

# *Effekter av våtmarker och kraftverk på havsöringsmolt (*Salmo trutta* L.) och ål (*Anguilla anguilla* L.)*

*Ivan C Olsson<sup>1</sup>, Anders Eklöv<sup>2</sup> och Erik Degerman<sup>3</sup>*



*Översvämningstvåvåttmark  
vid medelvattenföring  
(överst) och lågvatten-  
föring (till vänster). Våt-  
marken är utformad för  
att underlätta havs-  
öringsmoltens vandring.*

## *Adresser*

- 1) Länsstyrelsen i Skåne, 205 15 Malmö. [Ivan.Olsson@lansstyrelsen.se](mailto:Ivan.Olsson@lansstyrelsen.se)
- 2) Hästad Mölla 225 94 Lund. [Eklov@fiskevard.se](mailto:Eklov@fiskevard.se)
- 3) Fiskeriverket, Sötvattenslaboratoriet, 702 15 Örebro. [Erik.Degerman@fiskeriverket.se](mailto:Erik.Degerman@fiskeriverket.se)



Titel: *Effekter av våtmarker och kraftverk på migrerande havsöringsmolt (Salmo trutta L.) och ål (Anguilla anguilla L.)*

Utgiven av: Länsstyrelsen i Skåne Län

Författare: Ivan Olsson, Anders Eklöv och Erik Degerman

Redaktör: Ivan Olsson

Beställningsadress: Länsstyrelsen i Skåne Län  
Miljöenheten  
205 15 MALMÖ  
Tfn: 040-25 20 00  
skane@lansstyrelsen.se

Copyright: Innehållet i denna rapport får citeras och refereras med uppgivande av källa.

Upplaga: 50 ex

ISBN/ISSN: 978-91-86079-79-6

Länsstyrelserapport: 2009:36

Layout: Länsstyrelsen i Skåne län

Tryckt: Länsstyrelsen i Skåne län

Årtal: 2009

Omslagsbild: Våtmark i Rödebäck, Kävlingeån

## ***Förord***

Syftet med denna studie var att förbättra kunskapsläget över fiskars migrationsbeteende och överlevnad i samband med dess vandring i våra vattendrag. Speciellt har vi studerat effekterna av anlagda våtmarker och vattenkraftverk eftersom dessa kan utgöra allvarliga vandringshinder för fisk.

Havsöring och ål utnyttjar flera olika livsmiljöer under sin livscykel. Havsöringen har sin reproduktion i våra vattendrag men sin huvudsakliga tillväxt till havs. För ålen råder motsatt förhållande med reproduktion i Atlanten (Sargassohavet) och tillväxt i kustvattenområden, vattendrag och sjöar. Båda arterna vandrar långa sträckor och ibland under spektakulära former. Varför företar sig ålen och havsöringen dessa tillsynes besvärliga och farofyllda vandringar? Svaret till denna frågeställning är att dessa fiskarter har anpassats och utvecklat sitt vandringsbeteende genom naturligt urval. För de organismgrupper där vandring förekommer finns alltid en vinst som överstiger eventuella kostnader med vandringen. Vinsten med vandring kan vara ökad överlevnad eller tillväxthastighet, förhöjd reproduktionsframgång och därmed ökad fitness. Om spelreglerna för fisken plötsligt ändras och kostnaderna för vandring ökar, genom ökat predationstryck och sämre överlevnad, selekteras vandringsbeteendet bort (öring), alternativt riskerar arten att helt försvinna (ål).

Organismgrupper (inkl insekter, fåglar och däggdjur) med anpassade vandringsbeteenden hör till de mest hotade i världen. Ålen utgör ett exempel, då rekryteringen av ålyngel till svenska vattendrag har minskat med mer än 95% sedan 60-talet. Mänskliga störningar som klimatförändringar, vattenkraft och utfiskning anses ha bidragit till denna utveckling som, om den inte hejdas, kommer att leda till massivt utdöende för en mängd arter med anpassade vandringsbeteenden.

Vattendragen belägna i jordbrukslandskapet har sedan 1800-talets början kraftigt modifierats till förmån för mänskliga aktiviteter. Vattendragens hydrologiska funktioner har därmed förändrats avsevärt, bla eftersom avrinningsområden har torrlagts i stor utsträckning. Vattenkraftverk har påverkat vattendragen negativt genom reglering och eftersom dessa utgör vandringshinder för fisk. Sammantaget har våra avrinningsområden förlorat värdefulla habitat och därtill har vattendragen fragmenterats med förlorad konnektivitet som följd.

I det pågående arbetet med havsmiljön och det europeiska vattendirektivsarbetet ökar trycket på att anlägga våtmarker i vattendragen. I takt med ett ökat energibehov ökar även efterfrågan av energiproduktion från småskaliga

vattenkraftverk. Våtmarkerna syftar primärt till att öka den biologiska mångfalden och dämpa uttransporten av närsalter vilket kan begränsa övergödningen till havs. I likhet med våtmarksanläggningar bidrar vattenkraftverk till förändringar i flödes- och temperaturregimer, samt att andelen miljöer med långsam vattenhastighet ökar på bekostnad av miljöer med snabb vattenhastighet.

Det är dock oklart i vilken utsträckning anlagda våtmarker och småskaliga vattenkraftverk påverkar vandrande fiskbestånd. Under tre år har vi därför studerat och utvärderat effekterna av olika våtmarkstyper och vattenkraftverk på ålens och havsöringens överlevnad och vandringsbeteende i två Skånska vattensystem, Kävlingeån och Råån. Studien kombinerar innovativa metoder och utgör en av de mest omfattande fiskmärkningsundersökningarna som genomförts i södra Sverige. Utöver studiens beskrivande inslag ligger fokus också på mekanismer som påverkar fiskens överlevnad och vandringsbeteende. Det är författarnas förhoppning att föreliggande rapport kommer att utgöra kunskapsunderlag i samband med planering och anläggande av våtmarker samt utvärdering av småskaliga vattenkraftverk.

Avslutningsvis tackar vi våra finansiärer, främst Naturvårdsverket och Fiskeriverket, samt de studenter och praktikanter som slitit hårt i fält. Utan deras hjälp skulle denna rapport ha varit betydligt tunnare. Trevlig läsning!

*Ivan Olsson  
Fil Dr, Vattenstrateg  
Miljöavdelningen, Vattenstrategiska enheten  
Länsstyrelsen i Skåne län*

## *Sammanfattning*

Som resultat av det europeiska vattendirektivet och arbetet med havsmiljön ökar efterfrågan på våtmarker i våra vattendrag. Samtidigt ökar även efterfrågan av energiproduktion från småskaliga vattenkraftverk i små till medelstora vattendrag. Våtmarker anläggs i syfte att reducera närsaltsbelastning i limniska och marina miljöer med fysiska förändringar i vattendragen som följd. I likhet med anlagda våtmarker bidrar vattenkraftverk till förändringar i flödes- och temperaturregimer samt att andelen miljöer med långsam vattenhastighet ökar på bekostnad av miljöer med snabb vattenhastighet. Denna studie syftade till att kvantifiera migrationskostnader (dvs trolig mortalitet) och vandringsbeteende av havsöringsmolt (*Salmo trutta* L.) och ål (*Anguilla anguilla* L.) under sin nedströmsvandring mot havet och testa om skillnader förelåg mellan vattenområden påverkade av våtmarker, vattenkraftverk och opåverkade vattenmiljöer i Kävlinge- och Rååns vattensystem, Skåne. För havsöringsmolt var migrationsförlusterna signifikant högre (39% km<sup>-1</sup>) i våtmarker jämfört referenssträckor utan våtmarkspåverkan (7% km<sup>-1</sup>). De lägsta förlusterna (2% km<sup>-1</sup>) erhöles i en återskapad meandrande åsträcka. Uppmätta förluster i vattenkraftpåverkade områden var 14% km<sup>-1</sup> för havsöringsmolt. Till skillnad från havsöring var förlusterna av ål små i icke vattenkraftpåverkade områden (7% km<sup>-1</sup>) och oberoende av förekomsten av våtmarker. Ålen uppvisade dock högre förluster och långsammare simhastigheter i vattenkraftpåverkade områden (13 % km<sup>-1</sup>) i förhållande till referenssträckor i Kävlingeåns huvudfåra (< 4 % km<sup>-1</sup>). Migrationsförluster var kopplat till vandringsbeteendet, där höga migrationsförluster var associerade till långsamma simhastigheter (våtmarks- och vattenkraftverkpåverkade miljöer) och låga migrationskostnader var associerade till snabbare simhastigheter (opåverkade vattenmiljöer). Diffusa vattenflöden i våtmarks- och vattenkraftverkpåverkade vattenmiljöer bidrar sannolikt till försämrade navigationskapacitet och fördröjning vilket ökar graden av exponering gentemot predatorer. Gäddor uppvisade stationärt beteende, konsumerade havsöringsmolt och utgör sannolikt den viktigaste predatorm under smoltvandringen. Gäddtätheterna var snarlika mellan våtmark och något högre i referenssträckan, varför exponeringsgraden gentemot gädda, snarare än gäddtätheterna, sannolikt begränsar mortaliteten i samband med smoltvandringen. Vattenkraftverken i Kävlingeån förorsakade ökade migrationsförluster för såväl havsöringsmolt som ål, direkt genom turbindödlighet och indirekt genom ökad predationstryck. För att kunna fastställa specifika mortalitetsorsaker och kvantifiera kraftverkens inbördes effekter på migrationskostnader krävs uppföljande studier där grupper om telemtriförsedd fisk sätts ut nedströms och uppströms respektive kraftverk. Kraftverkens effekter på mortalitet bör därefter ligga som grund för framtida åtgärder som bör syfta till att säkerställa passage av vandrande fisk, och i synnerhet för den utrotningshotade ålen.

## Innehållsförteckning

<b>1. Inledning.....</b>	<b>8</b>
<b>2. Material och metoder .....</b>	<b>10</b>
2.1 Övergripande studiedesign.....	10
2.2 Insamling och märkning av fisk.....	11
2.2.1 Telemetry .....	12
2.2.2 Floy-tags.....	13
2.2.3 PIT-tags .....	14
2.3 Kävlingeån - Lokalbeskrivningar och utsättningsstrategier.....	15
2.3.1 Klingavälsån.....	15
2.3.2 Bråån .....	16
2.3.3 Kävlingeåns huvudfåra och vattenkraftpåverkade områden.....	17
2.4 Våtmarker och referenssträckor - inklusive Råån .....	19
2.4.1 Våtmarker i Klingavälsån.....	20
2.4.2 Våtmark i Rödebäcken .....	21
2.4.3 Våtmark i Råån.....	22
2.5 Gäddor i våtmarker .....	25
2.6 Temperatur och vattenflöde .....	26
2.7 Statistik och analys.....	27
<b>3. Resultat.....</b>	<b>29</b>
3.1 2006 års migration .....	29
3.2 2007 års migration .....	30
3.3 2008 års migration .....	31
3.4 Storleksfördelning.....	32
3.5 Migration i Kävlingeåsystemet .....	32
3.6 Migration och vattenflöde.....	35
3.7 Migration i våtmarker och referenssträckor .....	39
3.8 Migration i vattenområden påverkade av vattenkraftverk .....	42
3.9 Gäddor i våtmarker .....	47
<b>4. Diskussion.....</b>	<b>49</b>

4.1 Havsöringmolt.....	49
4.2 Ål .....	53
4.3 Slutsatser .....	55
<b>5. Erkännande.....</b>	<b>57</b>
<b>6. Referenser .....</b>	<b>57</b>

## 1. Inledning

Vattendrag belägna i jordbruksmarker är allmänt utsatta för kraftig påverkan och dess avrinningsområden har genomgått drastiska förändringar under det senaste seklet. Fysisk påverkan som kanalisering, dikning och kulvertering har i kombination med ett betydande näringsläckage (kväve och fosfor) från främst åkermark, bidragit till en omfattande eutrofiering, av såväl inlandsvatten som kust- och havsområden. I syfte att reducera näringsämnen till havet, planeras och anläggs olika typer av artificiella våtmarker i avrinningsområden med hög näringsämnesbelastning. Dessa anläggningar syftar primärt till att förlänga vattnets uppehållstid och förbättra förutsättningarna för naturliga vattenrenande processer i vattensystemen (Jansson *m fl* 1994; Leonardson 1996; Fleischer *m fl* 1994). Ur denna synpunkt är det ofta strategiskt önskvärt att våtmarksanläggningarna lokaliseras i biflödenas nedre delar, i syfte att reducera halterna av närsalter innan dessa når själva huvudfåran. Omfattande åtgärdsprogram har därför tagits fram och för jordbrukslandskapets vattendrag anläggs löpande olika våtmarksanläggningar. Ytterligare minst fem tusen hektar våtmarker planeras att anläggas inom en 12 års period bara i Skåne (Anonym 2009 a,b).

Havsöringen (*Salmo trutta* L.) tillväxer relativt snabbt till havs och uppehåller sig där fram tills den uppnått könsmognad. Vid en ålder på ett till fem år (beroende på kön och tillväxthastighet) återvänder havsöringen för reproduktion (lek) till det vattendrag varifrån den har sitt ursprung. Eftersom havsöringens reproduktionsområden ofta finns högt upp i vattensystemen passerar havsöringen under sin lekvandring våtmarksanläggningar i samband med uppströmsvandringen under hösten (före lek) och nedströmsvandringen under vintern och våren (efter lek) för att åter nå havet. Havsöringens avkomma (befruktade ägg) kläcks efterföljande vår och ynglen uppehåller sig som regel under ett till tre år i vattendraget innan öringen inför utvandringen transformeras till ”smolt” (Degerman *m fl* 2001). Smoltifieringsprocessen innebär att öringen gradvis anpassas till ett pelagiskt liv till havs, och bland de fysiologiska och beteendemässiga anpassningarna kan nämnas att havsöringen blir silverfärgad, slankare och aktivt påbörjar en nedströmsvandring mot havet, ofta i grupper om många individer för att minimera predation (Folmar & Dickhoff 1980, Dellefors 1996). Denna nedströmsvandring (migration) är förenad med betydande risker och mortalitet eftersom havsöringsmolten är relativt småvuxen (predationstrycket ökar med minskad bytesstorlek) samt tvingas passera okända och predatorrika vattenområden (Eriksson 1994, Degerman & Sers 1994) inklusive nyskapade våtmarksanläggningar vars effekter på havsöringsmolten vandringsbeteende och migrationsförluster (mortalitet) är oklara.

I likhet med öringen kan ålen (*Anguilla anguilla* L.) genom migrationer utnyttja både havsmiljön och sötvatten under sin livscykel, dock i motsatta

syften eftersom ålen reproducerar sig till havs (Sargassohavet) för att istället utnyttja sjöar och vattendrag under sin tillväxt innan den blir könsmogen för att därefter som "blankål" återvända till Sargassohavet för reproduktion. De skånska vattendragen har historiskt utgjort betydelsefulla uppväxtområden för ål och även om mängden nyrekryterad ål har minskat dramatiskt (ål är klassad som akut hotad av IUCN; <http://www.iucnredlist.org/details/60344>), så finns stort intresse i att studera effekter av våtmarksanläggningar på ål. Det finns i litteraturen mycket fragmenterad information om ålens vandringsbeteende och migrationsförluster i olika typer av vattenområden (Tesch 2003) och oss veterligen har ingen studie hittills undersökt effekter av våtmarksanläggningar på nedströmsvandrande blankål.

I motsats till vattenområden med snabb vattengenomströmning (lotiska miljöer) anses vattenområden med ringa vattengenomströmning (lentiska miljöer) generellt leda till högre migrationsförluster för fisk på grund av ökad predation (Aarestrup *m fl* 2002; Olsson *m fl* 2001), försämrade kapacitet att navigera, långsammare simhastighet och ökade energiförluster (Mills 1965; Raymond 1968; Geen 1975; Thorpe *m fl* 1981; Jepsen *m fl* 1998, Olsson *m fl* 2001). Olsson *m fl* 2001 studerade effekterna av en artificiell våtmark i Skåne (Habo Dammar) under två år och fann högre migrationskostnader i form av ökade förluster av havsöringsmolt ( $>90\% \text{ km}^{-1}$ ), fördröjd simhastighet och förändrat aktivitetsmönster under dygnet i våtmarken jämfört med en uppströms lokaliserad referenssträcka i ån. Det är alltså troligt att artificiella våtmarker, i likhet med vandringshinder, har kapacitet att isolera uppströms öringpopulationer och på sikt selektera bort vandringsbenägenheten helt om nackdelarna (dvs migrationskostnader) överstiger fördelarna (främst ökad fekunditet) med migrationen (Hendry *m fl* 2004). Troligen utgör gädda den mest betydelsefulla predatorn i våtmarksmiljöer, väl känd för effektivt kunna utnyttja nedvandrande havsöringsmolt som födoresurs (Olsson 2004). Gädda är opportunistisk i sin jaktstrategi, och att mindre ål utgör bytesdjur har påvisats genom dietanalyser på gädda (Mann 1982). Det är dock oklart i vilken utsträckning storvuxen utvandrande blankål är föremål för gäddpredation, och oklart är även våtmarkernas eventuella effekter på ålens navigationskapacitet och vandringsbeteende. Detta trots att ålen är rödlistad och betraktad som akut hotat internationellt.

Vattendrag belägna i jordbrukslandskapet med hög näringsbelastning innefattar även djupare vattenområden med långsam vattengenomströmning, ofta belägna i huvudfåran, alternativt biflödets nedre partier. Dessa områden passeras också av havsöringsmolt och blankål i samband med sin nedströmsvandring mot havet. Enstaka studier genomförda i vattendrag som delvis innefattar långsamflytande habitat, Höje å (Olsson *m fl* 2001), Emån (Larsson 1985; Calles 2006) och Skjernå (Koed *m fl* 2006) indikerar att förlusterna kan vara betydande för havsöringsmolt, om än varierande (förluster på mellan 2 – 25%  $\text{km}^{-1}$ ). Även om begränsade data finns avseende ålens migrationsförluster i

motsvarande långsamflytande habitat, tycks dessa var betydligt mindre (<2%) än för havsöringsmolt, sannolikt beroende på olika anpassningar som försvårar predation, t ex har ålen relativt stor kroppsstorlek, avlång kroppsform samt nattligt aktivitetsmönster (Tesch 2003).

Den övergripande målsättningen med denna studie har varit att redovisa kvantifierbara data på vandringsbeteende och migrationskostnader för havsöringsmolt och ål i samtliga habitat typer som fisken passerar under sin vandring, i såväl opåverkade som artificiellt påverkade vattenområden. Skillnader i vandringsbeteende och migrationsförluster har också testats mellan olika våtmarksmiljöer, kraftverkspåverkade sträckor och opåverkade referenssträckor. I Kävlingeån, där huvuddelen av studien genomfördes, finns utöver våtmarksanläggningar tre vattenkraftverk i åns nedre del, vars effekter på fiskens migrationskostnader också har utvärderats. Det är väl känt att vattenkraftverk generellt bidrar till störningar under fiskars migrationer, huvudsakligen genom turbiditet och fördröjning vid passage vilket indirekt kan leda till ökad exponering gentemot predatorer. Som regel har tidigare studier fokuserat på förhållandevis stora kraftverk varför nuvarande kunskapsläge om migrationskostnader orsakade av småskaliga kraftverk är begränsad.

En central målsättning var även att kvantifiera migrationskostnader av havsöringsmolt och ål i olika typer av våtmarksanläggningar. Mer specifikt förväntade vi oss att våtmarksanläggningar som genererade snabba simhastigheter (liten exponeringsgrad gentemot predatorer) skulle vara associerade till låga migrationsförluster medan våtmarksanläggningar som genererade långsamma simhastigheter (hög exponeringsgrad gentemot predatorer) skulle vara associerade till högre migrationsförluster. Vidare utgick vi från hypotesen att vattenområden påverkade av vattenkraft skulle generera högre migrationsförluster och långsammare simhastigheter i förhållande till vattenområden opåverkade av vattenkraftverk.

## **2. Material och metoder**

### **2.1 Övergripande studiedesign**

Studien har fokuserat på att följa havsöringsmolt och ålens nedströmsmigrationer i såväl artificiellt påverkade (anlagda våtmarker och vattenkraft) vattenområden som lotiska (strömmande) referenssträckor under tre år (2006 – 2008) i två vattendragssystem (Kävlingeån och Råån). Kvantifiering av migrationskostnader och simbeteende har dokumenterats för havsöringsmolt och ål under perioden första april till och med juni månad under studiens tre år. I syfte att optimera förutsättningarna för studiens genomförande har en kombination av olika tekniker

utnyttjats, dock baseras huvuddelen av resultatet på telemetriförsök, dvs fisk har försetts med radiosändare och satts ut på olika platser i Kävlingeån och Råån för att därefter spåras manuellt via pejling och fasta mottagare (loggers) i våtmarker, vattenkraftverkpåverkade områden och lotiska vattenområden. För varje enskilt vattenområde har migrationsförluster (dvs trolig mortalitet, uttryckt som förlust i % km<sup>-1</sup>), och simhastigheter (uttryckt i km h<sup>-1</sup>) beräknats. Simhastigheten beskriver fiskens vandringsbeteende och tidsåtgång som är associerad till migration. Telemetrimetodiken har också möjliggjort analyser avseende dygnsrytmik (dvs vid vilken tidpunkt på dygnet fisken passerar olika habitat) eftersom loggrarna inte enbart registrerar vilken individ som passerar utan också tidpunkten för passage. Telemetriutrustning är förhållandevis kostnadskrävande och har viss begränsning eftersom det är svårhanterligt att märka och följa >100 individer per försök (dvs antalet frekvenser är begränsande) varför annan märkningsmetodik (Floy-tags, yttre och synliga märken) också har utnyttjats som komplement till telemetri i syfte att öka stickprovsstorlekarna. Vidare har tre våtmarker och en referenssträcka i Kävlingeån specifikt studerats avseende förekomsten av gädda som utgör en viktig predator på havsöringsmolt (Olsson *m fl* 2001). Delprojektet innefattade en unik kombination av tre fiskmärkningstekniker och förutom telemetri och Floy-tag metodik användes även PIT-tag metodik (passiv telemetri) i syfte att kvantifiera tätheter och beskriva beteende av gädda i artificiella våtmarker och referenssträckor i samband med smoltvandringen.

