

**Nya gifter -
nya verktyg**

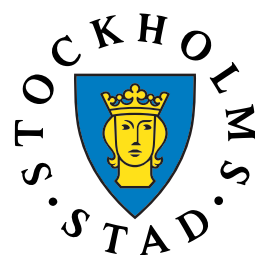


ISSN 1653-9168

Biotillgänglighet och toxicitet av PFAS-kontaminerade sediment från Mälaren

Brita Sundelin, Marie Löf, Ann-Kristin Eriksson Wiklund,
Therese Jacobson, Ulf Järnberg och Urs Berger

Inst. för Tillämpad Miljövetenskap, ITM, Stockholms universitet



Under åren 2004-2008 driver Miljöförvaltningen tillsammans med Stockholm Vatten AB projektet Nya gifter – Nya verktyg med finansiering ur stadens Miljömiljard.

Projektets mål är att ta fram information om vilka ämnen som bör prioriteras i stadens miljögiftsarbete, både i form av åtgärder och miljöövervakning. Det ska också beskriva var i staden de prioriterade ämnena används, hur de når stockholmsmiljön och vad staden och andra aktörer kan göra för att minska de problem som är förknippade med miljögifter i Stockholm.

En sammanfattande slutrapport kommer att publiceras under våren 2008.

Varje författare ansvarar för innehållet i respektive delrapport.

Stockholm 2008

Omslagsillustration:
Tobias Flygar

Ett samarbete mellan:



MILJÖFÖRVALTNINGEN



ISSN: 1653-9168

Innehållsförteckning

Sammanfattning.....	4
Summary	5
1. Inledning	7
2. Frågeställningar som projektet förväntades besvara.....	8
3. Metodik för de olika delexperimenten.....	9
3.1. A/ Bioackumulation av PFOS i sedimentlevande organismer med varierande fetthalt.....	9
3.2. B/ Fördelningsexperiment.....	11
3.3. C/ Effekter av PFAS-kontaminerade sediment från Rosersberg.....	12
3.4. Kemisk analys.....	12
3.5. Biologisk analys.....	13
3.6. Statistisk analys.....	13
4. Resultat.....	13
4.1. Bioackumulation från PFAS-förorenade sediment från Mälaren..	13
4.2. Fördelning mellan vatten, sediment och biota samt toxicitet för <i>Asellus</i> och <i>Monoporeia</i> av PFOS tillfört i vattenfas.....	16
4.3. Toxicitet av förorenade PFAS sediment från Mälaren.	19
5. Diskussion.....	21
5.1. Osäkerhet i analysprocessen	21
5.2. Vitmärlan är förhållandevis mycket känslig för PFOS	22
5.3. Det är inte troligt att andra kontaminanter har orsakat effekterna på <i>M. affinis</i>	23
6. Slutsatser.....	24
7. Åtgärder och Ansvar.....	25
8. Referenser	26
Bilagor	
Data på PFOS från Rosersbergsområdet.....	28
PAH-halter i sediment	30
Metallhalter i sediment.....	31
Ordlista.....	32

Sammanfattning

Projektets huvudmålsättning var att utreda huruvida de koncentrationer av PFOS som förekommer i Mälarens sediment utgör en risk för biota. Dessutom var målsättningen att bestämma hur PFOS fördelar sig i olika matriser (olika typer av biologisk vävnad, sediment och vatten) samt vilka faktorer som i första hand styr upptaget i biota och hur saliniteten påverkar upptaget och toxiciteten. Sediment insamlades från två lokaler utanför räddningsverkets skumsläckningsanläggning utanför Rosersberg där vi tidigare uppmätt höga halter PFOS i sedimentet. För att utreda lipiders betydelse för upptaget exponerades 3 sedimentlevande arter, sötvattengråsuggan *Asellus aquaticus*, vitmärlan *Monoporeia affinis* samt daggmasksläktingen *Tubifex tubifex*, i intakta sedimentproppar från de PFOS-kontaminerade stationerna samt för referenssediment från Mälaren och Östersjön. Exponeringen utfördes med dels filtrerat genomströmmande sötvatten från Mälaren och brackvatten (6.5 ‰) från Östersjön under 60 dagar. I en brackvattenserie exponerades även pungräkan *Neomysis integer* som är ett frilevande rovdjur.

I ett fördelningsexperiment exponerades *M. affinis* och *A. aquaticus* för PFOS tillsatt i vattenfasen (0, 50, 200 och 5000 µg/L) och PFOS analyserades i de olika matriserna efter 6 veckors exponering då även toxiciteten analyserades. För att bestämma toxiciteten av de PFOS-kontaminerade sedimenten i anslutning till Rosersberg exponerades *M. affinis* under sin reproduktionsstid för ytsediment från de två lokalerna samt för kontrollsediment från Mälaren och Östersjön. Även denna experimentserie genomfördes med filtrerat sötvatten från Mälaren och filtrerat brackvatten från Östersjön (40 m djup i Tvären).

Fördelningsexperimentet visade att PFOS tillsatt i vattenfas i hög grad lämnar vattenfasen och binds till sedimentet men att hela processen är ett jämviktsförhållande där PFOS vid låga vattenkoncentrationer jämfört med höga sedimenthalter troligtvis läcker ut från sedimentet och sprids till vattenfasen. Vi kunde inte hitta ett dos-respons förhållande för bioackumuleringen av PFOS i de fältinsamlade PFOS-kontaminerade sedimenten och resultaten antyder att vi fortfarande saknar i stort sett all viktig information om vilka faktorer som styr bioackumuleringen av PFOS i testorganismerna, varför detta behöver studeras mer ingående. Det finns dock vissa indikationer på att lipidinnehållet har betydelse för upptaget. Vitmärlan visade sig vara betydligt känsligare för PFOS än t.ex. sötvattengråsuggan och är även betydligt mer känslig än andra många andra evertetrater. Vid exponering för de PFOS-kontaminerade sedimenten i Rosersbergsviken påverkades vitmärlans reproduktion. Den sexuella mognaden var försenad hos både hannar och honor och ägganlagen utvecklades inte normalt vid förhållandevis låga sedimentkoncentrationer. Orsaken till vitmärlans höga känslighet skulle kunna bero på dess höga lipidhalt. PFOS och PFOA är fettsyreanaloger och associeras lätt till plasmalipider och särskilt lipoproteiner och kan därmed påverka vitellogenesisen (inlagring av lipoprotein i gonader). Projektet har dock genererat nya frågor. Det har blivit än mer uppenbart än tidigare att vi fortfarande saknar väsentlig kunskap om hur PFOS tas upp i biota samt hur och till vilka matriser bindningen sker.

Summary

Since the 1970s, there has been a steady increase in the use of fluorinated organic compounds for a great variety of industrial products e.g. as refrigerants, surfactants, components of pharmaceuticals, fire retardants, cosmetics, paper coatings and insecticides. Recent studies have documented the occurrence of PFOS in fish, mammals, and birds from various parts of the world. No evidence has been found for metabolic or environmental degradation of PFOS. Comparatively high sediment concentrations were recorded outside a point source of fire-fighting foam in a shallow semi-enclosed part of Lake Mälaren. The aim of the project was to examine whether these concentrations negatively affect sediment-dwelling organisms. In addition we wanted to estimate how PFOS distributes between biota, sediment and the water phase and identify important factors that govern the uptake in biota and finally the influence of salinity on the bioavailability and toxicity of PFOS..

Sediment was collected from two sites outside the point source of fire-fighting foam in Rosersberg. Three sediment-dwelling species, i.e., the isopod *Asellus aquaticus*, the amphipod *Monoporeia affinis* and the oligochaete *Tubifex tubifex* were exposed in intact sediment cores from PFOS-contaminated sites and reference sites in Lake Mälaren and the Baltic proper in order to examine bioaccumulation rate and the importance of lipids for bioaccumulation. Filtered flow-through water from Lake Mälaren and the Baltic proper (6.5 ‰) were used in the experiments conducted during 60 days. In the brackish-water series *Neomysis integer*, a free-living crustacean, was also included.

To estimate the distribution of PFOS between different compartments *M. affinis* och *A. aquaticus* were exposed to PFOS added to the water phase (0, 50, 200 och 5000 µg/L). After 6 weeks exposure PFOS was analysed in the different matrices.

In order to investigate the toxicity of PFOS, the deposit-feeding amphipod *M. affinis* was exposed to surface sediment from the PFOS-contaminated sites as well as reference sediments in soft-bottom microcosms during the reproduction period which lasts for about 3 months. In order to examine the influence of salinity on toxicity field-collected amphipod populations from Lake Mälaren and the Baltic proper were used in fresh-water and brackish-water microcosm systems. Effects on sexual maturation, fertilization rate, fecundity and embryogenesis were scored.

Results indicated that PFOS added to the water phase show high affinity to the sediment but there is an equilibration process between water and sediment, resulting in leakage of PFOS into the water phase during conditions with high sediment concentrations. This means that PFOS shows comparatively high mobility and could be spread over large areas. We failed to demonstrate any dose-response relationship for bioaccumulation of PFOS, illustrating the limited knowledge regarding the factors governing bioaccumulation of PFOS in the test organisms. There are some indications that lipids are important for bioaccumulation, but this scientific field needs to be further investigated.

M. affinis showed higher sensitivity to PFOS than the isopod *A. aquaticus* and compared to other invertebrates these amphipods are very sensitive. The reproduction was seriously impaired. In comparatively low sediment concentrations sexual maturation of both males and females were delayed or interrupted, and the oocytes didn't develop normally, which resulted in decreased fecundity. One reason to the high sensitivity of *M. affinis* could be the very high lipid content. PFOS and PFOA are efficient fatty acid analogues and could be associated to

plasma lipids and particularly lipo proteins and thus affect the vitellogenesis (the accumulation of lipo proteins in the gonads). Conclusively the project has revealed some new knowledge but also generated new questions. It is quite obvious that we lack most of the important knowledge bioaccumulation processes and specifically to which type of tissue PFOS is bound to.

1. Inledning

PerFluorAlkylSubstanser (PFAS) innefattar bland annat högfluorerade (perfluorerade) organiska syror. Perfluoralkylsyror är persistenta miljögifter som beskrivits av USEPA, AMAP, OECD, EU svenska Naturvårdsverket och KEMI som prioriterade ämnen där väsentlig information saknas för riskbedömning och förslag till åtgärder. PFAS består av en mängd perfluoralkylerade substanser som bryts ned till mer persistenta perfluorkarboxylater där slutprodukten PFOA är vanligast förekommande och perfluoralkylerade sulfonater där slutprodukten PFOS är dominerande i sediment och biologiska prover. I synnerhet perfluoroktansulfonat (PFOS, $C_8F_{17}SO_3^-$) har på senare tid uppmärksammats på grund av extrem persistens i kombination med långväga transport. Denna typ av ämnen har också påvisats ge en lång rad biologiska effekter hos försöksdjur, såsom påverkan på levermetabolism och fettsyreomsättning samt reproduktionsstörningar. Majoriteten av studier har emellertid utförts på däggdjur varför kunskapen om effekter på fisk och framför allt ryggradslösa djur är mycket bristfällig. De senaste sex åren har ITM på uppdrag av Naturvårdsverket studerat spridningen av dessa ämnen i den svenska miljön och därvid konstaterat förhöjda halter PFOS i bl.a. fisk och sediment från Mälaren och sillgrissleägg från St. Karlsö, samt att utsläpp till miljön förekommer via reningsverk och deponier. Spridning från en punktkälla har även studerats vid Räddningsverkets skola i Rosersberg, där flera perfluortensider läcker ut i miljön och höga koncentrationer har analyserats i ytvatten och sediment.

