



**Vätternvårdsförbundet**

# Årsskrift 2011



Rapport nr 112 från  
Vätternvårdsförbundet

# Rapport nr 112 från Vätternvårdsförbundet

(Rapport 1-29 utgavs av Kommittén för Vätterns vattenvård. Kommittén ombildades 1989 till Vätternvårdsförbundet som fortsätter rapportserien från Rapport 30.)

Rapport nr	112
Framsida	Is på Vättern (foto: Stefan Gustafsson)
Utgivare	Måns Lindell (red), Mars 2012
Kontaktperson	Ann-Sofie Weimarsson, Vätternvårdsförbundet. Direkttelefon 036-39 50 61, e-post <a href="mailto:ann-sofie.weimarsson@lansstyrelsen.se">ann-sofie.weimarsson@lansstyrelsen.se</a>
Webbplats	<a href="http://www.vattern.org">www.vattern.org</a>
Fotografier	Vätternvårdsförbundet arkiv (om inget annat anges)
Kartmaterial	Kartkälla: Länsstyrelsen i Jönköpings län (om inget annat anges)
ISSN	1102-3791
Upplaga	250 ex
Tryckt på	Länsstyrelsen, Jönköping 2012
Miljö och återvinning	Rapporten är tryckt på miljömärkt papper och omslaget består av PET-plast, kartong, bomullsväv och miljömärkt lim. Vid återvinning tas omslaget bort och sorteras som brännbart avfall, rapportsidorna sorteras som papper.

© Vätternvårdsförbundet 2012

# Förord

Ytterligare ett år av provtagningar summeras och ingår i underlaget om hur Vättern mår. Vad har då varit anmärkningsvärt under året som gått? Ja, lite svårt att peka på något som utmärker sig drastiskt då förändringar från ett år till nästa inte är så stora och tydliga i en sjö som Vättern. Förändringar i Vättern är långsamma men med tiden blir det tydliga. Det är inte bara ytterligare en prick i diagrammen. Det är också ett svar. Just detta är miljöövervakning. Och därför fortsätter data att samlas in!

Över åren har vi kunnat konstatera att Vättern svarat positivt på den omilda behandling sjön utsattes på för 50-80 år sedan. Näringshalterna är på nivåer som på förindustriell tid. Vi kan även sedan ett par år tillbaka konstatera att kväve minskar sakta i sjön – efter att sakta men säkert ha ökat under flera årtionden. Ännu är dock den sk kväve/fosfor-kvoten för hög för att anses opåverkad, men Vättern är långt ifrån ensam om att uppvisa hög kväve/fosfor-kvot. Vi söker hela tiden jämförelser med andra stora sjöar. Vänern och Mjösa har liknande utveckling av såväl fosfor och kväve som Vättern. Temperaturen ökar inte bara i Vättern utan även i Mjösa och med samma storlek som i Vättern. Med detta vill jag ha sagt att vi samlar data dels för Vättern själv, men även för att vi ska kunna jämföra, och därmed förstå Vättern, med andra stora sjöar. Vi försöker hänga upp Vättern i ett nätverk med internationella stora sjöar. Kunskapsunderlaget är stort för Vättern – det är bara ”att ösa” med förstås begränsningar på många håll. Det är en bråkdel av data som redovisas - många redovisas inte av utrymmestekniska/kostnadsskäl.

Årets redovisning av kemi, plankton och bottenfauna är första året som ALcontrol/Medins genomför. Dessa har övertagit uppdraget från provtagningsåret 2010 och har tecknat avtal flera år framåt nu. Vi hoppas att vi kontinuerligt kan öka kvalitet på såväl analyser som utvärderingar. Årets redovisning innehåller en rad olika delmoment. Tillsammans med övriga rapporter i förbundets rapportserie tillgängliggör vi kunskap om Vättern.

Det är flera som bidrar till den samordnade miljöövervakningen: huvuddelen finansieras av medlemmar i förbundet samt Naturvårdsverket (fr o m 1/7 2011 Havs- och Vattenmyndigheten).



Måns Lindell  
*Sakkunnig vattenfrågor*  
*Vätternvårdsförbundet*

# Innehållsförteckning

Förord.....	2
Innehållsförteckning.....	3
Utgivna rapporter under 2011.....	4
Klimat och vattenstånd.....	6
Vattenkvalitet i Vättern.....	10
Växtplankton.....	18
Djurplankton.....	22
Bottendjur.....	27
Vattenkvalitet i Vätterns tillflöden och utlopp.....	33
Ämnestransport och arealspecifik förlust.....	44
Vätterns pelagiska fiskbestånd.....	53
Elfiskeundersökning 2010 i vissa utvalda Vätterbäckar.....	60
Nederbördskemisk undersökning av tungmetaller på Visingsö.....	74
Nederbördskemiska undersökningar av försurande ämnen på Visingsö 2010..	83
Fiskets fångster och trender för Vätterns kommersiella fiskarter.....	91
Inventering av lekfisk i Vätterbäckarna 2010.....	105
Inventering av lek- och uppväxtmiljöer för gädda i norra Vättern.....	116

# Utgivna rapporter under 2011

## Rapport 109: Påväxtalger i Vätterns avrinningsområde

Roland Bengtsson, Mikroalg



De äldsta uppgifterna om påväxtalger i Vättern presenterades år 1939. Därefter har ytterligare ett antal undersökningar gjorts. Denna rapport fokuserar mer än tidigare på kiselalgerna som nu har blivit en rekommenderad undersökningstyp i rinnande vatten. En fördel med påväxtalger är att det avspeglar vattenkvaliteten över en lång tid dvs. inte enbart här och nu som ett enskilt vattenprov gör.

I denna rapport har en sammanställning gjorts för samtliga påväxtalghanalyser som genomförts i hela Vätterns avrinningsområde, både sjö och bäckar. Tolv provtagningslokaler valdes ut för undersökning varav sju har analyserats tidigare.

Kiselalghanalysen ger en hög status på fyra lokaler. På de övriga lokalerna var statusen god. Klassningen genom analys av övriga alger visar att Alsen är den näringsrikaste lokalen. Därefter kommer Kärrafjärden.

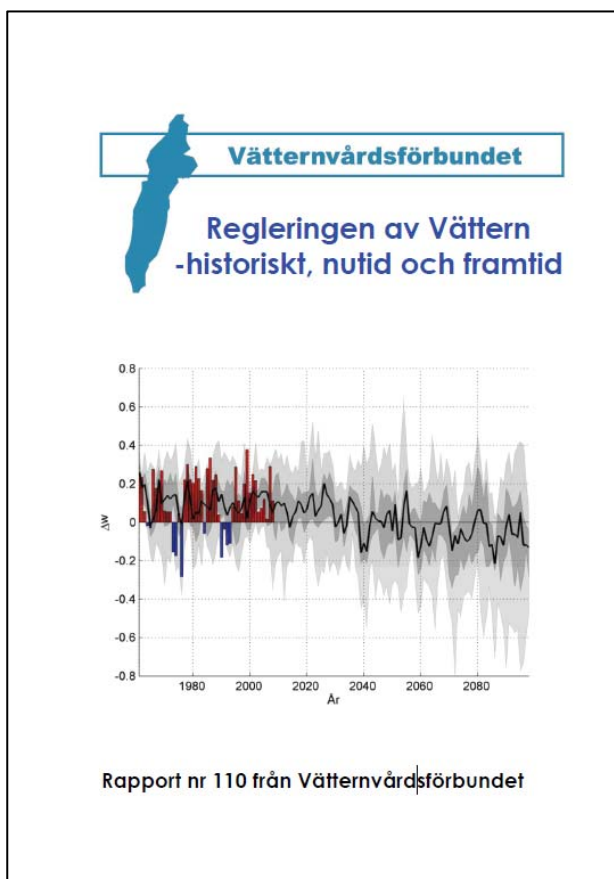
# Rapport 110: Reglering av Vättern

SMHI och Länsstyrelsen i Östergötlands län

På grund av landhöjningsskillnaden mellan Motala och Jönköping stiger Vätterns vattennivå med mellan 1,1 och 1,7 mm/år i Jönköping. Detta gör att Jönköping långsiktigt får problem med översvämningar vid höga vattenstånd.

Med anledning av att det periodvis börjar bli högt vattenstånd i Jönköping har Jönköpings kommun tillsammans med SMHI och Kammarkollegiet under ca 10 års tid granskat vattendomen och utfört utredningar om hur de högsta vattenstånden vid vissa tillfällen kan minskas. Några av frågorna som man har ställt är Kan man sänka Vättern? Är det fel i vattendomen? Kan Östergötland ta emot vattnet utan att översvämmas?

I denna rapport redovisas en rad utredningar som alla är del i detta utredningsarbete.



# Klimat och vattenstånd

Ann-Charlotte Norborg Carlsson, ALcontrol AB

## Sammanfattning

År 2010 var nederbörden över Vättern (Visingsö) 505 mm, vilket var i nivå med långtidsmedelvärdet. I mars 2010 var nederbördsmängden den största under hela perioden 1990-2010. I april och december var nederbörden i nivå med samma periods lägsta värden.

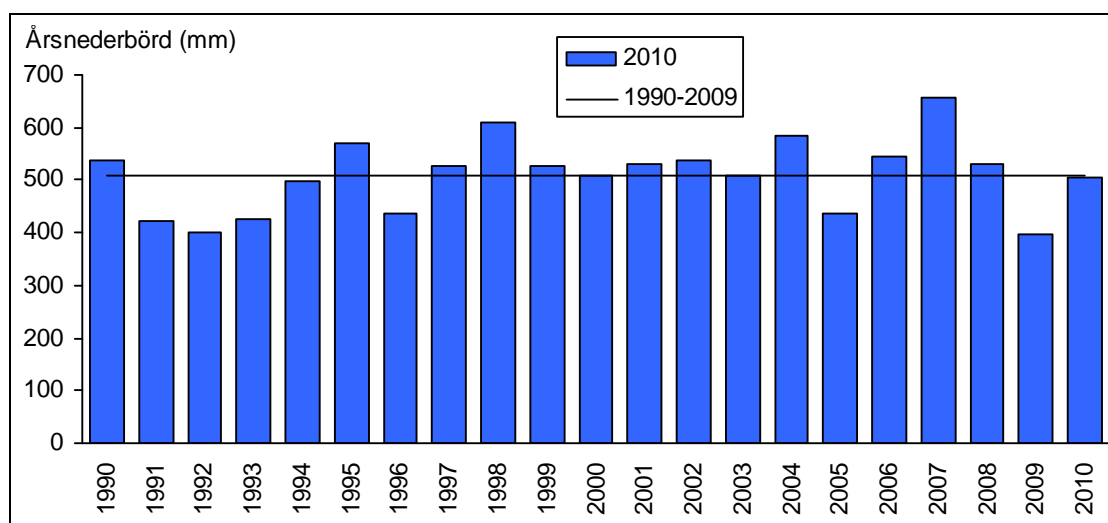
År 2010 var medelvattenståndet i Vätterns utlopp 88,53 meter över havet, vilket bara var 2 cm högre än medelvärdet för perioden 1967-2009. Medelvattenståndet var något högre än vanligt under hela perioden april t.o.m. december 2010.

Årsmedelvattenföringen i Vätterns utlopp var 40,0 m<sup>3</sup>/s år 2010, vilket var strax över medelvärdet 39,3 m<sup>3</sup>/s för perioden 1960-2009. Detta står i överensstämmelse med att även årsnederbörden och årsmedelvattenståndet var i närheten av långtidsmedelvärdena. Den högsta vattenföringen uppmättes i augusti (52,6 m<sup>3</sup>/s), som en följd av mycket regn.

I slutet av juli 2010 var sprängskiktet fullt utvecklat och låg på 35-40 meters djup vid Edeskvärna och på 5-8 meters djup vid Jungfrun.

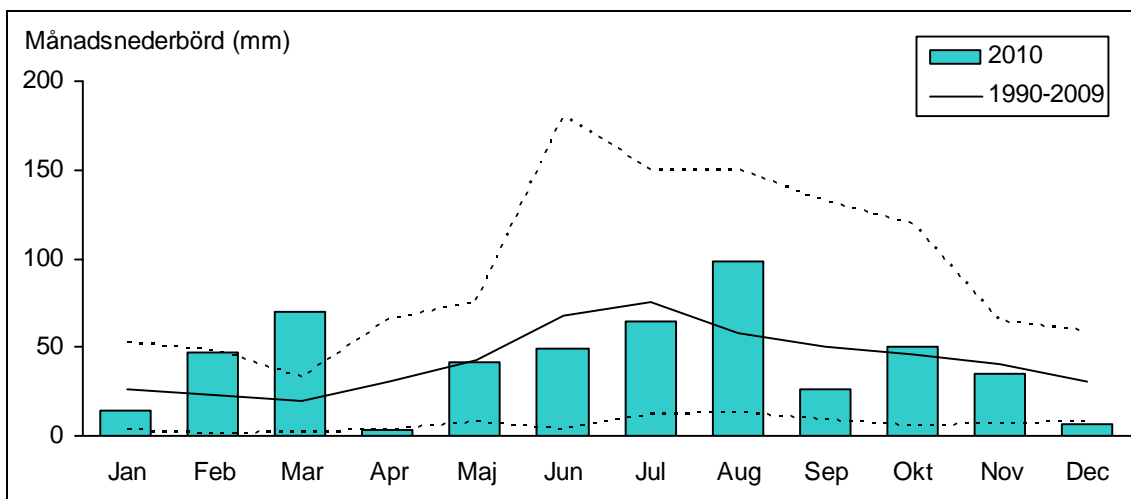
## Nederbörd

År 2010 var den totala nederbördsmängden 505 mm vid SMHI:s väderstation på Visingsö (8405). Detta var bara 4 mm mindre än medelvärdet för perioden 1990-2009 (Figur 1).



Figur 1. Årsnederbörd vid SMHI:s väderstation på Visingsö för åren 1990-2010 (staplar) samt medelvärde för perioden 1990-2009 (heldragen linje). För åren 1990-2007 avser värdena station 8406 och för åren därefter station 8405.

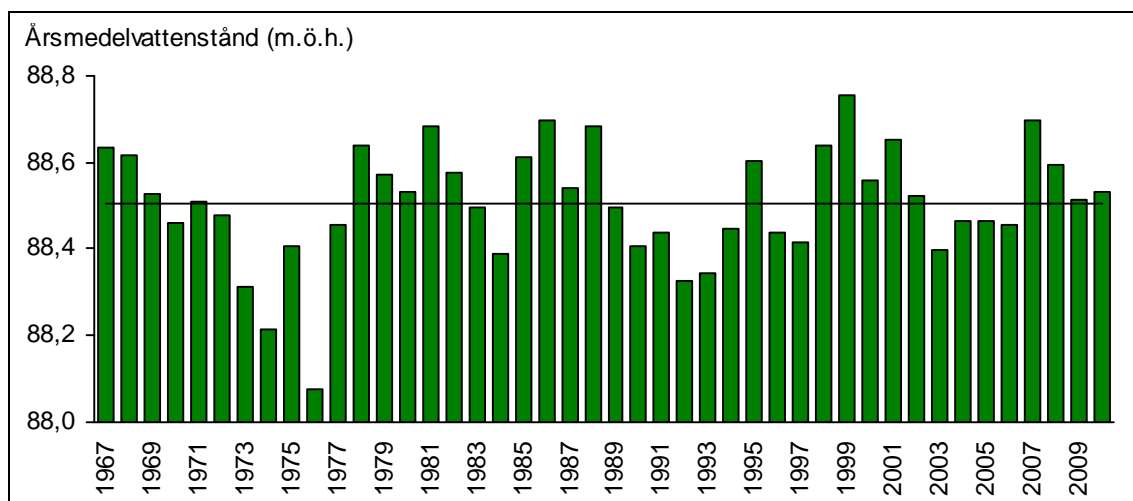
Jämfört med månadsmedelvärden under perioden 1990-2009 föll det mer nederbörd i särskilt februari, mars och augusti 2010 (Figur 2). I mars var nederbördsmängden den största under hela perioden. Särskilt nederbördsfattiga månader var januari, april, september och december. I april och december var nederbörden i nivå med den lägsta under 1990-2009.



Figur 2. Månadsnederbörd vid SMHI:s väderstation på Visingsö år 2010 (staplar) samt månadsmedelvärden under perioden 1990-2009 (helt dragen linje). Streckade linjer avser minimum- respektive maximumvärden under åren 1990-2009. För åren 1990-2007 avser värdena station 8406 och för åren därefter station 8405.

## Vattenstånd

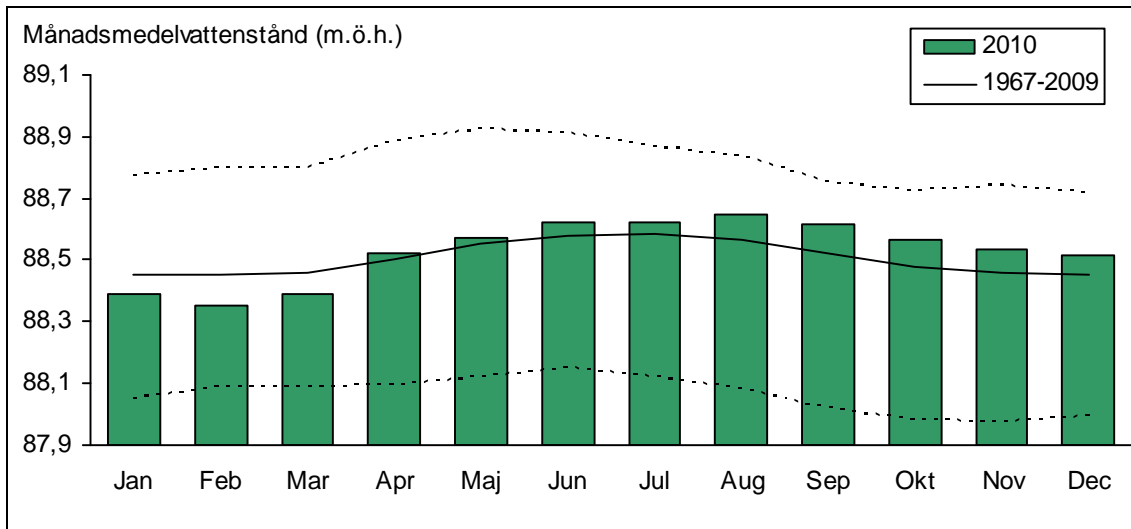
Sedan år 1858 görs dagliga mätningar av vattenståndet i Vätterns utlopp vid Motala. År 2010 var medelvattenståndet i Vätterns utlopp (SMHI:s station 154 i Motala ström) 88,53 meter över havet, vilket bara var 2 cm högre än medelvärdet för perioden 1967-2009. (Figur 3). Det lägsta årsmedelvattenståndet (88,07 m.ö.h.) noterades 1976 och det högsta (88,75 m.ö.h.) år 1999. Variationen under åren 1967-2010 var således nästan sju decimeter.



Figur 3. Årsmedelvattenstånd vid SMHI:s station 154 i Vätterns utlopp (Motala ström) för åren 1967-2010 (staplar) samt medelvärde för perioden 1967-2009 (helt dragen linje).

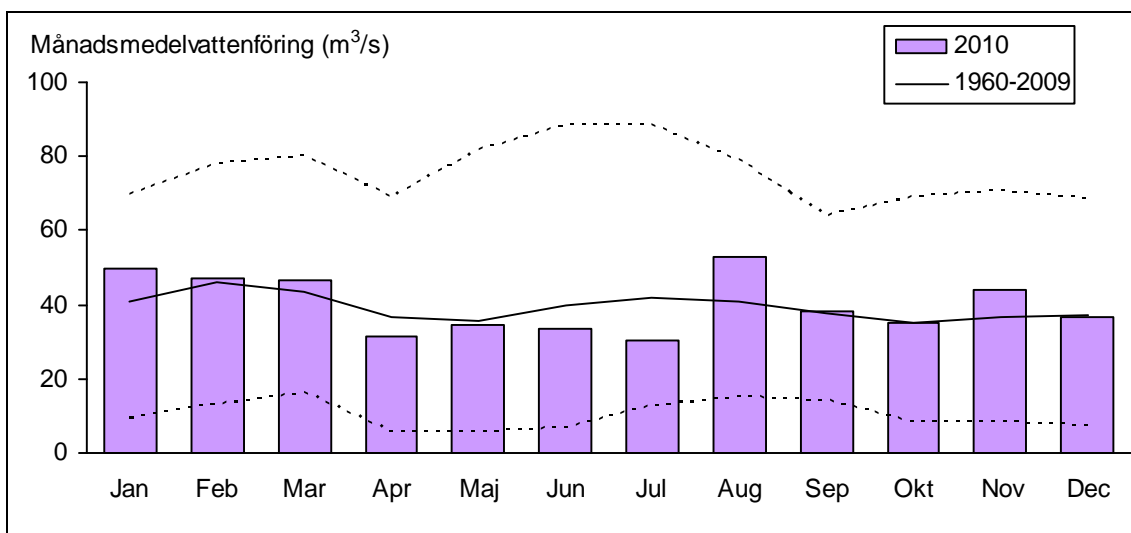


Jämfört med månadsmedelvärden under åren 1967-2009 var medelvattenståndet något högre än vanligt under hela perioden april t.o.m. december 2010 (Figur 4). Däremot var vattenståndet lägre än vanligt under årets första tre månader. Skillnaden mellan årets lägsta och högsta månadsmedelvattenstånd var tre decimeter.



Figur 4. Månadsmedelvattenstånd vid SMHI:s station 154 i Vätterns utlopp (Motala ström) år 2010 (staplar) samt månadsmedelvärden under perioden 1967-2009 (heldragen linje). Streckade linjer avser minimum- respektive maximumvärden under åren 1967-2009.

Årsmedelvattenföringen i Vätterns utlopp (SMHI-station 1950) var 40,0 m<sup>3</sup>/s år 2010, vilket kan jämföras med 39,3 som medelvärde för perioden 1960-2009. Detta står i överensstämmelse med att även årsnederbörden och vattenståndet var i närheten av långtidsmedelvärdena. Samtliga månader utom januari t.o.m. mars, augusti och november var medelvattenföringen lägre eller på samma nivå som långtidsmedelvärdet (Figur 5). Den högsta vattenföringen (52,6 m<sup>3</sup>/s) uppmättes i augusti, som en följd av ovanligt mycket regn.

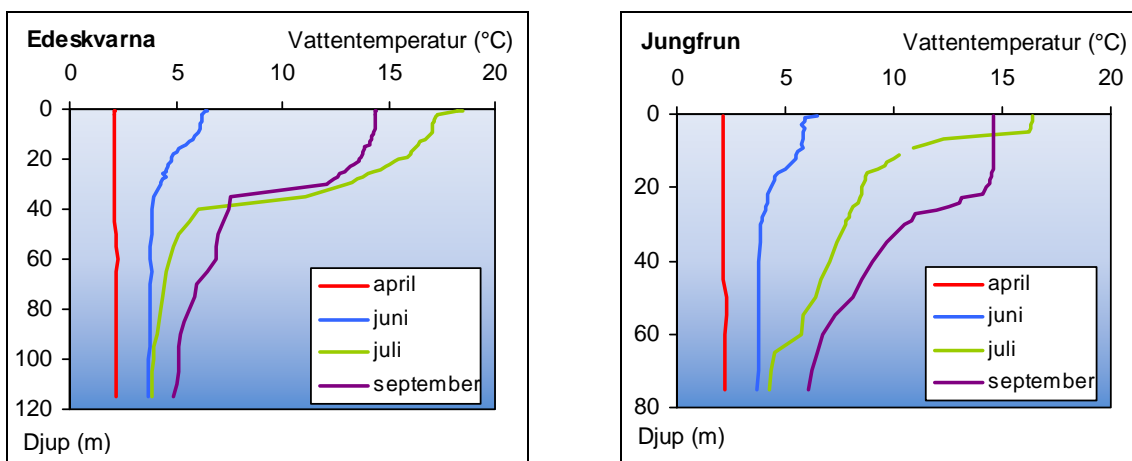


Figur 5. Månadsmedelvattenföring i Vätterns utlopp (SMHI-station 1950) år 2010 (staplar) samt månadsmedelvärden 1960-2009 (heldragen linje). Streckade linjer avser minimum- och maximumvärden för 1960-2009.

# Temperatur

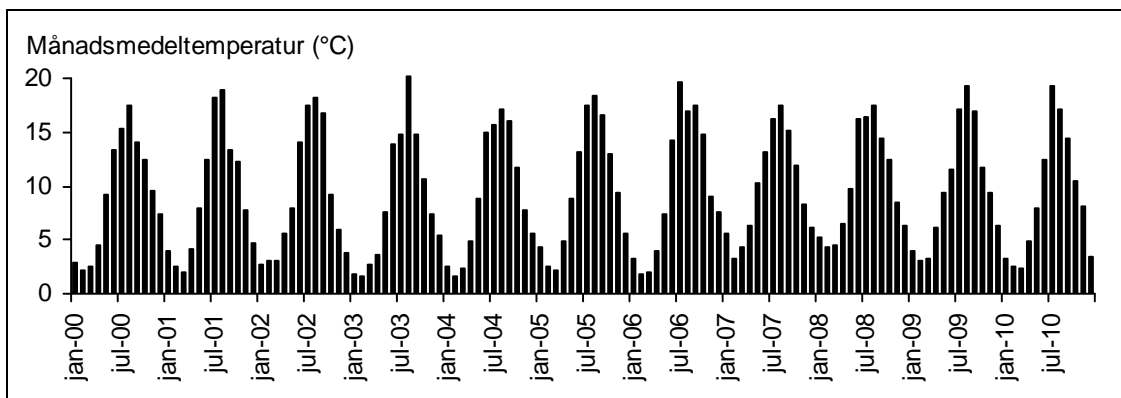
År 2010 var medeltemperaturen vid SMHI:s väderstation på Visingsö (8405) 5,4 °C att jämföra med normalvärdet 6,6 °C för perioden 1961-1990. De flesta månader var således kallare än vanligt. Särskilt kallt var det under vintermånaderna januari, februari och december, då medeltemperaturen var kring -4 till -5,5 °C. De enda månader som var nämnvärt varmare än vanligt var april och särskilt juli.

Vattentemperaturen vid de båda stationerna i Vättern vid Edeskvarna och Jungfrun varierade med årstiderna (Figur 6). I slutet av april var temperaturen i princip densamma i hela vattenmassan (drygt 2 °C), vilket medförde att sjön cirkulerade. Vid provtagningen i början av juni hade det ytliga vattnet börjat värmas upp något jämfört med det djupare, men något tydligt temperatursprångskikt (termoklin) förekom inte. I slutet av juli var språngskiktet fullt utvecklat och låg på 35-40 meters djup vid Edeskvarna och på 5-8 meters djup vid Jungfrun. I september fanns ett språngskikt på 30-35 meters djup vid Edeskvarna och 22-23 meters djup vid Jungfrun.



Figur 6. Temperaturprofiler från 2010 års fyra provtagningar vid stationerna Edeskvarna (1) och Jungfrun (2).

Vid råvattenintaget till Råsnäs vattenverk görs dagliga mätningar av vattentemperaturen. Månadsmedeltemperaturen är oftast lägst i februari och högst i augusti (Figur 7).



Figur 7. Månadsmedeltemperatur vid råvattenintaget till Råsnäs vattenverk under åren 2000-2010 (fem meters djup).

# Vattenkvalitet i Vättern

Ann-Charlotte Norborg Carlsson, ALcontrol AB

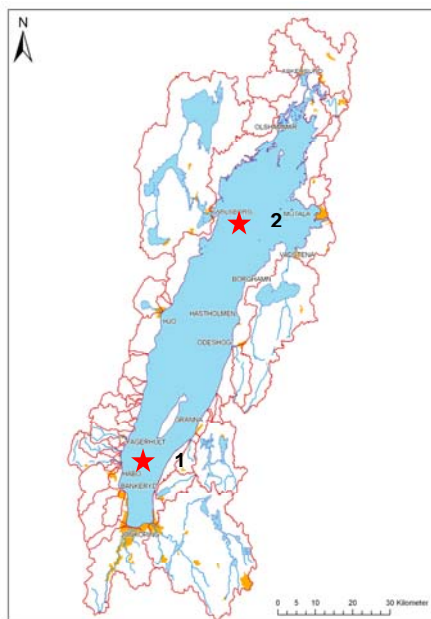
## Sammanfattning

Generellt var vattenkvaliteten i Vättern mycket bra år 2010 med mycket låga eller låga halter av fosfor, klorofyll (mätt på algmängden), organiskt material (t.ex. humus och alger) och metaller. Vattnet bedömdes som syrerikt och var obetydligt färgat och obetydligt grumligt med ett mycket stort siktdjup. pH-värdet påvisade nära neutrala förhållanden och buffertkapaciteten klassades som mycket god. Den enda variabel som förekom i höga halter var kväve. Statusklassning av de tre kvalitetsfaktorererna ”Näringsämnen i sjöar”, Klorofyll i sjöar” och ”Siktdjup i sjöar” gav hög status i både den södra och norra delen av sjön.

På 1970- och 1980-talen minskade fosforhalterna medan kvävehalterna ökade. Följdriktigt ökade även kväveöverskottet. Av okänd anledning uppvisar vattenfärgen (mätt som absorbans) en långsiktigt minskande trend, vilket avspeglas i ökande siktdjup. Halterna av organiskt material och klorofyll har varit stabilt låga.

## Inledning

På uppdrag av Vätternvårdsförbundet utförde ALcontrol AB, i samarbete med Medins Biologi AB, 2010 års fysikalisk-kemiska vattenundersökningar vid två stationer i Vättern (figur 1). Vid Edeskvarna i den södra delen av sjön påbörjades undersökningarna år 1966 medan stationen vid Jungfrun i sjöns norra del tillkom år 1978.



Figur 1. De två stationerna vid Edeskvarna (1) och Jungfrun (2) i Vättern.

## Metodik

Provtagningen utfördes av Medins Biologi AB 28 april, 1 juni, 27 juli och 7-8 september 2010. Vattenproverna togs med en Limnoshämtare som var kopplad till vinsch eller vanlig handlina. Temperatur, syrgashalt och – mättnad samt siktdjup mättes i fält medan övriga analyser utfördes vid ALControls laboratorier i Umeå och Linköping (ackrediteringsnummer 1006).

Resultaten från 2010 års undersökningar utvärderades i enlighet med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999). Dessutom gjordes statusklassning av kvalitetsfaktorerna ”Näringsämnen i sjöar”, ”Klorofyll i sjöar” och ”Siktdjup i sjöar” för treårsperioden 2008-2010 i enlighet med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (2007).

För studier av tidsserier hämtades data för Edeskvarna och Jungfrun från Institutionen för vatten och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala (<http://www.slu.se/vatten-miljo>), som är datavärd. För flertalet analysvariabler beräknades min-, medel- och maxvärden för prover tagna på 0-10 meters djup för respektive år. För variablerna fosfor, kväve, klorofyll, organiskt material (mätt som TOC) och vattenfärg (mätt som absorbans vid 420 nm med 5 cm kyvett i filtrerat vatten) användes resultat från perioden april t.o.m. september varje år. Detta gällde även siktdjup, men där gjordes en uppdelning på tvåmånadersperioderna april/maj, juni/juli och augusti/september. För kväve-/fosfor-kvot utvärderades resultat från juni t.o.m. september respektive år i enlighet med vad som anges i Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999). Tidsserierna utvärderades statistiskt med Mann-Kendall-test.

I tidsserierna för fosfor gjordes en korrektion på  $-1,2 \mu\text{g/l}$  för samtliga värden under perioden maj 1991 t.o.m. maj 1996 p.g.a. ett systematiskt fel vid SLU:s laboratorium. Analys av Kjeldahlkväve utfördes t.o.m. år 2003. Analys av totalkväve (persulfatmetoden) påbörjades i juli 1987. För perioden från tidsseriernas startår t.o.m. år 2003 beräknades därför totalkvävehalten som summan av halten Kjeldahlkväve (organiskt kväve + ammoniumkväve) och nitrit- + nitratkvävehalten. För perioden juli 1987 t.o.m. år 2003 beräknades förhållandet mellan totalkvävehalten beräknad som summan av Kjeldahlkväve och nitrit- + nitratkväve och de parallella analyserna av totalkväve (persulfatmetoden) som en faktor (1,06 för både Edeskvarna och Jungfrun). För åren 2004-2010 beräknades totalkvävehalten som totalkvävehalten (persulfatmetoden) multiplicerad med denna faktor. Ett fåtal värden för fosfor och kväve bedömdes inte vara representativa (s.k. outliers). Dessa värden sattes inom parentes och ingår därmed inte i beräkningar och utvärdering i denna rapport. Inget av dessa värden härrörde från 2010 års undersökning.

Halten organiskt material analyserades som permanganattal ( $\text{KMnO}_4$ ) t.o.m. år 1995. Under perioden 1996 t.o.m. 2000 gjordes parallella analyser av permanganattal och totalt organiskt kol (TOC). Sedan år 2001 analyseras endast TOC. Permanganattalet dividerat med 3,95 ger halten  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  som ungefär motsvarar TOC-halten. För att få en bättre överensstämmelse beräknades förhållandet mellan TOC och  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  under perioden 1996-2000 som en faktor (1,48 för Edeskvarna och 1,52 för Jungfrun). För åren före 1996 beräknades TOC som  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  multiplicerad med denna faktor.

# Resultat och diskussion

## Tillståndsbedömning och statusklassning

Generellt var vattenkvaliteten i Vättern mycket bra år 2010 (tabell 1). Halterna av näringsämnet fosfor var, liksom klorofyllhalterna (ett grovt mått på algmängden), låga. Halterna av syreförbrukande organiskt material (t.ex. humus och alger) var mycket låga, varför syrehalten påvisade syrerikt tillstånd. De små mängderna av humus och alger medförde att vattnet bedömdes som ej eller obetydligt färgat och ej eller obetydligt grumligt med ett mycket stort siktdjup. Vattnets pH-värde påvisade nära neutrala förhållanden och buffertkapaciteten var mycket god. Halterna av flertalet analyserade metaller var mycket låga, fränsett kopparhalten, vilken klassades som låg.

Den enda variabel som förekom i något förhöjda halter var kväve, där årsmedelhalterna bedömdes som höga (tabell 1). Orsaken till de höga kvävehalterna är sannolikt att andelen sjöyta inom avrinningsområdet är stor (35 % enligt SMHI:s VattenWeb), varför en stor kvävekälla är nedfall från luften direkt på sjöytan. Höga kvävehalter kombinerat med låga fosforhalter gav kväveöverskott. Kväveöverskott innebär mycket liten risk för blomning av potentiellt giftbildande cyanobakterier (blågrönalger), vilket även undersökningen av växtplankton bekräftade.

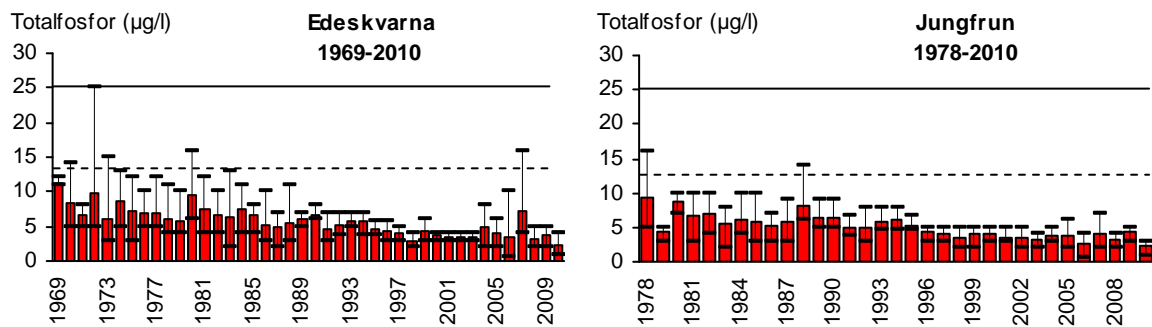
Statusklassningen av de tre kvalitetsfaktorerna ”Näringsämnen i sjöar”, Klorofyll i sjöar” och ”Siktdjup i sjöar” gav överlag hög status vid både Edeskvarna och Jungfrun (tabell 1).

Tabell 1. Lägsta och högsta värde för respektive analysvariabel vid 2010 års undersökning av fysikalisk-kemisk vattenkvalitet vid de båda stationerna i Vättern (Edeskvarna och Jungfrun) samt tillståndsklassning enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999) och statusklassning enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (2007)

Analysvariabel	Min- och maxvärde 2010	Tillståndsklass 2010	Statusklass 2008-2010
Totalfosfor, µg/l	<2 - 4	Låga halter	Hög
Totalkväve, µg/l	610 - 740	(Måttligt höga) - höga halter	
Kväve-/fosfor-kvot	213 - 345	Kväveöverskott	
Klorofyll, µg/l	0,50 - 1,4	Låga halter	Hög
Organiskt material (TOC), mg/l	1,8 - 2,5	Mycket låg halt	
Syrehalt, mg/l	14,6 - 17,3	Syrerikt tillstånd	
Färg (abs. filtr. 420 nm/5 cm)	0,003 - 0,011	Ej eller obetydligt färgat vatten	
Grumlighet, FNU	0,27 - 0,64	Ej eller obetydligt - (svagt) grumligt	
Siktdjup, m	10,5 - 16,5	Mycket stort siktdjup	Hög
Alkalinitet, mekv/l	0,52 - 0,63	Mycket god buffertkapacitet	
pH-värde	7,5 - 7,8	Nära neutralt	
<u>Metaller</u>			
Koppar, µg/l	0,40 - 1,3	(Mycket låga) - låga halter	
Zink, µg/l	1,3 - 4,7	Mycket låga halter	
Kadmium, µg/l	<0,01	Mycket låga halter	
Bly, µg/l	<0,02 - 0,31	Mycket låga - (låga) halter	
Krom, µg/l	<0,05 - 0,17	Mycket låga halter	
Nickel, µg/l	0,35 - 0,48	Mycket låga halter	
Arsenik, µg/l	0,097 - 0,16	Mycket låga halter	

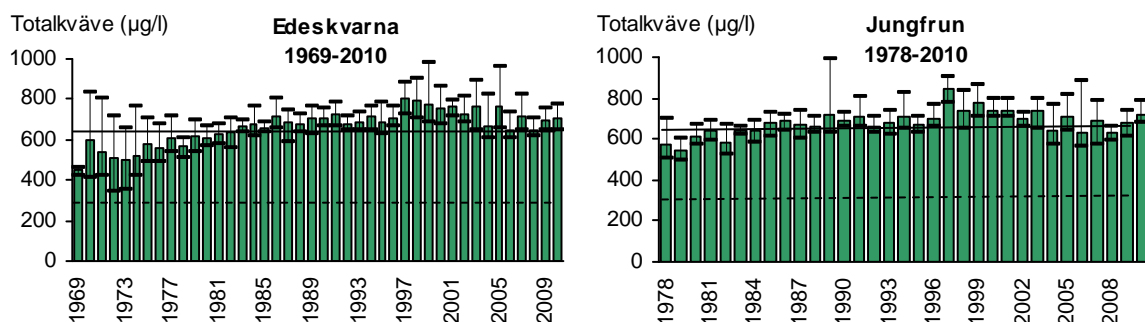
## Näringsämnen

Mellan åren 1969-2010 uppvisar årsmedelhalterna av fosfor en minskande trend vid Edeskvarna, vilket även gäller Jungfrun 1978-2010 (figur 2). Samtliga medelhalter var låga, men 2010 års halt var tidsseriernas lägsta. Vid Edeskvarna var minskningen statistiskt signifikant på trestjärnig nivå ( $p < 0,001$ ) under hela perioden 1969-2010 t.o.m. 1985-2010, men efter 1993 finns ingen säkerställd minskning ens på enstjärnig nivå ( $p < 0,05$ ). Vid Jungfrun var minskningen statistiskt signifikant på trestjärnig nivå under perioden 1978-2010 t.o.m. 1990-2010, men efter 1995 finns ingen säkerställd minskning ens på enstjärnig nivå ( $p < 0,05$ ). Minskande fosforhalter kan bl.a. bero på uppförande av reningsverk, minskad glesbygdsbefolkning, förbättrad standard på enskilda avlopp och jordbruksnedläggning.



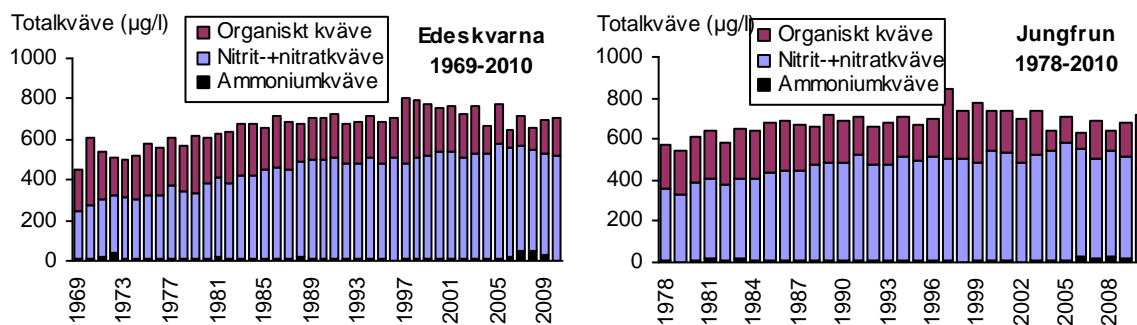
Figur 2. Årsmedelhalter för totalfosfor (staplar) med min- och maxvärden vid de båda stationerna i Vättern vid Edeskvarna (1969-2010) och Jungfrun (1978-2010). Streckad linje anger gränsen mellan låga och måttligt höga halter. Över heldragen linje är halterna höga.

Vid Edeskvarna ökade årsmedelhalterna av kväve tydligt från måttligt höga halter under 1970-talet till huvudsakligen höga halter därefter (figur 3). Ökningen var statistiskt signifikant på trestjärnig nivå ( $p < 0,001$ ) under perioden 1969-2010 t.o.m. 1977-2010, men efter 1981 finns ingen säkerställd ökning ens på enstjärnig nivå ( $p < 0,05$ ). Under perioden 1996-2010 t.o.m. 1998-2010 minskade emellertid kvävehalterna med statistisk signifikans på en- ( $p < 0,05$ ) eller tvåstjärnig nivå ( $p < 0,01$ ). Vid Jungfrun klassades kvävehalterna oftast som höga under perioden 1978-2010 (figur 3) och det finns ingen statistiskt säkerställd förändring på trestjärnig nivå.



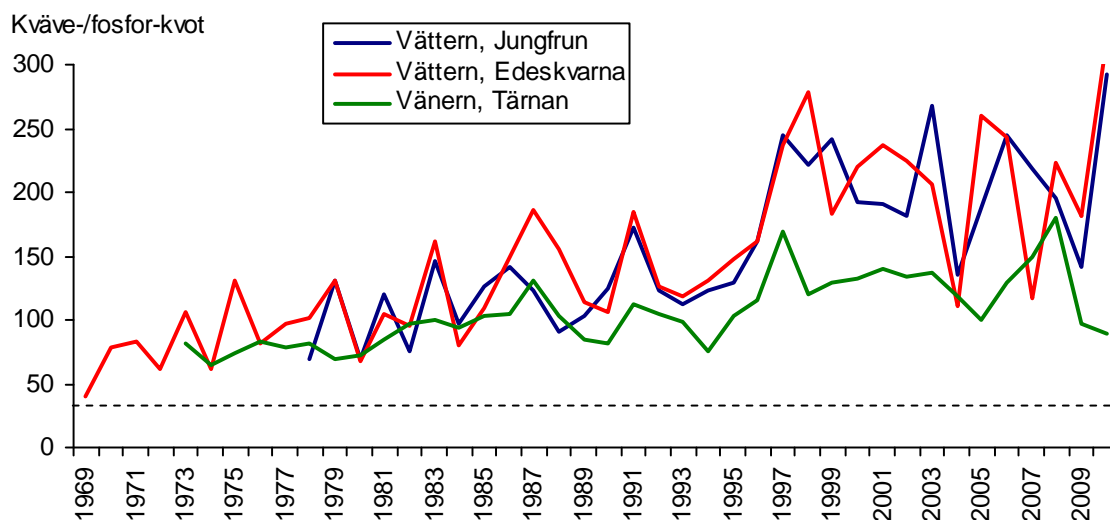
Figur 3. Årsmedelhalter för totalkväve (staplar) med min- och maxvärden vid de båda stationerna i Vättern vid Edeskvarna (1969-2010) och Jungfrun (1978-2010). Streckad linje anger gränsen mellan låga och måttligt höga halter. Över heldragen linje är halterna höga.

Kvävetets fördelning på de olika fraktionerna, ammoniumkväve, nitrit- + nitratkväve och organiskt kväve, framgår av figur 4. Dominerande fraktion var nitrit-+ nitratkväve. Vid både Edeskvärna och Jungfrun ökade denna andel tydligt t.o.m. år 2005, men uppvisar därefter en huvudsakligen minskande tendens. Halterna av ammoniumkväve, som under vissa betingelser kan omvandlas till ammoniak som är skadligt för fisk, var hela tiden mycket låga.



Figur 4. Årsmedelhalterna för kväve och fördelningen på de olika kvävefraktionerna, ammoniumkväve, nitrit- + nitratkväve och organiskt kväve vid de båda stationerna i Vättern vid Edeskvärna (1969-2010) och Jungfrun (1978-2010).

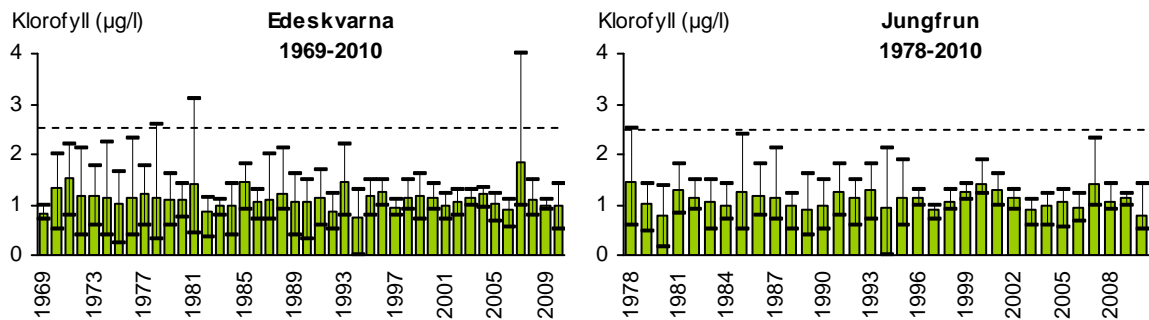
Division av halterna av kväve och fosfor ger kväve-/fosfor-kvoten, vilken säger något om risken för blomning av potentiellt giftbildande blågrönalger. Vid stationerna i Vättern var denna kvot nästan undantagslöst  $>30$ , vilket även gäller Tärnan i Vänern (figur 5). Detta innebär mycket liten risk för giftalgblooming. Beroende på minskande fosforhalter och ökande kvävehalter uppvisar kväve-/fosfor-kvoten en ökande trend. Vid Edeskvärna var ökningen statistiskt signifikant på trestjärnig nivå ( $p < 0,001$ ) mellan åren 1969-2010 t.o.m. 1981-2010 och vid Jungfrun 1978-2010 t.o.m. 1987-2010. Vid Tärnan i Vänern var ökningen statistiskt säkerställd på trestjärnig nivå ( $p < 0,001$ ) åren 1973-2010 t.o.m. 1979-2010.



Figur 5. Kväve-/fosfor-kvot (årsmedelvärden för juni t.o.m. september) vid de båda stationerna i Vättern vid Edeskvärna (1969-2010) och Jungfrun (1978-2010) samt stationen Tärnan i Vänern. Streckad linje anger gränsen mellan kväve-fosfor-balans och kväveöverskott.

## Klorofyll

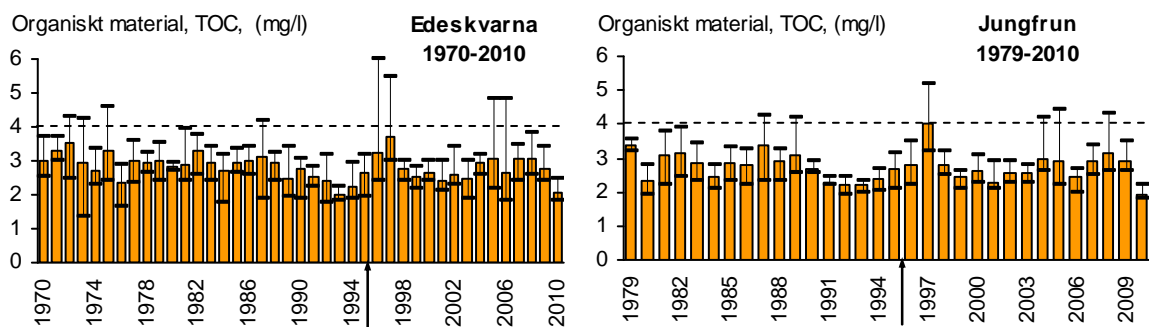
Klorofyll ger ett grovt mått på mängden alger. Vid de båda stationerna i Vättern bedömdes samtliga årsmedelhalter som låga och endast vid något enstaka tillfälle var halten måttligt hög (figur 6). År 2010 uppmättes halter som var i nivå med de lägsta i respektive tidsserie. De låga klorofyllhalterna står i överensstämmelse med de låga fosforhalterna, eftersom fosfor är det begränsande ämnet för biologisk produktion i Vättern. Det finns inga statistiskt säkerställda ökande eller minskande trender.



Figur 6. Årsmedelhalter för klorofyll (staplar) med min- och maxvärden vid de båda stationerna i Vättern vid Edeskvärna (1969-2010) och Jungfrun (1978-2010). Streckad linje anger gränsen mellan låga och måttligt höga klorofyllhalter.

## Organiskt material och syre

Det organiska materialet har sitt ursprung antingen i sjön, t.ex. alger, eller omgivande mark, främst humus. I näringsfattiga sjöar som Vättern är det främst humus som bidrar till halten av organiskt material. Vid nedbrytningen av det organiska materialet förbrukas syre. Det finns flera analysvariabler som mäter halten av organiskt material. I vatten från sjöar och vattendrag är det nuförtiden vanligast med analys av TOC (totalt organiskt kol). Tidigare analyserades  $COD_{Mn}$  (kemisk syreförbrukning) eller  $KMnO_4$  (permanganattal). Permanganattalet dividerat med 3,95 är lika med  $COD_{Mn}$ . Vid de båda stationerna i Vättern var årsmedelhalterna av organiskt material mycket låga (figur 7) under hela perioden 1970-2010 (Edeskvärna) respektive 1979-2010 (Jungfrun). Vid Jungfrun var 2010 års medelhalt tidsseriens lägsta och vid Edeskvärna en av de lägsta. Vid den statistiska analysen framkom inga tydliga trender åt något håll. Syretillgången i Vättern räcker väl till för nedbrytningen av de mycket låga halterna av organiskt material och syretillståndet i bottenvattnet bedömdes som syrerikt vid samtliga mätningar.