I Kävlingeån har märkt havsöringsmolt och ål satts ut i huvudfåran och i tre tillflöden, Bråån, Rödebäck och Klingavälsån. Utsättningar har även utförts separat i en sidodamm i Klingavälsåns nedre parti. Artificiella våtmarker finns anlagda i Klingavälsån och Rödebäck och vattenkraftpåverkade områden i Kävlingeåns huvudfåra. I Råån har märkt havsöringsmolt satts ut i huvudfåran, såväl nedströms som uppströms en äldre artificiell damm (Görarpsdammen). Följande metodkapitel beskriver detaljerat insamling av fisk och märkningsförfarandet, lokalbeskrivningar och utsättningsstrategier samt analysmetoder.

## 2.2 Insamling och märkning av fisk

Vid Håstad Mölla i Kävlingeån (23 km från havet) samlades fisk in för märkning via en fiskfälla av modell Wolf trap (Foto 2.1), vilken också användes för att kontrollera återfångster (av främst Floy-tag-märkta fiskar). Märkning av havsöringsmolt (> 130 mm) och adult ål skedde slumpmässigt och totalt har 6728 havsöringsmolt hanterats varav 457 individer försågs med telemetrisändare för utsättning i Kävlingeåsystemet (N = 236) och Råån (N = 81). Ytterligare 825

havsöringsmolt samlades in och försågs med Floy-tags för utsättning i Kävlingeåsystemet. Utöver havsöringsmolt samlades totalt 873 ålar in vid Håstad Mölla varav 96 försågs med telemetrisändare och sju med Floy-tags för utsättning i Kävlingeåsystemet.



Foto 2.1. Fiskfällan (Wolf-trap) vid Håstad Mölla. Figur 2.1 (U6).

Under studiens första år (2006) fångades havsöringsmolt även in i Råån. Syftet var att havsöringsmolten vid utsättning skulle vara av ”inhemskt ursprung” vilket är önskvärt för att undvika alternativa felkällor. Havsöringsmolten som fångades i Råån uppvisade emellertid tydliga tecken på stress (pigmentförändringar och fjällskador) sannolikt beroende på att fångstmetoden (ryssja) var förhållandevis omild. Förhöjda stressnivåer kan förorsaka förändrat vandringsbeteende och ökad mortalitet (Cooke *m fl* 2008) varför all havsöringsmolt som sattes ut i Råån under 2007 och 2008 fångades in via fällan i Kävlingeån, vilket är en dokumenterat skonsam fångstmetod (Eklöv 2008).

### 2.2.1 Telemetri

Havsöringsmolt, ål och gäddor märktes individuellt med telemetrisändare (ATS F1520, Smolt Implant Transmitter, USA, vikt: 1,3 g, varaktighet: ca 30 dygn) (Tabell 2.1). Före märkning bedövades fisken med benzocaine, mättes (totallängd, TL, mm) och vägdes (närmaste 0,1 g). Hanteringen av havsöringsmolt och ål skedde inomhus och fisken placerades i en fuktig vagg. Märkningen utfördes genom att placera sändaren och medföljande antenn i bukhålan via ett snitt i bukväggen. Snittet syddes igen via sutur med ett, alternativt två stygn. Efter hantering fick den märkta fisken stå under observation i en rymlig behållare med kontinuerlig tillförsel av syrerikt vatten.

Utsättningar av telemetrimärkt fisk utfördes under eftermiddagen/kvällen samma dag.

Tabell 2.1. Antal märkta fiskar (2006-2008), telemetri (sändare), yttre märke (Floy-tags) och Passive Integrated Transponders (PIT-tags).

Vattendrag	Art	År	Datum	Sändare	Floy-tag	PIT-tag
Bråån	Öring	2006, 2007, 2008	23 april - 9 maj	70	294	
Bråån	Ål	2006, 2007, 2008	27 april - 20 maj	36		
Klingavälsån, Vombsängar	Öring	2006, 2007, 2008	23 april - 9 maj	70	281	
Klingavälsån, Vombsängar	Ål	2006, 2007, 2008	27 april - 22 maj	30	7	
Klingavälsån, damm Vombsängar	Gädda	2008	9 maj - 1 sept		26	
Klingavälsån, sidodamm 1	Öring	2007, 2008	5 - 13 maj	23	24	90
Klingavälsån, nedstr. sidodamm	Öring	2008	05-maj			50
Klingavälsån, sidodamm 1	Gädda	2008	3 maj - 28 augusti	2	30	
Klingavälsån, sidodamm 2	Gädda	2008	3 maj - 29 augusti	1	34	
Kävlingeån, utanför sidodammar	Gädda	2008	3 maj - 3 sept	3	28	
Rödebäck, uppströms våtmark	Öring	2007, 2008	22 april - 22 maj	1	112	
Rödebäck, nedströms våtmark	Öring	2007, 2008	22 april - 22 maj		114	
Kävlingeån	Öring	2006, 2007, 2008	26 april - 20 maj	72		
Kävlingeån	Ål	2006, 2007, 2008	27 april - 16 maj	30		
Råån, tillflöden	Öring	2006	09-maj	40		
Råån, huvudfåra	Öring	2007, 2008	1 - 18 maj	81		
<b>Totalt</b>				<b>459</b>	<b>950</b>	<b>140</b>

Märkning av ål och gädda utfördes på motsvarande sätt som för öringen, dock var sändarna större (ATS F1540, Smolt Implant Transmitter, USA, vikt: 2,0 g, varaktighet: ca. 90 dygn). Gäddorna märktes dock inte på Håstad Mölla utan i direkt anslutning till fångstplatsen vid våtmarkerna vid Vombs ängar.

Totalt märktes under studiens tre år 459 individer med telemetrisändare, fördelat på 357 havsöringsmolt, 6 gäddor och 96 ålar (Tabell 2.1). Tillstånd till märkningen har getts från Malmö/Lund djurförsöksetiska nämnd (Dnr M49-06, M 125-08).

### 2.2.2 Floy-tags

Utöver märkningsinsatser med telemetrisändare, märktes havsöringsmolt (N = 825), ål (N = 7) och gädda (N = 118) med individuella synliga yttre märken, Floy-tag (T-Bar Anchor Tag). Före märkning bedövades fisken, mättes (TL, mm) och vägdes (närmaste 0,1 g). Märket är i form av en färgad tub med ett individnummer som fästs sidan om ryggfenan och sitter som regel kvar under resten av fiskens livstid (Whoriskey, Prusov & Crabbe 2000, Foto 2.2). Floy-tag utsättningarna syftade till att uppskatta migrationsförluster av havsöringsmolt (2006 – 2008) mellan olika utsättningsplatser och Håstad Mölla (där märkt fisk återfångades i fällan) samt för populationsberäkningar av

gädda (2008) i tre våtmarksområden (Vombs ängar) och i en referenssträcka i Kävlingeån (genom s k fångst-återfångst metodik).



Foto 2.2. Havsöringsmolt märkt med Floy-tags.

### 2.2.3 PIT-tags

Under 2008 märktes havsöringsmolt med PIT-tag (Passive Integrated Transponders, 0,8 g, Texas Industries, USA). Före märkning bedövades fisken med benzocaine, mättes (TL, mm) och vägdes (närmaste 0,1 g). Märkning utfördes genom att öppna bukväggen med ett snitt, ca 0,5 cm under spetsen av bröstfenan, varvid den passiva sändaren fördes in i bukhålan. PIT-tag försedda havsöringsmolt sattes ut i en våtmark (sidodamm, Vombs ängar) samt i en referenssträcka (Kävlingeån) intill våtmarken senare under eftermiddagen. Denna specifika märkningsinsats syftade till att dokumentera gäddpredation, där PIT-tag försedda havsöringsmolt tjänstgjorde som potentiella bytesdjur för gädda. Graden av predation på havsöringsmolt kvantifierades genom att skanna fångade gäddor (dvs om gäddorna hade konsumerat PIT-tag försedda havsöringsmolt) med en avläsare dagarna efter utsättningarna.

Märkta havsöringsmolt sattes ut i inloppet till sidodammarna vid Vombs ängar (N = 90, U3, Figur 2.1) och i en referenssträcka i Klingavälsån (N = 50). Tillstånd till märkningen har getts från Malmö/Lund djurförsöksetiska nämnd (M 125-08).

## 2.3 Kävlingeån - Lokalbeskrivningar och utsättningsstrategier

### 2.3.1 Klingavälsån

Klingavälsån rinner ut i Kävlingeån ca 25 km uppströms fiskfällan vid Håstad Mölla (Figur 2.1). Den övre delen av Klingavälsån som ingår i studien utgörs av en nyligen restaurerad öppen meandrande sträcka med svagt strömmande till lugnflytande partier (2,4 km, Foto 2.3). Nedströms meandringen har en damm anlagts. Åns nedre del utgörs av en rätad och dikad sträcka med svagt strömmande till lugnflytande partier och är väl beskuggad med lövträd (1,2 km). Klingavälsåns bredd varierar mellan 4 och 8 m, medelbredden ligger på 6 m (Eklöv 2000). Kävlingeån nedströms Klingavälsåns utlopp har en medelbredd på 22 m och har ett lugnflytande flöde ner till Håstad Mölla (Eklöv 2000). Utsättningar av telemetri- och Floy-tag märkt havsöringsmolt och ål i Klingavälsån (Tabell 2.1) har utförts 26 km (2006, U2, Figur 2.1) och 29 km (2007, 2008, U1, Figur 2.1) uppströms Håstad Mölla samt i en sidodamm till Klingavälsån (2007, 2008, U3, Figur 2.1, 2.3) belägen 25 km uppströms Håstad Mölla.

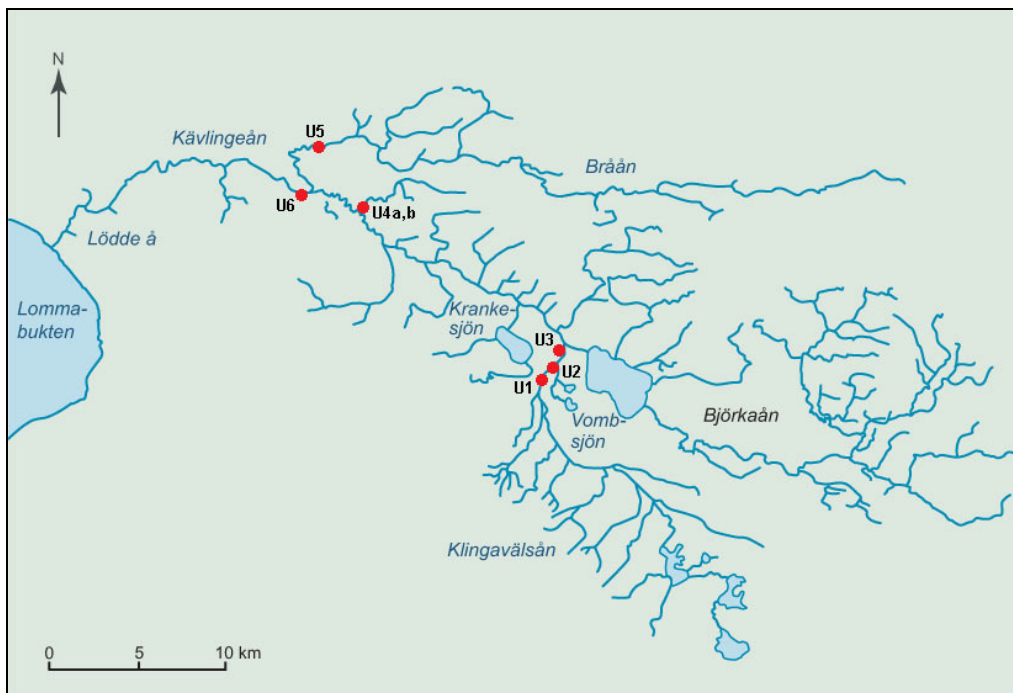


Foto 2.3. Klingavälsåns restaurerade del (meandring) nedströms utsättningsplatsen, U1, Figur 2.3.

2006 utgjorde referensår och speglar fiskmigrationer utan våtmarkspåverkan varför utsättningar utfördes nedströms våtmarksanläggningen i Klingavälsåns huvudfåra. Under 2007 och 2008 utfördes emellertid huvuddelen av utsättningarna med fokus på fiskmigrationer i våtmarksanläggningarna.

För telemetrimärkt havsöringsmolt (N = 93) och ål (N = 30) har migrationsförluster och simbeteende dokumenterats, dels via handpejling (bil, båt

och till fots), dels via en fast mottagare som var utlokaliserad nedströms en våtmark (L1, Figur 2.3) där individuell identitet och tidpunkt för passage registrerades och lagrades. Ytterligare en mottagare var utlokaliserad vid Håstad Mölla (L2, Figur 2.2) så att förluster och simhastigheter kunde beräknas för sträckorna mellan utsättningsplatser (U1, U2 och U3) och fasta mottagare (L1 och L2). Som komplement till telemetriutsättningarna har migrationsförluster mellan utsättningsplatserna i Klingavälsån och Håstad Mölla även beräknats för Floy-tag märkta individer som sattes ut om batcher vid olika tidpunkter under vandringsperioderna (främst havsöringsmolt, N = 305).



Figur 2.1. Kävlingeåns vattensystem med markerade platser för fångst och där märkt havsöringsmolt och ål har satts ut. U1-Vombsängar (2007, 2008), U2-Vombsängar (2006), U3-Sidodamm (2007, 2008), U4a,b-Rödebäck (2007, 2008), U5-Bråån (2006, 2007, 2008), U6-Kävlingeån (2006, 2007, 2008). Fångstplats är samma som utsättningsplats i Kävlingeån (U6).

### 2.3.2 Bråån

Bråån mynnar ut i Kävlingeån, 600 m uppströms fiskfällan vid Håstad Mölla. Den övre delen av Bråån som ingår i studien utgörs av omväxlande grunda strömmande och forsande partier med korta höljet däremellan (2,8 km). Åns nedre del utgörs av svagt strömmande till lugnflytande partier, några korta strömpartier finns dock (2,0 km). Vattendraget är väl beskuggat med lövträd

längs huvuddelen av sträckan. Brååns bredd varierar mellan 4 och 14 m, medelbredden ligger på 8,5 m (Eklöv 2000). Telemetri- och Floy-tag märkt havsöringsmolt och ål har i Bråån (U5, Figur 2.1, Tabell 2.1) satts ut 5,4 km uppströms Håstad Mölla under 2006, 2007 och 2008

Telemetrimärkt havsöringsmolt (N = 70) och ål (N = 36) har spårats via dels handpejling (bil, båt och till fots) och dels en fast mottagare utlokaliserad vid Håstad Mölla (L2, Figur 2.2). Framräknade migrationsförlustsiffror och data på simbeteende för fisk satta i Bråån avser sträckningen mellan utsättningsplatsen (Foto 2.4, Figur 2.1) i Bråån och Håstad Mölla och speglar fiskmigrationer i rent lotiska habitattyper utan påverkan av våtmarker och vattenkraftverk.



Foto 2.4. Bråån nedströms utsättningsplatsen. Figur 2.1 (U5)

### 2.3.3 Kävlingsåns huvudfåra och vattenkraftpåverkade områden

Nedströms utsättningsplatsen (U6, Figur 2.1) vid Håstad Mölla utgörs ån av lugnflytande partier (>90%) med i huvudsak av låg beskuggningsgrad (Foto 2.5). Åns bredd varierar på mellan 20 och 35 m, (Eklöv 2000). Den sträcka som ingår i studien är kraftigt påverkad av tre vattenkraftverk (Tabell 2.2) som är belägna 0,6 km (Kvarnvik), 2,1 km (Bösmöllan) och 2,8 km (L. Harrie valskvarn) nedströms Håstad Mölla. På grund av den ringa fallhöjden i Kävlingsåns nedre delar är dämningseffekterna som kraftverken förorsakar betydande och kvarvarande strömpartier finns endast mellan Kvarnvik och Bösmöllan

I Kävlingsåns huvudfåra har telemetrimärkt havsöringsmolt (N = 72) och ål (N = 30) satts ut strax nedströms Håstad Mölla (U6, Figur 2.1, Tabell 2.1) under 2006, 2007 och 2008. Telemetrimärkt fisk har spårats och registrerats via handpejling

och fasta mottagare vid Håstad Mölla (L2), L. Harrie valskvarn (L3) och Löddeköpinge (L4, endast 2008, Figur 2.2). Framräknade migrationsförluster och data på simbeteende avser sträckan mellan Håstad Mölla ner till L. Harrie valskvarn och speglar migrationer i vattenområden påverkade av småskaligt vattenkraftutnyttjande.



Foto 2.5. Kävlungeån nedströms Håstad Mölla och utsättningsplatsen. Figur 2.1 (U6).

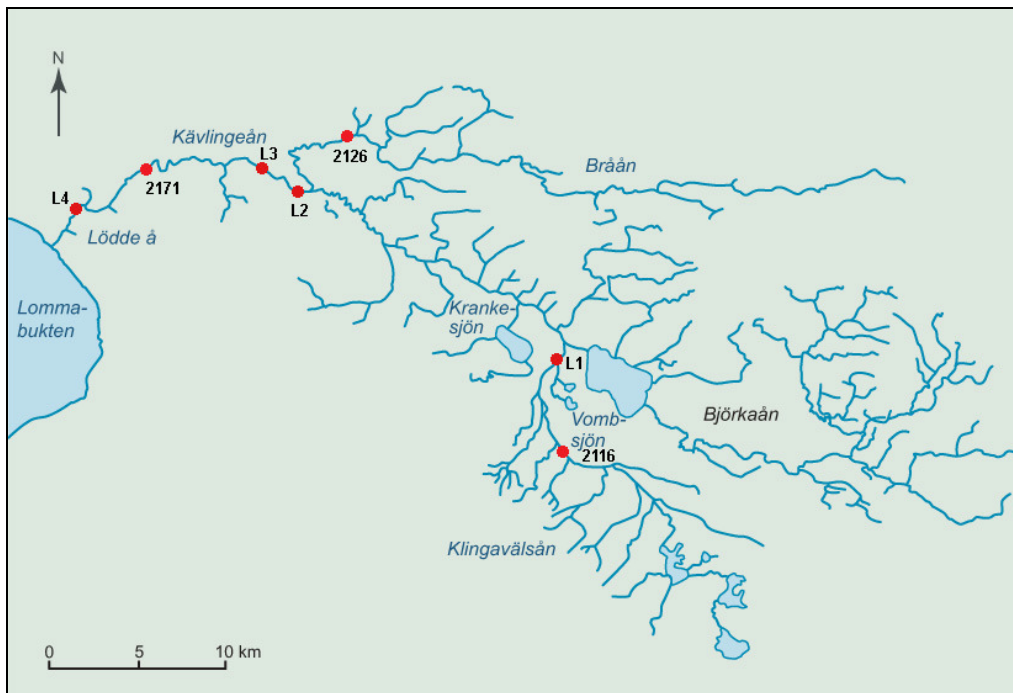
Eftersom det normalt föreligger problem för fisk att passera vattenkraftverk har handpejling utförts på daglig basis (som komplement till loggern i L. Harrie valskvarn) för att dokumentera havsöringsmoltens och ålens migrationsförluster och simbeteende vid varje enskilt kraftverk

Tabell 2.2. Typ av turbin, kapacitet och fallhöjd för tre kraftverk i Kävlungeån.

Kraftverk	Typ av turbin	Kapacitet ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ )	Fallhöjd (m)	Anmärkning
Kvarnvik	Francis (2 st)	2 + 4	2,6	Stor turbin endast i drift dagtid
Bösmöllan	Francis (2 st)	1,5 + 1,5	1,6	Slukförmågan ca $5 - 6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ efter turbinbyte
L. Harrie	Francis (2 st)	4 + 3	2,2	Galler med maskinrensning

Migrationsförluster och vandringsbeteende för smolt och ål som lyckats passera kraftverkssträckan tjänstgör som referens (dvs vattenområdet mellan L. Harrie valskvarn och Löddeköpinge) i våra analyser. Det föreligger emellertid risk för pseudoreplikering eftersom samma individer har studerats på olika vattenområden

(kraftverkspåverkade vattenområden vs referensområdet nedströms kraftverken), detta eftersom fisken eventuellt blir säkrare på navigering och bättre undgår predation ju längre den har vandrat. I syfte att kontrollera detta eventuella samband har även telemetrimärkt fisk utsatta i Klingavälsån lyfts in i analysarbetet, där data på migrationsförluster och simbeteende uppströms Håstad Mölla tjänstgör som ytterligare en referens.



