

Effekter av humöst och järnhaltigt vatten på kustnära ål

Jens Ratcovich, Anders Nilsson, Per Carlsson, Christer Brönmark, Emma Kritzberg
Lunds Universitet

Introduktion

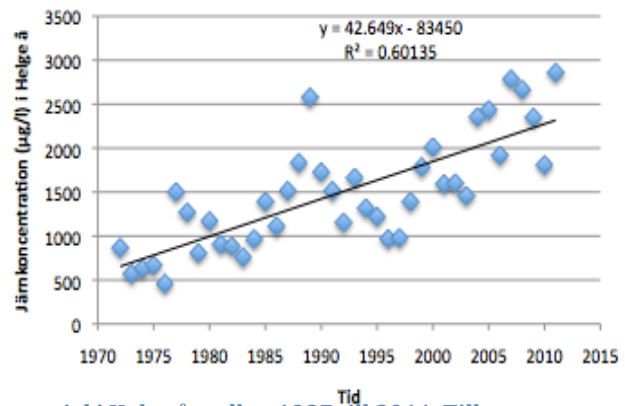
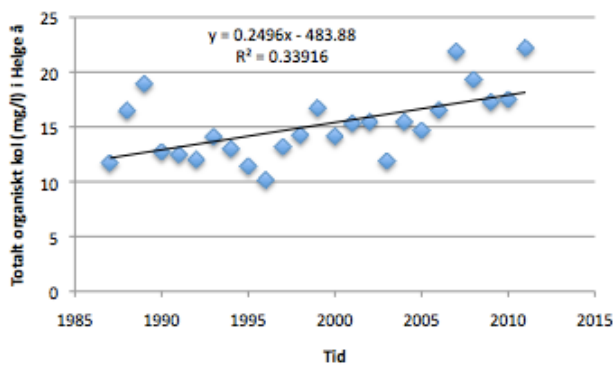
De senaste 40 åren har mängden organiskt material (dissolved organic matter, DOM) ökat kraftigt i många inlandsvatten på nordliga bredgrader (Erlandsson, 2008; Porcal et al, 2009). Detta har visat sig ge upphov till ökad vattenfärg (Erlandsson, 2008), även kallat brunifiering. Det organiska materialet härstammar främst från de terrestra miljöer som utgör dräneringsområde för sjöar och vattendrag. Bakgrunden till brunifieringen av vattnet är ännu inte fullt klarlagd men har bland annat föreslagits vara en effekt av minskad markförsurning, ändrad markanvändning och klimatförändringar (Erlandsson et al, 2008; Ekström et al, 2011; Forsberg et al, 1992). De ekologiska effekterna av brunifiering kan härledas till försämrade ljusförhållanden, vilket både minskar fotosyntesen för primärproducenterna samt sikten för visuella predatorer (Ekström, 2011). På ekosystemnivå kan detta ge allvarliga ekologiska konsekvenser såsom minskad biodiversitet, genom exempelvis en förändrad artsammansättning, och även minskad produktivitet.

En viktig egenskap hos humöst material är att det skapar komplex med metaller, där ibland järn (Fe) (Sholkovitz, 1975). Parallellt med den ökande transporten av DOM har mängden järn ökat i våra vatten (Kritzberg et al., 2012). I inlandsvatten är oftast koncentrationen av järn tillräcklig för att tillgodose behovet medan det i havsmiljöer ofta är den begränsande faktorn (Bury et al., 2003). Järn är en nödvändig beståndsdel i organismer, men ett

överflöd kan också ge upphov till toxiska effekter (Bury et al., 2003). I akvatiska system återfinns löst järn i främst två olika former, Fe(II) och Fe(III). Fe(II) är den form som är mest giftig för fisk eftersom den är mer löslig och lättabsorberad än Fe(III) (Vuori, 1995). I naturliga vatten sker emellertid ofta en oxidation av Fe(II) till Fe(III). Oxidationens omfattning är påverkad av flera olika faktorer såsom syrehalt, pH och temperatur. I ett syrerikt, neutralt och relativt varmt system sker en oxidation av Fe(II) till Fe(III) vilket reducerar koncentrationen av den mer giftiga formen (Bury et al, 2003; Peuranen et al, 1994).

