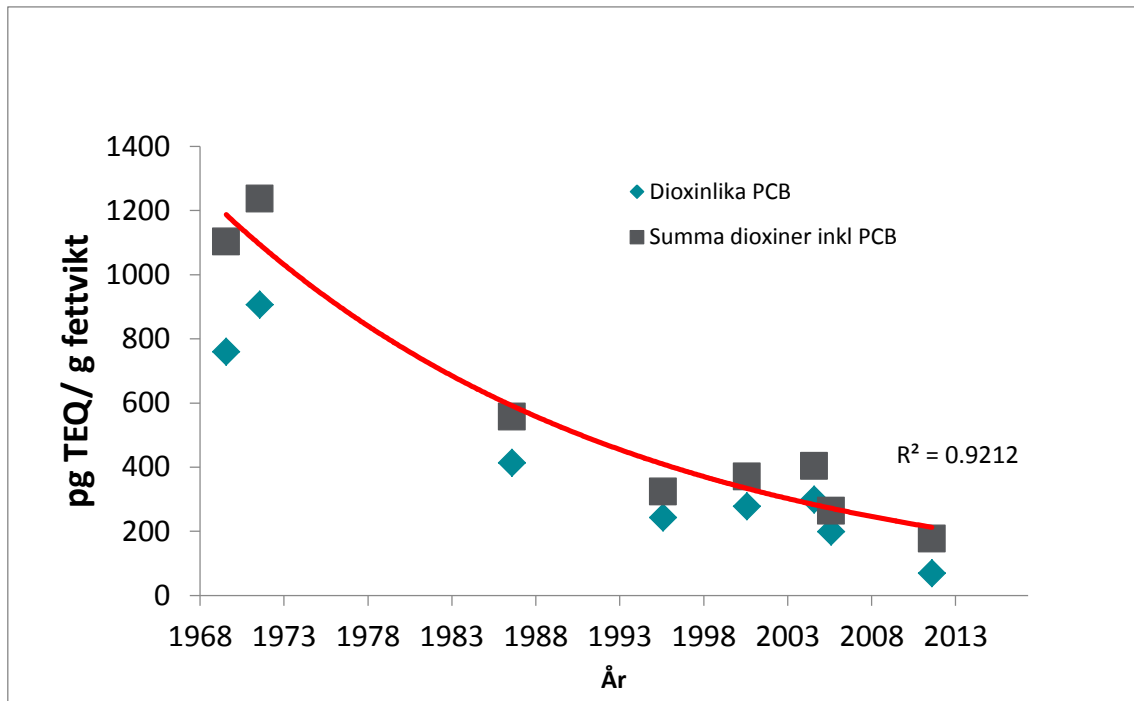
Figur 1 Utsläpp av AOX (ett mått på klororganiska ämnen) från tillverkning av massa och papper 1880 till idag. För perioden 1880 till cirka 1980 beräknade utsläpp, från 1980 baserat på mätdata från Naturvårdsverket och Skogsindustrierna. Från Jerkeman & Norrström (2017).

2009-2011 genomfördes undersökningar i vatten, sediment och biologiskt material utanför ett antal skogsindustrirecipienter längs Bottenhavskusten (Malmaeus et al., 2012). Övergripande slutsatser från dessa undersökningar var att:

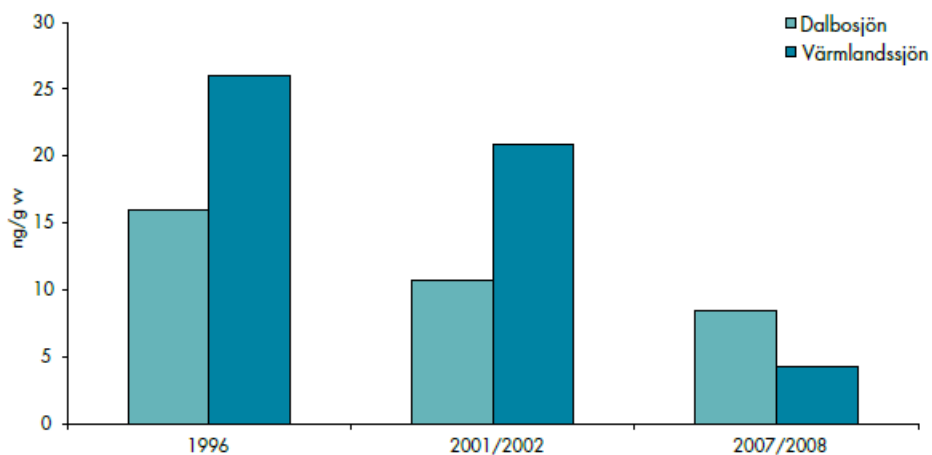
- Den långsiktiga trenden är att PCDD/F-halten sjunker i sediment och fisk. En viktig process som förklarar detta, utöver att den direkta tillförseln upphört, är överlagring av nytt sedimentande material som successivt begraver tidigare utsläpp.
- Det finns inget som tyder på att historiska eller pågående utsläpp från skogsindustrin är av betydelse för den storskaliga kontamineringsituationen i fet Östersjöfisk, som lax och strömming, vars samlade dioxininnehåll (TEQ) domineras av bidrag från kongenen 23478-PeCDF. Denna kongen härrör från framförallt från förbränning, tillförs genom atmosfärisk deposition och ökar inte i betydelse in mot industrierna.
- Historiska utsläpp av PCDD/Fs som lagrats i sediment tycks lokalt kunna påverka halterna i fisk då det finns en stark korrelation mellan halter i sediment och fisk.

Polyklorerade bifenyler (PCB) har, såvitt känt är, inte använts som hjälp- eller tillsatskemikalie vid pappers- och massaframställning. Däremot har PCB förekommit som förorening i trycksvärta från vissa typer av returpapper och därigenom har det vid några pappersbruk som använt returpapper som råvara skett betydande utsläpp av PCB. I några fall har sanering av PCB-haltiga massor genomförts, exempelvis i Järnsjön nedströms Nyboholms pappersbruk (NV, 1999) och i Örserumsviken nedströms Westerviks pappersbruk (Palm Cousins et al., 2007). Erfarenheter från Munksjön, primärrecipient till Munksjö pappersbruk, där inga saneringsåtgärder genomförts, tyder på att avklingningen av PCB-halter i sediment och biota går långsamt (Lindström, 2002). PCB har haft en omfattande användning i samhället som tillsats i hydraul- och transformatoroljor och fogmassor i byggnadskonstruktioner. En möjlig förklaring till förhöjda halter i recipienter är därför närheten till urbaniserade områden och givetvis också att det förekommit en hantering av PCB-haltiga oljor i hamnar, ställverk etc. i anslutning till industrierna.

Vänern och Vättern har under årens lopp belastats av utsläpp från de skogsindustrier som varit, och fortfarande är, belägna vid sjöarna. Industrierna är framför allt koncentrerade till de norra delarna av sjöarna. I Vättern har halter av dioxinlika ämnen i fisk följts över tid genom analyser av röding (Fig. 2). I Vänern har halterna av en PCB-kongen (153) följts genom analyser av muskelkött från öring (Fig. 3). I bägge sjöarna noteras succesivt avklingande halter till följd av att belastningen av ämnena har minskat från såväl skogsindustrier som andra källor.



Figur 2 Tidsutveckling avseende halter av dioxinlika ämnen i Vätternröding. Data från Vätternvårdsförbundet



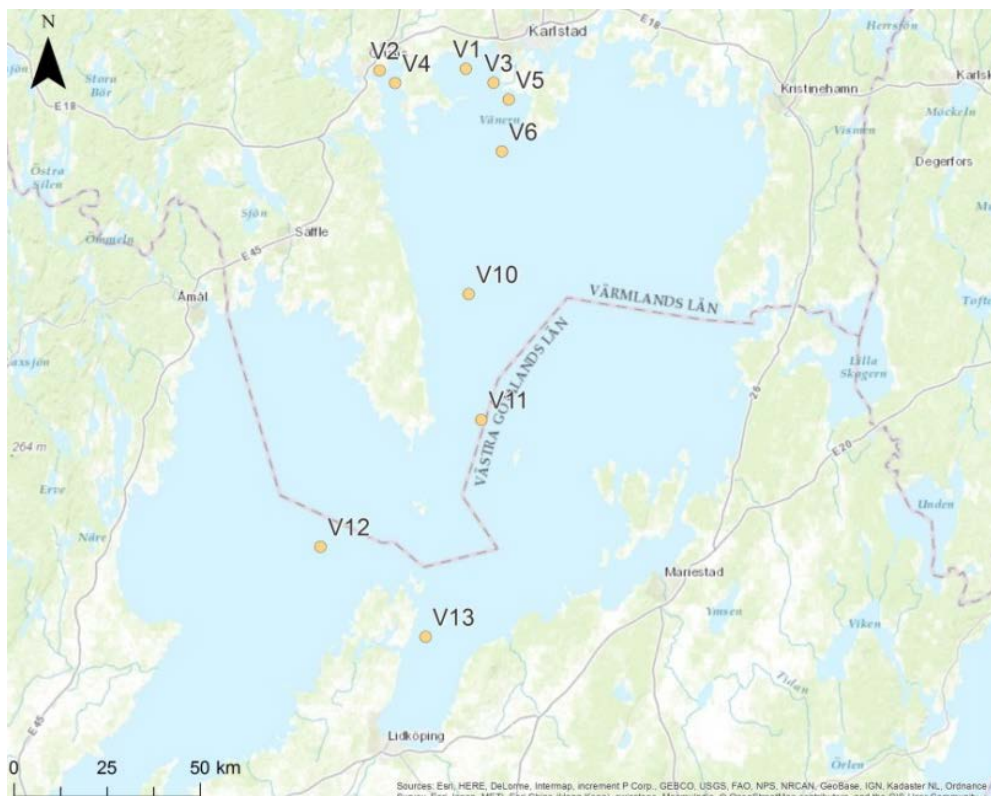
Figur 3 Tidsutveckling avseende halter av PCB-153 i öring från Vänern. Från Green et al., 2009.

3 Metodik

3.1 Provtagning

Den första omgången av sedimentprovtagningar utfördes från forskningsfartyget R/V Sunbeam 14-22 augusti 2015. Sedimentproven insamlades med en van Veenhämtare. Från hämtaren uttogs kärnor i plexiglasrör med 80 mm diameter. Kärnorna inspekterades visuellt med avseende på sedimenttyta, färg, textur, förekomst av bioturbation, lamineringar m.m. och fotograferades (**Bil. 1**).

Provtagningsstationernas läge i respektive sjö framgår av **Figur 4** och **Figur 5**. I Vänern var provtagningsstationerna i Värmlandsjön förlagda i transekt från Gruvöns och Skoghalls bruk och ut mot öppnare delar. Provtagningsstationerna är väldokumenterade och har tidigare använts för miljöbedömningar av massaindustrins utsläpp (Grahn, 2003). Därutöver förlades en provtagningsstation till Dalbosjön väster om Källandsö samt en i Kinnevikens. Den senare vald för att spegla eventuell lokal påverkan från Lidköping. I Vättern provtogs tre stationer som används inom den ordinarie miljöövervakningen i södra, mellersta och norra Vättern. Därutöver insamlades sediment från ytterligare en station i norra Vättern (Vät 4), i syfte att spegla eventuell lokal påverkan från Aspa bruk. Likaledes provtogs en station i sydligaste Vättern (Vät 3) i syfte att indikera eventuell tillförsel från Jönköping/Huskvarnaområdet.