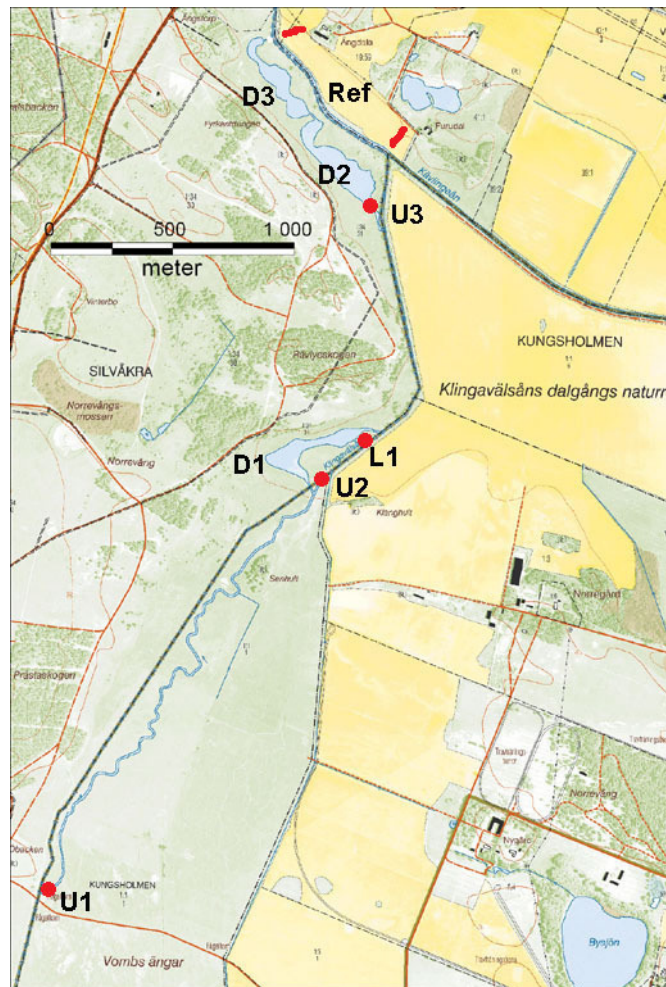
Figur 2.2. Kävlingeåns vattensystem med markerade platser för SMHI mätstationer och fasta mottagare (dataloggers). L1-Vombsängar nedströms meandring och våtmark (2008), L2-Kävlingeån vid Håstad Mölla (2007, 2008), L3-Kävlingeån nedströms kraftverket vid L. Harrie (2006, 2007, 2008), L4-Löddeån vid Löddeköpinge (2008). SMHI mätstationer; 2116 Klingavälsån, 2126 Ellinge, 2171 Högsmölla.

## 2.4 Våtmarker och referenssträckor - inklusive Råån

I Klingavälsån, Rödebäck och Råån har havsöringsmolt och ål har satts ut i syfte att studera migrationsförluster och simbeteende i fyra specifika våtmarker samt referenssträckor. Telemetrimärkt fisk har spårats manuell via pejling samt med hjälp av fasta loggers. Floy-tag märkt havsöring har även satts ut i Klingavälsån och Rödebäck för att återfångas nedströms vid Håstad Mölla. Notera att det förekommer viss överlappning avseende studiedesignen i Klingavälsån eftersom viss information om utsättningarna redan har redovisats under kapitlet "Utsättningar i Kävlingeåsystemet – Klingavälsån".

### 2.4.1 Våtmarker i Klingavälsån

I Klingavälsån har två våtmarker utvärderats, dels en anlagd damm (D1, Figur 2.3) i Klingavälsåns huvudfåra (dvs åns hela flöde går genom våtmarken, yta: 2,5 ha, längd: 480 m), dels en sidodamm (D2, D3, Figur 2.3) där ca 10% av Klingavälsåns flöde genomströmmar våtmarken. Den består av två bassänger (4,0 + 3,5 ha, total längd: 850 m). Som ytterligare en del av försöken har ett 2,4 km långt meandrande parti i Klingavälsån (som restaurerades 2001) studerats avseende migrationsförluster och simbeteende för havsöringsmolt och ål.



Figur 2.3. Utsättningsplatser för havsöringsmolt och ål (U1-U3), läge för datalogger (L1) och undersökta våtmarker (D1-D3) samt referenssträckan i Klingavälsån (Ref). Bakgrundskarta Copyright Lantmäteriet.

I Klingavälsån har märkt havsöringsmolt (telemetri: N = 70, Floy-tag: N = 305) och ål (telemetri: N = 30, Floy-tag: N = 7) satts ut:

- 1) Uppströms den meandrande sträckan (U1, 2007 och 2008, Figur 2.3). Data över förluster och vandringsbeteende erhöles under 2007 och 2008 i dels den 2,4 km långa meandrande sträckan (U1-U2), dels dammen (D1, 2,5 ha) som är lokaliserad i Klingavälsåns huvudfåra.
- 2) Nedströms den meandrande sträckan vid regleringen (U2, 2006, Figur 2.3) och utgör en referens i våtmarkers frånvaro, 2006.
- 3) I två sidodammar (D2, D3, totalt 7,5 ha, U3, 2007 och 2008, Figur 2.3) som har en ringa vattengenomströmning (ca 10% av Klingavälsån leds in i våtmarksanläggningen).

#### 2.4.2 Våtmark i Rödebäcken

I Rödebäck, som mynnar till Kävlingeån 5,9 km uppströms Håstad Mölla (Figur 2.1), har en våtmark utvärderats. Bäckens är förhållandevis liten (medelbredd 1,5 m) och våtmarken är speciellt designad för att minimera havsöringsmoltförluster eftersom det uppströms våtmarken finns produktionsområden för havsöring. Våtmarken är lokaliserad i bäckens mynningsområde och svämmas över vid medel- till högvattenflöden varpå det bildas en förhållandevis stor vattenyta (Yta: 1,5 ha, längd ca 300 m, Tabell 2.3). Vid låga flöden har våtmarken en mer begränsad vattenyta (Foto 2.6 och 2.7).



Foto 2.6. Våtmark i Rödebäcken, lågvattenflöde (2007-05-22).



Foto 2.7. Våtmark i Rödebäcken, medelvattenflöde (2008-04-24).

Floy-tag märkta havsöringsmolt sattes ut på två lokaler 2007 och 2008 (N = 226), dels ca 100 m uppströms våtmarken, dels ca 50 m nedströms dammen i syfte att studera migrationsförluster och simhastigheter, från

utsättningsplatserna till Håstad Mölla där Floy-tagförsedda individer återfångades.

Två dammar som ligger efter varandra, ca 10%

Tabell 2.3. Studerade våtmarker (2007-2008).

Vattendrag	Typ av våtmark	Yta (ha)	Längd (m)	Beskrivning
Klingavälsån	Damm i åfåra	2,5	480	Hela flödet går igenom dammen
Klingavälsån	Sidodamm	4,0 + 3,5	850	10% av flödet leds in i dammarna.
Rödebäcken	Översvämningsvåtmark	1,5	300	Vid medel till höga flöden bildas en dammyta, vid låga flöden samlas flödet i en bäckfåra
Råån	Äldre damm	2,5	500	Hela flödet går igenom dammen.

### 2.4.3 Våtmark i Råån

I Råån har Görarpsdammen utvärderats avseende migrationsförluster och simhastigheter av havsöringsmolt. Görarpsdammen (Yta: 2,5 ha, Längd 500 m) är en äldre damm med rik vegetation (Foto 2.8, Tabell 2.3). Under 2006 sattes havsöringsmolt ut i två tillflöden till Råån, Halmstadsbäcken och Tjutebäcken (U1 och U2, Figur 2.4) i syfte att få referensvärden för migrationsförluster och simhastigheter i lotiska habitat. Lågt vattenflödet vid tidpunkten för utsättning i kombination med att fisken var stressad bidrog troligen till att smoltens vandringsbenägenhet avstannade, vilket fick till följd att få individer förflyttade sig under studieperioden (se 2006 års rapport).



Foto 2.8. Görarpsdammen i Råån.

För att undvika störningar i vandringsbeteende under 2007 (då vårflödet var ännu lägre än 2006) samlades havsöringsmolt in från Kävlingeån (fällan i Håstad Mölla) för utsättning på två lokaler i Rååns huvudfåra (Vallåkra U3, N

= 20, Gantofta U4, N = 20, Figur 2.4) som är mindre flödeskänslig än Halmstadsbäcken och Tjutebäcken (Figur 2.4).



Figur 2.4. Utsättningsplatser för märkt havsöringsmolt. U1-Halmstadsbäcken (2006), U2-Tjutebäcken (2006), U3-Råån vid Vallåkra (2007), U4-Råån vid Gantofta (2007, 2008), U5-Råån nedströms Görarpsdammen (2008).

Under 2008 sattes telemetrimärkt havsöringsmolt ut vid Gantofta (N = 21) och en grupp sattes ut nedanför Görarpsdammen (N = 20). För samtliga utsättningar 2007 och 2008 har telemetrimärkt havsöringsmolt satts ut på strömpartier, med en bredd mellan 10 – 12 m (Foto 2.9). Utsättningsplatserna vid Vallåkra och Gantofta ligger 6,6 och 1,5 km uppströms Görarpsdammen (Figur 2.4). I Råån var de fasta mottagarna placerade vid Görarpsdammens nedre del samt 1,8 km nedströms Görarpsdammen (Figur 2.5) i syfte att få data på migrationsförluster och simhastigheter i såväl dammen som referenssträckan nedströms Görarpsdammen.



Foto 2.9. Råån vid Gantofta, utsättningsplats, U4.



Figur 2.5. Rååns vattensystem med markerade platser för SMHI mätstation och där fasta mottagare (dataloggers) har varit placerade. L1-Råån, nedströms Görarpsdammen (2007, 2008), L2-Råån, 1,8 km nedströms Görarpsdammen (2007, 2008). SMHI mätstation; 2127.

## 2.5 Gäddor i våtmarker

Gädda märktes primärt för fångst/återfångststudier, i syfte att kvantifiera beståndstätheter, storleksfördelning och tillväxt i tre våtmarker och en lotisk referenssträcka (Tabell 2.3) i Klingavälsåsystemet. Insamlade gäddor vägdes (till närmaste 100 g) mättes (till närmaste mm, TL) innan de märktes och återutsattes vid fångstplatsen. Gäddor som försågs med Floy-tag hanterades utan bedövningsmedel medan gäddor som försågs med telemetrisändare bedövades med benzocaine.

Märkning av gädda utfördes under två perioder, 3 maj – 11 juni och 25 augusti – 3 september och totalt fångades och märktes 118 gäddor med Floy-tag och sex gäddor med telemetrisändare (Foto 2.10). Manuell pejling utfördes kontinuerligt för att kvantifiera gäddornas mobilitet. Under den första perioden fångades gädda in med spöfiske, i den andra perioden med elfiske. Populationstätheter har beräknats med en fångst och återfångst metod (Schnabelmetoden, Cowen 2006).

Vidare genomfördes en studie i syfte att bekräfta gäddornas roll som predatorer på havsöringsmolt. Följaktligen sattes 90 PIT-tag försedda havsöringsmolt ut i dammarna (D2+D3) och 50 PIT-tag märkta havsöringsmolt ut i Klingavälsån nedströms intaget till sidodammarna (Figur 2.3). Havsöringsmolten utgjorde troliga bytesdjur för gäddorna. Efterföljande tre dagar fångades gäddor in och skannades med en mottagare för att dokumentera eventuell förekomst av PIT-tag försedda havsöringsmolt (s k extern dietanalys) i gäddornas diet. Tillstånd till märkningen har getts från Malmö/Lund djurförsöksetiska nämnd (Dnr M 21-05, M 125-08). En mer utförlig redovisning av gäddstudien kommer att presenteras i ett examensarbete utfört av Hannes Hall, Lund universitet.



Foto 2.10. Gädda som märks med Floy-tag.

## 2.6 Temperatur och vattenflöde

Temperaturen har registrerats med temperaturloggers (Tinytag Plus 2). Temperaturloggers har varit placerade i anslutning till utsättningsplatser; Bråån (U5), Klingavälsån (Vombs ängar U2), Kävlingeån (Håstad Mölla U6) och Råån (nedströms Görarpsdammen U5, Figur 2.1, 2.5).

Tabell 2.6. Medelvärde av vattenflöde ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ) och vattentemperatur ( $^{\circ}\text{C}$ ) i vattendragen vid utsättningstillfällena av havsöringsmolt.

År	Vattendrag	Datum	Flöde	Temperatur
2006	Klingavälsån	7 - 8 maj	1,8	13,9
2007	Klingavälsån	28 april - 9 maj	1,5	13,4
2008	Klingavälsån	23 - 27 april	2,5	11,8
2006	Bråån	3 - 5 maj	1,2	11,5
2007	Bråån	27 april - 9 maj	0,5	12,5
2008	Bråån	23 - 29 april	0,9	12,4
2006	Kävlingeån	11-maj	6,8	15,3
2007	Kävlingeån	19 - 20 maj	5,2	14,1
2008	Kävlingeån	26 - 27 april	7,9	12,0
2007	Råån	14 - 18 maj	0,4	11,5
2008	Råån	1 - 2 maj	2,8	11,7

Vattenflöde har erhållits från SMHI fasta mätstationer; Klingavälsån (nr 2116, belägen 4,5 km uppströms Vombs ängar), Bråån (nr 2126 Ellinge, 4 km uppströms utsättningsplats), Kävlingeån (nr 2171 Högsmölla, 13 km nedströms Håstad Mölla) och Råån (nr 2127 Bröddebacken, nedströms Gantofta) (Figur 2.1, 2.2). Vattenflödet varierade mellan åren och var som lägst under 2007 i anslutning till utsättning (Tabell 2.6, 2.7).

Tabell 2.7. Medelvärde av vattenflöde ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ) och vattentemperatur ( $^{\circ}\text{C}$ ) i vattendragen vid utsättningstillfällena av ål.

År	Vattendrag	Datum	Flöde	Temperatur
2006	Klingavälsån	07-maj	1,8	13,9
2007	Klingavälsån	10 - 22 maj	1,5	13,5
2008	Klingavälsån	27 april - 2 maj	2,4	11,8
2006	Bråån	4 - 5 maj	1,2	11,5
2007	Bråån	10 - 20 maj	0,6	12,3
2008	Bråån	27 april - 2 maj	1,0	12,0
2006	Kävlingeån	11-maj	6,8	15,4
2007	Kävlingeån	16-maj	4,7	15,0
2008	Kävlingeån	27 april - 2 maj	8,0	13,6

## 2.7 Statistik och analys

Migrationsförluster för telemetrimärkt havsöringsmolt och ål har beräknats utifrån antalet individer som återfunnits som orörliga (dvs sändare som har upphört att röra på sig = trolig mortalitet) i ett specifikt vattenområde, alternativt ej har passerat loggers nedströms. För att kunna jämföra förlustvärden från såväl våtmarkspassager som passager på referenssträckor har förlustvärden dividerats med sträckans längd varpå ett distansberoende förlustmått har erhållits (% km<sup>-1</sup>). För Floy-tag märkt fisk har migrationsförluster beräknats utifrån skillnaden i antalet utsatt fiskar som sattes ut på en viss lokal och antalet som senare återfångades i fiskfällan i Håstad Mölla. Fiskfällans fångsteffektivitet har under 2006 och 2007 varit mycket hög (>90%) men under 2008 konstaterades genom telemetri (loggerdata) att fångsteffektiviteten i fiskfällan endast låg på 50 – 60%. Detta orsakades troligtvis, dels av ett relativt högt flöde 2008, dels av att ett mindre genombrott hade skett i dämnet ca 100 m uppströms fällan i Håstad Mölla. För att kompensera detta har antalet registrerade Floy-tag under 2008 räknats upp med ett motsvarande andel före analys.

Individuella vandringsstider har beräknats utifrån dels kända tidpunkter för utsättningar, dels tidpunkter för passager vid en eller flera loggers nedströms utsättningsplatserna. Individuella vandringsstider har därefter beräknats för varje enskilt vattenområde (såväl våtmarker som referenssträckor) och därefter dividerats med sträckans distans (t ex mellan utsättningsplats och en logger utlokaliserad nedströms) vilket ger simhastigheten (km dygn<sup>-1</sup>). Simhastigheter för Floy-tag märkt fisk (främst havsöringsmolt utsatta i Klingavälsån och Rödebäcken) är beräknade utifrån tidpunkten för återfångst i Håstad Mölla minus tidpunkten för utsättning.

I resultatets deskriptiva avsnitt redovisas som regel medelvärden och det tillhörande variansmåttet Standard Error (SE) för såväl förluster som simhastigheter. Pearson korrelationer har använts för att undersöka eventuella samband mellan vandringsintensitet och abiotiska faktorer (vattenflöde och temperatur), men även mellan vattenflöde och migrationsförluster, samt vattenflöde och simhastigheter. Variansanalys (ANOVA) har använts som standard för att testa om skillnader i migrationsförluster och simhastigheter förelåg mellan olika: 1. År (dvs 2006, 2007 och 2008), 2. Märkestyper (dvs telemetrisändare och Floy-tag), 3. *Habitattyper* (dvs våtmarkspåverkade områden, vattenkraftverkspåverkade områden och vattenområden utan artificiell påverkan). Då signifikanta skillnader påvisades har efterföljande Post-hoc test utförts (Tukey's HSD) för att mer detaljerat testa vilka grupper som skilde sig åt.

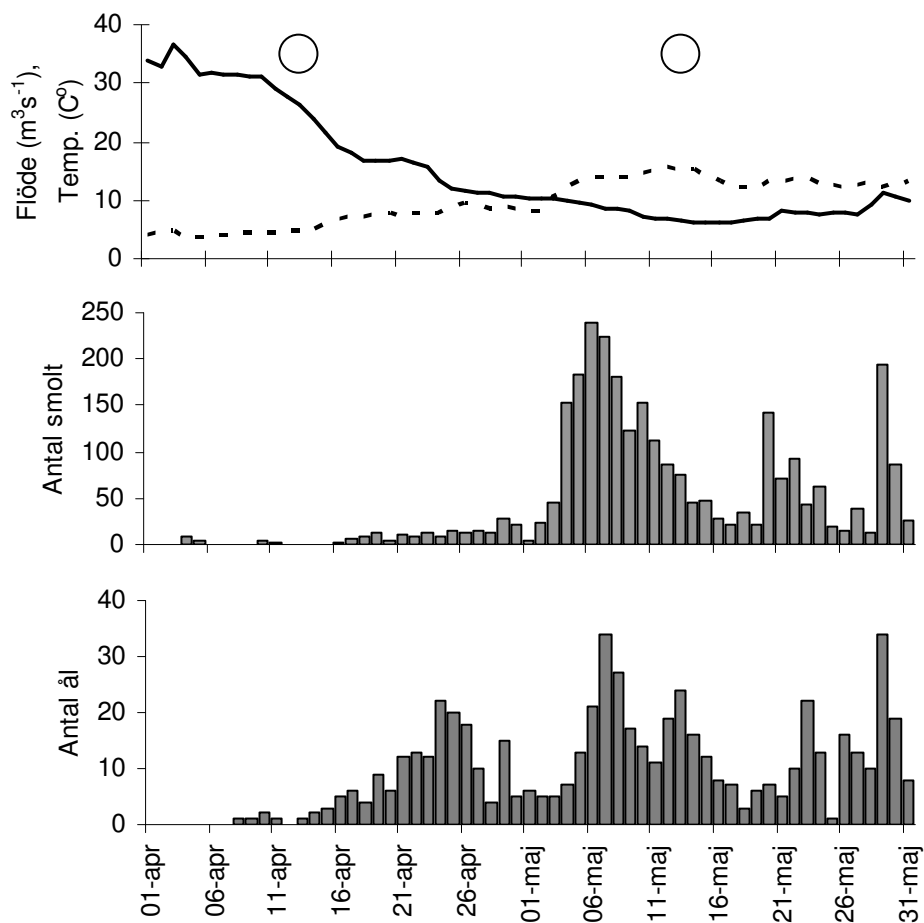
Tätheterna av gädda beräknades enligt Schnabelmetoden med hjälp av programvaran Simply Tagging II Version 1.31 (PISCES Conservation Ltd, Irc House, Pennington, Lymington, S041 8GN, UK). Tätheterna av gädda är presenterade som medelvärden med 95% konfidensintervall (KI) som spridningsmått. ANOVA genomfördes för att testa om gäddornas storlek skilde sig åt mellan våtmarker och referenssträckan.

Analyser av migrationsförluster baseras på ARCSIN-transformerade värden medan värden på simförluster har analyserats utan transformering. Statistik har beräknats med hjälp av programvarorna SAS version 8.2 (TS2M0) och SPSS version 15.0.