Figur 7. Årsmedelhalter för organiskt material, mätt som TOC, (staplar) med min- och maxvärden vid de båda stationerna i Vättern vid Edeskvärna (1970-2010) och Jungfrun (1979-2010). Streckad linje anger gränsen mellan mycket låga och låga halter. Pil anger byte av analysmetod från  $KMnO_4$  till TOC.



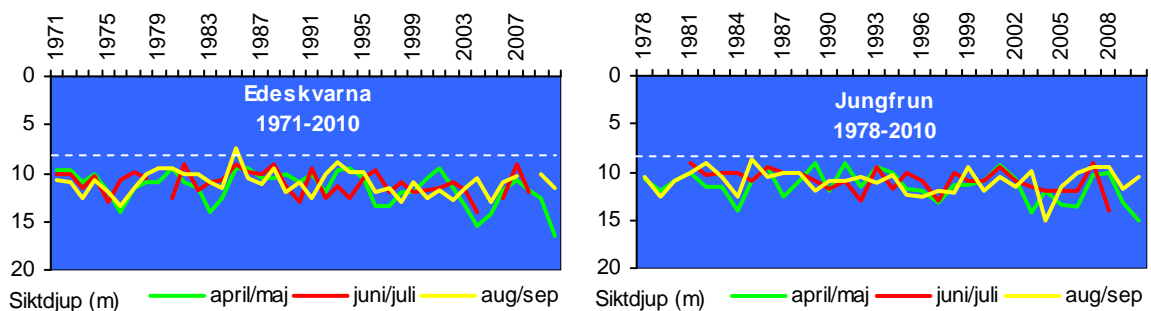
## Ljusförhållanden

Ljusförhållandena påverkar livsbetingelserna för många organismer, både direkt och indirekt. Ljusförhållandena kan mätas med variablerna siktdjup, grumlighet och färgtal/absorbans. Nedan redovisas förhållandena i Vättern avseende siktdjup och absorbans.



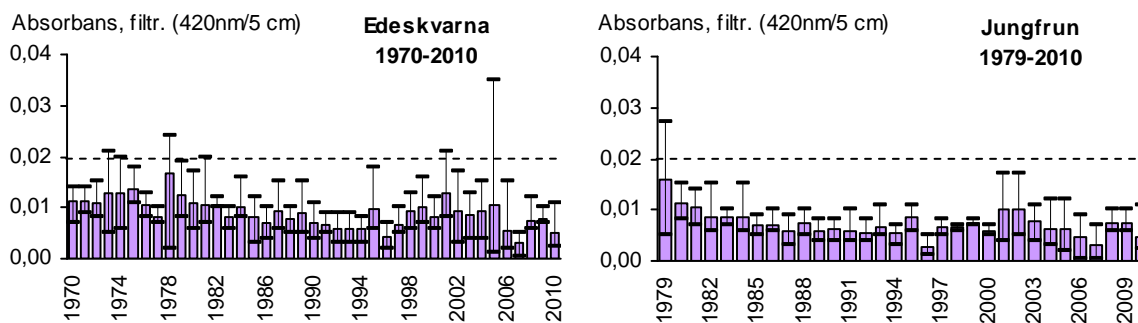
Figur 8. Mätning av siktdjup med siktskiva och vattenkikare (foto: ALcontrol AB)

Siktdjupet visar hur ljusets nedträngning i vattnet sammantaget påverkas av vattenfärg och grumlighet. I Vättern klassades siktdjupet som mycket stort (figur 9) vid nästan samtliga provtagningar under perioden 1971-2010 (Edeskvarna) respektive 1978-2010 (Jungfrun). Det enda undantaget var vid Edeskvarna i augusti 1985, då siktdjupet var stort. Det syns inga tydliga variationer i siktdjup mellan årstiderna. Vid Edeskvarna uppvisar siktdjupet en ökande trend med statistisk signifikans på tvåstjärnig nivå ( $p < 0,01$ ) under perioden 1984-2010 t.o.m. 1986-2010 (april/maj) och 1977-2010 t.o.m. 1979-2010 (augusti/september). Vid Jungfrun var ökningen statistiskt säkerställd bara på enstjärnig nivå ( $p < 0,05$ ). Minskande siktdjup beror troligen på minskande färgtal (se nästa stycke).



Figur 9. Medelvärden för sikt djup uppdelat på tre vårmånadersperioder vid de båda stationerna i Vättern vid Edeskvarna (1971-2010) och Jungfrun (1978-2010). Streckad linje anger gränsen mellan stort och mycket stort siktdjup.

Färgtalet avspeglar vattnets innehåll av humus och järn. Eftersom det organiska materialet (t.ex. mätt som TOC) i en näringsfattig sjö oftast främst utgörs av humus, följer ofta färgtalet och TOC-halten varandra väl. Detta förhållande var emellertid inte så tydligt i Vättern, troligen beroende på att värdena var så låga (figur 7 och figur 10). Färgtalet bestäms visuellt i en färgkomparator eller mäts som absorbans i en spektrofotometer. I Vättern har båda metoderna tillämpats, men nedan redovisas resultaten från mätningarna av absorbans (filtrerat vatten, 420 nm våglängd, 5 cm kyvett). Årsmedelvärdena för absorbans påvisade ej eller obetydligt färgat vatten under hela perioden 1970-2010 (Edeskvärna) respektive 1979-2010 (Jungfrun) och 2010 års värden var i nivå med de lägsta i tidsserierna (figur 10). Vättern är en stor och djup sjö med mycket lång omsättningstid (ca 60 år), vilket ger goda förutsättningar för självrening av humusämnen genom nedbrytning och sedimentation. Absorbansen uppvisar en långsiktigt minskande trend vid både Edeskvärna och Jungfrun, men denna var statistiskt säkerställd på trestjärnig nivå ( $p < 0,001$ ) endast mellan åren 1971-2010 t.o.m. 1975-2010 vid Edeskvärna. Orsaken till minskande absorbans är inte känd.



Figur 10. Årsmedelvärden för absorbans (staplar) med min- och maxvärden vid de båda stationerna i Vättern vid Edeskvärna (1970-2010) och Jungfrun (1979-2010). Streckad linje anger gränsen mellan ej eller obetydligt och svagt färgat vatten.

# Växtplankton

*Ingrid Hårding, Medins Biologi AB*

## Sammanfattning

Resultaten från växtplanktonprovtagningen i Vättern 2010 gav hög status vid både Edeskvarna och Jungfrun. Biomassan var mycket liten under hela säsongen och ett flertal små guldalger som indikerar oligotrofi (näringsfattigdom) påträffades. Den uppmätta biovolymen 2010 ligger i nivå med resultaten från 2009 och är lägre än flertalet värden från 2000-talet.

## Inledning

Växtplanktonsamhället i Vättern har följts under mer än trettio år. Genom att analysera art sammansättning, arters relativa förekomst samt biovolym flera gånger årligen bevakas tillståndet och eventuella förändringar. Växtplanktonsamhällen förändras tydligt vid t.ex. ökad näringsbelastning, ändringar i ljusförhållandet och vid försurningspåverkan. Även för att förstå förändringar i andra delar av näringsväven är kunskap om utvecklingen av primärproduktionen viktig.

## Provtagnings- och analysmetoder

Provtagning av växtplankton i Vättern utförs normalt fyra gånger under året, i mitten av april, maj, juli och september. År 2010 utfördes provtagningarna 28 april, 1 juni, 27 juli och 8 september. Växtplanktonprovtagningen sker på samma platser som vattenkemiproverna tas (Tabell 1). Kvantitativa prov tas med en rörhämtare från varje tvåmetersintervall ned till 24 m (0-2, 2-4 etc.) och samlas till ett blandprov. Ur blandprovet tas ett delprov för analys. Vid varje provpunkt tas dessutom ett kvalitativt prov från 0-10 meters djup genom vertikal hävning. Håvens masktäthet är 25 µm. Samtliga prov konserveras med Lugols lösning.

Artbestämning, räkning och mätning av växtplankton görs med hjälp av ett omvänt faskontrastmikroskop enligt så kallad Utermöhl-teknik (Utermöhl 1958) i enlighet med SS-EN 15204 (SIS 2006). Sedimenterad volym var 25 ml för alla prov. Beräkningar av individtätheter och bioolymer gjordes enligt Naturvårdsverkets handledning för miljöövervakning (Naturvårdsverket 2007). Dessutom skattades frekvensen av arter i det sedimenterade provet efter en femgradig skala för beräkning av Hörnströms trofiindex (Hörnström 1979, 1981) enligt metoden BIN PR163 (Naturvårdsverket 1986).

Tabell 1. Stationer för växtplanktonprovtagning i Vättern.

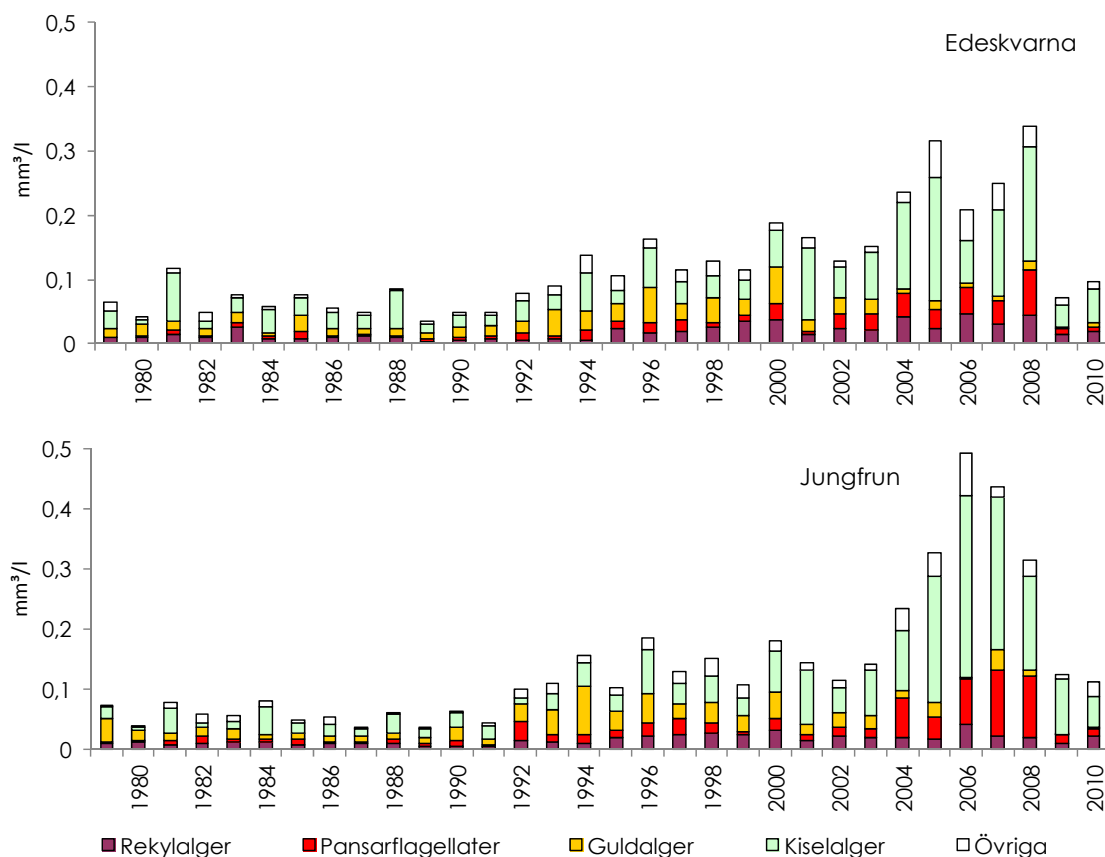
Nr	Station	Koordinater (x-y)	Maxdjup (m)	Provtagningsnivåer (m)
1	Edeskvarna	6421370 - 1406420	115	0 - 24 (blandprov)
2	Jungfrun	6486950 - 1434130	75	0 - 24 (blandprov)

Provtagningsmetodik och nödvändig utrustning för kvantitativ och kvalitativ provtagning av växtplankton (BIN PR066 respektive BIN PR061) finns beskrivna i Naturvårdsverkets ”Handledning för miljöövervakning” (<http://www.naturvardsverket.se>).

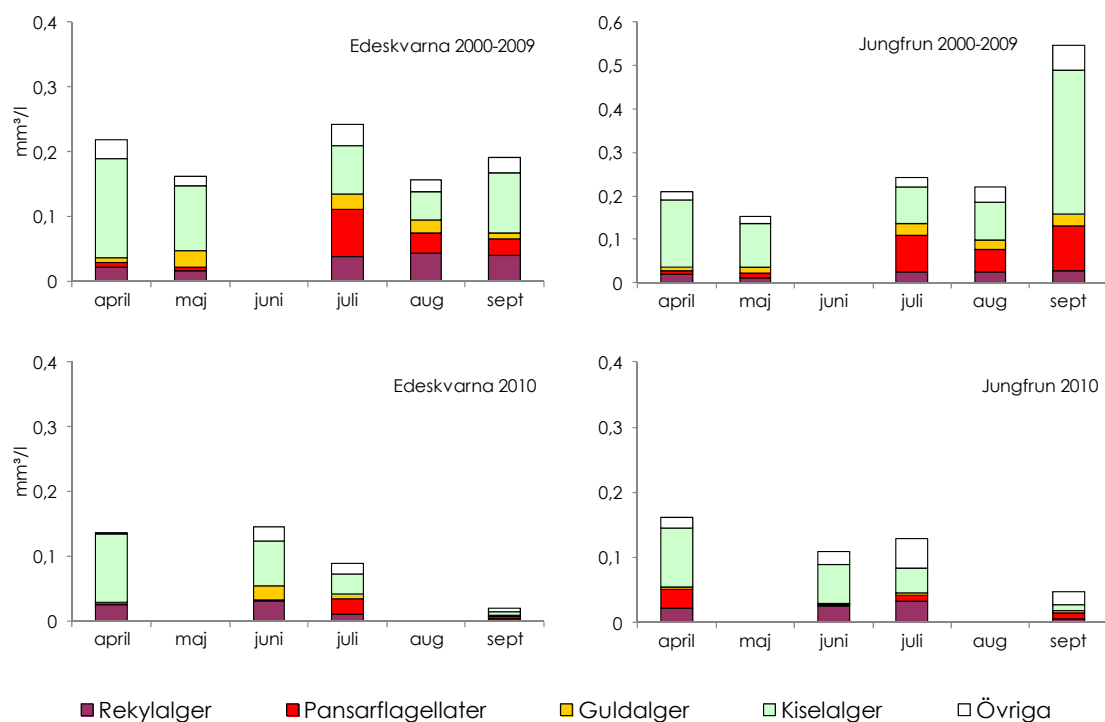
## Resultat och diskussion

Nedan följer en sammanfattande redovisning av resultaten från 2010 års provtagning. Fullständiga data hittas på hemsidan för Institutionen för miljöanalys vid Sveriges Lantbruksuniversitet på Internet.

Växtplanktonfloran i Vättern karaktäriseras av kiselalger, guldalger, rekylalger och dinoflagellater (Figur 1). Artantalet är normalt, indikatorerna på oligotrofi (näringsfattigdom) åtskilliga, totalvolymerna låga och cyanobakterier (blågrönalger) utgör ingen större del av biomassan.



Figur 1. Säsongsmedelvärden av växtplanktonbiovolymen uppdelat på viktiga grupper vid provpunkterna Edeskvarna och Jungfrun i Vättern, från 1979 till 2010.

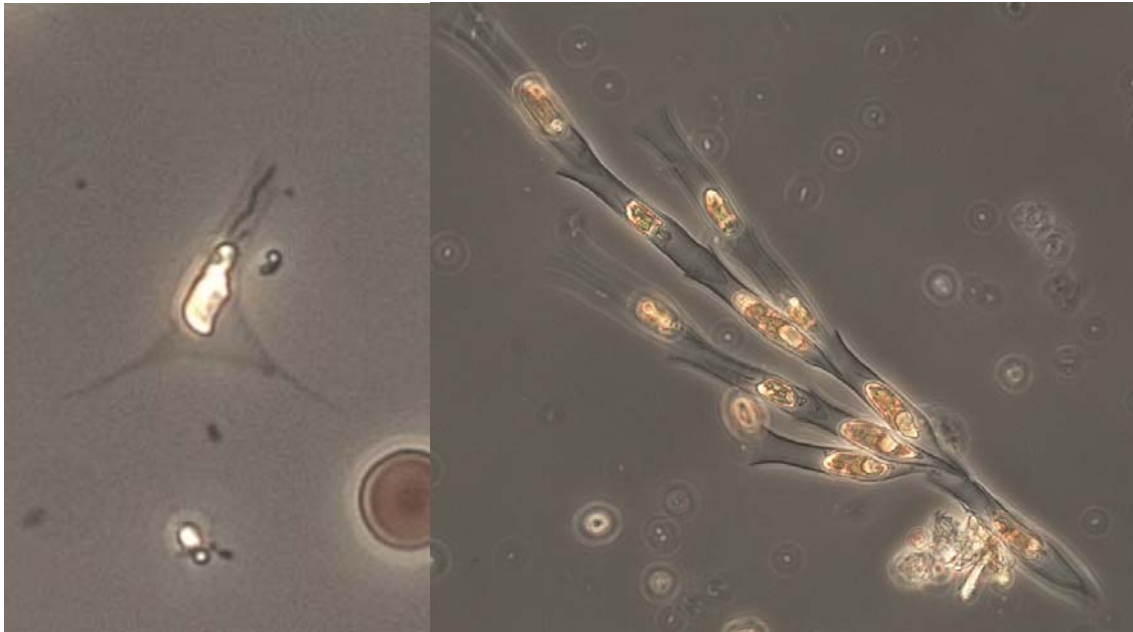


Figur 2. Växtplanktonbiovolymen från provtagningarna 2010 samt månadsmedelvärden för perioden 2000-2009 från Edeskvärna och Jungfrun i Vättern. Observera att y-axeln har olika skalor.

Den totala växtplanktonbiovolymen vid Edeskvärna uppmättes vara mycket liten vid alla provtagningar 2010. Den högsta biovolymen noterades i juni (0,15 mg/l, Figur 2). I april och juni dominerade kiselalger, med som mest 78 % av den totala biovolymen i april. Dominerade art var då *Aulacoseira cf. ambigua* medan *Asterionella formosa* dominerade i juni. I juli var biomassan mindre än tidigare månader och utgjordes till största del av centriska kiselalger och dinoflagellater. I september var biomassan den lägsta under säsongen och det saknades en tydligt dominerande grupp. Flest arter hittades i juliprovet, då 49 taxa påträffades. Arter som indikerar oligotrofi (närlingsfattigdom) var vanligt förekommande under året, främst olika guldalger. Det noterades mycket låga biomassor av potentiellt giftbildande cyanobakterier (blågrönalger) under säsongen 2010.

Även vid Jungfrun var totalbiomassan av växtplankton mycket liten under hela säsongen 2010. Biomassan i april månad utgjordes till 56 % av kiselalger (Figur 2). Även i juni dominerade kiselalger. Aprilprovet dominerades av *Asterionella formosa* samt *Aulacoseira cf. ambigua* medan arterna *Asterionella formosa* och *Aulacoseira islandica* utgjorde den största biomassan i juniprovet. I juli utgjorde centriska kiselalger och rekylalger den största delen av biomassan. I septemberprovet var biomassan den lägsta under säsongen och ingen grupp dominerade. Den högsta biomassan uppmättes i april (0,16 mg/l). Artantalet var som högst i juli, då 48 taxa påträffades. Under året förekom rikligt med arter som indikerar oligotrofi (närlingsfattigdom) arter, främst olika arter av guldalger. Andelen potentiellt giftbildande cyanobakterier (blågrönalger) var mycket liten sett över hela säsongen.

Sammantaget liknade årets resultat de från 1990-talet och tidigare, med låga biomassor och stort artantal guldalger (Figur 3), vilka påvisar oligotrofi (närlingsfattigdom). Biovolymen guldalger var dock inte så stor 2010.



Figur 3. Guldalgerna *Chrysolymos skujae* från Edesksvarna 1 juni 2010 (till vänster) och *Dinobryon cylindricum* från Jungfrun 28 april 2010 (till höger). Förstoringen är olika i fotografierna. Foto: © Medins Biologi AB.

Klassificeringen av en sjös näringsstatus enligt Naturvårdsverkets metod (Naturvårdsverket 2007) görs på juli- eller augustiprov genom en sammanvägning av följande parametrar: totalbiomassa av växtplankton, andel cyanobakterier (blågrönalger) och Trofiskt planktonindex (TPI). Klassningen av näringsstatus sker i en femgradig skala: hög status, god status, måttlig status, otillfredsställande status och dålig status. Medelvärden från tre års provtagningar bör användas för klassificeringen, när sådana data finns tillgängliga. I det här fallet finns inte tillförlitliga TPI-värden från 2008 och 2009, eftersom för få arter med TPI-värden hittades dessa år. Sammanvägd status har därför beräknats utifrån treårsmedel av total biovolym och andel cyanobakterier, men endast 2010 års värde för TPI, enligt Naturvårdsverkets riktlinjer (Naturvårdsverket 2007). I Tabell 2 visas värdena för dessa parametrar samt sammanvägd status för Edesksvarna respektive Jungfrun. De olika delkriterierna ger ett samstämmigt resultat och båda stationerna får hög status vid sammanvägningen.

Tabell 2. Sammanvägd status och ingående parametrar, baserat på augustivärden, från växtplanktonundersökningen vid Edesksvarna och Jungfrun i Vättern. Treårsmedel avser 2008 – 2010.

Station	Totalbiomassa (mg/l) 3-årsmedel	Andel cyanobakterier (%) 3-årsmedel	Trofiskt planktonindex (TPI) enbart 2010 värde	Sammanvägd status 3-årsmedel
Edesksvarna	0,166	0,02	-1,31	Hög
Jungfrun	0,189	0,73	-1,21	Hög

# Djurplankton

Jan-Erik Svensson, Medins Biologi AB

## Sammanfattning

Under 2010 var djurplanktonmängden låg, vilket är det normala i näringsfattiga klarvattensjöar av Vätterns typ. Dominerande arter var kräftdjuren *Bosmina*, *Daphnia*, *Eudiaptomus* och *Limnocalanus*, samt hjuldjuren *Kellicottia*, *Keratella* och *Conochilus*. I ett länge perspektiv finns det tecken på förändringar i djurplanktonsamhället, vilka kan hänga samman med andra biologiska förändringar i Vättern.

## Inledning

Övervakningen av djurplankton i Vättern omfattar hoppkräftor, hinnkräftor och hjuldjur. Av dessa är hinn- och hoppkräftor viktig föda under något skede av alla sjölevande fiskars liv medan hjuldjuren kan vara viktiga för de alldeles nykläckta ynglen. Siklöjan och norsen är specialiserade på att äta djurplankton under hela livet. Eftersom just dessa specialister i sin tur utgör födobasen för t.ex. lax, öring, röding och gös är mängden djurplankton av avgörande betydelse för sportfisket och det kommersiella fisket i Vättern.

Djurplankton har även en annan viktig funktion. Många djurplanktonarter lever på att filtrera växtplankton och andra partiklar i vattnet. Filtrande djurplankton bidrar därför till att upprätthålla Vätterns klara vatten, till glädje för friluftsliv och dricksvattenkonsumenter.

Vissa arter av djurplankton har även ett särskilt bevarandevärde på grund av sin intressanta biologi, historia, eller sin ovanlighet. Av Vätterns glacialrelikter lever två arter hela eller huvuddelen av sitt liv som plankton. Det gäller dels relikthoppkräftan *Limnocalanus macrurus*, dels reliktpungräkan *Mysis*. Reliktpungräkan uppehåller sig dock på botten under dagtid och ingår därför inte i det årliga programmet för övervakning av djurplankton.

En del djurplankton kan ha en negativ effekt för utnyttjandet av vattenresursen. Vissa djurplankton kan skapa problem med igensättning av vattenintag och några fungerar som mellanvärd för parasiter. Några speciella arter av storvuxna hinnkräftor är rovlevande. De äter andra djurplankton och kan ibland konkurrera med fiskynglen om födan.

Djurplankton befinner sig mitt inne i en komplicerad näringsväv. De påverkas t.ex. av mängden växtplankton och mängden planktonätande fisk. Djurplankton är därför inte den organismgrupp som först påverkas av miljöförändringar. När det väl inträffar förändringar i djurplanktonsamhället brukar det å andra sidan vara en konsekvens av betydande miljöpåverkan. Förändringar bland djurplankton kan t.ex. indikera förändringar både i växtplanktonsamhället och i fisksamhället. Övervakningen av djurplankton är således viktig för att kunna förstå bakgrunden till andra biologiska förändringar i Vättern.

## Material och metod

Djurplankton provtogs 27 juli och 7-8 september 2010 vid Edeskvärna och Jungfrun på tre djupnivåer: 0-10 m, 10-20 m och 20-40 m. För provtagning av hinn- och hoppkräftor användes en WP 2-håv med stängningsmekanism (Hydrobios, diameter 57 cm, maskvidd 100 µm) som drogs vertikalt genom det aktuella provtagningsskiktet. Hjuldjur provtogs med vattenhämtare modell Limnos från tre djup inom respektive provtagnings-skikt (0,5, 5 och 10 m; 10, 15 och 20 m; 20, 30 och 40 m) och de tre proven från varje skikt slogs samman och filtrerades genom ett 45 µm såll. Djurplanktonproven konserverades med Lugols lösning.

Analysen utfördes med hjälp av ett inverterat mikroskop (Leica DMI 4800 B) vid 25-600 gångers förstoring. Om delprov togs ut för analys, räknades och artbestämde minst 200 hjuldjur och minst 200 kräftdjur (exklusive nauplierna, dvs. de yngsta stadierna av hoppkräftorna, som räknades i hjuldjursprovet) från varje enskilt prov. Vissa hjuldjursprov totalräknades dock. De storvuxna hinnkräftorna *Leptodora* och *Bythotrephes* totalräknades alltid.

## Artförekomst

Djurplanktonsamhället i Vättern är relativt artfattigt. Sammantaget i de 12 proven hittades totalt 17 olika arter av kräftdjur och 19 arter hjuldjur. Samtliga arter som identifierades 2010 har påträffats i någon tidigare undersökning. Vätterns djurplanktonsamhälle är således relativt stabilt vad gäller artförekomst. De dominerande arterna är hinnkräftorna *Bosmina longispina*, *Daphnia cristata* och *Daphnia galeata* samt hoppkräftorna *Eudiaptomus gracilis* och *Limnocalanus macrurus*. Bland indikatorerna överväger sådana arter som föredrar näringsfattiga förhållanden.

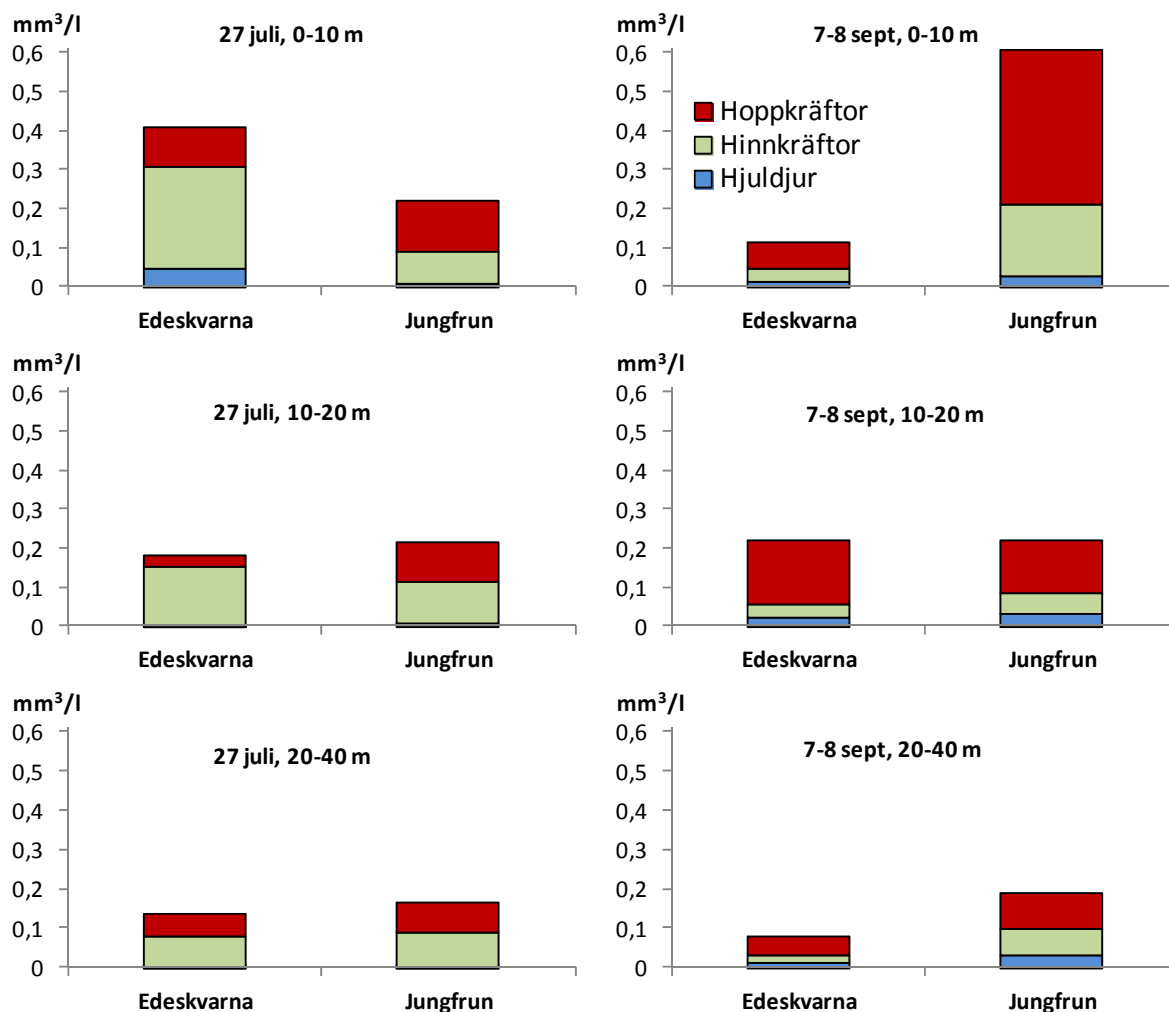
Bland hjuldjuren dominerar arterna *Kellicottia longispina*, *Keratella cochlearis* och *Conochilus unicornis*. Hjuldjurens täthet är dock relativt låg i Vättern. Det kan dels vara en effekt av konkurrens från stora hinn- och hoppkräftor, dels en effekt av den låga tätheten av växtplankton. Hjuldjur är avsevärt mindre än kräftdjuren och har därför en snabbare omsättning av näringsämnen. Den låga tätheten av hjuldjur i Vättern kan således bidra till näringsfattigdomen.

Några av djurplanktonarterna i Vättern har troligen viktiga roller för sjöns funktion som fiskproducent och näringsfälla. Både bland hinn- och hoppkräftorna förekommer storvuxna arter, som egentligen är känsliga för intensivt predationstryck från fisk. Det gäller t.ex. *Daphnia galeata*, *Holopedium gibberum* och *Limnocalanus macrurus*.

## Utbredningsmönster 2010

Figur 1 ger en sammanfattande bild av hela djurplanktonsamhällets uppbyggnad och djupfördelning. Vid båda stationerna och vid båda provtagningsstillfällena var mängden djurplankton räknat som biovolym minst i det djupaste skiktet (20-40 m). Hjuldjuren utgjorde alltid den minsta andelen av djurplanktonbiovolymen. Biovolymen av hoppkräftor var vanligen något större vid Jungfrun än vid Edeskvärna.





Figur 1. Biovolymen av djurplankton fördelat på de tre grupperna hoppkräftor, hinnkräftor och hjuldjur vid de tre provtagningsnivåerna vid stationerna Edesvarna och Jungfrun i Vättern 2010.

Enskilda arter hade specifika utbredningsmönster. Ett exempel är glacialrelikten *Limnocalanus*, som företrädesvis påträffades i det djupaste vattnet där den kan gömma sig från fiskpredation under dagtid. Vuxna individer påträffades sällsynt i ytproven, men de var avsevärt vanligare på den djupaste provtagningsnivån. Nattetid kan *Limnocalanus* förväntas vandra upp mot ytligare vatten där födotillgången brukar vara större. Småvuxna hoppkräftor av arten *Thermocyclops oithonoides* hade en motsatt utbredning jämfört med *Limnocalanus*. Den arten var sällsynt i de djupaste proven, men var vanlig i ytproven. Arten är troligen så liten att den aldrig löper särskilt stor risk att bli uppäten av fisk och kan därför uppehålla sig i ytvattnet både dag och natt.

Den rovlevande hinnkräftan *Bythotrephes longimanus* påträffades i låga tätheter i de flesta proven oberoende av djup. Arten är en mycket aktiv simmare som lever av att äta andra djurplankton. Den är storvuxen och ett begärligt byte för fisk, men samtidigt har den ett visst skydd bl.a. av sitt långa stjärtspröt som mekaniskt försvårar för attackerande fisk. *Bythotrephes* kan dock förväntas ansamlas i ytvattnet under natten för att äta av andra djurplankton.



Figur 2. Några viktiga djurplanktonarter i Vättern. Till vänster djurplanktonsamhällets minsta hoppkräfta (*Thermocyclops oithonoides*) och största hoppkräfta (relikthoppkräftan *Limnocalanus macrurus*), till höger den rovförande hinnkräftan *Bythotrephes longimanus* med sitt långa stjärtspröt. Under dagtid uppehåller sig *Thermocyclops* i ytvattnet, *Limnocalanus* i djupa vattenlager och *Bythotrephes* spridd i hela vattenmassan. *Limnocalanus* och *Bythotrephes* är viktig föda för pelagisk fisk men *Bythotrephes* lever själv på andra djurplankton och konkurrerar då med planktonätande fisk om födan.

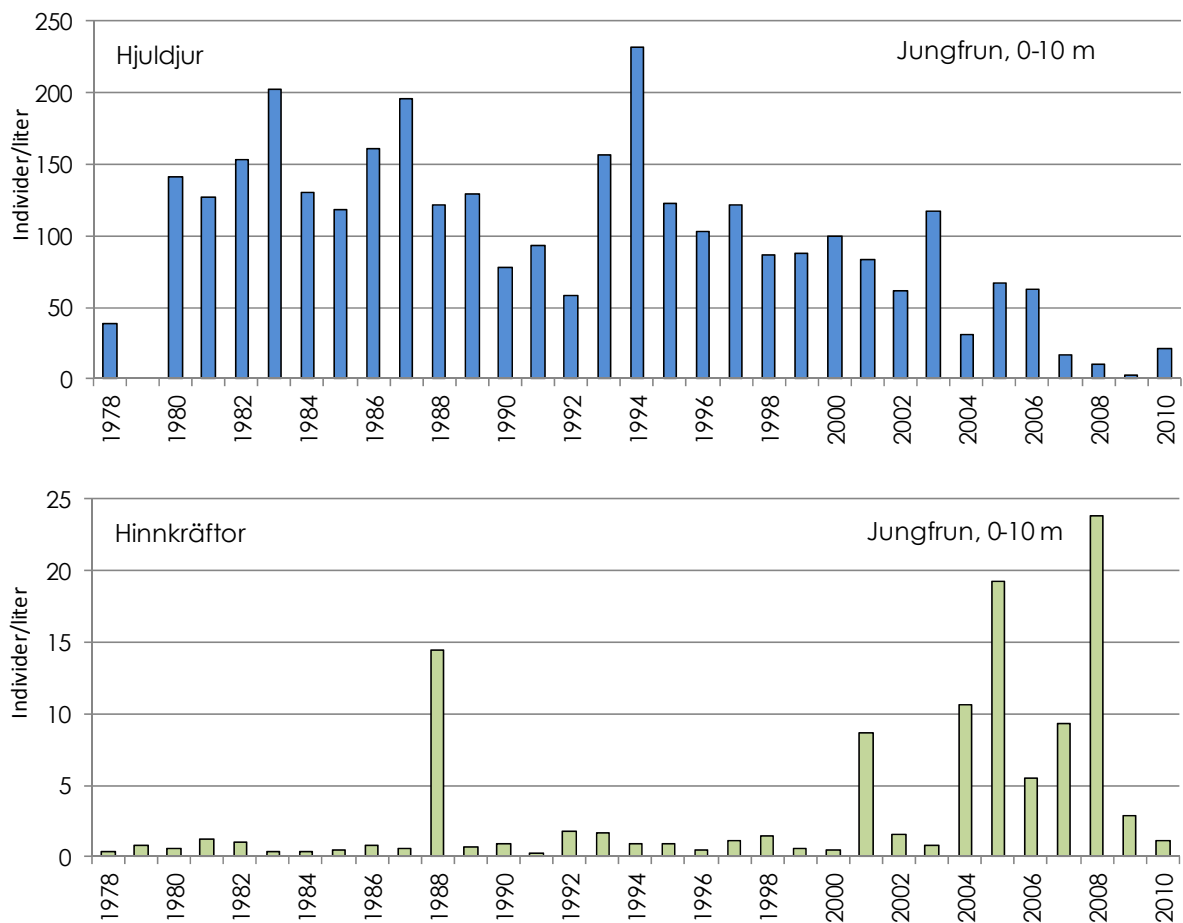
Olika djurplanktonarters utbredningsmönster kan ha konsekvenser för transporten av näring mellan olika vattennivåer i Vättern, särskilt om de äter på vissa djup och utsöndrar näring på andra djup. Även vissa fiskars aktivitet påverkas av djurplanktonens utbrednings- och vandringsbeteenden. Pelagisk fisk som nors och siklöja äter i de skikt där eftertraktade djurplankton uppehåller sig. Samtidigt kan den pelagiska fisken i sin tur förväntas locka dit rovfiskar som lax och öring.

## Förändringar i djurplanktonsamhället

Jämförbara data på djurplanktonmängder i Vättern finns tillgängliga från 1978 för stationen vid Jungfrun och från 1996 för stationen vid Edeskvärna. Enligt den längre tidsserien är det framför allt två förändringar som har inträffat (Figur 3):

1. Mängden hjuldjur har troligen minskat, åtminstone under den senaste 10-årsperioden. I Jungfruns ytvatten har hjuldjurstätheten aldrig varit så låg som under de fyra senaste åren.
2. Hinnkräftorna ökade i antal under 2000-talets början och var under en följd av år konsekvent högre än genomsnittet för perioden. De senaste två åren har dock tätheten varit lägre igen.

Tidsserien vid Edeskvärna är kortare och det är svårare att se entydiga förändringar där, men åtminstone hinnkräftorna verkar ha genomgått samma dynamik som vid Jungfrun. Den totala mängden hoppkräftor har troligen inte förändrats nämnvärt vid någon av stationerna, men tolkningen försvåras av att variationen mellan år är relativt stor.



Figur 3. Utvecklingen av mängden hjuldjur och hinnkräftor i ytvattnet vid Jungfrun i Vättern. Staplarna anger augustivärden för perioden 1980-1995. För övriga år anger staplarna medelvärde för två prover per år (juli och augusti/september).

De arter av hinnkräftor som frodats det senaste decenniet är *Bosmina longispina* och *Daphnia cristata*. Dessa arter är begärlig föda för pelagisk fisk. En orsak till hinnkräftornas ökning skulle således kunna vara förändringar i täthet, åldersstruktur eller beteenden hos de fiskpopulationer som framför allt reglerar dessa hinnkräftors mängd ute i det fria vattnet (siklöja och nors). Samtidigt kan mängden hjuldjur påverkas negativt av hinnkräftornas aktivitet. Dels konkurrerar filtrerande hinnkräftor som *Bosmina* och *Daphnia* om födan med många hjuldjur, dels kan åtminstone *Daphnia* filtrera i sig en del hjuldjur. Enligt denna förklaringsmodell skulle förändringarna således ha orsakats av förändringar i fisksamhället. Det finns dock även andra faktorer som påverkar mängden *Bosmina* och *Daphnia*. Dit hör t.ex. mängden stora rolevande djurplankton och tillgången på växtplankton.

Det är dock tydligt att de påtagliga förändringar som skett i Vätterns biologi det senaste decenniet även omfattar dess djurplankton.

# Bottendjur

*Martin Liungman. Medins Biologi AB.*

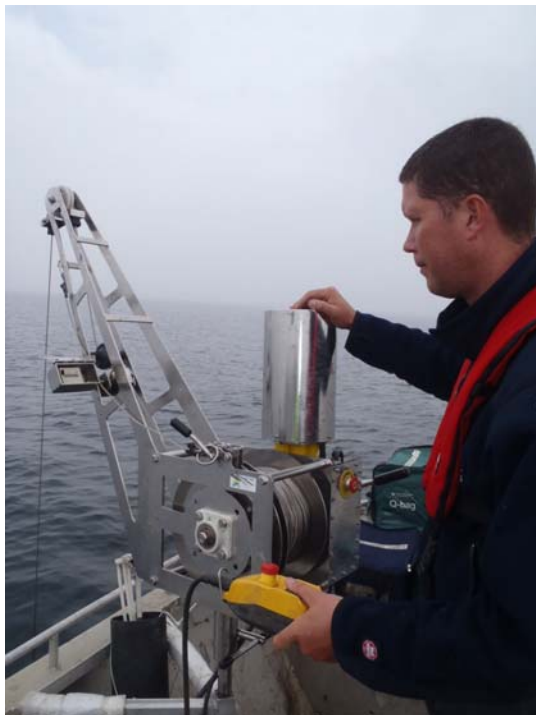
## Sammanfattning

Bottendjursbeståndet dominerades som tidigare år av vitmärlor och glattmaskar. Vid samtliga stationer tyder en trendanalys på att andelen fåborstmaskar har minskat medan andelen vitmärlor har ökat. Det tycks dock inte finnas något samband mellan dessa djurgruppers variationer, och den stora variationen i individtätheter gör trenden osäker.

Samtliga beräknade index visade på hög vattenkvalitet för alla tre provtagningsstationerna, och statusen bedömdes som hög med avseende på eutrofiering.

## Provtagnings- och analysmetoder

Provtagningen utfördes den 8 september 2010. Sedan 2004 tas fem prover per station med van Veen-hämtare (total area ca 0,5 m<sup>2</sup>, ca 0,1 m<sup>2</sup>/hugg) (figur 1), jämfört med tio prover per station med Ekman-huggare (total area 0,250 m<sup>2</sup>, 0,025 m<sup>2</sup>/hugg) fram till och med 2003. En större provyta leder normalt sett till att fler arter hittas, men brukar inte påverka täthetsskattningarna.



Figur 1. Vinschning med van Veen-hämtare

## Resultat

Vid 2010 års provtagning var artantalen höga eller mycket höga (se tabell 1), och flera intressanta och för Vättern typiska arter förekom. Dels förekom flera mycket näringsämneskänsliga fjädermygglarver, vilket medförde mycket höga värden på BQI. Dels förekom flera syrekrävande och näringsämneskänsliga fåborstmaskarter, vilket medförde mycket höga värden även på PTI. Båda dessa index uppvisar i Vättern värden som närmar sig sina maximala gränser (se figur), och som är bland de högsta uppmätta Sverige.

Tabell 1. Antal taxa och individtätethet på stationerna i Vättern 2010

Provyta	Provdjup (m)	Totalantal taxa	Medelantal taxa	Individtäthet (Individer/m <sup>2</sup> )
3. Vättern, Visingsö	110	11 (högt)	8	906 (måttligt högt)
4. Vättern, Omberg	102	18 (mycket högt)	10	2 782 (högt)
5. Vättern, St Aspön	92	11 (högt)	7	672 (måttligt högt)

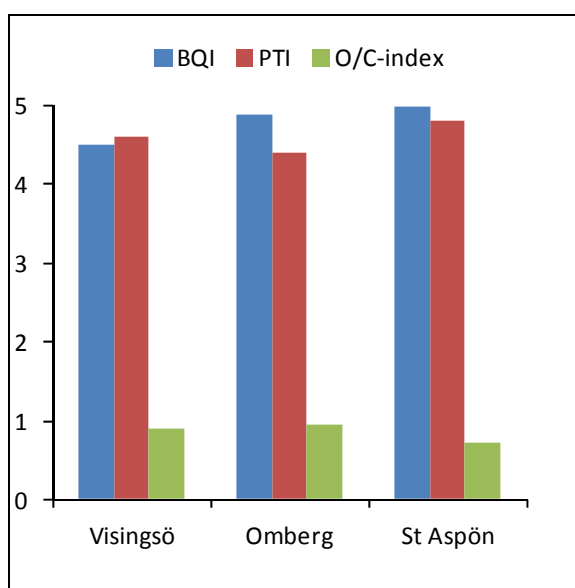
Flera olika arter av glacialrelikter förekom på stationerna. Vitmärlan *Monoporeia affinis* förekom i höga tätheter vid samtliga stationer. Märkräftan *Pallasea quadrospinosa* påträffades vid Omberg. Skorv, *Saduria entomon*, återfanns liksom vid en rad föregående undersökningar endast vid St. Aspön. Beteckningen glacialrelikter, eller istidsrelikter, syftar på de organismer som levde i det forna ishavet, och som sedan ”blev kvar” i sjöarna vid markhöjningen då inlandsisen drog sig tillbaka för ca 9000 år sedan. Deras naturliga utbredning inskränker sig därför till sjöar och vattendrag under högsta kustlinjen. Istidsrelikterna är känsliga för både låga syrgashalter och för låga pH-värden.

På samtliga stationer påträffades dessutom en ny art för Sverige: fåborstmasken *Tasserkidrilus acapillatus* (figur 2), som tidigare endast återfunnits längre österut i stora, näringsfattiga sjöar som exempelvis Bajkalsjön, Tajmyrsjön och Kaspiska havet. Fyndet var dock förväntat och arten har sannolikt funnits även tidigare, men inte identifierats förrän vid 2010 års undersökning.



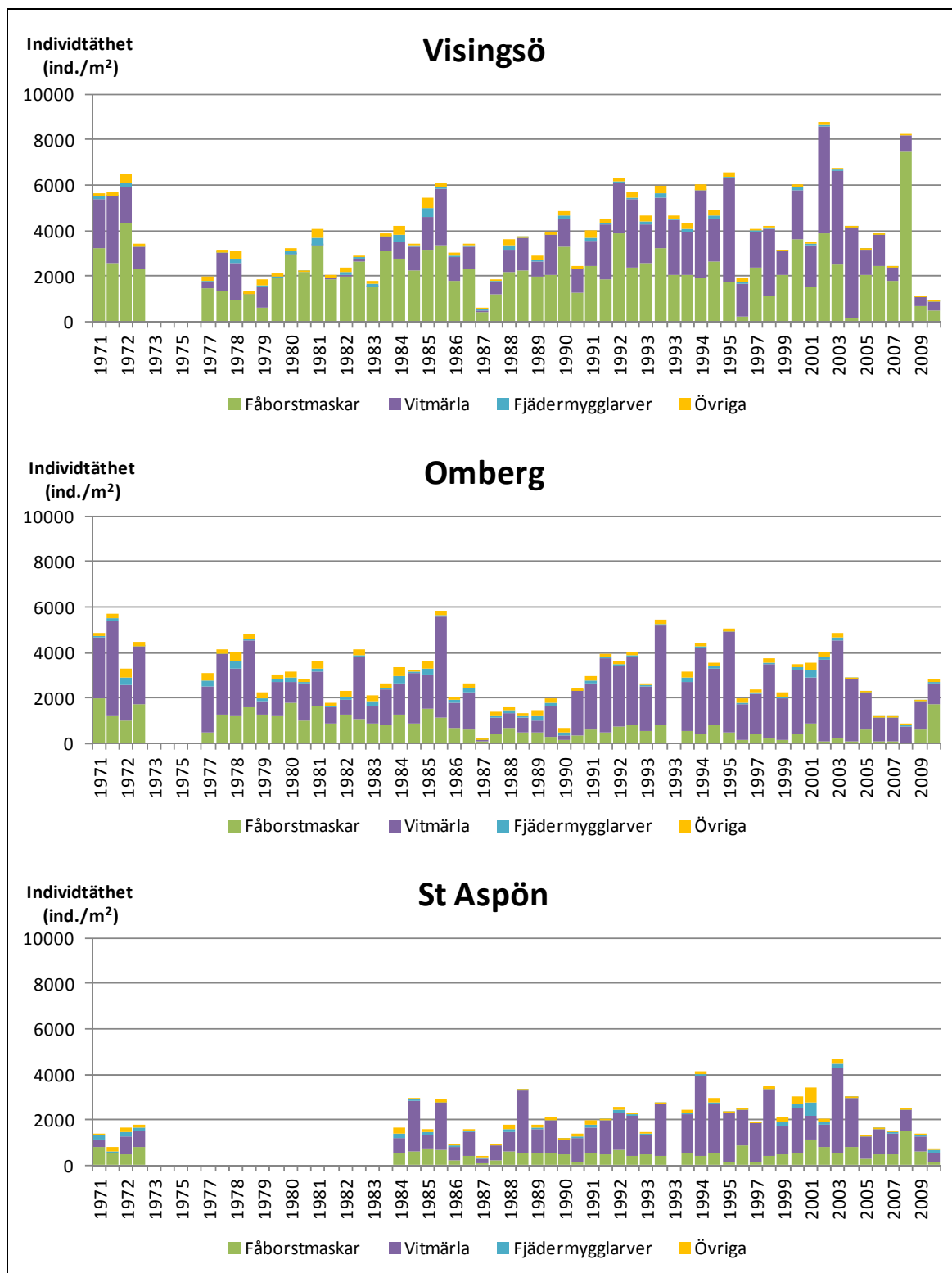
Figur 2. Fåborstmasken *Tasserkidrilus acapillatus*

BQI (Benthic Quality Index), O/C-index och PTI (Profundalt Trofi-index) beräknades för samtliga stationer. Indexen används normalt för att status- och tillståndsklassa med hjälp av profundalfauna (Wiederholm 1999, Naturvårdsverket 2007, Liungman & Ericsson 2006). BQI bygger på förekomsten av indikatorarter bland fjädermyggor och kan anta värden från 0 till 5. PTI är ett multimetriskt index och kan anta värden från 1 till 5. För BQI och PTI gäller att högre värden indikerar en näringsfattigare miljö. O/C-index beräknas som ett djupkompenserat förhållande mellan maskar och sedimentlevande fjädermyggor och kan anta värden från 0 och uppåt. För O/C-index gäller att högre värden indikerar större näringsämnesbelastning. Samtliga stationer uppvisade indexvärden som tydligt visar på näringsfattiga förhållanden och liten eller obetydlig påverkan från näringsämnen/organiskt material (se figur 3). Därmed bedömdes samtliga stationer ha en hög status med avseende på eutrofiering.