Figur 4 Provtagningsstationer för sediment i Vänern.

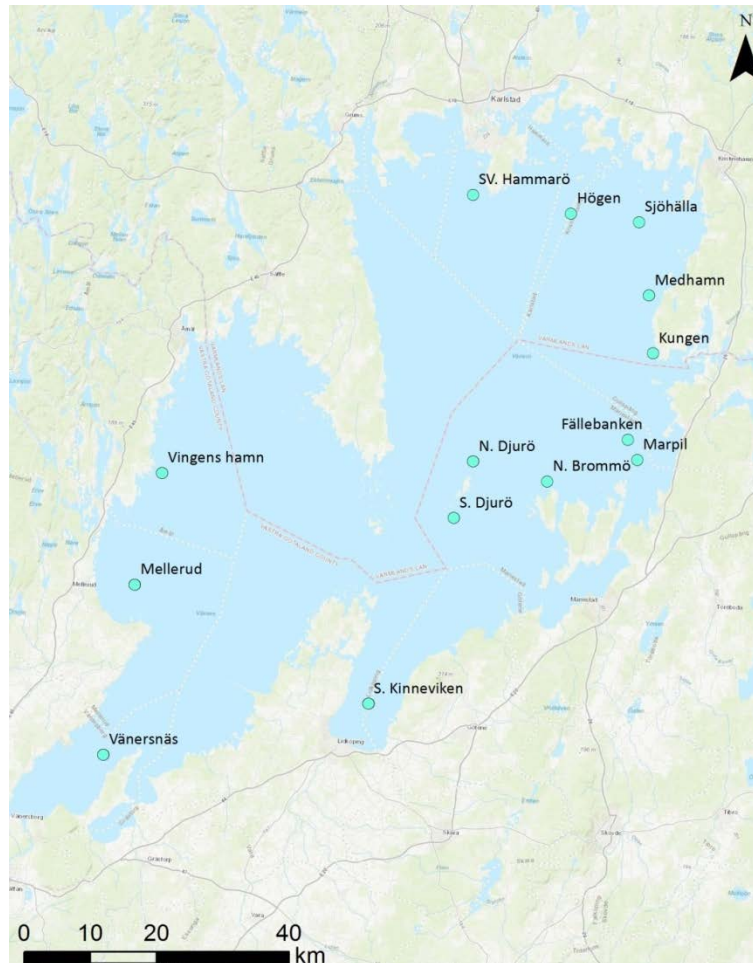


Figur 5 Provtagningsstationer för sediment i Vättern.

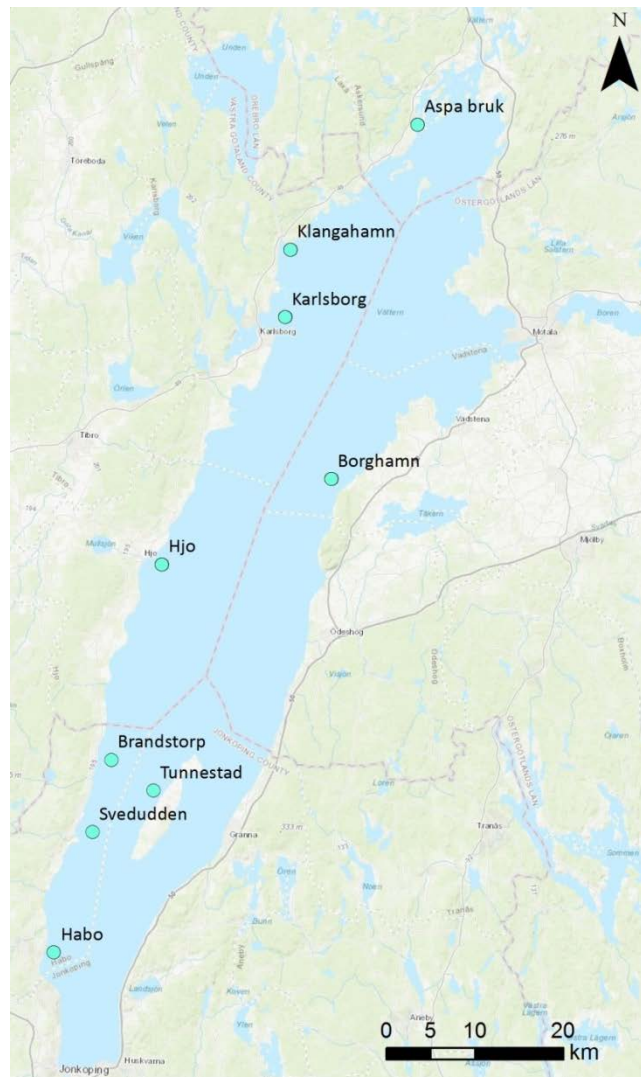
Fiskprover bestående av sik har erhållits från yrkesfiskare runt Vänern och Vättern på löpande basis 2015-2017, inom ramen för det kontrollprogram som beskrivs mer detaljerat i Karlsson (2016). Syftet med kontrollprogrammet är att klargöra under vilka förutsättningar fiske kan bedrivas utan att gränsvärden för saluföring riskerar att överskridas. Programmet skall på sikt även kunna användas som underlag för att bedöma potentialen i riktade åtgärder för att sänka dioxininnehållet exempelvis förändrade beredningsmetoder eller ett ändrat fisketryck och även omfatta andra fiskarter än sik. De yrkesfiskare som valt att gå med i kontrollprogrammet svarar för insamling och transport av fisk under koordinering av Svenska Insjöfiskarens Centralförbund (SIC). IVL Svenska Miljöinstitutet (IVL) svarar för provberedning, kemiska analyser, utvärdering och rapportering. Resultat från kontrollprogrammet redovisas löpande på SICs och IVLs hemsidor på Internet. Sötvattenlaboratoriet vid SLU och Vätternvårdsförbundet har deltagit vid utformningen av programmet och lämnar fortlöpande synpunkter på dess inriktning och utformning. Fisket har skett på varierade bestånd och årstider. Fångstplatserna i Vänern visas i **Figur 6** och Vättern i **Figur 7**.

Vid prepareringen på IVL mättes ett antal morfometriska mått i varje sik, bland annat längd, vikt, somatisk vikt (vikt utan inälvor), levervikt och gonadvikt. Konditionsfaktorn (CF) beräknades utifrån vikt och längd, vilket beskriver fiskens kroppsform. Ett högt värde tyder på en kraftig muskulatur och/eller fettansättning. Konditionsfaktorn speglar normalt födotillgången, men avvikande värden kan även tyda på någon form av störning i den metaboliska aktiviteten eller

dess reglering. Leversomatiskt index (LSI) beräknades på basis av fiskens somatiska vikt och dess levervikt och anger lever-/ kroppsförhållandet. I levern upplagras reservnäring i form av lipider (fett) och glykogen, som kan utgöra en relativt stor del av leverns vikt och påverkar därmed LSI-värdet. Avvikande värden (förstorade/förminskade leverar) kan tyda på någon form av påverkan från toxiska ämnen. Gonadsomatiskt index (GSI) beräknades på basis av fiskens somatiska vikt och gonadvikt och anger gonad-/ kroppsförhållande. Ett GSI-värde större än 1 anses betyda att individen kommer att vara mogen för följande leksäsong. Avvikelser i könsmognadsgrad kan tyda på påverkan av hormonella ämnen som är potentiellt reproduktionshämmande. Morfometriska mått för den insamlade fisken redovisas i **Bilaga 2**.



Figur 6 Fångstplatser för sik i Vänern.



Figur 7 Fångstplatser för sik i Vättern.

Den 3-5 maj 2017 insamlades ytterligare sex sedimentprover utanför Aspa bruk, i norra Vättern (Asp 1-6, **Fig. 8**). Ytterligare två sedimentprover hämtades från Vät 4 och Vät 5 för att kunna jämföra mot tidigare provtagning. Sedimentproverna insamlades från båt med hjälp av en Ekmanhuggare. Ytsediment (0-2 cm) samlades upp i glasburkar som sedan lämnades till ALS för analys av PCDD/F och PCB. Samtliga sedimentprover fotograferades och okulärbesiktigades på plats (**Bil. 1**).

Med hjälp av nät insamlades även fisk från två platser i närrecipienten till Aspa bruk med syfte att studera eventuell lokal påverkan. 5 st sikar i varierande storlek fångades på platsen som är utmärkt "Aspa sik" i **Figur 8**. Längre norrut i recipienten insamlades 4 st abborrar och 2 st gäddor, i **Figur 8** markerat "Aspa gädda abborre". Även dessa analyserades med avseende på PCDD/F och PCB.

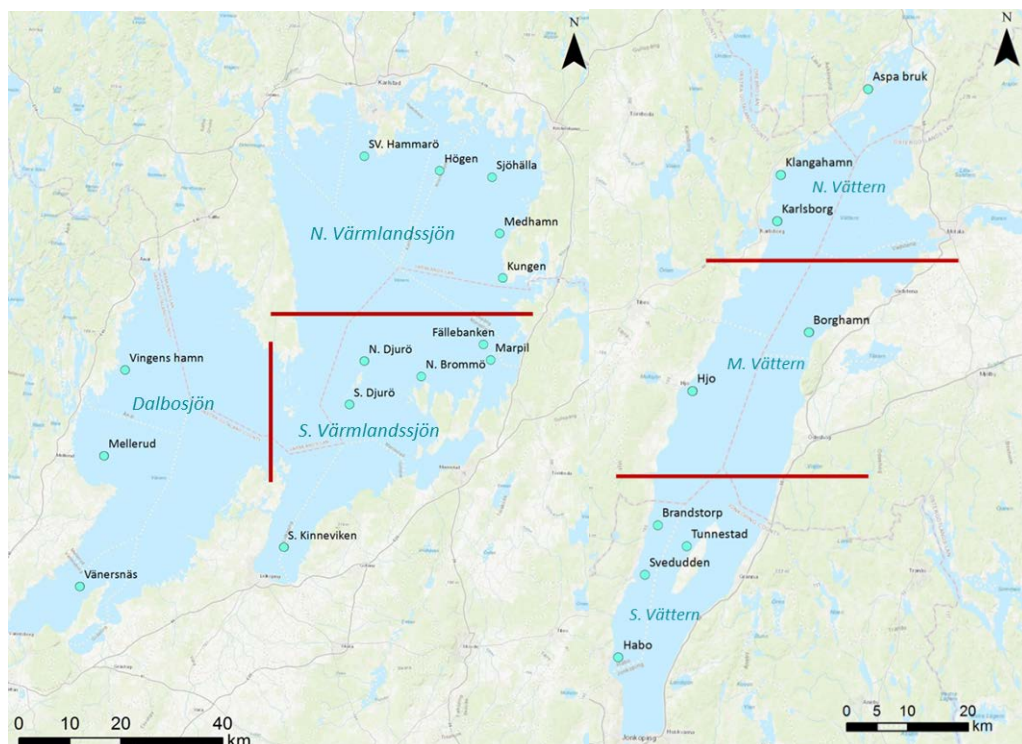


Figur 8 Provtagningspunkter för sediment och fisk i recipienten till Aspa bruk i Olshammar, norra Vättern. Provtagningen genomfördes den 3-5 maj 2017.