PFAS liknar fettsyror, med en hydrofob, högfluorerad kolsvans samt en starkt polär sulfonyl- och karboxylgrupp. Beroende på den kraftiga ytspänningssänkande effekten hos perfluorerade tensider är fördelningskoefficienten oktanol/vatten, K_{ow} , inte lämpligt att använda i prediktionssyfte. PFAS uppvisar ett mycket avvikande fördelningsmönster i miljön beroende den polära komponenten samt tendensen att ackumulera på fasgränser (t.ex. luft-vatten). Kolvätekedjor är oleofila och hydrofoba medan perfluorerade kedjor är både oleofoba och hydrofoba vilket teoretiskt borde förhindra ackumulation av PFAS till lipider. Trots detta visar erfarenheten att lipidinnehållet är väsentligt för biotillgängligheten och PFOS tycks biomagnifieras i näringskedjan. Det är dock oklart vilken roll lipider kontra proteiner spelar för upptagsmekanismer.

Kunskapen om toxiska mekanismer för den grupp av substanser som PFOS tillhör är ännu mer begränsad, även om man vet att kommunikationen mellan celler störs med efterföljande effekter på membrantransport och energimetabolism (Luebker *et al* 2002). Man har även konstaterat interferens med fettsyror och kolesterol hos däggdjur vid förhållandevis låga koncentrationer av PFOS (Olsen *et al.* 1999; Anonymous 2000). Detta faktum samt att PFOS binder till proteiner indikerar att det kan interferera med gulesäcksproteiner och det finns skäl att tro att PFOS kan ackumulera i ägganlagen. Studier har visat att koncentrationerna av PFOS är högre i fiskägg än i fisklever, vilket innebär att kemikalien förs över till nästa generation. Om PFOS kan interferera med fettsyror och därmed påverka lipidmetabolismen samt påverka kolesterolmetabolismen även i kräddjur kan det få allvarliga konsekvenser för reproduktionen eftersom ryggradslösa djur till skillnad från ryggradsdjur inte kan syntetisera kolesterol, som krävs för syntesen av ecdysteroider. Ecdysteroider är ett specifikt hormon som styr både tillväxt och reproduktion hos både kräddjur och insekter samt en del andra ryggradslösa djur.

PFOS har i standardiserade toxicitetstest visat moderat akuttoxicitet (NOECs spanner mellan 3-94 mg/l) samt kronisk toxicitet (NOECs spanner mellan 0.25-12 mg/l) för både sötvattenfisk och marina fiskarter, kräftdjur, musslor och alger (3M 1984a; 3M 1999; 3M 2000). Tillgänglig information för fisktoxiciteten är huvudsakligen relaterad till sötvattensarter, där effekter på mortalitet, tillväxt, och kläckningsfrekvens har observerats. Kunskapen om reproduktionseffekter på fiskar och ryggradslösa djur är obefintlig. I reproduktionstester med kräftdjur har marina pungräkor (mysider) visat sig vara åtminstone en storleksordning känsligare för PFOS än *Daphnia magna* (3M 2000). Om denna skillnad beror på artspecifika skillnader eller på att PFOS påverkas av vattnets salthalt och därför beter sig annorlunda och ger högre toxicitet i marint vatten är oklart. Det är till stor del okänt hur exponering för PFOS beror av biotillgänglighet i vatten med olika sammansättning. Vattenkemiska parametrar som salter, ammonium och ammonium-föreningar påverkar lösligheten och därmed biotillgängligheten och toxiciteten, vilket bör beaktas i designen av experiment för att möjliggöra riskbedömning i olika miljöer.

Avsikten med projektet var i första hand att utreda huruvida de koncentrationer av PFAS som förekommer i Mälarens sediment utgör en risk för biota. Eftersom den persistenta slutprodukten PFOS förekommer i högre halter i miljön än andra PFAS som slutprodukten PFOA och dessutom är den mest toxiska och persistenta kemikalien i gruppen har vi valt att studera PFOS som en modellsubstans för hela gruppen PFAS som förekommer i vårt undersökningsområde. PFOS är även den substans man hittar i högre trofinivåer i näringskedjan och därför anses biomagnifiera (Yamashita et al 2005).

Eftersom generell kunskap om hur PFOS fördelar sig i olika matriser och vilka faktorer som styr biotillgänglighet och toxicitet är mycket begränsad var målsättningen dessutom att öka kunskapen om dessa processer. I ett första skede genomfördes laboratorieexponeringar med olika sedimentlevande arter under standardiserade förhållanden för att kunna förklara olika faktorerets betydelse för nämnda processer. För att kunna fatta beslut om åtgärdsinsatser och att lämpliga åtgärder kan genomföras i rätt prioriteringsordning krävs ett så gott kunskapsunderlag som möjligt, vilket idag saknas för PFAS.

2. Frågeställningar som projektet förväntades besvara

Projektets övergripande frågeställning: Utgör PFAS en risk för biota i de sedimentkoncentrationer som föreligger på lokaler i Stockholmsområdet?

- 1) Hur sprids/fördelar sig PFAS i den akvatiska miljön?
- 1.2) Hur stor del av tillförd PFOS fördelas i sedimentfas respektive vattenfas och organismer med varierande födostrategi?
- 2) Vad betyder organismers fetthalt (lipidhalt) i organismer för upptaget av PFAS?
- 3) Vilka toxiska effekter kan vi förvänta oss hos de olika testorganismerna med varierande födostrategi/levnadssätt och lipidinnehåll?
- 4) Vad betyder saliniteten för upptaget och toxiciteten i organismer?

5) Spridning och förekomst av PFAS ur ett europeiskt perspektiv, överensstämmer erfarenheter från EU projektet Perforce där ITM medverkat med resultat som genererats i projektet?

3. Metodik för de olika delexperimenten

Ett antal olika experiment genomfördes för att kunna ge svar på ovanstående frågor.

	Exponerings- tid, dagar	Provtagnings- tillfällen	Replikat	Ingående arter	Testad PFOS- matris	Test-variabler
A/Bioackumulations experiment	60	3st efter 20, 40 och 60 dagar	6	M. affinis, A. quaticus, T. tubifex, N. integer	Sediment	PFOS i biota
B/Fördelnings- experiment	42	1	7	M. affinis, A. aquaticus	Vatten	PFOS i biota, sediment och vatten
C/Toxicitets- experiment	75	1	7	M. affinis	Sediment	Reproduktions- variabler

Tabell 1. Beskrivning av de olika exponeringsserierna med PFOS tillsatt i vattenfas och bundet till sediment.

3.1. A/ Bioackumulation av PFOS i sedimentlevande organismer med varierande fetthalt.

Avsikten var att studera dels lipidhaltens (fetthaltens), dels salinitetens betydelse för bioackumulation av PFOS. Sedimentlevande organismer med varierande lipidinnehåll som kan anpassa sig till både sött och bräckt vatten användes i experimentet. *Monoporeia affinis* (vitmärla) är en detrituslevande märkräffa med relativt högt lipidinnehåll (20-30 % på torrviktsbasis). Vitmärlan intar sin föda i det översta sedimentskiktet men bioturberar ned till ett par cm beroende på syresituationen i sedimentet. *Asellus aquaticus* är en sötvattensgråsugga men kan även tåla en högre salinitet. Den är systematiskt besläktad med vitmärlan men har ett betydligt lägre lipidinnehåll (7-10 %), sötvattengråsuggan gräver inte ner sig lika djupt i sedimentet utan befinner sig i det översta skiktet där vitmärlan även intar sin föda. *Tubifex tubifex* är en sedimentlevande oligochaet som är närbesläktad med daggmasken och förekommer i både sjöar och vattendrag över hela världen men kan även tåla högre salinitet. *Tubifex* äter sediment och kan selektivt digerera bakterier men kan även absorbera molekyler genom kroppsväggen. *T. tubifex* har ett extremt lågt lipidinnehåll, ca 2 %. Den har extremt hög tolerans mot syrebrist och överlever i miljöer med mycket låga syrekoncentrationer. *T. tubifex* bildar rör i sedimentet och kan förekomma ned till flera dm sedimentdjup. *Neomysis integer* är en pungräka, ett pelagiskt rovdjur som förekommer i framför allt bräckt vatten, och som användes i experimentet för att studera ev. upptag av PFOS från vattenfasen. Juvenila pungräkor har lägre lipidinnehåll än *M. affinis* (10-15 %) men ligger betydligt högre än *A. aquaticus*.



Insamling av
sedimentproppar i
Rosersbergsviken och
våtmark

Områdesbeskrivning

Räddningsverkets skola i Rosersberg har genom sin tidigare verksamhet läckt ut perfluorerade tensider till en våtmark i anslutning till skolan och via våtmarken har även Rosersbergsviken kontaminerats. Ulf Järnberg har under 2001 och 2002 analyserat PFOA och PFOS i både vatten och sediment på ett antal provtagningspunkter (se bil 1). Förhöjda halter av både PFOA och PFOS kunde konstateras i både vattenfas och sediment. Idag är verksamheten stängd men förhöjda halter kvarstår av naturliga skäl i området. Vi har valt ut två provtagningspunkter för vår studie, punkt 3 och 6 (se bilaga 1).

Metodik

Som kontrollsediment utvaldes en referensstation i Asköområdet i norra Eg. Östersjön (brackvattenlokal, ca 6.5 ‰), och en från Björkfjärden i Mälaren. Som PFOS-kontaminerat sediment insamlades sediment från två lokaler vid Rosersberg, där en skumsläckningsanläggning medfört kontaminering av PFOS, dels från en våtmark dels från en vik av Mälaren (Rosersbergsviken) utanför våtmarken. Intakta sedimentproppar hämtades på de olika stationerna och i sötvattenexponeringen användes vitmärlepopulationer från Björkfjärden i Mälaren, *A. aquaticus* samt *T. tubifex*. Sötvattengråsuggan insamlades från Kyrksjön i Sörmland och sjukdomsfria *Tubifex* inköptes från Tyskland. *N. integer* insamlades från en sandvik i Tvären. Då vi inte lyckades adaptera *Neomysis* från Östersjön till sötvatten och trots otaliga försök inte hittade några *Neomysis* i sötvatten utgick denna art i sötvattenexponeringen. I brackvattenexponeringen användes vitmärlepopulationer från Östersjön samt brackvattenadapterade *A. aquaticus* och *T. tubifex*. I en serie kontaminerade sedimentproppar samt kontrollsediment exponerades även *N. integer* för brackvatten. De sedimentlevande organismerna med varierande lipidinnehåll tillsattes sedimentpropparna som kopplades till ett genomflödessystem innehållande filtrerat brackvatten (200 µm) samt behandlat sötvatten från Mälaren (vattnet är renat via en serie kolfilter samt via glaskolonn för att avlägsna alla organiska kontaminanter). För varje testserie avsattes 6 replikat. Bioackumulationsexperimentet pågick under 60 dagar. Dagslängden och temperaturen anpassades till *in situ* förhållanden.



Intakta sedimentproppar som kopplas till genomflödade brack/sötvatten för studier av bioupptag av sedimentbundna kontaminanter i sedimentlevande organismer

3.2. B/ Fördelningsexperiment.

Experimentuppställning. För att bedöma hur PFOS fördelar sig i mellan sedimentfas, vattenfas och organismer genomfördes experiment med två sedimentlevande sötvattenorganismer, vitmärlan *Monoporeia affinis* och sötvattengråsuggan *Asellus aquaticus*. Vitmärlan och kontrollsediment insamlades från en referensstation i Björkfjärden i Mälaren och sötvattengråsuggan insamlades i en liten damm. Sedimentet sållades genom 1mm såll för att avlägsna makrofaunan (>1mm). Vatten, sediment och *M. affinis* från provtagningsplatsen analyseras för PFOS för att bestämma bakgrundsvärdet och PFOS fördelning i fält. 40 ml av det sållade kontrollsedimentet från Mälaren tillsattes försökskärnen (plastburkar 1L) och överlagrades med behandlat akvarievatten från Mälaren (se ovan) till 900ml. PFOS tillsattes vattenfasen i 3 koncentrationer 50 µg/L, 200µg/L och 5 mg/L. De valda halterna är betydligt högre än de vi finner i miljön men har valts för att underlätta studier över hur PFOS fördelar sig i olika matriser samt för att erhålla klara effekter, eftersom studier på andra kräftdjur visade klara effekter först vid dessa halter (Beach et al. 2006, MacDonald et al. 2004). Sediment-vattenblandningen omrördes och fick sedan jämvikta i cirka ett dygn innan djuren tillsattes. Till varje försökskärl tillfördes 25 djur av endera arten (*M. affinis* subadulter (1+), *A. aquaticus*, adulter) med en förmodad könsfördelning 1:1. *M. affinis* inkuberades vid temperatur +4,5°C och *A. aquaticus* i +18°C, båda i en för säsongen naturlig ljusrytm. För varje organismtestserie avsattes 7 replikat.