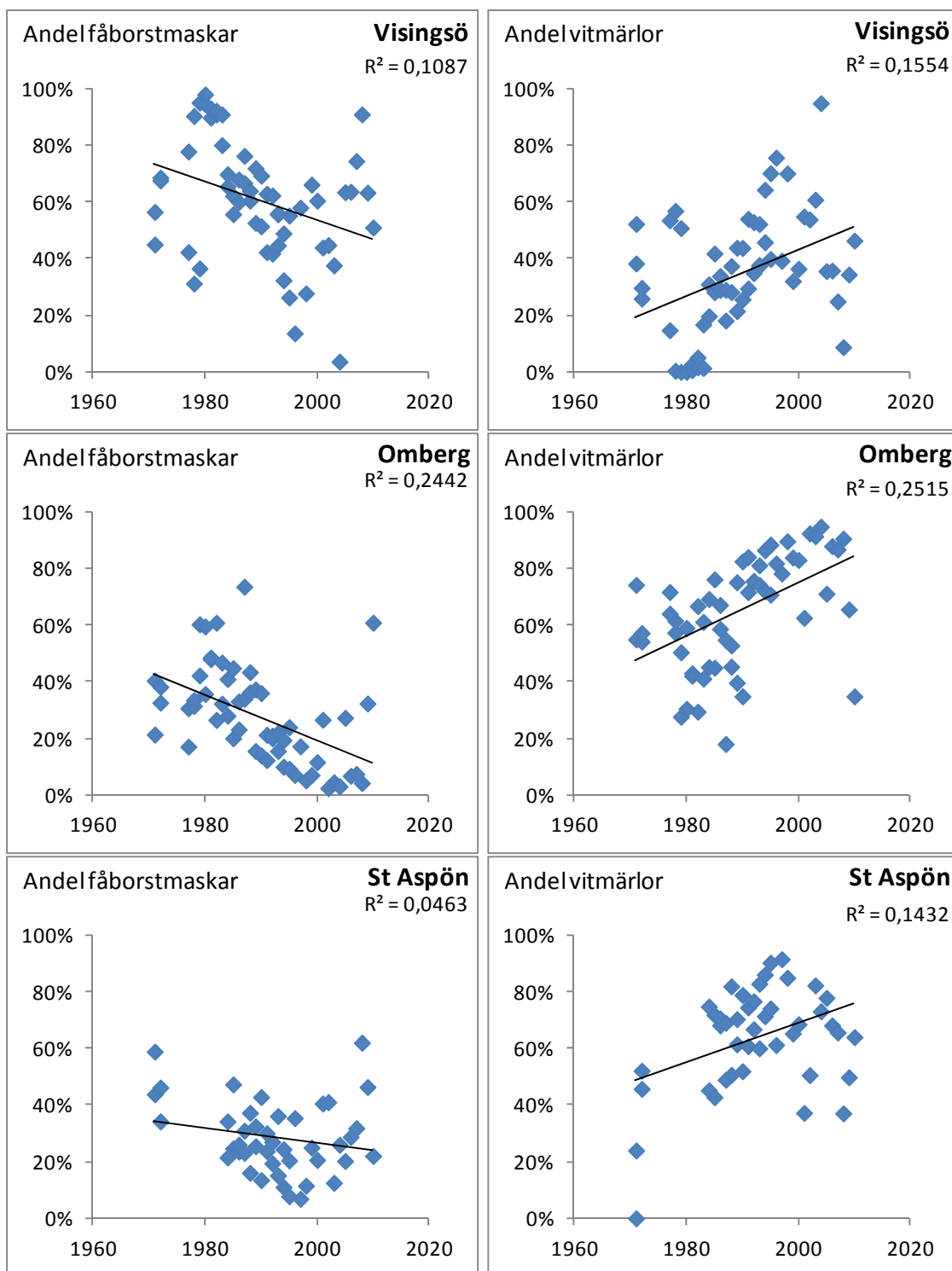
Figur 3. Föroreningsindex för bottenfaunastationerna i Vättern 2010

Det skulle kunna vara motiverat att ta fram tidsserier för dessa index och parametrar för att kunna följa eventuella förändringar av vattenkvaliteten i Vättern med hjälp av bottenfaunan. En sådan analys ligger dock utanför denna undersöknings uppdrag.



Figur 4. Individtäthet för de fyra vanligaste bottenfaunagrupperna vid augustiprovtagningar 1971- 2010 vid stationerna i Vättern.

Individtätheterna för samtliga djurgrupper har varierat betydligt under årens lopp på alla stationer (se figur 4). Några tydliga trender eller förändringar i vattenkvalitet har inte gått att identifiera.



Figur 5. Andelen fåborstmaskar och vitmärlor i förhållande till totalantalet djur på stationerna i Vättern 2010.

Vid en analys av andelen fåborstmaskar (oligochaeta) och vitmärlor (*Monoporeia affinis*) kan en svag trend skönjas med minskande andel fåborstmaskar och ökande andel vitmärlor, framför allt vid Omberg (se figur 5). Spridningen av data är dock stor och det har inte gått att visa att dessa gruppers förändringar är korrelerade.



# Referenser

Liungman, M. & Ericsson, U. 2006. Profundalt Trofi-index (PTI) och Eutrofi-effekt-index (EEI) för bedömning av tillstånd samt för påverkansklassning av mjukbottenfauna i sjöar. Medins Biologi AB.

Naturvårdsverket, 2007. Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon. En handbok om hur kvalitetskrav i ytvattenförekomster kan bestämmas och följas upp. Handbok 2007:4, utgåva 1 december 2007. Bilaga A Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag.

Vätternvårdsförbundet och Kommittén för Vätterns vattenvård. Samtliga tidigare årsskrifter.

Wiederholm, T. (Ed.) 1999a. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, sjöar och vattendrag. Naturvårdsverket, rapport 4913.

Wiederholm, T. (Ed.) 1999b. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, sjöar och vattendrag. Bakgrundsrapport, biologiska parametrar. Naturvårdsverket, rapport 4921.

# Vattenkvalitet i Vätterns tillflöden och utlopp

*Ann-Charlotte Norborg Carlsson, ALcontrol AB*

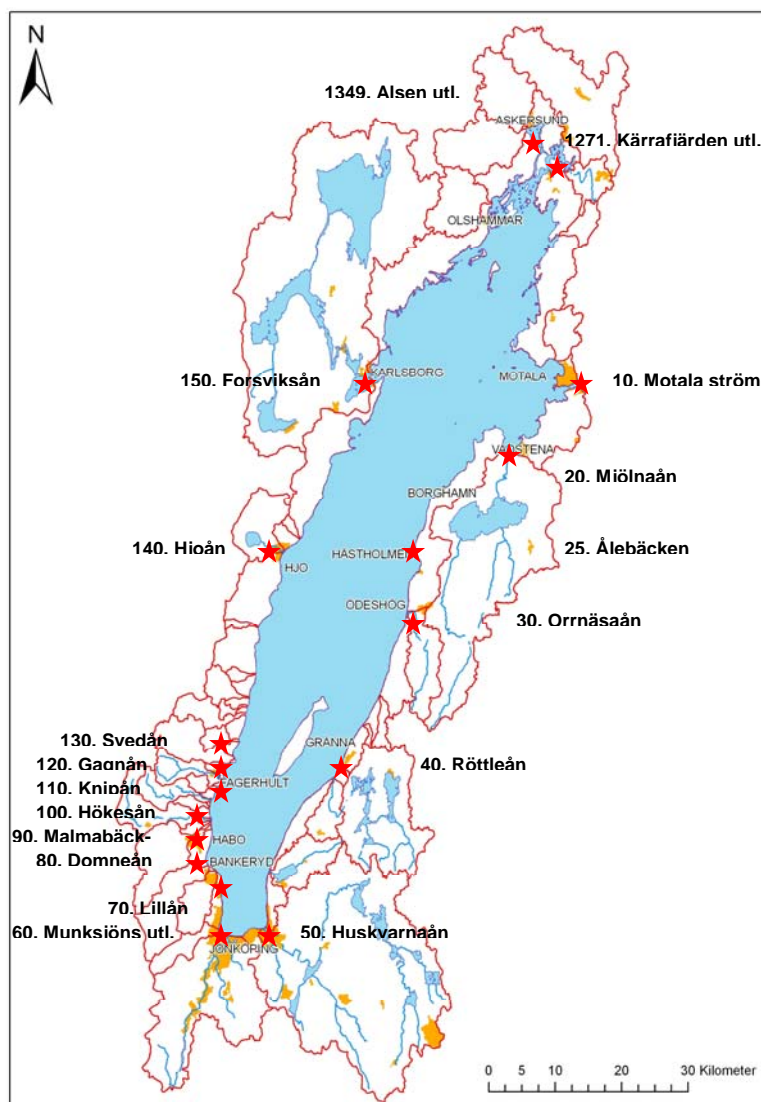
## Sammanfattning

År 2010 förekom de högsta halterna av näringsämnen fosfor och kväve i de starkt jordbrukspåverkade vattendragen Mjölnaån, Ålebäcken, Orrnäsaån, Röttleån, Munksjöns utlopp, Lillån och Malmabäcken. I Munksjöns utlopp och Lillån bidrar även utsläpp från reningsverken i Jönköping respektive Bankeryd till främst haltförhöjningen av kväve. Avloppsvatten från reningsverk innehåller ofta höga halter av ammoniumkväve, som kan omvandlas till ammoniak som är giftigt för fisk. Årets högsta halter uppmättes i Munksjöns utlopp och Lillån under våren. Halterna överskred gränsvärdet 1500 µg/l för mindre känsliga fiskarter, som t.ex. abborre och gädda. Trots höga eller mycket höga halter av syreförbrukande organiskt material vid hälften av stationerna, noterades som lägst måttligt syrerika förhållanden. Metallhalterna var oftast mycket låga eller låga. Undantaget var höga medelhalter av zink och måttligt höga medelhalter av bly vid Kärrafjärdens utlopp till följd av verksamheten vid Zinkgruvan.

Vid studier av tidsserier för främst 2000-talet var de statistiskt mest signifikanta trenderna minskande fosforhalter i Malmabäcken (från extremt höga till höga) samt ökande fosforhalter i Alsen (från måttligt höga till höga) och Kärrafjärden (från låga till måttligt höga). För kväve var den tydligaste trenden minskande kvävehalter i Hökesån och Hjoån (från mycket höga till höga). I Hökesån minskade även ammoniumkvävehalten tydligt beroende på att utsläppet från Habo reningsverk flyttats till en våtmark med avrinning direkt till Vättern. För flera metaller finns statistiskt signifikanta minskande trender. Främst gäller detta Malmabäcken (arsenik, koppar, bly, kadmium, krom och zink), Lillån (nickel, arsenik, kadmium) och Motala ström (krom, arsenik, koppar och zink).

## Inledning

På uppdrag av Vätternvårdsförbundet utförde ALcontrol AB 2010 års fysikalisk-kemiska vattenundersökningar vid 17 stationer i tillflöden till Vättern samt vid en station i utloppet Motala ström (figur 1). Vid utloppet samt hälften av stationerna i tillflödena påbörjades undersökningarna redan år 1966/1967 och har pågått sedan dess. Vid stationerna i Orrnäsaån, Hökesån och Hjoån gjordes dock ingen provtagning under perioden 1979-1985. Tidsserierna för övriga stationer har oftast startår 1986 eller 1996 medan en station (Ålebäcken) började undersökas så sent som år 2000.



Figur 1. De 17 stationerna i tillflöden till Vättern samt stationen i utloppet Motala ström. Koordinater (enligt RT 90 2.5 gon V) återfinns i tabell 1.

## Metodik

Vid utloppet och flertalet provplatser i tillflöden togs proverna av Länsstyrelsen i Jönköpings län. I Lillån och Malmabäcken utfördes provtagningen av ALcontrol AB medan provtagningen vid utloppen av Alsen och Kärrafjärden ombesörjdes av Medins Biologi AB. Temperatur, syrgashalt och  $\text{pH}$ -mättnad mättes i fält med elektrod medan övriga analyser utfördes vid ALcontrols laboratorier i Umeå och Linköping (ackrediteringsnummer 1006). Analyserna av vattenprover från de nationella referensvattendragen Svedån och Domneån utfördes emellertid vid Sveriges lantbruksuniversitet (SLU).

För studier av tidsserier hämtades data från Institutionen för vatten och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala (<http://www.slu.se/vatten-miljo>), som är datavärd. För stationerna i Lillån och Malmabäcken kompletterades med data från ALcontrol AB. För stationerna vid utloppen av Alsen och Kärrafjärden erhöles data från Medins Biologi AB.

För variablerna organiskt material (mätt som TOC), totalfosfor och totalkväve samt kvävefraktioner (ammoniumkväve, nitrit- och nitratkväve, organiskt kväve) beräknades min-, medel- och maxvärden för respektive år, som sammanställdes i diagram för samtliga stationer. Vid de stationer där metaller analyserats beräknades min- medel- och maxvärden för arsenik, bly, kadmium, koppar, krom, kvicksilver, nickel och zink. Tidsserierna utvärderades statistiskt med Mann-Kendall-test.

Analys av Kjeldahlkväve utfördes t.o.m. mars 2004. Analys av totalkväve (persulfatmetoden) påbörjades i juli 1987. För perioden från tidsseriernas startår t.o.m. mars 2004 beräknades därför totalkvävehalten som summan av halten Kjeldahlkväve (organiskt kväve + ammoniumkväve) och nitrit- + nitratkvävehalten. För perioden juli 1987 t.o.m. mars 2004 beräknades förhållandet mellan totalkvävehalten beräknad som summan av Kjeldahlkväve och nitrit- + nitratkväve och de parallella analyserna av totalkväve (persulfatmetoden) som en faktor för respektive station (medelvärde 1,05-1,11). För perioden april 2004 t.o.m. 2010 beräknades totalkvävehalten som totalkvävehalten (persulfatmetoden) multiplicerad med denna faktor. Halten organiskt material analyserades som permanganattal ( $\text{KMnO}_4$ ) t.o.m. år 2000. Under perioden 1996 (oftast fr.o.m. april) t.o.m. 2000 gjordes parallella analyser av permanganattal och totalt organiskt kol (TOC). Sedan år 2001 analyseras endast TOC. Permanganattalet dividerat med 3,95 ger halten  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  som ungefär motsvarar TOC-halten. För att få en bättre överensstämmelse beräknades förhållandet mellan TOC och  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  under perioden 1996-2000 som en faktor för respektive station (medelvärde 0,72-1,09). För åren före 1996 beräknades TOC som  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  multiplicerad med denna faktor.

Resultaten från 2010 års undersökningar utvärderades i enlighet med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999). Dessutom gjordes statusklassning av kvalitetsfaktorn ”Näringsämnen i vattendrag” för treårsperioden 2008-2010 i enlighet med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (2007). Fosfor och kväve i vattendrag klassas enligt bedömningsgrunderna från 1999 utifrån s.k. arealspecifika förluster (se kapitlet ”Ämnestransporter och arealspecifika förluster”), men för överskådlighetens skull bedöms i följande text även halter.

För flertalet tillflöden hämtades uppgifter om årsmedelflödet för åren 1990-2010 som modellberäknade S-HYPE-data från SMHI:s hemsida ([www.smhi.se](http://www.smhi.se)). För Huskvarnaån, Munksjöns utlopp, Lillån, Hökesån och Knipån användes även uppgifter från den samordnade recipientkontrollen i ”Södra Vättern” (ALcontrol). För utloppen av Alsen och Kärrarfjärden användes uppgifter från den samordnade recipientkontrollen i ”Norra Vättern” (Medins Biologi). För Ålebäcken och Malmabäcken finns inga flödesuppgifter.

## Resultat och diskussion

### Tillståndsbedomning och statusklassning 2010

År 2010 uppmättes extremt höga halter av näringsämnet fosfor i Ålebäcken, som avvattnar jordbruksområden söder om Tåkern. Mycket höga årsmedelhalter av fosfor noterades även i Lillån, Orrnäsaån och Röttleån. Lillån har den näst högsta andelen jordbruksmark (drygt 40 %) av de undersökta vattendragen och tillförs dessutom avloppsvatten från reningsverket i Bankeryd. Även Orrnäsaån och Röttleån avvattnar relativt mycket jordbruksmark (ca 20 %). Orrnäsaån ligger dessutom i ett område med lätteroderad jord och tillförs av-

loppsvatten från Ödeshögs reningsverk. De likaledes kraftigt jordbrukspåverkade Mjölnaån och Malmabäcken hade höga, på gränsen till mycket höga, fosforhalter. Flertalet övriga vattendrag hade höga eller måttligt höga fosforhalter. I Svedån (nationellt referensvattendrag), Forsviksåån och Vätterns utlopp, Motala ström, klassades emellertid fosforhalterna som låga. Detta förklaras av att Svedåns avrinningsområde har den lägsta andelen jordbruksmark (knappt 6 %) och den högsta andelen skogsmark (84 %) bland vattendragen i undersökningen. I Motala ström har vattnet passerat Vättern, där den långa uppehållstiden (60 år) ger goda möjligheter till "självrening" av fosfor genom sedimentation. Förutom Motala ström har Forsviksåån den högsta andelen vatten (22 %), vilket ger hög självreningsgrad.

Statusklassning av kvalitetsfaktorn "Näringsämnen i vattendrag" gav hög status för 11 av 17 tillflöden samt för utloppet Motala ström (tabell 1). Dålig näringsstatus noterades i de kraftigt jordbrukspåverkade vattendragen, Ålebäcken, Lillån och Malmabäcken, medan statusen i Röttleån klassades som måttlig. Mjölnaån och Orrnäsaån hade hög respektive god status, trots höga (på gränsen till mycket höga) respektive mycket höga fosforhalter, beroende på ett högt referensvärde för jordbruksmark på grund av lätteroderade jordarter.

Tabell 1. Klassning av kvalitetsfaktorn "Näringsämnen i vattendrag" enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Handbok 2007:4) för de 17 stationerna i tillflöden till Vättern samt stationen i utloppet Motala ström (2008-2010). Inom parentes står status ut an hänsyn till andelen jordbruksmark i de fall denna ändrats jämfört med statusen beräknad utan hänsyn till andelen jordbruksmark

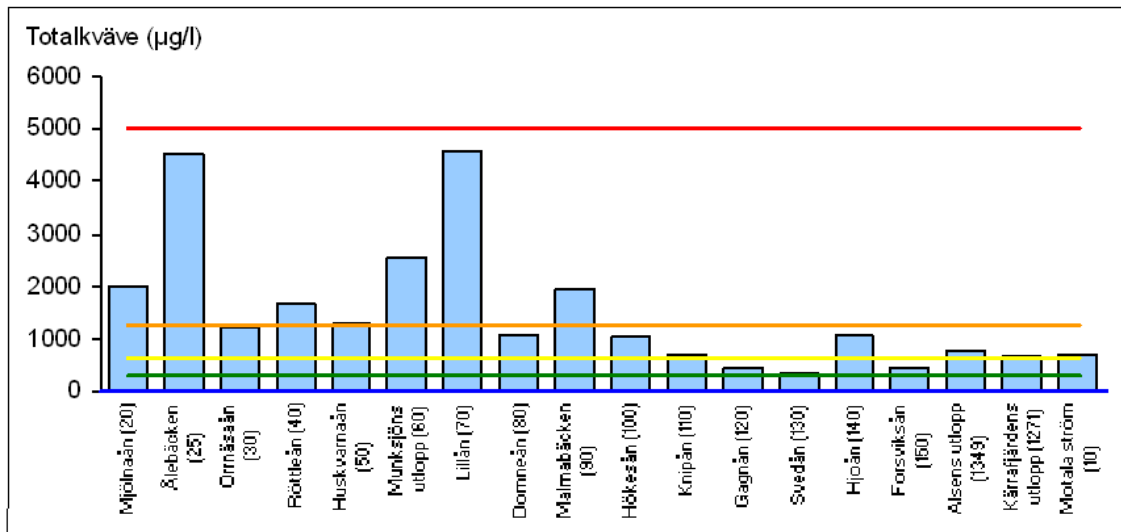
Provtagningsplats	X-koordinat	X-koordinat	Näringsstatus
20. Mjölnaån	6479170	1444800	Hög (måttlig) <sup>1)</sup>
25. Ålebäcken	6463350	1431840	Dålig <sup>2)</sup>
30. Orrnäsaån	6456250	1431050	God
40. Röttleån	6430920	1418750	Måttlig
50. Huskvarnaån	6407500	1402300	God
60. Munksjöns utlopp	6417320	1400960	Hög
70. Lillån	6418270	1399900	Dålig <sup>3)</sup>
80. Domneån	6422600	1400400	Hög
90. Malmabäcken	6422600	1398760	Dålig <sup>2,3)</sup>
100. Hökesåån	6425170	1398950	Hög
110. Knipån	6431670	1401190	Hög
120. Gagnån	6434510	1401750	Hög
130. Svedån	6465460	1411000	Hög
140. Hjoån	6495900	1420250	Hög (god) <sup>1)</sup>
150. Forsviksåån	6525900	1450050	Hög
1349. Alsen utlopp	6524700	1451700	Hög (god) <sup>1)</sup>
1271. Kärrafjärden utlopp	6490320	1455630	Hög
10. Motala ström	6479170	1444800	Hög

1) Vid beräkning med hänsyn till andelen jordbruksmark höjdes statusen till denna klass.

2) Uppgift om andelen jordbruksmark saknas, vilket omöjliggör beräkning med hänsyn till denna.

3) Mätning/analys av absorbans, kalcium, magnesium och kalium utförs inte, varför statusklassning gjordes med den förenklade metoden.

De ovan nämnda, jordbrukspåverkade, vattendragen, Lillån, Ålebäcken, Mjölnaån, Malmabäcken och Röttleån, hade även mycket höga årsmedelhalter av kväve (figur 2). I Lillån bidrar utsläpp från reningsverket i Bankeryd. Bland provplatserna med mycket höga kvävehalter fanns även Munksjöns utlopp, där reningsverket i Jönköping (Simsholmen) är en stor kvävekälla (ALcontrol 2010), samt Huskvarnaån. Vid övriga provplatser var kvävehalterna måttligt höga eller höga.



Figur 2. Årsmedelhalter av kväve vid de 17 stationerna i tillflöden till Vättern samt stationen i utloppet Motala ström år 2010. Över blå linje är halterna låga, över grön linje måttligt höga, över gul linje höga, över orange linje mycket höga och över röd linje extremt höga enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Rapport 4913).

Avloppsvatten från reningsverk innehåller ofta förhöjda halter av ammoniumkväve. Gränsvärdet för känsliga fiskar, t.ex. öring, är 200 µg/l och för fisk i allmänhet, t.ex. abborre och gädda, 1500 µg/l (Naturvårdsverket 1969). I Munksjöns utlopp förekom ammoniumkvävehalter över 1500 µg/l i april och maj och i Lillån gällde detsamma i februari t.o.m. maj. Halter över 200 µg/l noterades vid ett eller flera tillfällen under året även i Mjölnaån, Ålebäcken och Huskvarnaån. I Hjoån och Forsviksån, vilka är särskilt intressanta ur fiske-synpunkt, uppmättes dock inga halter över 200 µg/l. Ammonium kan under vissa betingelser omvandlas till ammoniak, som är giftigt för fisk. Miljö kvalitetsnormen för ammoniak är 25 µg/l (SFS 2001:554), men vid aktuella värden för temperatur, pH och ammoniumkväve, överskreds inte denna gräns.

I detta kontrollprogram mäts halterna av organiskt material som TOC (totalt organiskt kol). I vattendrag utgörs det organiska materialet främst av humus som härrör från nedbrytningsprocesser i omgivande mark. Under år 2010 förekom de högsta TOC-halterna i Orrnäsaån och Domneån, vilka hade mycket höga medelhalter. Domneån är det av vattendragen som har den största andelen sankmark (28 %), men detta gäller inte Orrnäsaån. I Vätterns utlopp, Motala ström, bedömdes samtliga halter under året som mycket låga beroende på "självrening" genom sedimentation och nedbrytning i Vättern med dess långa uppehållstid. I övriga vattendrag var halterna av organiskt material huvudsakligen måttligt höga eller höga. Vid nedbrytning av det organiska materialet förbrukas syre, men under 2010 kunde ingen syrebrist påvisas vid någon av stationerna. Som lägst noterades måttligt syrerika förhållanden vid knappt hälften av provplatserna medan det vid övriga stationer rådde syrerikt tillstånd.

Samtliga vattendrag hade god eller mycket god buffertkapacitet (motståndskraft mot försurning, mätt som alkalinitet). Kalkning sker i de övre delarna av några avrinningsområden på främst den västra sidan av Vättern. Endast i ett prov (Svedån i november) noterades mycket svag buffertkapacitet (alkalinitet: 0,047 mekv/l).

## Tema metaller

### Metaller

Tungmetaller är metaller med en densitet större än 5 g/cm<sup>3</sup>. De finns naturligt i miljön i förhållandevis låga halter. Till skillnad från flertalet naturligt förekommande ämnen tycks vissa tungmetaller - främst bly, kadmium och kvicksilver - inte ha någon funktion i levande organismer. Istället orsakar dessa metaller redan i små mängder skador på både djur och växter. Några tungmetaller, t.ex. zink, krom och koppar, är nödvändiga (essentiella) och ingår i enzymer, proteiner, vitaminer och andra livsviktiga byggstenar, men tillförseln till organismen får inte bli för stor.

Tungmetallerna är oförstörbara, bryts inte ner och utsöndras mycket långsamt från levande organismer. De är således exempel på stabila ämnen, som blir miljögifter för att de dyker upp i alltför stora mängder i fel sammanhang. Metallerna förekommer i olika kemiska former och är därigenom i olika grad tillgängliga för levande organismer. Metallerna kan förekomma lösta i vattnet i jonform eller som oorganiska eller organiska komplex. De binds även till partiklar. Även tungmetallernas rörlighet i miljön skiftar beroende på de fysikaliska och kemiska egenskaper.

Bedömningsgrunder för metaller finns i Naturvårdsverkets "Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag" (Rapport 4913). Där anges bl.a. gränser för tillståndsbedömning av sju metaller (arsenik, bly, kadmium, koppar, krom, nickel och zink) i fem klasser från mycket låga till mycket höga halter. Bedömningen avser totalhalter.

	Cu	Zn	Cd	Pb	Cr	Ni	As
Mycket låga halter	≤0,5	< 5	≤0,01	< 0,2	≤0,3	< 0,7	≤0,4
Låga halter	0,5-3	5-20	0,01-0,1	0,2-1	0,3-5	0,7-15	0,4-5
Måttligt höga halter	3-9	20-60	0,1-0,3	1-3	5-15	15-45	5-15
Höga halter	9-45	60-300	0,3-1,5	3-15	15-75	45-225	15-75
Mycket höga halter	>45	>300	>1,5	>15	>75	>225	>75

Förslag till nya gränsvärden för koppar, krom och zink (i  $G_{vatten}$ ) finns i Naturvårdsverkets rapport "Förslag till gränsvärden för särskilda förorenande ämnen" (Rapport 5799) samt för bly, kadmium, kvicksilver och nickel (AA-EQS) i rapporten "Övervakning av prioriterade miljöfarliga ämnen i staden i Ramsdiktivet för vatten" (Rapport 5801). Dessa gränsvärden avser den lösta fraktionen, d.v.s. metallhalter efter filtrering genom ett 0,45 µm filter.

Koppar: 4 µg/l

Krom: 3 µg/l

Zink: 3 µg/l (vid hårdhet <24 mg CaCO<sub>3</sub>/l), 8 µg/l (vid hårdhet >24 mg CaCO<sub>3</sub>/l)

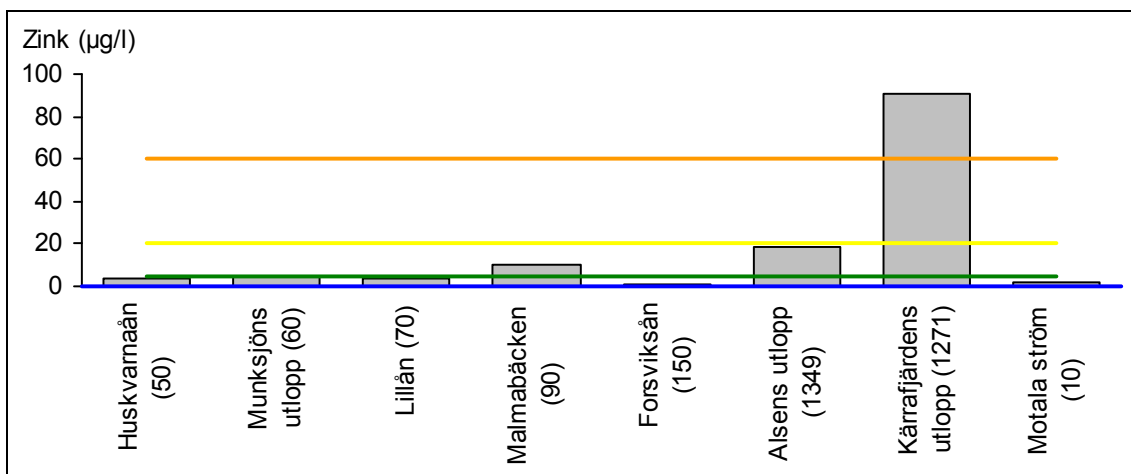
Bly: 7,2 µg/l

Kadmium: 0,08-0,25 µg/l (beroende på vattnets hårdhet)

Kvicksilver: 50 ng/l

Nickel: 20 µg/l

Metaller undersöks bara vid åtta av stationerna. År 2010 var medelhalterna av arsenik, kadmium, koppar, krom och nickel mycket låga eller låga vid samtliga provplatser. I Kärrarfjärdens utlopp uppmättes emellertid höga medelhalter av zink (figur 3) och måttligt höga medelhalter av bly. Detta torde bero på nuvarande och tidigare verksamhet vid Zinkgruvan Mining AB i tätorten Zinkgruvan i Askersunds kommun. I gruvan, som öppnades 1857, bryts zink, bly, koppar och silver. Jämfört med föreslagna gränsvärden för prioriterade och särskilda förorenande ämnen (Naturvårdsverkets rapporter 5801 och 5799) överskred zinkhalterna gränsvärdet 8 µg/l (vid hårdhet >24 mg CaCO<sub>3</sub>/l), förutom i Kärrarfjärden, även i Alsen och Malmabäcken. Maxhalterna i Huskvarnaån och Kärrarfjärden överskred knappt värdet 4 µg/l för koppar. Halterna av bly, kadmium, krom, kvicksilver och nickel underskred gränsvärdena.



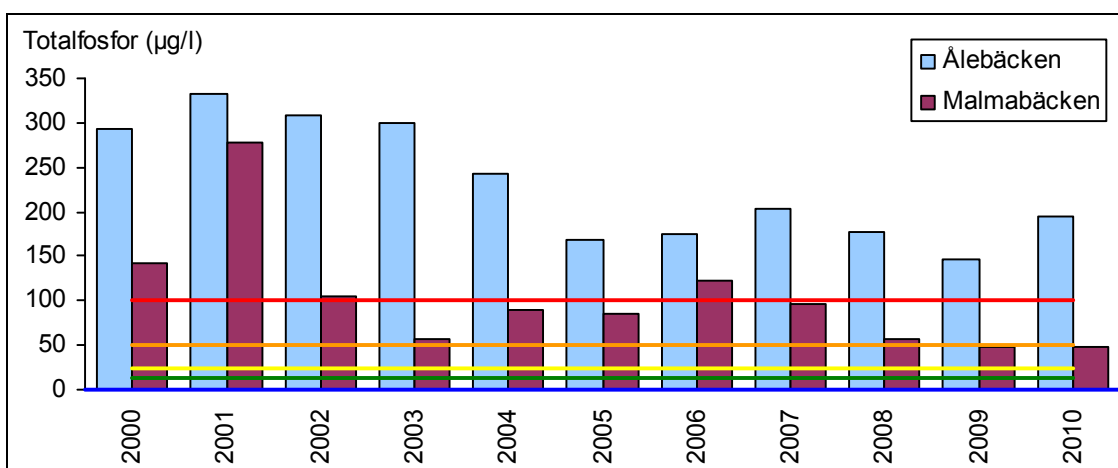
Figur 3. Medelhalter av zink vid de sju stationer i tillflöden till Vättern samt stationen i utloppet Motala ström år 2010. Över blå linje är halterna mycket låga, över grön linje låga, över gul linje måttligt höga och över orange linje höga enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Rapport 4913).

## Tidsserier och trender

Tidsserierna för organiskt material (mätt som TOC), totalfosfor, totalkväve, ammoniumkväve och metaller utvärderades statistiskt med Mann-Kedall-test. Statistiskt signifikanta trender under 2000-talet sammanfattas i tabell 2 (ej metaller).

För organiskt material (främst humus från omgivande mark, mätt som TOC) finns signifikanta trender på enstjärnig nivå ( $p < 0,05$ ) vid fem provplatser. I de starkt jordbrukspåverkade Mjölneån och Malmabäcken är trenden negativ, d.v.s. minskande halter. Vid stationerna i Domneån samt utloppen av Alsen och Kärrafjärden, där andelen skogsmark är cirka 70 %, är trenderna däremot ökande.

I Malmabäcken och Ålebäcken, som även den är starkt jordbrukspåverkad, är fosforhalterna signifikant minskande under 2000-talet (figur 4). Signifikansen är oftast på enstjärnig



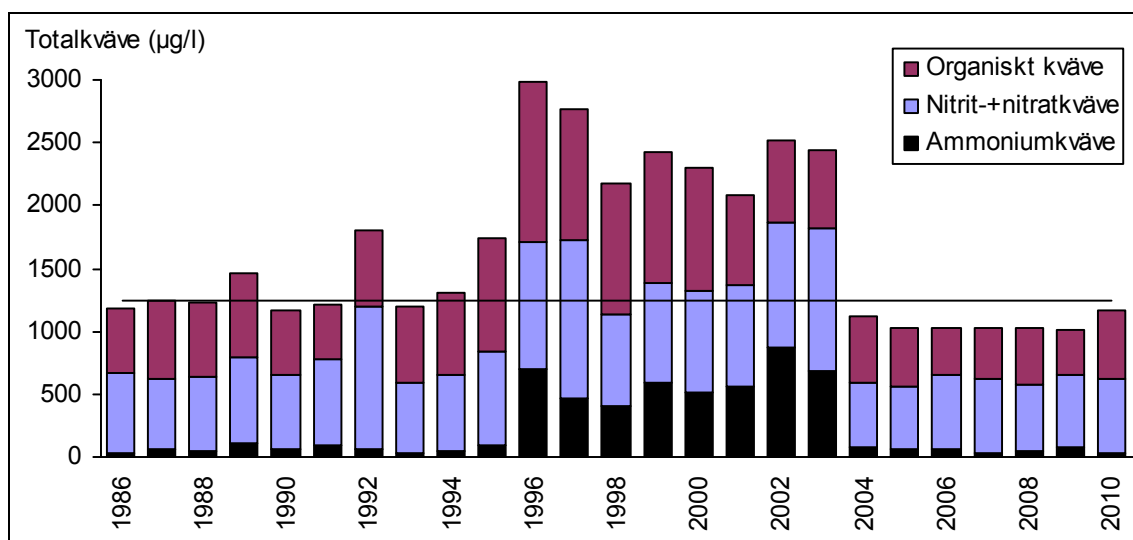
Figur 4. Årsmedelhalter av fosfor i Ålebäcken (25) och Malmabäcken (90) under 2000-talet. Över blå linje är halterna låga, över grön linje måttligt höga, över gul linje höga, över orange linje mycket höga och över röd linje extremt höga enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Rapport 4913).



nivå ( $p < 0,05$ ), men för perioden 2000-2010 i Malmabäcken är den tvåstjärnig ( $p < 0,01$ ). I Malmabäcken minskade fosforhalterna från extremt höga till höga, medan de i Ålebäcken bedöms som fortsatt extremt höga. För tre provplatser, Hjoån samt utloppen av Alsen och Kärrafjärden, finns statistiskt signifikant ökande trender för fosfor. För perioden 2002-2010 i Alsen samt perioderna 2000-2010, 2001-2010 och 2002-2010 i Kärrafjärden är signifikansen tvåstjärnig ( $p < 0,01$ ). I Alsen ökade fosforhalterna från måttligt höga till höga och i Kärrafjärden från låga till måttligt höga.

För kväve finns statistiskt signifikant minskande trender (enstjärnig nivå,  $p < 0,05$ ) under 2000-talet för åtta tillflöden: Huskvarnaån, Lillån, Malmabäcken, Hökesån (figur 5), Kniån, Gagnån, Hjoån och Forsviksån. I Hökesån och Hjoån var signifikansen tvåstjärnig ( $p < 0,01$ ) för perioden 2000-2010 och halterna minskade från mycket höga till höga. Även i Lillån och Gagnån minskade halterna en klassgräns från extremt höga till mycket höga respektive från höga till måttligt höga. I Forsviksån har haltminskningen ett tydligt samband med minskande vattenföring, vilket påvisar minskat markläckage. I övriga vattendrag syntes inget sådant samband, varför minskade utsläpp från punktkällor kan ha haft en större betydelse. Särskilt tydligt är detta i Hökesån, där även halterna av ammoniumkväve minskade signifikant (figur 5) som en direkt följd av att utsläppet från Habo reningsverk flyttats till en våtmark med direkt avrinning till Vättern (ALcontrol 2010). Även i Huskvarnaån minskade halterna av ammoniumkväve signifikant (för perioden 2000-2010 t.o.m. på tvåstjärnig nivå).

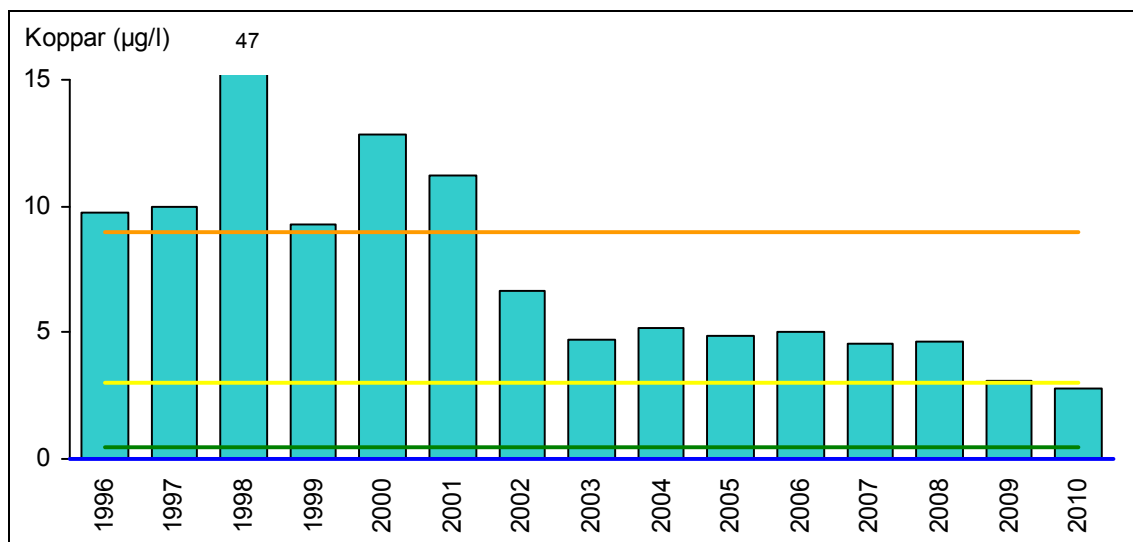
Vid Munksjöns utlopp ökade kvävehalterna signifikant på enstjärnig nivå ( $p < 0,05$ ) under 2000-talet. Detta innebär att de redan mycket höga kvävehalterna blivit ännu högre. Till de förhöjda kvävehalterna i Munksjön bidrar främst utsläpp från Jönköpings reningsverk. Även i Alsen ökade kvävehalterna med enstjärnig signifikans, men halterna klassas fortsatt som höga.



Figur 5. Årsmedelhalter av kväve och dess fraktioner i Hökesån (100) åren 1986- 2010. Över linjen bedöms totalkvävehalten som mycket hög enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Rapport 4913).

För metaller, som bara mäts i sju av tillflödena samt Vätterns utlopp Motala ström, finns många signifikant minskande trender under 2000-talet på en- ( $p < 0,05$ ), två- ( $p < 0,01$ ) eller t.o.m. trestjärnig ( $p < 0,001$ ) nivå. På trestjärnig nivå gäller det arsenik och koppar (figur 6) i Malmabäcken, nickel i Lillån och krom i Motala ström. Vid dessa stationer är det även flera metaller som minskat på två- och enstjärnig nivå. I Malmabäcken gäller det bly, kadmium,

krom och zink, i Lillån arsenik och kadmium och i Motala ström arsenik, koppar och zink. Orsaker till minskande metallhalter kan t.ex. vara åtgärder för att minska utsläppen från ytbehandlingsindustri samt minskat tillskott från dagvatten. Vid Alsens utlopp ökade emellertid kopparhalten inom klassen låga halter (enstjärnig signifikans) och vid Kärrafjärdens utlopp ökade nickelhalten från mycket låg till låg halt (enstjärnig signifikans) under 2000-talet.



Figur 6. Årsmedelhalter av koppar i Malmabäcken (90) åren 1996- 2010. Över blå linje är halterna mycket låga, över grön linje låga, över gul linje måttligt höga och över orange linje höga enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Rapport 4913). Gränsen för mycket höga halter är 45 µg/l.



Figur 7. Limnoshämtare för vattenprovtagning i sjöar och djupare vattendrag (foto: Medins Biologi AB).

Tabell 2. Resultat från statistisk analys (Mann-Kendall test) av tidsserier för organiskt material (mätt som TOC), totalfosfor, totalkväve och ammoniumkväve i de 17 stationerna i tillflöden till Vättern samt stationen i utloppet Motala ström. Endast signifikanta trender på tre- ( $p < 0,001$ ), två- ( $p > 0,01$ ) eller enstjärnig ( $p < 0,05$ ) nivå under 2000-talet redovisas. Trendens riktning anges med uppåt- eller nedåtpil

Provtagningsplats	Tidsperiod	Signifikans	Trendens riktning
<b>ORGANISKT MATERIAL (TOC)</b>			
Mjölnån (20)	2005-2010	•	▼
	2006-2010	•	▼
Malmabäcken (90)	2001-2010	•	▼
Domneån (80)	2002-2010	•	▲
Alsen utlopp (1349)	2002-2010	•	▲
	2004-2010	•	▲
Kärrafjärden utlopp (1271)	2002-2010	•	▲
	2003-2010	•	▲
	2004-2010	•	▲
	2005-2010	•	▲
	2006-2010	•	▲
<b>TOTALFOSFOR</b>			
Ålebäcken (25)	2000-2010	•	▼
	2001-2010	•	▼
Malmabäcken (90)	2000-2010	••	▼
	2001-2010	•	▼
	2005-2010	•	▼
	2006-2010	•	▼
Hjoån (140)	2004-2010	•	▲
Alsen utlopp(1349)	2000-2010	•	▲
	2001-2010	•	▲
	2002-2010	••	▲
	2003-2010	•	▲
	2005-2010	•	▲
Kärrafjärden utlopp (1271)	2000-2010	••	▲
	2001-2010	••	▲
	2002-2010	••	▲
	2003-2010	•	▲
	2005-2010	•	▲
<b>TOTALKVÄVE</b>			
Huskvarnaån (50)	2000-2010	•	▼
	2001-2010	•	▼
	2002-2010	•	▼
	2003-2010	•	▼
Munksjöns utlopp (60)	2000-2010	•	▲
	2001-2010	•	▲
Lillån (70)	2000-2010	•	▼
	2001-2010	•	▼
	2002-2010	•	▼
	2003-2010	•	▼
Malmabäcken (90)	2000-2010	•	▼
Hökesån (100)	2000-2010	••	▼
	2001-2010	•	▼
	2002-2010	•	▼

Tabell 2 (forts). Resultat från statistisk analys (Mann-Kendall test) av tidsserier för organiskt material (mätt som TOC), totalfosfor, totalkväve och ammoniumkväve i de 17 stationerna i tillflöden till Vättern samt stationen i utloppet Motala ström. Endast signifikanta trender på tre- ( $p < 0,001$ ), två- ( $p > 0,01$ ) eller enstjärnig ( $p < 0,05$ ) nivå under 2000-talet redovisas. Trendens riktning anges med uppåt- eller nedåtpil

Provtagningsplats	Tidsperiod	Signifikans	Trendens riktning
<b>TOTALKVÄVE (forts)</b>			
Knipån (1100)	2001-2010	•	▼
	2002-2010	•	▼
Gagnån (120)	2000-2010	•	▼
	2001-2010	•	▼
Hjoån (140)	2000-2010	••	▼
	2001-2010	•	▼
	2002-2010	•	▼
Forsviksån (150)	2000-2010	•	▼
Alsen utlopp (1349)	2000-2010	•	▲
	2001-2010	•	▲
<b>AMMONIUMKVÄVE</b>			
Huskvarnaån (50)	2000-2010	••	▼
	2001-2010	•	▼
	2002-2010	•	▼
	2003-2010	•	▼
Hökesån (100)	2002-2010	•	▼
	2003-2010	•	▼

# Ämnestransport och arealspecifik förlust

*Ann-Charlotte Norborg Carlsson, ALcontrol AB*

## Sammanfattning

År 2010 stod Huskvarnaån, Mjölnaån, Munksjöns utlopp och Röttleån för tillsammans 70 % av den beräknade fosfortransporten till Vättern. Munksjöns utlopp, Huskvarnaån och Mjölnaån bidrog även med 65 % av kvävetransporten. Samma tre vattendrag dominerade tillsammans med Forsviksån även transporten av organiskt material. Transporterna följer ofta vattenföringen väl med större transporter under år med hög vattenföring. I flera tillflöden noterades de största transporterna höglödesåren 1995, 1998 och 2007. Jämfört med långtidsmedelvärden var 2010 års transporter oftast något över eller nära de normala. Detta gällde dock inte Svedån, utloppen av Alsen och Kärrafjärden samt Vätterns utlopp Motala ström. I Svedån och Motala ström har fosfortransporterna under 2000-talet varit mindre än förväntat i förhållande till flödet, vilket kan tolkas som minskad belastning från punktkällor.

De arealspecifika förlusterna av fosfor och kväve var störst i Lillån och Munksjöns utlopp. Lillån hade höga förluster av både fosfor och kväve p.g.a. kraftig belastning från reningsverket i Bankeryd samt stor andel jordbruksmark. I Munksjöns utlopp var kväveförlusten mycket hög främst beroende på stor tillförsel från Jönköpings reningsverk. Även Mjölnaån och Huskvarnaån hade höga kväveförluster, vilket för Mjölnaån förklaras av stor andel jordbruksmark, medan påverkan från reningsverk och dagvatten spelar större roll i Huskvarnaån. Under 2000-talet finns svaga statistiskt signifikanta trender för ökande förluster av både fosfor och kväve i Mjölnaån, fosfor i Alsens utlopp och kväve i Munksjöns utlopp.

## Inledning

På uppdrag av Vätternvårdsförbundet utförde ALcontrol AB 2010 års fysikalisk-kemiska vattenundersökningar vid 17 stationer i tillflöden till Vättern samt vid en station i utloppet Motala ström (se figur och text i föregående kapitel). Utifrån uppgifter om vattenföring och halter av fosfor, kväve och organiskt material (mätt som TOC) samt arealuppgifter beräknades ämnestransporter och arealspecifika förluster.

## Metodik

Uppgifter om markanvändning hämtades från Svenskt vattenarkiv (SVAR) på SMHI:s hemsida ([www.smhi.se](http://www.smhi.se)). För respektive tillflödes mynning i Vättern summerades arealuppgifterna för kategorierna tätort, skog, öppen mark, vatten, sankmark och jordbruk för samtliga uppströms belägna delavrinningsområden. Ålebäcken och Malmabäcken finns inte som egna områden, varför inga uppgifter erhöles.

Uppgifter om vattenföring för respektive tillflödes mynning i Vättern samt utloppet Motala ström hämtades som modellberäknade s.k. S-HYPE-data från SMHI:s VattenWeb ([www.smhi.se](http://www.smhi.se)). För tillflödena användes årsmedelvärden för perioden 1990-2010 (äldre värden finns inte att tillgå). För Ålebäcken och Malmabäcken saknas uppgifter. I utloppet Motala ström finns en vattenföringsstation med ännu äldre data, varför uppgifter sammanställdes för perioden 1960-2010. För denna station togs även månadsmedelvärden fram. För vissa av tillflödena finns även flöden framtagna inom den samordnade recipientkontrollen i "Norra Vättern" (Alsen och Kärrafjärden) respektive "Södra Vättern" (Huskvarnaån, Munksjöns utlopp, Lillån, Hökesån och Knipån). Dessa flöden skiljer sig ibland från SMHI:s S-HYPE-data, bl.a. p.g.a. att kända uppgifter om flödestillskott från t.ex. kommunala reningsverk lagts till. Dessa tidsserier sträcker sig inte så långt tillbaka som 1990, men har ändå fått företräde framför S-HYPE-data, eftersom de troligen är mer sanna och dessutom har använts vid redan publicerade transportberäkningar inom recipientkontrollen.