När DOM transporteras från söt- till saltvatten sker en ökning av hydrofobiciteten (benägenheten att inte lösa sig i vatten) hos det organiska materialet (Franzén, 2006). Eftersom det organiska materialet inte löser sig i vatten har det då en större benägenhet att lösa sig i till exempel fett. Ökad hydrofobicitet kan således innebära en större tendens till lipofilitet (benägenhet att binda till organiska lösningsmedel, såsom fett). En annan effekt då saltvatten blandas med humöst sötvatten är att det lösta organiska materialet flockuleras vilket får det att sedimentera (Sholkovitz, 1975). Liknande fenomen har påvisats i studier om järn, där näst intill total sedimentation sker vid blandning med saltvatten vid så låg halt som 6 ‰ (Sholkovitz, 1975; Forsgren et al, 1995).

Ett flertal studier har visat att järn, både Fe(II) och Fe(III), kan ge allvarliga toxiska effekter på fisk (Peuranen, 1994; Dalzell et al, 1999;



Figur 1. Till vänster visas ökningen av organiskt material i Helge å mellan 1987 till 2011. Till höger visas järnkonzentrationens ökning i Helge å mellan 1972 och 2011.

Lappivaara et al, 1999; Zhihao et al, 2012). Det är vidare känt att gälarna på fisk är mycket känsliga för olika sorters föroreningar (se genomgång av Evans, 1987). Ett överflöd av järn ger upphov till ackumulering på gälarna, vilket kan resultera i minskad tillväxt, reproduktiv framgång, stress och i vissa fall mortalitet (Peuranen et al, 1994; Dalzell et al, 1999; Lappivaara et al, 1999; Zhihao et al, 2012). I ett sötvattensexperiment visade Peuranen et al, 1994 att järn ackumulerades på öringens (*Salmo trutta*) gälar vid 1 mg Fe/l i pH 5 och 6. Gälarna var tydligt skadade och syrekonsumtionen minskade kraftigt. I de behandlingar där man adderat organiskt material var dock skadorna mindre omfattande, vilket indikerar att det organiska materialet haft en mildrande effekt. Teien et al, 2007 fann i en studie på lax (*Salmo salar L.*) att både Fe(II) och Fe(III) ackumulerades i klart saltvatten (5 ‰) och gav upphov till skador på gälarna vid pH upp till runt 7.

Helge å tar sin början i södra småland, flyter genom Skåne och mynnar ut vid Skånes nordöstra kust i Hanöbukten. Som många andra vattendrag på norra jordklotet har också mängden organiskt material i Helge å ökat kraftigt sedan 70-talet

(Kritzberg et al, 2012). Koncentrationen av järn har samtidigt ökat med så mycket som 400 % (Kritzberg et al, 2012). Trots denna otroliga ökning av järn och organiskt material har provfiske visat att artrikedomen är en av de högsta i Sverige (Dahl, 2011). Det senaste året har observationer om att fisken försvunnit från kusten gjorts. Fisken befinner sig allt längre ut och på allt djupare vatten än tidigare (Carlsson, Länsstyrelsen Skåne, 2012). Ålfiskare längs med Åhuskusten har även observerat omfattande mortalitet av ål då dessa sumpats. Redan efter några dagar är mortaliteten hög, vilket aldrig tidigare iakttagits.

En av de faktorer som har förändrats och därför kan ha påverkat fiskebeståndet i Hanöbukten är koncentrationen av järn i Helge å. Kunskaperna om järnets tendens till att ackumuleras på gälarna i humöst saltvatten är dock väldigt begränsad. I detta laboratorieexperiment testas hypotesen att kombinationen av ett humöst, järnhaltigt vatten i närvaro av salt har negativa effekter på ål.

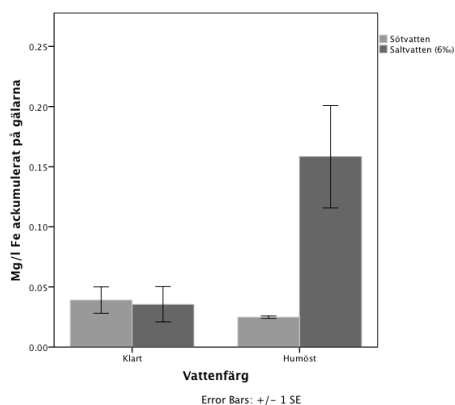
Metod

Totalt användes 60 ålar (cirka 20 cm) från företaget "Scandinavian Silver Eel" som föder upp vild ål för

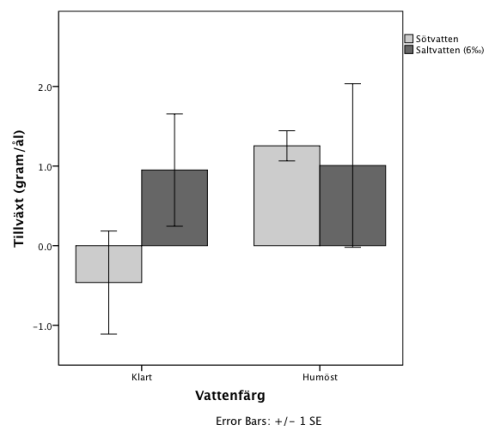
utsättning och till viss del förtäring. Ålarna acklimatiserades primärt i 2 veckor i 60 liters akvarier varav hälften i klart sötvatten (kranvatten) och hälften i klart saltvatten (kranvatten adderat med salt till 6 ‰). Temperaturen i vattnet var 20°C och belysningen var automatiskt reglerad för att efterlikna den naturliga dygnsvariationen.