Experimenten med *M. affinis* som är relativt känslig för låga syrenivåer genomfördes semistatistiskt varvid vattnet byttes ut en gång per vecka medan *A. aquaticus* som är relativt tålig mot låga syrenivåer genomfördes statistiskt. Varannan vecka analyserades PFOS i sediment och vattenfas och vid behov tillfördes PFOS till nominell vattenkoncentration. Varje vecka bubblades *Asellus*-serierna med luft för att syresätta vattnet. Vid varje alternativt vartannat bubblingstillfälle provtogs sediment och vatten ur två försökskärl/serie för att analyseras för PFOS. Experimentet pågick i 6 veckor.

Biologisk analys. Efter exponeringen provtogs djur, sediment och vatten från alla försökskärl/serie för PFOS-analys. Djuren sållades fram ur sedimentet och placerades i rent vatten. *M. affinis* analyserades under stereomikroskop för sexuell utveckling och befruktningsfrekvens. Från varje försökskärl omhändertogs tre hanar samt tre honor för histopatologisk preparation och resterande *M. affinis* könsseparerades och frystes in för analys av PFOS.

Kylbedövade *A. aquaticus* könsbestämdes i stereomikroskop, och från varje försökskärl omhändertogs 3 hanar + 3 honor för histopatologisk preparering. Resterande *A. aquaticus* frystes in för analys av PFOS.

Histologisk analys. Djuren fixerades i formalin. Hannar och honor från de olika replikaten separerades och efter dehydrering bäddades djuren in i paraffinklossar. Klossarna snittades i

mikrotom och snitten färgades i haematoxylin-Eosin. Slutligen bedömdes/studerades gonader och hepatopankreas i ljusmikroskop m.h.a. bildanalys (LEICA systems). Syftet är att kunna identifiera patologiska förändringar på cell, funktion och organnivå.

3.3. C/ Effekter av PFAS-kontaminerade sediment från Rosersberg.

Målsättningen var att utröna huruvida de koncentrationer som förekommer i delar av Mälaren har en toxisk effekt på bottenlevande organismer (*Monoporeia affinis*). Vidare ville vi undersöka salinitetens betydelse för toxiciteten. Det finns praktiskt taget ingen information om salinitetens betydelse förutom mycket spekulativa gissningar om högre toxicitet i marina miljöer eftersom man funnit kraftigare effekter av PFOS hos marina mysider (pungträkor) än hos sötvattenlevande *Daphnia magna*. Eftersom olika djurgrupper och arter uppvisar relativt stor skillnad i toxisk respons anser vi inte att detta rön ger någon indikation om salinitetens betydelse och eftersom Stockholm omges av både sött vatten från Mälaren och bräckt vatten från Östersjön ansåg vi det väsentligt att jämföra upptaget och toxiciteten av PFOS där samma arter exponeras i både sött och bräckt vatten.

Metodik

Ytsediment (översta 2 cm) från referensstationer i sötvatten (Björkfjärden i Mälaren och Vågsfjärden, sjö innanför Gaviksfjärden i Bottenhavet) och brackvatten (Gaviksfjärden i Bottenhavet, och referensstationen i Asköområdet) insamlades med hjälp av bottenskrapa i september. PFOS-kontaminerat ytsediment insamlades i Rosersbergsviken i Mälaren och våtmark som tar emot ytvatten från skumsläckningsanläggning innan vattnet rinner ut i Rosersbergsviken. Vitmärlepopulationer från Mälaren, Asköområdet, Gaviksfjärden samt Vågsfjärden insamlades vid samma tidpunkt och transporterades under +4 grader till laboratorierna i Studsvik och ITM i Stockholm. Analysresultaten beträffande starthalter i organismerna insamlade på samma lokaler uppvisade mycket stor variation (Tabell 2). Av den anledningen gjordes nya insamlingar från samma station i Östersjön vid olika tidpunkter för att få en mer trovärdig bild av variationen i fält. Exponeringen skedde i små mjukbottenmodellekosystem (2L E-kolvar) med 3 cm sedimentlager och genomflödessystem, (Sundelin 1983). Sediment och vitmärle (25 hannar och 25 honor) från respektive lokal inkuberades under vitmärlans reproduktionsperiod under ca 2.5 månader. 7 replikat avsattes för varje behandling. Dagslängden och temperaturen anpassades till *in situ* förhållanden.

3.4. Kemisk analys.

Djur- och sedimentprover extraherades och upprepades enligt Powley et. al. (2005). Metoden innebär homogenisering i acetonitril följt av upprepning med aktivt kol (ENVI-Carb) och slutbestämning med vätskekromatografi-masspektrometri (LC-MS/MS). Vattenprover koncentrerades med fastfasextraktion (Hypercarb PGC-SPE) följt av upprepning med jonparsextraktion (tetrabutylammonium, TBA) och slutbestämning med LC-MS/MS. Analyserna med LS-MS/MS gjordes med en lågupplösande tandem-masspektrometer (Quattro II, Altrincham U.K.) som användes i dotter-jonmode (MRM) med helium som reaktionsgas. Vätskekromatografen utfördes på en C-18-kolonn (Discovery HS-C18 5cm x 2.1mm 3µm partiklar, Supelco) med en Waters 2595 HPLC-pump. Lösningens medelsgradienten på kolonnen startade på 40 % metanol (MeOH/H₂O, 2mM ammoniumacetatbuffert) och slutade på 95 % metanol (MeOH/H₂O, 2mM ammoniumacetatbuffert) efter 10 minuter. Hela kromatografen slutfördes på 25 minuter per prov. Kvantifiering gjordes mot en flerpunkts kalibreringskurva baserad på standardlösningar av olika koncentration av PFOS (perfluoroktansulfonat, K-salt, 98 %, Fluka) med korrigering för utbyte av tillsatt internstandard (18O₂-PFOS, gåva från 3M; John Butenhoff)

3.5. Biologisk analys

Efter exponeringstiden analyserades levande vitmärlor under stereomikroskop. Den sexuella mognaden hos hannarna bestämdes och kategoriserades till omogna och sexuellt mogna hannar. Vitmärlehannen genomgår tre skalömsningar under könsmognaden och uppnår sexuell mognad vid den tredje och har då utvecklat mycket långa antenner där små kemoreceptorer utvecklas på varje antennsegment. Dessa receptorer identifierar feromoner som sänds ut av honan vilket ökar möjligheterna att könen hittar varandra vid parningen. Honan examineras även med avseende på den sexuella mognaden genom att gonadernas storlek bestämdes under stereomikroskop och gonaderna som innehåller ägganlag examineras med avseende på utvecklingsgraden hos friska kontra döda ägganlag. I sötvattenexponeringen var reproduktionen senarelagd jämfört med vitmärorna i brackvattenexponeringen och fekunditeten baserades här på antalet friska ägganlag/hona medan fekunditeten i brackvattenexponeringen baserades på befruktade ägg/hona. I brackvattenexponeringen utpreparerades ägg och embryon från de levande honorna och andelen ägg med avvikande utveckling analyserades och olika typer av avvikelser som missbildade, odifferentierade och döda ägg respektive embryon separerades (se Sundelin och Eriksson 1998).

3.6. Statistisk analys

Vid normalfördelning och homogen varians av data avseende sexuell utveckling och befruktningsfrekvens i *M. affinis* samt mortalitet i båda könen, användes en envägs-ANOVA med Tukey post hoc test. Om data avvek från normalfördelning eller homogen varians gjordes en logit-transformering av data, och om de då följde normalfördelning och homogen varians används de tester som beskrivs ovan. Förblev variansen inhomogen användes Kruskal-Wallis med efterföljande parvisa jämförelser med Bonferroni-korrektion (fördelningsexperiment) eller Mann-Whitney (toxicitetsexperiment med Rosersbergssediment)

4. Resultat

4.1. Bioackumulation från PFAS-förorenade sediment från Mälaren.

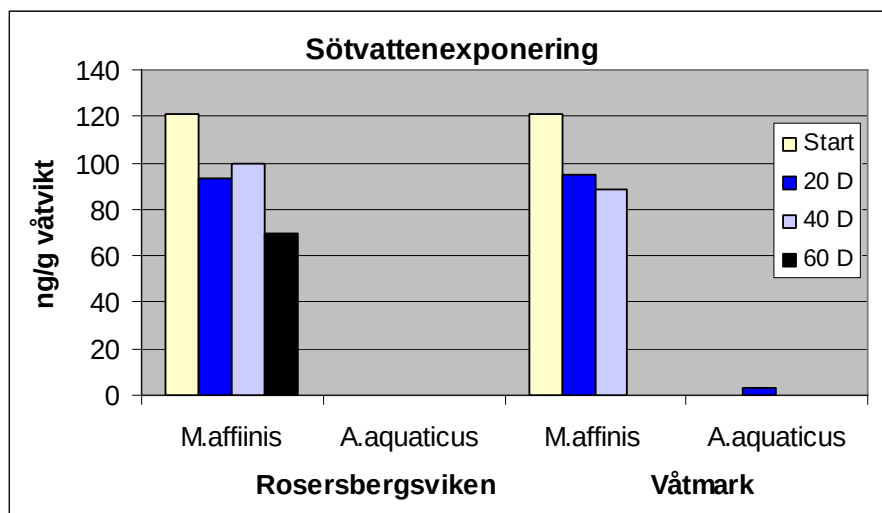
Det fanns en svag korrelation mellan sedimenthalter på provtagningsplatsen och halter i fältinsamlade *M. affinis* vid tidpunkten för insamlandet inför experimentstart (Tabell 2). För att kontrollera haltkoncentrationen gjordes ett flertal insamlingar av vitmärta från samma station i Eg. Östersjön vid olika tidpunkter och halterna varierade med en faktor 4 vid de olika tidpunkterna (Tabell 2). Förnyad analys av samma population gav emellertid koncentrationer av samma storleksordning, vilket talar för att analysmetodiken fungerade men att halterna varierar av orsaker som är svårförklarliga.

Tabell 2. Koncentration av PFOS i vitmärta från olika stationer i sötvatten och Östersjön vid olika tidpunkter. För PFOS halter i Rosersberg, se Tabell 3.

	Björkfjärden, Mälaren	Hållsfjärden Askö	N15, Norra Bottenhavet	Gaviksfjärden, Bottenhavet	Vågsfjärden, innanför Gaviksfjärden
Sedimenthalt, ng/g	1.9	0.8	Saknas data	1.6	0.5
TOC %	3.4	5.7	Saknas data	2.3	3.7
2004,okt	35	18, 15*			
2005,okt	121	79.9	17	126	49.5
2006,jan		20			

* 2 mätningar

Monoporeia hade i bioackumulationsexperimenten initialt förvånansvärt höga koncentrationer som var ca 10-100 gånger högre än halterna i t.ex. *Neomysis* och i framför allt *Asellus* där alla analyser utom en låg under detektionsgränsen. I våtmarksserien efter 60 dagar var det för få överlevande vitmålur för att möjliggöra en kemisk analys. (Fig. 1, 2, Tabell 3).