3.2 Samband mellan PCDD/F och PCB sediment och fisk

3.2.1 Geografisk jämförelse

I syfte att undersöka ett eventuellt geografiskt samband mellan PCDD/F och PCB i sediment och fisk, delades data som presenteras i föreliggande rapport upp i tre delområden i Vänern och tre i Vättern, från norr till söder (**Fig. 9**). Inom varje delområde slogs sik- och sedimentprover ihop till ett medelvärde och jämfördes mot varandra i avseende på Σ TEQ. Prover från Vänern delades upp i norra Värmlandssjön, södra Värmlandssjön och Dalbosjön. Prover från Vättern delades upp i norra, mellersta och södra Vättern. Endast sik (muskelprover) jämfördes mot sediment, då antalet prover av andra fiskarter var litet.



Figur 9 Röda linjer visar en geografisk indelning av Vänern (norra Värmlandssjön, södra Värmlandssjön och Dalbosjön) och Vättern (norra, mellersta och södra Vättern).

3.2.2 Sambandsanalys av kongenmönster

I syfte att undersöka eventuell samvarians mellan kongenmönster av PCDD/F och PCB i sediment och fisk (sik, gädda och abborre) från Vänern och Vättern, användes den multivariata analysmetoden principalkomponentanalys (PCA). I PCA används kortfattat algebra för att reducera antalet dimensioner i datasetet och presenterar data grafiskt på ett sätt som mönster i datapunkter och samband mellan olika variabler tydligare framgår. För beskrivning av PCA-metodiken hänvisas till **Bilaga 3**.

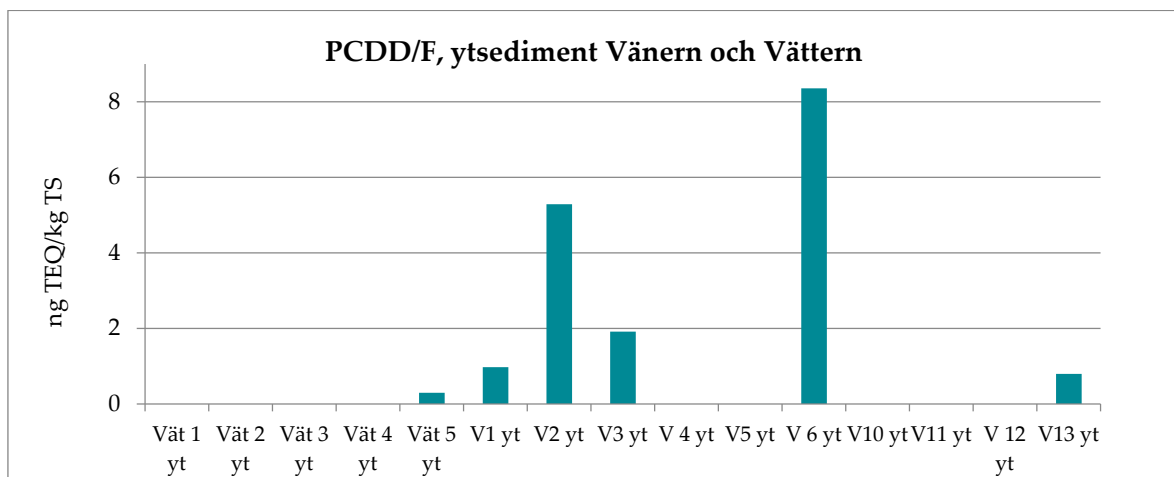
Indata till PCAn var halter av PCDD/F (17 kongener) och dioxinlika PCB (12 kongener) i sediment och fisk insamlade från platserna som märkts ut i **Figur 4-8**. För att på ett bättre sätt kunna jämföra uppmätta halter i sediment och fisk (som har olika enheter), omvandlades halterna till relativa halter för varje enskild kongen, för att visa hur stor andel av totalhalten varje kongen utgör. En stor del av analyserna resulterade i halter som var under detektionsgräns och dessa ansattes till halva detektionsgränsen, vilket är ett vanligt angreppssätt för att hantera sådana data i liknande analyser.

4 Resultat

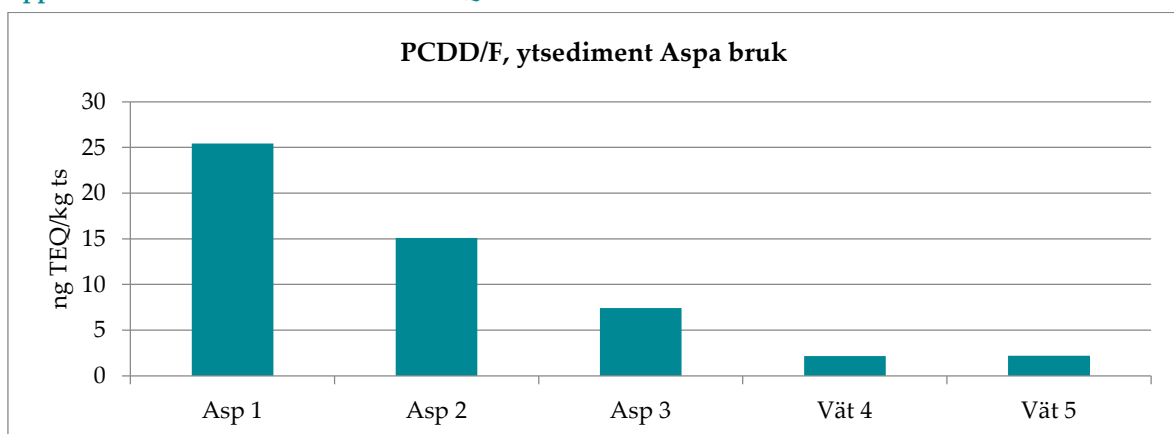
4.1 Sediment

4.1.1 Dioxiner och furaner

Sedimentproverna från Vänern och Vättern visade generellt låga halter av PCDD/F, i många fall under detektionsgränsen. Detekterbara halter uppmättes i ytsediment från recipienterna till Skoghall (V1, V3, V6), Gruvön (V2) och Aspa (Vät 5) (Fig. 10). Av ytsedimentproverna som togs i en transekt med ökande avstånd från Aspa bruk framgår en avklingning av PCDD/F med ökande avstånd från brukets utsläppspunkt (Fig. 11). En liknande gradient har observerats utanför Iggesund bruk (Malmaeus et al., 2012).

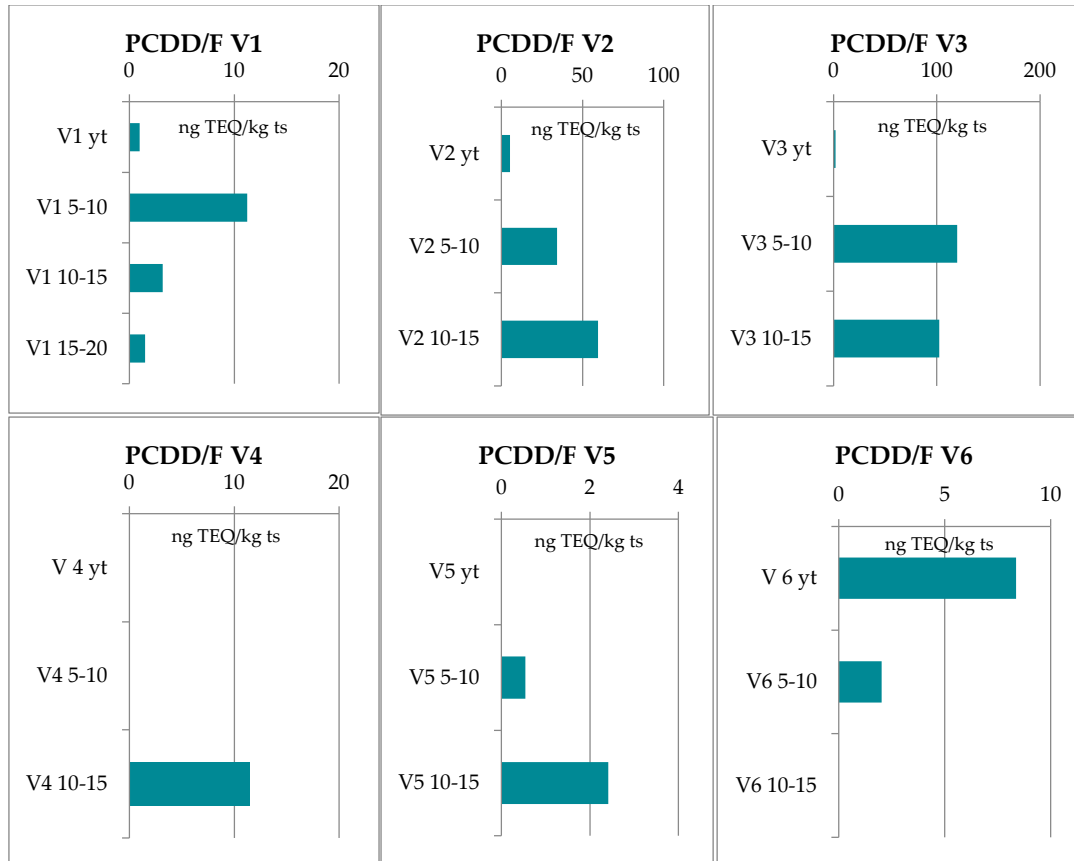


Figur 10 PCDD/F i ytsediment från 5 lokaler i Vättern och 10 lokaler i Vänern. Proverna togs 2015 och de uppmätta halterna har omvandlats till TEQ.



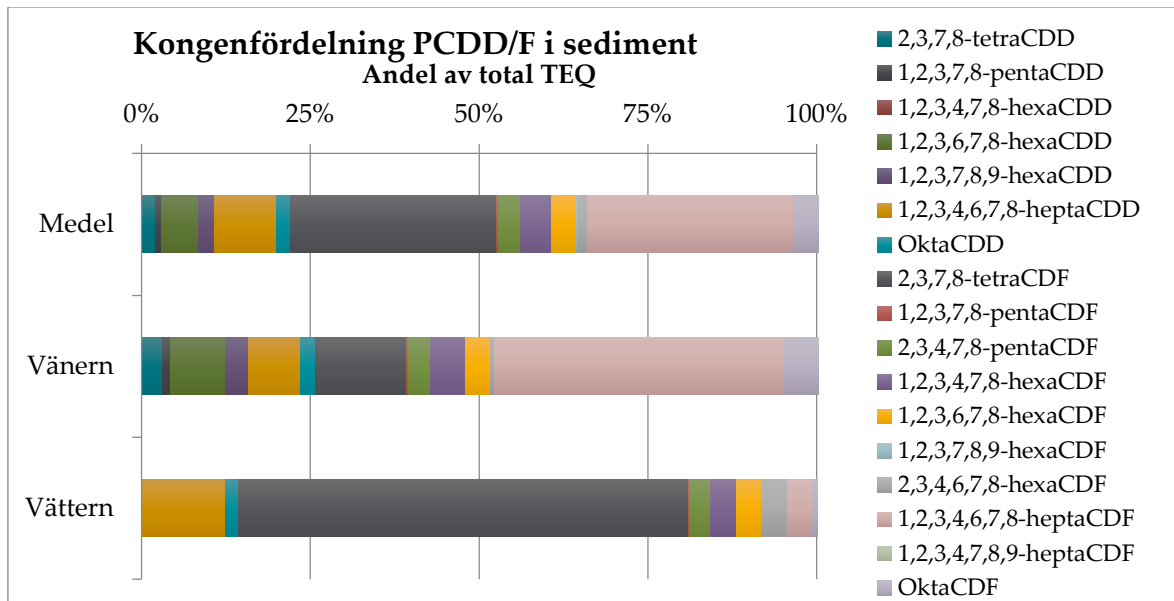
Figur 11 PCDD/F i sediment från recipienten till Aspa bruk i Olshammar, norra Vättern. Proverna är tagna i en transekt med ökande avstånd från utsläppspunkten. Asp 4 i Sörvikens mynning visade sig vara en erosionsbotten där det inte sker någon recent sedimentation av finmaterial och inkluderades därför inte i grafen. Proverna togs 2017 och de uppmätta halterna har omvandlats till TEQ.