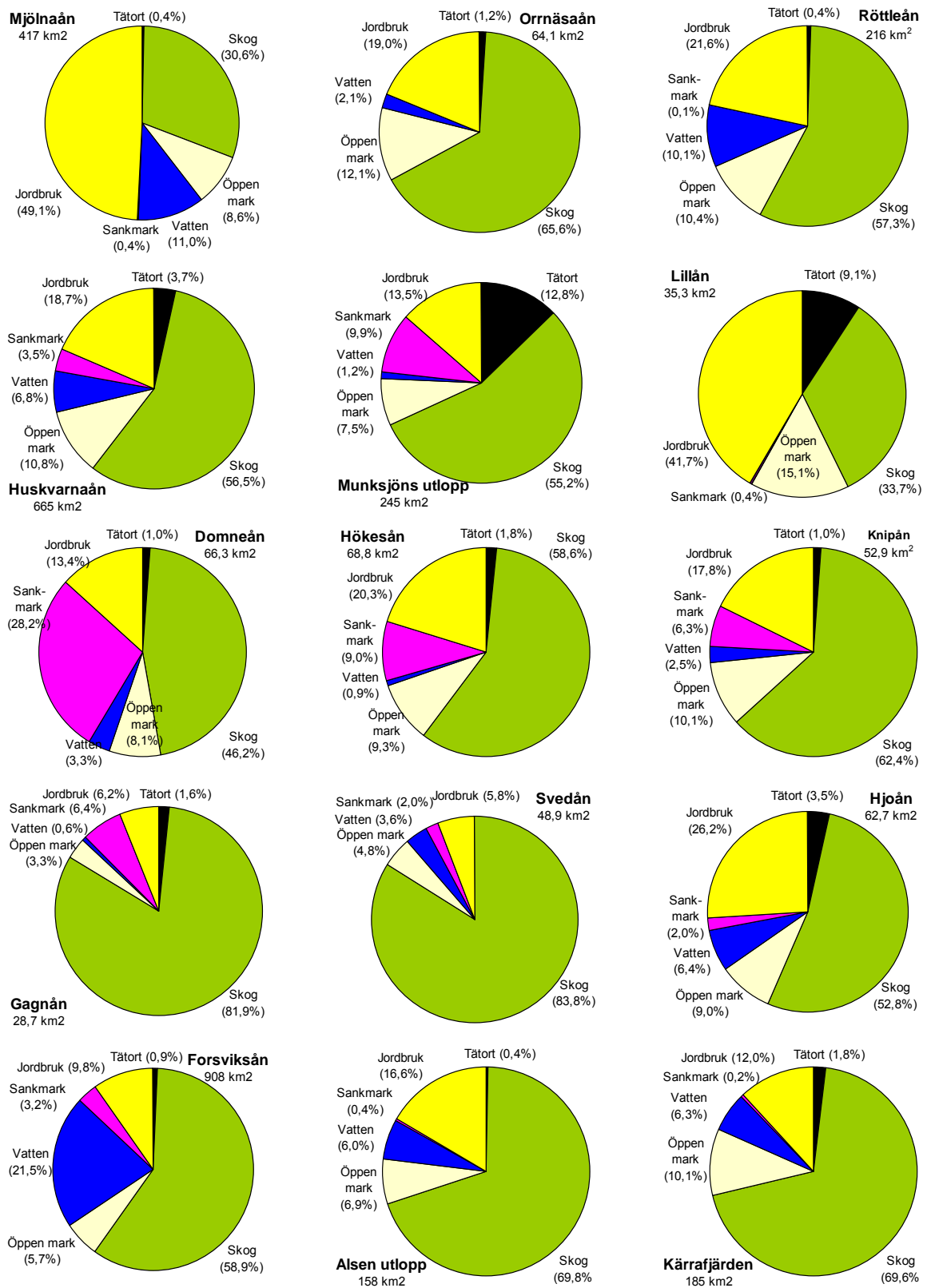
Utifrån dygnsmedelvattenföring för respektive tillflöde (oftast vid mynningen i Vättern) samt utloppet Motala ström, vilka hämtades som S-HYPE-data från SMHI:s hemsida ([www.smhi.se](http://www.smhi.se)), och halter, beräknades transporter av fosfor, kväve och organiskt material (mätt som TOC). Vid beräkningen multiplicerades interpolerade halter med aktuell dygnsmedelvattenföring och summerades till en årstransport. På detta sätt erhöles värden för åren 1990-2010 för Mjölnaån, Forsviksån, Svedån och Motala ström. För Huskvarnaån, Munksjöns utlopp, Hökesån, Knipån och Lillån användes samma transportvärden som framkommit inom den samordnade recipientkontrollen för "Södra Vättern" (ALcontrol AB) med varierande startår (1992, 1996 eller 2003). För utloppen av Alsen och Kärrafjärden erhöles transportvärden från den samordnade recipientkontrollen i "Norra Vättern" (Medins Biologi AB) med startår 1994, 1995 eller 2000. Samtliga transportvärden från den samordnade recipientkontrollen är beräknade utifrån halter och månadsmedelvattenföring. För Svedån och Forsviksån, där provpunkterna ligger ett stycke uppströms mynningen i Vättern, användes halter och flöden vid respektive provpunkt och räknades sedan upp med arealkorrigeringsfaktorerna 1,114 respektive 1,080.

För ovan nämnda vattendrag med tidsserier för transporter, beräknades den arealspecifika förlusten av fosfor respektive kväve som årstransporten dividerad med avrinningsområdets yta (kg/ha, år), både som ett medelvärde för treårsperioden 2008-2010 och för varje enskilt år i tidsserierna. Arealförlusterna bedömdes i enlighet med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Rapport 4913). Tidsserierna utvärderades statistiskt med Mann-Kendall-test.

## Resultat och diskussion

### Markanvändning

Markanvändningen i avrinningsområdena i 15 av de 17 undersökta tillflödena till Vättern framgår av figur 1. I 14 områden var dominerande markslag skog, som varierade mellan 55 % i Hjoån och 70 % vid utloppen av Alsen och Kärrafjärden. I Mjölnaån och Lillån dominerade jordbruksmarken (49 respektive 42 %). Jordbruksmark utgjorde en stor andel även i flertalet övriga avrinningsområden. Minst jordbruksmark finns i Gagnåns och Svedåns avrinningsområden (6 %). Beroende på påverkan av erosion och gödsling är markläckaget av näringsämnen större från jordbruksmark än från skogsmark, varför halterna av



Figur 1. Procentuell fördelning av markslag för 15 av de 17 undersökta tillflödena till Vättern. För Ålebäcken och Malmabäcken finns inga uppgifter att tillgå på SMHI:s hemsida ([www.smhi.se](http://www.smhi.se)).

fosfor och kväve oftast är förhållandevis högre. Även värdena för grumlighet och alkalinitet (motståndskraft mot försurning) är oftast högre i vattenområden i jordbruksbygd.

Ytterligare en faktor av stor betydelse för vattenkvaliteten är andelen sjöar i avrinningsområdet. Detta eftersom sjöar fungerar som naturliga ”klarningsbassänger” där partiklar av organiskt (humus, alger) eller oorganiskt (mineralpartiklar) material kan sedimentera och/eller nedbrytning ske. Sjöprocenten är klart störst i Forsviksåns avrinningsområde (21 %), där sjöarna Unden och Viken utgör en stor del av avrinningsområdet. Därefter följer Mjölnaån och Röttleån med sjöprocent kring 10 %. I Mjölnaåns avrinningsområde ligger sjön Tåkern och i Röttleåns avrinningsområde finns sjöarna Ören och Bunn. Följande sex avrinningsområden har en sjöprocent mindre än 3 %: Orrnäsaån, Munksjöns utlopp, Lillån, Hökesån, Knipån och Gagnån. Den sämsta vattenkvaliteten kan följdaktligen förväntas i tillflöden med stor andel jordbruksmark och liten andel sjöar, vilket stämmer in på Lillån. Tvärtom kan den bästa vattenkvaliteten förväntas i tillflöden med liten andel jordbruksmark och stor andel sjöar, vilket stämmer in på Forsviksån (se föregående kapitel ”Vattenkvalitet i Vätterns tillflöden och utlopp”).

Vatten som avrinner från sankmark är mycket humöst. Andelen sankmark var störst i Domneåns avrinningsområde (28 %), och Domneån hade mycket riktigt en av 2010 års högsta medelhalter av organiskt material (mätt som TOC, se föregående kapitel).

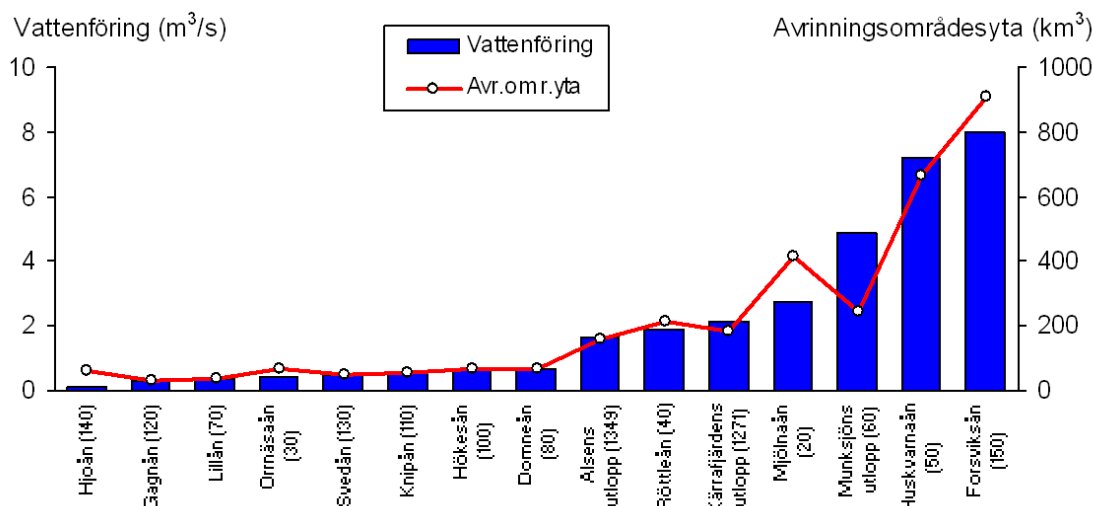
Tätortsandelen var störst i Munksjöns utlopp (13 %) och Lillån (9 %). Tätorter kan påverka vattenkvaliteten negativt genom tillförsel av främst näringsämnen och syreförbrukande organiskt material, men även t.ex. metaller och olja, från industrier och reningsverk samt dagvatten. I Munksjöns utlopp och Lillån syntes påverkan från främst reningsverken i Jönköping respektive Bankeryd som förhöjda halter av ammoniumkväve (se föregående kapitel).

## Vattenföring

Vattenföringen har stor betydelse för vattenorganismernas livsmiljö. Vid litet vattenflöde ökar konkurrensen om utrymmet eftersom arealen vattenyta minskar. Vidare ökar risken för syrebrist. Litet vattenflöde ger dessutom ökad påverkan från eventuella punktkällor som en koncentrationseffekt. Vid större vattenflöden ökar risken för bortspolning av organismerna medan vattenkvaliteten oftast är bättre. Vattenföringen påverkar transporterna av t.ex. näringsämnena fosfor och kväve samt syreförbrukande organiskt material, eftersom vattenföringen multiplicerad med halterna ger transporterade mängder av olika ämnen till Vättern.

Vattenföringen i 15 av de undersökta tillflödenas mynning i Vättern varierade mellan 0,12 m<sup>3</sup>/s (Hjoån) och 8,0 m<sup>3</sup>/s (Forsviksån) som årsmedelvärde 2010 (figur 2). Medelavrinningen ut ur Vättern vid Motala ström var 40 m<sup>3</sup>/s. I Motala ström var vattenföringen högst i januari t.o.m. mars samt augusti och november. Inte särskilt förvånande fanns det ett tydligt samband mellan årsmedelvattenföringen och respektive tillflödes avrinningsområdesyta med den högsta vattenföringen i Huskvarnaån och Forsviksån (figur 2). I Munksjöns utlopp var flödet större än förväntat i förhållande till avrinningsområdets storlek beroende på pumpning av vatten till Munksjön från Vättern.





Figur 2. Medelvattenföring år 2010 samt avrinningsområdets yta i 15 av de 17 undersökta tillflödena till Vättern. För Ålebäcken och Malmabäcken finns inga uppgifter att tillgå på SMHI:s hemsida ([www.smhi.se](http://www.smhi.se)).

År 2010 var vattenföringen i tillflödena på Vätterns östra sida (Mjölnaån, Ornäsåån, Röttleån och Huskvarnaån) högre än medelvärdet för perioden 1990-2009. I Munksjöns utlopp vid Vätterns södra ände var 2010 års vattenföring väldigt nära långtidsmedelvärdet. Däremot var årsmedelflödet i flera av tillflödena på Vätterns västra sida (Domneån, Hökesån, Knipån, Gagnån och Svedån samt utloppen av Alsen och Kärrafjärden) något lägre än långtidsmedelvärdet. I Vätterns utlopp vid Motala ström var 2010 års medelvattenföringen högre än långtidsmedelvärdet. I flertalet tillflöden förekom den högsta vattenföringen åren 1995, 1998 och 2007. I de nordliga tillflödena, Forsviksån samt utloppen av Alsen och Kärrafjärden, noterades emellertid den allra högsta vattenföringen år 2000 respektive 2001. År med särskilt låga medelvattenföringar var 1996, 2003, 2005 och 2009. I några tillflöden (Mjölnaån, Ornäsåån, Svedån, Hjoån, Forsviksån samt utloppen av Alsen och Kärrafjärden) förekom ovanligt låga vattenföringar även under perioden 1990-1992.

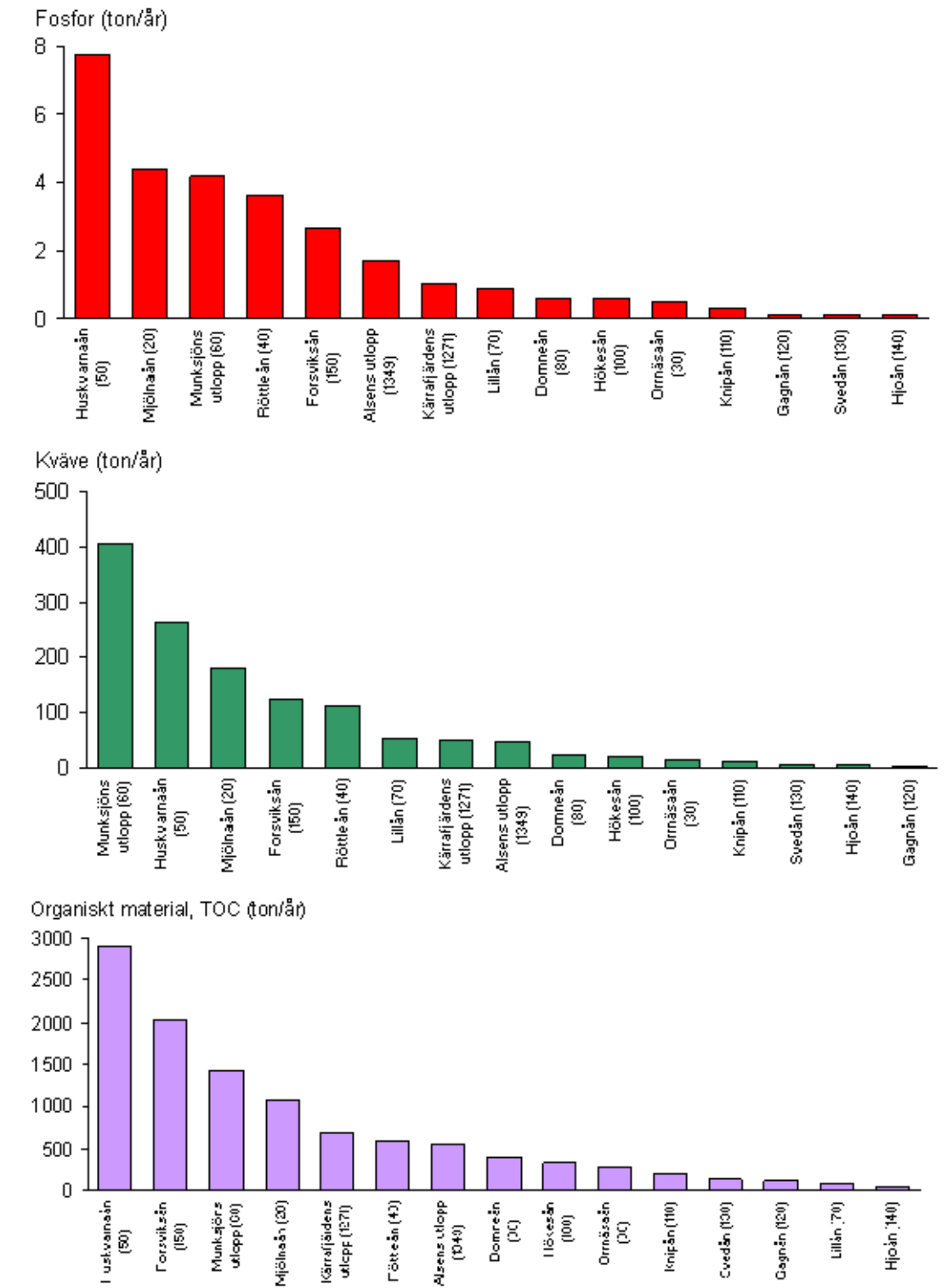
## Ämnestransport

Ämnestransporterna för år 2010 av näringsämnen fosfor och kväve samt syreförbrukande organiskt material (mätt som TOC) redovisas i tabell 1 och figur 3. Fosfortransporten var störst i Huskvarnaån (27 %), följd av Mjölnaån (15 %), Munksjöns utlopp (15 %) och Röttleån (13 %). Tillsammans stod dessa fyra tillflöden för 70 % av den beräknade fosfortransporten till Vättern. Även kvävetransporten dominerades av tre av dessa tillflöden, Munksjöns utlopp (31 %), Huskvarnaån (20 %) och Mjölnaån (14 %), vilka tillsammans bidrog med 65 % av kvävet till Vättern. De tre nämnda vattendragen, Huskvarnaån (27 %), Munksjöns utlopp (13 %) och Mjölnaån (10 %), bidrog tillsammans med Forsviksån (19 %) även till 68 % av transporten av organiskt material (mätt som TOC). Gagnån, Svedån och Hjoån var de tillflöden som bidrog med de minsta ämnestransporterna.

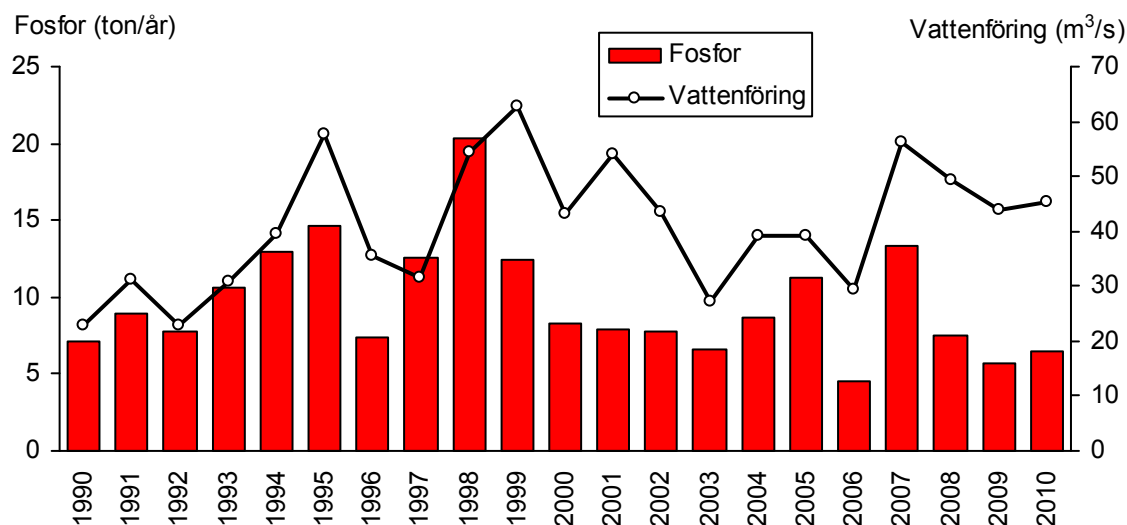
Tabell 1. Ämnestransporter av fosfor, kväve och organiskt material (mätt som TOC) år 2010 för 15 av de 17 undersökta tillflödena till Vättern samt utloppet Motala ström. Nederst anges transporter till de fyra vattenförekomsterna i Vättern. För Ålebäcken och Malmabäcken kunde inga beräkningar göras, eftersom inga uppgifter om vattenföring finns att tillgå på SMHI:s hemsida ([www.smhi.se](http://www.smhi.se)).

Provtagningsplats	Fosfor (ton/år)	Kväve (ton/år)	TOC (ton/år)
<u>Tillflöden</u>			
20. Mjölinaån	4,36	182	1084
25. Ålebäcken	-	-	-
30. Orrnäsaån	0,508	15,5	287
40. Röttleån	3,60	111	594
50. Huskvarnaån	7,75	264	2919
60. Munksjöns utlopp	4,17	406	1436
70. Lillån	0,886	53,6	91,4
80. Domneån	0,611	23,5	411
90. Malmabäcken	-	-	-
100. Hökesån	0,599	22,1	336
110. Knipån	0,333	12,6	219
120. Gagnån	0,156	3,99	121
130. Svedån	0,143	5,63	136
140. Hjoån	0,124	4,56	49,3
150. Forsviksån	2,66	123	2038
1349. Alsens utlopp	1,70	48,2	555
1271. Kärrafjärdens utlopp	1,04	49,1	690
<b>Summa</b>	<b>28,6</b>	<b>1324</b>	<b>10965</b>
<u>Utlopp</u>			
10. Motala ström	6,49	1045	3502
<u>Vattenförekomster</u>			
Alsen	1,70	48,2	555
Kärrafjärden	1,04	49,1	690
Duvfjärden (Alsen+Kärrafjärden)	2,73	97,3	1246
Storvättern	25,9	1227	9719

I ett längre tidsperspektiv har transportererna av både fosfor, kväve och organiskt material följt vattenföringen väl med större transporter under år med högre vattenföring, vilket har sin förklaring i större markläckage vid ökad nederbörd och avrinning. I flera tillflöden notades således de största transportererna 1995, 1998 och 2007, vid utloppen av Alsen och Kärrafjärden dock år 2000. Jämfört med långtidsmedelvärden (oftast från början eller mitten av 1990-talet t.o.m. 2009) var 2010 års transporter oftast något över eller nära de normala. I Svedån, utloppen av Alsen och Kärrafjärden samt Vätterns utlopp Motala ström var emellertid 2010 års transporter huvudsakligen mindre än normalt. I Svedån och Motala ström (figur 4) har fosfortransportererna under 2000-talet varit mindre än förväntat i förhållande till flödet, vilket kan tolkas som minskad belastning från punktkällor. Tidsserier för transporter finns inte framtagna för Orrnäsaån, Röttleån, Domneån, Gagnån och Hjoån.



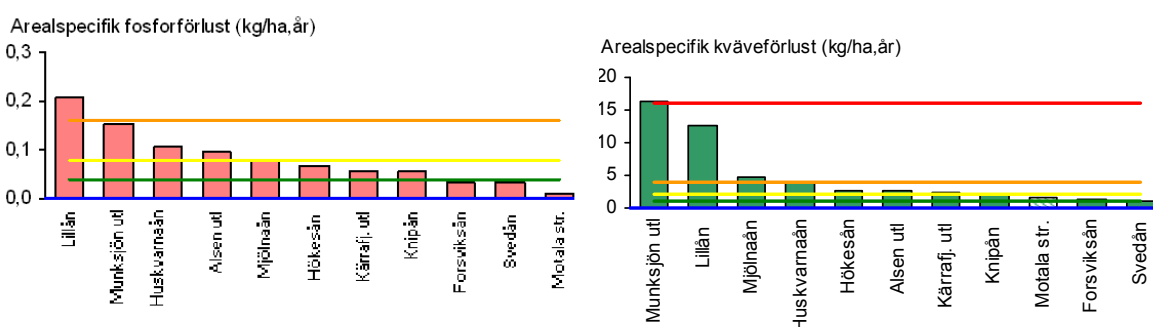
Figur 3. Ämnestransporter av fosfor, kväve och organiskt material (mätt som TOC) år 2010 för 15 av de 17 undersökta tillflödena till Vättern. För Ålebäcken och Malmabäcken kunde inga beräkningar göras, eftersom inga uppgifter om vattenföring finns att tillgå på SMHI:s hemsida ([www.smhi.se](http://www.smhi.se)).



Figur 4. Årstransporter av fosfor och årsmedelvattenföring i Vätterns utlopp Motala ström (station 10) åren 1990-2010.

## Arealspecifik förlust

I Lillån bedömdes den arealspecifika förlusten (ämnestransporten per avrinningsområdesyta) som hög för både fosfor och kväve (figur 5). Inget vattendrag hade mycket hög fosforförlust, men i Munksjöns utlopp var kväveförlusten mycket hög. Både Munksjön och Lillån är kraftigt belastade av näringsämnen (främst kväve) från de kommunala reningsverken i Jönköping respektive Bankeryd. Lillåns avrinningsområde omfattar dessutom en stor andel jordbruksmark (42 %) och saknar sjöar (figur 1). Även Mjölnaån och Huskvarnaån hade höga kväveförluster, vilket för Mjölnaån förklaras av stor andel jordbruksmark (49 %), medan påverkan från reningsverk och dagvatten har större betydelse för Huskvarnaån. Vid flertalet övriga provplatser var arealförlusterna av både fosfor och kväve låga eller måttligt höga. I Forsviksån och Svedån samt Vätterns utlopp Motala ström var emellertid fosforförlusterna t.o.m. mycket låga. Gemensamt för dessa är stor andel skogsmark och liten andel jordbruksmark samt för Forsviksån och Motala ström även stor andel sjöar.



Figur 5. Areal-specifika förluster av fosfor respektive kväve (medelvärden för åren 2008-2010) för 10 av de 17 undersökta tillflödena till Vättern samt Vätterns utlopp Motala ström. Över blå linje är förlusterna mycket låga, över grön linje låga, över gul linje måttligt höga, över orange linje höga och över röd linje mycket höga enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Rapport 4913).

Under 2000-talet finns bara statistiskt signifikanta trender på enstjärnig nivå ( $p < 0,05$ ) för ökande förluster av både fosfor och kväve i Mjölnaån, ökande fosforförlust i Alsens utlopp och ökande kväveförlust i Munksjöns utlopp (tabell 2).

Tabell 2. Resultat från statistisk analys (Mann-Kendall test) av tidsserier för areal specifika förluster av fosfor respektive kväve i 10 tillflöden till Vättern samt stationen i utloppet Motåla ström. Endast signifikanta trender på tre- ( $p < 0,001$ ), två- ( $p > 0,01$ ) eller enstjärnig ( $p < 0,05$ ) nivå under 2000-talet redovisas. Trendens riktning anges med uppåt- eller nedåtpil

Provtagningsplats	Tidsperiod	Signifikans	Trendens riktning
<b>FOSFORFÖRLUST</b>			
Mjölån (20)	2003-2010	•	▲
Alsens utlopp (1349)	2002-2010	•	▲
<b>KVÄVEFÖRLUST</b>			
Mjölån (20)	2000-2010	•	▲
	2001-2010	•	▲
Munksjöns utlopp (60)	2001-2010	•	▲



Huskvarnaån hade 2010 års största transporter av fosfor och organiskt material. Fotot föreställer Huskvarnaån vid Lekeryd (foto: Ann-Charlotte Norborg Carlsson, ALcontrol).

# Vätterns pelagiska fiskbestånd

Thomas Axenrot och Eva Bergstrand

Institutionen för Akvatiska resurser, Sveriges Lantbruksuniversitet

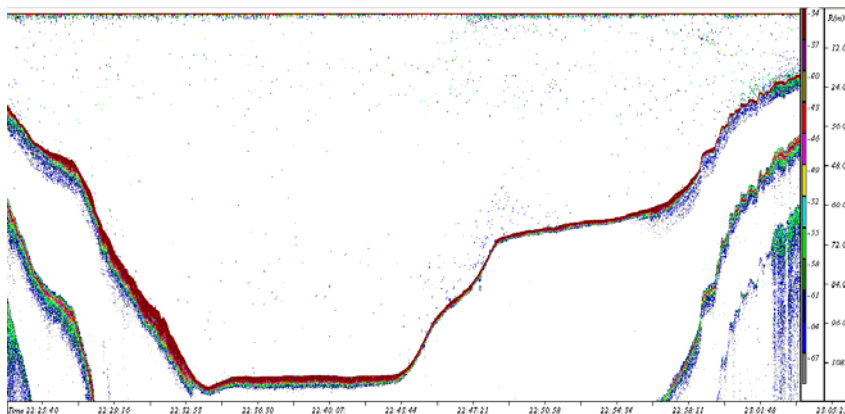
## Sammanfattning

För 2010 noterades i stort sett samma fisktätheter i Vättern som för 2009, vilket var en nedgång jämfört med 2008. Skillnaden var framför allt en stark rekrytering av nors under 2008. Fisktätheten var fortfarande relativt hög och över medelvärdet för undersökningsperioden (1992-2010). Nors har haft en regelbunden och god årlig rekrytering under lång tid och utgjorde 2010 80 % av det totala antalet fiskar i pelagialen (den fria vattenmassan). Efter uppgången i norsbeståndet 2007 och den starka rekryteringen 2008 minskade mängden nors under 2009-2010, men tätheten av nors var fortfarande över medel för undersökningsperioden. Siklöjebeståndet gick i motsatt riktning. Åren 2008 och 2010 noterades det lägsta antalet siklöjor sedan undersökningarna startade 1988. Dessa två år fångades endast vuxna individer. År 2009 noterades något fler individer och då i stort sett bara från den norra delen av Vättern. Av siklöjorna från 2009 var ca 80 % ensamriga vilket visade att det fortfarande sker rekrytering till det svaga beståndet. Åldersläsning av siklöjor från Vättern 1992-2010 har visat att tillväxten är svag i flera år efter en stark årsklass och att återhämtningen efter lek hos de vuxna individerna tar flera år. Fiskbiomassan i pelagialen för hela Vättern beräknades 2010 till i genomsnitt 6,3 kg/ha (1 hektar = 100 x 100 m) vilket var något mindre än tidigare år. Fördelningen över sjön var jämnare 2010.

Situationen för siklöjebeståndet i Vättern fortsätter att oroa. Olika orsaker kan enskilt eller i kombination förklara minskande bestånd och utebliven stark rekrytering. I Fiskeriverkets *Resurs- och miljööversikt 2011* ges som biologiskt råd att fiske efter siklöja bör upphöra helt till dess beståndet återhämtar sig och att nuvarande tidsbegränsning av fisket borde omfatta hela Vättern istället för att vara geografiskt begränsad till den södra delen av sjön.

## Det pelagiska fisksamhället viktigast i sjön

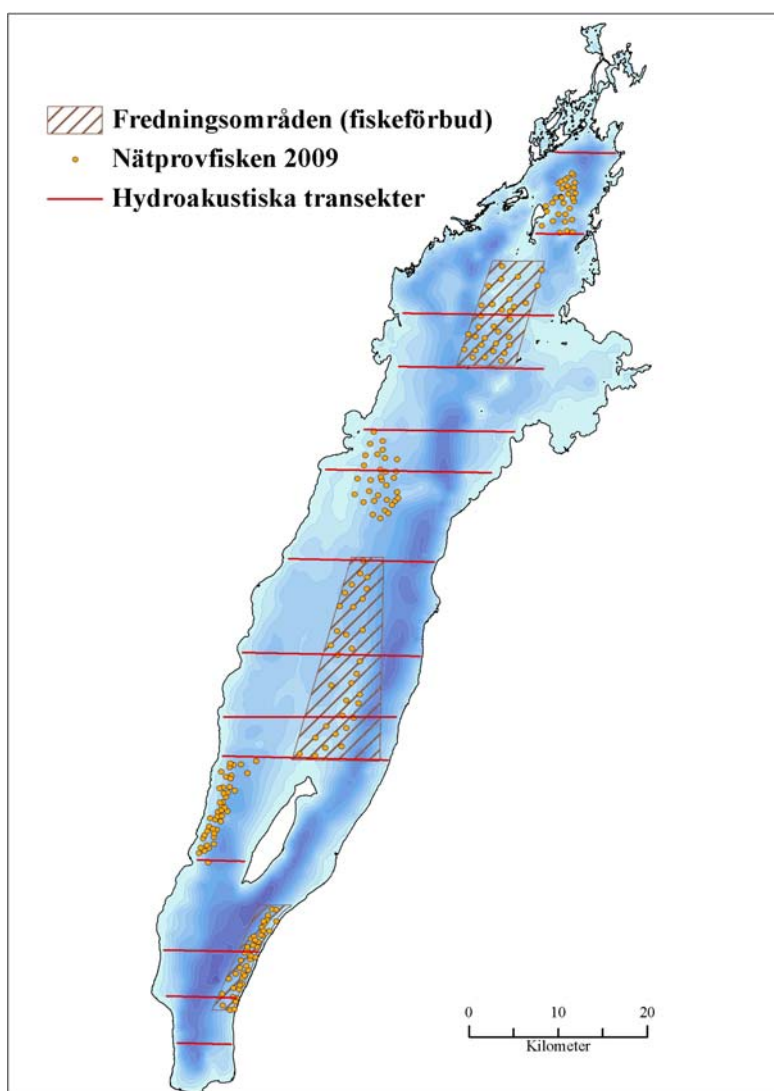
Vättern är djup med mestadels branta stränder (figur 1) och bara små skärgårdsområden varför pelagialen dominerar sjöns biologiska produktion.



Figur 1. Bottenprofil från södra Vättern – exempel på branta stränder och den stora volymen öppet vatten. Den bruna linjen representerar botten (från ekogram, Simrad EK60).

Det pelagiska fisksamhället är också det mest betydelsefulla för fisket, om man undantar kräftfiske. Med pelagiska fiskar avses de som huvudsakligen uppehåller sig och jagar föda i den fria vattenmassan. Till dessa hör nors, siklöja och storspigg, lax och röding, samt till viss del även sik och öring. Arter som gärs, hornsimp, lake och abborre är mer bottenbundna. Nors, siklöja och storspigg är viktiga bytesfiskar för rovfiskarna i sjön. En annan viktig födoresurs för flera fiskarter, bl a ung röding, sik och lake, är vitmärlor och pungräkor. Dessa båda arter lever också av vad som produceras eller har producerats pelagiskt. Vitmärlor lever bottennära och i sedimentet på stora djup medan pungräkor säsongvis, nattetid i skydd av mörkret, företar födovandringar från botten högt upp i vattenmassan för att konsumera djurplankton. Därmed konkurrerar de med en del fiskarter.

De pelagiska bestånden övervakas årligen med hjälp av ekolodning i samarbete med Vätternvårdsförbundet och utgör en del av miljöövervakningsprogrammet i sjön. Undersökningarna utförs med ett vetenskapligt ekolod längs 14 transekter tvärs över sjön kompletterat med begränsade trålningar på olika djup i norra, mellersta och södra delarna av sjön (figur 2).

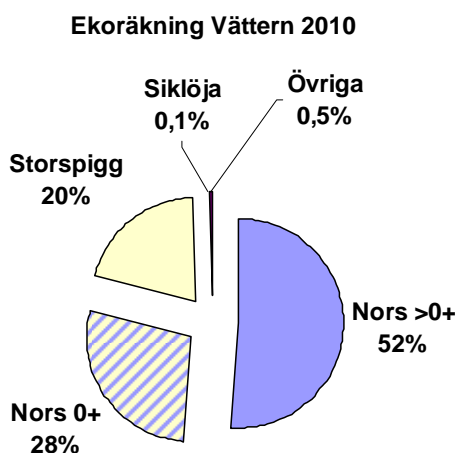


Figur 2. Årliga hydroakustiska transekter (röda linjer). Begränsade provtrålningar på olika djup genomförs årligen i södra, mellersta och norra delarna av sjön (varierande platser - ej med på kartan). Nätprovfisken 2009 (gula punkter) i fiskefredade (streckat) och referensområden.

Trålningen ger information om art- och storlekssammansättning i de övervakade fiskbestånden. Metodiken beskrevs mer utförligt i Vätternvårdsförbundets årsskrift för år 2000. Undersökningarna påbörjades 1988 och har genomförts årligen sedan 1992. Från 2006 används ett nytt ekolod (Simrad EK60 och ES120 7C) och från 2008 används ett nytt forskningsfartyg (U/F Asterix). I syfte att förbättra tolkningen av hydroakustiska data från ekolodningen för bottennära fiskar provas att väga in resultat från nätprovfisken i resultaten från ekolodningen för arter som röding, sik, abborre och lake. Individer av dessa arter registreras vid ekolodningen men fångas sällan vid trålningen då bottennära trålning inte görs. Arbetet sker i samarbete med Högskolan i Skövde och preliminära resultat förväntas bli klara under 2012.

## Nors dominerar i bytesfisksamhället

Nors dominerar i det öppna vattnet och utgjorde år 2010 ca 80 % av antalet pelagiska fiskar (figur 3).

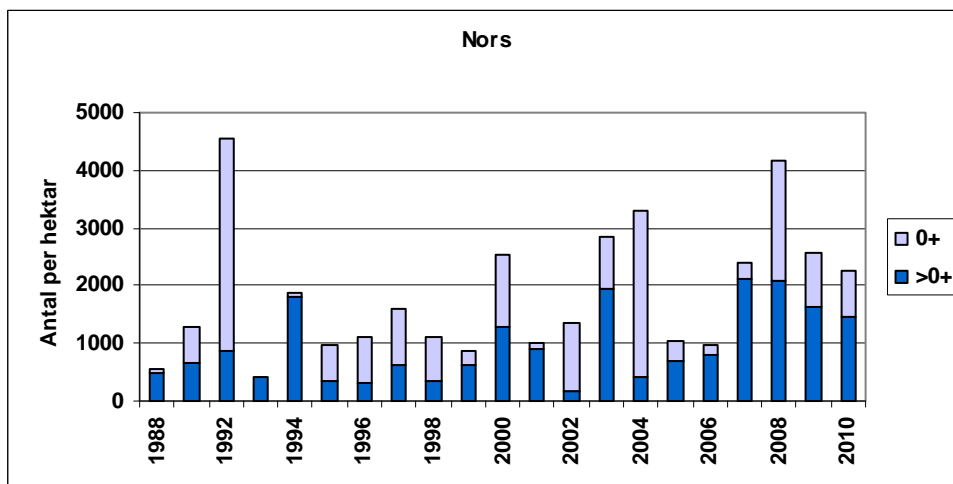
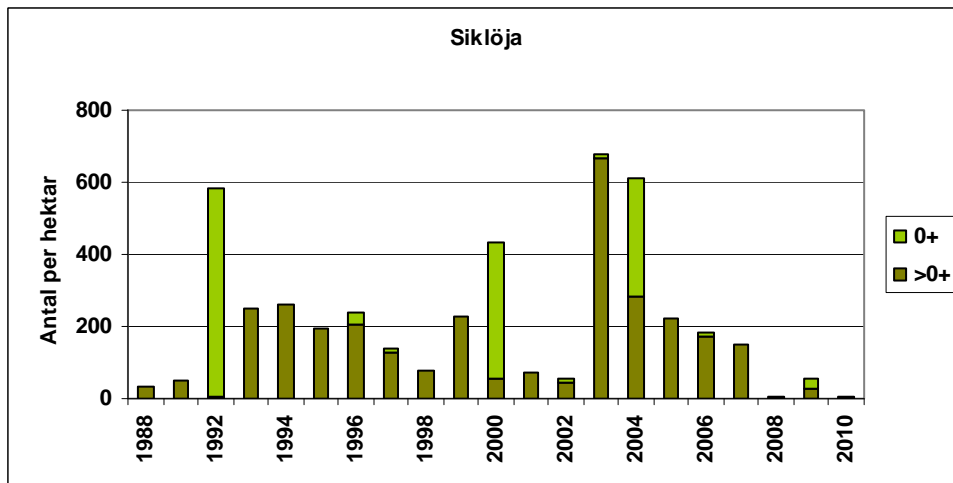


Figur 3. Andel per art av pelagiska fiskar i Vättern baserat på ekoräkning och trålfångster under augusti-september 2010. Övriga består av sik, röding, gers, braxen, flodnejonöga och hornsimpa. Nors har delats upp i årsyngel (0+) och äldre fiskar (>0+).

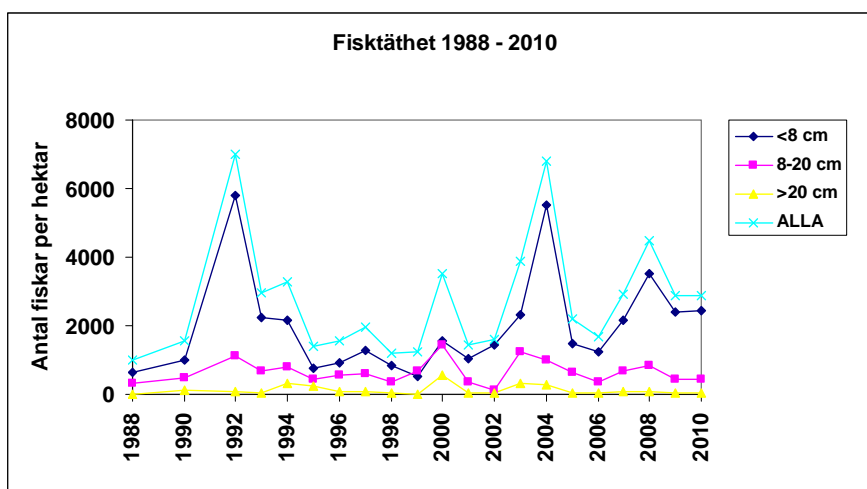
Mängden nors var ungefär densamma även 2009 men betydligt större 2008 då rekryteringen av ung nors var ovanligt kraftig och årsyngel utgjorde 50 % av all nors. Tätheten av nors 2010 var fortfarande över medelvärdet för de 20 år som undersökningarna pågått och mer än 30 % av norsen var årsyngel vilket tyder på fortsatt god rekrytering (figur 3 och 4). Tätheterna har varierat över åren från ca 400 till 4 500 individer per hektar, d v s med en faktor 10. Stora avvikelser från medelvärdet förekommer ibland vid höga tätheter och kan oftast förklaras med ovanligt god rekrytering av ung nors. Sådana år konstateras höga tätheter av fisk vilket orsakas av stora mängder årsyngel. Andelen mellanstor och större fisk är betydligt mer stabil över åren (figur 5). Nors är en eftertraktad bytesfisk och flertalet av de unga norsarna blir sannolikt inte så långlivade. Mycket låga tätheter förekommer mer sällan och under 500 individer per hektar har bara uppmätts en gång (1993; figur 4). Andelen årsyngel varierar i trålfångsterna mellan sjöns olika delar och är som regel högre i de mellersta och



norra delarna. En förklaring kan vara att förutsättningarna för tillväxt för årsynglen är mindre gynnsamma i den södra delen med mindre näringsrikt och ofta kallare vatten.



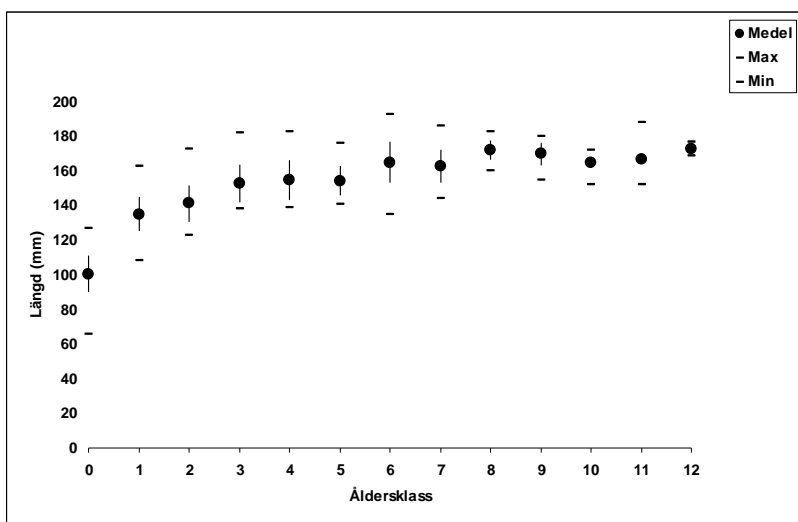
Figur 4. Mängden nors och siklöja som totalt antal med andel ensamriga (0+) fiskar per hektar. Data insamlade vid ekolodning och trålning under augusti-september. Åren 1989 och 1991 genomfördes inga undersökningar. Observera olika skalor för *Antal per hektar*.



Figur 5. Fisktäthet i Vättern 1988 – 2010 som totalt antal fiskar per hektar och uppdelat på tre storleksklasser. Beräkning baserad på data från ekolodning och trålning i augusti-september. Åren 1989 och 1991 genomfördes inga undersökningar.

## Siklöjebeståndet fortsatt svagt

Siklöja har, sett över alla undersökta år, varit den näst vanligaste fisken i pelagialen men vanligtvis högst upp till 20 % av norsbeståndet. Siklöjan är relativt småvuxen i Vättern (figur 6).



Figur 6. Längd vid viss ålder för siklöja i Vättern. Siklöjorna som provtagits är från tråldrag under augusti och september 1992-2010. Åldersbestämning har gjorts från otoliter. Medellängd med standardavvikelse och största respektive minsta fisk för varje åldersklass.

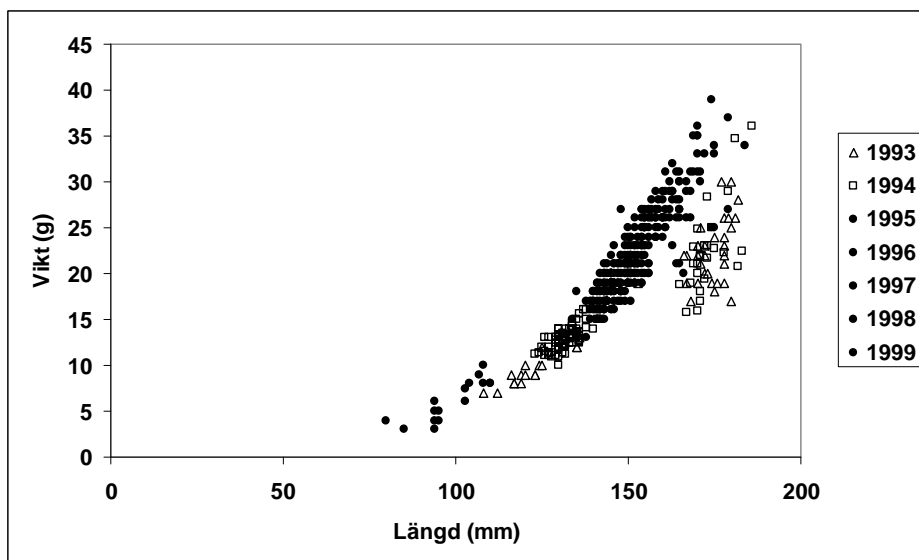
Den fiskas i ringa omfattning på sommaren för färskkonsumtion, men används även som agn vid krokfiske efter röding och lax. Tätheten för alla år är i medeltal 215 siklöjor per hektar men har varierat från några enstaka siklöjor (2008, 2010) till 680 (2003) individer per hektar till följd av ojämn föryngring (figur 4). Årsyngel av siklöja fångas regelbundet så rekrytering – om än svag – förekommer alltjämt. År med höga tätheter av siklöja – oftast orsakade av god rekrytering - uppvisar även höga tätheter och god rekrytering av nors (figur 4). Siklöjan leker på senhösten med kläckning av yngel på våren medan norsen både leker och kläcker ynglen på våren vilket innebär att förutsättningarna på våren är viktiga för årsynglens överlevnad. I likhet med norsen varierar andelen unga siklöjor mellan olika områden. För 2009-2010 noterades ensamriga siklöjor nästan uteslutande från den norra delen av Vättern. Svaga bestånd med under 100 individer per ha har noterats för åren 1990, 1998, 2001-02 och nu 2008-2010 (figur 4).

### Åldersstruktur hos siklöjebeståndet

Ett representativt urval av siklöjorna som trålats över åren har analyserats med avseende på ålder (åldersläsning av otoliter). Sammanställning av tillväxt (längd vid viss ålder) visar att de ensamriga siklöjorna (0+) vanligen kan urskiljas från övriga med avseende på längd (0+<110 mm och >0+>110, figur 6). Bedömning av årsklasstyrka utifrån siklöjornas storleksfördelning i trålfångsterna visade god överensstämmelse med resultaten från åldersläsningen.

Siklöjan i Vättern har historiskt sett fått starka årsklasser med längre mellanrum än norsen. Under den studerade perioden har riktigt starka årsklasser bara uppstått 1992, 2000 och 2004 (figur 4). Det är inte ovanligt att starka årsklasser hos siklöja uppstår enstaka år. I första hand har detta ansetts bero på att en stark årsklass, som resulterar i ett tätt bestånd, genom konkurrens om födan begränsar möjligheterna till föryngring de närmast följande åren. Granskning av de ålderslästa siklöjorna visar t ex att medelvikten minskade med ca 30

% hos vuxna siklöjor som hade lekt och bidragit till den starka årsklassen år 1992 (figur 7). Vikten hade inte återtagits två år efter leken.



Figur 7. Längd och vikt för åldersbestämda siklöjor från Vättern. Vuxna siklöjor (>150 mm) som fångades åren 1993 och 1994, med avvikande vikt, kan antas ha lekt hösten 1991 och bidragit till den starka årsklass uppstod 1992. De mindre siklöjor som fångades dessa år är ett- respektive tvååriga siklöjor. Nästa starka årsklass uppstod år 2000 efter lek hösten 1999.

Siklöja är vår mest utpräglade djurplanktonätare och en av få fiskarter där alla åldersklasser och storlekar äter samma föda. Detta medför att siklöjan konkurrerar starkt om födan med sina egna artfränder oavsett ålder eller storlek. Det är känt från flera studier att en stark årsklass kan hålla tillbaka föryngringen under flera år och att en ny stark årsklass uppstår först när den starka årsklassen tunnats ut. Detta illustreras ganska väl av beståndsutvecklingen efter 1992 års starka årsklass, då tätheten minskade utan avbrott fram till 1998-99 och en ny stark årsklass uppstod först år 2000 (figur 4). Som exempel var medellängd och vikt hos treårig siklöja från 1995 (dvs. uppväxt under den starka årsklassen 1992 med stark konkurrens om födan) och från 1999 (året före nästa starka årsklass) 146 mm och 19 gram respektive 167 mm och 25 gram. Skillnaden i vikt vid samma ålder var således ca 30 % och kan förmodas vara en viktig faktor för den enskilda fisken när den kan vara färdig att satsa på att leka. Det är känt att det kan vara ganska jämna cykler i föryngringen och att cyklernas längd kan påverkas av t ex tillgång på föda, konkurrens och fiske. I finska sjöar med intensivt fiske på siklöja kan rika årsklasser uppstå vartannat år, medan det var omkring 10 år mellan starka årsklasser i en norsk sjö där inget fiske bedrevs. Siklöjebeståndet i Vänern – som fiskas kommersiellt – har de senaste åren uppvisat en ökande trend med regelbunden föryngring. Även i Mälaren noteras föryngring och en positiv trend för siklöjebeståndet.