Figur 1. PFOS upptag i *Monoporeia affinis*, och *Asellus aquaticus* exponerade för PFOS-kontaminerade sediment från Rosersbergsviken i Mälaren samt för våtmark innanför viken som tar emot ytvatten från skumsläckningsanläggning. Exponeringen utfördes i ett genomflödessystem med behandlat sötvatten i intakta sedimentproppar under 60 dagar.

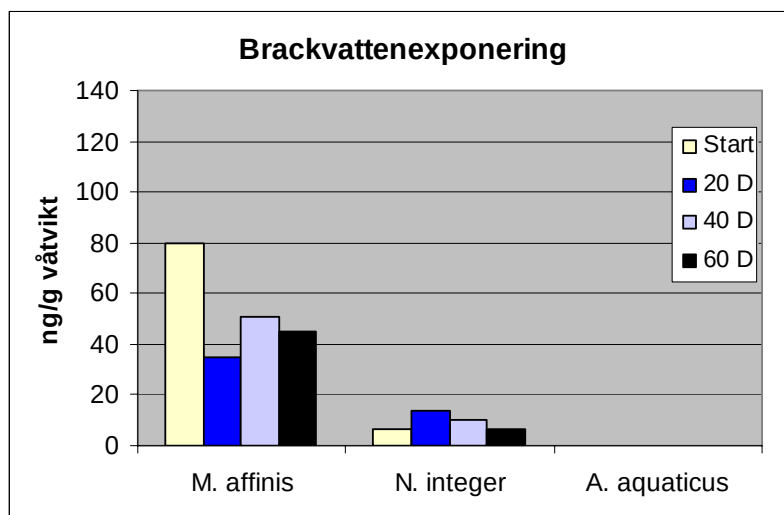


Fig. 2. PFOS upptag i *Monoporeia affinis*, *Neomysis integer* och *Asellus aquaticus* exponerade för PFAS-kontaminerade sediment från Rosersbergsviken i Mälaren som tar emot ytvatten från en skumsläckningsanläggning. Exponeringen utfördes i ett genomflödessystem med filtrerat brackvatten (6.4 ‰) i intakta sedimentproppar under 60 dagar.

Tabell 3. Koncentration av PFOS (ng/g våtvikt) i sötvattengråsugga (*Asellus aquaticus*) och pungräka (*Neomysis integer*) efter exponering av sediment från Rosersbergsviken samt våtmark i anslutning till en skumsläckningsanläggning i Rosersberg. Exponering skedde i både sötvatten och brackvatten utom för *Neomysis* som endast exponerades i brackvatten. Eftersom utbyte av standarden för *Tubifex* endast var mellan 1-16% är dessa värden ej tillförlitliga. PFOS- halter i sedimentet är angivna i tabellen

Sötvattenexponering			Brackvattenexponering		
Dygns exponering	Asellus	Tubifex	Asellus	Tubifex	Neomysis
0	<1.0	11.9	<1.0	11.9	6.2
Rosersbergsviken (5.2 ng/g PFOS, 4.8 % TOC)					
20	<1.0	2.0	<1.0	73.2	13.5
40	<1.0	34.5	<1.0	7.3	10.2
60	<1.0	19	<1.0	23.2	6.3
Våtmark (72 ng/g PFOS, 18.3 % TOC)					
20	3.3	26.6	<1.0		
40	<1.0	1197	<1.0		
60	<1.0	445	<1.0		

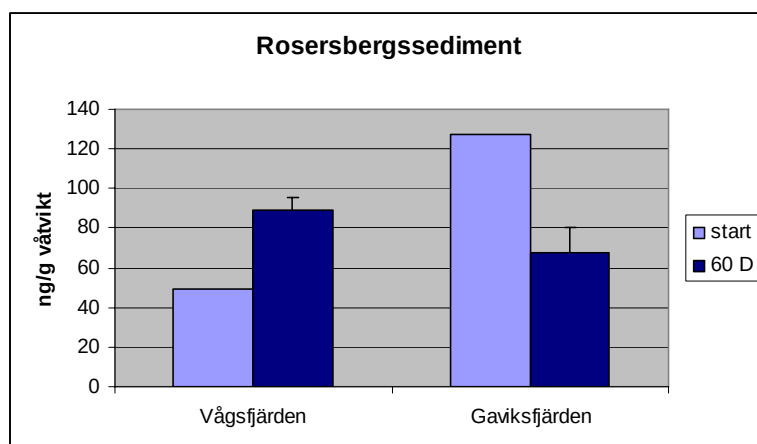
Det fanns ingen klar koppling mellan sedimentkoncentration av PFOS i bioackumulationsexperimentet och halter i organismerna, den 70 gånger högre sedimentkoncentrationen i våtmarken resulterade inte i förhöjda koncentrationer jämfört med Rosersbergssedimentet. Däremot registrerades högre sedimenthalter i vitmärta som exponerats för PFAS-sediment jämfört med de olika referenssedimenten (Tabell 4).

Tabell 4. PFOS- halter ng/g våtvikt i *Monoporeia affinis* i de olika sedimentexponeringarna. Se tabell för förklaring

M. affinis	Vågsfjärden	Gaviksfjärden	Mälaren	Askö
Start	49.5 ng/g	126.9	121	79.9
60 D i Referenssediment, där djuren insamlats		28.3	63.7	31.3
20 D i Rosersbergssediment			93.6	34.7
20 D i Våtmarkssediment			95.1	
40 D i Rosersbergssediment			100	51
40 D i Våtmarkssediment			88.8	
60 D i Rosersbergssediment	95.5, 86, 85	54, 77.2, 73.3	69.7, 133(reproduktionsexp)	44.9
60 D i Våtmarkssediment				

Trots att en skillnad i kroppshalt registrerades mellan de olika behandlingarna minskade vitmärlets kroppskoncentrationer jämfört med startvärden i alla sedimentexponeringar utom i en serie där vi exponerade en vitmärlepopulation som insamlats i Vågsfjärden (en liten sjö

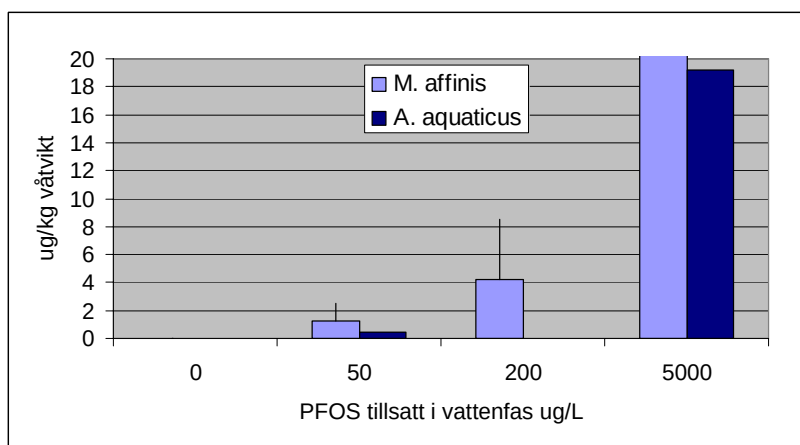
innanför Gavinsfjärden i Höga kusten i Bottenhavet). Detta indikerar att den mängd PFOS som initialt fanns i kontrollsedimenten läckte ut från sedimentfasen och försvann ur systemet via det genomflödande vattnet (Fig. 1, 2). I serien där vitmärlepopulationer från Vågsfjärden (vitmärklorna hade initialt betydligt lägre kroppshalter än vitmärklor från Gaviks-fjärden i Bottenhavet, Eg. Östersjön och Mälaren) exponerades för Rosersbergssediment ökade emellertid kroppskoncentrationerna (Fig. 3). I *Tubifex* fungerade inte analysmetodiken och endast 1-16 % av utbytesstandarden återfanns.



Figur 3. Kroppskoncentrationer i *Monoporeia affinis* insamlade i Vågsfjärden och Gaviks-fjärden efter 3 månaders exponering i ett genomflödessystem för sediment från Rosersbergsviken.

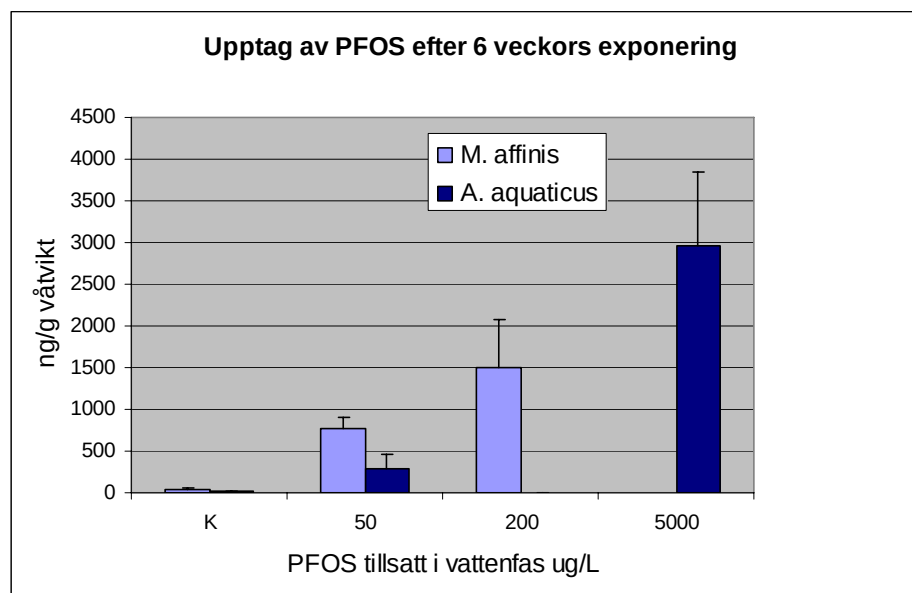
4.2. Fördelning mellan vatten, sediment och biota samt toxicitet för *Asellus* och *Monoporeia* av PFOS tillfört i vattenfas.

En mycket stor del av tillsatt PFOS ackumulerade i sedimentfasen, vilket indikerar att sedimentet kan innebära en riskfaktor för sedimentlevande organismer. Sedimenthalterna i testserien med *M. affinis* var betydligt högre än i serien med *A. aquaticus* (Fig. 4), vilket antyder att vitmärklans bioturberande levnadsmönster har bidragit till att PFOS till högre del förts ned i sedimentfasen. Metodiken för analyser av PFOS i vatten är ännu ej tillförlitlig varför vi inte kan uttala oss om det exakta fördelningsmönster och göra en budget.

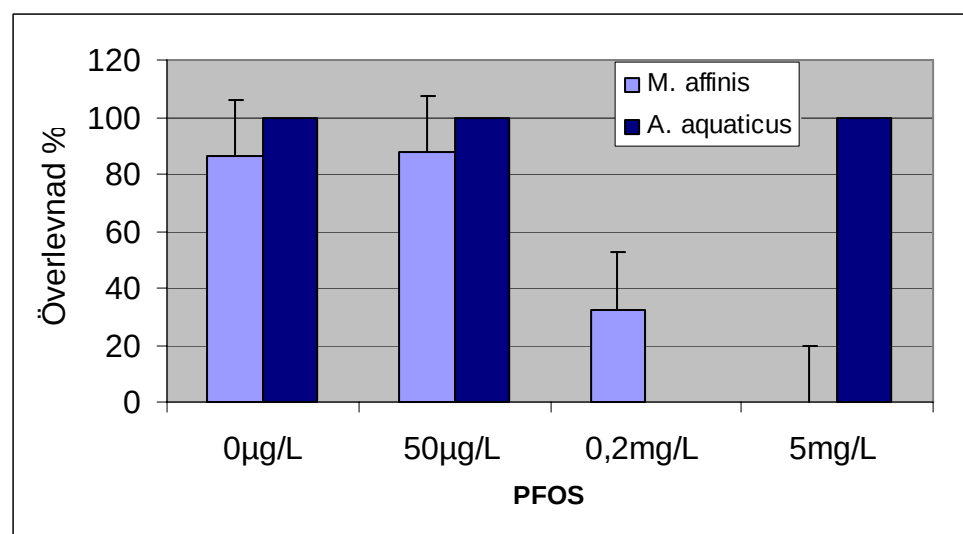


Figur 4. Fördelningsexperiment. Sedimentkoncentrationer efter 6 veckors tillförsel av PFOS i mikrokosmer med *Monoporeia affinis* och *Asellus aquaticus*. Observera att sedimentkoncentrationer i *M. affinis*-serien 5000 $\mu\text{g/L}$ är 137 $\mu\text{g/kg}$ våtvikt (7 gånger högre halter än i *Asellus* serien).