### 3. Resultat

#### 3.1 2006 års migration

Under fåltsäsongen 2006 fångades totalt 2812 havsöringsmolt och 585 ålar i fällan vid Håstad Mölla i Kävlingeån (Figur 3.1). Vandringsintensiteten var positivt korrelerad med vattentemperaturen (Smolt: Pearson Correlation,  $N = 58$ ,  $r^2 = 0,655$ ,  $P < 0,001$ , Ål:  $N = 54$ ,  $r^2 = 0,556$ ,  $P < 0,001$ ) och negativt korrelerad med vattenflödet (Smolt: Pearson Korrelation,  $N = 58$ ,  $r^2 = -0,474$ ,  $P < 0,01$ , Ål:  $N = 54$ ,  $r^2 = 0,486$ ,  $P < 0,01$ , Figur 3.1). För ål minskade vandringsintensiteten i samband med fullmåne som inföll den 13:e april och 13:e maj (Figur 3.1).

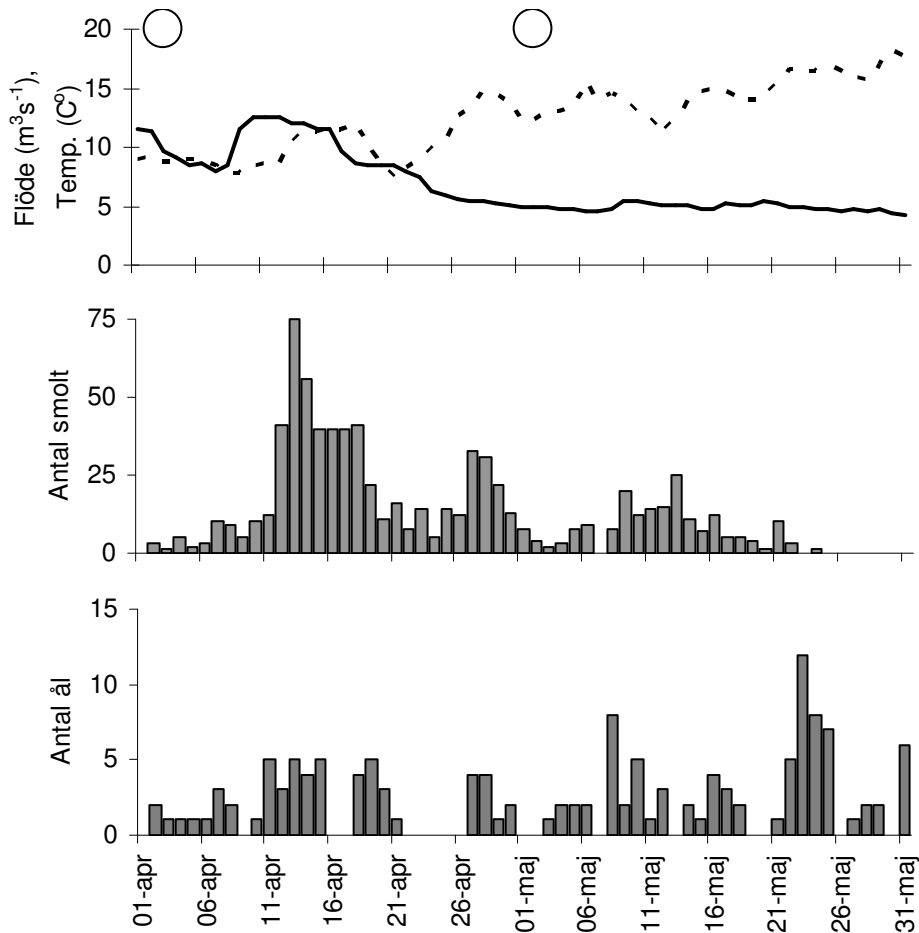


Figur 3.1. Dygnsmedelvattenflöde (solid linje, övre graf), dygnsmedeltemperatur (prickad linje, övre graf), tidpunkt för fullmåne (cirklar, övre graf) samt antal havsöringsmolt (staplar, mellersta graf) och ål (staplar, nedre graf) som fångats i fiskfällan vid Håstad Mölla 2006.

### 3.2 2007 års migration

Under fåltsäsongen 2007 fångades totalt 781 havsöringsmolt och 140 ålar i fållan vid Håstad Mölla (Figur 3.2) i Kävlingeån. I motsats till föregående år var vandringsintensiteten för smolt svagt negativt korrelerad till temperaturen (Pearson Korrelation,  $N = 60$ ,  $r^2 = -0,268$ ,  $P = 0,039$ ) och positivt korrelerad till vattenflödet (Pearson Korrelation,  $N = 60$ ,  $r^2 = 0,535$ ,  $P < 0,01$ , Figur 3.2)

Ålens vandringsintensitet var emellertid svagt positivt korrelerat till temperatur (Pearson Korrelation,  $N = 60$ ,  $r^2 = 0,285$ ,  $P < 0,03$ ). Det förelåg dock inget signifikant samband mellan ålens vandringsintensitet och vattenflödet (Pearson Korrelation,  $N = 60$ ,  $r^2 = -0,026$ ,  $P = 0,843$ ). Liksom föregående år minskade vandringsintensiteten av ål i samband med fullmåne som inföll den andra april och andra maj (Figur 3.2).

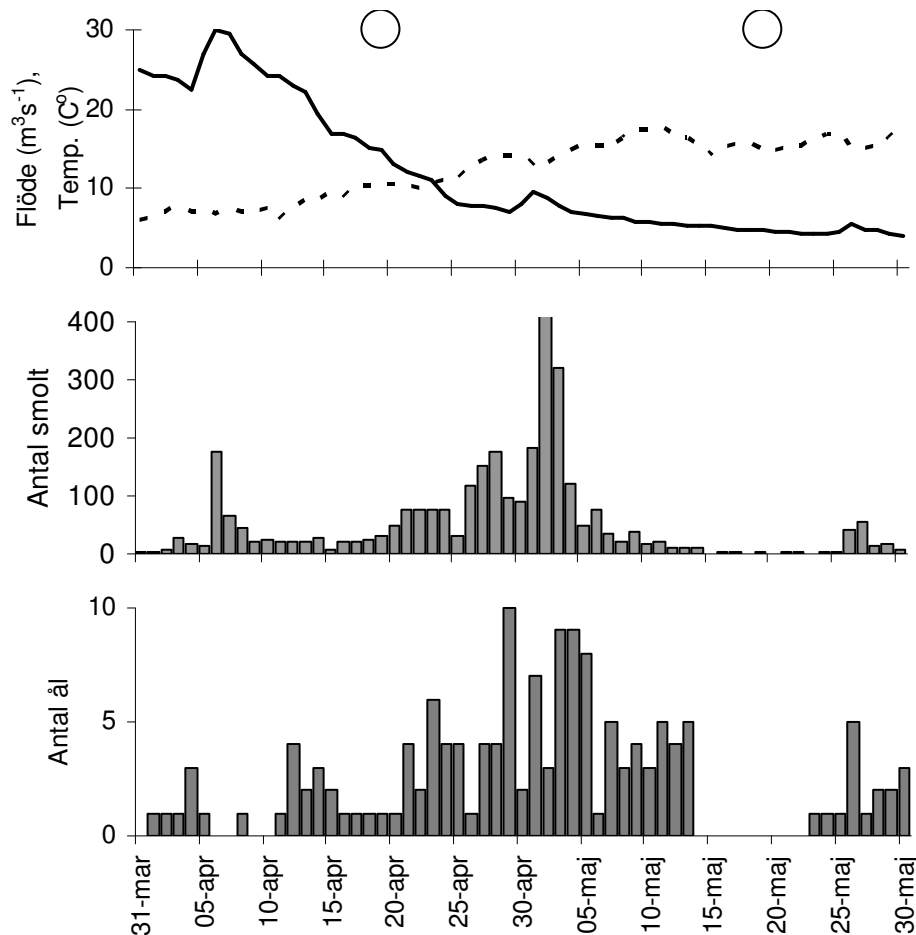


Figur 3.2. Dygnsmedelvattenflöde (solid linje, övre graf), dygnsmedeltemperatur (prickad linje, övre graf), tidpunkt för fullmåne (cirklar, övre graf) samt antal havsöringsmolt (staplar, mellersta graf) och ål (staplar, nedre graf) som fångats i fiskfållan vid Håstad Mölla 2007.

### 3.3 2008 års migration

Under fåltsäsongen 2008 fångades totalt 3129 havsöringsmolt och 148 ålar i fällan vid Håstad Mölla (Figur 3.3) i Kävlingeån. Vandringsintensiteten av smolt var starkt positivt korrelerad till temperaturen (Pearson Korrelation,  $N = 33$ ,  $r^2 = 0,565$ ,  $P < 0,01$ ) under vandringsäsongens inledande fas (perioden 1 april – 3 maj) men icke signifikant under vandringsäsongens senare del (perioden 4 – 31 maj, Pearson Korrelation,  $N = 28$ ,  $r^2 = -0,364$ ,  $P = 0,06$ ) då istället vattenflödet tycks ha varit den drivande faktorn och var starkt positivt korrelerat till vandringsintensiteten (Pearson Korrelation,  $N = 28$ ,  $r^2 = 0,746$ ,  $P < 0,01$ ).

Ålens vandringsintensitet var svagt positivt korrelerat till temperaturen (Pearson Korrelation,  $N = 60$ ,  $r^2 = 0,285$ ,  $P < 0,03$ ) under hela vandringsäsongen. Dock förelåg inget signifikant samband mellan ålens vandringsintensitet och vattenflödet (Pearson Korrelation,  $N = 60$ ,  $r^2 = -0,026$ ,  $P = 0,843$ ). Liksom föregående två år minskade vandringsintensiteten av ål märkbart i samband med fullmåne som inföll den 20:e april och 20:e maj (Figur 3.3).



Figur 3.3. Dygnsmedelvattenflöde (solid linje, övre graf), dygnsmedeltemperatur (prickad linje, övre graf), tidpunkt för fullmåne (cirklar, övre graf) samt antal havsöringsmolt (staplar, mellersta graf) och ål (staplar, nedre graf) som fångats i fiskfällan vid Håstad Mölla 2008.

### 3.4 Storleksfördelning

Havsöringsmolt som fångades och sattes ut batchvis på olika lokaler i Kävlingeån och Råån pendlade storleksmässigt (utsättningsbatchernas medellängd, mm [TL]) mellan 149,8 – 172,4 mm under 2006 – 2008 (Tabell 3.1). Det förelåg ingen signifikant skillnad i individstorlek på utsättningsbatcher som satts ut på olika utsättningslokaler (Två-vägs ANOVA  $F_{8, 354} = 1,71$ ,  $P = 0,095$ ), dock erhöles signifikant storleksmässig skillnad mellan åren (Två-vägs ANOVA  $F_{2, 354} = 13,06$ ,  $P < 0,0001$ ) med större medellängd på havsöringsmolt 2007 jämfört med 2006 och 2008 (Tabell 3.1).

Tabell 3.1. Storlek, (medellängd: TL, mm  $\pm$  SE) av havsöringsmolt och ål som märktes och sattes ut under 2006, 2007 och 2008.

År	Havsöringsmolt storlek, längd (mm)		Adult ål storlek, längd (mm)	
	medellängd	SE	medellängd	SE
2006	156,1	1,5	694,3	15,0
2007	172,5	2,4	707,0	13,9
2008	165,7	1,6	764,8	13,8

Ål som fångades och sattes ut batchvis på olika lokaler i Kävlingeån pendlade storleksmässigt (TL) mellan 700,9 – 739,3 mm under 2006 – 2008 (Tabell 3.1) och liksom för havsöringsmolten förelåg inga storleksmässiga skillnader mellan utsättningslokalerna (Två-vägs ANOVA  $F_{2, 95} = 6,32$ ,  $P = 0,238$ ). Dock erhöles signifikant storleksmässig skillnad mellan åren (Två-vägs ANOVA  $F_{2, 95} = 6,32$ ,  $P = 0,002$ ) med en successivt ökande medellängd för respektive år (Tabell 3.1).

### 3.5 Migration i Kävlingeåsystemet

Totalt har under studiens tre år 787 havsöringsmolt och 103 ålar märkts med Floytag och radiosändare och satts ut batchvis på lokaler i Klingavälsån, Bråån och Kävlingeåns huvudfåra. Förluster och simhastigheter har beräknats baserat på återfångster samt genom handpejling och registreringar via fasta loggers under fiskarnas vandring nedströms på delsträckor karakteriserade av snabbt rinnande strömbiotoper (Bråån), intermediär vattenhastighet (Klingavälsån) samt

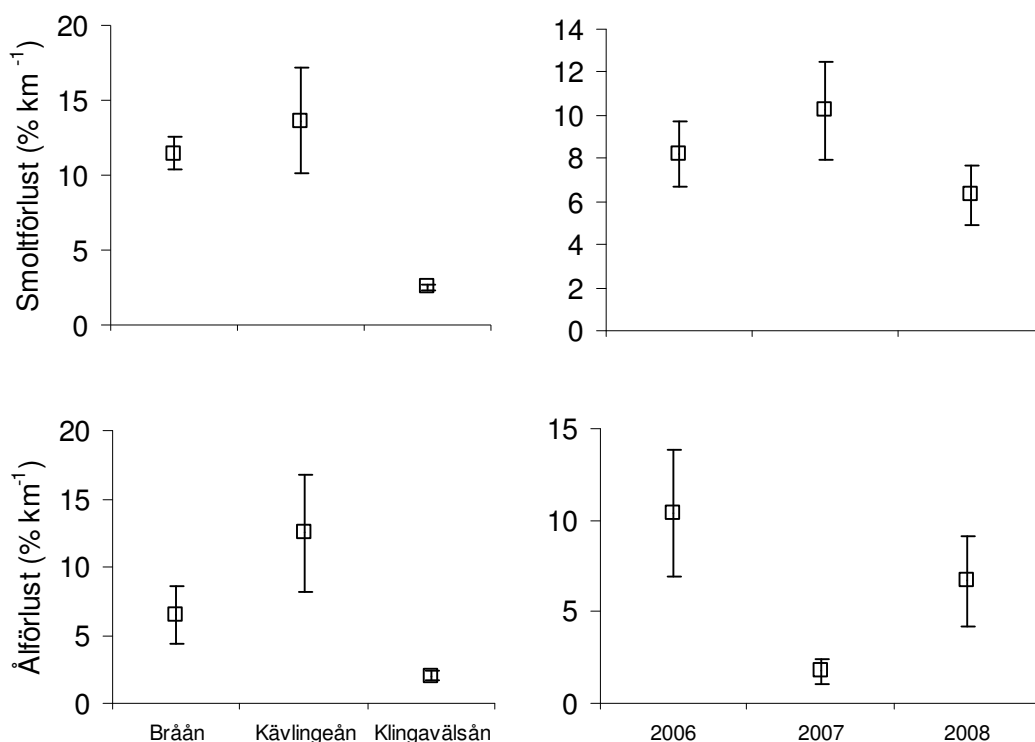
lugnflytande habitat (Kävlingeåns huvudfåra) med påverkan av vandringshinder som utgörs av kvarndämmen och kraftverksanläggningar.

Förluster av havsöringsmolt (% mortalitet per km  $\pm$  SE) påverkades inte av märkestyp (radiosändare vs Floy-tag, Tabell 3.2). Endast ett fåtal (7) ålar märktes med Floy-tag varför motsvarande analys avseende effekter av olika märkestyper ej har genomförts. ANOVA påvisade dock signifikanta skillnader mellan utsättningslokalerna (Klingavälsån, Bråån och Kävlingeåns huvudfåra, Tabell 3.2) med högst förlustsiffror för smolt och ål utsatta i Kävlingeåns huvudfåra (smolt: 13,6% km<sup>-1</sup>  $\pm$  3,5%, ål: 12,5% km<sup>-1</sup>  $\pm$  4,2%, Figur 2.3).

Tabell 3.2. Tre-vägs ANOVA med effekterna av utsättningslokaler (dvs Kävlingeåns huvudfåra, Bråån och Klingavälsån), märkningstyper (Floy-tags och telemetrisändare) samt olika år (2006, 2007 och 2008) på sammantagna förluster av havsöringsmolt (på sträckan mellan utsättningsplats och Håstad Mölla, tabellens vänstra del) samt Två-vägs ANOVA med effekterna av utsättningslokaler (Kävlingeåns huvudfåra, Bråån och Klingavälsån) och olika år (2006, 2007 och 2008) på förluster av ål (tabellens högra del) inklusive interaktioner.

Källa	Smoltförluster				Ålförluster				
	DF	Typ III SS	F	P-värde	Källa	DF	Typ III SS	F	P-värde
Lokal	2	0,070	36,420	<,0001	Lokal	2	0,025	12,030	0,005
märkestyp	1	0,001	0,930	0,348					
År	2	0,015	7,900	0,003	År	2	0,024	11,340	0,006
Lokal*märkestyp	1	0,001	1,280	0,272					
År*Lokal	4	0,010	2,540	0,076	År*Lokal	4	0,009	2,260	0,163
År*märkestyp	2	0,000	0,000	0,996					
År*Lokal*märkestyp	2	0,000	0,050	0,956					

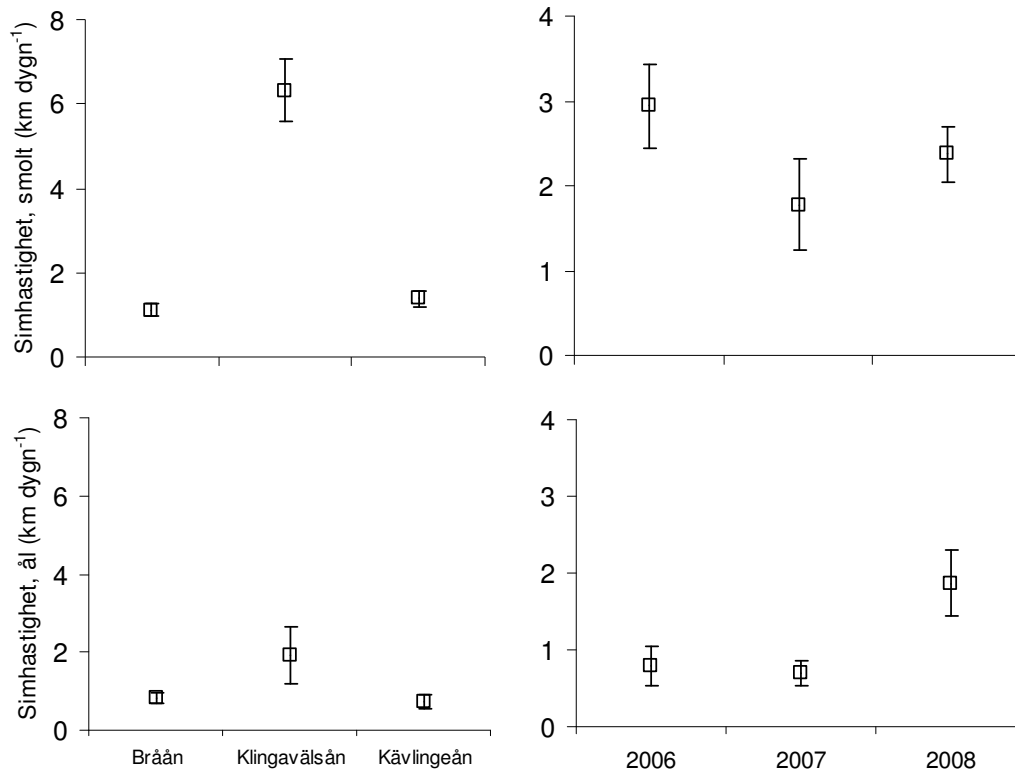
Förlusterna var något lägre för batcher utsatta i Bråån (smolt: 11,5% km<sup>-1</sup>  $\pm$  1,0%, ål: 6,5% km<sup>-1</sup>  $\pm$  2,1% Figur 3.4) och som lägst för batcher utsatta i Klingavälsån (smolt: 2,51% km<sup>-1</sup>  $\pm$  0,2%, ål: 2,2% km<sup>-1</sup>  $\pm$  0,4%, Figur 3.4). Förluster av havsöringsmolt varierade signifikant även mellan åren (Tabell 3.2) med högst förluster 2007 (10,2% km<sup>-1</sup>  $\pm$  2,3%) åtföljt av 2006 (8,21% km<sup>-1</sup>  $\pm$  1,5%) och 2008 (6,3% km<sup>-1</sup>  $\pm$  1,4%). Förluster av ål varierade också signifikant mellan åren (Tabell 3.2), med högst förluster 2006 (10,4% km<sup>-1</sup>  $\pm$  3,5%) åtföljt av 2008 (6,7% km<sup>-1</sup>  $\pm$  2,4%) och 2007 (1,8% km<sup>-1</sup>  $\pm$  0,7%).



Figur 3.4. Förluster (% km<sup>-1</sup> ± SE) av havsöringsmolt (övre diagram) och ål (nedre diagram) med olika utsättningsplatser (diagram till vänster) och utsättningsår (diagram till höger). Signifikanta förlustskillnader mellan utsättningsplatser och år är listade i tabell 3.2.