I **Figur 12** presenteras uppmätta PCDD/F-halter (omvandlat till TEQ) i sedimentprofiler från ytsediment ner till 15-20 cm, i kärnor från norra Vänern. Generellt syns avtagande halter mot sedimentytan, undantaget kärna V6 och möjligen V1, vilket indikerar att den historiska belastningen ämnena varit större än vad de är idag. Detta är kongruent med det generella mönstret utanför svenska skogsindustrier (Malmaeus et al., 2012).



Figur 12 PCDD/F i sedimentprofiler från norra Vänern. Haltprofilerna visar på avtagande halter i yttigare, och mer recent avsatta sediment, vilket indikerar att belastningen av PCDD/F varit större historiskt. Notera att skalan på x-axeln skiljer sig mellan diagrammen.

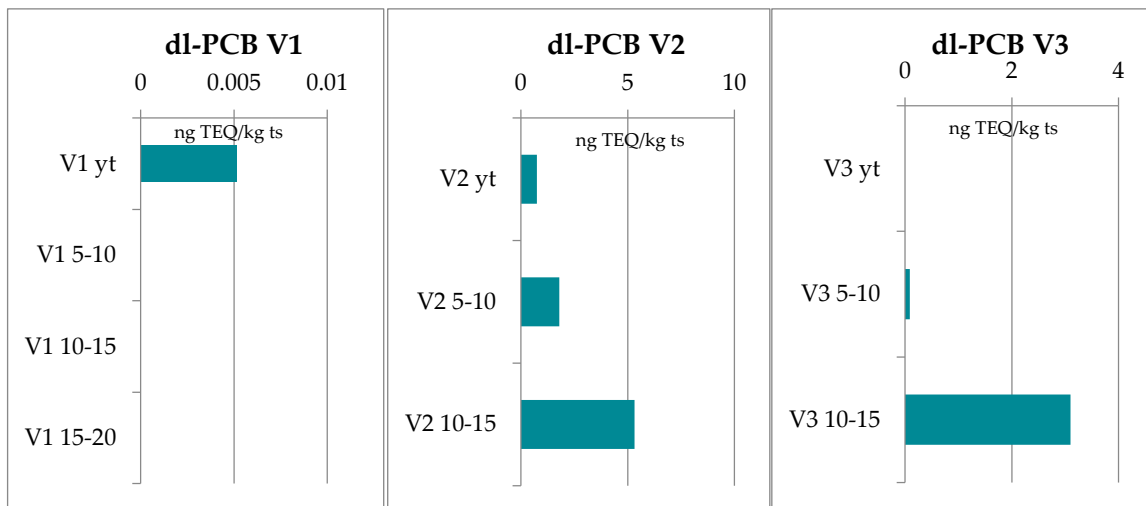
I Vänern utgjordes den totala TEQ-halten i sedimentproverna till största del (43 %) av kongenen 1,2,3,4,6,7,8-heptaCDF (**Fig. 13**). I sedimentproverna från Vättern dominerades istället TEQ av 2,3,7,8-tetraCDF (67 % av TEQ). Flertalet av de analyserade sedimentproverna var dock från de norra delarna av sjöarna, i närhet till de pappers- och massaindustrier som finns belägna där, medan en mindre andel är tagna i utsjön. Således kan inte resultaten anses vara representativa för hela sjöns sediment. 50 % av de analyserade sedimentproverna resulterade också i PCDD/F-halter som var under detektionsgräns för samtliga kongener, varvid dessa inte heller kunde inkluderas i beräkningen.



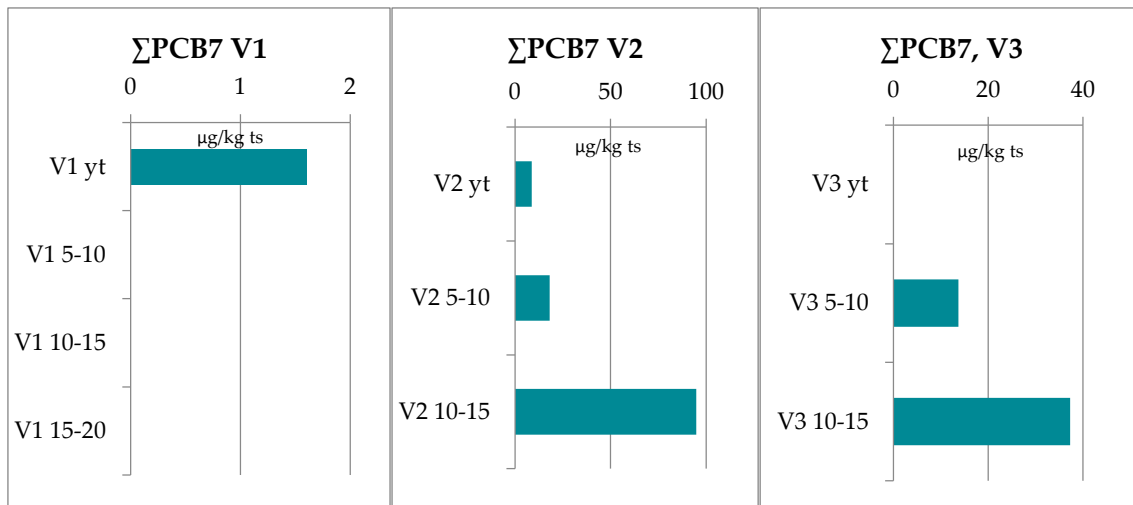
Figur 13 Visar vilka PCDD/F-kongener som dominerar TEQ i sedimentprover från Vänern och Vättern (0-20 cm). Hälften av proverna var under detektionsgräns för samtliga kongener och räknades inte in i analysen. Resultaten visade att 1,2,3,4,6,7,8-heptaCDF stod för drygt 40 % av TEQ i proverna från Vänern, medan 2,3,7,8-tetraCDF dominerade i Vätternproverna med 67 % av TEQ.

4.1.2 PCB

De analyserade sedimentkärnorna, både från 2015 och 2017, resulterade till stor del i halter som var under detektionsgräns. Det var endast i norra Vänern, i punkterna V2 (Gruvön) och V3 (Skoghall), som detekterbara halter av PCB uppmättes genom hela profilen (Fig. 14 & Fig. 15). I dessa syns avtagande halter mot sedimentytan, både för dioxinlika PCB och för ΣPCB_7 . PCB har fasats ut och förbjudits stegvis sedan 1970-talet varvid en avklingning är förväntad. Ämnena är dock så pass persistenta att de fortfarande finns i omlopp i miljön trots att tillverkning och användning fasats ut.



Figur 14 Dioxinlika PCB i sedimentprofiler från norra Vänern, kärnorna är tagna 2015 och halterna presenteras som TEQ. Halterna av dl-PCB var generellt låga och knappt detekterbara, men visade en trend av avklingande halter mot yttligare sediment.



Figur 15 ΣPCB₇ i sedimentprofiler från norra Vänern, kärnorna är tagna 2015.

4.1.3 Ytsediment Vättern 2012, 2015 och 2017

I **Tabell 1** jämförs uppmätta PCDD/F- och PCB-halter i ytsediment från samma platser i Vättern, där proverna har tagits 2012, 2015 och 2017. En relativt hög variabilitet mellan åren speglar den samlade osäkerhet som finns vid provtagning, provberedning och kemiska analyser av de aktuella ämnena i de låga halter som de förekommer i undersökta områden. Generellt var halterna högre 2012 men detta speglar mer sannolikt skillnader i analysmetodik mellan undersökningarna snarare än att halterna faktiskt har sjunkit.

Tabell 1 PCDD/F och PCB i ytsediment från 2012 (Vätternvårdsförbundet, opubl. data), jämförda med ytsediment från föreliggande undersökningar 2015 och 2017.

	Glödrest	ΣPCDD/F TEQ	ΣPCDD/F+PCB TEQ	ΣPCB-7
	% av TS	ng/kg TS	ng/kg TS	ng/kg TS
Vät 1 – 2012	97	3,2	<5,2	620
2015	97	1,9	1,9	450
Vät 2 – 2012	91	10	<12	5 800
2015	89	1,8	1,8	800
Vät 4 – 2015	91	2,0	2,2	1 200
2017	91	5,2	5,5	5 000
Vät 5 – 2012	90	21	<23	4 500
2015	84	2,3	2,3	700
2017	89	9,0	9,2	9 000

4.2 Fisk

Medel-, min- och maxvärden av fetthalt, PCDD/F, dl-PCB och Σ PCB₇ i sik från Vänern och Vättern fångad 2015-2018 presenteras i **Tabell 2** nedan. I provmatrisen ingick 84 analyser av sik från Vänern (156 individer) och 74 analyser av sik från Vättern (116 individer). Ett antal av proverna var samlingsprover, bestående av 2-6 individer.

Tabell 2 Fetthalt, PCDD/F, dl-PCB och Σ PCB₇ i analyserade sikprover från Vänern och Vättern. Proverna utgörs av 84 analyser av sik från Vänern och 74 analyser av sik från Vättern. Beräknat medelvärde i respektive sjö markeras med fetstilt och inom parenteserna presenteras uppmätta min- respektive maxvärden.

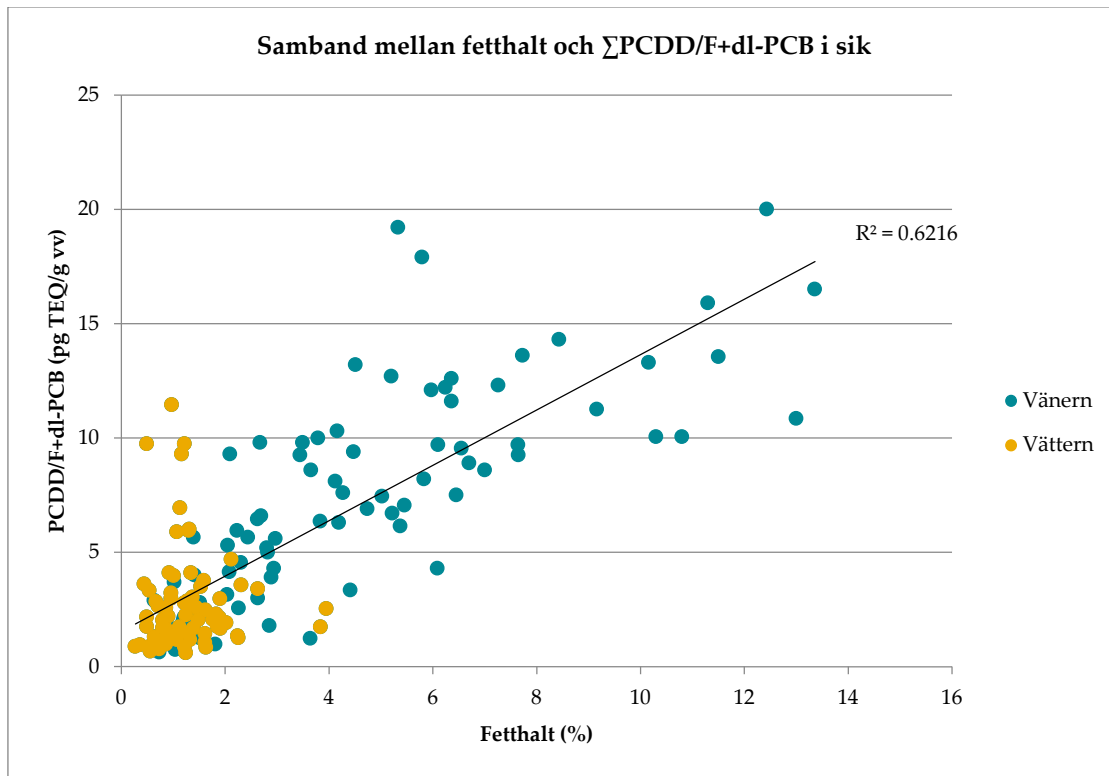
	Fetthalt (%)	Σ PCDD/F (pg TEQ/g vv)	Σ PCDD/F+PCB (pg TEQ/g vv)	Σ PCB ₆ (ng/g vv)
Vänern (n=84)	4,4 (0,63 - 13)	4,3 (0,19 - 12)	7,2 (0,64 - 20)	23 (4,3 - 78)
Vättern (n=74)	1,3 (0,27 - 4,0)	0,68 (0,14 - 4,2)	2,7 (0,60 - 11)	19 (4,4 - 78)