Högre upptag av PFOS registrerades i *M. affinis* än i *A. aquaticus* (Fig. 5). Även de toxiska effekterna av PFOS var kraftigare för *M. affinis* än för *A. aquaticus* (Fig. 6). I försöksserien där *M. affinis* exponerades för 5 mg PFOS/L dog samtliga individer medan överlevnaden i 200 µg/L, 50 µg/L och kontrollen var 32, 87 respektive 86 %. Exponering för 50 µg/L resulterade således inte i någon förhöjd dödlighet. I serien med *A. aquaticus* var överlevnaden 100 % i samtliga koncentrationer (Fig. 6).

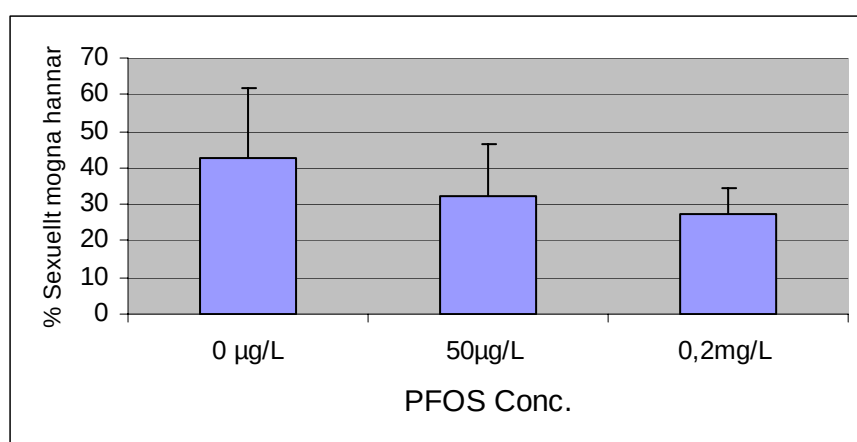


Figur. 5 Fördelningsexperiment. Upptag av PFOS i *M. affinis* och *A. aquaticus* efter 6 veckors exponering för PFOS tillsatt i vattenfas.

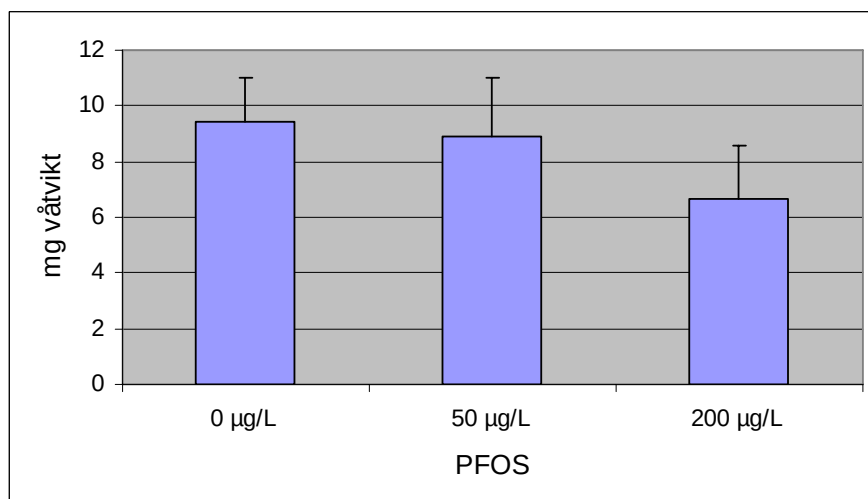


Figur 6. Fördelningsexperiment. Överlevnad av *M. affinis* och *A. aquaticus* i mikrokosmer med varierande tillsatser av PFOS i vattenfasen.

Andelen sexuellt mogna hannar visade dos-responssamband med lägst andel mogna hannar i 200 µg/L (Fig. 7). Eftersom hannarna visade högre känslighet än honorna förändrades förhållandet honor/hannar och ökade med ökad dos. Även medelvikten i de olika behandlingarna visade ett dos-responsförhållande (Fig. 8). Inga histologiska skillnader noterades på honornas ägganlag. Vi bedömer dock att den histologiska analysen inte ger samma känslighet som en okulär analys eftersom en degenererad gonad inte går att identifiera vid histologisk analys, förmodligen beroende på att lipidernas struktur inte är skönjbar (Fig 9). Vid den histologiska analysen noterades förekomst av muskelparasiter av mikrosporidietyp (Fig. 10). Eftersom mycket få djur inkluderades i den histologiska analysen försvårades förutsättningarna att erhålla signifikanta skillnader och en icke signifikant ökning av parasitinfektionen noterades i serien med PFOS. Parasitinfektionen som försvårar *M. affinis* rörelsemönster är letal för vitmärlan.



Figur 7. Fördelningsexperiment. Andelen sexuellt mogna hannar *Monoporeia affinis* i de olika testserierna med PFOS tillsatt i vattenfasen



Figur 8. Fördelningsexperiment. Medelvikten hos *Monoporeia affinis* efter 6 veckors exponering för PFOS tillsatt i vattenfasen.



Fig. 10. Muskelparasit av mikrosporidietyp hos *M. affinis*, Normal muskel till höger

Fig. 9 Histologiskt heldjurssnitt av *M. affinis*,

4.3. Toxicitet av förorenade PFAS sediment från Mälaren.

I sedimentet från våtmarken som ligger direkt utanför räddningsverkets skumsläckningsanläggning var mortaliteten i det närmaste total medan ingen förhöjd mortalitet registrerades i sedimentet från Rosersbergsviken. Trots att det inte gick att beskriva ett dos- responsförhållande mellan koncentration i sediment och upptag i vitmärlan registrerades signifikanta effekter på vitmärlans reproduktion i de PFAS kontaminerade sedimenten. I den högsta koncentrationen (våtmarkssedimentet) var mortaliteten mycket hög vilket medförde svårigheter att studera subletala reproduktionseffekter. Resultaten visade signifikanta effekter av PFAS-kontaminerat sediment från Rosersberg vid en jämförelse med sediment från Björkfjärden i Mälaren. Fekunditeten (levande ägganlag/hona) i sötvattenexponeringen var lägre ($p < 0.05$) i PFOS-kontaminerat sediment från Rosersberg. I brackvattenexponeringen registrerades inga negativa effekter på fekunditeten (levande ägg/hona) som var högre i sedimentet från Rosersberg än i Östersjösedimentet (Fig. 11), troligtvis på grund av högre näringsinnehåll.

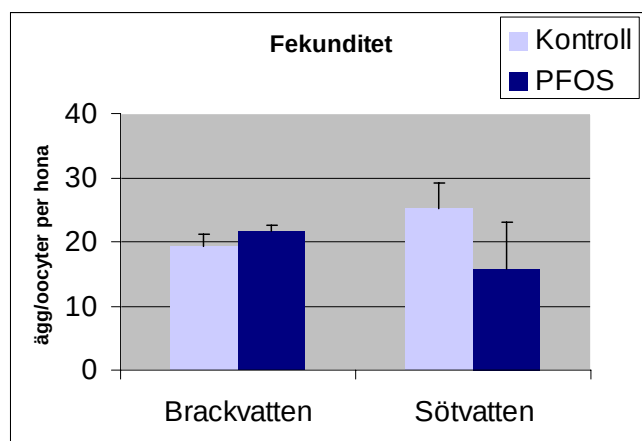


Fig 11. Fekunditet (ägg/hona) hos *M. affinis* exponerad för PFAS kontaminerat sediment från Rosersbergsviken under 2.5 månader i genomflödande brackvatten kontra sötvatten.

Sexuell mognad hos både hannar och honor, påverkades negativt ($p < 0.05$) (Fig 12 och 13a) och andelen honor med degenererade gonader var högre i sedimentet från Rosersberg ($p < 0.01$) (Fig 13 b). I brackvattensserien observerades inga negativa effekter av det PFAS kontaminerade sedimentet med avseende på sexuell mognad hos hannar och honor samt andelen honor med degenererade gonader men en förhöjd andel honor med avvikande embryoutveckling registrerades i sedimentet från Rosersberg vilket illustrerar känsligheten för denna variabel (Figur 14).

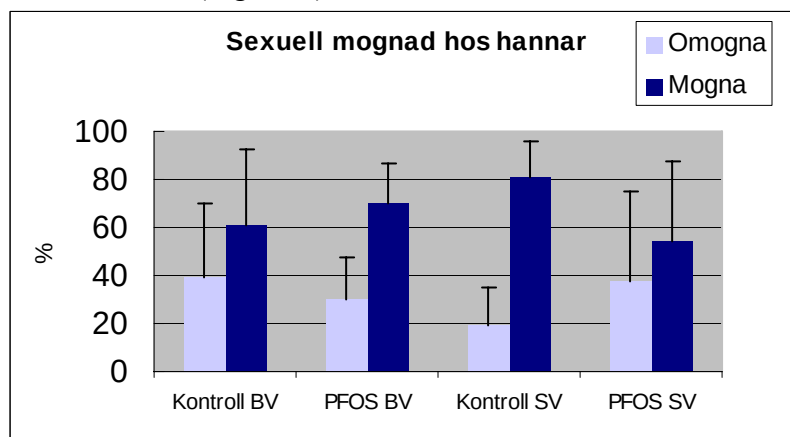


Fig. 12. Andelen mogna kontra sexuellt mogna hannar av *M. affinis* i PFOS kontaminerat sediment från Rosersbergsviken under 2.5 månaders genomflödande brackvatten (BV) kontra sötvatten (SV)

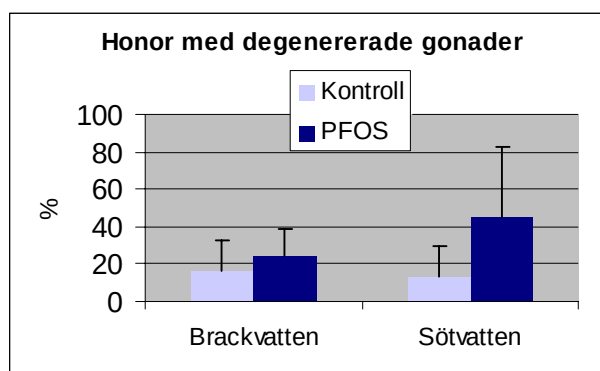
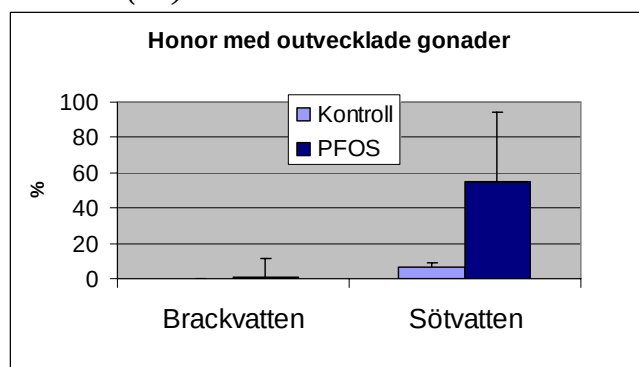


Fig 13 a, b. Andelen *Monoporeia affinis* honor med utvecklade/gonader (till vänster) och honor med degenererade gonader (till höger) efter 2.5 månads exponering för sediment från Rosersbergsviken under genomflödande brackvatten kontra sötvatten.