## Prognos och åtgärder

Det finns anledning till oro över utvecklingen av siklöjebeståndet i Vättern. I Fiskeriverkets *Resurs- och miljööversikt 2011* ges som biologiskt råd att fiske efter siklöja bör upphöra helt till dess beståndet återhämtar sig och att nuvarande tidsbegränsning av fisket borde omfatta hela Vättern istället för att vara geografiskt begränsad till den södra delen av sjön. Resultaten från nätprovfisken under senare år styrker att beståndet varit svagt under flera år. Det kan finnas flera orsaker till varför siklöjan minskar och att nya starka årsklasser verkar utebli. Vättern har blivit alltmer näringsfattig (oligotrof) på grund av förbättrad rening av av-

loppsvatten och bättre gödslingsteknik i jordbruket. Mindre tillskott av näringsämnen påverkar mängden djurplankton som utgör siklöjans föda - färre djurplankton räcker till färre siklöjor. Resultat från åldersläsningen av siklöjor 1992-2010 visar att födokonkurrens, inte minst inom den egna arten, var en viktig faktor för tillväxt och kondition. Stor konkurrens om begränsade födoresurser som påverkar fiskarnas kondition negativt minskar både antalet lekar under en livstid och lekframgången vid det enskilda lektillfället, d v s antalet yngel som produceras och överlever. Resultaten från de två stationer som undersöks med avseende på djurplankton visade emellertid ingen tydlig trend av minskande mängd djurplankton, utan snarare en omfördelning mot fler hoppkräftor och förskjutning mot mindre storlekar av hinnkräftor (t ex Årsskrift 2008). Ett redan svagt siklöjebestånd kan utöver fiske även vara känsligt för mängden rovfisk, i dagsläget framförallt utsatt lax, även om dessa också tar andra bytesfiskar som nors och spigg. Klimatförändringar kan påverka lekframgången, t ex om ynglens kläckning och tillväxt inte matchar tillgången på lämpliga djurplankton. Siklöjan leker på hösten och ynglen kläcks på våren vilket kan göra det svårare att tidsmässigt anpassa god tillgång till föda för de på våren nykläckta ynglen vid förändringar i klimat eller miljö. Data om planktonsamhället saknas tyvärr för våren. Om inte Vättern är unik i något avseende som påverkar siklöjan borde emellertid klimatförändringar påverka andra närliggande sjöar med siklöja som t ex Vänern där siklöjan haft en positiv utveckling de senaste åren. För nors, som konkurrerar med siklöjan om djurplankton som ung, noteras regelbunden rekrytering och ett jämförelsevis stabilt bestånd. Även pungräkor (*Mysis relicta*) konkurrerar periodvis med siklöjorna om födan (se vidare i Årsskrift 2008). Det saknas dock kunskap om mängden pungräkor i Vättern över åren.

## Övriga arter

Den tredje vanligt förekommande pelagiska bytesfisken är storspigg (figur 3). Arten förekommer nära ytan och bildar täta stim. Det faktum att arten uppträder så ytligt gör att en stor del av individerna sannolikt inte registreras vid ekolodning då svängaren sitter monterad under båten (U/F Asterix) på 1,5 m djup och har en teknisk närgräns på ca 1,5 m (sammanlagt 3 m). Det mest ytliga tråldraget sker normalt på ca 5-10 m för att komplettera data från ekolodningen. År 2010 gjordes ett extra, helt ytligt tråldrag (0-5 m) väster om Norrgrundet för att ge en uppfattning om mängden storspigg nära ytan. I gruppen liten fisk (<80 mm) utgjorde storspigg 86 % i detta tråldrag. I övrigt ingick nors. Om resultatet från detta tråldrag skulle införlivas i beräkningarna för fisktäthet ökar andelen spigg i detta område från 15 till 35 %. Nuvarande metodik är dock inte anpassad för att få ett bra mått på mängden storspigg varför en sådan beräkning bör tolkas försiktigt.

Även enstaka individer andra arter fångas vid trålningen. Utöver nors, siklöja och storspigg fångades 2010 sik, röding, gers, flodnejonöga, hornsimpa och braxen. Vissa år har enstaka laxar fångats.

# Elfiskeundersökning 2010 i vissa utvalda Vätterbäckar



**FISKERIVERKET**

*Fredrik Nöbelin och Arne Joblander vid Fiskeriverkets utredningskontor Göteborg.  
Fiskeriverket diarienummer: 14-2477-10. Juni 2011.*

## Inledning

Tillflödena till Vättern har en viktig ekologisk funktion genom att flera av sjöns fiskarter reproducerar sig här. Särskilt öringen i Vättern är känd att under hösten vandra upp för att leka i vissa bäckar och åar, men vattendragen är viktiga lekplatser även för arter som harr och flodnejöga.

Öringarna nyttjar bäckarnas strömvattenpartier som uppväxtområde innan de vandrar ut i Vättern. Tiden de stannar varierar mellan olika vattendrag, men synes variera mellan att vandra ut redan som årsunge till att stanna i upp till 3 år. Att säkerställa god vattenkvalitet i tillrinningsbäckarna, liksom att bibehålla naturliga biotoper, är därför av stor betydelse för fiskfaunan i sjön. Vätterbäckarna ses som viktiga även ur nationellt perspektiv för bevarande av den naturliga mångfalden i strömvattensmiljön.

Fiskeriverkets utredningskontor har på uppdrag av Vätternvårdsförbundet under 2010, på motsvarande sätt som tidigare år, genomfört elfiskeundersökningar i några av Vätterns tillrinnande vattendrag. Den övre lokalen i Gagnån elfiskades dock i länsstyrelsens regi, men redovisas i föreliggande rapport. Undersökningarna, som i första hand inriktats på kontroll av öringreproduktionen, ingår som en del i den regionala miljöövervakningen av Vättern. Öringen, tillsammans med andra förekommande fiskarter, fungerar i detta sammanhang som indikator på vattendragens miljö tillstånd. Avläsningen av öringreproduktionen i vissa vattendrag är också av betydelse för att kunna göra en bedömning av öringbeståndens status och utveckling.

## Undersökta vattendrag

De sex undersökta vattendragen 2010 framgår av nedanstående tabell (tabell 1). Fem av de elfiskade vattendragen finns inom Jönköpings län medan Granviksån mynnar i Vätterns norra del i Västra Götalands län. Vattendragens läge kring Vättern framgår av bifogad översiktskarta (se figur 1).

Tabell 1. Vattendrag och provlokaler som ingår i 2010 års elfiskeundersökning.

Vattendrag	Fiskedatum	Provlokalens koordinater (RAK)	
		x	y
Granviksån	2010-08-13	6501700	1426900
Gagnån (nedre)	2010-09-17	6431000	1401550
Gagnån (övre)	2010-07-03	6432050	1399650
Hornån	2010-08-23	6428050	1399750
Knipån	2010-08-23	6425000	1398800
Tabergsån	2010-08-23	6402250	1399450
Röttleån	2010-09-17	6431200	1418750

De övre delarna av Vätterns tillrinningsområde är belägna på en höjd av drygt 300 meter över havet medan Vätterns yta ligger ca 89 m över havet. Höjdskillnaderna medför en väsentlig lutning i flera vattendrag, vilket bl a ger upphov till de långa strömsträckor som utgör lämpliga biotoper för uppväxande öring. De sex undersökta vattendragen innehåller alla strömsträckor som lämpar sig för öringproduktion. Vandringshinder för uppvandrande fisk, i form av dammar och fall, medför dock att det i flera vattendrag främst är de nedre delarna som nyttjas som reproduktionsområde av Vätteröringen. Inom ramen för länsstyrelsernas program för biologisk återställning pågår dock ett arbete med att återskapa påverkade miljöer och fria vandringsvägar för fisk i kalkade vattendrag.

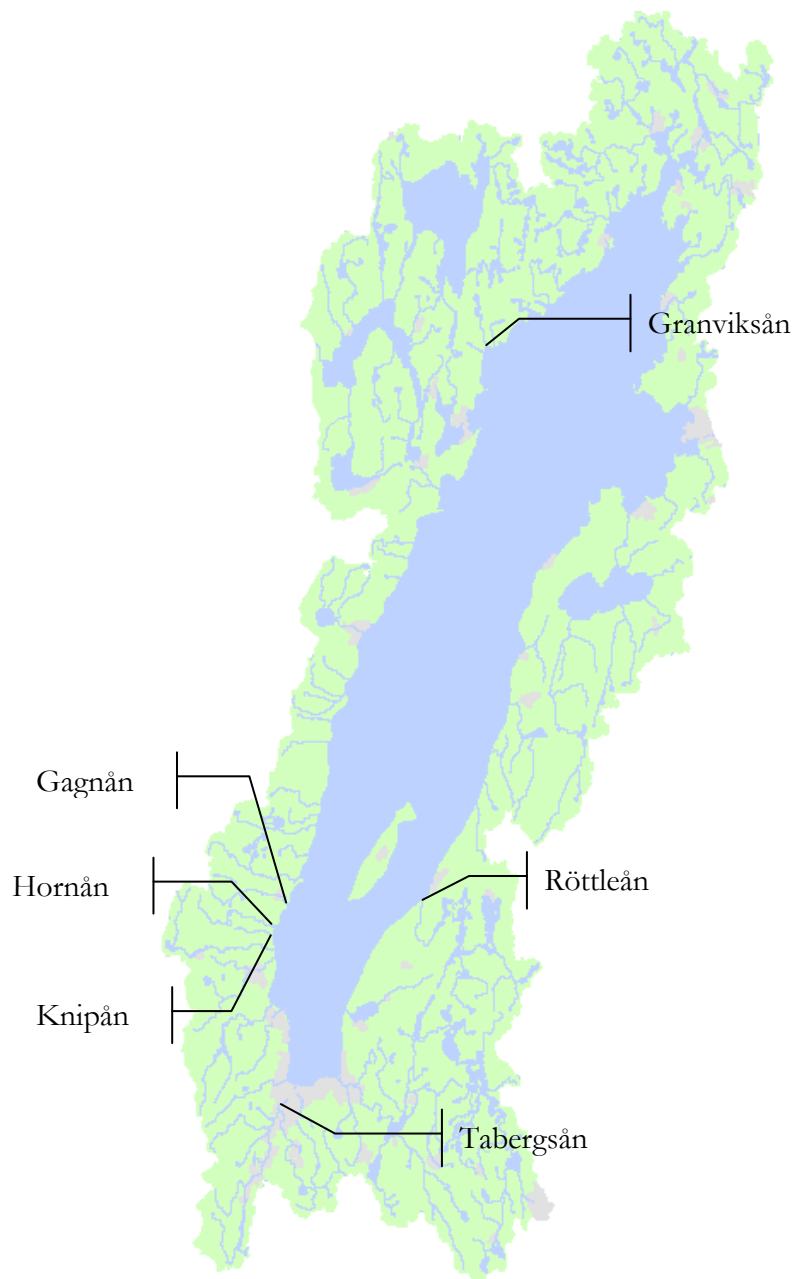
## Metodik vid elfisket

Undersökningarna 2010 har skett genom elfiske på motsvarande sätt som tidigare år, på vissa bestämda provytor. Vid elfiskeundersökningarna användes ett motordrivet elfiskeaggregat. Använd spänning har varit ca 400 - 600 V. Samtliga elfisken har genomförts med successiv utfiskning, med tre upprepade fiskeomgångar, vilket möjliggör bl a skattning av öringförekomsten med viss säkerhet. Avfiskning har i respektive vattendrag skett på ett bestämt avsnitt (provyta), omfattande en area på mellan 105 och 260 m<sup>2</sup>. Platsen för elfisket

har ursprungligen valts med utgångspunkt från att den skall representera en lämplig uppväxtbiotop för öringungar.

För att kunna belysa utvecklingen i vattendragen har stor vikt lagts vid att på varje lokal utföra elfiskena så att resultaten blir så jämförbara som möjligt med tidigare års kontroller. Frånsett Tabergsån och Hornån, där vattenflödet bedömdes som högt, var flödesnivåerna vid fiskena 2010 att betrakta som normala.

Vid elfiskena har förhållanden kring fisket antecknats i elfiskeprotokoll. All fisk har noterats med avseende på art, antal och storlek. Längdmätning av alla öringar har skett som tidigare år. Klassning av åldersgrupper hos öringungar (0+ = årsunge, ≥1+ = fjolårsunge eller äldre) har gjorts med utgångspunkt från längdfördelning. Vikten hos den samlade fångsten har noterats i flera av bäckarna. Efter avslutat fiske har fångad fisk återutsatts inom provytan.



Figur 1. Översiktskarta över elfiskade vattendrag

Elfiske, på det sätt som nu har utförts, innebär att merparten av populationen av öring och andra fiskarter på en provsträcka fångas upp. Vid successiv utfiskning med tre fiskeomgångar fås normalt ca 85 - 95 % av den fångstbara öringpopulationen. Skattning av antalet kvarvarande fångstbara öringar liksom det totala antalet öringungar inom de olika provytorna har sedan gjorts från fångstdata med hjälp av Zippin's metod. Separat beräkning har gjorts för öring 0+ respektive öring  $\geq 1+$ . Öringtätheten på den avfiskade provytan har beräknats genom att dividera det beräknade antalet öringar inom provytan med provytans areal.

# Resultatredovisning

Vid 2010 års elfiskeundersökningar utfördes kontroll i sex av Vätterns tillflöden; Granviksån, Gagnån, Hornån, Knipån, Tabergsån samt Röttleån. I enlighet med undersökningsprogrammet har fiske skett på en angiven lokal i respektive vattendrag. Komplettering av undersökningen har dock skett i Gagnån där två lokaler har fiskats. I nedanstående tabell redovisas en sammanställning av resultaten av aktuella provfisken (tabell 2).

Tabell 2. Sammanställning av resultat från 2010 års elprovfisken i sex av Vätterns tillflöden.

Vattendrag	Areal (m <sup>2</sup> )	Antal öringar		Ber. täthet (st/100m <sup>2</sup> )		Ber. biomassa (kg /100m <sup>2</sup> )	Övriga arter
		(fångst - st)					
		0+	≥1+	0+	≥1+		
Granviksån	105	33	14	36,9	13,5	0,41	-
Gagnån (nedre)	148	36	27	25,8	19,4	0,31	Fnej, sgkr
Gagnån (övre)	225	0	49	0	22,0	0,26	Sgkr
Hornån	108	41	22	40,6	20,5	0,44	-
Knipån	150	85	29	60,2	24,0	0,52	Sgkr
Tabergsån	260	20	19	7,9	7,6	0,17	La, bs, sgkr
Röttleån	162	34	22	22,2	19,1	0,67	La

Förkortningar: Bs = bergsimpa, fnej = flodnejonöga, gå = gädda, la = lake, ru = ruda, sgkr = signalkräfta.

På följande sidor redovisas 2010 års elfiskeresultat i respektive vattendrag. Vissa kommentarer till resultaten lämnas också och speciellt fokuseras förekomsten av öringungar. Jämförelse görs även med tidigare års resultat för att belysa beståndsutvecklingen. Inledningsvis ges en kort beskrivning av miljöförhållandena i och kring vattendraget.

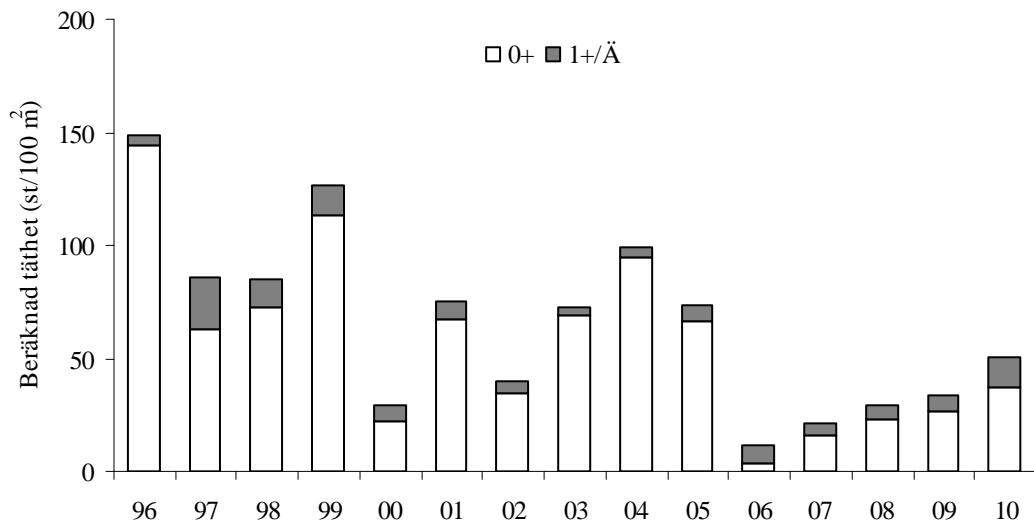
## GRANVIKSÅN

Granviksån har ett avrinningsområde på ca 16-19 km<sup>2</sup> och mynnar till norra delen av Vättern, ca 12 km norr om Karlsborg. Bäckens avvattnar ett flertal sjöar, bl a Bergsjön, Kvarnsjön och Ottersjön. Avrinningsområdet är till stor del skogsbevuxet och marken är känslig för försurning. För att minska försurningspåverkan i området påbörjades kalkning i flera av sjöarna inom tillrinningsområdet 1985-86 och har sedan dess upprepats i olika omgångar.

## ELFISKE 2010 - RESULTAT OCH KOMMENTARER

Nedre delen av Granviksån är tillgänglig för den sjövandrande öringen från Vättern. Öringbeståndets beräknade täthet uppgick till totalt 50,4 st öringar/100 m<sup>2</sup>, fördelat på 36,9 öringårungar/100 m<sup>2</sup> och 13,5 äldre öringungar/100 m<sup>2</sup>. Beräknad täthet av öring på lokalen, uttryckt som biomassa, uppgick till ca 0,41 kg/100m<sup>2</sup> (tabell 2). Den beräknade tätheten av öring åren 1996-2010 framgår av nedanstående diagram (figur 2). Inga arter utöver öring fångades vid elfisket.





Figur 2. Elfiske i Granviksån, lokal Vårdshuset, perioden 1996-2010. Beräknad täthet av öringungar.

Elfiskelokalen, i nedre delen av Granviksån, bedöms vara en god öringbiotop, särskilt för årsungar. Öringtätheten har varierat under de år elfisken genomförts i Granviksån, men trenden har totalt sett varit minskande. Bidragande till variationerna och möjligen även till den minskande trenden är sannolikt bäckens känslighet för torka och hög nederbörd. I slutet av undersökningsperioden, åren 2006-2007, var de väderrelaterade störningarna större än normalt vilket troligen medfört en ökad mortalitet hos öringungarna i Granviksån. Torka sommaren 2006 följdes av mycket höga vattenflöden 2007. Periodvis var nederbörden hög även säsongen 2008 vilket troligen försenat återhämtningsprocessen. Somrarna 2009-2010 har förhållandena varit mera normala och ökande öringtätheter har noterats vid elfiskena, men återhämtningen är fortfarande inte en fullständig. Differenserna beror framförallt på att antalet fångade årsungar är lägre än tidigare medan tätheten av äldre öringungar är något högre än vid flertalet tidigare provfisken. Orsaken till den svaga återhämtningen av årsungar är oklar, men det är möjligt att den förhållandevis stora andelen äldre öringungar påverkat i viss mån genom ökad inomartskonkurrens. Under förutsättning att ytterligare störningar inte tillkommer kan troligen ökande öringtätheter förväntas kommande år.

## GAGNÅN

Gagnåns avrinningsområde är ca 29 km<sup>2</sup> och omfattar de mellersta delarna av Hökensås. Avrinningsområdet är sjöfattigt och innehåller endast några mindre sjöar och gölar, bl a Kroksjöarna och Fisklösen. Gagnån var tidigare försurningspåverkad och kalkning av våtmarker längs vattendraget påbörjades 1984. Kalkningsinsatser görs även i ett par av sjöarna inom avrinningsområdet. Gagnån anses ha ett mycket högt naturvärde och från väg 195 upp till källflödena är Gagnån med biflöden avsatt som naturreservat.

I Gagnåns nedre delar finns strömsträckor som lämpar sig väl för både Vätteröringens och harrens reproduktion. Längre uppströms i bäcken, ovan befintliga vandringshinder, finns stationär, strömlevande öring. Här finns dessutom bestånd av amerikansk bäckröding. Övriga arter som noterats vid elfiske i vattendraget är abborre, gädda, bergsimpa samt flod- och bäcknejonöga. Även signalkräfta har påträffats.

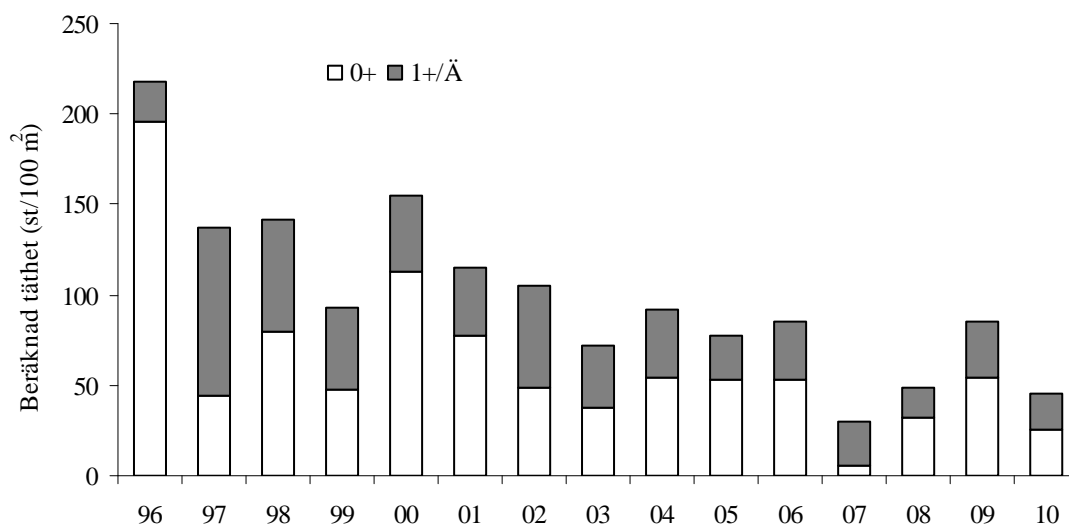
## ELFISKE 2010 - RESULTAT OCH KOMMENTARER

I Gagnån genomfördes elfisken på två lokaler år 2010, dels i den nedre delen av ån, dels på en sträcka uppströms Fagerhult. I den nedre delen av ån domineras öringbeståndet av sjövandrande Vätteröring. I området ovan Fagerhult är beståndet av öring strömstationärt. På båda lokalerna har elfiske skett tidigare år. Resultaten på respektive lokal i Gagnån redovisas nedan.

### GAGNÅN NEDRE, VID BJÄLKATORPET

Elfisket 2010 i nedre Gagnån skedde på en provsträcka som utgör reproduktionsområde för den sjölevande Vätteröringen. Utifrån fångsten av öringungar beräknades tätheten till totalt 45,2 st/100m<sup>2</sup>. Tätheten fördelades mellan 25,8 årsungar/100m<sup>2</sup> och 19,4 äldre öringungar/100m<sup>2</sup>. Beräknad täthet av öring på lokalen, uttryckt som biomassa, uppgick till 0,31 kg/100m<sup>2</sup> (tabell 2). Övriga fiskarter på provytan har under åren varit mer sparsamt förekommande, med undantag för flodnejonöga som ibland påträffats tämligen rikligt. År 2010 fångades flodnejonöga och signalkräfta.

Återkommande elfisken har gjorts i Gagnån, i stort sett årligen, sedan 1984. Den beräknade tätheten av öring åren 1996-2010 framgår av nedanstående diagram (figur 3).



Figur 3. Elfiske i nedre Gagnån, vid Bjälkatorpet, perioden 1996-2010. Beräknad täthet av öringungar.

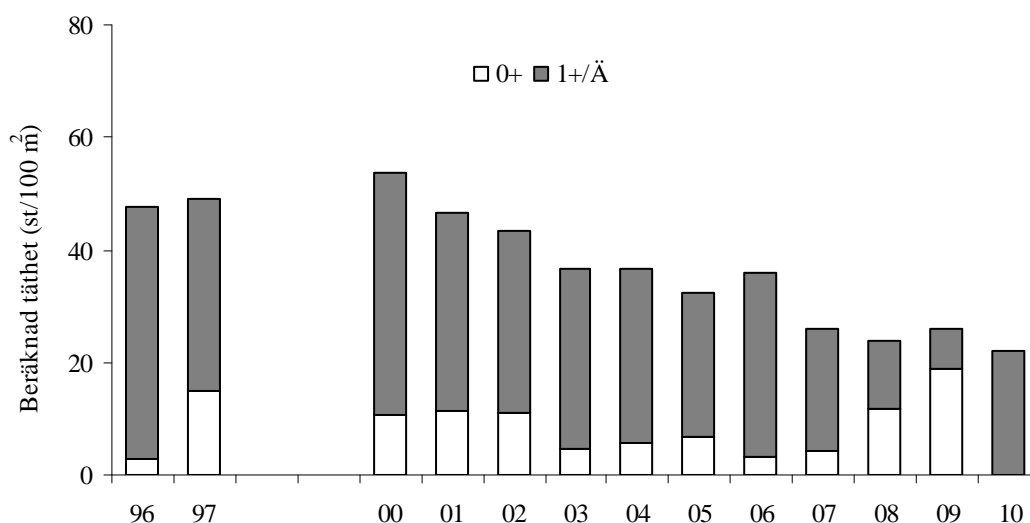
Liksom i flertalet vattendrag noterades en betydande nedgång av öringtätheten i Gagnån sommaren 2007. Däremot märks ingen effekt av torkan 2006, troligen på grund av att åns sjöinnehåll är litet och källflödena är diffusa. Nederbörden var förhållandevis hög även sommaren 2008 vilket troligen i viss mån försenade beståndets återhämtning. Säsongen 2009 noterades en återhämtning hos beståndet och resultatet var ungefär i paritet med åren närmast före 2007.

Säsongen 2010 noteras återigen en minskad täthet av öring, såväl årsungar som äldre öringungar. Orsaken till de minskade tätheterna är okänd eftersom inga allvarliga väderrelaterade störningar, eller andra former av negativa faktorer, så vitt känt påverkat ån under 2010. Möjligen kan den stränga kylan vintern 2009/2010 ha haft en negativ effekt på öringungar-

nas överlevnad. Under förutsättning att den yttre naturliga påverkan inte avviker från det normala bör en återhämtning kunna ske säsongen 2011.

### GAGNÅN, OVAN FAGERHULT

Elfisket i övre delen av Gagnån skedde på en sträcka med stationär öring. Vid elprovfisket 2010 fångades endast äldre öringungar. Tätheten äldre öringungar beräknades uppgå till totalt 22,0 st/100m<sup>2</sup>. Beräknad täthet av öring på lokalen, uttryckt som biomassa, uppgick till 0,26 kg/100m<sup>2</sup> (tabell 2). Återkommande elfisken har gjorts även i denna del av Gagnån sedan 1984. Den beräknade tätheten av öring åren 1996-2010 framgår av nedanstående diagram (figur 4).



Figur 4. Elfiske i övre Gagnån vid Fagerhult perioden 1996-2010. Beräknad täthet av öringungar.

Torkan 2006 tycks inte ha fått något större genomslag på öringtätheten. En minskad täthet av i synnerhet äldre öringungar kan noteras höglödesåret 2007, men denna är tämligen liten. Åren 2008-2009 kan ökande tätheter av årsungar noteras, sannolikt som ett resultat av minskad inomartskonkurrens. Elfisket 2009 visar en tydlig dominans av årsungar vilket skiljer sig från den normala åldersfördelningen hos ett stationärt bestånd där antalet äldre öringungar är högre än antalet årsungar. Totalt sett kan en tydlig nedåtgående trend observeras under hela 2000-talet.

I provfisket 2010 synes årsungar helt saknas i fångsten. Elfisket utfördes dock vid en tidpunkt, i början av juli, då årsungarna i Gagnån är mycket små och svåra att fånga. Tillväxten är låg i Gagnån, en effekt av att källvattnet är kallt och näringshalten låg. Resultatet kan dock inte utesluta någon annan form av yttre påverkan. Den ökade tätheten av äldre öringungar jämfört med 2008 och 2009 indikerar emellertid en återgång mot mera normal storleksfördelning. Inga andra fiskarter fångades vid elfisket.

### HORNÅN

I Hornåns vattensystem ingår Hornsjön samt några mindre sjöar. Hornån avvattnar den mellersta och södra delen av Hökensås, och mynnar sedan i Vättern ca 5 km norr om Habo. För att motverka försurningspåverkan i vattendraget påbörjades kalkningsåtgärder

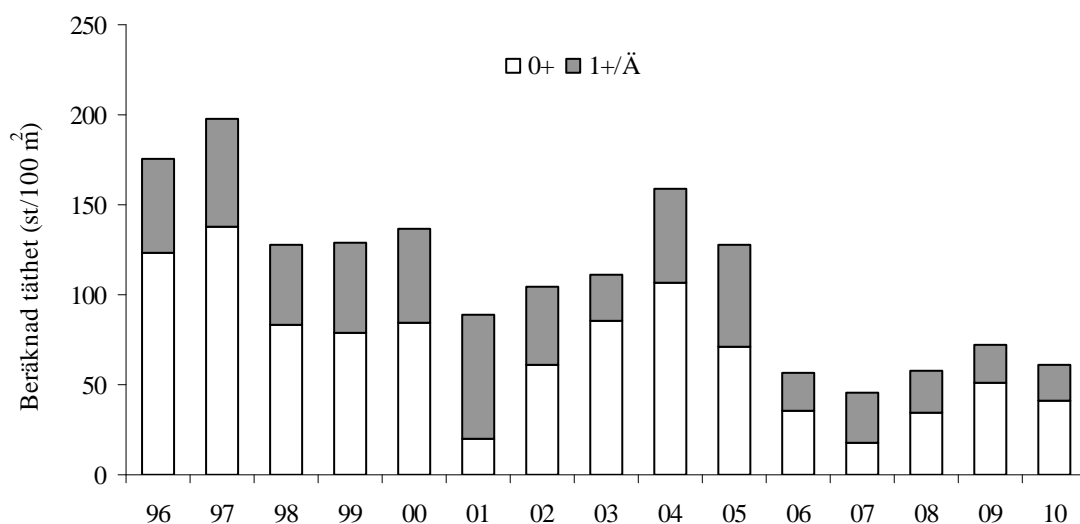
redan 1984. Vätteröring och harr utnyttjar de strömsträckor som finns i Hornåns nedre delar för sin reproduktion.

#### ELFISKE 2010 - RESULTAT OCH KOMMENTARER

Elfisken år 2010 i Hornån gjordes som tidigare år på en lokal i den del av vattendraget som är tillgänglig för den sjölevande Vätteröringen. Torkåret 2006 har inneburit en brytpunkt för öringtäteten på lokalen. Samtliga provfisken efter 2006 visar på tätheter avsevärt lägre än före 2006 även om en svag återhämtning skedde 2008-2009.

Den beräknade totala tätheten av öringungar 2010 uppgick till 61,1 st/100m<sup>2</sup>. Skattad täthet av årsungar (0+) uppgick till 40,6 st/100m<sup>2</sup> medan tätheten av äldre öringungar beräknades till 20,5 st/100m<sup>2</sup>. Täthet av öring på lokalen, uttryckt som biomassa, uppgick till ca 0,44 kg/100m<sup>2</sup> (tabell 2). Förutom öring fångades även flodnejonöga och signalkräfta vid elfisken.

Elfiske har gjorts i Hornån i omgångar sedan 1984. Den beräknade tätheten av öring åren 1996-2009 framgår av nedanstående diagram (figur 5).



Figur 5. Resultat från elfisken i nedre Hornån, perioden 1996-2009. Beräknad täthet av öringungar.

Torkan 2006 och den extrema vattenföringen 2007 synes allvarligt ha påverkat öringbeståndet i Hornån. Säsongen 2007 noterades den hittills lägsta öringtäteten medan en svag ökning av tätheten kunde noteras åren 2008-2009. Höglödet 2008 hade troligen en negativ effekt genom att begränsa återhämtningen detta år.

Jämfört med föregående år sjunker återigen öringtäteten på lokalen 2010. Orsaken till att återhämtningen avbrutits och istället minskar är okänd. Möjligen skulle den stränga vintern 2009/2010 ha orsakat en ökad dödlighet hos i synnerhet årsynglen. Förekomsten av andra väderrelaterade eller antropogena påverkansfaktorer som kan ha haft en negativ effekt på beståndet är okänt, men kan inte uteslutas.

## KNIPÅN

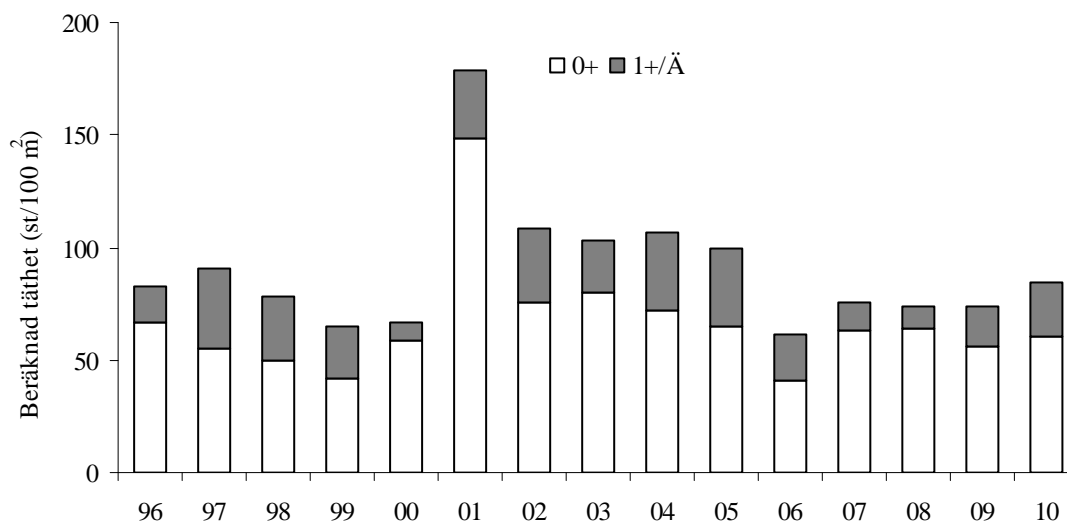
Knipåns avrinningsområde är ca 53 km<sup>2</sup> och omfattar södra delen av Hökensås. I avrinningsområdet ingår bl a Knipesjön och Furusjön. Knipån mynnar i Vättern ca 3 km nordost om Habo och de övre delarna av ån är i viss mån utsatta för försurningspåverkan medan de nedre delarna, inom det område som Vätteröringen reproducerar sig, inte verkar vara påverkade. Kalkning sker sedan 1991 årligen i Knipesjön och Furusjön och vattenprovtagning pekar på goda pH- och alkalinitetsvärden i systemet.

Åns nedre delar utgör reproduktionsområden för sjölevande öring och harr från Vättern. Längre uppströms i bäcken, ovan vandringshinder, finns ett mer sparsamt bestånd av stationär, strömlevande öring. Övriga fiskarter som dokumenterats vid elfiske i vattendraget är gädda, lake, elritsa, abborre, bergsimpa samt flodnejonöga. En fiskväg har anlagts i Knipån vid Kvarnekulla.

## ELFISKE 2010 - RESULTAT OCH KOMMENTARER

Vid elfisket år 2010, på aktuell provsträcka vid Lilla Simontorp, beräknades öringtätheten till totalt 84,2 st/100m<sup>2</sup>. Beräknad täthet av årsungar (0+) uppgick till 60,2 st/100m<sup>2</sup>. Täthet av öring på lokalen, uttryckt som biomassa, uppgick till ca 0,52 kg/100m<sup>2</sup> (tabell 2). Förutom öring fångades signalkräfta vid elfisket.

Elfiske har skett i Knipån ett flertal år sedan 1986. Den beräknade tätheten av öring åren 1996-2010 framgår av nedanstående diagram (figur 6).



Figur 6. Resultat från elfiske i nedre Knipån (lokal: Lilla Simontorp), perioden 1996-2010. Beräknad täthet av öringungar.

Frånsett de höga öringtätheterna 2001 har öringtätheten i Knipån legat förhållandevis stabil sedan 1996. Inte heller under perioden 2006-2008, präglad av stark yttre påverkan i form av torka och högflöden, kan större förändringar i resultaten märkas. Den största negativa förändringen inträffade 2006, ett år med stark torka.

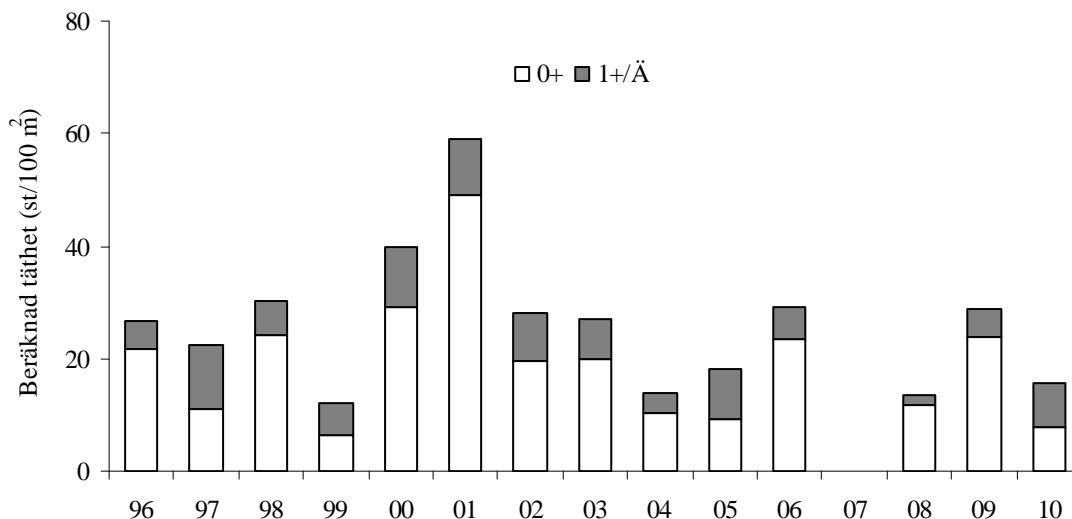
Sedan 2006, då öringtättheten var låg som en följd av torkan, har en svag ökning noterats fram till 2010. Tätheterna är emellertid ännu inte fullt ut i paritet med resultaten före 2006. Tätheterna 2010 är jämfört med resultaten före 2006 lägre för både årsungar och äldre öringungar.

## TABERGSÅN

Tabergsåsån, som mynnar till södra Vättern via Munksjön, har ett avrinningsområde på ca 204 km<sup>2</sup>. Vattendraget avvattnar både tätortsområden och landsbygd söder om Jönköping. Från Tabergsåsån finns tidiga uppgifter om en storvuxen öringstam och fiskar mellan 10 och 15 kg lär ha fångats i början av 1900-talet. Föroreningar från kringliggande industrier och bebyggelse skadade emellertid beståndet allvarligt. Först under senare år har vattenkvaliteten förbättrats mer påtagligt vilket även lett till en ökad reproduktion av öring. De övre delarna av Tabergsås vattensystem, uppströms Vederydssjön, är enligt uppgift försurningspåverkade. Genom de passagemöjligheter som anordnats vid flera dammar i Tabergsåsån med biflöden har tillgängliga uppväxtområden för Vätteröringen utmed ån ökat väsentligt.

## ELFISKE 2010 - RESULTAT OCH KOMMENTARER

Provytan, som ligger strax nedströms det tidigare vandringshindret vid Hovslätts hembygdspark, utgör en till synes god öringbiotop. Vid elfisket år 2010 fångades 39 st öringar på lokalen, samt bergsimpa, lake och signalkräfta. Den sammanlagda tätheten av öring uppgick till 15,5 st/100 m<sup>2</sup> varav tätheten av årsungar (0+) var 7,9 st/100 m<sup>2</sup>. Den beräknade biomassan av öring uppgick till 0,17 kg/100 m<sup>2</sup> (tabell 2). Den beräknade tätheten av öring åren 1996-2010 framgår av nedanstående diagram (figur 7).



Figur 7. Resultat från elfiske i Tabergsåsån på lokal Hembygdsparken 1996-2009. Beräknad täthet av öringungar (ej elfiskad 2007, pga höga flöden)

Elfiskeresultaten från Tabergsåsån har varierat betydligt under de år undersökningar genomförts. Säsongen 2007 var vattenflödet så pass högt att inget elfiske kunde utföras och troligen var påverkan på beståndet omfattande vilket visas av den mycket låga förekomsten av äldre öringungar 2008. Noterbart är att, till skillnad från många andra Vätterbäckar, torkperioden 2006 verkar gynnat förekomsten av öring i vattendraget.

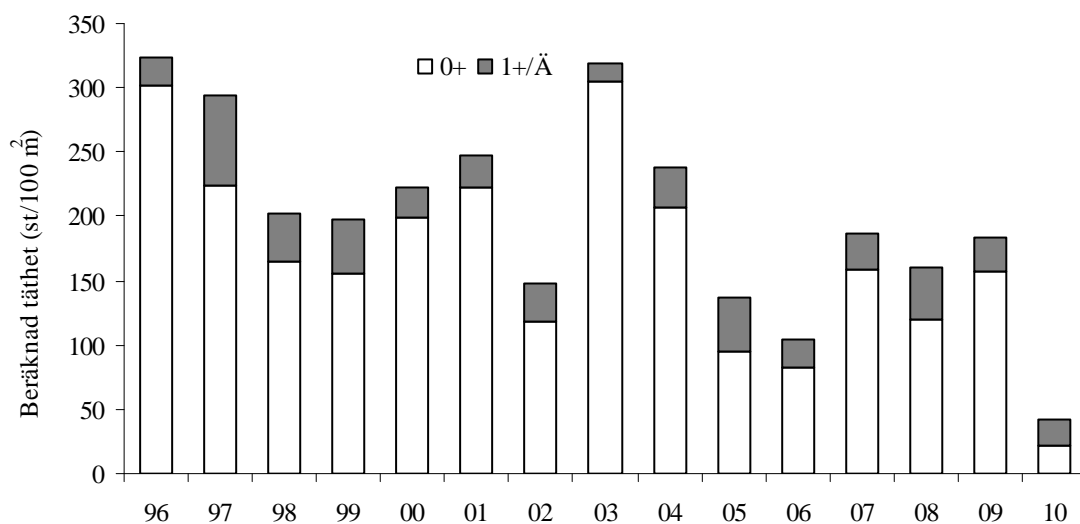
Provfisket 2010 visar på lägre öringtätthet jämfört med föregående år. Tätheten av äldre öringungar är dock högre och skillnaden mellan åren beror helt på att tätheten av årsungar är betydligt lägre. Orsaken till den stora differensen mellan tätheten av årsungar 2009 och 2010 är okänd, men inomartskonkurrensen ökar eftersom antalet äldre öringar ökat och det är möjligt att den stränga vintern 2009/2010 ökat mortaliteten.

## RÖTTLEÅN

Röttleån var ursprungligen ett av Vätterns större tillflöden, med ett avrinningsområde som innefattande bl a sjöarna Ören och Bunn. Då Gränna kraftverk anlades kvarstod endast en mindre del av tillrinningen från ett område nedströms Bunn, omfattande ett avrinningsområde på ca 31 km<sup>2</sup>. Efter omprövning av vattendomen 1998 tappas nu, under perioden maj till oktober, ett minimiflöde till ån från Bunn. Avrinningsområdet innehåller marker med en god buffringsförmåga och försurningen bedöms inte påverka de nedre delarna av Röttleån. Den för Vätteröringen tillgängliga sträckan i nedersta delen av Röttleån uppgår endast till ca 350 m. På den tillgängliga sträckan leker även bl a harr och flodnejonöga. Längre uppströms i ån finns stationär, strömlevande öring inom vissa avsnitt.

## ELFISKE 2010 - RESULTAT OCH KOMMENTARER

Den aktuella elfiskelokalen är belägen i nedre delen av ån, inom den sträcka som är tillgänglig för Vätteröringen. Fångsten vid elfisket år 2010 dominerades som tidigare år av öring, men även lake fångades. Sammantaget uppgick den beräknade tätheten av öringungar på sträckan till 41,3 st/100 m<sup>2</sup>, varav 22,2 st/100 m<sup>2</sup> utgjordes av årsungar. Tätheten av öring på lokalen, uttryckt som biomassa, uppgick till ca 0,75 kg/100m<sup>2</sup>. Den beräknade tätheten av öring åren 1996-2010 framgår av nedanstående diagram (figur 8).



Figur 8. Elfiske i Röttleån vid Turbinfundamenten, perioden 1996-2010. Beräknad täthet av öringungar

Öringtättheten har periodvis varit mycket hög i Röttleån, men trenden har varit negativ under ett flertal år. Reproduktionen är dock fortfarande, generellt sett, mycket god. De senare åren har yttre störningar inträffat som i vissa fall troligen haft negativa effekter. Torka

sommaren 2006 resulterade i den dittills lägsta tätheten i Röttleån. Påföljande år, 2007, var vattenflödet mycket högt, men trots detta noterades fortsatt goda tätheter. Orsaken till den goda tätheten 2007 kan dock bero på en förflyttning av fisk nedströms, vilket indikerades av öringens storleksfördelning. Grumlande utsläpp förekom hösten 2008 uppströms elfiskelokalerna. Öringtätheten vid elfisket 2010 var mycket lägre än tidigare elfisken. Den framförallt låga förekomsten av årsungar tyder på någon yttre störning i Röttleån under det senaste året. Inga kända störningar, frånsett den mycket stränga vintern 2009/2010, har dock så vitt känt inträffat. Även vintern 2010/2011 har tidvis varit sträng vilket i så fall skulle kunna innebära fortsatt låga öringtätheter.

## Samlad bedömning

Resultaten från kontrollen av fiskbestånden och den naturliga öringproduktionen i de sex vattendragen, ger en bild av bäckarnas miljöstatus. Likaså ger kontrollen en bild av den naturliga rekryteringen hos de ur fiskesynpunkt värdefulla öringbestånden. Eventuella förändringar i miljöförhållandena i bäckarna kan upptäckas genom att successivt följa fiskbeståndens storlek och sammansättning. Elfiskeundersökningarna bedöms därigenom ge viktig information och kunskap till pågående vattenvårdsarbete.

En sammanfattning av den öringförekomst som uppmätts på de aktuella lokalerna 2010 har redovisats i tabell 2. Nedan redovisas en sammanfattning av öringförekomsten i de sex vattendragen, uttryckt som biomassa, för året 2010 (Tabell 3). I samma tabell redovisas som jämförelse öringbiomassa på samma lokaler, beräknad som medelvärde avseende åren 1996-2009.

Tabell 3. Beräknad biomassa av öring på undersökta provtytor (kg/100m<sup>2</sup>). Resultat från 2010, samt medelvärden för perioden 1996-2009.

Vattendrag	Beräkn biomassa 2010 (kg/100 m <sup>2</sup> )	Beräkn biomassa medel 1996-2009 (kg/100 m <sup>2</sup> )
Granviksån	0,41	0,49
Gagnån (nedre)	0,31	0,82
Gagnån (övre)	0,26	0,49
Hornån	0,44	1,10
Knipån	0,52	0,53
Tabergsån	0,17	0,27
Röttleån	0,75	1,28
<b>Medel (kg/100 m<sup>2</sup>)</b>	<b>0,41</b>	<b>0,74</b>

Den beräknade biomassan 2010 ligger i samtliga fall under medelvärdet för perioden 1996-2009. Notera att Knipån dock ligger obetydligt under genomsnittet. Knipån är även den enda å där en tydlig negativ trend inte kan urskiljas.

Jämfört med föregående år visar elfiskeresultaten 2010 på sjunkande tätheter i Röttleån, Tabergsån, Hornån och nedre Gagnån. I Granviksån och Knipån kan en fortsatt återhämtning noteras efter störningarna 2006/2007, men inte i något fall är denna fullständig. Avsaknaden av årsungar i övre Gagnån 2010 medför att beståndsutvecklingen är osäker. Dock



ökar tätheten av äldre öringungar, sannolikt en utveckling mot mera normala förhållanden i stationära öringbestånd där äldre öringungar dominerar antalsmässigt. Orsaken till avsaknaden av årsungar är troligen en effekt av att elfisket utfördes för tidigt på året. Tillväxten är låg i Gagnån vilket troligen innebar att årsungarna inte var fångstbara. Dock kan inte andra former av störningar helt uteslutas. Orsaken till att tätheterna sjunker i Röttleån, Tabergsåån, Hornån och nedre Gagnån är okänd. Förhållandena har så vitt känt varit tämligen goda i vattendragen under året vilket borde föranlett en fortsatt återhämtning. Differensen mot föregående år beror i första hand på att tätheten av årsungar sjunkit även om en viss minskning även av äldre öringungar noterades. Inga störningar, varken naturliga eller mänskligt betingade, är kända. En möjlig orsak till de låga tätheterna av årsungar är den mycket stränga vintern 2009/2010 som kan ha lett till en partiell bottenfrysning. Detta kan allvarligt ha skadat överlevnaden hos rommen. Med anledning av de vikande resultaten, såväl sett ur ett längre perspektiv, men även jämfört med föregående år bör fortsatta elfiskeundersökningar utföras. Särskilt i fallet med Röttleån, där tätheten av årsungar sjunkit dramatiskt, samt i övre Gagnån, där ingen reproduktion kunde påvisas, synes viktiga att följa upp för att säkerställa att inga kvarvarande störningar kvarligger. Orsakades de sjunkande tätheterna av bottenfrysning finns en potentiell risk att även resultatet 2011 påverkas eftersom stark kyla förekom under en längre period även vintern 2010/2011.

Utifrån elfiskeundersökningarna år 2010, tillsammans med tidigare års resultat, görs nedan en kort samlad bedömning av förhållandena i de aktuella vattendragen (tabell 4 på följande sida). Bedömningen fokuserar på öringbestånden och deras utveckling. Utgångspunkt är att öringen utgör en i sammanhanget lämplig indikatorart. Den samlade bedömningen grundas på produktion och rekrytering av öring och är indelad i tre klasser:

- I: Optimal eller nära optimal produktion och rekrytering av öring.
- II: Produktion och rekrytering av öring sker men är inte optimal p.g.a. försämrade vattenkvalitet eller annan negativ påverkan på vattenmiljön.
- III: Produktion och rekrytering av öring väsentligt reducerad till följd av kraftig negativ påverkan på vattenmiljön, eller uttorkning.