Den genomgående trenden som kunde urskiljas i proverna var högre halter i den fetare Vänernsiken, jämfört med den magrare siken från Vättern. I **Bilaga 2** presenteras även uppmätta morfometriska mått för proverna i datasetet. Här framgår att trots att Vätternsiken i datasetet i medel var något längre än Vänernsiken, vägde den mindre och hade lägre konditionsfaktor. Lever- och gonadvikt var tämligen likvärdig mellan sjöarna. Resultaten visade en stark korrelation mellan fetthalt och summahalten av dioxiner och dioxinlika PCB i sik från Vänern (**Fig. 16**). Både fett- och dioxinhalterna var lägre i Vätternsiken och hade en mycket mindre spridning jämfört med Vänernsiken, varav ingen korrelation mellan fett- och dioxinhalt kunde skönjas i dessa prover. Tillsammans med Vänerndata blir dock mönstret tydligt, att ju högre fetthalt, desto högre är generellt även halten av dioxiner och dioxinlika ämnen.

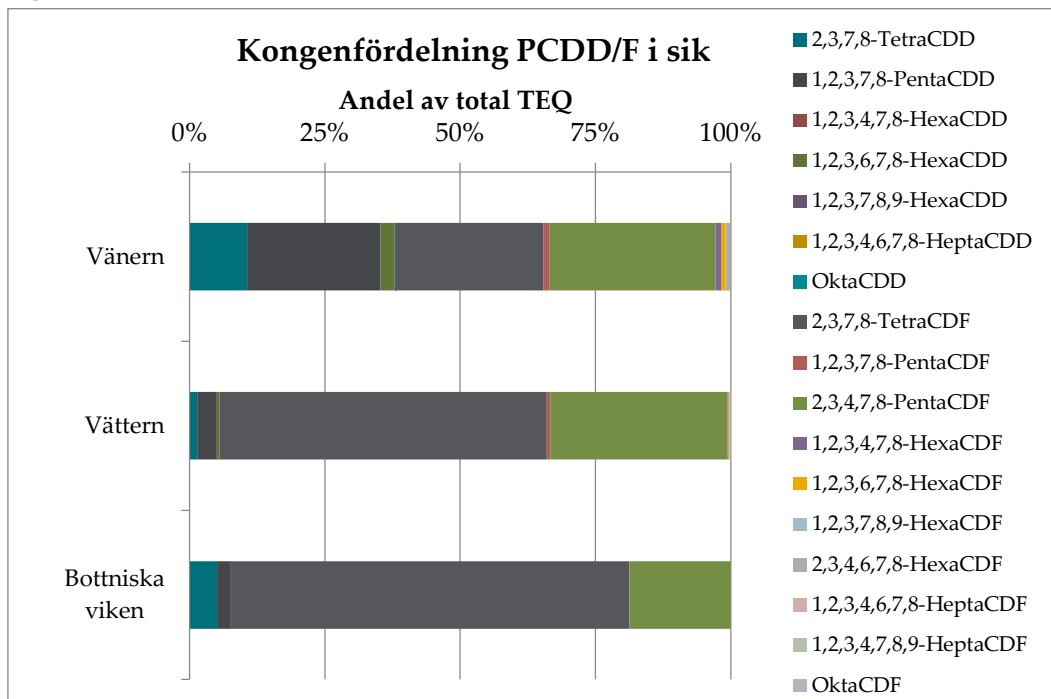
Bidraget från olika PCDD/F-kongener till den totala TEQ-halten i sikprover från Vänern, Vättern och Bottniska viken (Karlsson et al., 2018) presenteras i **Figur 17**. Proverna från Bottniska viken utgörs av 16 sikar fångade utanför Gräsö, Norrsundet, Örnsköldsvik och Torneå och är storleksmässigt jämförbara med siken som insamlats från sjöarna.

Resultaten visade att tre (lågklorerade) PCDD/F-kongener dominerade den totala TEQ-halten i sik från Vänern: 1,2,3,7,8-pentaCDD, 2,3,7,8-tetraCDF samt 2,3,4,7,8-pentaCDF.

I sik från Vättern och Bottniska viken var det kongenerna 1,2,3,7,8-tetraCDF och 2,3,4,7,8-pentaCDF (d.v.s. lågklorerade furaner), som i princip utgjorde hela TEQ-halten i proverna. Det ska dock tilläggas att halterna var lägre i dessa prover jämfört med proverna från Vänern, samt att samtliga kongener var under detektionsgräns i ett flertal av proverna varav dessa inte kunde inkluderas i analysen (29 st. av proverna från Vättern och 9 av proverna från Bottniska viken). 1,2,3,7,8-pentaCDD, som stod för nästan 25 % av TEQ i Vänernsiken, var knappt detekterbar i Vätternsiken.



Figur 16 Korrelation mellan fetthalt och PCDD/F+dl-PCB i sik från Vänern och Vättern ($R^2 = 0,62$, $n = 158$).



Figur 17 Visar vilka PCDD/F-kongener som dominerar TEQ i sikprover från Vänern, Vättern och Bottniska viken (Karlsson et al., 2018). 1,2,3,7,8-pentaCDD, 2,3,7,8-tetraCDF samt 2,3,4,7,8-pentaCDF dominerade TEQ-halten i sikproverna från Vänern. De två lågklorerade furanerna 2,3,7,8-tetraCDF och 2,3,4,7,8-pentaCDF dominerade TEQ-halten i proverna från Vättern och Bottniska viken. Ett flertal av proverna (framför allt från Vättern och Bottniska viken) var under detektionsgräns för samtliga kongener och inkluderades därför inte i analysen.

I tillägg till analysen av sik insamlades även mer stationär fisk (gädda och abborre) utanför Aspa bruk i norra Vättern i maj 2017 (**Tab. 3**). Medelvärde presenteras i fetstil och i parenteserna visas uppmätta min- och maxvärden. Halterna var inte förhöjda utan låg på vad som kan betecknas vara en bakgrundsnivå för mager fisk (Malmaeus et al., 2012; Karlsson & Viktor, 2014)

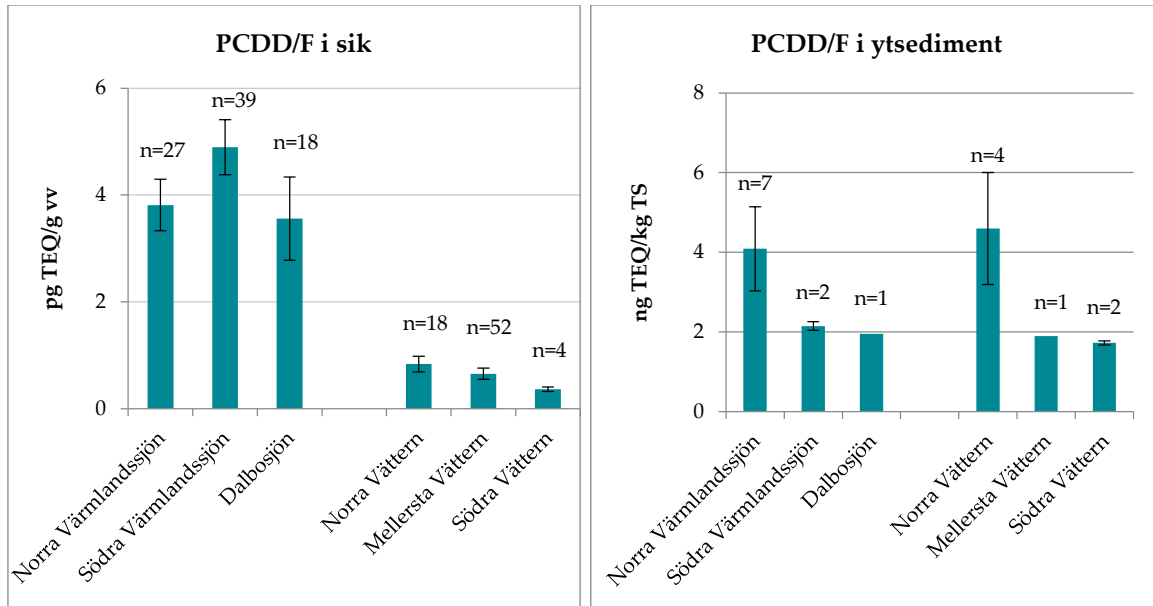
Tabell 3 Fetthalt, PCDD/F, dl-PCB och Σ PCB₇ i abborre och gädda fångade i maj 2017 utanför Aspa bruk i norra Vättern.

	Vikt (kg)	Fetthalt (%)	Σ PCDD/F (pg TEQ/g vv)	Σ PCDD/F+PCB (pg TEQ/g vv)	Σ PCB ₆ (ng/g vv)
Aspa abborre (n=4)	0,2-0,4	0,43 (0,18 - 0,89)	0,11 (0,10 - 0,12)	0,60 (0,36 - 0,96)	5,6 (2,2 - 7,4)
Aspa gädda (n=2)	1,1-3,2	0,19 (0,18 - 0,19)	0,16 (0,15 - 0,16)	0,92 (0,89 - 0,95)	9,1 (8,1 - 10)

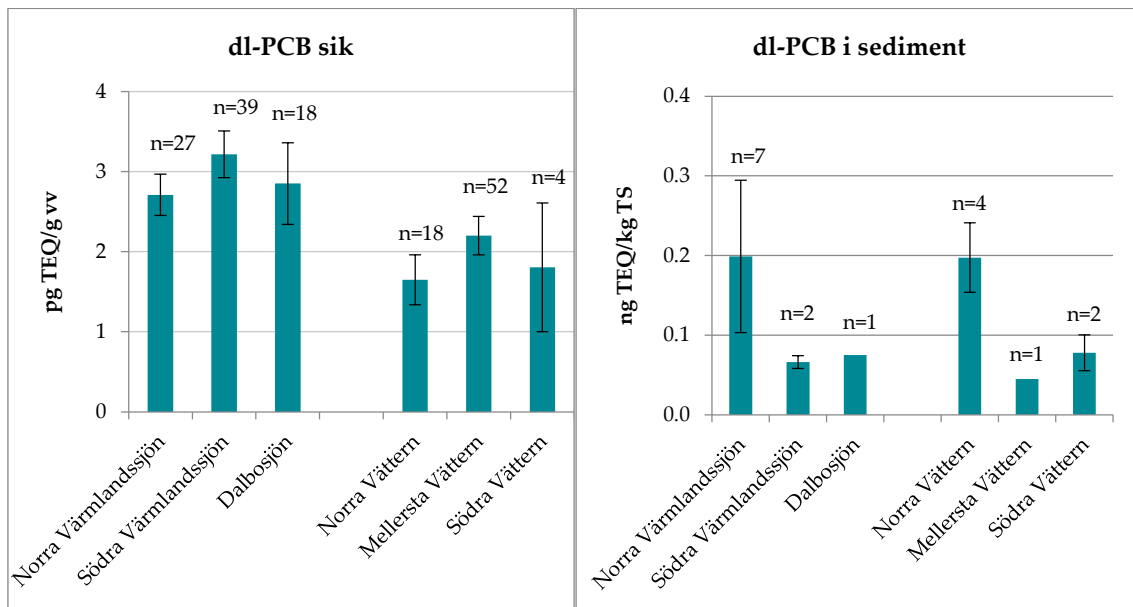
4.3 Samband mellan halter i sediment och fisk