Experimentet bestod av 4 olika behandlingar, klart vatten med och utan salt samt humöst vatten (från Helge å) med och utan salt. Varje behandling replikerades 3 gånger vilket resulterade i 12 akvarier med vardera 5 ålar. Födan bestod av 5 levande årsyngel (infångade) av mört per akvarium. Varje dag avlägsnades de mörtar som dött och ersattes med nya. Mortalitet och svampangrepp på ålen registrerades varje dag, för tillväxtanalys vägdes ålen varje vecka. Experimentet pågick i knappt två veckors tid.

Vid experimentets slut togs prover av järn på gälarna på de ålar som överlevt för att analysera potentiell ackumulation. Detta utfördes enligt Playle et al, 1991 genom att placera ett whatman nr. 1 semikvalitativt filter mellan andra och tredje gälen på vänster sida av ålen i 30



Figur 2. Koncentration av järn på ålgälar i klart söt- och saltvatten samt humöst söt- och saltvatten.



Figur 3. Tillväxt per år i klart söt- och saltvatten samt humöst söt- och saltvatten

sekunder. Filtret placerades därefter i 10ml 1 % HCl och skakades kraftigt i 5 sekunder. Proverna förvarades i 2°C över natten och analyserades därefter med ICPAES (induktivt kopplat plasma atom emissions spektroskopi).

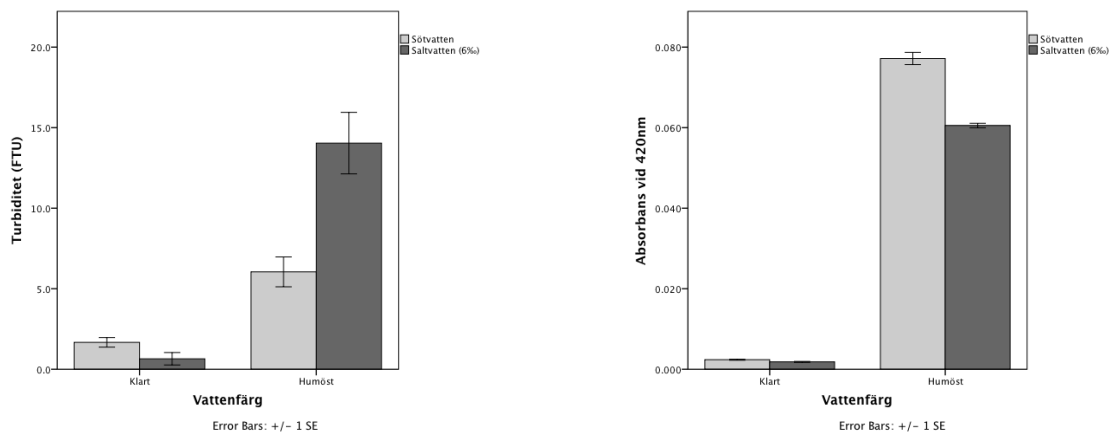
Vattenfärg (absorbans vid 420nm), pH, salinitet, turbiditet och koncentration av järn mättes i alla akvarium som mått på vattenkvalité.

SLU (Sverige lantbruksuniversitet) har av regeringen fått i uppdrag att bedriva fortlöpande miljöanalys. Dessa data användes för analys av järnkonzentration och DOM i Helge å.

De statistiska testen för ackumulering av järn på gälarna och vattenkvalité var ANOVA (analysis of variance).

Resultat

Det totala organiska kolet har markant ökat i Helge å (Fig 1). År 1987 var det totala organiska kolet 11.7 mg/l och 2011 22.2 mg/l, detta är en ökning med nära 100 % på 24 år. Parallellt med den ökande koncentrationen av organiskt material har också



Figur 4. Turbiditet (FTU) och absorbans i klart söt- och saltvatten samt humöst söt- och saltvatten.

järnkonsentrationen i Helge å ökat sedan 70-talet (Fig 1). 1972 var konsentrationen 860 µg/l och 2011 µg/l 2860, vilket är en ökning med 230 %.

pH sträckte sig från 7.08 till 8.10 där de humösa behandlingarna hade något lägre värden än de klara. Högst absorbans var det i behandlingarna med humöst sötvatten (0.077) följt av de med humöst saltvatten (0.061) (Fig 4). Det humösa saltvattnet hade en högre turbiditet (14 FTU) än det humösa sötvattnet (6 FTU) (Fig 4).