I likhet med framräknade förluster skilde sig simhastigheter (km dygn<sup>-1</sup> ± SE) mellan de olika utsättningslokalerna (Klingavälsån, Bråån och Kävlingeåns huvudfåra, Två-vägs ANOVA:  $F_{5, 102} = 16,45$ ,  $P < 0.0001$ , Figur 3.5), med de snabbaste simhastigheterna av havsöringsmolt i Klingavälsån (6,3 km dygn<sup>-1</sup> ± 0,7). Simhastigheterna var betydligt lägre för havsöringsmolt som satts ut i Kävlingeåns huvudfåra (1,4 km dygn<sup>-1</sup> ± 0,2) och Bråån (1,1 km dygn<sup>-1</sup> ± 0,1). Ingen skillnad i simhastigheter förelåg mellan de tre utsättningsåren (Två-vägs ANOVA:  $F_{2, 102} = 0,86$ ,  $P = 0,426$ , Figur 3.5). Även för ål förelåg signifikanta skillnader mellan utsättningsplatserna (Två-vägs ANOVA  $F_{4, 45} = 5,96$ ,  $P = 0.0051$ ) med de snabbaste simhastigheterna för individer utsatta i Klingavälsån (1,9 km dygn<sup>-1</sup> ± 0,3, Figur 3.5). Simhastigheterna var lägre för ål utsatta i Kävlingeåns huvudfåra (0,7 km dygn<sup>-1</sup> ± 0,3) och Bråån (0,8 km dygn<sup>-1</sup> ± 0,3). I motsats till havsöringsmolten förelåg signifikanta skillnader mellan de tre utsättningsåren (Två-vägs ANOVA  $F_{2, 45} = 6,60$ ,  $P < 0.0031$ ) med de snabbaste simhastigheterna för ål 2008 (1,9 km dygn<sup>-1</sup> ± 0,4) i förhållande till 2006 (0,8 km dygn<sup>-1</sup> ± 0,3) och 2007 (0,7 km dygn<sup>-1</sup> ± 0,2). Signifikanta interaktionseffekter

(utsättningslokaler x utsättningsår) förelåg ej, för varken havsöringsmolt (Två-vägs ANOVA  $F_{5, 102} = 1,21$ ,  $P = 0.311$ ) eller ål (Två-vägs ANOVA  $F_{4, 45} = 0,15$ ,  $P = 0.963$ ).

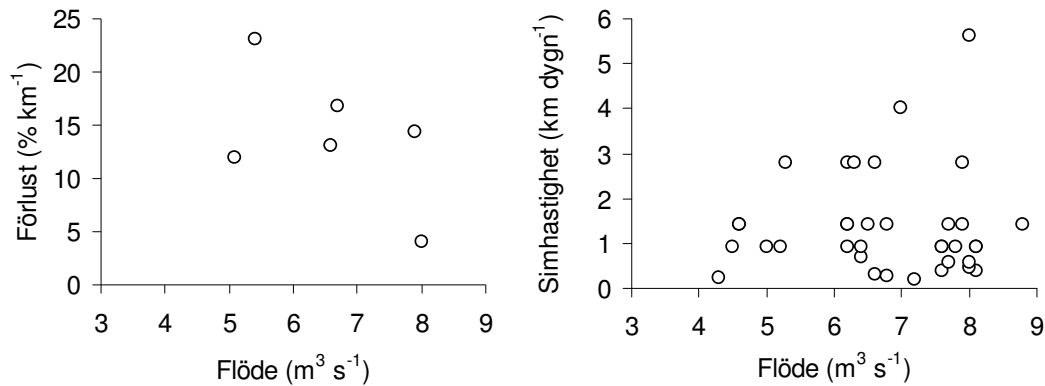


Figur 3.5. Simhastigheter (km dygn<sup>-1</sup> ± SE) av havsöringsmolt (övre diagram) och ål (nedre diagram) utifrån olika utsättningsplatser (Bråån, Klingavälsån och Kävlingeåns huvudfåra, diagram till vänster) och utsättningsår (diagram till höger) i Kävlingeån.

### 3.6 Migration och vattenflöde

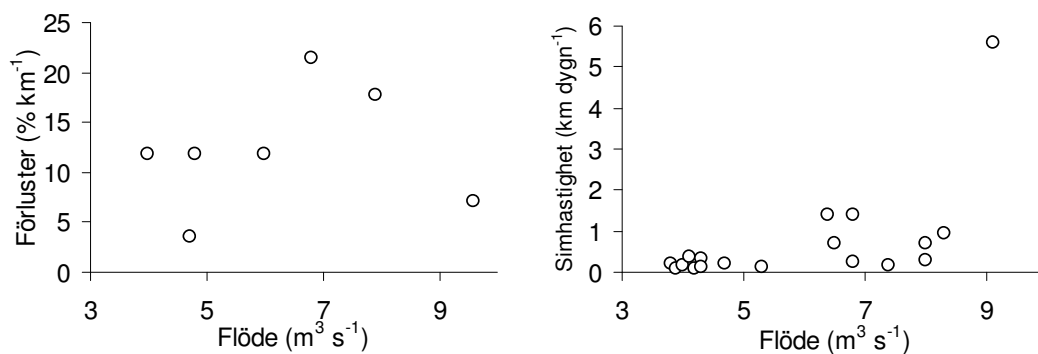
I syfte att undersöka eventuella samband med vattenflöde och migrationsförluster samt mellan vattenflöde och simhastigheter genomfördes Pearson korrelationer mellan dessa variabler för respektive utsättningslokal (dvs Kävlingeåns huvudfåra, Klingavälsån och Bråån) och art (havsöringsmolt och ål). Notera att storleken på stickproven är mindre för korrelationer som innefattar migrationsförluster (lägre statistisk styrka) vars värden baseras på utsättningsbatcher, medan korrelationer som innefattar simhastigheter baseras på individuella värden varför också stickprovsstorleken blir större (större statistisk styrka).

För havsöringsmolt utsatt i Kävlingeåns huvudfåra förelåg inget signifikant samband mellan vattenflöde och migrationsförluster (Pearson Korrelation,  $N = 6$ ,  $r^2 = -0,556$ ,  $P = 0,252$ ) eller mellan vattenflöde och simhastigheter (Pearson Korrelation,  $N = 36$ ,  $r^2 = 0,037$ ,  $P = 0,830$ , Figur 3.6).



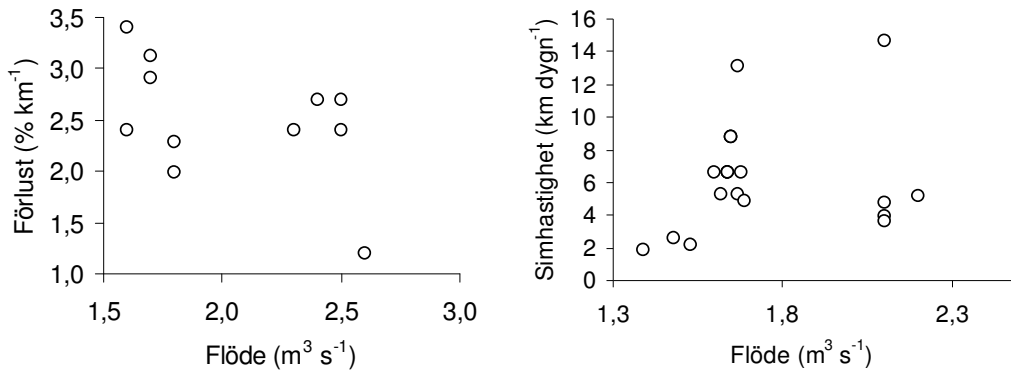
Figur 3.6. Korrelationer mellan vattenflöde (X-axeln, båda graferna) och migrationsförluster (Y-axeln, vänster graf) och simhastigheter (Y-axel höger graf) av **havsöringsmolt** utsatt i **Kävlingeåns huvudfåra** 2006, 2007 och 2008.

Inte heller för ål utsatt i Kävlingeåns huvudfåra förelåg signifikant samband mellan vattenflöde och migrationsförluster (Pearson Korrelation,  $N = 7$ ,  $r^2 = 0,163$ ,  $P = 0,727$ ). Dock förelåg ett signifikant samband mellan vattenflöde och simhastigheter (Pearson Korrelation,  $N = 18$ ,  $r^2 = 0,577$ ,  $P = 0,012$ , Figur 3.7, höger graf) med accelererande simhastigheter vid högre vattenflöden. Notera att en individ med exceptionellt snabb simhastighet (5,6 km dygn⁻¹) vandrade i samband med högt vattenflöde (9,1 m³ s⁻¹), men även om denna potentiella ”outlier” undantas i analysen faller korrelationen ut signifikant ( $P = 0,031$ ).



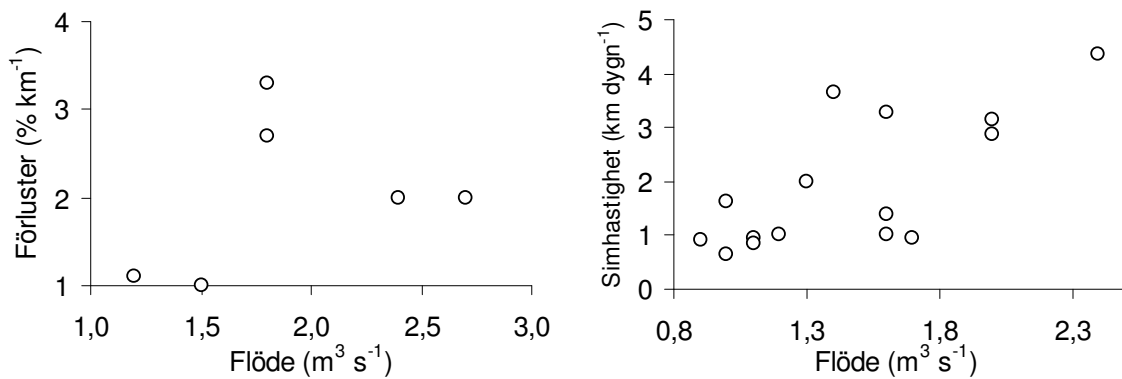
Figur 3.7. Korrelationer mellan vattenflöde (X-axeln, båda graferna) och migrationsförluster (Y-axeln, vänster graf) och simhastigheter (Y-axel höger graf) av **ål** utsatt i **Kävlingeåns huvudfåra** 2006, 2007 och 2008.

För havsöringsmolt utsatt i Klingavälsån förelåg inget signifikant samband mellan vattenflöde och migrationsförluster (Pearson Korrelation,  $N = 13$ ,  $r^2 = -0,402$ ,  $P = 0,173$ ) eller mellan vattenflöde och simhastigheter (Pearson Korrelation,  $N = 20$ ,  $r^2 = 0,166$ ,  $P = 0,484$ , Figur 3.8).



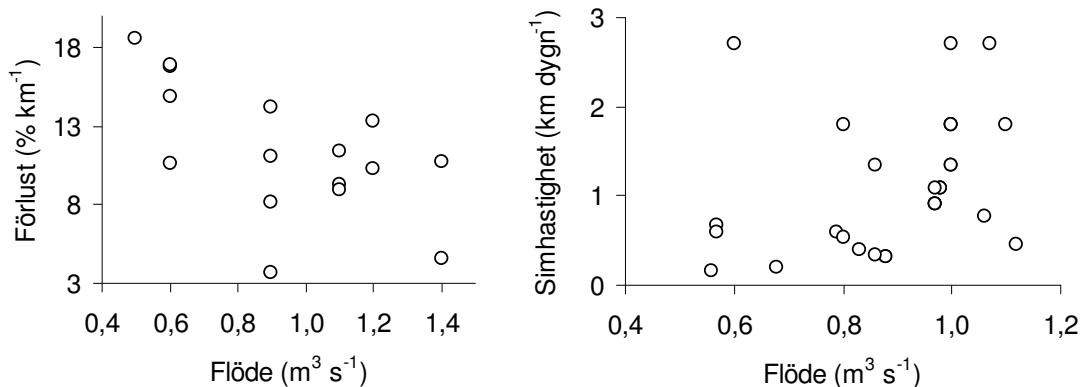
Figur 3.8. Korrelationer mellan vattenflöde (X-axeln, båda graferna) och migrationsförluster (Y-axeln, vänster graf) och simhastigheter (Y-axel höger graf) av **havsöringsmolt** utsatt i **Klingavälsån** 2006, 2007 och 2008.

Motsvarande analyser för ål utsatt i Klingavälsån påvisade inget signifikant samband mellan vattenflöde och migrationsförluster (Pearson Korrelation,  $N = 6$ ,  $r^2 = 0,333$ ,  $P = 0,519$ , Figur 3.9, vänster graf). I likhet med ål utsatta i Kävlingsån huvudfåra förelåg emellertid signifikant samband mellan vattenflöde och simhastigheter (Pearson Korrelation,  $N = 15$ ,  $r^2 = 0,715$ ,  $P = 0,003$ , Figur 3.9, höger graf) med snabbare simhastigheter med ökat vattenflöde i Klingavälsån.



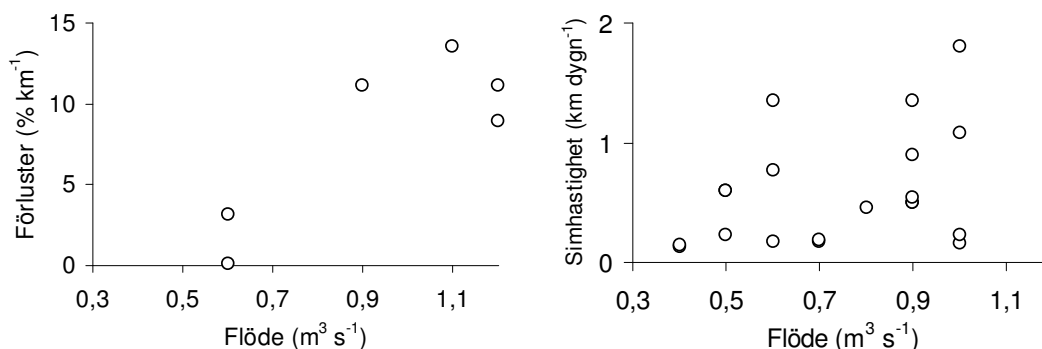
Figur 3.9. Korrelationer mellan vattenflöde (X-axeln, båda graferna) och migrationsförluster (Y-axeln, vänster graf) och simhastigheter (Y-axel höger graf) av **ål** utsatta i **Klingavälsån** 2006, 2007 och 2008.

För havsöringsmolt utsatta i Bråån förelåg signifikant samband mellan vattenflöde och migrationsförluster (Pearson Korrelation,  $N = 16$ ,  $r^2 = -0,616$ ,  $P = 0,011$ , Figur 3.10, vänster graf) med minskade migrationsförluster i med ökat vattenflöde. Det förelåg dock inget signifikant samband mellan vattenflöde och simhastigheter (Pearson Korrelation,  $N = 29$ ,  $r^2 = 0,314$ ,  $P = 0,098$ , Figur 3.10, höger graf). En individ med snabb simhastighet ( $2,7 \text{ km dygn}^{-1}$ ) vandrade vid lågt vattenflöde ( $0,6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) sänker analysens p-värde och om vi undantar denna potentiella outlier föreligger positivt signifikant samband mellan simhastigheter och vattenflöde ( $P = 0,031$ ).



Figur 3.10. Korrelationer mellan vattenflöde (X-axeln, båda graferna) och migrationsförluster (Y-axeln, vänster graf) och simhastigheter (Y-axel, höger graf) av **havsöringsmolt** utsatt i **Bråån** 2006, 2007 och 2008.

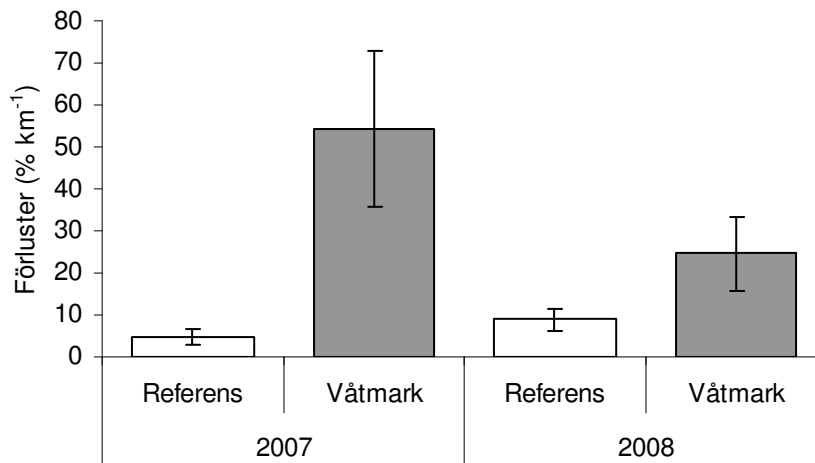
Motsvarande analyser för ål utsatt i Bråån påvisade signifikant samband mellan vattenflöde och migrationsförluster (Pearson Korrelation,  $N = 6$ ,  $r^2 = 0,838$ ,  $P = 0,037$ , Figur 3.11, vänster graf) med ökade migrationsförluster i med ökat vattenflöde. Det förelåg dock inget signifikant samband mellan vattenflöde och simhastigheter (Pearson Korrelation,  $N = 21$ ,  $r^2 = 0,297$ ,  $P = 0,192$ , Figur 3.11, höger graf).



Figur 3.11. Korrelationer mellan vattenflöde (X-axeln, båda graferna) och migrationsförluster (Y-axeln, vänster graf) och simhastigheter (Y-axel, höger graf) av **ål** utsatt i **Bråån** 2006, 2007 och 2008.

### 3.7 Migration i våtmarker och referenssträckor

Under 2007 och 2008 analyserades effekter av våtmarksförekomst på migrationsförluster för 18 utsättningsbatcher av havsöringsmolt. I denna samlade analys har migrationsförluster erhållna från fyra våtmarker och fem lotiska vattenområden (dvs strömvattenbiotoper, uppströms eller nedströms våtmarkerna) använts som referens. Två-vägs ANOVA påvisade att migrationsförluster (% mortalitet per km  $\pm$  SE) av havsöringsmolt var signifikant större ( $F_{1,17} = 10,9$ ,  $P = 0,005$ ) vid våtmarkspassager (2007:  $54,3\% \text{ km}^{-1} \pm 18,7\%$ , 2008:  $24,6\% \text{ km}^{-1} \pm 8,8\%$  Figur 3.6) jämfört med referenssträckor utan våtmarker (2007:  $4,7\% \text{ km}^{-1} \pm 1,9\%$ , 2008:  $8,8\% \text{ km}^{-1} \pm 2,8\%$ , Figur 3.12). Det förelåg inte några signifikanta förlustskillnader mellan 2007 och 2008 (Två-vägs ANOVA  $F_{1,17} = 2,22$ ,  $P = 0,158$ ) och ej heller förelåg signifikant år x habitat interaktion (Två-vägs ANOVA  $F_{1,17} = 3,43$ ,  $P = 0,085$ ).



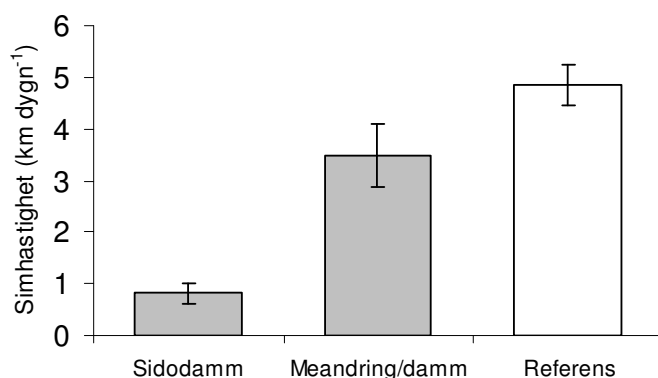
Figur 3.12. Migrationsförluster (%  $\pm$  SE) av havsöringsmolt i våtmarker (n=8) och referenssträckor (dvs strömvattenbiotoper utan artificiella våtmarker, n=10) i Kävlingeån och Råån under 2007 och 2008. Beskrivning över våtmarkernas karaktärer ges i tabell 2.4.

I syfte att detaljstudera en specifik våtmark som nyligen (2006) anlagts, speciellt anpassad för att minimera havsöringsmoltförluster, sattes 226 Floy-tag försedda havsöringsmolt uppströms (fyra batcher) samt nedströms (fyra batcher) våtmarken i Rödebäck (Tabell 2.4, Foto 2.6; 2.7) under 2007 (två batcher) och 2008 (sex batcher). Havsöringsmolt utsatta uppströms våtmarken uppvisade generellt högre förlustsiffror (medel:  $23,6\% \text{ km}^{-1}$ , range: 5,3 – 83,3%) i förhållande till smolt utsatta nedströms våtmarken (medel:  $6,8\% \text{ km}^{-1}$ , range: 4,1 – 11,3%). ANOVA påvisade dock ingen signifikant förlustskillnad mellan batcher som sattes ut

uppströms och nedströms våtmarken ( $F_{1,8} = 1,25, P = 0,296$ ). Uppmätta simhastigheter (mellan utsättningslokalerna och Håstad Mölla) låg på  $1,3 \text{ km dygn}^{-1} \pm 0,2$  för individer utsatta uppströms våtmarken och  $2,7 \text{ km dygn}^{-1} \pm 0,2$  för individer utsatta nedströms våtmarken. ANOVA påvisade att havsöringsmolt utsatta uppströms våtmarken simmade signifikant långsammare i förhållande till havsöringsmolt utsatta nedströms våtmarken (ANOVA  $F_{1,68} = 18,9, P < 0,0001$ ).