Tabell 4. Bedömning av produktion och rekrytering av öring på undersökta lokaler 2010 (klass I - III).

Vattendrag	Bedömd produktion och rekrytering			Kommentarer
	I	II	III	
Granviksåån		X		Svag återhämtning efter den negativa påverkan åren 2006-2008.
Gagnån (nedre)		X		Något sjunkande tätheter jämfört med 2009.
Gagnån (övre)		X		Avsaknad av årsungar i fångsten.
Hornån		X		Något sjunkande tätheter jämfört med 2009.
Knipån	X			God rekrytering, men något lägre täthet jämfört med före 2006.
Tabergsåån		X		Sjunkande tätheter jämfört med 2009.
Röttleån		X		Kraftigt sjunkande täthet av årsungar.

Genom att elfiskena skett på samma lokaler och på jämförbart sätt år från år, fås en god bild av eventuella förändringar. En fortsatt kontroll av fiskförekomsten och öringproduktionen är planerad i de aktuella Vättertillflödena under 2011.

## Litteratur, rapporter mm:

Länsstyrelsen i Skaraborgs län, 1992. Elfiskeundersökningar 1991 i tillrinningsbäckar till Vättern, Skaraborgs län. Länsstyrelsen; miljövårdsenheten, Meddelande 2/92.

Länsstyrelsen i Skaraborgs län, 1995. Elfiskeundersökning 1994 i tillrinningsbäckar till Vättern. Länsstyrelsen; miljövårdsenheten, Meddelande 3/95.

Vätternvårdsförbundets årsskrift 1997. - Vätternvårdsförbundet, Rapport nr 47. Elfiskeundersökningar 1996 i tillrinningsbäckar till Vättern. (sid 55-68).

Vätternvårdsförbundets årsskrift 2002. - Vätternvårdsförbundet, Rapport nr 69. Elfiske i Vätterbäckar 2001 (sid 63-71).

Vätternvårdsförbundets årsskrift 2003. - Vätternvårdsförbundet, Rapport nr 79. Öringproduktion i vissa Vätterbäckar 2002 (sid 69-77).

Vätternvårdsförbundets årsskrift 2004. - Vätternvårdsförbundet, Rapport nr 84. Öringproduktion i vissa Vätterbäckar 2003 (sid 70-81).

Vätternvårdsförbundets årsskrift 2005. - Vätternvårdsförbundet, Rapport nr 90. Öringproduktion i vissa Vätterbäckar 2004-2005.

# Nederbördskemisk undersökning av tungmetaller på Visingsö

*Ingvar Wängberg & Gunilla Pihl Karlsson*  
*IVL Svenska Miljöinstitutet AB*



## Förord

Våtdeposition av tungmetaller mäts kontinuerligt genom insamling av nederbörd på Visingsö. Undersökningarna utförs av IVL Svenska Miljöinstitutet AB på uppdrag av Vätternvårdsförbundet. Mätningarna startades i mars 1993 och har pågått utan avbrott sedan dess. Av praktiska skäl flyttades mätplatsen 3 km söderut till Kumlaby i januari 2002. I mars/april 2005 flyttades mätningarna tillbaka till Säby, ca 100 meter från den ursprungliga platsen (koordinater; x, 6439800; y, 1414660). Detta innebär att data mellan januari 2002 och mars/april 2005 härrör från en placering som inte är lika vindexponerad som den vid Säby. Mindre vindexponerade lokaler är gynnsamma ur provtagningssynpunkt eftersom nederbörds mängden kan underskattas vid stark vind och snöstorm etc.

## Sammanfattning

Av okänd anledning är nickelhalten, och sedan 2005 även zinkhalten, högre i nederbörd på Visingsö än vid andra jämförbara svenska mätstationer. Det bör dock tilläggas att halterna av tungmetaller i nederbörd generellt är relativt låga i Sverige. Mycket tyder på att depositionen av nickel och zink samt övriga metaller på Visingsö till övervägande del är en effekt av långväga transport, d.v.s. import från grannländerna i norra Europa. Att depositionen på Visingsö till stor del är kopplad till import av förorenade luftmassor styrks av iakttagelsen att depositionen av metallerna samvarierar med deposition av antropogent svavel.

# Deposition och halter av tungmetaller under perioden 1993 till 2010

## Metoder

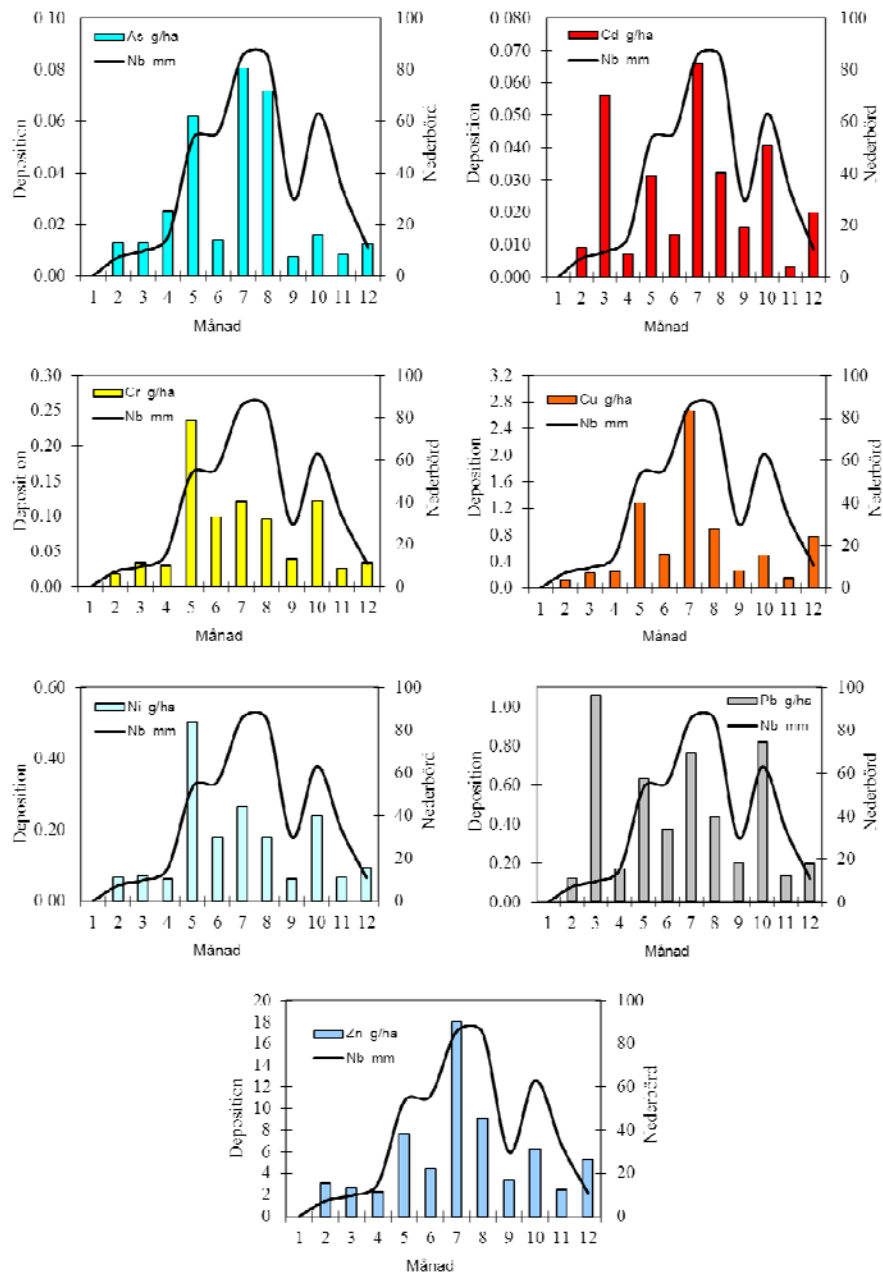
Provtagningen på Visingsö sker på månadsbasis. Från början användes två olika provtagare under sommar respektive vinter. Sommarprovtagaren utgjordes av en tratt och en 2-liters dunk, medan en öppen 2-liters hink användes under vintern. Framst vintertid förekom tidigare problem med indunstning av nederbörd i provtagaren, vilket kunde resultera i underskattade volymer och därigenom en överskattning av metallkoncentrationerna. Detta bör dock inte ha påverkat den beräknade depositionen. Sedan december 2001 används en s.k. Büchnertratt av polypropenplast och en 2-liters dunk för insamling av deposition såväl sommar som vinter. Med den här insamlingsmetoden minskas avdunstningen. Tratten har höga kanter och är därför lämpad för insamling av både regn och snö. Emellertid visade det sig att ett fel uppstod i IVLs labdatabas i samband med ändringen av provtagare varför uträkningen av depositionsmängderna blev fel. Därför har samtliga mätvärden från och med år 2002 till 2007 korrigerats. Ändringen innebär att nederbördsmängderna, och därmed depositionen av respektive metaller, blir något lägre än enligt tidigare rapporter. Efter korrigeringen minskade depositionen under perioden 2002 till 2007 med mellan 5 till 13 % beroende på år, och i genomsnitt är minskningen för hela perioden 8 %.

De årsmedelkoncentrationer av metaller i nederbörd som presenteras nedan är viktade med avseende på nederbörd, enligt  $C_{medel} = \Sigma (D_{prov} \times C_{prov}) / \Sigma (D_{prov})$ , där  $D_{prov}$  och  $C_{prov}$  är nederbörden (mm) och koncentrationen av varje månadsprov.

Provbyten utförs av Ingemar Zander som är bosatt på ön. Vid provbyte byts hela insamlingen ut och all insamlad nederbörd skickas till IVL i Göteborg för syralakning. Efter två veckors syralakning av provet skickas det till ALS i Luleå för analys av tungmetaller med ICP-MS-teknik.

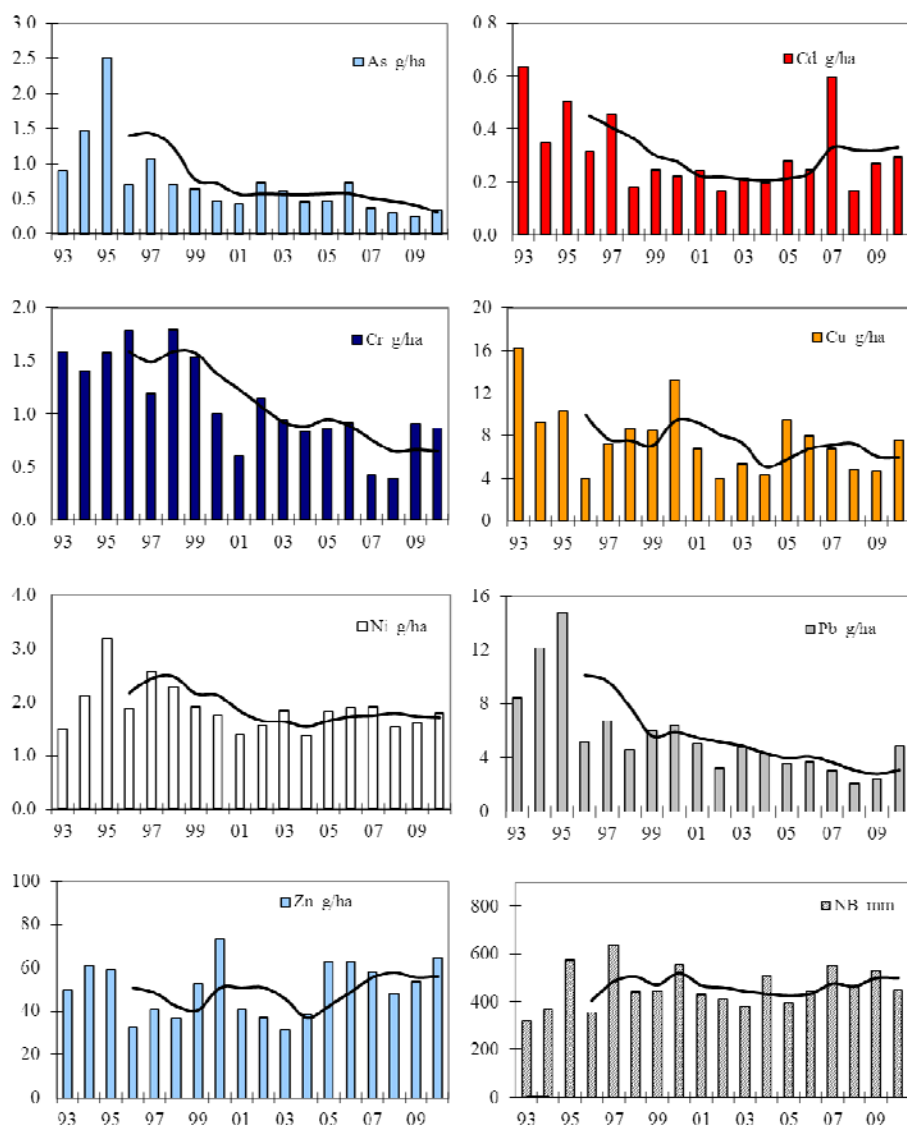
## Resultat 2010 och jämförelse med tidigare mätningar

Depositionen av tungmetaller på Visingsö som månadsmedelvärden under 2010 visas i Figur 1. Metalldepositionen varierar ofta med nederbördsmängden men beror också på metallhalter i luften, d.v.s. hur förorenad luften är.



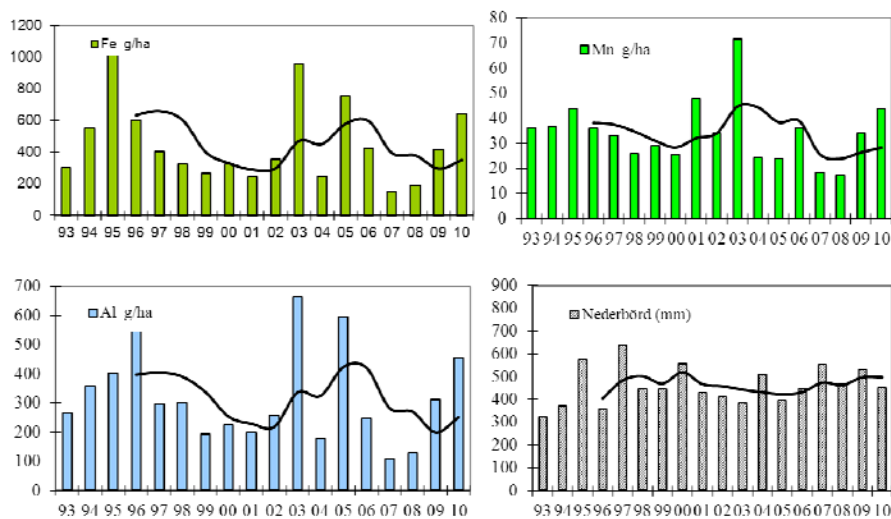
Figur 1. Metalldeposition och nederbördsmängd på Visingsö 2010.

I Figur 2 visas årsmedeldepositionen på Visingsö under perioden 1993 - 2010. Variationen i deposition mellan enskilda år är ofta stor, varför det i allmänhet inte går att dra någon säker slutsats angående trender utifrån data från korta tidsperioder. Därför har 4-års glidande medelvärden räknats fram, vilka indikeras med heldragen svart linje.



Figur 2. Årsdepositionen av metaller på Visingsö från 1993 till 2010. Svart heldragen linje visar glidande 4-årsmedelvärden för 2003 härrör endast från mätningar under mars – december, varför de värden som visas i figuren troligtvis är något underskattade.

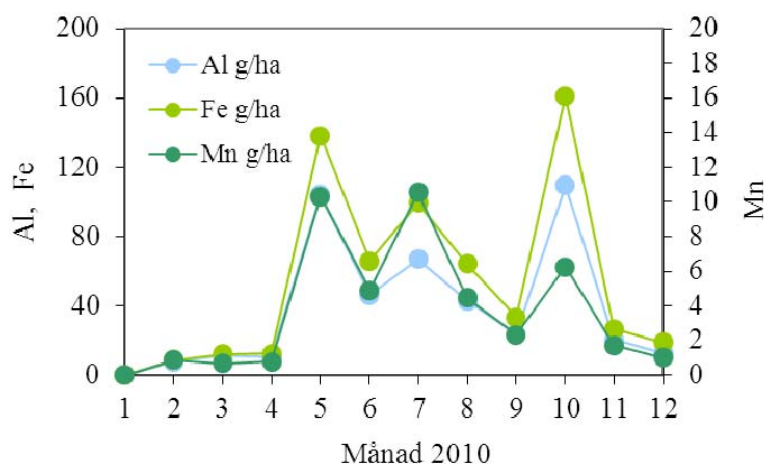
De trender som kan skönjas i Figur 2 antyder att depositionen av flertalet av de undersökta metallerna har minskat sedan mätningarna startade i början av 1990-talet. Zink utgör ett undantag och uppvisar något högre deposition under perioden 2005-2010 än tidigare. Figur 2 visar att depositionen av bly, koppar och zink var högre under 2010 i jämförelse med de närmaste föregående åren. Vad det här betyder är svårt att säga, men en jämförelse med 2009 visar att ökningen av depositionen av bly är jämt fördelad över hela 2010, medan depositionsökningen för koppar och zink är en effekt av förhöjd deposition under enstaka månader.



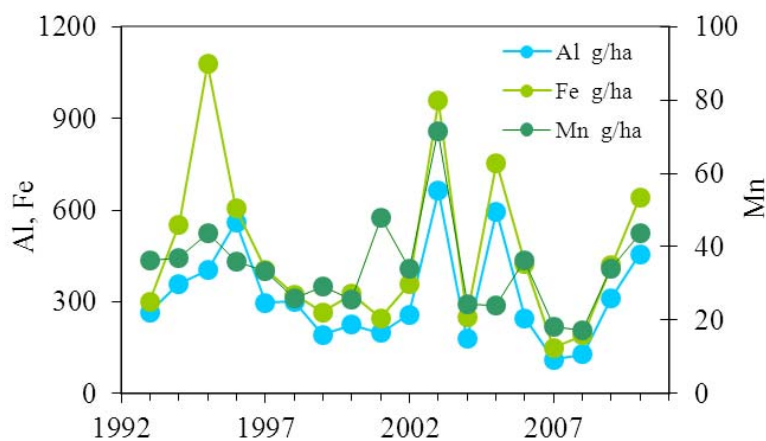
Figur 3. Årsmedeldeposition av järn, mangan och aluminium samt nederbörd på Visingsö under perioden 1993 - 2010. Svart heldragen linje visar glidande 4-årsmedelvärden. Data för 2003 härrör endast från mätningar under mars - december.

Även metallerna järn (Fe), mangan (Mn) och aluminium (Al) analyseras i nederbördsproven och resultatet för perioden 1993 - 2010 visas i Figur 3. Deposition av dessa metaller utgör en relativt liten ekologisk risk, men förändringar med tiden bör ändå noteras. Depositionen av järn och aluminium växlar ofta kraftigt från ett år till ett annat.

De lägsta depositionerna av järn, mangan och aluminium uppmättes under 2007-2008, men depositionen har efter det ökat. I Figur 4 jämförs månadsmedelvärden av deposition av aluminium, järn och mangan på Visingsö under 2010. Likheter i variationen mellan de 3 metallerna är slående. Vad det beror på är inte helt klart, men man kan misstänka att metallerna emitteras från liknande källor. Tidigare antogs det att depositionen av dessa metaller till stor del kunde förklaras av lokala källor. Ett sådant inslag finns troligtvis, men å andra sidan uppvisar resultaten i Figur 4 även likheter med variationen av sulfat, vilket kan tolkas som bidrag från långväga transport (se vidare nedan i avsnittet Långväga transport). Aluminium-, järn- och manganhalterna i deposition är även väl korrelerade över tid, vilket framgår av Figur 5.



Figur 4. Variation i deposition av aluminium, järn och mangan på Visingsö under 2010.



Figur 5. Depositionen av aluminium, järn och mangan under perioden 1993 - 2010.

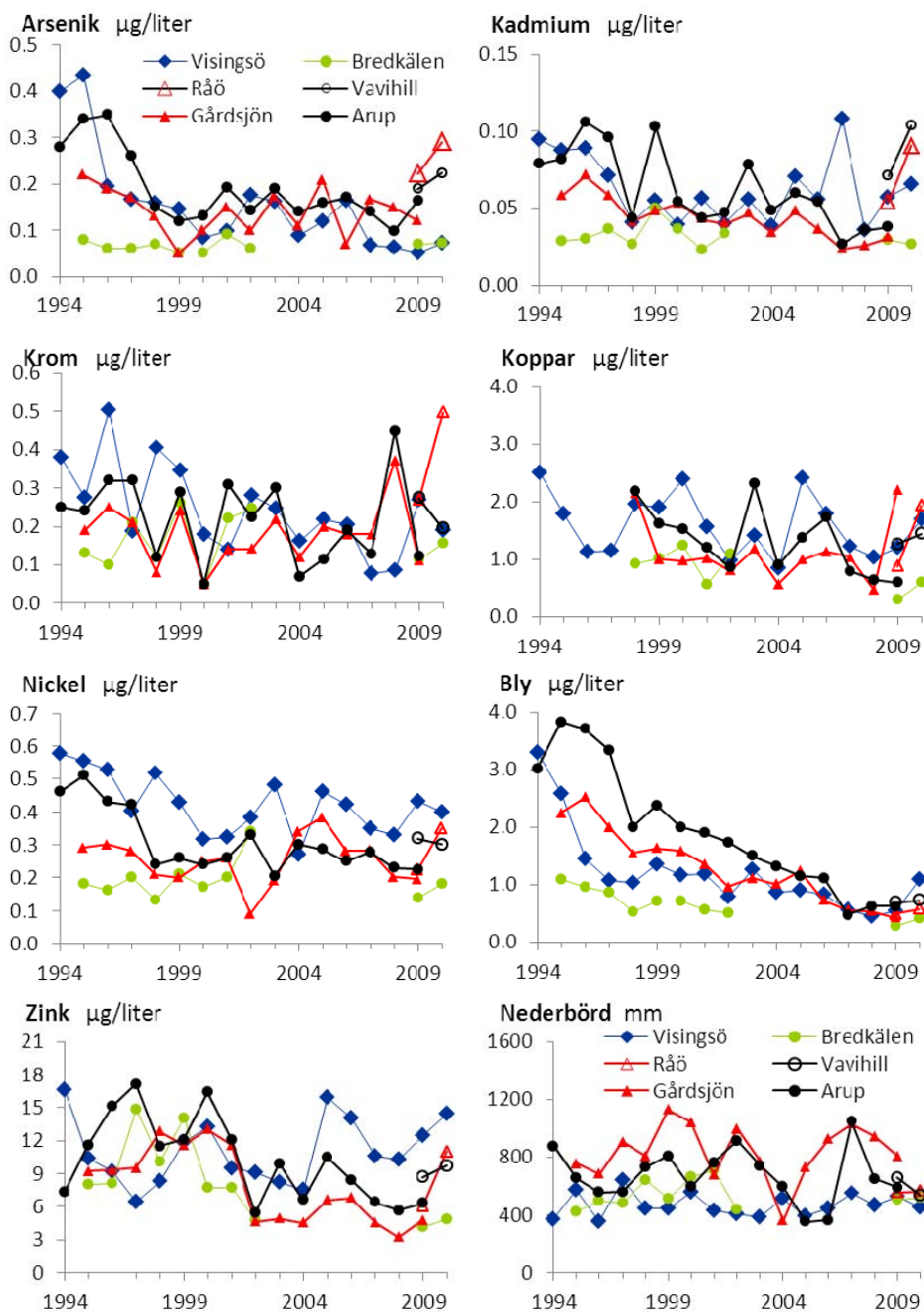
## Jämförelse med övriga lokaler

I Figur 6 jämförs resultat från Visingsö med tre andra platser i landet: Arup i Skåne, Gårdsjön i Bohuslän och Bredkälén i Jämtland. Mätningarna i Bredkälén avslutades 2002 men återupptogs 2009. Sedan 2009 har Arup ersatts med Vavihill, en annan mätplats i Skåne, belägen ca 45 km nordväst om Arup. Gårdsjön i det inre av Bohuslän har ersatts med Råö, en kustnära mätstation i norra Halland. Insamling och analys av nederbördsprov på dessa platser är inte helt lik den på Visingsö. Insamlarnas utformning är något annorlunda, och radien på provtagningskärnen är mindre inom den svenska övervakningen, vilket i viss mån kan påverka mätresultatet. På grund av misstänkt kontaminering redovisas inte resultatet för koppar från Arup, Gårdsjön och Bredkälén under perioden 1995 - 1997.

Med få undantag återfinns de lägsta metallhalterna i Bredkälén i norr. Ofta är halterna på stationerna Gårdsjön och Arup inbördes lika och i samma storleksordning som de som mäts på Visingsö. Dock har i genomsnitt något högre halter av arsenik, koppar och bly uppmätts i Arup under den tid som mätningarna pågätt. För nickel, och på senare tid även



för zink, har halterna varit högre på Visingsö än på de andra stationerna. Varför halterna är högre på Visingsö är inte klart, men en jämförelse av zinkhalterna på Visingsö, Gårdsjön och Arup uppvisar en viss samvariation under perioden 2005 och framåt. Ett liknande mönster kan även skönjas angående nickel. Det här är förmodligen en effekt av en storskalig påverkan, d.v.s. långväga transport. Det kan tilläggas att depositionen av tungmetaller i bakgrundsmiljö är relativt låg i Sverige, se nedan.



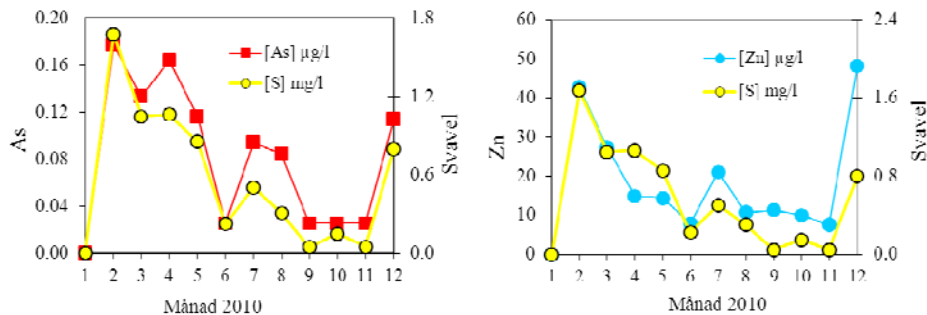
Figur 6. Volymviktade årsmedelhalter av tungmetaller i nederbörd från Visingsö jämfört med lokaler inom den nationella övervakningen.

## Långväga transport

Emission och spridning av tungmetaller via atmosfären sker till övervägande del genom mänskliga aktiviteter såsom metallurgisk industri, förbränning av kol för elproduktion och sopförbränning etc. Angående bly, kadmium, koppar och zink har det antropogena bidraget uppskattats till 99, 95, 93 respektive 96 % (Bradl, 2005) och kan antas vara kring 90 % eller mer för flertalet tungmetaller.

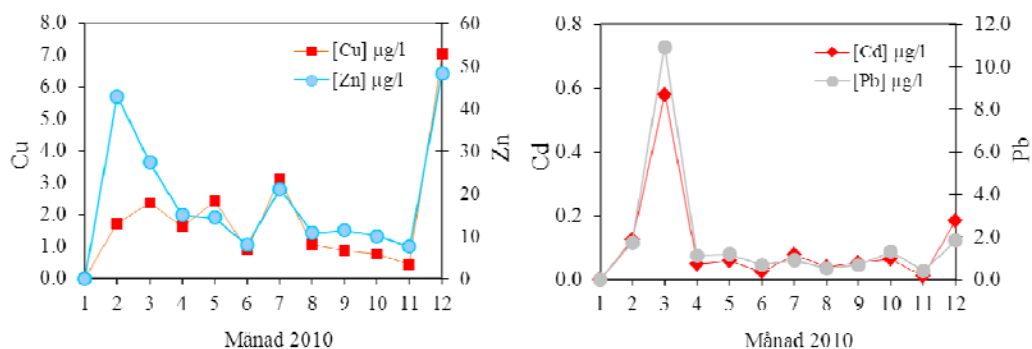
Varifrån kommer metallerna som deponeras i Sverige? För metallerna bly, kadmium och kvicksilver har detta utretts inom EMEP. Via modellering uppskattades 85 % av den totala antropogena depositionen av bly i Sverige bero på import från andra europeiska länder. Motsvarande siffra för kadmium är 90 % (EMEP Status Report 2/08).

I en tidigare rapport har det visats att deposition av antropogent svavel kan användas som markör för långväga transport (Måns Lindell, 2011). I Figur 7 ges exempel på samvariation mellan svavel och metallerna arsenik och zink under 2010.



Figur 7. Månadsmedelhalter av As och Zn på Visingsö i jämförelse med halter av antropogent svavel under motsvarande tidsperioder.

Emission av antropogent svavel härrör framförallt från kolförbränning, men fartygstrafik och metallurgisk industri ger också ett betydande bidrag. Enligt beräkningar för år 2006 härrör mer än 90 % av svaveldepositionen i södra Sverige från utsläppskällor utanför vårt lands gränser (Gauss m.fl., 2008). Svavel kan därför användas som en markör för långväga transport av tungmetaller till Sverige. Eftersom den månadsvisa haltvariationen av metallerna följer variationen för svavel, bör de även samvariera inbördes. Exempel på sådan samvariation visas i Figur 8.



Figur 8. Inbördes samvariation mellan koppar/zink respektive kadmium/bly på Visingsö under 2010.

Det kan tilläggas att de exempel på samvariation som visas i Figurerna 7 och 8 är extra tydliga. Förhållandet mellan svavel och de enskilda metallerna varierar något från år till år och är därför inte alltid lika tydlig som i de exempel som visas ovan. Den sammanlagda bild som fås när motsvarande jämförelse görs under en serie år tyder dock på att alla de undersökta metallerna samvarierar med svavel.

Slutsatsen är att samtliga metaller i hög grad kan kopplas till emissioner utanför Sverige. Metallerna arsenik, bly, kadmium, koppar, krom och zink förekommer som sulfider i kol. Vid förbränning anrikas de i flygaska, vilken i avsaknad av rening kan spridas över stora avstånd. Nickel är förknippat med förbränning av olja men förekommer också i kol. Flygaska från kolförbränning innehåller även stora mängder aluminium och järn, vilket kan förklara den samvariation som visas i Figurerna 4 och 5. Kolförbränning är troligtvis den största källan till metaller i atmosfären (Bradl, 2005). Anledningen till att de inhemska emissionerna av svavel och metaller är låga är att Sverige med sin rika tillgång på vattenkraft endast i liten utsträckning utnyttjar kol för sin energiförsörjning. Dock finns andra källor såsom metallurgisk industri, sjöfart, väg- och järnvägstrafik, söföbränning och vedeldning.

## Referenser

Michael Gauss, Agnes Ny'iri and Heiko Klein (EMEP/MSC-W). 2008. Transboundary air pollution by main pollutants (S, N, O<sub>3</sub>) and PM (Sweden). ISSN 1890-0003.  
<http://www.emep.int/>

Måns Lindell. 2011. Årsskrift 2010. Rapport nr 107 från Vätternvårdsförbundet.  
[http://www.lst.se/NR/rdonlyres/435FADA5-E273-4D1B-B2EE-DF43056589FE/187053/Årsskrift2010\\_NY.pdf](http://www.lst.se/NR/rdonlyres/435FADA5-E273-4D1B-B2EE-DF43056589FE/187053/Årsskrift2010_NY.pdf)

EMEP Status Report 2/08 "Heavy Metals: Transboundary Pollution of the Environment"  
 Joint MSC-E & CCC & CCE Report  
 emep\_report\_2\_2008 (zip 12 Mb)

Heike Bradl. HEAVY METALS IN THE ENVIRONMENT: ORIGIN, INTERACTION AND REMEDIATION. Elsevier Ltd.  
 ISBN-13: 978-0-12-088381-3. MAR-2005

# Nederbördskemiska undersökningar av försurande ämnen på Visingsö 2010

*Gunilla Pihl Karlsson & Per Erik Karlsson*  
*IVL Svenska Miljöinstitutet AB*



## Sammanfattning

På uppdrag av Vätternvårdsförbundet mäter IVL Svenska Miljöinstitutet sedan 1993 våtdepositionen av försurande ämnen samt våtdepositionen av metaller över öppet fält på Visingsö på månadsbasis. Våtdepositionen av metaller presenteras i en separat rapport.

Den årsvis summerade depositionen av sulfatsvavel och nitratkväve över öppet fält på Visingsö var under 2010 relativt låg, medan depositionen av ammoniumkväve var högre än normalt för mätplatsen. Det var främst under oktober 2010 som ammoniumdepositionen var mycket hög. Den låga svaveldepositionen på Visingsö under 2010 stämde väl överens med den generella bilden med låg svaveldeposition vid ett flertal platser runt om i Sverige detta år. Generellt var även kvävedepositionen låg över södra Sverige under 2010.

Svaveldepositionen på Visingsö har under perioden 1994-2010 minskat i ungefär samma utsträckning som vid övriga jämförbara platser i södra och mellersta Sverige. Generellt avtar nedfallet av försurande ämnen i en gradient från sydväst mot nordost. Under senare delen av den redovisade perioden har svavelnedfallet på Visingsö legat lägre än vid övriga platser.

Vanligen har Visingsö ett relativt högt påslag av havssalt, vilket visar sig i depositionen av klorid, en indikator för havssalt. Under 2010 var dock kloriddepositionen vid samtliga loka-

ler mycket låg. Saltpåslag verkar på lång sikt gynnsamt för att motverka försurning. Episoder med mycket höga saltpåslag kan dock medföra att försurningen av markvattnet tillfälligt ökar under en kortare tid.

Nedfallet av oorganiskt kväve (nitrat- samt ammonium) med nederbörden (den s.k. våtdepositionen) kan på Visingsö vissa år vara relativt hög, lika hög som vid Hensbacka på Västkusten. Under 2010 var ammoniumdepositionen på Visingsö dubbelt så hög som vid andra jämförbara platser i södra Sverige. Nitratdepositionen var dock mycket låg under 2010 vid samtliga jämförda platser i södra Sverige, inklusive Visingsö.

Den totala syrabelastningen från nederbörden, beräknad som total mängd H<sup>+</sup>, ligger för Visingsö lågt jämfört med övriga platser i södra Sverige.

Nederbördsmängden under 2010 var något lägre än genomsnittet under perioden 1994-2010. Generellt uppmäts en lägre nederbördsmängd på Visingsö jämfört med de övriga platser i södra Sverige.

## Inledning

På Visingsö mäts våtdepositionen av försurande ämnen i nederbörden över öppet fält sedan 1993. Undersökningarna utförs av IVL Svenska Miljöinstitutet på uppdrag av Vättern-vårdsförbundet. I denna rapport redovisas och analyseras resultaten av mätningarna av försurande ämnen fram till och med kalenderåret 2010.

## Metoder

Våtdepositionen av försurande ämnen mäts över öppet fält genom månadsvis insamling och analys av nederbörd året runt. Mätningarna startade i mars 1993 i Säby och har sedan dess pågått utan avbrott. Av praktiska skäl flyttades mätplatsen 3 km söderut till Kumlaby i januari 2002. I mars/april 2005 flyttades mätningarna tillbaka till Säby, ca 100 meter från den ursprungliga platsen (koordinater; x, 6439800; y, 1414660). Detta innebär att data mellan januari 2002 och mars/april 2005 härrör från en placering som inte är lika vindexponerad som den andra platsen. En mindre vindexponerad lokal minskar risken för störningar av provtagningen bland annat i samband med starka vindar.

Nederbörd insamlas med hjälp av en s.k. MISU-provtagare. Sommartid består utrustningen av en tratt med nätförsedd innertratt (dunstnings- och skräpskydd) på en 5 l plastdunk inlindad i aluminiumfolie och med 8 l fryspåse inuti. Dunken sitter i en speciell hållare på en stolpe (tredje stolpen från höger i bilden nedan).



Bild från Visingsö 26 augusti 2009. Provtagningsutrustningen för försurande ämnen finns på tredje stolpen från höger i bild.

Vintertid består utrustningen av en plastsäck med monterad ring, tratt och påförsedd dunk (8 l fryspåse), upphängd med en treeggad hållare på en längre stolpe bredvid "sommarstolpen". Dunken har stöd nertill av ett dunkstöd och hålls på plats med dunkhållare. Mätutrustningen är identisk med den som används inom Krondroppsnätet (Pihl Karlsson m.fl., 2011). Provbyten utförs varje månad sedan 2005 av Ingemar Zander som är bosatt på ön. Vid provbyte skickas insamlad nederbörd till IVL för analys av pH, alkalinitet, klorid, svavel samt kvävekomponenter.

Dygnsvisa nederbördsmätningar, administrerade av SMHI, bedrivs vid en plats ca 100 m från ovan beskrivna provtagningsplats för depositions-mätningarna. Dessa mätningar har flyttats på samma vis som depositions-mätningarna. SMHIs provtagningsutrustning står dock i närheten av ett träd samt relativt nära ett hus vilket gör att den är mindre vindexponerad än mätutrustningen som används i detta projekt.

Depositions-mätningarna på Visingsö jämförs i föreliggande rapport med motsvarande mätningar av deposition över öppet fält vid fem andra platser i södra och mellersta Sverige. Dessa platser är Blåbärskullen i Värmlands län, Fagerhult i Jönköpings län, Hensbacka i Västra Götalands län, Kvisterhult i Västmanlands län samt Tagel i Kronobergs län. Dessa mätningar bedrivs inom Krondroppsnätet ([www.krondroppsnatet.ivl.se](http://www.krondroppsnatet.ivl.se)) och läget för dessa mätplatser visas i Figur 1.



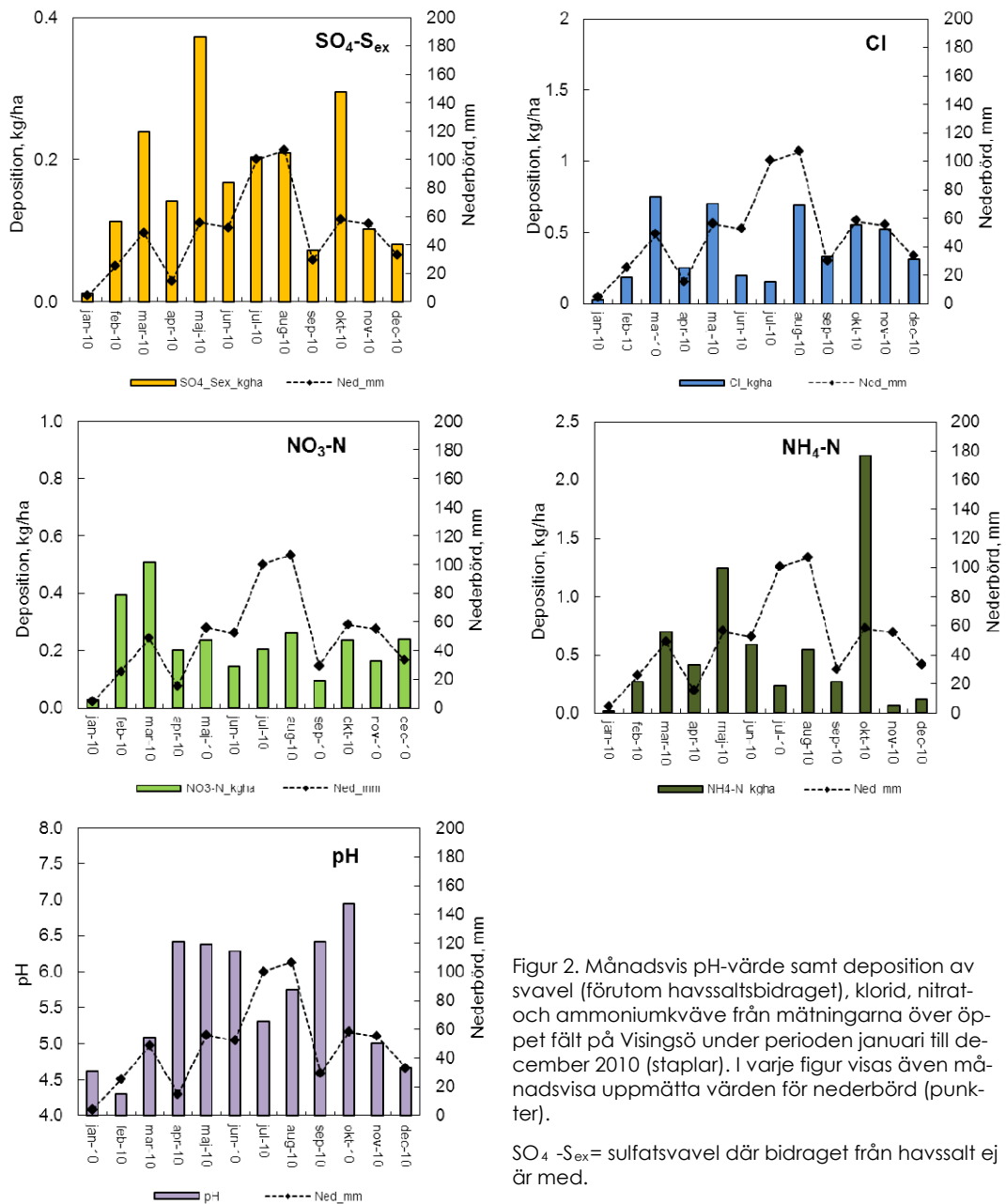
Figur 1. En karta som visar läget för depositions-mätningarna över öppet fält vid Visingsö, Blåbärskullen, Fagerhult, Hensbacka, Kvisterhult samt Tagel.

## Resultat för 2010

Deposition av försurande ämnen på Visingsö visas i Figur 2 för varje månad under perioden januari till december 2010. pH var högre i nederbörden under sommarhalvåret jämfört med vintermånaderna 2010. Värt att notera är även att nederbörden under januari och april månad var mycket låg. Svaveldepositionen, exklusive havssalt, var högst i maj och oktober under 2010, men generellt var svaveldepositionen på en relativt normal nivå för Visingsö. Kloriddepositionen var mycket låg under hela 2010. Även depositionen av nitrat var låg. Ammoniumdepositionen var betydligt högre med den högsta depositionen under oktober 2010. Även i maj uppmättes en relativt hög ammoniumdeposition på Visingsö.

Hög deposition beror i många fall på en hög nederbördsmängd. Hög nederbörd innebär dock inte alltid hög deposition. Storleken på den s.k. våtdepositionen beror på en kombination av nederbördsmängd och föroreningsgraden hos luftmassan som passerar över området. Sulfat ( $\text{SO}_4$ ) och nitrat ( $\text{NO}_3$ ) är i huvudsak långväga transporterade luftföroreningar, medan ammonium ( $\text{NH}_4$ ) generellt har ett större inslag av påverkan från lokala emissioner. Långdistanstransporterat ammoniumkväve förekommer dock. Klorid visar inslaget av havssalt i den passerande luftmassan.

De värden för depositionen som redovisas i Figur 2 baseras på såväl koncentrationer av olika ämnen i det insamlade provet som den nederbördsmängd som uppmätts.



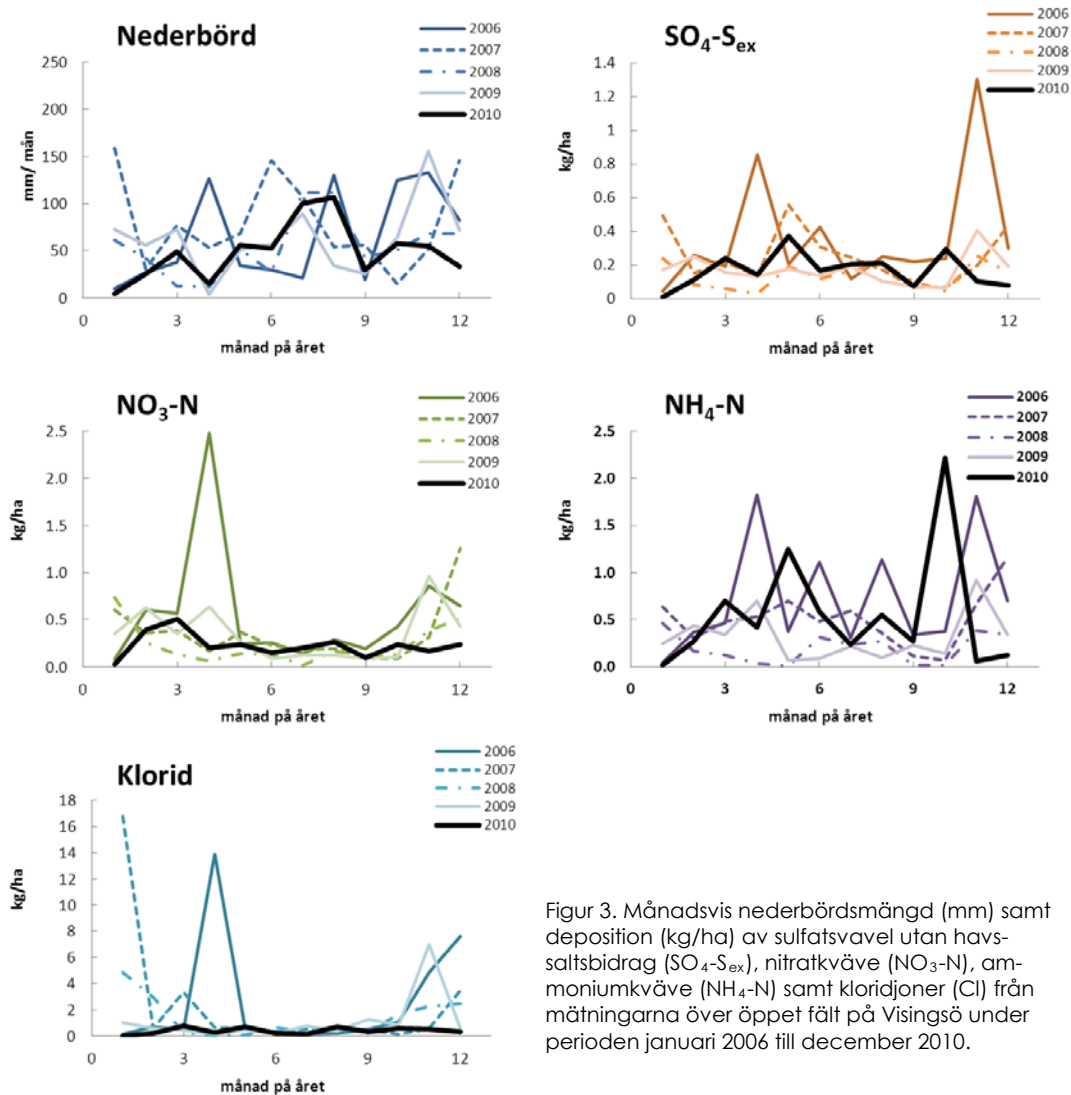
Figur 2. Månadsvis pH-värde samt deposition av svavel (förutom havssaltsbidraget), klorid, nitrat- och ammoniumkväve från mätningarna över öppet fält på Visingsö under perioden januari till december 2010 (staplar). I varje figur visas även månadsvisa uppmätta värden för nederbörd (punkter).

SO<sub>4</sub>-S<sub>ex</sub> = sulfatsvavel där bidraget från havssalt ej är med.

## Månadsvis jämförelse med tidigare års mätningar

I Figur 3 visas de fem senaste årens mätningar på Visingsö på månadsbasis. I figuren framgår att det under 2010 endast uppmättes en hög ammoniumdeposition i oktober 2010. I övrigt uppmättes inte några större episoder vad gäller depositionen, utan året kännetecknas genomgående av relativt låg deposition. Värt att notera är den låga kloriddepositionen under hela 2010.





Figur 3. Månadsvis nederbördsmängd (mm) samt deposition (kg/ha) av sulfatsvavel utan havssaltsbidrag (SO<sub>4</sub>-S<sub>ex</sub>), nitratkväve (NO<sub>3</sub>-N), ammoniumkväve (NH<sub>4</sub>-N) samt kloridjoner (Cl) från mätningarna över öppet fält på Visingsö under perioden januari 2006 till december 2010.

## Jämförelse med tidigare års mätningar vid omkringliggande platser

Deposition av försurande ämnen på Visingsö för varje kalenderår under perioden 1994-2010 visas i Figur 4, tillsammans med motsvarande värden för tre andra platser i Götaland; Fagerhult, Hensbacka och Tagel, samt två platser i Svealand; Blåbärskullen och Kvisterhult, där depositions-mätningar bedrivits över öppet fält inom Krondroppsnätet, se kapitel 2. Den metodik som används vid övriga platser är densamma som den som nu används på Visingsö.