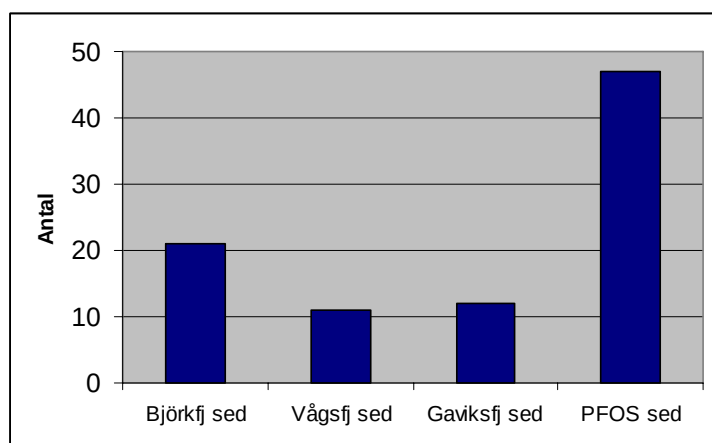


Fig. 14. Antal honor *M. affinis* med embryon som utvecklat olika typer av missbildade embryon samt ägg och embryon med membranskador. *M. affinis* exponerades i brackvatten för kontrollsediment från Mälaren (sötvatten), Vågsfjärden (sötvattenssediment) vid Höga kusten och Gaviksfjärden (brackvatten) i Bottenhavet samt PFAS kontaminerat sediment från Rosersbergsviken.

5. Diskussion

Trots PFAS starkt polära karaktär visade sig PFOS binda till sedimentfasen, vilket bekräftar tidigare studier (Higgins et al. 2005). I fördelningsexperimentet ackumulerades till sedimentet ca 70 % av PFOS tillsatt i vattenfasen. I EU projektet Perforce där ITM deltagit konstaterades också att PFOS binds till sedimentet medan karboxylatsyran perfluorooktanat (PFOA C7F15COO-) har större benägenhet att fördela sig till vattenfasen. Fördelningskoefficienten sediment/vatten är ca 9-10 för PFOS, men <1 för PFOA, vilket tyder på att sediment är en sänka för PFOS, men att det relativt lätt fördelas till vatten om jämvikten förskjuts (de Voogt 2006). I en japansk studie, där man försökt utreda sedimentets betydelse för upptaget av PFOS och PFOA i näringskedjan, erhöles betydligt högre koncentrationer av PFOS i t.ex. fisk och marina däggdjur än bentos (ostron, musslor, krabbor och sandmask) medan koncentrationer av PFOA var något högre i bentos men av samma storleksordning som för organismerna högre upp i näringskedjan. Sedimenthalterna i dessa studier var emellertid inte särskilt höga varvid man antog att vattenfasen spelade en större roll för upptaget (Nakata et al. 2006). Det är möjligt att den oenighet rörande PFOS bindning till sedimentet illustrerar att vi ännu inte till fullo förstått de sedimentkemiska processerna för PFAS.

Inom Perforce projektet har man analyserat PFAS i avloppsvatten samt slam från reningsverk vid några europeiska städer i Holland, Storbritannien och Sverige. Stockholm och Alingsås fick representera Sverige. I en internationell jämförelse ligger Stockholm relativt högt med PFOS-halter i slam på ca 60 ng/g och ca 120 ng/L i avloppsvatten. Endast Amsterdam ligger högre än Stockholm medan holländska Nijverdal ligger något lägre. Alingsås reningsverk som bara tar emot hushållsavloppsvatten har mycket lägre nivåer. PFOS utgör den största andelen av de undersökta PFAS ämnena. Genom att analysera halterna i inkommande vatten med utsläppsvattnet får man en uppfattning om hur mycket som elimineras i reningsprocessen. Reningsverken har mycket begränsad förmåga till att avlägsna PFAS och framför allt PFOS varför en stor del släpps ut i omgivande vatten (Vogt et al 2006). Detta innebär att PFAS i urbana områden som Stockholm sprids till både vattenfasen genom mycket ofullständig rening med avseende på PFOS i avloppsvattnet från reningsverken samt till terrestrisk miljö genom slam från reningsverk. Halterna är jämförbara med de vi uppmätt i våtmarken utanför Rosersberg, varför det är möjligt att halterna utanför Rosersberg inte är att betrakta som en "hotspot" och jämförbara halter kan kanske förekomma i även andra områden i StorStockholms recipienter. **Våra resultat där vi studerat fältkontaminerade PFOS sediment indikerar att PFOS även läcker ut ur sedimentet och sprids till övriga delar av den akvatiska miljön. Mätningar i olika matriser blir således än viktigare än för andra persistenta organiska föreningar för att prediktera bioackumulation och biotillgänglighet med efterföljande toxicitet samt för att kunna göra spridningsmodeller.**

5.1. Osäkerhet i analysprocessen

På grund av svårigheter med analyserna i biota var det inte möjligt att skapa en modell baserad på lipiders betydelse för upptaget. Den mycket högre bioackumulationen i *M. affinis* jämfört med *A. aquaticus* talar dock för att lipidinnehållet har en betydelse för upptaget. I en näringsvävsstudie från Lake Ontario analyserades de högsta koncentrationerna av samtliga analyserade PFAS i *Diporeia sp* (en mycket nära släkting till vitmärkan med jämförbara lipidhalter) jämfört med *Mysis relicta* och flera fiskarter som nors, alewife (en liten strömmingsart) och forell (Martin et al. 2004). Endast simpa hade högre halter än *Diporeia*. Att den art som står lägst ned i näringskedjan uppvisade de högsta kroppshalterna var mycket förvånande då man förväntat sig att PFAS skulle biomagnifieras i näringskedjan och man

antog att det var det sedimentlevande mönstret som resulterade i de höga halterna. Denna förklaring känns dock relativt osäker då man för det första är oense om sedimentets betydelse som sänka och källa för PFOS och att vi i våra studier använt oss av sedimentlevande organismer med varierande lipidinnehåll och erhållit mycket högre kroppskoncentrationer i vitmärlan trots att även *Asellus* och *Tubifex* är sedimentlevande. Även om PFAS kemiska struktur inte talar för en bindning till lipider utan istället binds till proteiner (Jones et al. 2003) finns studier som visar att PFOS följer lipiderna. Studier av en måsart (*Larus hyperboreus*) visade högre halter i ägg jämfört med hjärna och lever (Verrault et al. 2005) även om de högsta koncentrationerna analyserades i plasman. PFOS har dessutom visat sig att framför allt associera till serumlipider och då framför allt lipoproteiner (Newsted 2007) vilket innebär att PFOS kan vara en betydelsefull inhibitor till vitellogenesen (inlagringen av lipoprotein).

Sedan några år analyserar ITM PFAS i sillgrissla från Stora Karlsö. Man har kunnat göra en tidsserie genom att analysera bankade prover. Det visade sig att halterna ökat kraftigt sedan 70-talet och sillgrisslan har bland de högsta halterna av PFAS som någonsin uppmätts i fåglar (upp till 1000 ng/g våtvikt) och merparten av PFAS återfinns i äggen vilket ytterligare antyder att PFAS följer lipoproteiner. Detta medför även att PFOS kan elimineras ur moderorganismen men avkomman (ägg och embryon) tar emot högre koncentrationer av PFOS. Även om vi inte lyckats göra en modell över lipiders betydelse för bioackumulation av PFOS, tyder våra resultat tillsammans med tidigare rapporterade studier på att lipidinnehåll har en väsentlig betydelse för upptaget

Ett problem vid tolkningen av våra resultat rörande lipiders betydelse är emellertid att vitmärlan initialt uppvisade förhållandevis höga koncentrationer och att dessa minskade under exponeringen samt att *M. affinis*, *A. aquaticus* och *T. tubifex* ej insamlades på samma lokal. I fördelningsexperimentet där PFOS tillsattes i vattenfasen visade resultaten samma mönster med mycket högre koncentration i vitmärla jämfört med sötvattengråsugga. I Perforce projektet analyserades även PFAS i torsk från Östersjön, Nordsjön och Fladen. Trots att sillgrisslan och vitmärlan har förhållandevis höga halter och Östersjön betraktas som ett förorenat innanhav har torsklever från Östersjön betydligt lägre halter (10 ng/g) än torsk från Nordsjön (21 ng/g) (de Voogt 2006).

Resultaten antyder och styrks av internationella rapporter (de Voigt 2006) att vi fortfarande saknar i stort sett all viktig information om vilka faktorer som styr bioackumulationen av PFOS i testorganismerna.

Det framgår också att trots att en etablerad analysmetodik användes i projektet, kan nya matriser ställa till problem vid extraktionsförfarandet, vilket här visade sig genom att vi inte lyckades få tillbaka en acceptabel mängd av utbytesstandarden vid analyserna av *Tubifex*. Resultaten från den första internationella interkalibreringen för PFAS-ämnen visade även på en dålig överensstämmelse mellan de ingående laboratorierna för analyserna i biota och vatten. ITM och det norska institutet NILU låg emellertid bra till vid en jämförelse.

5.2. Vitmärlan är förhållandevis mycket känslig för PFOS

Toxiciteten för *M. affinis* i fördelningsexperimenten var avsevärt högre än för *A. aquaticus*. Informationen om toxicitet av PFAS för evertetrater är mycket begränsad men de få studier som finns visar att vitmärlan även vid en jämförelse med andra arter är förhållandevis känslig. *M. affinis* tycks vara mer känslig för PFOS än hinnkräftan *Daphnia magna* (Cladocera) som används frekvent i standardiserade toxicitetstester. 48-h LC₅₀ för *D. magna* ligger mellan 59

och 130 mg/L PFOS (Beach et al. 2006). Högre 48-h LC-50 på 130mg/L respektive 169 mg/L (medel toxicitet) för *D. magna* och *D. pulicaria* rapporteras av Boudreau et al. (2003). Mysiden *Mysidopsis bahia*, har ett 96h LC₅₀ på 3.5 mg/L och för fjädermyggan *Chironomus tentans* låg i ett livscykeltest LC-50 för mortalitet på 45 µg/L medan EC50 för tillväxt rapporterades till 27.4µg/L (MacDonald et al. 2004) vilket ligger närmare *M. affinis* som i vår studie har ett LC₅₀ mellan 50 och 200 µg/ L efter 6 veckors exponering.

Sedimentkoncentrationer som förekommer i många urbana områden resulterade i reproduktionseffekter när vitmärlan exponerades för PFAS-kontaminerade sediment från Rosersberg. Mortaliteten påverkades inte medan reproduktionseffekter i form av försenad sexuell mognad hos hannar och honor samt effekter på vitmärlans ägganlag medförde ökad andel degenererade ägganlag. Fekunditeten som av förklarliga skäl sjunker när ägganlagen dör påverkades i sedimentet från Rosersbergsviken. Resultaten visar på subletala effekter vid betydligt lägre koncentrationer än vad som tidigare rapporterats. En förklaring skulle kunna vara vitmärlans osedvanligt höga lipidhalt. Både PFOS och PFOA har visat sig vara fettsyreanaloger till fettsyror av linoleic- och α -linolenic typ. Dessa fettsyror är fleromättade med ≥ 20 kolatomer. De har visat sig vara väsentliga för tillväxt och reproduktion i både planktoniska och bentiska hoppkräftor samt i andra bentiska evertetrater. (Brett and Müller-Navarra 1997, Norsker and Stöttrup 1994, Ederington et al. 1995, D'Abramo & Sheen 1993, Vanderploeg et al. 1996). Fleromättade fettsyror är även väsentliga för membranstabilitet hos kallvattendjur som vitmärlan (Chapelle 1986) och PFOS anses resultera i membran effekter vid koncentrationer som inte påverkar andra funktioner (Hu et al. 2003). Det således inte osannolikt att trots att vi inte kan se något ökat upptag av PFOS vid exponeringen för de kontaminerade sedimenten är det möjligt att vitmärlan är särskilt känslig för kontaminanter som påverkar vitellogenesen (inlagringen av lipoprotein) då fettsyreanaloger som PFOS och PFOA ersätter fettsyror.