4.3.1 Geografisk jämförelse

I **Figur 18** och **19** har medelvärden av PCDD/F och dl-PCB beräknats för sik- och ytsedimentprover inom de olika delområden av Vänern och Vättern som definierades i **Figur 9**. Av resultaten framgår ingen tydlig geografisk trend för sikproverna, halterna är förhållandevis homogena i de olika delarna av sjöarna. Medan halterna i sik är betydligt högre i proverna från Vänern jämfört med prover från Vättern, är halterna i ytsediment förhållandevis lika i de två sjöarna. I både Vänern och Vätterns sediment syns en gradient med högre halter i de norra delarna av sjöarna. Detta beror sannolikt på att flertalet av dessa prover är tagna i eller intill recipienter till massa- och pappersindustrier belägna i de norra delarna av sjöarna. Det ska också tilläggas att underlaget för sediment var betydligt mindre jämfört med det för sik, så allt för långtgående slutsatser om geografiska trender i sedimenthalter kunde inte dras.



Figur 18 Medelhalter av PCDD/F i sik och ytsediment från Vätern och Vättern. Felstaplarna representerar medelvärdeets standardavvikelse. Ingen tydlig geografisk trend för halterna i sik tycks föreligga, halterna i sediment är dock högre i de norra delarna av sjöarna, jämfört med mellersta och södra delarna.



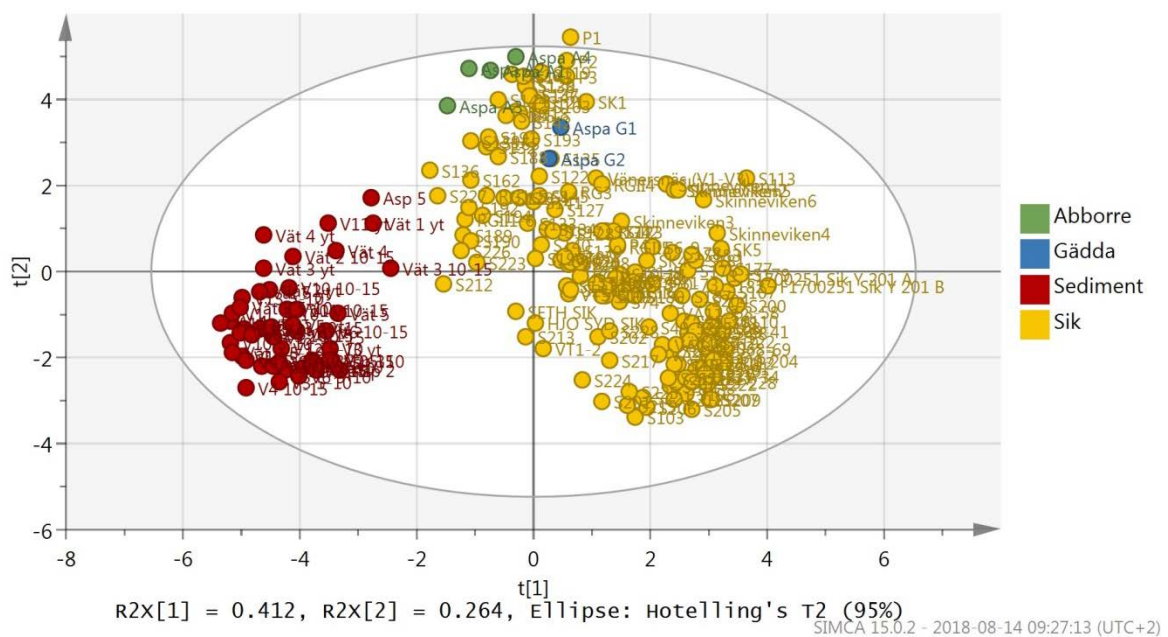
Figur 19 Medelhalter av dl-PCB i sik och ytsediment från Vätern och Vättern. Felstaplarna representerar medelvärdeets standardavvikelse, halterna i sediment är dock högre i de norra delarna av sjöarna, jämfört med mellersta och södra delarna.

4.3.2 Sambandsanalys av kongenmönster

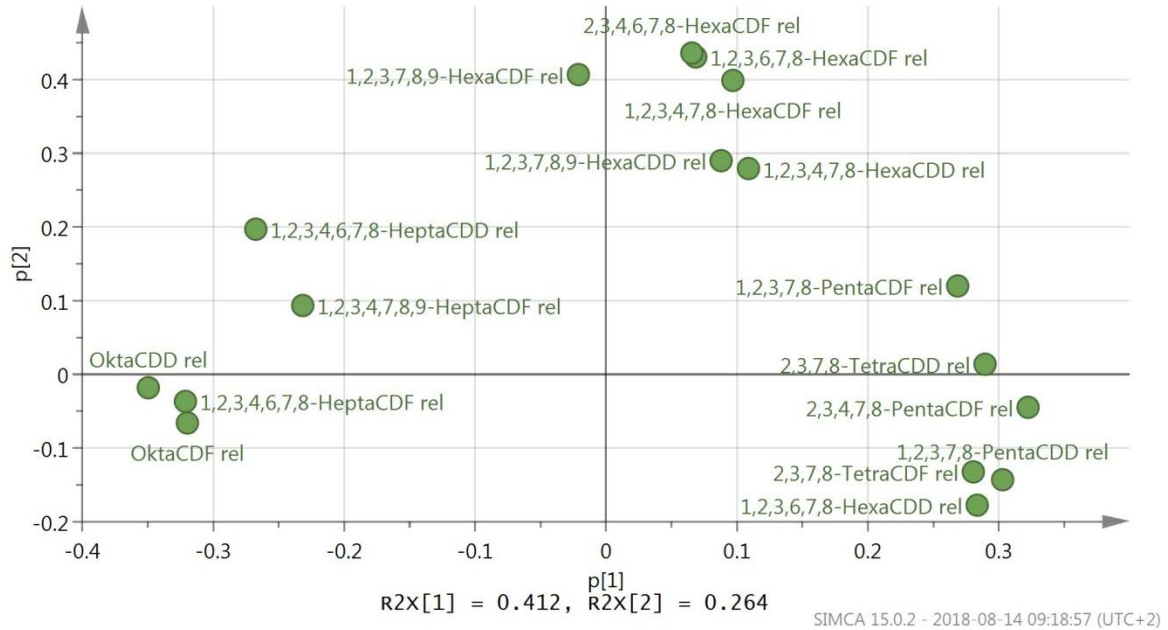
Resultaten från sambandsanalysen med PCA presenteras i **Figur 20 - 23**. Vid en första anblick kan denna grafiska presentation av data tyckas svårbegriplig, men metoden kan vara ett kraftfullt hjälpmedel för att identifiera och visualisera systematiska samband och skillnader i ett dataset. Syftet med denna analys var att undersöka eventuella samband i kongenmönster av PCDD/F och dl-PCB mellan sediment och fisk (sik, abborre och gädda), från Vätern och Vättern. Resultaten presenteras separat för PCDD/F (**Fig. 20-21**) och för dl-PCB (**Fig. 22-23**).

Figur 20 visar hur de olika sediment- och fiskproverna förhåller sig till varandra med avseende på kongenmönster av PCDD/F, där prover som ligger nära varandra i figuren tenderar att samvariera i datasetet. Prover som ligger långt ifrån varandra samvarierar däremot inte, eller har en negativ samvariation, d.v.s. att halterna är höga i det ena provet och låga i det andra. I figuren har proverna färgats utifrån vilket matris de är tagna från, detta för att underlätta identifiering av proverna i figuren. Sedimentprover är färgade röda, sikprover gula, prover från abborre och gädda är gröna respektive blåa. I figuren framgår två kluster av prover, där sedimentproverna ligger till vänster och fiskproverna ligger till höger. Detta är en tydlig indikation på att kongenmönstret av PCDD/F skiljer sig i sediment- och fiskproverna. Hade halterna av samma kongener i både sediment och fisk varit höga respektive låga, skulle alla prover istället ligga i ett samlat kluster.

Figur 21 förklarar varför proverna fördelar sig som de gör i **Figur 20**. Om exempelvis en specifik kongen ligger långt till höger i **Figur 21**, skulle ett sediment- eller fiskprov med hög halt av denna kongen också "dras" till höger i **Figur 20**, enkelt beskrivet. PCDD/F-kongenerna med högst kloreringsgrad, som ligger till vänster i **Figur 21**, karakteriserar således kongenmönstret i sedimentproverna, som ligger i ett kluster till vänster i **Figur 20**. På motsvarande sätt karakteriseras fiskproverna av lågklorerade PCDD/F som i huvudsak återfinns till höger i **Figur 20**. De hexa-klorerade kongenerna var under detektionsgräns i majoriteten av proverna och hade därför en liten inverkan i analysen.

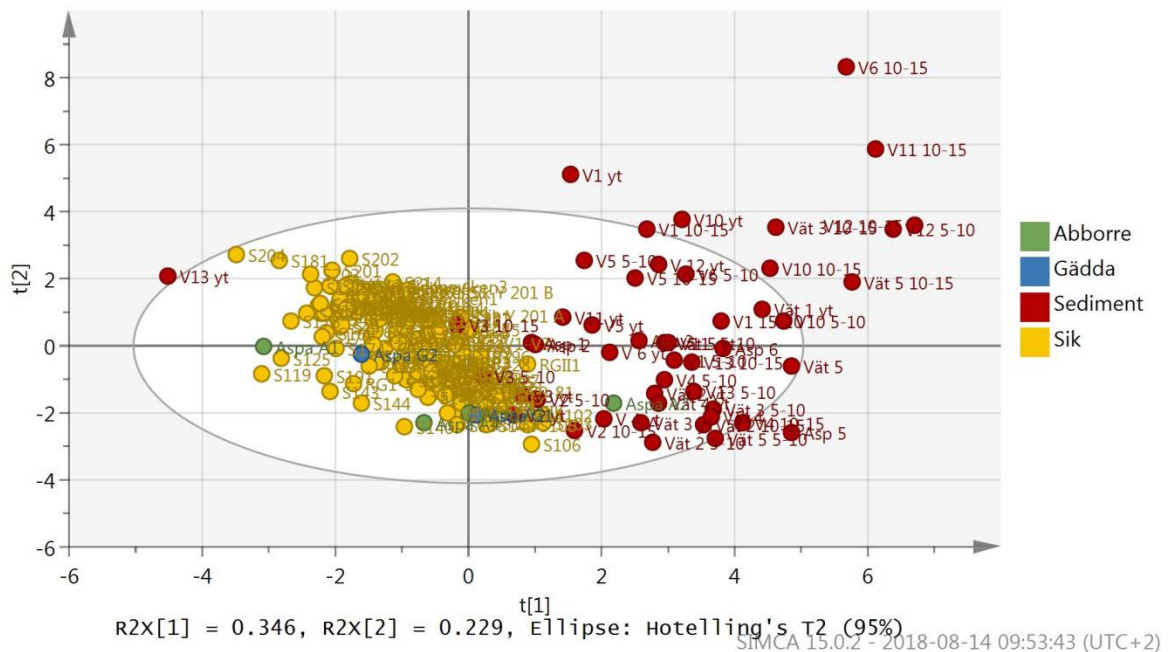


Figur 20 Sambandsanalys av fisk- och sedimentprover från Vänern och Vättern med avseende på PCDD/F-halter. Sedimentprover (röda) ligger till vänster i figuren medan fiskprover (gula, gröna och blå) ligger till höger, vilket indikerar att kongenmönstret av PCDD/F i proverna från dessa matriser skiljer sig åt.