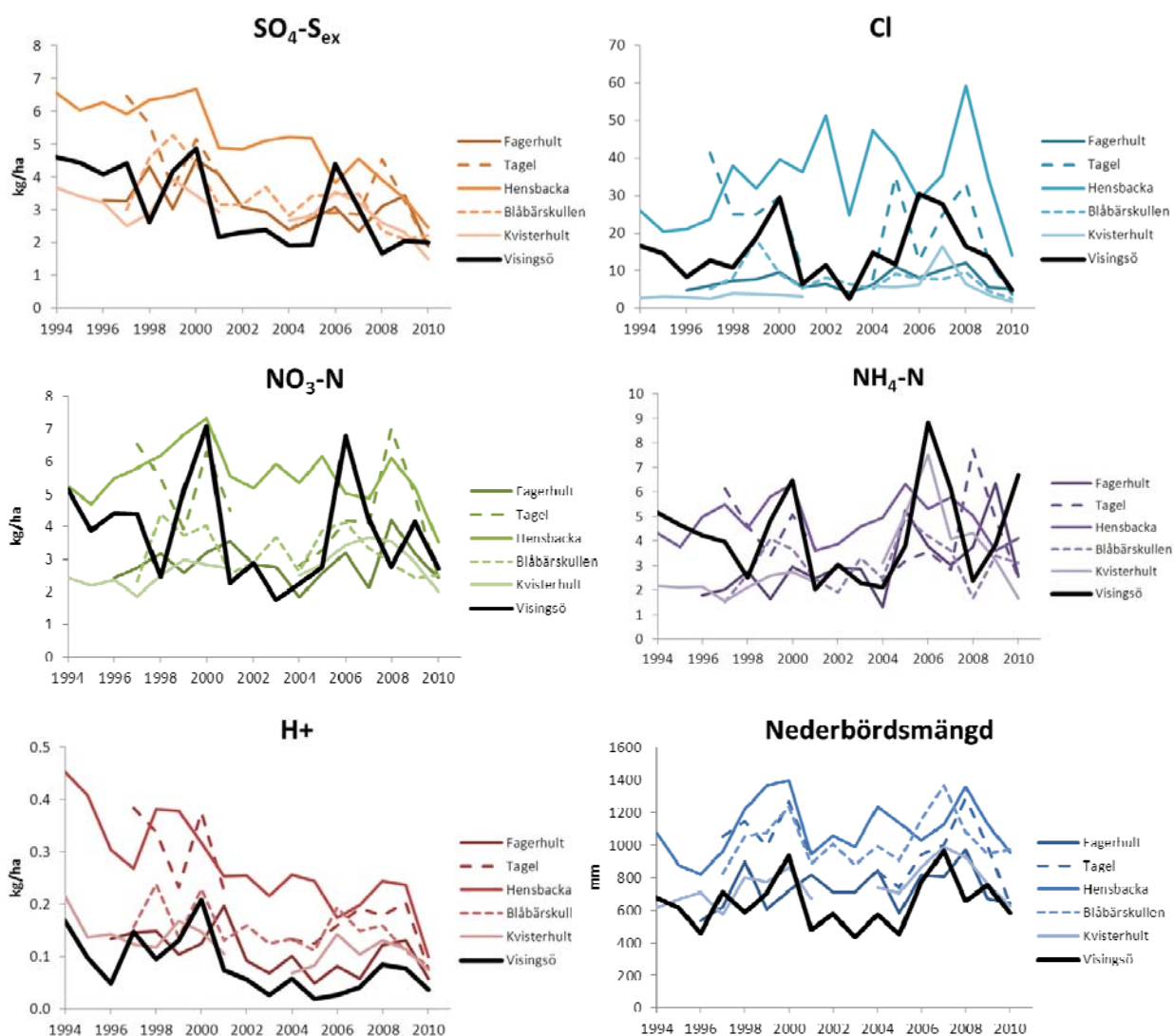
Resultaten i Figur 4 visar att svaveldepositionen på Visingsö har minskat i ungefär samma utsträckning som vid övriga platser. Generellt avtar nedfallet av försurande ämnen i en gradient från sydvästra Sverige mot nordost. Under senare delen av den redovisade perioden har svavelnedfallet på Visingsö legat lägre än vid övriga platser, men under 2010 var svaveldepositionen relativt likartad på de olika platserna. Undantaget är året 2006, då långväga

transport från ryska skogsbränder, se rapport 2009, verkar ha drabbat Visingsö i stor utsträckning.

Visingsö har ett relativt högt påslag av havssalt, vilket visar sig i depositionen av klorid, en indikator för havssalt. Vanligtvis är kloridnedfallet högre endast vid Hensbacka, beroende på dess kustnära läge. Under 2010 var dock kloriddepositionen vid samtliga lokaler mycket låg. Saltpåslag verkar på lång sikt gynnsamt för att motverka försurning. Episoder med mycket höga saltpåslag kan dock medföra att försurningen av markvattnet tillfälligt ökar under en kortare tid.

Nedfallet av oorganiskt kväve (nitrat- samt ammonium) med nederbörden (den s.k. våtdepositionen) kan på Visingsö vissa år vara relativt hög, lika hög som vid Hensbacka på Västkusten. Under 2010 var ammoniumdepositionen vid Visingsö dubbelt så hög som vid övriga här jämförda platser i södra Sverige. Nitratdepositionen var dock låg vid samtliga platser 2010. De flesta år ligger kvävenedfallet på Visingsö i nivå med de flesta andra jämförbara platserna i södra Sverige. Vad gäller kvävenedfallet till skog bidrar även den s.k. torrdepositionen, d.v.s. avsättningen av gaser och partiklar till trädens blad och barr. I södra Sverige räknar man med att torrdepositionen bidrar med ca 20-30% av den totala kvävedepositionen. Denna komponent av kvävenedfallet mäts inte på Visingsö.

Den totala syrabelastningen från nederbörden, beräknad som total mängd  $H^+$ , ligger för Visingsö lågt jämfört med övriga platser och något lägre än vad som kan förväntas från svavelnedfallet (Figur 4). Här spelar troligen nedfallet av havssalt en roll, men även kvävenedfallet har betydelse. En jämförelse av meteorologiska mätningar mellan två långa tidsperioder, 1961-1990 och 1991-2005, tyder på att nederbörden har ökat sommartid, i synnerhet i norra Sverige, men även i södra Sverige (SMHI, 2006). Nederbördsmätningarna på Visingsö samt vid övriga platser ger ett visst stöd för att nederbörden ökat under perioden 1994-2009. Detta är dock ännu inte statistiskt säkerställt. Genomgående ligger nederbörden på Visingsö lägre jämfört med de övriga platserna.



Figur 4. Årvis 1994-2010 (kalenderår) nederbördsmängd och deposition av sulfatsvavel utan havssaltsbidrag (SO<sub>4</sub>-Sex), nitratkväve (NO<sub>3</sub>-N); ammoniumkväve (NH<sub>4</sub>-N); vätejoner (H<sup>+</sup>); kloridjoner (Cl) över öppet fält på Visingsö, vid Fagerhult, Tagel, Hensbacka, Blåbärskullen samt vid Kvisterhult. Lokalernas placering visas i Figur 1.

## Referenser

Pihl Karlsson, G., Karlsson, P.E. Akselsson, C., Kronnäs, V., & Hellsten, S. 2011. Kron-droppsnätets övervakning av luftföroreningar i Götaland – mätningar och modellering. Resultat t o m 2010. IVL Rapport B 1980.

SMHI, 2006. Klimat i förändring. En jämförelse av temperatur och nederbörd 1991-2005 med 1961-1990. Faktablad nr 29 Oktober 2006.

# Fiskets fångster och trender för Vätterns kommersiella fiskarter

*Alfred Sandström<sup>1</sup>, Magnus Andersson<sup>2</sup>, Lennart Edsman<sup>1</sup>, Erik Degerman<sup>2</sup>, Johan Hammar<sup>1</sup>, Henrik Ragnarsson-Stabo<sup>1</sup>*

*<sup>1</sup>Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för Akvatiska resurser, Sötvattenslaboratoriet, Stångholmsvägen 2, 17983, Drottningholm*

*<sup>2</sup>Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för Akvatiska resurser, Sötvattenslaboratoriet, Pappersbruk-sallén 22, 70215, Örebro*

## Sammanfattning

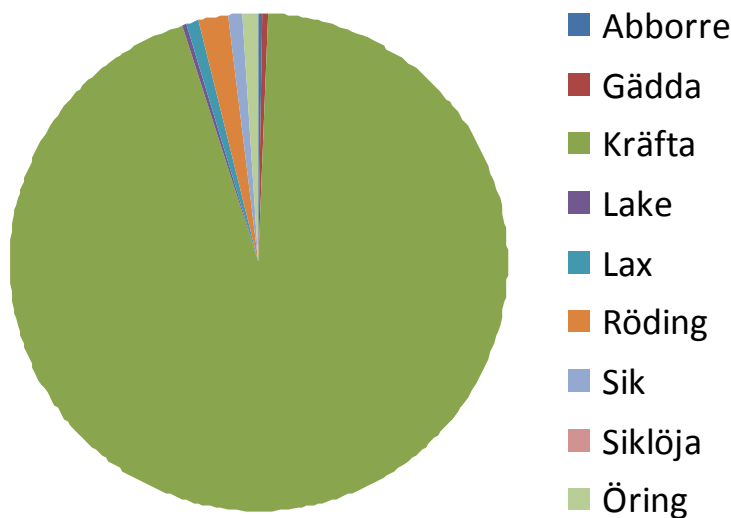
Vättern har en av Sveriges och även Europas allra längsta tidsserier med fiskestatistik. Ända sedan 1914 har fångsterna i det yrkesmässiga fisket registrerats. Fiskets inriktning har förändrats markant under senare år. Tidigare riktades fisket mot sik och röding, numera är det istället signalkräfta som är den viktigaste arten för fisket. År 2010 minskade visserligen fångsten av kräftor till 94 ton, en minskning med ca 20 %. Trots detta stod signalkräftan för cirka 95 % av intäkterna i fisket. Fångsterna av andra arter än kräftor har varit låga och relativt stabila de senaste åren. Statistik över fångst per ansträngning i fisket och resultat från provfisken med bottensatta nät visar att beståndet av sik är talrikt och stabilt samt att mängden röding och öring ökat under perioden 2005-2010.



Provfiske på Vättern.

## Yrkesmässigt fiske i Vättern

Det har skett en markant förändring i fiskets inriktning i Vättern mellan åren 2000-2010. Från att tidigare varit ett fiske dominerat av bottensatta nät inriktat på fångst av sik och röding baseras det numera till övervägande delen av fiske med mjärddar efter signalkräfta. Värdet på fisket efter signalkräfta utgör idag cirka 95 % av det totala värdet av Vätterns yrkesmässiga fiske. Övriga betydelsefulla arters andel är: röding 2 %, sik 1 % och öring 1 % (Figur 1). Eftersom signalkräftan nästan uteslutande fiskas med mjärddar under juni-september har säsongen för det traditionella fisket efter röding och sik förskjutits till andra delar av året. Rödingen fångades tidigare under juli-oktober, numera är det istället november-januari som är de viktigaste månaderna. Fisket efter sik är i likhet med tidigare år fortfarande som mest intensivt i december. Däremot har nätansträngningen under augusti och september minskat avsevärt. Dessa var tidigare också viktiga månader för sikfisket. Den totala nätansträngningen i yrkesfisket har också minskat betydligt. Idag är den endast cirka 20 % av vad den var i mitten av nittiotalet. Detta är dels en effekt av att antalet yrkesfiskare minskat, dels att fisket svängt över till kräfta samt att nya fiskeregler införts vilka försvårat och begränsat nätfisket.

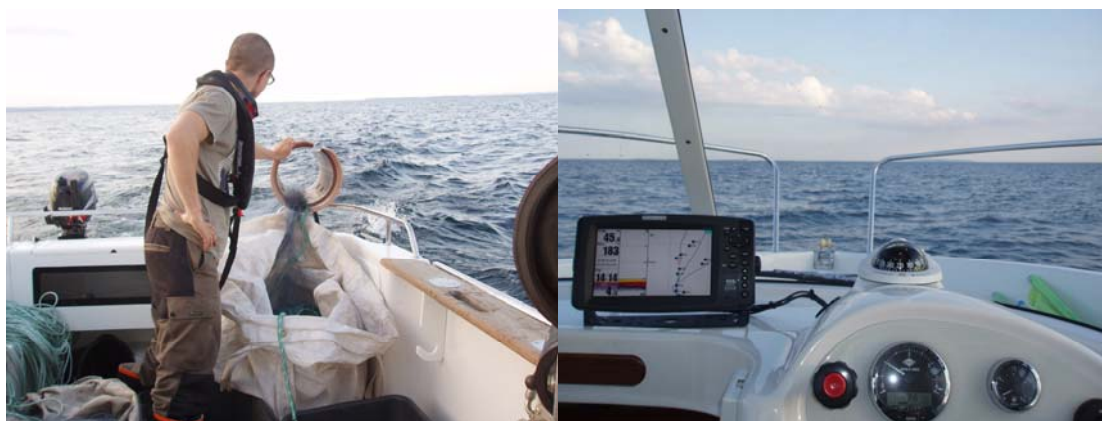


Figur 1. Värdet av fångsten i yrkesfisket av olika arter i Vättern 2010. Figuren visar andelen av det totala värdet som år 2010 var cirka 13 miljoner kronor.

## Fritidsfiske i Vättern

Vättern är en populär sportfiskesjö och många utnyttjar möjligheten att fritt kunna bedriva handredskapsfiske som till exempel trollingfiske efter röding, lax och öring på allmänt vat-

ten. Ett annat populärt fiske är fisket efter gädda i det norra skärgårdsområdet. I Vättern finns också allmänt fiske på kräftor, koncentrerat till fem helger under augusti-september. Fritidsfiskare är inte skyldiga att lämna fångstuppgifter, och fångsterna är därmed till stor del okända. De senaste enkätundersökningarna över fritidsfiskets fångster gjordes 2000 och 2003. Under 2006 genomfördes också en nationell enkätstudie över fritidsfiskets uttag som även omfattade Vättern. Eftersom syftet med denna var att få fångstuppgifter på nationell basis var det endast ett fåtal Vätternfiskare som deltog och följaktligen har de artvisa fångstuppgifter som skattades i denna studie en mycket hög osäkerhet. Under 2010 och 2011 har dock nya enkätundersökningar riktade mot de stora sjöarna, inkluderat Vättern, initierats för att samla data från fritidsfiskare.



Provfiske på Vättern.

## Undersökningar och statistik över fisk och fiske i Vättern

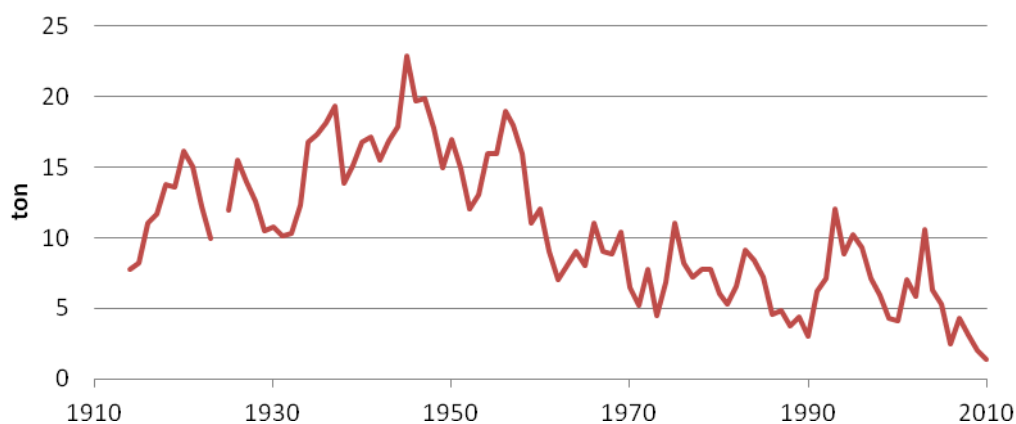
I föreliggande text används tre huvudsakliga faktaunderlag för att beskriva trender i fiskets fångster och beståndens status: 1) statistik över fångst och ansträngning i yrkesfisket samt statistik över fångster i fritidsfisket, 2) provfisken med bottensatta nät och 3) hydroakustik kombinerat med trålning. Statistik över det kommersiella fiskets journalförda landningar används för att beskriva fångster och fångst per ansträngning i yrkesfisket. Denna statistik utgör en av de längsta och bästa tidsserierna över fångster i svenskt fiske. I Vättern täcks perioden 1914-2010 vilket är unikt även ur ett internationellt perspektiv.

Provfisken med bottensatta nät har genomförts i större skala mellan åren 2005-2010 i ett antal delområden spridda över sjön. Provfisket riktas huvudsakligen mot röding och sik men även andra arter som lake och öring fångas. Huvudsyftet med detta uppföljningsprogram har varit att följa effekten av införandet av fiskefria områden. För detaljer om undersökningsupplägg och exakta positioner på nätfiskeplatser hänvisas till Sandström med flera (2009). Ekolodning i kombination med trålning har genomförts under åren 1988-2010 och beskrivs i mer detalj under avsnittet ”Nors och siklöja”. Delar av denna text har även före-

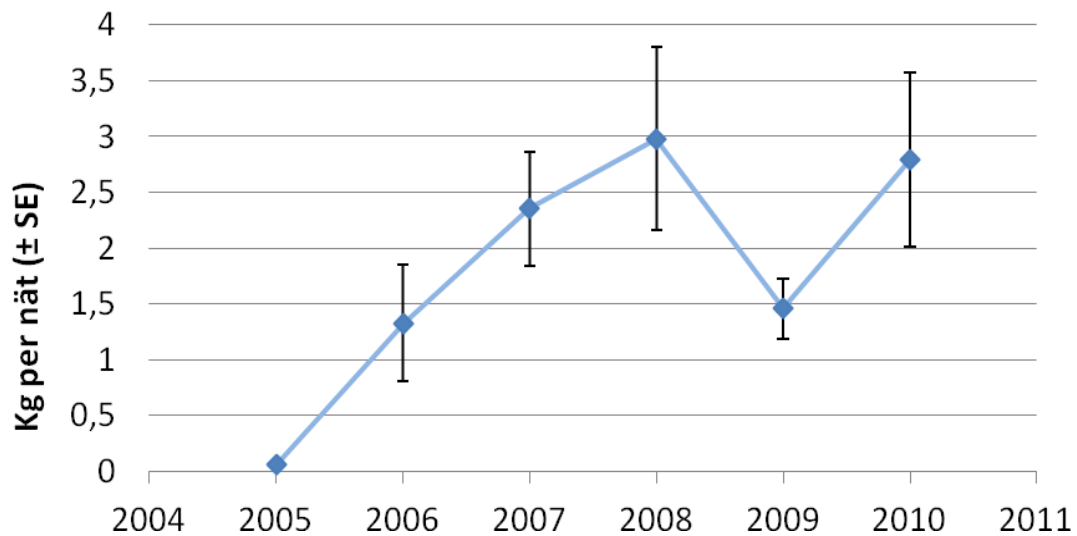
kommit i Fiskeriverkets ”Fiskbestånd och miljö i hav och sötvatten, resurs- och miljööversikt 2011.”

## Abborre

Abborre är en eftertraktad art i fritidsfisket, såväl sommar- som vintertid. Enligt en tidigare enkätstudie beräknas fritidsfisket ha fångat sammanlagt drygt 400 ton under år 2006 i de fyra största sjöarna, varav 50 ton fångades i Vättern. I en tidigare enkätstudie som genomfördes år 2000 var fritidsfiskets fångster cirka 15 ton, något som bedöms vara oförändrat till år 2003. Riktat yrkesmässigt fiske efter abborre förekommer endast i mycket liten omfattning i Vättern. Främst sker det i liten skala i de varma skärgårdsområdena under vår och försommar. Däremot tas arten till vara som bifångst i nätfisket. 2010 fångades cirka 2 ton i yrkesfisket (Figur 2). Baserat på resultat från de senaste årens provfisken i Vättern finns indikationer på att förnyringen är god och att beståndets status är stabil och till och med svagt ökande (Figur 3). Fångsterna av abborre i provfisket varierar dock mycket mellan platser och år. Sommaren 2005 var det till exempel osedvanligt kallt på de djup som fiskades vilket ledde till att fångsterna av abborre blev lägre än normalt. Provfisket täcker heller inte de allra grundaste områdena där abborre ofta förekommer. Således ska den positiva trenden för abborre betraktas som något osäker.



Figur 2. Yrkesfiskets landningar av abborre i Vättern. Data från 1914-2010.

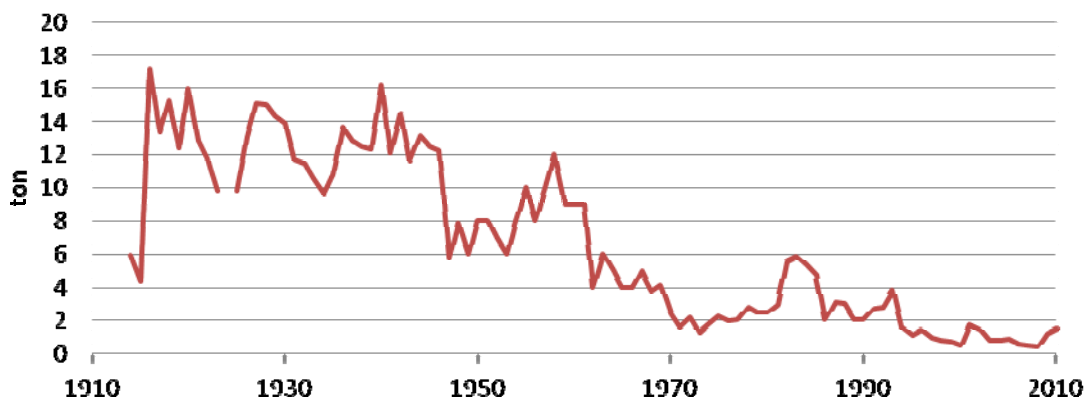


Figur 3. Fångst av abborre per nät i provfisken med bottensatta nät i Vättern 2005-2010.

## Gädda

Riktat yrkesmässigt fiske efter gädda förekommer endast i liten utsträckning. Gädda är också en svår fångad fisk i de passiva redskap som dominerar insjöfisket. I den mån gädda fångas så är det främst på våren och i viss mån på hösten i bottensatta nät och bottengarn. Gädda förekommer ytterst sparsamt i de delar av Vättern där yrkesfiske bedrivs och fångsten var endast 1,5 ton år 2010 (Figur 4). Gäddan är i första hand fritidsfiskets art och sannolikt en av de viktigaste arterna för sportfisket. Enligt den nationella enkätstudie som genomfördes 2006 uppskattades fritidsfiskets fångst av gädda i Vättern till 18 ton. I enkäterna från 2000 och 2003 var fångsten ca 9,8 ton respektive ca 4,4 ton. Inga av de nuvarande övervakningsprogrammen för fisk fångar upp variation i beståndsstatus hos gädda, mycket för att arten inte fångas med de metoder som används. Fångsterna i yrkesfisket är svårbedömda då det inte förekommer något riktat fiske efter arten. Statistiken över fångster i fritidsfisket är endast en indikation över fiskets omfattning men inte tillräckligt för att bedöma förändringar i beståndsstatus över tid.





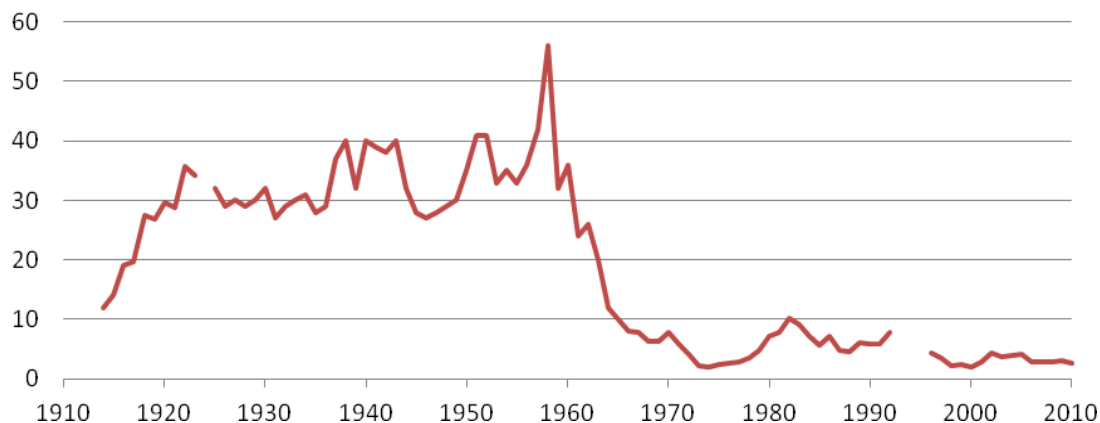
Figur 4. Yrkesfiskets landningar av gädda i Vättern. Data från 1914-2010.

## Lake

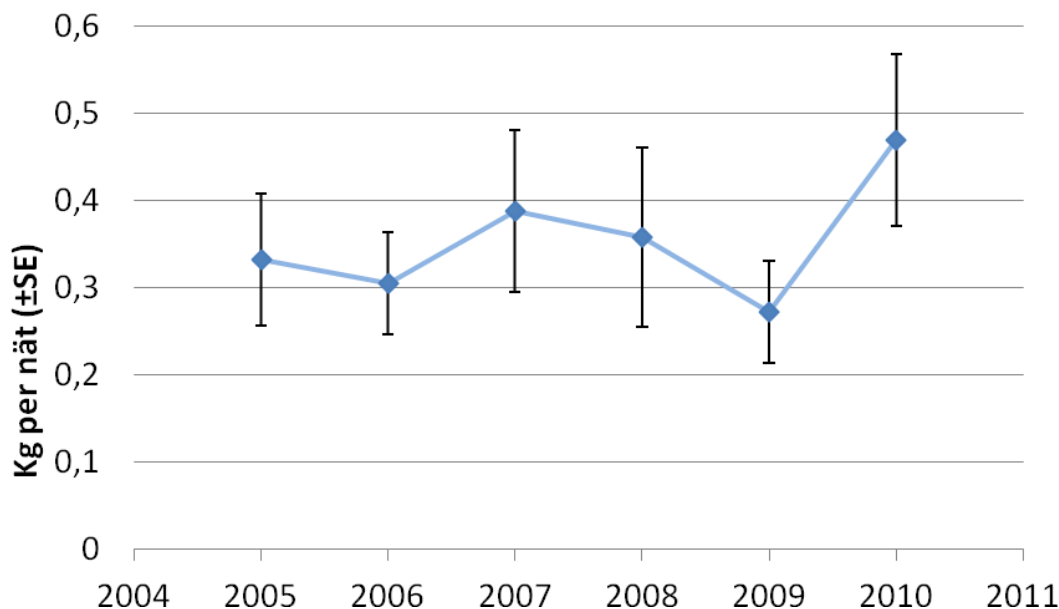
Laken är i dagsläget ingen betydelsefull fiskart för insjöfisket. Arten är en underskattad matfisk och har sannolikt en viss potential förutsatt att prisbilden förbättras. Riktat fiske på lake är inte så vanligt utan laken fångas ofta som bifångst i annat fiske. Sett över längre tid har fångsterna av lake i yrkesfisket minskat successivt i samtliga av de fyra största sjöarna. I Vättern skedde en drastisk minskning av fångsterna under början av 70-talet (Figur 5), sannolikt på grund av ett för hårt fiske. Från mitten av 70-talet och framåt var därefter laken en tämligen ovanlig fångst i provfisken såväl som i fisket. I takt med ett minskat fisketryck tycks dock bestånden på sina håll ha återhämtat sig relativt väl. Särskilt i sydöstra Vättern är arten numera mycket vanlig. Idag sker framförallt ett fiske i liten skala efter lake för att få bete till kräftfisket. Fångsten av lake i provfisken med bottensatta nät har varit stabil under de senaste 6 åren (Figur 6). Laken har nyligen rödlistats av Artdatabanken. Bakgrunden är att arten minskar i små vatten i framför allt södra Sverige. Orsaken är sannolikt klimatrelaterad. Lakens rekrytering missgynnas av att vattentemperaturen ökar vilket får mest genomslag i grundare sjöar i södra Sverige.



Lake.



Figur 5. Yrkesfiskets landningar, mätt i ton, av lake i Vättern. Data från 1914-2010.

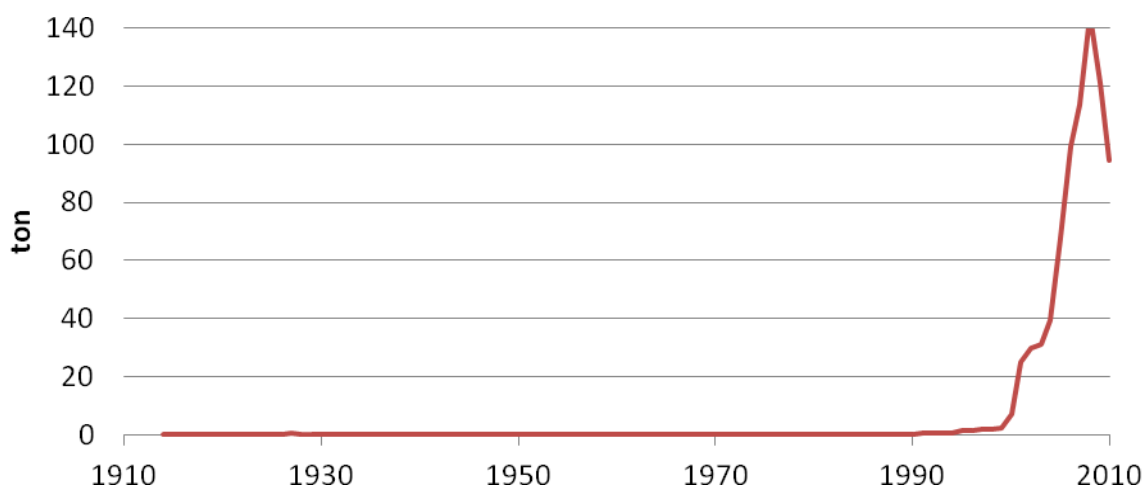


Figur 6. Fångst av lake per nät i provfisken med bottensatta nät i Vättern 2005-2010.

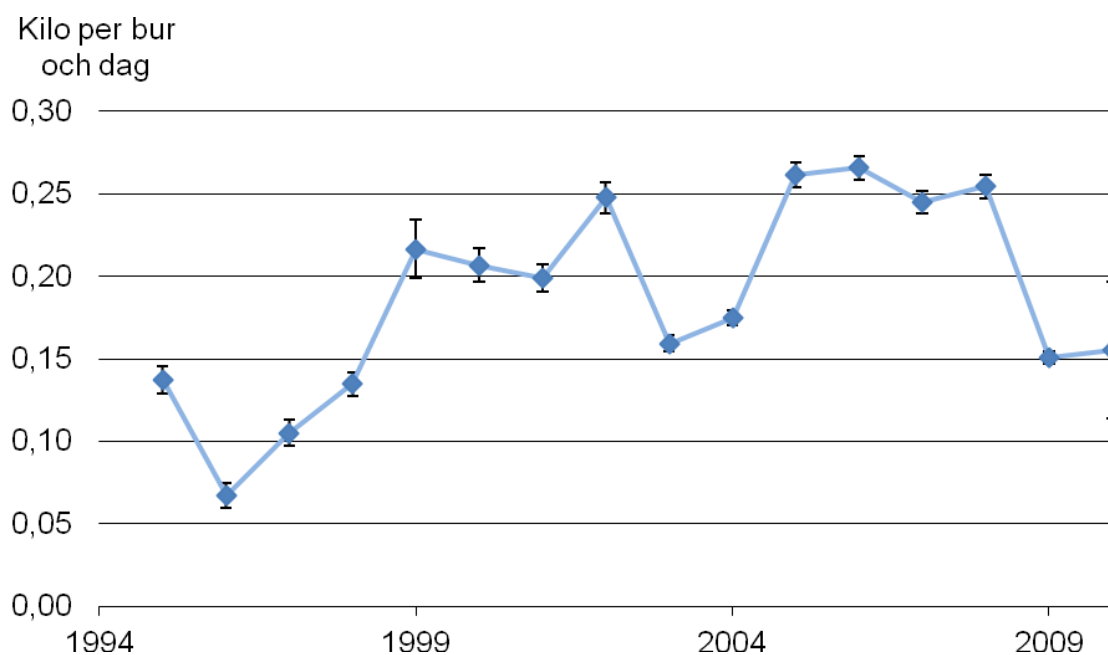
## Signalkräfta

Efter att flodkräftan slagits ut av kräftpest i samtliga stora sjöar introducerades signalkräfta i Vättern, Hjälmaran och Mälaren 1969. Nu finns fiskbara bestånd i hela Vättern med undantag av vissa områden i sydvästra delen. Yrkesfiskets fångster har ökat successivt i takt med kräftans ökade utbredning, från under ett ton år 1994 till 145 ton år 2008 för att sedan minska till 117 ton 2009 och 94 ton 2010 (Figur 7). Ökningen av yrkesfiskets fångster i Vättern kan huvudsakligen förklaras av en kraftigt ökad redskapsinsats. Enligt Fiskeriverkets och SCB:s enkät till fritidsfisket år 2006 fångades 56 ton i Vättern år 2006. Enligt en-

käten år 2000 var fångsterna ca 7,8 ton och år 2003 ca 20,8 ton. De totala fångsterna i yrkesfisket har minskat de två senaste åren. Fångsten per ansträngning i yrkesfisket som tidigare år tycktes ha stabiliserats på cirka 0,2 kilo per redskapsdygn minskade i likhet med den totala fångsten under 2009 och 2010 till ca 0,15 kilo per redskapsdygn (Figur 8). Sett över de senaste två åren är det framför allt i juli månad som fångsterna minskat jämfört med tidigare år. Vattentemperaturen har varit ovanligt kall i Vättern under juli månad vilket sannolikt försenat skalömsningen och därmed försvårat fisket. Provfisken visar att kräftbeståndet ökat i täthet och medelstorlek mellan åren 2003 och 2007 för att sedan minska något under 2010, främst då i de nordöstra delarna av Vättern. Även om tendensen för Vättern som helhet har varit positiv finns således en negativ trend med minskade tätheter och minskad medelstorlek i flera områden i norra Vättern (Motalaviken, Vadstena och Gränna till exempel). Kräftor fångades på fler platser 2010 och 2007 jämfört med 2003 vilket indikerar att beståndet successivt sprider sig till nya områden. I den mån nyetablering fortfarande sker så är det i den sydvästra delen av sjön. Sammanfattningsvis tyder fångsten i provfisken och storleksfördelningen i yrkesfiskets fångster på att det nuvarande fisketrycket är på gränsen till för hårt i vissa områden men att beståndet som helhet fortfarande är relativt starkt.



Figur 7. Yrkesfiskets landningar av signalkräfta i Vättern. Data från 1914-2010.

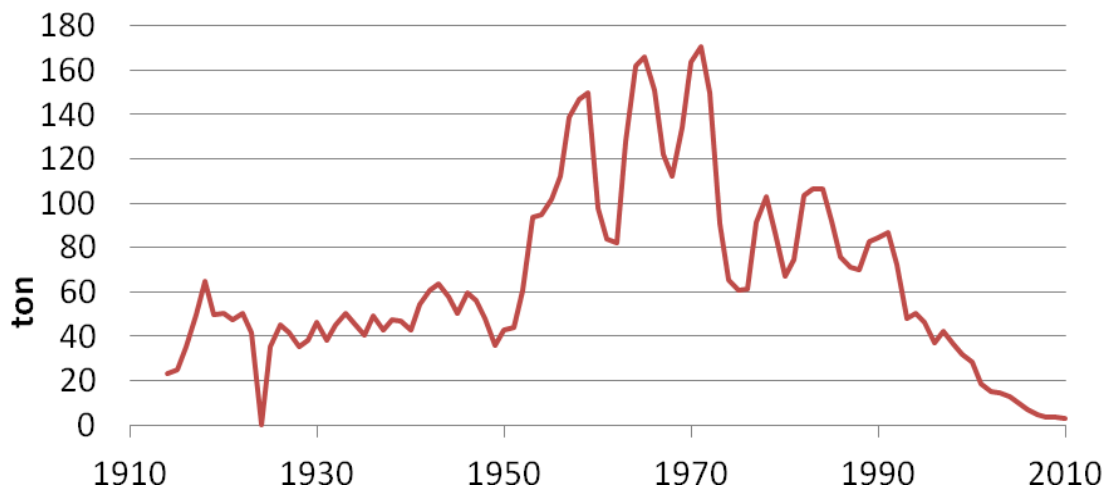


Figur 8. Landning per ansträngning i yrkesfisket i Vättern. Data avser medelvärden för juli och augusti åren 1995-2010. Den stora variationen 2010 beror på att fångsterna detta år har rapporterats månadsvis och inte per dag som tidigare.

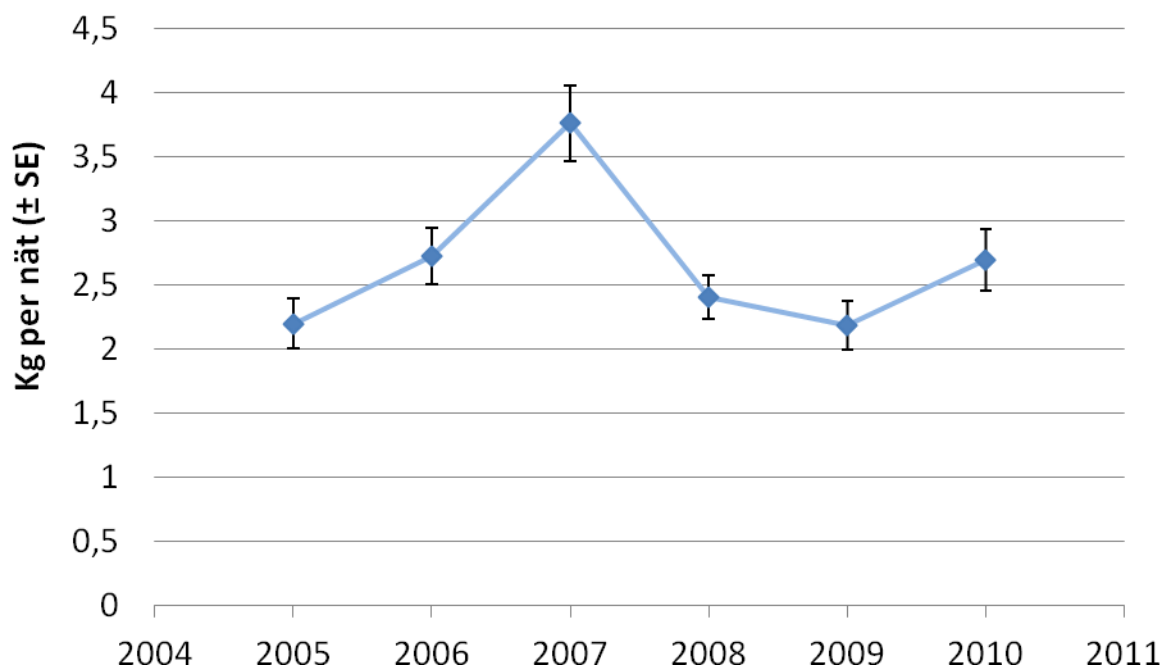
## Sik

Fisket efter sik sker främst med bottensatta nät. I Vättern pendlade fångsterna mellan 40 och 50 ton fram till fyrtiotalets slut. Därefter ökade de markant och nådde toppar på omkring 170 ton under några år på sextio- och sjuttiotalen. En viktig orsak var att fisket intensifierades och effektiviserades när nylonnäten infördes i början av femtotalet. En annan bidragande orsak till denna uppgång var att sjön blev mer näringsrik efter en ökad användning av vattentoaletter och fosforhaltiga tvättmedel och avsaknad av kommunala reningsverk med fosforrening. Utbyggnaden av fosforfällning i reningsverken påbörjades i slutet av sextiotalet och sedan dess har den årliga fångsten av sik minskat radikalt. Under senare tid har fisket efter sik minskat mycket kraftigt och under 2010 fångades dryga 3 ton (Figur 9). Fritidsfiskefångster i enkäten från 2000 och 2003 visade på en fångst på ca 11,0 respektive 4,0 ton. Provfisken med bottensatta nät visar att sikbeståndet i Vättern idag är talrikt men att individtillväxten är låg (Figur 10). Även resultat från SLU:s årliga studier med ekolod tyder på att siken är vanligt förekommande. Siken är idag den näst vanligaste arten i den fria vattenmassan räknat på biomassa (Se tidigare avsnitt om "Siklöja och nors"). Sikarna avstannar ofta i storlek innan de nått 40 cm och därmed den storlek där de blir möjliga att fånga i nät med nuvarande regler om minsta tillåtna maskstorlek. Detta fenomen i kombination med att siken dessutom är relativt mager har gjort att det riktade sikfisket minskat. Till detta bidrar även de restriktioner i fisket som införts för att stärka rödingbeståndet. Det

låga fisketrycket avspeglas också i åldersfördelningen hos beståndet. Sikarna i Vättern är idag relativt gamla, individer med en ålder över 10 år är vanliga i fångsten.



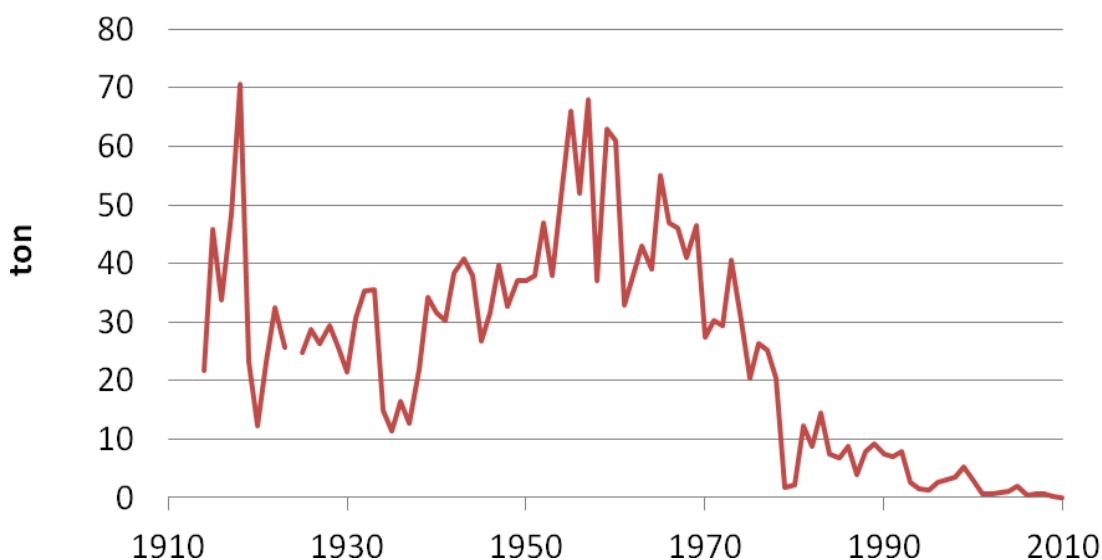
Figur 9. Yrkesfiskets landningar av sik i Vättern 1914-2010.



Figur 10. Fångst av sik per nät i provfisken med bottensatta nät i Vättern 2005-2010.

## Siklöja

Siklöja beskrivs mer i detalj under avsnittet ”Siklöja och nors”. I Vättern var fisket på siklöja förr omfattande och som mest fångades 68 ton 1957. Idag fiskas siklöja endast i liten omfattning och fångsterna de senaste åren har legat på omkring 100 - 200 kg (Figur 11).



Figur 11. Yrkesfiskets landningar av siklöja i Vättern 1914-2010.

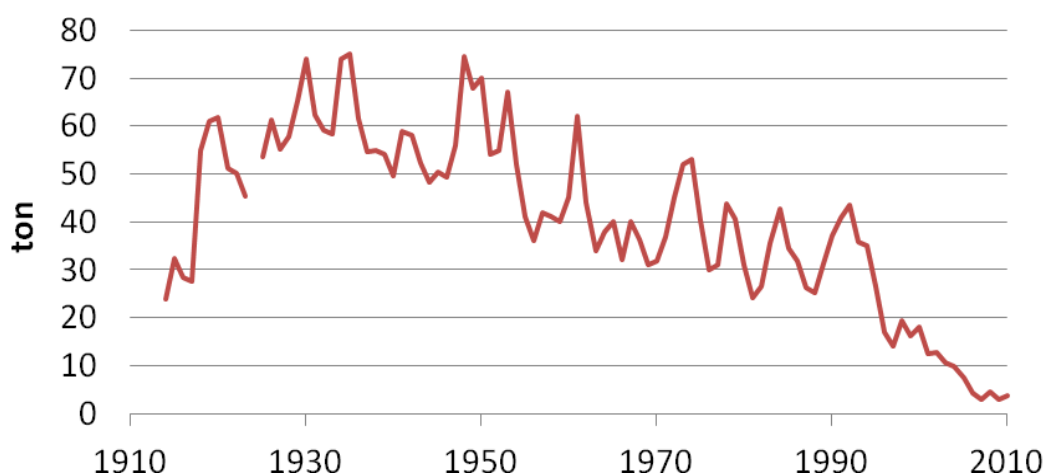
## Storröding

Yrkesfiskets landningar av storröding i Vättern uppvisade en kraftig uppgång fram till perioden 1930-1950 med enstaka toppar på över 70 ton. Denna ökning berodde främst på det ökade antalet moderna nät, samt sannolikt bättre tillgång på större siklöja som en sekundär effekt av ökade fosforhalter och minskad näringskonkurrens från öring. Mellan 1950 och 2010 minskade fångsterna med 95 % till 3,5 ton (Figur 12). Under den senaste tioårsperioden har antalet nätansträngningar i yrkesfisket minskat markant, dels på grund av färre yrkesfiskare, dels beroende på de restriktioner som införts för rödingfisket och dels på grund av att fisket säsongvis koncentrerats till signalkräfta. En stor svårighet vid förvaltning av rödingbestånden i Vättern är att även siken fiskas med nät. Båda arterna är kallvattenarter och deras utbredning i djupled överlappar, med siken grundast och rödingen djupast. Siken är mer småvuxen, och bifångster av mindre röding vid fiske efter sik med finmaskigare nät har därför tidigare varit ett stort problem. Minimimåttet för röding i Vättern har successivt höjts sedan 1938 och den 1 juli 2007 införde Fiskeriverket ett minimimått på 50 cm för rödingen samtidigt som maskstolpen på nät som sätts på djup större än 30 m höjdes till 60 mm. Dessutom infördes utvidgad lekfredning samt tre fiskefria områden vars ytor motsvarar 15 % av Vätterns areal.

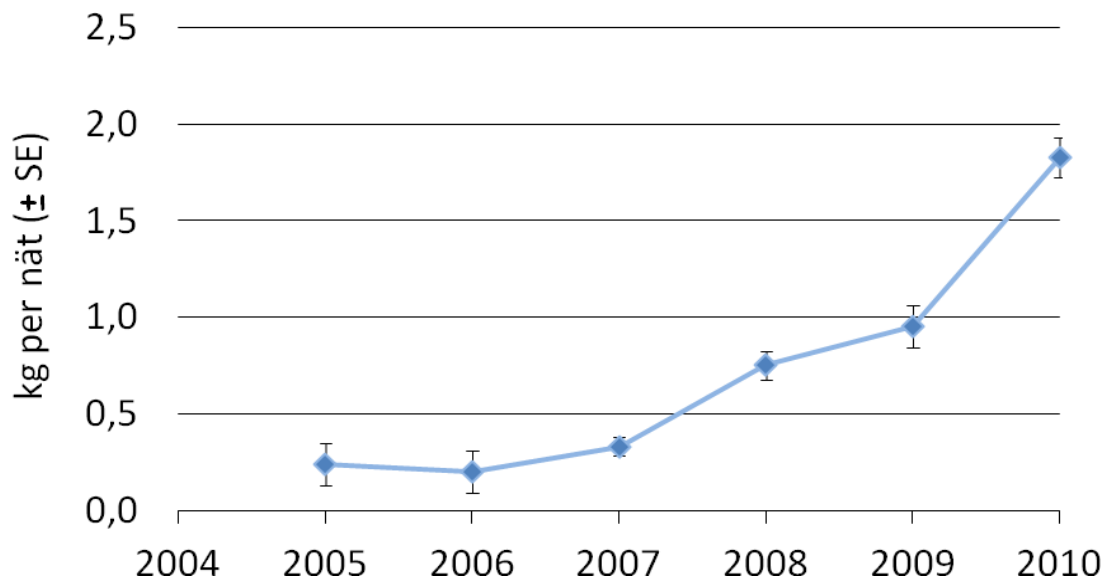
En allt större andel av fångsterna av röding i Vättern antas idag tas i fritidsfisket. År 1992 beräknades fritidsfisket ha fångat ungefär 36 procent av årsfångsten. En enkät från år 2000 tyder på att fritidsfiskets andel ökat till ca 40 % av årsfångsten. Enkäten 2000 och 2003 visade på 11,9 ton respektive 13,3 ton. Den enkät som senast genomfördes 2006 antyder att fritidsfiskets fångst kan ha varit så hög som 22 ton, varav dock 41 % uppgavs ha återutsetts.

Rödingbeståndets status i Vättern bedöms alltså som svagt vilket baseras på både fiskeberoende och fiskeoberoende statistik. Provfisken under åren 2005-2010 uppvisar visserligen en uppgång i antal rödingar, men den absoluta fångstnivån visar samtidigt att Vätterns rödingens beståndstatus fortfarande är svag (Figur 13). Rödingens medellängd, medelvikt och medelålder tycks öka över tiden. En del av dessa förändringar speglar sannolikt förekomsten av två rika årsklasser födda 2003 och 2006. Däremot uppvisar de provfiskade rödingarna ingen förbättring i kondition. Undersökningar av förvärvsfiskade rödingar åren 1987-2005 visar istället på minskad tillväxt och försämrade kondition. Detta antas bero på minskad tillgång på siklöja och konkurrens med inplanterad lax. Bristen på siklöja har lett till att näringsvalet hos allt större röding i provfiskena perioden 2005-2010 kommit att helt domineras av nors, medan hornsimpa ökat markant som bytesfisk hos kommersiellt landade rödingar från djupare bottnar.

Den negativa utvecklingen i Vättern i kombination med att ca 70 % av alla kända relikta rödingbestånd söder om Dalälven utrotats under 1900-talet har lett till att den sydsvenska rödingen klassats som *akut hotad* av Artdatabanken. I de fall där orsakerna till de kraftiga förändringarna är kända är det främst försurning och inplantering av främmande fiskarter som sik, siklöja, gädda och lax som skadat rödingbestånden genom näringskonkurrens och/eller predation.



Figur 12. Yrkesfiskets landningar av storröding i Vättern 1914-2010.

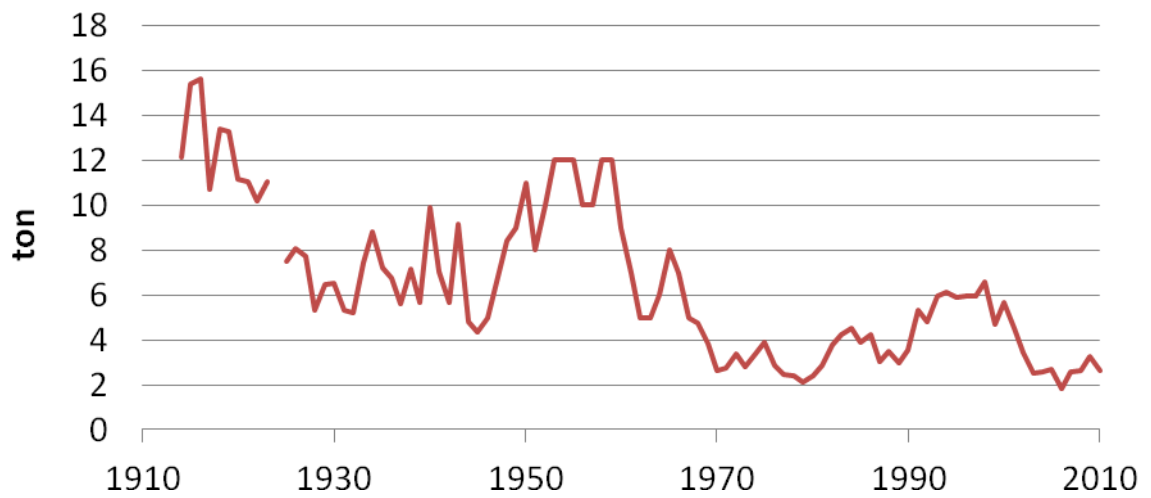


Figur 13. Fångst av storröding per nät i provfisken med bottensatta nät i Vättern 2005-2010.