5.3. Det är inte troligt att andra kontaminanter har orsakat effekterna på *M. affinis*

Hypotetiskt är det möjligt att andra kontaminanter förekommit i de förorenade sedimenten. Vi har dock analyserat PAHer samt tungmetaller i sedimenten och inte funnit några förhöjda halter av PAHer (se bilaga 2) som skulle kunna förklara effekterna. Samtliga tungmetallkoncentrationer förutom Cd ligger på bakgrundsvärden medan Cd var något förhöjt i sedimentet från Rosersberg (2.4 mg/kg) (se bilaga 3). Halterna är emellertid betydligt lägre än i t.ex Årstaviken där vi analyserat exakt samma variabler hos vitmärlan utan att se några effekter på sexuell mognad hos vare sig hannar eller honor (Sundelin et al. 2000). I denna studie registrerades heller inga effekter på befruktningsfrekvens och inga honor med degenererade gonader observerades, varför vi måste dra den slutsatsen att de förhöjda PFOS halterna i sedimenten har orsakat effekterna på vitmärlan gonadutveckling. Kadmium har i tidigare studier aldrig visat sig påverka oogenesen (utvecklingen av ägganlag) utan ger i första hand upphov till missbildade embryon.

Våra studier är så vitt vi vet den första i sitt slag där man exponerat samma arter för samma sediment under både genomflödande brackvatten och sötvatten, vilket ger mer trovärdiga resultat i bedömningen av salinitetens betydelse för toxiciteten av PFOS. Resultaten visar entydigt att toxiciteten minskar vid exponering för brackvatten, vilket är en mycket viktig information i riskbedömningen av PFOS i miljön.

6. Slutsatser

1. Resultaten visar att sedimenten som kontaminerats från skumsläckningsanläggningen från Rosersberg ger effekter på vitmärlans reproduktion i form av försenad sexuell utveckling och skador på vitmärlans ägganlag. Resultaten är så vitt vi vet de första studier som genomförts med fältkontaminerade PFAS-kontaminerade sediment varför det är svårt att jämföra med tidigare studier men eftersom PFOS jämviktat till vattenfasen har man ofta jämförbara halter i både vatten och sediment och vid den jämförelsen har vi funnit effekter på vitmärulan vid betydligt lägre koncentrationer än tidigare och sedimenthalterna som resulterat i effekter är mycket relevanta för många urbana områden. Därför visar de toxiska resultaten vid förhållandevis låga koncentrationer att vitmärulan kan vara särskilt drabbad i PFAS kontaminerade områden. Med tanke på halterna avloppsvatten och slam från reningsverk där halterna är jämförbara med våtmarken utanför Rosersberg finns risk att Mälaren utsätts för en diffus och okontrollerad spridning av PFAS.
2. Effekterna var betydligt kraftigare i sötvatten från Mälaren än i brackvatten (6.5 ‰). Även dessa studier är så vitt vi vet de första realistiska studierna där man använt sig av samma arter för att utreda salinitetens betydelse för upptaget och toxiciteten av PFOS.
3. Trots att vi svarat på huvudfrågan ”huruvida PFOS utgör en risk i den akvatiska miljön runt Stockholm” har resultaten från projektet genererat fler frågetecken är klara svar. Kunskapen om vilka faktorer som styr bioackumuleringen av PFAS är bristfällig och behöver studeras mer ingående. I projektansökan söktes även för att genomföra en näringsvävsstudie i den akvatiska miljön för att kunna öka kunskapen om hur PFAS fördelar sig mellan olika trofinåvåer under säsongen. Detta delprojekt inrymdes emellertid inte inom projektet och ansökningar till Carl Tryggers stiftelse och Formas gav inget positivt resultat. Med facit i hand kan vi bara konstatera att det svårförklarliga bioackumulationsmönstret förhoppningsvis kunde ha blivit mer begripligt efter en sådan studie. Ytterligare insatser behövs även för att få analysmetodiken att fungera för fler matriser. Skälet till att analyserna för *Tubifex* misslyckades är oklart och andra extraktionsförfaranden skulle behöva testas. Detta rymdes emellertid inte inom tids- och budgetramen för detta projekt utan kräver utökade forskningsmedel.
4. Den stora variationen för PFOS koncentrationer i fältinsamlade populationer av vitmärula av samma årsklass (1+) från samma lokal indikerar att PFOS-koncentrationer i sedimentet antingen är mycket varierande inom ett mycket lite område eller att sedimentet har en begränsad betydelse för upptaget och att vattenkoncentrationerna är varierande och pulserande. Skälet till att vitmärulan ackumulerar förhållandevis höga koncentrationer (en faktor 10 jämfört med *Neomysis* och en faktor 100 jämfört med *Asellus*) är inte klarlagt. Mönstret stämmer emellertid mycket väl överens med studier från andra områden och den troligaste förklaring vi kan se är att vitmärulan innehåller mycket höga lipidhalter. Detta innebär att vitmärulan som är en nyckelart och viktig födoorganism för många fiskarter i både Östersjön och våra större sjöar under högsta kustlinjen kan bidra till att PFOS biomagnifieras kraftigare upp i näringskedjan.

7. Åtgärder och Ansvar

Halterna i våtmarken utanför Rosersberg är förhållandevis höga och ligger ca 150 gånger högre än sedimenthalter som uppmätts i Stockholms skärgård (de Voogt 2006) där halterna ökat från 0.2 -1.3 ng/g våtvikt sen 1990. Även om halterna har minskat i sedimentet i viken utanför våtmarken är det sannolikt att våtmarken fortsätter att läcka PFOS till Mälaren. Vi har saknar information om hur djupt ned i sedimentet vi kan hitta förhöjda halter av PFAS, men även om endast ytskiktet är förorenat är det stora volymer som är förorenade. Våtmarksområdet är ca 6 ha varför det sannolikt är orealistiskt att sanera hela området.

Även om PFOS i våra experiment visat sig påverka vitmålans reproduktion ser vi inte hur man kan ytterligare kan åtgärda föroreningskällan. Skumsläckningsanläggningen vid Rosersberg är stängd och vidare utsläpp till viken är stoppade. Eftersom PFOS binds till sedimentet men samtidigt jämviktas mot vattenfasen är det sannolikt att de förhöjda sedimenthalterna kommer att minska i och med att PFOS läcker ut till vattenfasen men större områden kan tänkas bli förorenade, särskilt med tanke på att förhållandevis höga halter finns i reningsverkens avloppsvatten. Detta är dock inte vårt specialområde varför vi avstår att presentera några åtgärdsförslag.

Användningen av PFOS har i princip upphört även om det fortfarande saknas ett förbud men PFOS är slutprodukten i omvandlingen av mindre persistenta PFAS varför man bör följa haltförändringen av PFAS i miljön. Det skulle även vara värdefullt att studera toxiciteten av slam från t.ex. reningsverk i Stockholm. Idag analyseras PFOS i sillgrissleägg men med tanke på starkt varierande halter i olika organismer bör ev. fler organismer samt sediment och vatten inkluderas. Inom Perforce projektet har man ansett att trots att PFOS i sedimentfasen jämviktas med porvattenfasen är det värdefullt att följa förändringen i sedimenthalterna eftersom pågående studier i Stockholms skärgård visar en kontinuerlig ökning av sedimenthalterna. Ett problem med PFOS och andra PFAS är dock att spridningsmönstret är oförutsägbart.

Tidigare studier har visat en relativ måttlig toxicitet av PFAS och PFOS anses vara den mest toxiska föreningen men om registrerade effekter verkligen orsakas av PFOS finns all anledning att vara mycket restriktiv i användandet av perfluorerade kemikalier. Även om nya forskningsrön inte löser redan befintliga problem vill vi ändå poängtera behovet av mer ingående forskning om vilka faktorer som styr biotillgänglighet och till vilka matriser PFOS binds. Analysmetodiken är ännu ej fullt utvecklad och många frågetecken behöver klargöras.

8. Referenser

3M Company, 1984a St Paul MN.

3M Company 1999, US EPA Administrative Record AR 226-0550, Publicly available at www.regulations.gov

3M 2000. Sulfonated perfluorochemicals in the environment: sources, dispersion, fate and effects, Docket submitted to the US EPA, Washington, DC.

Anonymous (2000) "Perfluorooctyl sulfonates: Proposed significant new use rule." U.S. Environmental Protection Agency. Federal Register, 65, no. 202, 62319-62333.

Beach SA, Newsted JL, Coady K, Giesy JP 2006. Ecotoxicological evaluation of perfluorooctanesulfonate (PFOS). Reviews of Environ Contam and Tox. 186: 133-174

Brett, M. T. & D. C. Müller-Navarra, 1997. The role of highly unsaturated fatty acids in aquatic food web processes. Freshwater Biology 38: 483–499.

Chapelle, S. 1986. Aspects of phospholipid-metabolism in crustaceans as related to changes in environmental temperatures and salinities. Comparative Biochemistry and Physiology part B 84: 423-439.

Council Regulation (EEC) No 793/93 of 23 March 1993 on the evaluation and control of the risks of existing substances Official Journal L 084 , 05/04/1993 P. 0001 – 0075

Di Toro, D.M., Dodge, L.J., Hand, V.C. (1990). A model for anionic surfactant sorption. Environmental Science and Technology, 24, 1013-1020.

D'Abramo, L. R. & S. S. Sheen, 1993. Polyunsaturated fatty acid nutrition in juvenile freshwater prawn *Macrobrachium rosenbergii*. Aquaculture 115: 63–86.

De Voogt P, Berger U, de Coen W, de Wolf W, Heimstad E, McLachlan M, vanLeeuwen S, van Roon A. 2006. Perfluorinated organic compounds in the European environment. EU project contract no 508967.

Ederington, M. C., G. B. McManus & H. R. Harvey, 1995. Trophic transfer of fatty acids, sterols, and a triterpenoid alcohol between bacteria, a ciliate, and the copepod *Acartia tonsa*. Limnology and Oceanography 40: 860–867.

Higgins C P, Field J A, Criddle C S, Luthy R G. 2005. Quantitative determination of perfluorochemicals in sediments and domestic sludge. Environ Sci & Technol 39: 3946-3956.

Jones PD, Hu WY, De Coen W, Newsted JL, Giesy JP 2003. Binding of perfluorinated fatty acids to serum proteins. Environ Tox & Chem 22: 2639-2649

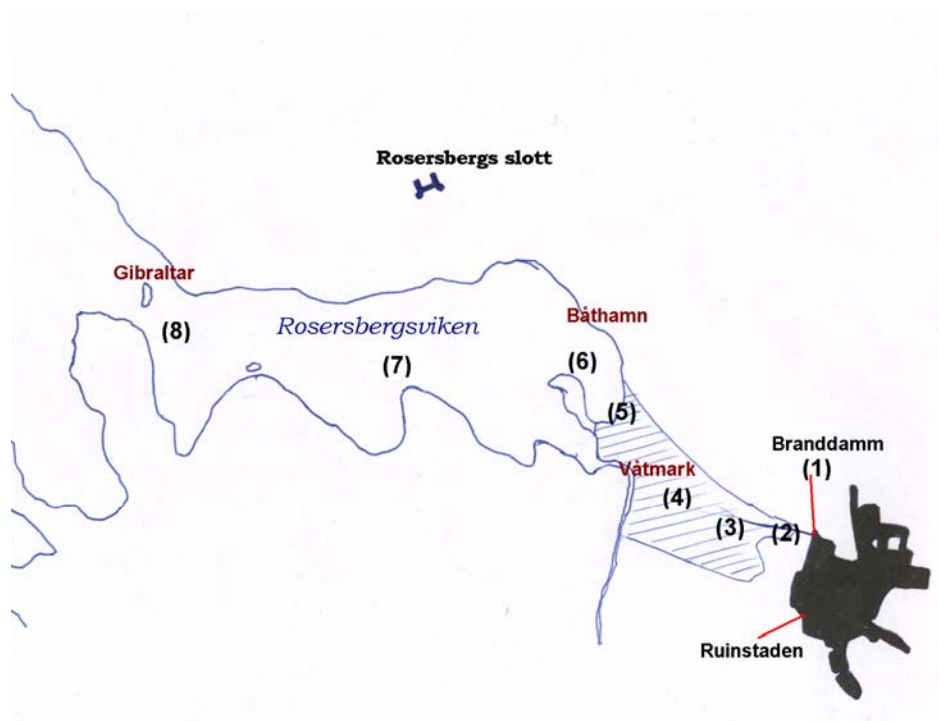
Luebker, D.J., Hansen, K.J., Bass, N.M., Butenhoff, J.L., Seacat, A.M. (2002) Interaction of fluorochemicals with rat liver fatty acid-binding protein. *Toxicology* 176, 175-185.