Konsentrationen av järn på gälarna hos ål är ungefär detsamma i humöst sötvatten (0.025 mg/l) som i klart söt- (0.039 mg/l) och saltvatten (0.036 mg/l) (Fig 2). Vid en kombination mellan salt, humöst vatten är dock en ackumulering av järn tydlig (0.16 mg/l). Kombinationen mellan salt- och humöst vatten har en signifikant annorlunda effekt på ackumulering än de andra behandlingarna ($p=0.018$).

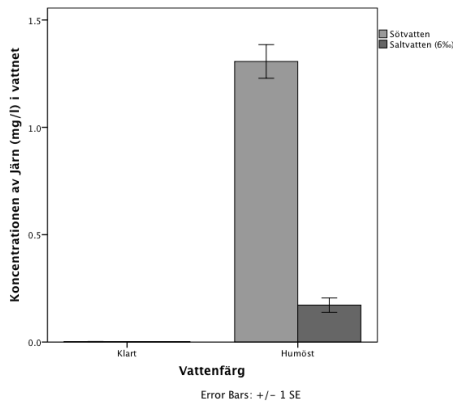
Det var ingen klar skillnad i tillväxt per ål mellan de olika behandlingarna (Fig 3).

Behandlingarna med klart vatten hade en låg järnkonsentration i vattnet (Fig 5). I behandlingarna med humöst saltvatten var konsentrationen av järn signifikant lägre än i de med humöst sötvatten ($p=0.000$) (Fig 2).

Mortalitet av ål skedde endast i behandlingarna med sötvatten (totalt 9 stycken) oberoende av humöst eller klart vatten.

Diskussion

I denna studie genomfördes ett laboratorieexperiment för att klargöra eventuella effekter av den ökade konsentrationen av humöst material och järn i Helge å på ål i kustnära vatten. Det erhållna resultatet ger en tydlig bild av att humöst sötvatten som blandas med saltvatten ger ackumulering av järn på ålens gälar (Fig 1). I behandlingarna med saltvatten och humöst material var ackumuleringen av järn betydligt större än i de andra behandlingarna. I denna studie kunde inga effekter av ackumuleringen av järn påvisas då varken mortalitet eller tillväxt (Fig 3) gav några tydliga resultat.



Figur 5. Koncentration av järn i klart söt- och saltvatten samt humöst söt- och saltvatten.

Mortalitet av ål skedde enkom i behandlingarna med sötvatten och berodde på svampangrepp. Även om det här inte kan klargöras några effekter av järnets ackumulation kan det ändå antas vara skadligt då tidigare studier tydligt visat på negativa effekter såsom minskad tillväxt, minskad reproduktiv framgång, stress och mortalitet (Peuranen et al, 1994; Dalzell et al, 1999; Lappivaara et al, 1999; Zhihao et al, 2012).

I denna studie kunde ingen förhöjd ackumulering av järn ses i behandlingarna med humöst sötvatten (Fig 1). Detta är i linje med tidigare studier där samma fenomen om organiskt materials mildrande effekt konstaterats (Peuranen et al, 1994).

Den totala järnkonzentrationen i humöst sötvatten är betydligt högre än den med humöst saltvatten (Fig 2). Trots detta är ackumuleringen betydligt större i det humösa saltvattnet, som alltså innehåller lägre koncentration av järn, än det humösa sötvattnet. Den bakomliggande förklaringen till detta fenomen kan förmodligen härledas till förändringen av hydrofobiciteten hos det humösa materialet samt den höga

turbiditeten i humöst saltvatten. Som tidigare beskrivits kan det antas att lipofiliteten ökar hos det humösa materialet vilket alltså därmed får en större tendens till att ackumuleras på till exempel gälar. Turbiditeten i det humösa saltvattnet är betydligt högre än i det humösa sötvattnet (Fig 4). De aggregat som bildas vid blandning mellan humöst material och saltvatten kan möjligtvis innehålla en högre andel humöst bundet järn, vilket skulle betyda en högre exponering för den kustnära ålen.