Som kontrast till Rödebäckens våtmark detaljstuderades även en större dammanläggning med befarade höga havsöringsmoltförluster i Råån (Görapsdammen, Tabell 2.4, Foto 2.8). Genom utsättning av radiomärkta havsöringsmolt uppströms och nedströms våtmarken 2007 och 2008 framkom att havsöringsmolt uppvisade högre förlustsiffror (medel:  $41,7\% \text{ km}^{-1}$ , range:  $33,3 - 50,0\%$ ) i förhållande till havsöringsmolt som passerade referenssträckan uppströms och nedströms dammen (medel:  $7,6\% \text{ km}^{-1}$ , range:  $0 - 18,2\%$ ).

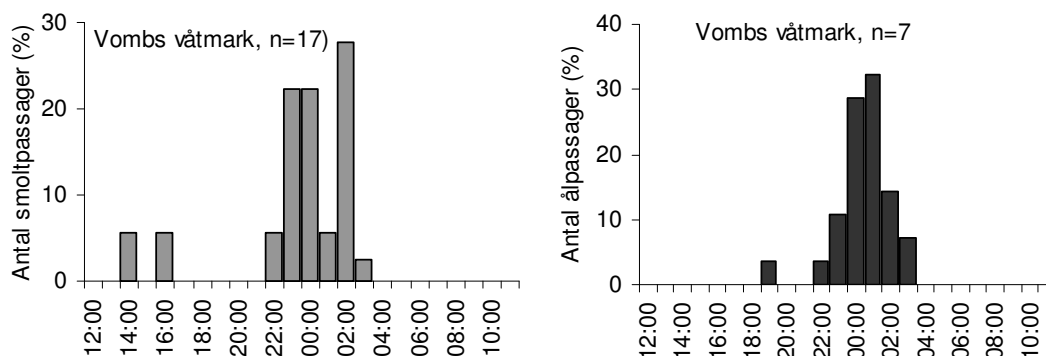
För att utvärdera förluster och simhastigheter av havsöringsmolt i två andra våtmarksanläggningar sattes telemetrimärkt havsöringsmolt ut i dels en sidodamm (med ringa vattengenomströmning) och dels i en sträcka av Klingavälsån som innefattar ett meandrande parti i dess övre del samt en damm i dess nedre del (se Figur 2.3, Tabell 2.3 för våtmarkernas läge och karaktärer) under 2007 och 2008. Data på migrationsförluster och simhastigheter på sträckan nedströms Klingavälsåns våtmarker (till Håstad Mölla) tjänstgjorde som referens. Havsöringsmolt utsatta i Klingavälsåns sidodamm uppvisade högst förlustsiffror (medel:  $55,9\% \text{ km}^{-1}$ , range:  $23,5 - 88,2\%$ ) åtföljt av dammen nedströms meandringen (medel:  $12,3\% \text{ km}^{-1}$ , range:  $11,7 - 12,3\%$ ). Lägst förlustsiffror erhöles i själva meandringen (medel:  $2,1\% \text{ km}^{-1}$ , range:  $2,1 - 2,2\%$ ) samt på referenssträckan (medel:  $2,8\% \text{ km}^{-1}$ , range:  $2,3 - 3,1\%$ ). Utifrån kännedom om tidpunkter för utsättning, samt genom handpejling och individuella passager av havsöringsmolt via loggers i Klingavälsån och Håstad Mölla har även simhastigheter beräknats för telemetrieförsedda havsöringsmolt i utsatta i Klingavälsån. De snabbaste simhastigheterna ( $\text{km dygn}^{-1} \pm \text{SE}$ ) uppmättes på referenssträckan nedströms våtmarksanläggningarna i Klingavälsån (medel:  $4,8 \text{ km dygn}^{-1} \pm 0,4$ ) samt på den meandrande sträckan, inklusive dammen nedströms meandringen (medel:  $3,5 \text{ km dygn}^{-1} \pm 0,6$ , Figur 3.13). Lägst simhastigheter uppmättes i sidodammen (medel:  $0,8 \text{ km dygn}^{-1} \pm 0,2$ ). Skillnaderna i simhastighet var signifikanta (ANOVA,  $F_{2,30} = 7,65, P < 0,01$ , Figur 3.13).



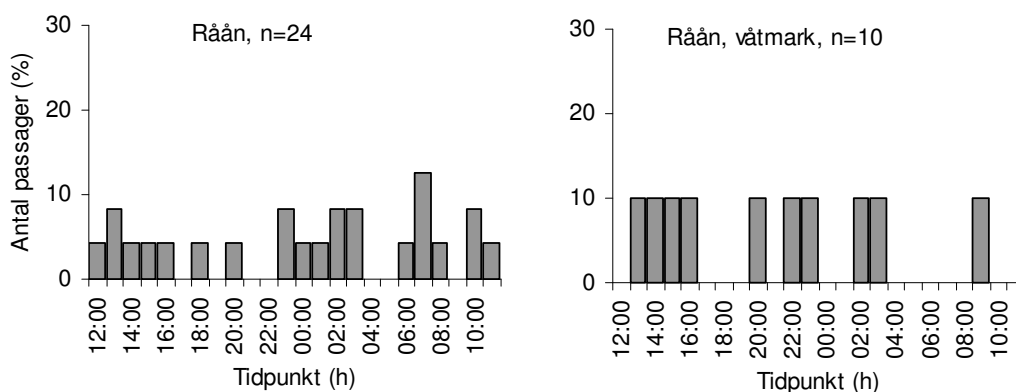
Figur 3.13. Havsöringsmoltens simhastigheter (km dygn<sup>-1</sup> ± SE) i tre olika habitat i Klingavälsån. Hastigheter uppmättes i en sidodamm (med litet genomflöde) samt ett åparti bestående av meandring/damm samt referenssträcka utan våtmarkspåverkan.

Utöver havsöringsmolt har totalt 30 ålar satts ut i Klingavälsån under 2006, 2007 och 2008 i syfte att kartlägga vandringsbeteende och eventuella migrationsförluster i våtmarkshabitat och referenssträckor. Till skillnad från havsöringsmolt var uppmätta förlustsiffror av ål små (< 4%), och ej heller har några skillnader i förluster mellan våtmarkshabitat (medel: 1,8% km<sup>-1</sup>, range: 0 – 3,5%) och nedströms belägen referenssträckor (medel: 1,7% km<sup>-1</sup>, range: 0,8 – 2,7%) uppmätts. Inte heller förelåg någon signifikant skillnad i simhastighet (km dygn<sup>-1</sup> ± SE) mellan ål som passerat våtmarkshabitat (6,4 km dygn<sup>-1</sup> ± 2,1) och referenssträckor nedströms våtmarksanläggningarna (2,8 km dygn<sup>-1</sup> ± 0,7, ANOVA  $F_{1,9} = 1,5$ ,  $P = 0,247$ ).

Baserat på telemetridata insamlad från fasta loggers passerade havsöringsmolt (86%) och ål (100%) våtmarken (D1) i Klingavälsån under dygnets mörkare tider, i huvudsak mellan 22:00 och 04:00 (Figur 3.14). Motsvarande analys av passageregistreringsdata erhållen från Råån framgick att telemetrimärkt havsöringsmolt passerade två fasta loggers mer jämt fördelat över dygnet (Figur 3.15).



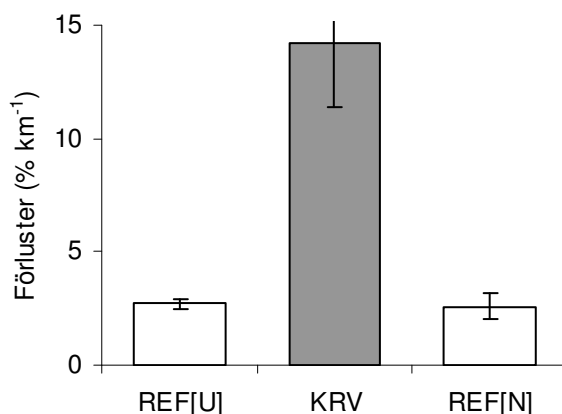
Figur 3.14. Tidpunkt på dygnet när havsöringsmolt (vänster graf) och ål (höger graf) vandrade förbi en fast logger i Klingavälsåns våtmark vid Vombs ängar under 2008



Figur 3.15. Tidpunkt på dygnet när havsöringsmolt vandrade förbi fasta loggers i Rååns huvudfåra (vänster graf) och vid Görarpsdammens utlopp (höger graf) under 2007 och 2008.

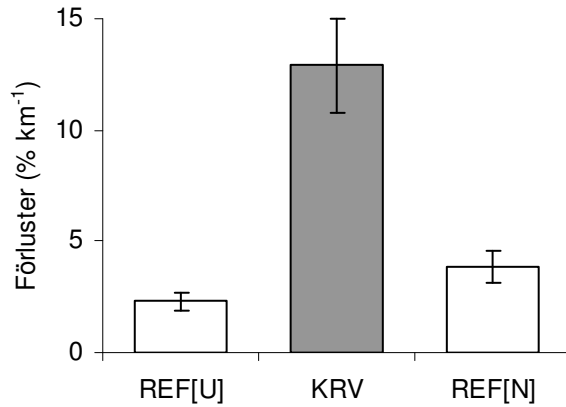
### 3.8 Migration i vattenområden påverkade av vattenkraftverk

Migrationsförluster av telemetrimärk fisk i vattenområden påverkade av vattenkraftverk var signifikant större (smolt:  $14,2\% \text{ km}^{-1} \pm 2,8$ , ål  $12,9\% \text{ km}^{-1} \pm 2,1$ ) i förhållande till referenssträckor uppströms (smolt:  $2,7\% \text{ km}^{-1} \pm 0,2$ , ål  $2,3\% \text{ km}^{-1} \pm 0,4$ ) och nedströms (smolt:  $2,3\% \text{ km}^{-1} \pm 0,4$ , ål  $3,8\% \text{ km}^{-1} \pm 0,7$ ) vattenkraftverken, för såväl havsöringsmolt (Två-vägs ANOVA  $F_{2, 15} = 13,43$ ,  $P = 0,002$ , Figur 3.16) som för ål (Två-vägs ANOVA  $F_{1, 15} = 19,05$ ,  $P < 0,001$ , Figur 3.17). Det förelåg inga signifikanta förlustskillnader mellan åren för havsöringsmolt (Två-vägs ANOVA  $F_{2, 15} = 1,35$ ,  $P = 0,307$ ) och ål (Två-vägs ANOVA  $F_{2, 15} = 3,47$ ,  $P = 0,076$ ). ANOVA modellerna uppvisade ej heller några signifikanta interaktionseffekter (vattenkraftverkseffekter x år), Två-vägs ANOVA  $F_{2, 15} = 1,56$ ,  $P = 0,262$  (smolt) och  $F_{2, 15} = 1,76$ ,  $P = 0,226$  (ål).



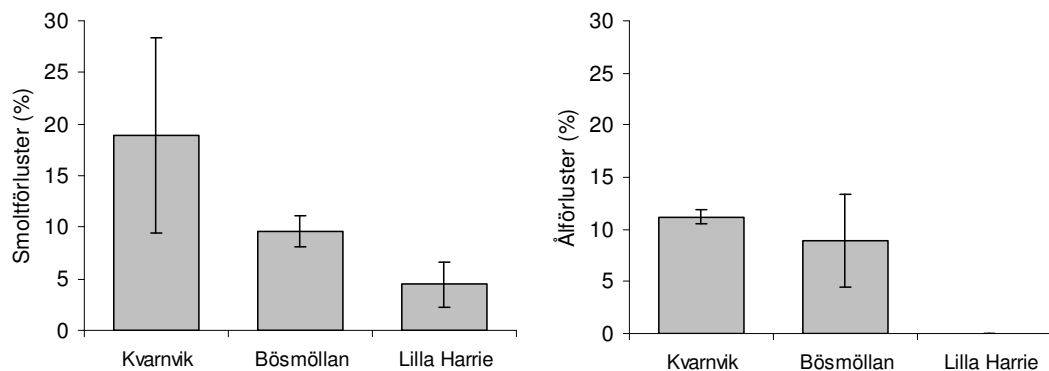
Figur 3.16. Migrationsförluster ( $\% \text{ km}^{-1} \pm \text{SE}$ ) av havsöringsmolt i vattenområden påverkade av vattenkraftverk, KRV och opåverkade vattenområden uppströms (REF[U]) och nedströms (REF[N]) kraftverken i Kävlingeåns huvudfåra 2006, 2007 och 2008. Beskrivning över Kraftverkens karaktärer ges i tabell 2.3.

För såväl havsöringsmolt som ål förelåg ingen signifikant förlustskillnad mellan den övre och den nedre referenssträckan (Tukey HSD,  $P > 0.05$ ). Skillnaderna i ANOVA modellerna är alltså enbart mellan vattenområden påverkade av vattenkraft och referensområden (Tukey HSD,  $P < 0.05$ ).



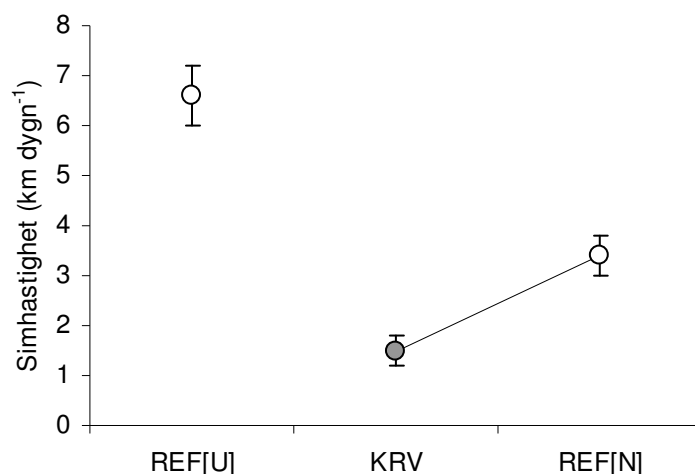
Figur 3.17. Migrationsförluster (% km<sup>-1</sup> ± SE) av ål i vattenområden påverkade av vattenkraftverk, KRV och opåverkade vattenområden uppströms (REF[U]) och nedströms (REF[N]) kraftverken i Kävlingeåns huvudfåra 2006, 2007 och 2008. Beskrivning över kraftverkens karaktärer ges i tabell 2.3.

Migrationsförluster (% mortalitet ± SE), fördelat på respektive kraftverk, har beräknats till 18,9% ± 9,5 för havsöringsmolt och 11,2% ± 0,7 för ål (Figur 3.18) vid Kvarnviks valskvarn (det övre kraftverket). För nedströms beläget kraftverk, Bösmöllan, har förluster beräknats till 9,6% ± 1,5 för havsöringsmolt och 8,9% ± 4,5 för ål. Lägst förluster uppmättes i det nedersta kraftverket, L:a Harrie, där motsvarande förlustsiffror beräknades till 4,4% ± 1,6 för havsöringsmolt och 0% för ål (Figur 3.18).



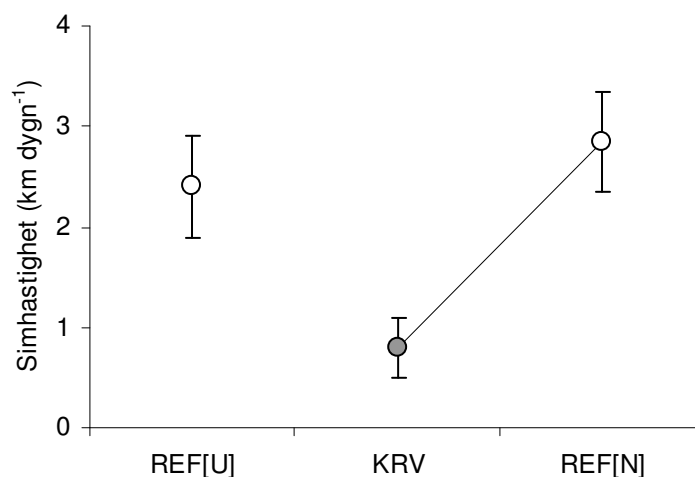
Figur 3.18. Förluster (%  $\pm$  SE ) av havsöringsmolt (vänster graf) och ål (höger graf) i vattenområden påverkade av vattenkraftverk (Kvarnvik, Bösmöllan och Lilla Harrie) i Kävlingeåns huvudfåra under 2006, 2007 och 2008. Notera att det inte uppmättes ålförlust i L:a Harrie. Beskrivning över vattenkraftverkens karaktärer ges i tabell 2.3.

Genom att följa telemetrimärkt fisk under sin vandring i Kävlingeåns huvudfåra, från Klingavälsån mynning till Löddeköpinge, har simhastigheter beräknats på motsvarande sträckningar som vid beräkningen av förluster, dvs i tre separata vattenområden (avgränsade med fasta telemetri-loggers). Simhastigheter har följaktligen analyserats på två referenssträckor utan vattenkraftpåverkan och en sträcka med vattenkraftpåverkan. Av resultaten framgår att havsöringsmoltens och ålens simhastigheter ( $\text{km dygn}^{-1} \pm \text{SE}$ ) var betydligt lägre i vattenområden påverkade av vattenkraftverk (smolt:  $1,5 \text{ km dygn}^{-1} \pm 0,3$ , ål:  $0,8 \text{ km dygn}^{-1} \pm 0,3$ ) jämfört med simhastigheter uppmätta i opåverkade vattenområden, dvs i referenssträckan uppströms (smolt:  $6,6 \text{ km dygn}^{-1} \pm 0,6$ , ål:  $2,4 \text{ km dygn}^{-1} \pm 0,5$ ) och nedströms vattenkraftverken (smolt:  $3,4 \text{ km dygn}^{-1} \pm 0,4$ , ål:  $2,85 \text{ km dygn}^{-1} \pm 0,5$ , Figur 3.19, 3.20). Effekten av vattenkraftverk på simhastigheterna var signifikanta (Två-vägs ANOVA, smolt:  $F_{2,41} = 17,96$ ,  $P < 0,0001$  och ål:  $F_{2,22} = 10,43$ ,  $P < 0,001$ ). Effekten av år (mellanårsvariationen) på simhastigheten var icke signifikant för havsöringsmolt (Två-vägs ANOVA,  $F_{2,41} = 2,04$ ,  $P = 0,145$ ) men signifikant för ål (Två-vägs ANOVA,  $F_{2,22} = 4,65$ ,  $P = 0,027$ ) som simmade något långsammare 2006 ( $1,3 \text{ km dygn}^{-1} \pm 0,3$ ) i förhållande till 2007 ( $2,6 \text{ km dygn}^{-1} \pm 0,7$ ) och 2008 ( $2,4 \text{ km dygn}^{-1} \pm 0,5$ ). Det förelåg inga signifikanta interaktioner i ANOVA modellerna (smolt: ,  $F_{3,41} = 0,85$ ,  $P = 0,475$  och ål:  $F_{3,22} = 0,64$ ,  $P = 0,602$ ).



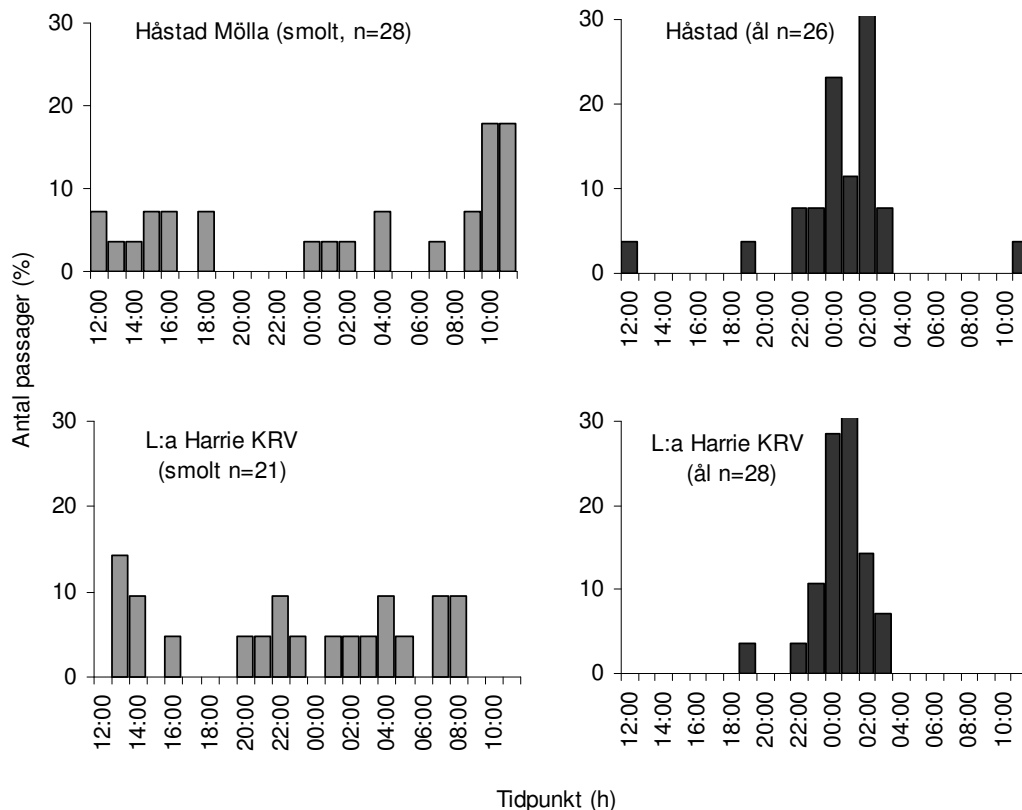
Figur 3.19. Simhastigheter (km dygn<sup>-1</sup> ± SE) av havsöringsmolt i vattenområden påverkade av vattenkraftverk, KRV och opåverkade vattenområden uppströms (REF[U]) och nedströms (REF[N]) kraftverken i Kävlingeåns huvudfåra 2006, 2007 och 2008 (linjen anger att det är samma individer inom KRV och REF[N]). Beskrivning över Kraftverkens karaktärer ges i tabell 2.3.