Martin J W, Whittle D M, Muir D M, Mabury S. 2004. Perfluoroalkyl Contaminants in a Food Web from Lake Ontario. Environ. Sci.& Technol. 38: 5379-5385

- Mac Donald M M, Warne A L, Stock N L, Mabury S A, Solomon K R, Sibley P K. 2004. Toxicity of perfluorooctane sulfonic acid and perfluorooctanic acid to *Chironomus tentans*. *Environ Tox & Chem.* 23: 2116-2123.
- Nakata H, Kannan K, Nasu T, Cho H-S, Sinclair E, Takemura A. 2006 Perfluorinated contaminants in sediments and aquatic organisms collected from shallow water and tidal flat areas of the Ariake Sea, Japan: Environmental fate of perfluorooctane sulfonate in aquatic ecosystems *Environ. Sci.& Technol.* 40: 4916-4921
- Newsted J L, Coady K K, Beach S, Butenhoff JL, Gallagher S, Giesy J P. 2007. Effects of perfluorooctane sulfonate on mallard and northern bobwhite quail exposed chronically via the diet. *Environ Tox and Pharmacol* 23: 1–9.
- Norsker, N. H. & Støttrup J. G., 1994. The importance of dietary HUFAs for fecundity and HUFA content in the harpacticoid *Thisbe holothuriae*. *Aquaculture* 125: 155–166.
- Olsen, G.W., Burris, J.M., Mandel, J.H., Zobel, L.R. (1999) *J. Occup. Environ. Med.* 42, 799-806.
- Schwarzenbach, R.P., Gschwend, P.M., Imboden, D.M. (2003). *Environmental Organic Chemistry*, second edition. John Wiley & Sons Inc., Hoboken, New Jersey, USA.
- Sundelin, B. 1983. Effects of cadmium on *Pontoporeia affinis* (Crustacea: Amphipoda) in laboratory soft-bottom microcosms. *Marine Biology* 74:203-212.
- Sundelin, B., and Eriksson, A-K. 1998. Malformations in embryos of the deposit-feeding amphipod *Monoporeia affinis* in the Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 171: 165-180.
- Tolls, J., Sijm, D.T.H.M. (1995). A preliminary evaluation of the relationship between bioconcentration and hydrophobicity for surfactants. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 14, 1675-1685
- Vanderploeg, H. A., Liebig, J. R. & Gluck A. A, 1996. Evaluation of different phytoplankton for supporting development of Zebra mussel larvae (*Dreissena polymorpha*): The importance of size and polyunsaturated fatty acid content. *Journal of Great Lakes Research* 22: 36–45.
- Vanden Heuvel J P, Thompson J T, Frame S R, Gillies P J. 2006. Differential activation of nuclear receptors by perfluorinated fatty acid analogs and natural fatty acids: a comparison of human, mouse, and rat peroxisomeproliferator-activated receptor- α , - β , and - γ , liver X receptor- β , and retinoid X receptor- α . *Tox Sciences* 92: 476-489.
- Verrault J, Houde M, Gabrielsen G W; Berger U, Haukås M, Muir D. 2005. Perfluorinated Alkyl Substances in plasma, liver, brain, and eggs of Glaucous gulls (*Larus hyperboreus*) from the Norwegian Arctic. *Environ Sci & Technol* 39: 7439-7445.
- Yamashita N, Kannan K, Taniyasu S, Horii Y, Petrick G, Gamo T 2005. A global survey of perfluorinated acids in oceans. *Mar Poll Bull* 51:658-668

Bilaga 1

Data på PFOS från Rosersbergområdet



Kartan visar provtagningsplatser vid undersökningen som gjordes 2001-2002.

Inom det svarta området finns hårdgjorda ytor som avvattnas till en branddamm (1) där vattnet samlas upp och petroleumprodukter avskiljs innan vattnet leds vidare till en mindre bäck som infiltreras genom våtmarksområdet. (1) togs vid 6 tillfällen. Platserna (3) och (4) ligger ca 100, respektive 200m ut i våtmarksområdet som består av vattenpölar, grästuvor och en del myrliknande mark. Proverna (3) och (4) togs som samlingsprover från flera punkter tvärs över våtmarken på ca 50m linje. (5) togs omedelbart intill strandkanten. Till vänster om våtmarken rinner en å som kommer från Oxundasjön. Troligen når inte föroreningsplymen dit pga höjdskillnader, men vi tog aldrig prover från den sidan.

Point	number	type	sampling time
Pond	(1)	water	autumn 2001& 2002
Ditch 10 m downstream (1)	(2)	water	autumn 2001
100m into wetland	(3)	water	autumn 2001
200m into wetland	(4)	water	autumn 2001
Shore	(5)	water	autumn 2001
Leisure boat harbour	(6)	water/sed	spring 2002
Centre of cove	(7)	water/sed	spring 2002
Gibraltar, outer point	(8)	sed	spring 2002

Resultat:

Surface water	PFOS µg/l	PFOA µg/l
(1) Pond (011030)	0,2	0,04
020114 (no training)	2,1	0,04

kv1	0,84	0,005
kv2	1,7	0,04
kv3	0,65	0,09
kv4	1,0	0,05
(2) Ditch (011030)	0,3	0,04
(3) 100m into wetland (011030).	0,4	0,03
(4) 200m into wetland (011030).	1	0,03
(5) Shore (011030)	0,05	<5ng/l
(6) Leisure boat harbour (spring 02)	0,05	<2ng/l
(7) Centre of cove; 0-2 cm (spring 02)	0,06	2,5ng/l
(7) Centre of cove; 20 cm (spring 02)	0,03	<1ng/l

Sediment

(6). Leisure boat harbour (spring 02)	6,5ng/g	<0,05ng/g
(7) Centre of cove (spring 02)	1,1ng/g	<0,05ng/g
(8) Gibraltar, outer point (spring 02)	<0,05ng/g	<0,05ng/g

Jämfört med referenssjö är sedimentvärdena för PFOS 100x förhöjda och 10x högre än Stockholms innerstad. Vattenvärden för referenssjö

Bilaga 2

PAH-halter i sediment

PAH-halter i sediment hösten 2005, mg/kg TS, analyser utförda av AB Analytica, Täby som är ackrediterade för analysen

ELEMENT	Askö	Vågsfj 1	Vågsfj 2	Våtmark	R--bergsvik	Mälaren	Gaviksfj
TS_105°C	27.20	23.50	18.80	20.80	26.20	24.70	61.80
naftalen	0.02	0.03	0.04	0.07	0.03	0.03	0.01
acenaftylen	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002
acenaften	<0,002	0.00	0.00	<0,005	0.00	0.00	<0,002
fluoren	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	<0,002
fenantren	0.01	0.02	0.02	0.04	0.02	0.01	0.00
antracen	<0,002	0.00	0.00	0.01	0.00	<0,002	<0,002
fluoranten	0.02	0.04	0.03	0.04	0.03	0.02	0.00
pyren	0.01	0.03	0.02	0.06	0.03	0.02	0.00
^bens(a)antracen	0.01	0.02	0.01	0.02	0.02	0.01	<0,002
^krysen	0.01	0.02	0.02	0.03	0.02	0.01	0.00
^bens(b)fluoranten	0.03	0.05	0.05	0.04	0.02	0.02	0.00
^bens(k)fluoranten	0.01	0.02	0.02	0.02	0.01	0.01	<0,002
^bens(a)pyren	0.01	0.02	0.01	0.03	0.02	0.01	<0,002
^dibens(ah)antracen	0.01	0.02	0.01	0.01	0.01	0.01	<0,002
benso(ghi)perylene	0.03	0.06	0.02	0.06	0.02	0.02	<0,004
^indeno(123cd)pyren	0.04	0.08	0.04	0.03	0.03	0.02	0.01
summa 16 EPA-PAH	0.22	0.41	0.29	0.45	0.25	0.19	0.03
^PAH cancerogena	0.12	0.23	0.16	0.16	0.11	0.09	0.01
PAH övriga	0.10	0.18	0.13	0.29	0.14	0.10	0.02

Bilaga 3

Metallhalter i sediment

Metallhalter i sediment hösten 2005, mg/kg TS, analyser utförda av AB Analytica, som är ackrediterade för analysen, analyspaket MC1

ELEMENT	Askö	Mälaren	R-bergsvik	Våtmark	Gaviksfj	Vågsfj
TS	16.0	14.1	22.9	23.6	32.2	15.3
As	9.2	8.8	6.3	20.2	30.3	42.9
Ba	118.0	146.0	69.5	156.0	134.0	234.0
Be	1.6	2.0	1.2	1.4	0.8	1.4
Cd	0.4	0.2	2.5	1.0	0.6	0.6
Co	13.3	15.2	22.7	16.2	31.0	25.5
Cr	55.3	53.0	33.4	36.0	37.2	47.2
Cu	44.8	38.5	66.2	62.5	25.0	36.4
Fe	40700.0	43800.0	20000.0	46400.0	37900.0	69700.0
Hg	<1	<1	<1	<0,9	<1	<1
Li	35.1	37.8	16.8	27.4	24.1	30.6
Mn	879.0	1790.0	1270.0	698.0	4110.0	4940.0
Mo	0.5	0.6	<0,4	2.6	10.2	8.4
Ni	36.9	40.2	39.7	27.4	49.2	42.6
P	1370.0	1540.0	995.0	1850.0	1730.0	2730.0
Pb	34.6	26.7	17.3	31.7	21.4	31.5
Sr	71.4	34.0	24.8	48.6	53.6	34.3
V	63.3	67.8	28.0	52.4	53.5	62.8
Zn	161.0	163.0	229.0	810.0	140.0	198.0
TOC	5.7	3.4	4.8	18.3	2.3	3.7

Bilaga 4

Ordlista

Biomagnifikation = När halterna av ett miljögift ökar i näringsväven

Biotillgänglighet = Ett mått på i vilken grad en kemikalie bioackumuleras i organismen. Det finns ett antal olika prediktionsmodeller för att bestämma biotillgänglighet men det enda säkra sättet är att analysera halter av respektive kemikalie i organismen.

Bioturbation = När sedimentlevande organismer gräver i sedimentet (antingen för att skaffa föda eller för att söka skydd) säger man att de bioturberar sedimentet. På detta sätt förs syre ned i sedimentet och nedbrytning och omvandlingen av organiskt material påskyndas

Hepatopankreas = Ett specifikt organ som finns hos kräddjur, en kombination av lever och bukspottkörtel

In situ = På platsen, används ofta för att beskriva den plats där t.ex. fältinsamlade testorganismer lever i vilt tillstånd.

NOEC = No effect concentration

Oocyter = Ägganlag



ISSN: 1653-9168