Om det erhållna resultatet appliceras på situationen i Helge å och Hanöbukten stämmer det väl överens med det som observerats i området. I Helge å verkar inte den ökade järnkonzentrationen haft någon direkt eller märkbar effekt på fiskbeståndet. Detta kan tyckas märkligt, men som både denna och tidigare studier (Peuranen et al, 1994) visat tenderar humöst material ha en mildrande effekt på ackumuleringen av järn. I Hanöbukten har dock observerats ett minskat fiskbestånd jämfört med tidigare. Resultaten av denna studie visar att interaktionen mellan salt och humöst material har en klart negativ effekt på ackumuleringen av järn på ålens gälar. Det som observerat längsmed Skånes nord östra kust kan därför ha en koppling till den kraftigt ökade järnkonzentrationen i Helge å.

Dessa resultat är inget unikt för Helge å utan kan appliceras på många av de mynningar där humöst, järnrikt sötvatten blandas med saltvatten. Trots att liknande effekter som i Helge å inte iakttagits på fler ställen i dagsläget kan det

komma att bli ett växande problem för hela östersjöområdet.

För att lösa problematiken med ackumuleringen av järn och det minskande kustnära fiskbeståndet måste fokus läggas på varför järnkoncentrationen ökar och

därefter hur tillförseln av järn och dess effekter kan motverkas.

Tack

Tack till Daniel Laster-Grip för assistans vid experimentets avslutande provtagning och Johan Martinsson för hjälp med fiske av småmört.

Referenser

- Bury, N., Grosell, M. 2003. Iron acquisition by teleost fish. *Comparative biochemistry and physiology part c* 135: 97-105.
- Dahl, J. 2011. Provfiske i Hammarsjön och Arlövssjön 2010. Rapport: 2011:2. Biosfärkontoret Kristianstads vattenrike.
- Dalzell, D.J.B., Macfarlane, N.A.A. 1999. The toxicity of iron to brown trout and effects on the gills: a comparison of two grades of iron sulphate. *Journal of fish biology* 55: 301-315.
- Ekström, S., Kritzberg, E.S., Kleja, D.B., Larsson, N., Nilsson, A., Graneli, W., Bergkvist, B. 2011. Effect of acid deposition on quantity and quality of dissolved organic matter in soil-water. *Environ. Sci. Technol.* 45: 4733-4739.
- Erlandsson, M., Buffam, I., Fölster, J., Laudon, H., Temnerud, J., Weyhenmeyer, G.A., Bishop, K. 2008. Thirty-five years of synchrony in the organic matter concentrations of Swedish rivers explained by variation in flow and sulphate. *Global change biology* 14: 1-8.
- Evans, D.H. 1987. The fish gill: Site of action and model for toxic effects of environmental pollutants. *Environmental health perspective* 71: 47-58.
- Forsgren, G., Jansson, M., Nilsson, P. 1995. Aggregation and sedimentation of iron, phosphorus and organic carbon in experimental mixtures of freshwater and estuarine water. *Estuarine, coastal and shelf science* 43: 259-268.
- Franzén, F. 2006. The influence of organic matter on the hydrophobicity and biogeochemical fate of heavy metals in the estuary of höje å, Sweden. Degree project in biology, Department of Ecology, Lund University.
- Kritzberg, E.S., Ekström, S.M. 2012. Increasing iron concentration in surface waters – a factor behind brownification? *Biogeosciences* 9: 1-14.
- Lappivaara, J., Kiviniemi, A., Oikari, A. 1999. Bioaccumulation and subchronic physiological effects of waterborne iron overload to whitefish exposed in humic and nonhumic water. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 37: 196-204
- Peuranen, S., Vuorinen, P. J., Vuorinen, M., Hollender, A. 1994. The effects of iron, humic acids and low pH on the gills of Brown Trout (*Salmo trutta*). *Ann. Zool. Fennici* 31: 389-396.
- Playle, R.C., Wood, C.M. Mechanisms of aluminium extraction and accumulation at the gills of rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum), in acidic soft water. *Journal of fish biology* 38: 791-805.

Teien, H-C., Garmo, Ö. A., Åtland, Å., Salbu, B. 2007. Transformation of iron species in mixing zones and accumulation on fish gills. *Environ. Sci. Technol.* 42: 1780-1786.

Sholkovitz, E.R. 1975. Flocculation of dissolved organic and inorganic matter during the mixing of river water and seawater. *Geochimica et cosmochimica acta* 40: 831-845.

Zhihao, W., Feng, Y., Hongjun, L., Mengxia, L., Jun, L., Zhang, p. 2012. Effects of waterborne Fe(II) on juvenile turbot *Scophthalmus maximus*: analysis of respiratory rate, hematology and gill histology*. *Chinese journal of oceanology and limnology* 30: 193-199.