Efterföljande post-hoc test avslöjade vidare att havsöringsmolts simhastigheter även avvek signifikant mellan referenssträckorna, med snabbare simhastigheter i den övre referenssträckan i förhållande till den nedre (Tukey HSD,  $P < 0.05$ ). För ål var simhastigheterna mellan referenssträckorna icke signifikant skilda (Tukey HSD,  $P > 0.05$ ).



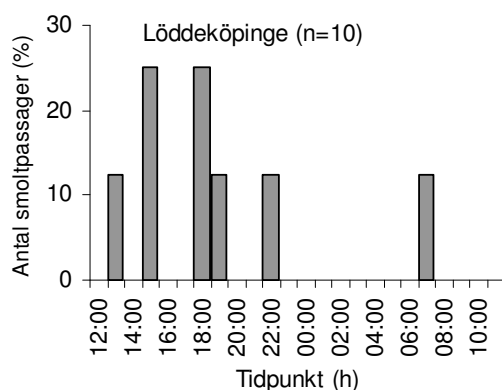
Figur 3.20. Simhastigheter (km dygn<sup>-1</sup> ± SE) av ål i vattenområden påverkade av vattenkraftverk, KRV och opåverkade vattenområden uppströms (REF[U]) och nedströms (REF[N]) kraftverken i Kävlingeåns huvudfåra 2006, 2007 och 2008 (linjen anger att det är samma individer inom KRV och REF[N]). Beskrivning över kraftverkens karaktärer ges i tabell 2.3.

Baserat på telemetridata insamlad från fasta loggers i Kävlingeåns huvudfåra passerade 80% av havsöringsmolten Håstad Mölla (dvs den övre referenssträckan uppströms kraftverken) i under dygnets ljusare del (kl. 07:00 – 18:00, Figur 3.21). Motsvarande analys för loggerdata insamlad från Lilla Harrie (dvs sträckan som är påverkad av vattenkraftverk) visade att passageregistreringarna var mer jämt fördelade under dygnet varav drygt 50% vandrade under dygnets mörkare del (19:00 – 06:00, Figur 3.15). Ålen vandrade nästan uteslutande under dygnets mörkare del, i såväl Håstad Mölla (92%) som i Lilla Harrie (100%).



Figur 3.21. Tidpunkt på dygnet när havsöringsmolt (grafer till vänster) och ål (grafer till höger) passerade fasta loggers i Kävlingeåns huvudfåra, dels vid Håstad Mölla (dvs den övre referenssträckan) under 2007 och 2008 (övre grafer) och dels vid L:a Harrie KRV (dvs sträckan med vattenkraftverkspåverkan) under 2006, 2007 och 2008 (nedre grafer).

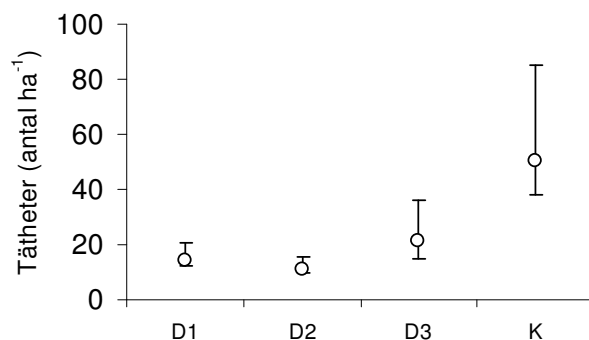
Under 2008 placerades även en logger ut i Kävlingeåns nedre del (dvs referenssträckan nedströms kraftverken) och motsvarande analys av passageregistreringar visade att 75% av havsöringsmolten passerade loggern under eftermiddagen och kvällen (kl. 13:00 – 19:00, Figur 3.22). På grund av fåtalet passageregistreringar har motsvarande analys för ål inte genomförts.



Figur 3.22. Tidpunkt på dygnet när havsöringsmolt passerade telemetriloggern i Löddeköpinge.

### 3.9 Gäddor i våtmarker

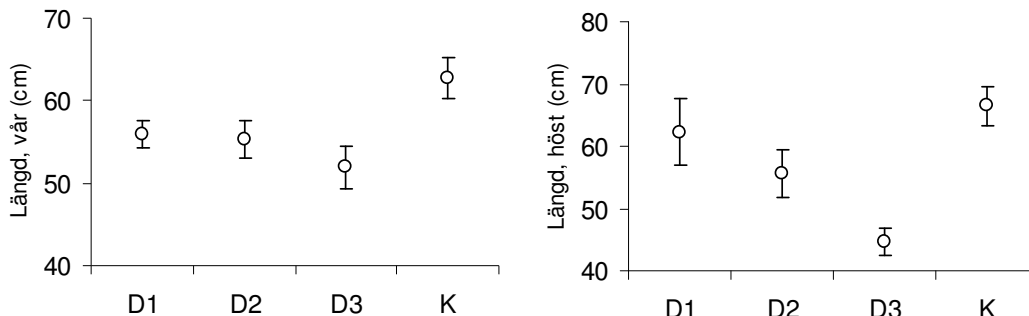
Eftersom gädda är en viktig predator på havsöringsmolt initierades under 2008 en separat studie som syftade till att kvantifiera tätheter och beskriva beteende av gädda i tre anlagda våtmarker (våtmarkerna anges som: D1 = övre dammen, D2 och D3 = sidodammar) och en delsträcka av Kävlingeån (K), se även tabell 2.4 och figur 2.3 (i material och metoder) för vattenområdenas läge och karaktärer. Genom att fånga och märka 118 gäddor med Floy-tags och sex med telemetrisändare som återutsattes och till viss del återfångades (s k fångst-återfångst metodik) har tätheter (individer per ha, 95% Konfidensintervall [KI]) av gäddor uppskattats i dammarna. Högst tätheter av gäddor erhöles i delsträckan av Kävlingeån med 50,5 ind. ha<sup>-1</sup> (95% KI: 38,3 – 85,1, Figur 3.23). Tätheterna av gäddor i dammarna var generellt lägre och har uppskattats till 14,4 ind. ha<sup>-1</sup> (95% KI: 12,0 – 20,8) i D1, 11,0 ind. ha<sup>-1</sup> (95% KI: 9,5 – 15,5) i D2 och 21,4 ind. ha<sup>-1</sup> (95% KI: 15,1 – 36,0) i D3.



Figur 3.23. Tätheter (individer ha<sup>-1</sup>, 95% KI) av gäddor i tre anlagda våtmarker (D1, D2 och D3) samt en referenssträcka i Kävlingeån (K).

Tätheter av gäddor i referenssträckan av Kävlingeån var alltså högre i förhållande till gäddtätheterna uppmätta i dammarna (dvs ingen överlappning mellan konfidensintervallen för K och konfidensintervallen för D1, D2 samt D3, se figur 3.23). Det förelåg inga skillnader i tätheter av gädda mellan dammarna (överlappning av konfidensintervall mellan D1, D2 och D3, se figur 3.23).

Gäddornas storlek (medellängd, cm  $\pm$  SE) under våren har beräknats till 62,8 cm  $\pm$  2,5 i delsträckan av Kävlingeån och 59,9 cm  $\pm$  1,7 i D1, 55,3 cm  $\pm$  2,2 i D2 och 51,9 cm  $\pm$  2,6 i D3 (Figur 3.24). ANOVA med efterföljande post hoc test påvisade signifikant skillnad i gäddstorlek mellan Kävlingeån och D3 ( $F_{3,86} = 4,30$ ,  $P = 0,007$ , Tukey HSD:  $P < 0,05$ ), men ej för övriga kombinationer (Tukey HSD:  $P > 0,05$ , Figur 3.24). Motsvarande analys av gäddornas storleksfördelning i vattenområdena under hösten påvisade ett likartat mönster som under våren, med de största medellängderna av gädda i delsträckan av Kävlingeån (66,5 cm  $\pm$  3,1) följt av dammarna (D1: 62,3 cm  $\pm$  5,4, D2: 55,6 cm  $\pm$  3,8 och D3: 44,6 cm  $\pm$  2,2).

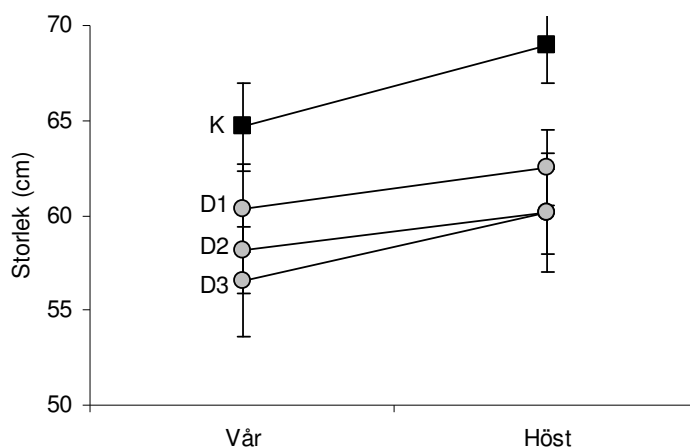


Figur 3.24. Storlek av gäddor (cm  $\pm$  SE) i tre anlagda våtmarker (D1, D2 och D3) samt en referenssträcka i Kävlingeån (K) under vår (vänster graf) och höst (höger graf) 2008.

Medelstorleken på gäddor fångade på våren (57,1 cm  $\pm$  1,2) skilde sig inte storleksmässigt från gäddor fångade på hösten (56,8 cm  $\pm$  2,2, ANOVA:  $F_{1,122} = 0,10$ ,  $P = 0,951$ ) vilket är anmärkningsvärt. Följaktligen genomfördes ytterligare en analys för att studera sommartillväxt av individuella gäddor som fångats under både höst och vår. Två-vägs ANOVA (med hänsyn tagen till olika vattenområden) påvisade inga signifikanta skillnader mellan vår och höstvärden ( $F_{1,60} = 2,25$ ,  $P = 0,140$ , Figur 3.25).

Som en ytterligare del i gäddstudien genomfördes telemetriförsök där sex gäddor (varav tre i Kävlingeåns delsträcka och två i D1 och en i D2) försågs med sändare i syfte att kvantifiera rörelsemönster och graden av individuell mobilitet under perioden på våren då havsöringsmolt har sin huvudsakliga vandring. Analys av pejlingsdata påvisar att gäddorna har förflyttat sig (m dygn<sup>-1</sup>  $\pm$  SE) i genomsnitt

36,4 m dygn<sup>-1</sup> ± 12,5 i våtmarkerna och 31,7 m dygn<sup>-1</sup> ± 13,1 i delsträckan av Kävlingeån. Det förelåg ingen signifikant skillnad i förflytningsgrad mellan gäddor i våtmark och referenssträckan i Kävlingeån (ANOVA:  $F_{1,5} = 0,101$ ,  $P = 0,766$ ). Även Floy-tag märkta gäddor visade stationärt beteende då endast två av 124 märkta gäddor återfångades utanför det område där de ursprungligen fångades.



Figur 3.25. Storlek av gäddor (cm ± SE) i tre anlagda våtmarker (D1, D2 och D3) samt en referenssträcka i Kävlingeån (K) under vår och höst 2008.

Inom ramen för gäddprojektet genomfördes en studie i syfte att bekräfta gäddornas roll som predatorer på havsöringsmolt. Följaktligen sattes 90 PIT-tag försedda havsöringsmolt ut i dammarna (D2+D3) och tjänstgjorde som troliga bytesdjur för gäddorna. Efterföljande tre dagar fångades totalt 21 gäddor (för dietanalys) från D2 och D3 varav 3 gäddor (motsvarande 14%) hade konsumerat PIT-tagförsedda havsöringsmolt. Ytterligare analyser och resultat kommer att redovisas som ett examensarbete (av Hannes Hall, Lunds universitet, Limnologen) under 2009.

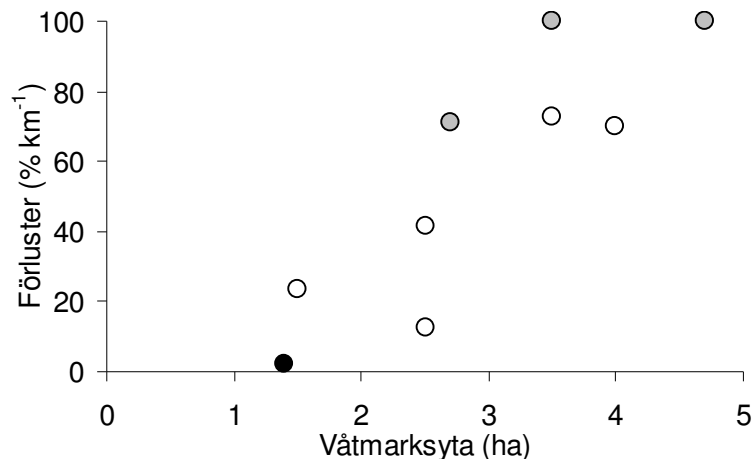
## 4. Diskussion

### 4.1 Havsöringmolt

Migrationsförluster av havsöringsmolt i artificiellt påverkade vattenområden var avsevärt högre jämfört med opåverkade vattenområden. Generellt var havsöringsmolts migrationsförluster störst i våtmarkshabitat (ca 40% km<sup>-1</sup>) följt av vattenkraftpåverkade områden (ca 14% km<sup>-1</sup>) i Kävlingeåns huvudfåra. I

opåverkade strömvattenbiotoper (referensområden) var migrationsförlusterna som lägst i Klingavälsåns meandrande parti ( $2\% \text{ km}^{-1}$ ), något högre i Kävlingeåns huvudfåra ( $2,5\% \text{ km}^{-1}$ ) och som högst i Bråån ( $11,5\% \text{ km}^{-1}$ ). Det är möjligen spekulativt, men dock troligt att låga förlustnivåer i meandrande vattenmiljöer är resultatet av nedärvd anpassning som utvecklats under perioder utan mänsklig påverkan och då vattendragen generellt var av meandrande karaktär (se Skånska rekognoseringskartan, 1812-1820).

Tidigare studier (Jepsen *m fl* 2000, Olsson *m fl* 2001, Calles *m fl* 2005; Nilsson 2008) har påvisat likartade förlustnivåer av havsöring under dess smoltvandring i små till medelstora vattendrag. Föreliggande studie är dock unik såtillvida att migrationsförluster har kvantifierats i flera habitattyper parallellt och dessutom inkluderat mellanårsvariation.



Figur 4.1. Migrationsförluster (medelvärden,  $\% \text{ km}^{-1}$ , Y-axeln), som en funktion av våtmarksyta (ha, X-axeln) i nio olika våtmarkstyper. Notera att data även har hämtats från meandringen i Klingavälsån (svart cirkel) samt tre andra studier (grå cirklar), Skönadalsdammen, (Hammarlund 1975 och 78), Habo dammar (Olsson *m fl* 2001) och Skårhultsdammen (Nilsson 2008) som komplement till föreliggande studie (vita cirklar).

Migrationsförlusterna tycks vara kopplade till våtmarkernas yta (Figur 4.1) med högst förlustvärden i stora dammar med förhållandevis långsam vattenomsättning (Hammarlund 1975 och 78; Olsson *m fl* 2001; Nilsson 2008). Sannolikt beror förlustskillnaderna på navigeringssvårigheter och att havsöringsmolten har större exponeringsgrad gentemot predatorer i större våtmarker med diffus

vattenomsättning än i mindre våtmarker med snabbare vattenomsättning. Det är väl känt att fisk, och i synnerhet havsöringsmolt, använder vattenströmmar för sin navigering (Økland *m fl* 2006). Följaktligen bör vattenområden med distinkt och snabbare vattenhastighet (mindre våtmarker) generellt leda till de snabbaste simhastigheterna och de lägsta förlusterna. Vattenområden med långsam och diffus vattengenomströmning (större våtmarker) bör emellertid leda till lägre simhastigheter och högre migrationsförluster. Denna hypotes bekräftades för havsöringsmolt i samband med vandring genom olika våtmarksanläggningar (se även Figur 4.1) men, paradoxalt nog inte för referenssträckorna (Kävlingeån, Klingavälsån och Bråån) eftersom havsöringsmolt utsatta i Bråån (den snabbaste vattenhastigheten) uppvisade de lägsta simhastigheterna i förhållande till övriga referenssträckor. Bråån var vidare det enda vattenområdet där simhastigheterna av havsöringsmolt var positivt korrelerat till vattenflöden. För havsöringsmolt utsatta i Kävlingeån och Klingavälsån förelåg emellertid inget sådant samband. Troligtvis är förklaringen till denna paradox att havsöringsmolt som befinner sig i ett mer homogent och långsamrinnande habitat (Kävlingeån och Klingavälsån = få gömslen) har större motivation att passera vattenområdet snabbt på grund av svårigheter att avvärja attacker från predatorer, i synnerhet från gädda. Havsöringsmolt som befinner sig i ett mer komplext habitat med snabb vattenhastighet (Bråån = mer gömslen) behöver däremot inte passera området lika snabbt eftersom den lättare kan undkomma predatorattacker (dvs gädda) i denna habitattyp (Degerman och Sers, 1993). Det faktum att simhastigheterna var oberoende av flödesvariationer i Kävlingeån och Klingavälsån tyder även på att det föreligger en habitatberoende "trade-off" mellan simhastighet och riskbenägenhet. Om fisken befinner sig i en relativt trygg miljö med lämpliga gömslen (låg predationsrisk) kan den kosta på sig att invänta eventuella flödestoppar innan den initierar sin vandring. Om istället fisken befinner sig i en otrygg miljö (hög predationsrisk) med få gömslen väljer den att vandra omgående med hög hastighet utan att invänta flödestoppar. Öringens vandring är alltså inte ett förutbestämt och fixerat beteende utan bör i stället betraktas som en plastisk respons gentemot olika miljöfaktorer (Olsson *m fl* 2006) där sannolikt predationsrisken utgör en viktig faktor för tidpunkten och hastigheten för vandring. För att undgå predation vore det även lämpligt att passera riskfyllda habitat då gäddor är som mest inaktiva (dvs under dygnets mörkare del) och genom att jämföra tidpunkterna för när havsöringsmolt passerade loggarna på referenssträckor (Rååns huvudfåra och Kävlingeåns huvudfåra) och i våtmarkshabitat (Voms ängar) bekräftas att havsöringsmolt passerade våtmarken vid Vombs ängar nattetid, medan referenssträckorna utan våtmarkspåverkan passerades mer jämt fördelat under dygnet.

Det faktum att havsöringsmolt utsatta i våtmarker uppvisar relativt långsamma vandringshastigheter speglar sannolikt navigeringssvårigheter, dvs havsöringsmolten är motiverade att vandra men fördröjs genom att de har svårigheter att hitta ut ur våtmarken (Olsson 2004). Våra resultat styrker således hypotesen att vattenflödets volym och dess strömkaraktärer är avgörande för att havsöringsmolten skall kunna navigera genom våtmarken fort och effektivt för att därmed undvika predatorer (Olsson 2004). Variationer i migrationsförluster skulle även kunna bero på havsöringsmolten successivt behärskar vandrigen allt bättre genom inläring och ökad erfarenhet och som resultat gradvis snabbare simhastighet och minskad migrationsförlust. Data från handpejling talar dock mot detta eftersom förluster tycks vara oberoende av utsättningsplats på referenssträckorna. Dessutom var simhastigheter och förluster likartade i den övre och den nedre referenssträckan i Kävlingeåns huvudfåra vilket tyder på att såväl migrationsförluster som simhastigheter är oberoende av avståndet från utsättningslokalen.

I södra Sverige är gädda är den främsta predatorn på havsöringsmolt i sjöar och vattendrag inklusive våtmarker (Wolf 1950; Sandell 1995; Degerman *m fl* 2001; Olsson *m fl* 2001; Jepsen *m fl.* 1998, 2002). Framräknade tätheter och storleksfördelning av gäddor visade på obetydliga skillnader mellan referenssträckan i Kävlingeån och våtmarkerna medan inga skillnader förelåg mellan studiens tre våtmarker. I likhet med flera tidigare studier påvisade föreliggande studie att gäddorna var strikt stationära och förflyttade sig mycket lite under vår- och sommarperioden. Pionjärförsöket med att försöka kvantifiera graden av smoltpredation genom gädda föll väl ut och motsvarande försök har oss veterligen aldrig tidigare genomförts. Dietanalys på gädda sker normalt genom magpumpning vid låga vattentemperaturer eller rent destruktivt, dvs gäddan avlivas varefter maginnehållet analyseras (Mann 1982). Föreliggande studie visar att det är fullt möjligt att kvantifiera graden av predation av PIT-tags försedda bytesdjur (i detta fall havsöringsmolt) även vid högre vattentemperaturer och utan destruktiv metodik. Utifrån våra resultat framgår att 14% av gäddorna hade konsumerat havsöringsmolt i våtmarkerna vilket bekräftar att gäddor utnyttjar havsöringsmolt som födoresurs i Klingavälsåns våtmarker. I Kävlingeåsystemet fann Wolf (1950) att hälften av analyserade gäddor hade havsöringsmolt i magen och Olsson *m fl* (2001) fann havsöringsmolt i 30% av analyserade gäddmagar i ett angränsande vattendrag, Höje å.