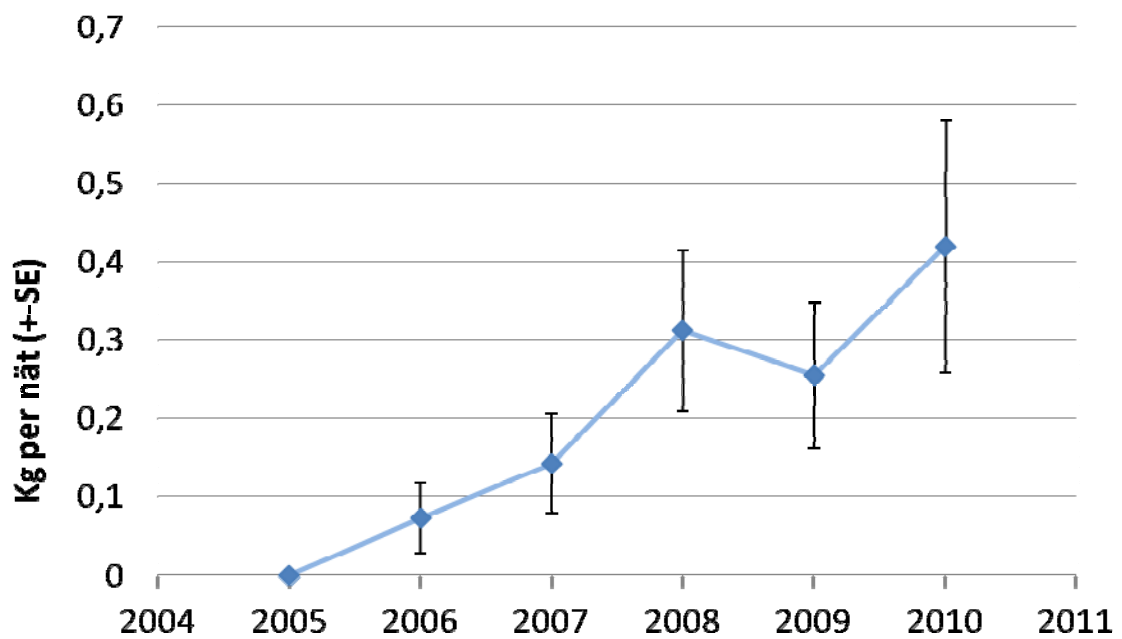
## Öring

Öringfisket i Vättern baseras helt på vildproducerad fisk. I Vättern har yrkesfiskets fångst gått ned från 6,6 ton år 1998 till 2,6 ton år 2010 (Figur 14). Att döma av nätanvändningen bör nedgången till stor del bero på ett minskat fiske. Enligt den enkät som länen runt sjön lät genomföra framgår att fritidsfisket år 2000 stod för drygt 42 %, eller ca 4 ton, av årsuttaget. Yrkesfisket stod samma år för en fångst på 5,6 ton. Enkäten 2003 visade på en fångst om ca 2,7 ton. År 2009 kan man anta att fritidsfisket dominerade fångstuttaget av öring. Alla till Vättern rinnande vattendrag är små och har varit utsatta för olika typer av mänsklig påverkan. Genom omfattande biotopåtgärder, kalkning, rivande av vandringshinder och byggande av fiskvägar har emellertid öringproduktionen förbättrats avsevärt i dessa bäckar. Under perioden 1984-90 var den genomsnittliga tätheten av öringungar av alla åldersstadier drygt sextio individer per hundra kvadratmeter. De senaste knappa tio åren har detta ökat markant upp till omkring hundra – samtidigt har dessutom arealen som producerar öring ökat betydligt. Den ökade produktionen av öring i vattendragen kan eventuellt också avläsas i fångsten av öring i provfisken i bottensatta nät. Fångsten har ökat signifikant under perioden 2005-2010 (Figur 15). Det ska dock påpekas att fångsterna av öring i provfisken med nät är relativt låga och variationen hög. Motsvarande positiva trend finns dock också i fångsten per ansträngning av öring i yrkesfisket med nät. Sammantaget bedöms därför att öringens status förbättrats i Vättern under den senaste 10-årsperioden.





Figur 14. Yrkesfiskets landningar av öring i Vättern. Data från 1914-2010.



Figur 15. Fångst av öring per nät i provfisket med bottensatta nät i Vättern 2005-2010.

# Inventering av lekfisk i Vätterbäckarna 2010

*Daniel Rydberg, Länsstyrelsen i Jönköpings län*

Ett relativt stort antal av Vätterns tillflöden utgör lekområde för sjöns öring- och harrpopulationer. I flertalet av dessa har omfattande restaureringsåtgärder genomförts, främst för att främja öringen. I dagsläget räknar man med att öringlek förekommer i cirka 60 vattendrag, medan harren leker i ett 15-tal vattendrag (Biotopkartering Vätterbäckar). Tidigare har räkning av harr i samband med vårens lekperiod skett i Röttleån och Hornån (1997-2004), dessa räkningar har utförts av dåvarande Fiskeriverket på uppdrag av Vätternvårdsförbundet. År 2004 påbörjades ett utökat kontrollprogram med en extensiv registrering av harrens och öringens lekaktivitet i vattendrag som mynnar i Vättern i Jönköpings län. Verksamheten omfattar numera vattendrag i samtliga fyra län runt Vättern.

Syftet med övervakningen är främst att skapa en mera övergripande och fortlöpande bild av öringens och harrens lekaktivitet i Vätterbäckarna. Genom att kontinuerligt följa leken kan man även omedelbart åtgärda tillfälliga vandringshinder och ta itu med andra problem som kan uppkomma utefter bäckarna. Flertalet av dessa bäckar är utpekade som värdefulla, såväl nationellt som regionalt, i det av riksdagen antagna miljömålet levande sjöar och vattendrag (Rydberg 2009)

Övervakningen av vattendragen bedrivs av ett antal frivilliga tillsynsmän och ”lekfiskräknare”, samt Länsstyrelsens (Jönköping) fisketillsynsmän.

## Årets väder och flödesförhållanden

Vädret är en viktig faktor för att förstå förhållandena i miljön. Nederbördsmängd och vattentemperatur är två av flera viktiga faktorer som styr uppvandringen av lekfisk.

2010 inleddes med två riktigt kalla månader med köldgrader som höll i sig från den 13 december året innan ända fram till slutet av februari. Det fanns gott om snö hela vintern och i slutet av februari var snödjupet drygt en halvmeter i stora delar av länet. April blev, för tolfte året i rad, varmare än normalt i hela landet. Junivädret var ostadigt och bjöd på årets högsta dygnsnederbörd. Den svalare temperatur höll isig ända till slutet av månaden då högsommarvärmen gjorde entré. Värmen dröjde sig kvar under juli och den 11 juli noterades rekordvärme på många håll i Småland. I slutet av månaden föll stora regnmängder i samband med åskoväder. Augusti blev länets nederbördsrikaste månad, medan nederbörden i september endast var hälften av det normala. Oktober och november blev något kallare än normalt och i december var temperaturen långt under det normala (Lind med flera 2011). På åtskilliga håll i Sverige placerar sig 2010 som ett av de tio kallaste de senaste hundra åren. För landet som helhet var året det kallaste sedan 1987 ([www.smhi.se](http://www.smhi.se)).

## Höga flöden under vår och höst

Under den snö- och istäckta perioden i januari till och med mars, var flödena låga i länet. Snösmältningen orsakade höga flöden i månadsskiftet mars/april. Det var länge sedan länet hade en sådan vårflood som annars är vanlig i Norrland. Ytterligare ett högflöde inträffade ä i början av juni efter ett kraftigt regnväder. Under juli var flödena 50 % lägre än normalt. Mer regnväder i augusti ledde åter till höga flöden i slutet av månaden (Lind med flera 2011).

## Vårens harrlek

Harren (*Thymallus thymallus*) i Vättern utgör Sveriges sydligaste naturliga bestånd och är upptagen som en såkallad ”typisk art” för Natura 2000-arbetet i Vättern. Under det senaste årtiondet har länsstyrelserna runt Vättern fått in rapporter från olika kategorier av fiskande som tyder på att harrbeståndet i Vättern har minskat (Nilsson 2009).

Det råder stor osäkerhet kring orsaken/orsakerna till harrbeståndets nedgång i Vättern. Det finns flera möjliga förklaringar till denna för harren negativa utveckling. Vätterns återgång till sin naturligt låga näringsstatus, klimatförändringar, ökad rompredation och konkurrens från signalkräfter är några av exemplen. Gemensamt för flera av de föreslagna orsakerna är att de är svåra att påverka (Alenius 2011).

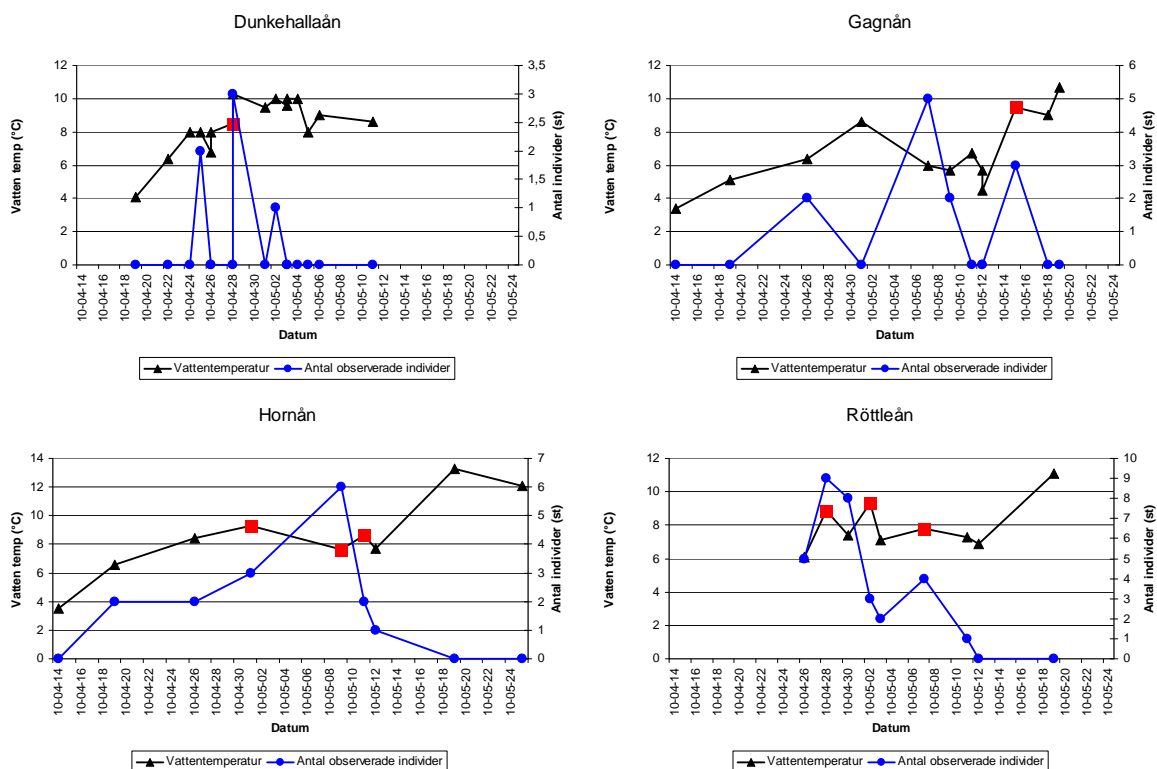
Harrleken i Vätterns tillflöden sker i huvudsak i de nedersta delarna av vattendragen relativt nära mynningarna. Detta beror främst på de geofysiska förutsättningarna med hög lutning och naturliga bergs- och stenklackar, detta gäller inte minst Vätterns sydvästra strand där de flesta harrförande vattendragen mynnar (Norrgård 2007).

Tabell 1. Besökta vattendrag våren 2010. I tabellen återfinns även hamnen på Visingsö. \* Höglek har skattats utifrån de tillfällen då flest individer noterats i vattendraget.

Vattendrag	Län	Observation harr	Observation av aktiv lek	Antal inrapporterade besökstillfällen	Höglek*
Dunkehallaån	F	Ja	Ja	16	25 april – 2 maj
Gagnån	F	Ja	Ja	13	6 maj – 16 maj
Hjoån	O	Ja	Nej	5	16 april – 26 april
Hornån	F	Ja	Ja	9	30 april – 10 maj
Hökesån	F	Nej	Nej	1	-
Knipån	F	Nej	Nej	2	-
Kärsbyån	E	Ja	Nej	5	1 maj – 13 maj
Lillån Bankeryd	F	Nej	Nej	1	-
Lillån Huskvarna	F	Nej	Nej	1	-
Röttleån	F	Ja	Ja	9	26 april – 6 maj
Skrämmabäcken	F	Nej	Nej	1	-
Skämningsforsån	F	Nej	Nej	1	-
Svedån	F	Nej	Nej	4	-
Vättern Visingsö hamn	F	Ja	Nej	1	-

Under våren 2010 besöktes totalt 13 vattendrag (Tabell 1) varav flertalet var belägna inom Jönköpings län. En förekomst av harr kunde konstateras i sex av dessa vattendrag vilka var belägna både på Vätterns väst som ostsida (Figur 2). Bland annat kan Kärsbyån nämnas vilket är det nordligaste harrförande vattendraget på sjöns ostsida. Utöver observationer i de för Vättern tillrinnande bäckarna kunde även harrindivider noteras i hamnen på Visingsö. Att hamnen utgör ett lekrområde för Vätterns harrpopulation var dock känt sedan tidigare men hade fram till denna tidpunkt inte verifierats av myndighetspersonal.

I de fall där arten observerades sågs aktivt lekande föräldrapar i 4 stycken vattendrag. Dessa vattendrag utgjordes av Dunkehallaån, Gagnån, Hornån och Röttleån belägna inom Habo och Jönköpings kommuner. Vattendragen är sedan tidigare kända för att utgöra lekrområden för harren. Som ett led i arbetet med artens bevarande genomfördes bland annat biotopvårdande åtgärder såväl i Gagnån som i Hornån under 2010. Genom att isolera potentiella lekrevir från varandra var förhoppningen att öka antalet lekplatser. Detta gjordes genom att placera ut död ved i vattendraget vilket skulle förhindra aggression hanindivider emellan.



Figur 1. I figurerna åskådliggörs de fyra vattendrag där lek kunde konstateras under 2010. Svart linje anger vattentemperatur (primär axel) de datum harrobservationer gjorts. Röd markering indikerar aktiv lek. Blå linje avser antalet observerade individer (sekundär axel) vid respektive observationsdatum.

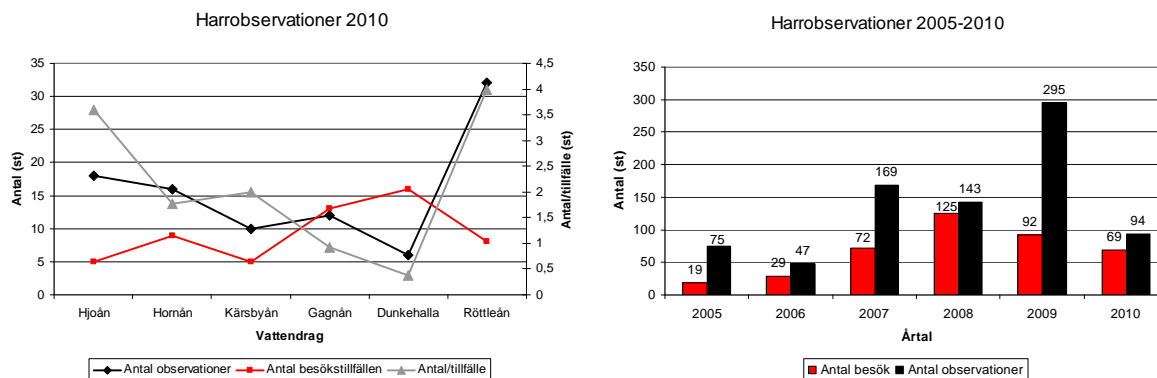
Under 2010 gjordes den första harrobservationen den 8 april vilket skedde i Hjoån. Vattentemperaturen uppgick vid detta tillfälle till 5°C. Nio dagar senare hade vattentemperaturen ökat till 9°C och man kunde vid detta tillfälle föra 3 individer till protokollet. I de vattendrag där lek konstaterades registrerades de första harrarna något senare, 19 april (Figur 1). Detta gjordes i Hornån vid en vattentemperatur liggandes strax under 7 grader. I takt med att vattentemperaturen ökade, ökade såväl antalet observerade individer som lekaktivitet. Den högsta noteringen med avseende på antalet individer för detta vattendrag gjordes den 9 maj. Med utgångspunkt för de data som presenteras i Figur 1 torde högleken i Hornån ha infallit under perioden 30 april – 10 maj under 2010. För övriga tre vattendrag där lek konstaterades ges antalet observerade individer i relation till vattentemperatur i Figur 1. I Tabell 1 återfinns även estimerad tidpunkt med avseende på höglek för samtliga inventerade vattendrag där observationer gjordes.

Sammantaget gjordes 94 observationer av harr fördelat på 69 besöksstillfällen under 2010. Motsvarande siffror för 2009 var 295 observationer på 73 tillfällen. Både det totala antalet observerade individer som antalet per besöksstillfälle hade således sjunkit sett till föregående år. Till vänster i Figur 3 framgår antal observerade harrar i relation till antalet besöksstillfällen för respektive vattendrag under 2010. I samma figur framgår även det genomsnittliga antalet observationer vid respektive besöksstillfälle. Flest antal observationer gjordes i Röttleån (32

stycken) följt av Hjoån (18 stycken). Sett till antal observationer per besökstillfälle kunde flest, liksom för antal, noteras i Röttleån (4,0 observationer) tätt följt av Hjoån (3,6 observationer).

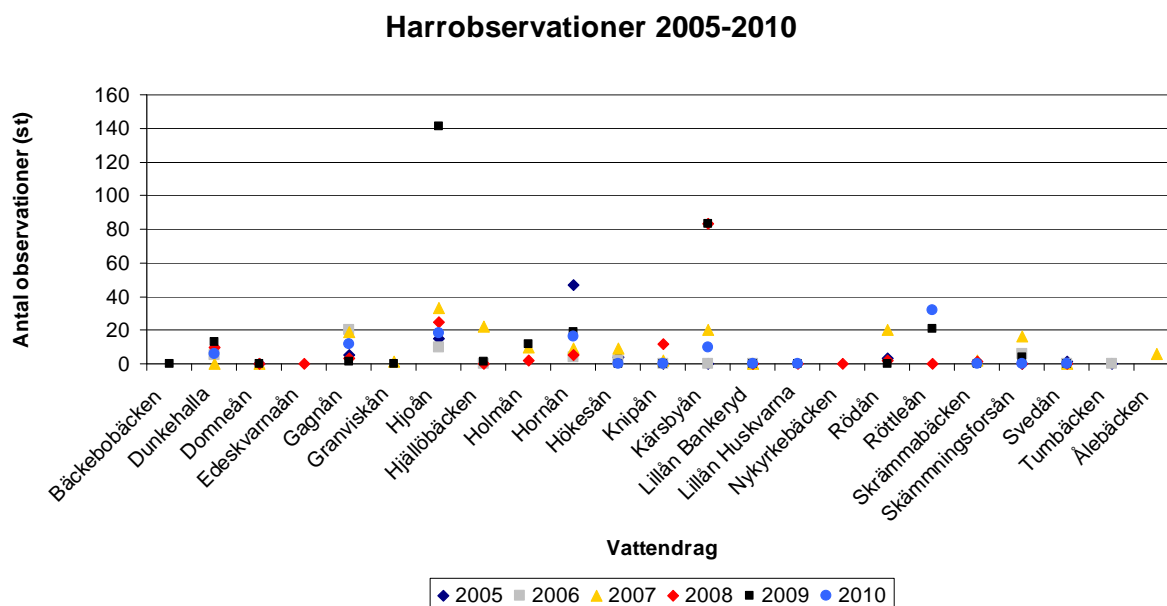


Figur 2. Under våren 2010 inkom harrrapporter från såväl västra som östra delen av sjön. Totalt observerades harr i 6 av 13 besökta vätterbäckar. Utöver bäckarna observerades även harr i hamnbassängen inne i Visingsö hamn, ett sedan tidigare känt lek område.



Figur 3. I figuren till vänster framgår antalet observerade individer, besöksstillfällena och genomsnittligt antal vid respektive besök och vattendrag 2010. Figuren till höger beskriver antal besök och observationer för åren 2005-2010.

Dunkehallaån, belägen i sjöns sydvästra del, var det vattendrag där antal individer per besöksstillfälle var som lägst. Harrleken i denna bäck är koncentrerad till det sista partiet strax innan vattendraget mynnar i Vättern. Vanligen är sikten dålig till följd av det färgade vattnet vilket det stundom även var under 2010. Detta kan ha varit en bidragande faktor till det låga antalet observationer. Vattenståndet bedömdes dock som måttligt. Sett över tid har antalet observationer/tillfälle minskat successivt från 2008 till 2010. Det ska dock tilläggas att antalet besöksstillfällen ökat samtidigt som observationerna (antal stycken) minskat.



Figur 4. Harrobservationer (st) under åren 2005-2010 fördelade på respektive vattendrag.

Till höger i Figur 3 framgår antal besök och observationer av harr under perioden 2005-2010. Med ledning av resultatet i denna figur står det klart att antalet observationer av harr var det lägsta sedan 2006. Dock hade ansträngningen i form av antalet besök minskat successivt från 2008 till att nu ligga på en nivå om 69 besök.

I Figur 4 framgår antalet observationer av harr (st) för respektive år och vattendrag. Sett över tid uppvisar flertalet vattendrag, däribland Hornån, Gagnån och Kårsbyån, en negativ trend i fråga om antalet harrobservationer. Dock finns det undantag som till exempel Röttleån i sjöns sydöstra del. Antalet undersökta år uppgår dock enbart till 3 stycken men observationer av harr har för

detta vattendrag ökat. Under 2009 gjordes många toppnoteringar i antalet observerade individer. Som exempel kan bland annat Hjoån och Kårsbyån nämnas. I den förstnämnda har antalet observerade harrar varierat mellan cirka 20-40 stycken. Under 2009 gjordes 141 observationer. Föreliggande figurer och siffror bekräftar till viss del de samstämmiga uppgifter som inkommit om ett minskande harrbestånd i Vättern.

Med anledning av den bekymmersamma situation Vätterns harrbestånd tros befinna sig i skickade Länsstyrelsen under 2011 in en bidragsansökan till Havs och vattenmiljömyndigheten om att få statligt stöd till att ta fram ett åtgärdsprogram för Vätterns harrbestånd. Projektet består av flera delprojekt, totalt elva stycken. Syftet med projektet är att förbättra underlagsmaterialet avseende förändringar i harrbeståndets storlek, öka kunskapen om harren i Vättern, samt genomföra konkreta åtgärder som ska stärka nuvarande harrbestånd. Delprojekt 1 innefattar en intensifierad lekfiskräkning i specifika vattendrag med ett beräknat genomförande under 2012-2014. Delprojekt kommer tillsammans med den ordinarie lekfiskräkningen att ligga till grund för en utförlig analys som beräknas färdigställas under 2014. Tillsammans med övriga delprojekt (biotopvård, predationsstudie signalkräfta, genetisk kartläggning etcetera) omfattar ansökan cirka 1,8 miljoner kronor.

## Höstens öringlek

I Vättern finns cirka 147 tillrinnande vattendrag. Av dessa förekommer öring i cirka 87 %. Av de 147 vattendragen beräknas 60 stycken fungera som reproduktionsområde för den sjölevande öringen. Restaureringsarbetet är omfattande i många av dessa bäckar vilket har lett till att öringen från år till år befäster vattendragsavsnitt allt längre upp i systemen.

Öringen är, liksom andra arter, beroende av fria vandringsvägar och rinnande vatten för att kunna leka och har därför missgynnats kraftigt av de ingrepp människan gjort i vattendragen.

Den sammanlagda beräknade smoltproduktionen (till Vättern utvandrande öringungar) beräknas i dagsläget uppgå till cirka 34 000 stycken men kan öka ytterligare. Genom att bygga förbi de av människan anlagda vandringshindren samt via biotopvårdande åtgärder beräknas ytterligare cirka 20 000 smolt kunna tillföras Vättern.

Merparten av öringproduktionen beräknas i dagsläget ske på sjöns västra sida och är främst koncentrerad till bäckarna i Habo och Jönköpings kommun. Antalet bäckar på östra sidan av sjön är betydligt färre men är på grund av denna anledning otroligt viktiga för tillskottet av öring i denna del av sjön.



Figur 5. Öringar i lekdräkt i ett av Vätterns tillflöden (foto: Stefan Gustavsson)

Under 2010 besöktes totalt 25 till Vättern mynnande vattendrag vilket är 5 stycken fler än 2009 (Tabell 2). Av de besökta vattendragen observerades öring i 22 stycken. I dessa 22 vattendrag noterades aktiv lek i 14. Observationer gjordes både på sjöns västra som östra sida. Den nordligaste observationen gjordes i Kårsbyån belägen strax norr om Motala (Figur 7). Kårsbyån har varit föremål för ett omfattande restaureringsarbete drivet av frivilliga krafter med ett stort hjärta för fiske och natur (Norrgård 2007).

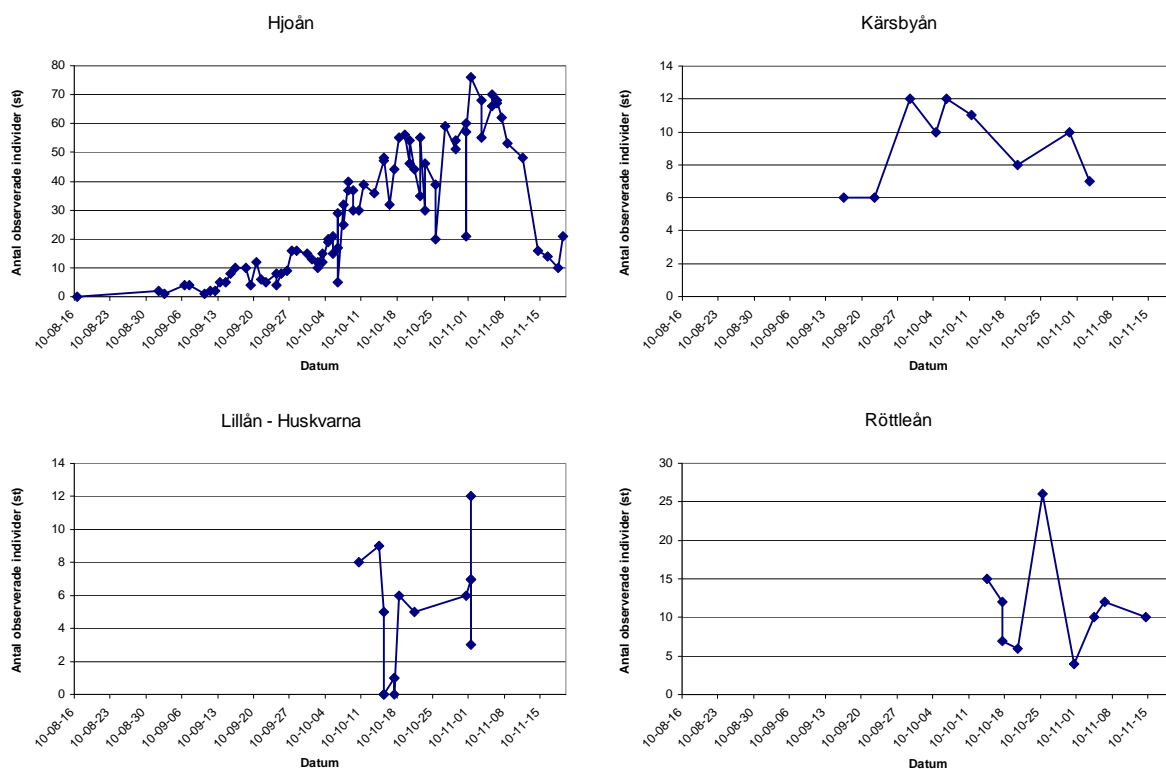
Observationer av öring saknades i Kallebäcken, Sanserydsån och Skrämmabäcken. Synonymt för dessa vattendrag, åtminstone de två sistnämnda, var att dessa besöktes för första gången under 2010. För samtliga tre vattendrag var antalet besökstillfällen även lågt och varierade mellan 1-3 gånger. Observation av Vätteröring har tidigare gjorts i Kallebäcken både 2005, 2006 och 2008.

**Tabell 2. Besökta vattendrag hösten 2010.**

Vattendrag	Län	Observation öring	Observation av aktiv lek	Antal inrapporterade besökstillfällen
Bäckeboväcken	F	Ja	Ja	1
Dunkehallaån	F	Ja	Nej	13
Hjoån	O	Ja	Ja	80
Hjällöbäcken	O	Ja	Ja	1
Hornån	F	Ja	Ja	3
Hökesån	F	Ja	Ja	5
Kallebäcken	F	Nej	Nej	3
Knipån	F	Ja	Nej	4
Krikån	F	Ja	Nej	1
Kårsbyån	E	Ja	Ja	9
Lillån Bankeryd	F	Ja	Nej	18
Lillån Huskvarna	F	Ja	Ja	15
Lufsebäcken	F	Ja	Nej	3
Musslebäcken	F	Ja	Ja	1
Nykyrkebäcken	F	Ja	Ja	1
Röddån	F	Ja	Ja	1
Röttleån	F	Ja	Ja	9
Sanserydsån	F	Nej	Nej	1
Sjöhamrabäcken	E	Ja	Nej	4
Sjörydsbäcken	O	Ja	Ja	6
Skrämmabäcken	F	Nej	Nej	2
Skämningsforsån	F	Ja	Nej	4
Tabergsån	F	Ja	Nej	4
Tumbäcken	F	Ja	Ja	3
Ålebäcken	E	Ja	Ja	1

Antalet inrapporterade besökstillfällen varierade stort och sträckte sig från 1 till 80 stycken (Tabell 2). I jämförelse med övriga besökta bäckar gjordes flest antal besök i Hjoån. Situationen har varit likartad även under tidigare år med en omfattande rapportering ifrån detta vattendrag, en rapportering som varit möjlig tack vare engagerade personer. I detta vattendrag gjordes även den första noteringen om uppvandrande leköring. Den 1 september noterades 2 öringar i storleksintervallet 60-70 centimeter. Vattentemperaturen var vid denna tidpunkt 14,5 °C. I mitten av samma månad mottogs även observationer om lekfisk från Kårsbyån belägen strax norr om Motala. För bäckarna längre söderut dröjde det fram tills början av oktober månad innan de första öringobservationerna gjordes. Det är sedan innan känt att uppvandringen av leköring i de norra vattendragen sker något tidigare än i de södra Vätterbäckarna. Många av dessa tidigt uppvandrande öringar är hanindivider.





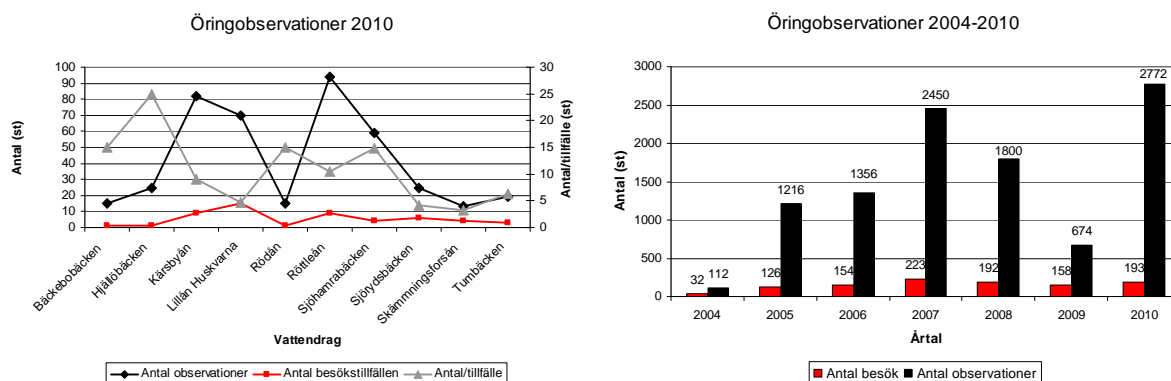
Figur 6. I figurena åskådliggörs de fyra vattendrag (exklusive Hjoån) där flest öringar noterades under 2010. Flest öringobservationer gjorde i Hjoån (2298 öringar). Detta vattendrag var även det som besöktes vid flest tillfällen (80 gånger).

Överlägset flest öringobservationer gjordes i Hjoån där totalt 2298 öringobservationer kunde konstateras. Som redan tidigare nämnts är öringleken, åtminstone ett par år tillbaka i tiden, mycket väl dokumenterad i detta vattendrag. Sett till antal besök observerades i genomsnitt närmare 29 öringar per tillfälle. Med ledning av resultatet i Figur 6 torde tidpunkten för höglek under 2010 ha infallit under perioden 20 oktober – 8 november. Flest individer, närmare bestämt 76 stycken noterades på kvällen den 1 november. Både tidpunkt och uppmätt vattentemperatur sammanfaller väl med noteringar från föregående års inventeringar.

Näst flest observationer gjordes i Röttleån. Liksom för harren är den tillgängliga sträckan för uppvandrande öring från Vättern begränsad till de cirka 400 meter av ån som ligger nedströms det 20 meter höga vattenfallet i Röttle by. Den första observationen i detta vattendrag gjorde den 14 oktober då totalt 12 öringar syntes i vattendraget. Överlag brukar siktförhållandena i denna bäck vara mycket goda vilket underlättar lekfiskräkningen. Under 2010 var flödena tidvis höga varför siktförhållandena bedömdes som måttliga. Under lekperioden gjordes 94 öringobservationer vilket är betydligt lägre än fallet med Hjoån men betydligt högre än i många andra vattendrag. Flest individer observerades den 20 oktober. Aktiv lek kunde även noteras vid denna tidpunkt vilket torde indikera att leken nådde sin kulmen i anslutning till detta datum. Till skillnad från Hjoån finns ingen data om stigande lekfisk innan den första gjorda öringobservationen, det vill säga den 14 oktober. I Figur 6 framgår även observationer av öring vid givet datum i Kårsbyån och Lillån Huskvarna.



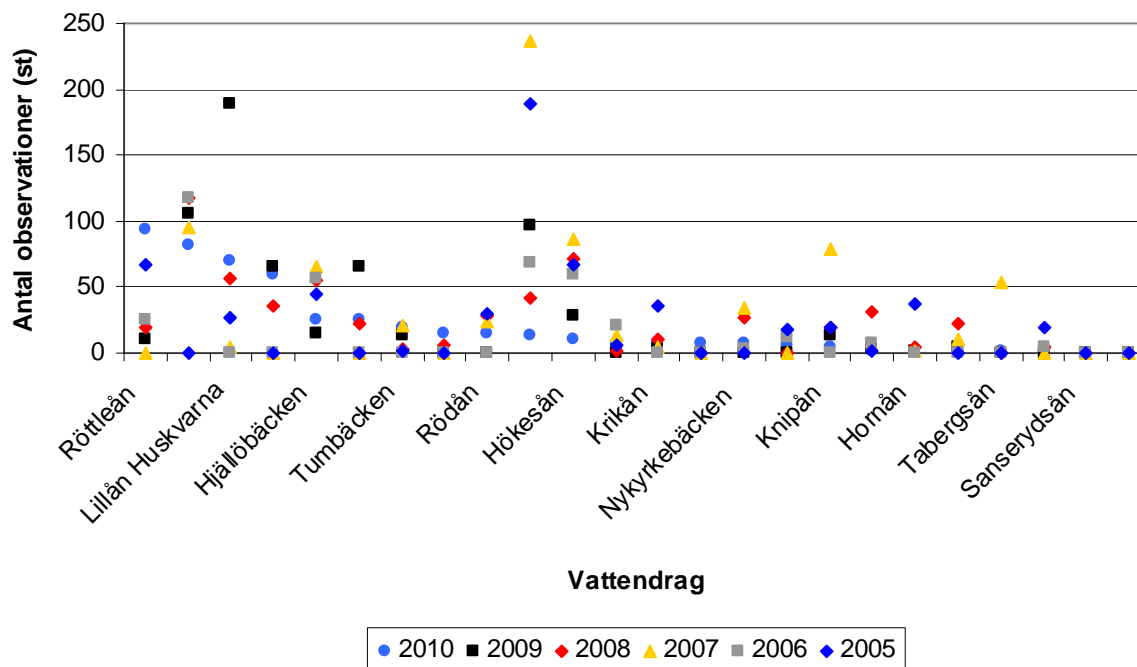
Figur 7. Observationer av vätteröring gjordes i flera vattendrag runt sjön under hösten 2010. I flertalet av dessa kunde även aktiv lek eller lekropar noteras.



Figur 8. I figuren till vänster framgår antalet observerade individer, besöksstillfällen och genomsnittligt antal vid respektive besök i 10 vattendrag. Dessa vattendrag är de där flest observationer gjordes. Figuren till höger beskriver antalet besök och observationer för åren 2004-2005.

Under 2010 genomfördes totalt 198 besök vid de vattendrag som framgår av Tabell 2 och Figur 8 vilket resulterade i 2772 observerade leköringar. Motsvarande siffror för 2009 var 674 observationer fördelat på 158 besök. Trots att antalet besök enbart ökat med 35 stycken hade antalet observationer ökat med 2098 stycken. Orsaken till denna ökning, eller rättare sagt det låga antalet observerade öringar 2009, beror på att det för detta år saknas protokoll från Hjoån. Bidraget från lekfiskräkningen i detta vattendrag utgör en betydande del av det totala antalet observationer. Under 2010 motsvarade dessa observationer cirka 83 %. Motsvarande siffror under tidigare år har dock varit lägre men har ändå varit höga.

### Öringobservationer 2005-2010



Figur 9. Öringobservationer (st) under åren 2005-2010 fördelade på respektive vattendrag.

Sett över tid varierar antalet observationer för de olika vattendragen stort. Mängden observationer står bland annat i relation till antalet besöksstillfällen, väderlek, vattenstånd och siktförhållanden. Rutin och erfarenhet är även de faktorer som är av betydelse för att identifiera lekande öring.

## Framtiden

Det har tidigare framförts att det är glädjande att eldsjälarna runt hela Vättern bidrar med att samla in värdefull information om öring- och harrleken, något som återigen bör påpekas. Den ökande kunskapen och medvetenheten om vattendragens betydelse som denna typ av fältstudier innebär är mycket värdefull.

Under 2011 påbörjades en djupare utvärdering av insamlad data under åren 2004-2009. Förhoppningen är att denna rapport, vilken behandlar varje vattendrag separat, ska komma att färdigställas under 2012.

## Referenser

Lind S, Hedberg G, Tärnåsen I, Säverot P, Halldén A, Zilo C. 2011. Försurning och kalkning i Jönköpings län, Verksamhetsberättelse 2010. Länsstyrelsens meddelande 2011:20

Nilsson N. 2009. Vätternharran. Rapport nr 97 från Vätternvårdsförbundet

Alenius B. 2011. Projektplan – Åtgärder Vätternharr. Länsstyrelsen i Jönköping. Opublicerad

Norrgård J. 2007. Inventering av lekfisk i Vätterbäckar 2006. Årsskrift 2007. Rapport nr 94 från Vätternvårdsförbundet.

Rydberg D. 2009. Värdefulla vatten i Jönköpings län. Länsstyrelsens meddelande 2009:26

# Inventering av lek- och uppväxtmiljöer för gädda i norra Vättern

*Alfred Sandström<sup>1</sup>, Johnny Norrgård<sup>2</sup>, Fredrik Schmitterlöw<sup>3</sup> och Adam Ludvigsson<sup>4</sup>*

<sup>1</sup>*Sveriges Lantbruksuniversitet, Intuitionen för Akvatiska resurser, Sötvattenslaboratoriet*

<sup>2</sup>*Vätternvårdsförbundet,*

<sup>3</sup>*Forshaga Akademin*

<sup>4</sup>*Länsstyrelsen i Västra Götaland*

## Sammanfattning

God kunskap om fiskars lek- och uppväxtområden är viktigt för förvaltningen av fisket och för fysisk planering av aktiviteter i och kring vatten. Under våren 2011 testades två metoder för att inventera områden med lämpliga habitat för reproduktion av gädda, samt förekomst av tidiga larvstadiet hos gädda i Norra Vättern. I det första skedet okulärbesiktigades vikar och grundområden på sträckan Granvik – Olshammar med avseende på förekomst av lekande gädda, senare återbesöktes en del av dessa lokaler samt ytterligare lokaler i sjöns norra skärgård för hävning av fisklarver på grunt vatten på djup mellan 0,1 och 1,4 meter. Vid okulärbesiktningen observerades gädda på 10 av de 23 besökta lokalerna, gäddlarver återfanns på 10 av 15 lokaler. Larverna var med ytterst få undantag koncentrerade till vissa specifika habitat. Dels i närheten av den del av vassbården som täcks av drivande vass samt i anslutning till överhäng från tuvor av gräs och säv. Optimalt djup var 0,2-0,7 meter. Vår bedömning är att metoderna fungerar bra, hävning kan användas för att i större skala undersöka rekryteringsmiljöers utbredning, medan okulärbesiktning under leken kan bidra med annan värdefull information om t ex storleks- och könsfördelning. Det är dock viktigt att se över upplägget på provtagningen och urvalet av provtagningslokaler.

## Bakgrund

Röding och öring i all ära, men Vättern är även välkänd för sitt goda gäddfiske bland sportfiskare. Det svenska rekordet för spöfångad gädda på 19.32 kg är noterat i norra Vättern, och från yrkesfisket rapporteras återkommande om gäddor runt 20 kg. Gäddan leker allmänt i sjöns norra skärgårdsområde, men det finns även uppgifter om lek i vikar och åmynningar från övriga delar av sjön. I denna artikel sammanfattas två fältstudier som genomfördes våren 2010. Syftet var att okulärt undersöka förekomsten av gäddlek på sträckan Granvik – Olshammar, samt att pröva om den metod som beskrivs i t ex Sundblad et al. (2009) för att samla in larver av gädda fungerar i norra Vätterns skärgårdsområden. Finska forskare har en längre tid framgångsrikt inventerat förekomsten av fisklarver på grunda strandnära miljöer med skopor, håvar och även kompletterat med hjälp av en så kallad vit-skiva (Hudd et al. 1983; Lappalainen et al. 2008). Vi hade inga ambitioner att göra en heltäckande inventering av gäddans lekplatser i Vättern, syftet var endast att verifiera gäddlek söder om det norra skärgårdsområdet samt översiktligt testa och jämföra metoderna.

## Metodik

Under april månad okulärbesiktigades 23 lokaler från Granvik i söder till Olshammar i norr under två helger, flertalet lokaler återbesöktes. En enkät med frågor om vårens fiske delades ut av en turistfiskeentreprenör, detta för att samla in information om gäddfisket och leken i området under den tidsperiod som okulärbesiktningen pågick. Vid varje lokal registrerades förutom observation av gädda och lek även faktorer som t ex vattentemperatur, djup, vegetationsgrad, väder och vind. Vid ankomst till ny lokal roddes båten långsamt över hela lokalen med en person ståendes högt i båten för att spana efter gädda och lekaktivitet. Om man kunde höra och se gädda som tydligt uppvisade reproduktionsbeteende klassades lokalen som aktiv leklokal, om man endast observerade gädda noterades endast förekomst av gädda. Stora vikar delades in i flera dellokaler. Under 20-21 maj besöktes totalt 15 lokaler för att undersöka förekomsten av gäddlarver, både lokaler där gädda observerats och sådana där de inte observerats vid okulärbesiktningen i april, samt ytterligare några lokaler i norra skärgårdsområdet. Vid hävningen efter larver, som skedde på djup mellan 0,1-1,4 meter, användes en långskaftad håv med diametern 30 cm tillverkad i vitfärgad tråd och med en maskstorlek på 2 mm. I möjligaste mån täcktes samtliga förekommande habitat. Våldigt tät vassar eller områden med mycket lös botten uteslöts dock av praktiska skäl. En nyckel för artbestämning av larver framtagen av Fil. Dr. Lauri Urho VFFI (opublicerad) användes. Vi använde två huvudsakliga tekniker för att håva larver, dels att mer försiktigt håva de larver som man ser och dels mer slumpmässiga och hårda drag som stötte genom vegetationen.

## Resultat

Aktiv lek observerades på 7 av de 23 lokalerna, på ytterligare tre lokaler observerades gädda. Medeltemperaturen i vattnet på lokaler där det pågick lek var 9.2 grader, med lägsta temperatur på 6 grader och högsta temperatur 11.5 grader. Totalt observerades 45 gäddor, varav 19 bedömdes vara över 50 cm (visuell bedömning), tre av dessa bedömdes vara runt 10 kg. Utöver gädda observerades även sutare och braxen. Gädda påträffades överlag mer ofta i de större vikarna än de små. De större vikarna var relativt långgrunda, vilket gjorde att temperaturen i vattnet steg fort när solen tittade fram. Undervattensvegetationen var även riklig på samtliga lokaler där gädda påträffades.



En vik i Vätterns nordvästra del med lämpligt habitat för gäddlek. På bilden råder optimala förhållanden för både observation och lek. Under soliga dagar med svaga vindförhållanden solen värmer upp vattnet relativt snabbt ökar sannolikt gäddans lekaktivitet.

Under maj noterades larver av gädda på 10 av de 15 besökta lokalerna. Summerad fångst på två dagars inventering var 226 stycken gäddlarver. På de två bästa lokalerna noterades 60 respektive 70 larver totalt. Sju av vikarna som besöktes hade tidigare studerats under våren med avseende på gäddlek. På en av de två lokalerna där man tidigare inte visuellt upptäckt gädda återfanns larver. På fyra av fem lokaler där man tidigare visuellt upptäckt lekande gädda påträffades larver, på den femte lokalen fångades inga larver men väl en fjolårsgädda (!).



Gäddlarv, storleken låg vanligen på cirka 11-14 mm. Artbestämningen av tidiga larvstadier kan för vissa arter vara besvärlig men gäddlarver är relativt enkla att känna igen.

Att stöta håven resolut och ”slumpmässigt” genom vegetationen visade sig vara den mest effektiva metoden. Det var endast på vissa lokaler som det gick att se larverna med blotta ögat. Oftast var de gömda i vass eller i annan vegetation. Larverna var oftast koncentrerade

till relativt små ytor. De habitat som var i särklass bäst var den del av vassbården som täcks av drivande vass samt i anslutning till tuvor av gräs och säv (se bild nedan). Det tycktes nästan som att gäddlarverna föredrog ”tak över huvudet”. Vid en lokal fångades larver även på grund översvämningsmark i strandgräset mellan tuvorna.



Två bra habitat för gäddlarver. Överhäng från tuvor av säv (vänster), zonen i direkt anslutning till samt  $\pm 0,5$  meter från liggande drivvass (höger).

De flesta larver återfanns på 0,2-0,7 meters djup. Platser med många gäddlarver hade ofta gott om insekter av olika slag (sländlarver, vattenskalbaggar mm). Oftast fanns larverna längst in på de mest skyddade områdena. De allra bästa platserna var också långgrunda med mjukbotten och bottenvegetation. Övriga arter som noterades var: lake, storspigg, elritsa och benlöja.

## Diskussion

Genom dessa två fältstudier har vi verifierat reproduktion av gädda från Granvik i söder hela vägen upp till sjöns norra skärgård. Söder om skärgårdsområdet sker leken koncentrerat till vikar med lämpligt habitat, vanligen lite större grunda vikar med förekomst av vass och undervattensvegetation. Lekande gädda observerades endast i områden med mjukbotten, likaså återfanns gäddlarver endast på lokaler av denna karaktär. Studierna ger bra underlag för fortsatta inventeringar av habitat viktiga för gäddans reproduktion i Vättern, kunskap som kan vara viktig att känna till vid eventuella åtgärder vid beståndsminskning.

Vår bedömning av de använda metoderna är överlag positiv. Båda metoderna är enkla och billiga, och man kan relativt snabbt täcka längre strandsträckor. Vid okulärbesiktning finns dock en klar begränsning i form av tid, väder och vind. Optimala förhållanden är solsken och svaga vindar. Så snart vinden krusar sjön försvåras metodiken avsevärt. Likaså är man beroende av rätt vindriktning, svag pålandsvind som för in varmare ytvatten i vikarna genererar större aktivitet hos gäddan. Om man tillämpar okulärbesiktning bör man planera för besök av lokalerna vid minst ett par tillfällen, under tidig vår bör man helst besöka lokalerna mitt på dagen då solen står som högst.

Vid hävningen påträffades gäddlarver/ungel på samtliga lokaler där man tidigare observerat lekande gädda under våren, samt även en lokal där man inte observerat gädda. Vid karteringar av gäddans reproduktionsområden torde hävning av larver vara att föredra före visuella kontroller av gäddlek. Det ger en mer precis uppfattning om vilket habitat som är vik-



tigt, det är mer kostnadseffektivt, det är en enklare logistik och det ger även svar på om kläckningen utfallit positivt. Visuell övervakning under leken kan eventuellt ge annan värdefull information om t ex storleksfördelning samt den relativa abundansen av gädda. Till sammans kan dessa två metoder komplettera varandra. Sammantaget är det vår bedömning att det är fullt möjligt att efter smärre justeringar av håvningsmetoden göra storskaliga inventeringar av lek- och uppväxtmiljöer för gädda i svenska sjöar i likhet med de som förtagits längs finska kusten.

Fältstudierna har tidigare sammanfattats i ett PM (larvinventering) och ett examensarbete i fiskevård (lekfisk), för ytterligare information kontakta författarna.

## Referenser

Sundblad, G. Härmä, M., Lappalainen, A., Urho, L. & Bergström U. (2009). Transferability of predictive fish distribution models in two coastal fish systems. *Est. Coast. Shelf Sci.* 83:90-96.

Lappalainen A., Härmä, M., Kuningas, S. & Urho, L. (2008). Reproduction of pike (*Esox lucius*) in reed belt shores of the SW coast of Finland. *Bor. Env. Res.* 13: 370-380.

Hudd, R. Urho, L., & Hildén M. (1983). Occurrence of burbot, *Lota lota* L., larvae at the mouth of River Kyrönjoki in Quarken, Gulf of Bothnia. *Aquilo Ser. Zool.* 22:127-130.