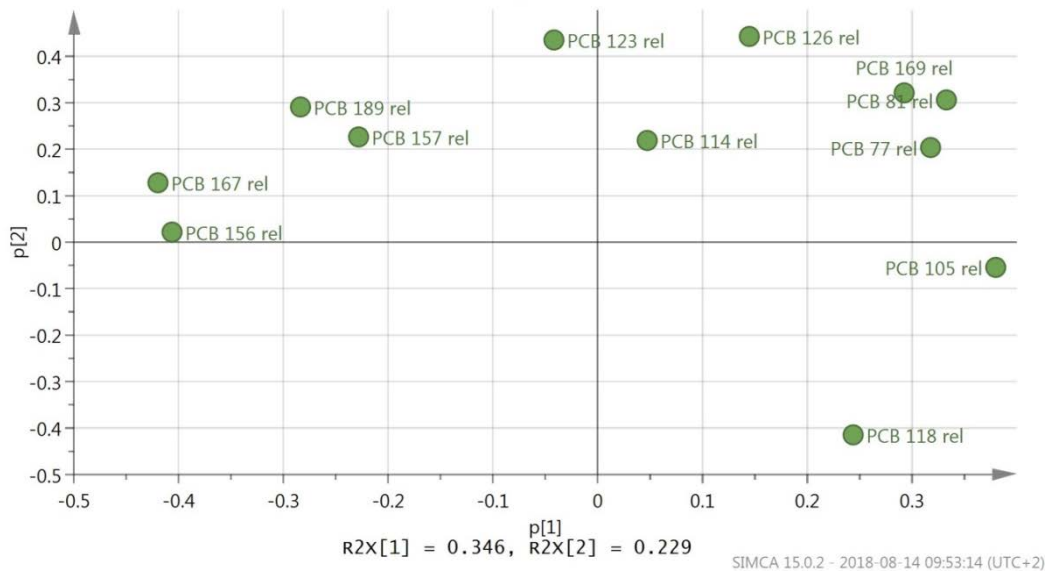


Figur 21 Förklarar hur halterna av PCDD/F fördelar sig i prover i Figur 20. Kongener som ligger längre från origo har en större inverkan på variationen i proverna jämfört med kongener som ligger nära origo, vars halter generellt är låga eller likartade i proverna.

I Figur 22 presenteras hur proverna förhåller sig till varandra med avseende på dl-PCB. På samma sätt som för PCDD/F, bildas två kluster, om än inte lika tydliga, med fiskprover till vänster och sedimentprover till höger. Av Figur 23 framgår att höglorerade kongener, till största del, definierar kongenmönstret i fiskproverna. Samtidigt tycks låglorerade kongener ha en större betydelse för halterna av dl-PCB i sedimentproverna.



Figur 22 Sambandsanalys av fisk- och sedimentprover från Vänern och Vättern med avseende på dl-PCB-halter. Sedimentprover (röda) ligger i huvudsak till höger i figuren medan fiskprover (gula, gröna och blå) ligger till vänster, vilket indikerar att mönster av dl-PCB i dessa matriser skiljer sig åt.



Figur 23 Förklarar hur halterna av dl-PCB fördelar sig i prover i Figur 22. Kongener som ligger längre från origo har en större inverkan på variationen i proverna jämfört med kongener som ligger nära origo, vars halter generellt är låga eller likartade i proverna.

5 Diskussion

Föreliggande undersökning har visat att halter av PCDD/F och PCB i anslutning till, av skogsindustrier, tidigare belastade kustområden i Vänern och Vättern successivt har minskat över tid men att de fortfarande är måttligt förhöjda. Halterna avtar snabbt med ökande avstånd till fabrikena och längre ut i sjöarnas öppnare delar ligger halterna på bakgrunds nivå. Detta påminner i stora drag om situationen utanför industrier i Bottniska viken (Malmaeus et al., 2012) och längre ut i Östersjön (Wiberg et al., 2013). Halter av PCDD/F och PCB i sik från Vänern var emellertid generellt väsentligt högre än vad som uppmäts i sik från Vättern och Bottniska viken. Halterna i Vänernsiken är i många fall över EU:s gränsvärden för saluföring medan halterna i Vätternsiken i princip genomgående klarar gränsvärdena. Samtidigt visar föreliggande undersökning att halterna i ytsediment är både låga och inte skiljer sig speciellt mycket mellan de två sjöarna. En gradient syns med högre halter i sediment från de norra delarna av sjöarna, sannolikt en konsekvens av att flertalet av dessa prover togs i tidigare belastade skogsindustrirecipienter. Sedimentkärnor från dessa recipienter visade dock ett tillfriskningsförlopp med avtagande halter mot sedimentytan. Vidare kunde ingen tydlig geografisk gradient av PCDD/F och PCB-halter i sik från sjöarna urskiljas. Den egendomliga skillnaden i halter i sik mellan de två sjöarna tycks ha sin huvudsakliga förklaring i fiskens fetthalt (Karlsson et. al., 2018), snarare än dess geografiska härkomst och föroreningsituationen i recent avsatta sediment.

Resultaten visade att fyra lågklorerade PCDD/F-kongener i huvudsak bidrog till den totala TEQ-halten i sikproverna från Vänern: 2378-tetraCDD (11 %), 12378-pentaCDD (25 %), 2378-tetraCDF (27 %) samt 23478-pentaCDF (31 %). I Vättern stod lågklorerade furaner, 2378-tetraCDF och 23478-pentaCDF, för drygt 90 % av TEQ (medan samtliga dioxinkongener knappt var detekterbara i proverna). Det kan även tilläggas att fördelningen i sik från Vättern var väldigt lik den i sik från Bottniska viken.

Sambandsanalys med PCA för kongenmönster av PCDD/F och PCB kunde vidare användas för att visualisera att halterna i sediment från Vänern och Vättern huvudsakligen präglas av högklorerade PCDD/F och lågklorerade PCB. Fördelningen var omvänd i siken, med högre andel av lågklorerade PCDD/F och högklorerade PCB. Det ska dock tilläggas att det sker en strukturomvandling av ämnena när de metaboliseras i fisken, varvid den ursprungliga kongensammansättningen förändras och en skillnad i kongenmönster mellan dessa matriser i högsta grad är att vänta. En stor del av både sediment- och sikproverna var dessutom under detektionsgräns, vilket till viss del försvårar möjligheten att identifiera skillnader och samband i data. Att dioxinförekomsten i sedimentproverna till stor del utgörs av högklorerade PCDD/F kan indikera att atmosfärisk bakgrundsdeposition är en bidragande källa, där högklorerade PCDD (framför allt OCDD) dominerar sammansättningen (Sundqvist et al., 2010). Till den atmosfäriska depositionen bidrar framför allt förbränningskällor med låg teknisk standard där bidraget från östra och södra Europa är betydande. De högklorerade PCDD/F-kongenerna har också en större affinitet till partiklar och är mer persistenta, vilket gör att de binds starkare till- och blir kvar längre i sedimenten, jämfört med de lågklorerade kongenerna, vilket kan vara en ytterligare förklaring till kongenmönstret i sedimenten.

En annan möjlig källa till dioxinkontaminering av sediment är användning av tetra- och pentaklorfenolpreparat vid träskyddsimpregnering. På platser runt norra Vänern och dess tillrinningsområde har det historiskt förekommit att sågverk använt klorfenoler för träimpregnering (Olle Grahn., NordMiljö, pers. komm.). PCDD/F med ursprung i pentaklorfenol har en liknande sammansättning som den atmosfäriska depositionen, men fraktionen av högklorerade PCDF (1234678-heptaCDF, 1234689-heptaCDF och OCDF) är även betydande. Tekniska blandningar av tetraklorfenol domineras av högklorerade PCDF (Sundqvist et al., 2010). Detta sammanfaller med att 1234678-heptaCDF dominerade den totala TEQ-halten i sedimentproverna från norra Vänerns kustområden, jämfört med proverna från Vättern där istället TEQ till största del utgjordes av 2378-tetraCDF.

6 Slutsatser

- I de delar av Vänern och Vättern som tidigare varit lokalt belastade har halter av undersökta klororganiska ämnen minskat dramatiskt. Sedimentprofiler visar avsevärt lägre halter i nyligen avsatta ytsediment jämfört mot äldre djupsediment.
- Halter av PCDD/F och PCB i ytsediment är generellt mycket låga och knappt detekterbara i sjöarnas öppna delar medan en gradient kan skönjas med högre halter in mot skogsindustrirecipienter i sjöarnas norra delar.
- Halterna av PCDD/F i stationär fisk (gädda och abborre) från Asparecipienten ligger på en bakgrundsnivå
- Det finns inga uppenbara samband mellan kongensammansättning av PCDD/F och PCB i fisk och sediment, mest troligt som följd av skillnad mellan olika kongeners affinitet till partiklar samt fiskars förmåga att ta upp och omsätta olika kongener.
- Halterna i sediment från Vänern och Vättern präglas huvudsakligen av högklorerade PCDD/F och lågklorerade PCB-kongener. Fördelningen var omvänd i siken, med högre andel av lågklorerade PCDD/F och högklorerade PCB-kongener.
- Halterna i sik var förhållandevis homogena mellan olika delar av sjöarna. Detta talar för att den huvudsakliga källan till dagens dioxin- och PCB-problematik är storskalig atmosfärisk deposition av luftburna föroreningar och att den fetare siken i Vänern tar upp mer av ämnena jämfört med den magrare Vätternsiken.

7 Referenser

Barnes D.G., 1991. Toxicity equivalents and EPA's risk assessment of 2,3,7,8-TeCDD. *Sci. Total Environ.* 104, 73-86.

Broman D., Cornelissen G., Wiberg K. & Tysklind M., 2008. Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PCDD/Fs) in waters outside pulp, paper and wood industries using sediment traps and passive samplers. Draft report.

EU, 2011. Kommissionens förordning (EU) nr 1259/2011 om ändring av förordning (EG) nr 1881/2006 vad gäller gränsvärden för dioxiner, dioxinlika PCB och icke dioxinlika PCB i livsmedel, Förordning (EU) nr 1259/2011, Europeiska Kommissionen, Bryssel.

EU, 2013. Europaparlamentets och rådets direktiv 2013/39/EU av den 12 augusti 2013 om ändring av direktiven 2000/60/EG och 2008/105/EG vad gäller prioriterade ämnen på vattenpolitikens område, Direktiv 2013/39/EU, Europeiska Kommissionen, Bryssel.

Green, J., Lilja, K., Viktor, T. & Kaj, L., 2009. Metaller och stabila organiska ämnen i öring. I: Vänern Årsskrift 2009, Vänerns vattenvårdsförbund rapport nr 51 2009.

Grotell, 2017. Metaller och organiska föreningar i abborre från Vänern år 2016. I: Årsrapport från Vänerns vattenvårdsförbund 2017.

Haws L.C., Su S.H., Harri M., Devito M.J., Walker N.J., Farland W.H., Finley B. & Birnbaum L.S., 2006. Development of a refined database of mammalian relative potency estimates for dioxin-like compounds. *Toxicol. Sci.* 89, 4-30.

Jerkeman, P. & Norrström, H., 2017. Vägen mot hållbarhet. Industrihistoriska utskottet, Skogsindustrierna.

Karlsson, M. & Viktor, T., 2014. Miljöstörande ämnen i fisk från Stockholmsregionen. IVL-rapport B2214.

Karlsson M., 2016. Kontrollprogram för sikfisket i Vänern och Vättern – Årsrapport 2015. IVL-rapport C190.

Karlsson M., Andersson G., Bohman P., Hållén J., Sandström A. & Viktor T., 2018. Dioxiner i fet fisk – hot och utvecklingsmöjligheter för svenskt småskaligt kust- och insjöfiske. Årsrapport 2017. IVL-rapport B2301.

Lst, 2015. Angående dioxinhalter i sik fångad i Vättern och Vänern. Meddelande från Länsstyrelserna 2015-01-12, 3 sid.

Malmaeus, M. & Norrström, H., 2007. Resultat från mätningar av dioxinförekomst inom svenska massa- och pappersbruk. ÅF-rapport 2007-01-22.

Malmaeus, M., Karlsson, M. & Rahmberg, M., 2012. Bottensedimentens roll för dioxinsituationen i industrirecipienter. IVL-rapport B2053.

NV, 1999. Sanering av Järnsjön i Emån. Naturvårdsverket rapport 4991.

Palm Cousins, A., et al., 2007. Kvicksilver och organiska miljögifter i Örserumsviken Del 2: Efter saneringen. IVL-rapport B1705.

Safe S.H., 1986. Comparative toxicology and mechanism of action of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and dibenzofurans. *Annu. Rev. Pharmacol. Toxicol.* 26, 371-399.

Sobek A., Wiberg K., Sundqvist K.L., Haglund P., Jonsson P. & Cornelissen G., 2014. Coastal sediments in the Gulf of Bothnia as a source of dissolved PCDD/Fs and PCBs to water and fish. *Sci. Total Environ.*, 487, 463-470.

Sundqvist K.L., Tysklind M., Geladi P., Hopke P.K. & Wiberg K., 2010. PCDD/F Source Apportionment in the Baltic Sea Using Positive Matrix Factorization. *Environ. Sci. Technol.*, 44, 1690-1697.

Van den Berg M., Birnbaum L., Bosveld A.T., Brunstrom B., Cook P., Feeley M., Giesy J.P., Hanberg A., Hasegawa R., Kennedy S.W., Kubiak T., Larsen J.C., van Leeuwen F.X., Liem A.K., Nolt C., Peterson R.E., Poellinger L., Safe S., Schrenk D., Tillitt D., Tysklind M., Younes M., Waern F. & Zacharewski T., 1998. Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. *Environ. Health Perspect.* 106, 775-792.

Van den Berg M., Birnbaum L.S., Denison M., De Vito M., Farland W., Feeley M., Fiedler H., Håkansson H., Hanberg A., Haws L., Rose M., Safe S., Schrenk D., Tohyama C., Tritscher A., Tuomisto J., Tysklind M., Walker N. & Peterson R.E., 2006. The 2005 World Health Organization Reevaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-Like Compounds. *Toxicological Sciences* 93(2), 223-241.

Bilaga 1 – Foton sediment



V1



V2



V3



V12



V13



Vät1



Vät2



Vät5

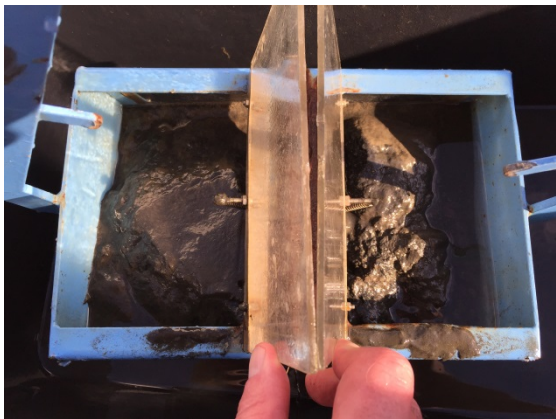
Vät4



Aspa 1



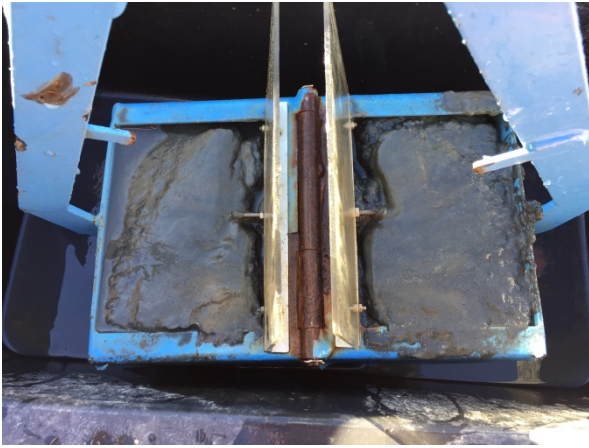
Aspa 2



Aspa 3



Aspa 4



Aspa 5



Aspa 6



Vät 4



Vät 5

Bilaga 2 – Morfometri fisk

Tabell 1 Morfometriska mått av sik från Vänern och Vättern. Presenteras som medel-, min- och maxvärden av 84 prover av sik från Vänern och 74 prover av sik från Vättern.

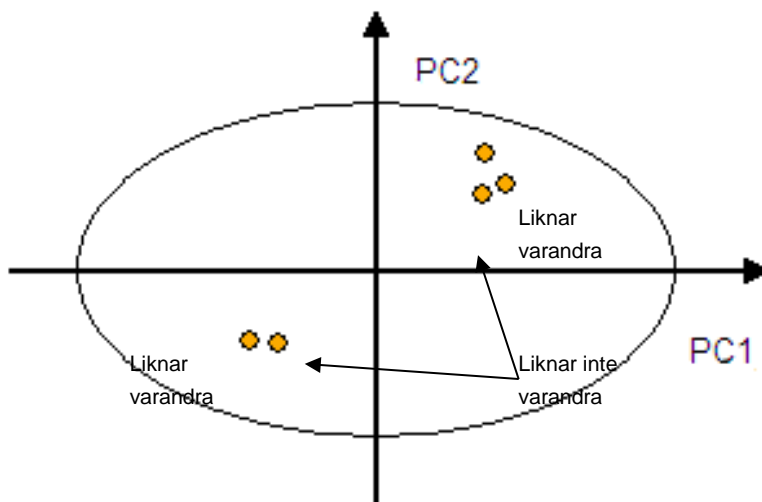
	Längd (cm)	Vikt (g)	Somatisk vikt (g)	CF	LSI	GSI
Vänern (n=84)	39 (30-50)	610 (211-1562)	554 (196-1415)	0.89 (0.49-1.24)	1.06 (0.50-1.65)	1.67 (0.10-22.50)
Vättern (n=74)	38 (31-43)	427 (257-895)	381 (231-768)	0.71 (0.58-0.97)	1.01 (0.50-2.06)	1.28 (0.06-11.50)

Tabell 2 Morfometriska mått hos gädda och abborre fångade i maj 2017 utanför Aspa bruk i norra Vättern.

	Längd (cm)	Vikt (g)	Somatisk vikt (g)	Lever (g)	Gonad (g)	Ålder (år)	CF	LSI	GSI
Aspa abborre 1	27	239	210	2,79	5,98	6+	1,07	1,33	2,85
Aspa abborre 2	27	269	193	3,76	59,3	7+	0,98	1,95	30,7
Aspa abborre 3	26	226	173	3,40	42,8	5+	0,98	1,97	24,7
Aspa abborre 4	32	405	293	4,43	87,3	8+	0,89	1,51	29,8
Aspa gädda 1	56	1146	991	17,0	74,0	3+	0,56	1,72	7,47
Aspa gädda 2	79	3201	2660	55,0	258	5+	0,54	2,07	9,70

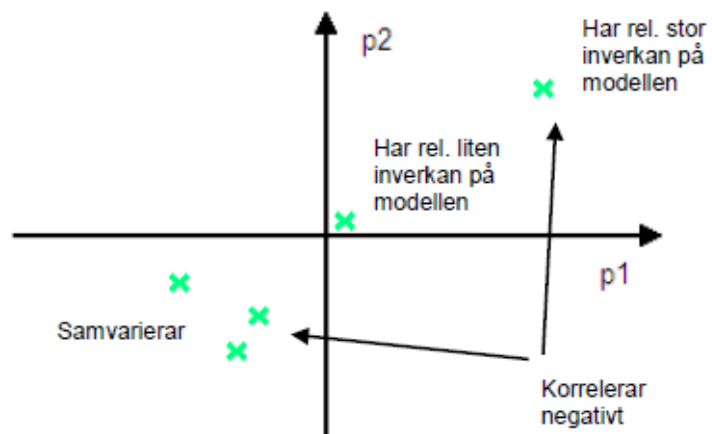
Bilaga 3 – Kort om PCA

Det kan vara svårt och tidskrävande att få en bra överblick över, och relevant information om, stora dataset. En stor del av informationen handlar ofta om samvariation mellan de olika parametrarna av intresse. Ett sätt att angripa detta problem är att använda sig av multivariat modellering i form av PCA (principalkomponentanalys). I många sammanhang analyseras ett stort antal variabler som i stor utsträckning samvarierar. PCA är ett sätt att reducera dimensionen i datasetet och därmed enklare kunna se mönster i datapunkter och samband mellan olika variabler. Två av plottarna som kan användas för att extrahera information om variablerna och proverna i datasetet är scoreplottar och loadingsplottar. I **scoreplotten** kan man studera relationen mellan proverna, hitta grupper av samvarierande prover och/eller avvikande prover. Prover som ligger nära varandra i scoreplotten liknar varandra medan prover som ligger långt från varandra har mindre gemensamma, ibland motsatta, egenskaper, se Figur 13.



Figur 1 Exempel på en scoreplot där de tre proverna som grupperar sig upp till höger i plotten har liknande egenskaper och där de två proverna som finns i nedre vänstra hörnet också liknar varandra. Dessa två grupper av prover har motsatta egenskaper.

Loadingplotten visar istället relationen mellan variablerna i datasetet. Variabler som ligger nära varandra tenderar att samvariera i datasetet. Loadingplotten beskriver också variablernas inverkan på de principalkomponenter som man studerar, ju längre ut på axlarna en variabel befinner sig desto större inverkan har den variabeln på modellen. Ett exempel på loadingplot visas i Figur 14.



Figur 2 Exempel på en loadingplot. De tre variablerna i nedre vänstra hörnet samvarierar i datasetet, variabeln nära origo har liten påverkan på modellen och variabeln uppe i högra hörnet korrelerar negativt med de tre variablerna i nedre vänstra hörnet och relativt stor inverkan på modellen.