Det faktum att populationstätheter av gädda var snarlika mellan referenssträckan i Kävlingeån och våtmarkshabitat tyder på att variationer i förluster av havsöringsmolt ej är strikt beroende av gäddtätheter utan snarare en funktion av att havsöringsmolten exponeringsgrad gentemot gädda varierar. Gädda är en s k

”sit-and-wait-predator” med bakhållsstrategier som specialitet och det förefaller rimligt att havsöringsmoltens sårbarheten gentemot gädda ökar med dess exponeringstid. Skillnader i migrationsförlusterna mellan våtmarksanläggningar och referenssträckor är således ett resultat av att havsöringsmolt fördröjs mer i våtmarksanläggningar jämfört med referenssträckorna.

I vattenkraftpåverkade vattenområden var havsöringsmoltens migrationsförluster avsevärt högre och simhastigheterna lägre jämfört med referenssträckorna. Förklaringen till detta ligger sannolikt i en kombination av dels navigationssvårigheter och exponering av predatorer (dvs motsvarande mekanismer till förhöjda migrationsförluster i våtmarkerna), dels ren mortalitet via turbinerna. Högst förlustvärden erhöles vid det övre kraftverket (Kvarnvik, 18%), det mellersta kraftverket (Bösmöllan, 8%) och lägst förluster vid det nedre kraftverket (Lilla Harrie, 4%). Skillnad i kraftverkens fallhöjd och intag är en trolig orsak till uppmätta förlustskillnader mellan kraftverken. Högst fallhöjd har det övre kraftverket vilket dessutom har två olika intag vilket medför svårigheter för fisken att passera. Vid handpejling registrerades hur havsöringsmolten fördröjdes under längst tid vid det översta kraftverket, vid flertal tillfällen under flera dygn innan havsöringsmolten kunde passera. Vid det nedre kraftverket passerade som regel havsöringsmolten utan någon fördröjning (data från fast logger). Det går dock ej att utesluta att det sker en successiv selektion och inläring vid upprepade passager genom kraftverken, vilket skulle innebära att vi har underskattat förlusterna av de nedre två kraftverken. För att bättre utvärdera kraftverkens inbördes effekter krävs oberoende utsättningar och uppföljning av märkt havsöringsmolt, såväl uppströms som nedströms respektive kraftverk.

## 4.2 Ål

Resultaten från ålstudien är nya för svenska förhållanden och den utvecklade metodiken kan bli viktig för framtida studier och har redan tillämpats i andra pågående studier (Ätran). Till skillnad från flera metodikstudier (Baras *m fl* 1998) visade våra återfångster av märkt ål obetydliga hanteringseffekter i samband med suturanvändning (god läkningsprocess).

Att ål vandrade långsammare än havsöringsmolten var förväntat eftersom havsöringens vandringsfönster är betydligt snävare än ålens (Vøllestad *m fl* 2005) och att ålens kroppsform är inte optimerad för hög fart (Tytel 2004). Det bör även göras tydligt att föreliggande studie fokuserar på tidigt migrerande individer (april – juni) under förhållanden med relativt låga vattentemperaturer. Ålens vandrar troligen snabbare senare på säsongen då vattentemperaturen är högre och den fysiologiska anpassningen till blankål längre kommen. Simhastigheter för blankål

har uppmätts till 10 – 20 km dygn<sup>-1</sup> i andra studier i såväl limniska som marina vattenområden senare under vandringsssäsongen (Westerberg *m fl*, 2007; Trybom och Schneider 1908; Martinkowitz 1961; Sjöberg och Petterson 2005).

I förhållande till havsöringsmolt var migrationsförlusterna av ål lägre i alla habitattyper vilket möjligen kan förklaras av att ålen är mindre predationskänslig och bättre på att navigera i miljöer där vattenflöden är diffusa och komplexa. Denna hypotes styrks även av det faktum att vattenflödesvariationer tycks ha begränsad effekt på såväl migrationsförluster och simhastigheter av ål (Figurer 3.7, 3.9 och 3.11). Genom att plotta vattenflöde mot migrationsförluster och simhastigheter uppmättes endast två svagare samband, där ålens simhastigheter var positivt korrelerade till vattenflödet i Kävlingeåns huvudfåra men inte för Klingavälsån och Bråån. Motsvarande analyser påvisade ett positivt samband mellan förluster och vattenflöde i Bråån men inte för Kävlingeåns huvudfåra och Klingavälsån. Dessa resultat tyder på att andra faktorer än vattenflödet har överordnad effekt på ålens vandringsbeteende och överlevnad.

Vidare uppvisade ålen obetydliga förluster i våtmarksanläggningarna (< 4%) och det förelåg heller ingen skillnad i migrationsförluster för ål utsatta på referenssträckor och våtmarkspåverkade områden. Dock fann vi skillnader i ålförluster mellan kraftverkpåverkade områden (13% km<sup>-1</sup>) och referenssträckor (< 4% km<sup>-1</sup>) uppströms och nedströms kraftverken. Högst förlustvärden erhöles vid det övre kraftverket (Kvarnvik, 11%) och det mellersta kraftverket (Bösmöllan, 10%) och intressant nog uppmättes inga förluster vid det nedre kraftverket (Lilla Harrie). Troligtvis är det samma mekanismer som orsakar skillnader i förluster av ål som för havsöringsmolt, dvs en kombination av dels navigationssvårigheter och exponering gentemot predatorer, dels ren mortalitet via turbinerna. Det bör dock betonas att ålen genom sin kroppsform har sämre förutsättningar att överleva turbinpassage jämfört med havsöringsmolt som har en betydligt kortare kroppslängd. Vidare visar handpejlingsdata och data från fasta loggers att ålen fördröjs i större utsträckning vid det övre kraftverket och exponeras därför troligen mer gentemot predatorer jämfört med kraftverken nedströms. Vid det nedre kraftverket passerade ålen utan någon fördröjning (data från fast logger). Liksom för havsöringsmolten går det ej att utesluta successiv selektion och inlärning vid upprepade passager genom kraftverken. Om så är fallet har vi underskattat förlusterna av de nedre två kraftverken. För att bättre utvärdera kraftverkens inbördes effekter krävs oberoende utsättningar och uppföljning av märkt ål, såväl uppströms som nedströms respektive kraftverk.

I motsats till havsöringsmolten var ålen inaktiv under dygnets ljusare del. Ål passerade loggrarna uteslutande nattetid, i såväl våtmarken vid Vombs ängar som

i Kävlingeåns huvudfåra, vilket överensstämmer med andra utvandringstudier (Vøllestad *m fl* 2005). Data från fångstfällan visade även att ålens vandringsintensitet samvarierade med månens olika faser, med störst vandringsintensitet då månljuset var begränsat. Det förefaller rimligt att detta vandringsbeteende är en anpassning för att undvika predation. Härav följer den naturliga slutsatsen att ål kan falla offer för predation, såväl i åarna som i havet. I samband med att fällan vid Håstad Mölla vittjades observerades ålar med skador (ca 5%, *opublicerad data*) som troligen var orsakade av gäddor.

### 4.3 Slutsatser

Resultaten från föreliggande studie var entydiga, artificiella våtmarker som sänker havsöringsmoltenes simhastighet innebär en ökad mortalitet, troligen genom gäddpredation. Till skillnad från havsöringsmolt, förelåg inga skillnader i förluster och simhastigheter av ål mellan våtmarkspassager och vid passage av referenssträckor, sannolikt beroende på att ålen är mindre predationskänslig och bättre på att navigera i våtmarksmiljöer än havsöringsmolt. Våra resultat visar att våtmarkernas hydromorfologiska förhållande är avgörande för den vandrande havsöringsmolten och generellt gäller att migrationskostnaderna ökar med våtmarkens yta. Våtmarker med stora ytor och liten vattengenomströmning innebär navigeringssvårigheter och ökad exponering gentemot predatorer medan mindre våtmarker genererar bättre navigationsförhållande, snabbare simhastigheter och lägre migrationsförluster. Relativt låga förluster uppmättes i små översvämningskänsliga våtmarker och rent lotiska miljöer. Lågst förlustsiffror uppmättes i en meandrande åsträcka. Migrationskostnader av fisk uppvisar vidare en stor variation naturligt, såväl mellan år som mellan olika vattenmiljöer, inklusive våtmarkerna. Sannolikt spelar vattenflödet avgörande roll för vandringsbeteendet, generellt var låga förlustsiffror associerade till höga flöden och vice versa. I likhet med större våtmarksanläggningar förorsakade vattenkraftverken i Kävlingeåns huvudfåra förhöjda migrationsförluster och långsammare simhastigheter på grund av fördröjning vid kraftverkspassage.

Våtmarker har försvunnit i hög grad ur det svenska landskapet (Wolf 1956) och anläggandet av våtmarker är viktiga åtgärder som syftar till att återskapa förlorade akvatiska miljöer och öka den biologiska mångfalden samt bidra till minskade näringsämnesläckage till våra vattendrag och havsområden. Våtmarker bör anläggas där det finns naturliga förutsättningar och på sådant sätt att fiskens vandring säkerställs och migrationsförluster minimeras. För havsöringsmolt utgör mindre våtmarker med distinkta vattenflöden ett mindre hot än större våtmarker med diffusa vattenflöden. Dock bör betonas den additiva effekten av många passager, även om våtmarkerna är små. Det är därför viktigt att framtida

våtmarker anläggs utifrån ett helhetsperspektiv, där effekterna av våtmarker beaktas för hela den vandringsväg fisken passerar. Ur förvaltningssynpunkt kan det även vara intressant att notera att meandrande vattendragssträckor tycks bidra till låga förluster. För att få bättre kunskap om hur meandrande habitat påverkar fiskmigration (i förhållande till rätade sträckor) krävs kompletterande studier.

Vattenkraftverken i Kävlingeån förorsakade ökade migrationsförluster för såväl havsöringsmolt som ål genom turbindödlighet och ökad predationstryck. För att kunna fastställa specifika mortalitetsorsaker och kvantifiera kraftverkens inbördes effekter på migrationskostnader krävs uppföljande studier där grupper om telemtriförsedd fisk sätts ut nedströms och uppströms respektive kraftverk. Kraftverkens effekter på mortalitet bör därefter ligga som grund för framtida åtgärder som bör syfta till att säkerställa passage av vandrande fisk, och i synnerhet för den utrotningshotade ålen.

## 5. Erkännande

Studien har huvudsakligen finansierats av Naturvårdsverket men bidrag har även erhållits av Kävlingeåns- och Löldeåns Fiskevårdsområde, Rååns Fiskevårdsområde, Ekologgruppen (via Region Skåne) samt Länsstyrelsen i Skåne. Erik Degerman och Berit Sers har finansierats via Fiskeriverket. Hannes Hall (Lunds Universitet) har bidragit med förtjänstfulla insatser som examensarbetare vid Lunds Universitet. Pelle och Jonte (Forshaga sportfiskeakademin) uppvisade stor skicklighet i fält i samband med gäddstudien. Olle Calles, Karlstad Universitet, och Johan Östergren, SLU Umeå och Roger Ekström tackas också för kloka råd/dåd i samband med märkningsförsöken. Gösta Regnell och Lukas Österling har korrekturläst, förbättrat språket och påpekat fel i tidigare version av denna rapport.

## 6. Referenser

- Anonym 2009 A. Förslag till åtgärdsprogram. Södra Östersöns vattendistrikt. Samrådsmaterial för perioden 1 mars – 1 september 2009. Vattenmyndigheten, Södra Östersjön
- Anonym 2009 B. Förslag till åtgärdsprogram. Västerhavets vattendistrikt. Samrådsmaterial för perioden 1 mars – 1 september 2009. Vattenmyndigheten, Västerhavet
- Aarestrup, K. Nielsen, C. & Koed, A. 2002. Net ground speed of downstream migrating radio-tagged Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and brown trout (*Salmo trutta* L.) smolts in relation to environmental factors. *Hydrobiologia* 483:95-102.
- Baras, E & Jeandrain, D. 1998. Evaluation of surgery procedures for tagging eel *Anguilla anguilla* with biotelemetry transmitters. *Hydrobiologia* 371/372: 107-111.
- Behrmann-Godel, J. & R. Eckemann, 2001. Behaviour of silver eels (*Anguilla anguilla* L.) during downstream migration in the River Mosel, Germany. In. Freshwater fish migration and fish passage. Fishway 2001, Inst. Freshw. Res., Reykjavik, Island.
- Bohlin, T., Dellerfors, C. & U. Faremo, 1993. Optimal time and size of smolt migration in wild sea trout (*Salmo trutta*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50:224-232.
- Bohlin, T., Dellerfors, C. & U. Faremo, 1996. Date of smolt migration depends on body-size not age in wild sea-run trout (*Salmo trutta*). *J. Fish Biology*.

Bohlin, T., Pettersson, J. & Degerman, E. (2001). Population density of migratory and resident brown trout (*Salmo trutta*) in relation to altitude: evidence for a migration cost. *Journal of Animal Ecology* 70:112-121.

Calles, O. 2006. Re-establishment of connectivity for fish populations in regulated rivers. Dissertation. Karlstad University Studies 2005:56.

Cooke S.J., Hinch S.G., Farrell A.P., Patterson D.A., Miller-Saunders K., Welch D.W., Donaldson M.R., Hanson K.C., Crossin G.T., Mathes M.T., Lotto A.G., Hruska K.A., Olsson I.C., Wagner G.N., Thomson R., Hourston R., English K.K., Larsson S., Shrimpton J.M. and Van der Kraak G. 2008. Developing a mechanistic understanding of fish migrations by linking telemetry with physiology, behavior, genomics and experimental biology: an interdisciplinary case study on adult fraser river sockeyes salmon. *Fisheries* 2008 33(7): 321-338

Degerman, E. & B. Sers, 1993. A study of interactions of fish species in streams using survey data and the PCA-Hyperspace technique. *Nord. J. Freshw. Res.*, Drottningholm, 68:5-13.

Degerman, E. & B. Sers, 1994. The effect of lakes on the stream fish fauna. *Ecology of freshwater fish* 3:116-122.

Degerman, E., 2008. Ekologisk restaurering av vattendrag. Naturvårdsverket & Fiskeriverket, Internet, 300 s.

Delefors, C., 1996. Smoltification and sea migration in wild and hatchery-reared brown trout, *Salmo trutta*. Dissertation, Göteborgs Univseristet, 25 s.

DWA, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, 2005. Fish protection technologies and downstream fishways. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft ([www.dwa.de](http://www.dwa.de)), 226 s.

Eklöv, A. 2000. Fiskevårdsplan Kävlingeån. Kävlingeåns – Löddeåns fvo. 111 pp.

Eriksson, T., 1994. Mortality risk of Baltic salmon during downstream migration and early sea-phase; effects of body size and season. *Rep. Inst. Freshw. Res.*, Drottningholm 69:100.

Fleischer, S., A. Gustafson, A. Joelsson, J. Pansar, and L. Stibe. 1994. Nitrogen removal in created ponds. *Royal Swedish Academy of Sciences. Ambio* 23:349-357.

Folmar, L.C. & W.W: Dickhoff, 1980. The parr-smolt transforamtion (smoltification) and seawtaer adaptation in salmonids. *Aquaculture* 21:1-37.

- Geen, G. H. 1975. Ecological consequences of the proposed Moran Dam on the Fraser River. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 32:126-135.
- Halldén, A., Asp, T., Andersson, L., Degerman, E & F. Nöbbelin, 2005. Biotopkartering Vätterbäckar. Meddelande nr 33, Länsstyrelsen i Jönköping, 253
- Hendry, A. P., Bohlin, T., Jonsson, B. and O. K. Berg. 2004. To sea or not to sea? Anadromy versus non-anadromy in Salmonids. In *Evolution illuminated, Salmon and their relatives* (Hendry, A. P. and S. C. Stearnes eds.). Oxford University Press, Oxford. Pages: 93-125.
- Jansson, M., R. Andersson, H. Berggren, and L. Leonardson. 1994. Wetlands and lakes as nitrogen traps. *Royal Swedish Academy of Sciences. Ambio* 23:320-325.
- Jepsen, N., Aaerstrup, K., Okland, F. & Rasmussen, G. (1998). Survival of radio-tagged Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and trout (*Salmo trutta* L.) smolts passing a reservoir during seaward migration. *Hydrobiologia* 371/372, 347-353.
- Jepsen, N., Pedersen, S. & E. Thorstad, 2000. Behavioural interactions between prey (trout smolts) and predators (pike and pike-perch) in an impounded river. *Regulated Rivers Res. & mgmt* 16(2):189-198.
- Koed, A., Baktoft, H. and Bak, B. D. 2006. Causes of mortality of Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) smolts in a restored river and its estuary. *River research and applications* 22:69-78.
- Larsson, P-O. (1985). Predation on migrating smolts as an important regulating factor in Baltic salmon (*Salmo salar* L.) populations. *Journal of Fish Biology* 26, 391-397.
- Leonardsson, L. 1996. Åtgärder; ekonomi, styrmedel etc. Retention av växtnäring i våtmarker och sjöar. *Kungliga Skogs- och Lantbruks akademien* 135.3:171-189. In Swedish with English abstract.
- Mann, R.H.K., 1982. The annual food consumption and prey preferences of pike (*Esox lucius*) in the River Frome, Dorset. *J. Anim. Ecol.* 51:81-95.
- Mills, D. H. (1965 ). Smolt production and hydro-electric schemes. *International Council for the Exploration of the Sea. C.M. Salmon and Trout Committee* 31, 1-4.
- Olsson, C. I., Greenberg, L. A., Wysujack, K. and Bergman, E. 2006. Environmentally induced migration: the importance of food. *Ecology letters* 9: 645-651.

Olsson, C. I. and Greenberg, L. A. 2004. Partial migration in a landlocked brown trout population. *Journal of Fish Biology* 65: 106–121.

Olsson, C.I. 2004. Migration by brown trout (*Salmo trutta* L.) and the effects of environmental factors. Dissertation. Karlstad Univ. Studies 2004:58.

Olsson, C. I., Greenberg, L. A. & Eklöv, A. (2001). Effect of an artificial pond on migrating brown trout smolts. *North American Journal of Fisheries Management* 21, 498-506.

Raymond, H. L. (1968). Migration rates of yearling chinook salmon in relation to flows and impoundments in the Columbia and Snake Rivers. *Transactions of the American Fisheries Society* 97, 356-359.

Tesch, F.W., 1973, *Der Aal*. Hamburg och Berlin. Verlag Paul Parey.

Tesch, F.W., 2003, *The eel*. Blackwell Publishing. Thorpe, J.E., editor

Thorpe, J. E., L. G. Ross, G. Struthers, and W. Watts. 1981. Tracking Atlantic salmon smolts *Salmo salar* L., through Loch Voil, Scotland. *Journal of Fish Biology* 19:519-537.

Tytel, E.D., 2004. The hydrodynamics of eel swimming II. Effect of swimming speed. *J. Exp. Biology* 207:3265-3279.

Vøllestad, L.A., Jonsson, B., Hvidsten, N.-A. & T. F. Næsje, 2005. Experimental test of environmental factors influencing the seaward migration of European silver eels. *J. Fish Biology* 45(4):641-651.

Whoriskey, F. Prusov, S & Crabbe, S. 2000. Evaluation of the effects of catch-and-release angling on the Atlantic salmon (*Salmo salar*) of the Ponoj River, Kola Peninsula, Russian Federation. *Ecology of Freshwater Fish*. 9: 118-125.

Wolf, Ph., 1950. *Fiskeribiologiska udnorsökningar i Kävlingeån*. Gleerups, Lund, 72 s.

Wolf, Ph., 1956. *Utdiakt civilisation*. Svenska lax- och laxöringföreningen nr 7, Gleerups, Malmö.

Økland, F., Thorstad, E. B., Finstad, B., Sivertsgård, R., Plantalech, N., Jepsen, N. & R. S. McKinley, 2006. Swimming speeds and orientation of wild Atlantic salmon post-smolts during the first stage of the marine migration. *Fish. mgmt Ecology*, 13(4):271-274.

### **Sammanfattning**

Denna studie syftade till att kvantifiera migrationskostnader (dvs trolig mortalitet) och vandringsbeteende av havsöringsmolt (*Salmo trutta* L.) och ål (*Anguilla anguilla* L.) under sin nedströmsvandring mot havet och testa om skillnader förelåg mellan vattenområden påverkade av våtmarker, vattenkraftverk och opåverkade vattenmiljöer. För havsöringsmolt var migrationsförlusterna signifikant högre (39% km<sup>-1</sup>) i våtmarker jämfört referenssträckor utan våtmarkspåverkan (7% km<sup>-1</sup>). De lägsta förlusterna (2% km<sup>-1</sup>) erhöles i en återskapad meandrande åsträcka. Uppmätta förluster i vattenkraftpåverkade områden var 14% km<sup>-1</sup> för havsöringsmolt. Till skillnad från havsöring var förlusterna av ål små (7% km<sup>-1</sup>) i icke vattenkraftpåverkade områden och oberoende av förekomsten av våtmarker. Ålen uppvisade högre förluster och långsammare simhastigheter i vattenkraftpåverkade områden (13% km<sup>-1</sup>) i förhållande till referenssträckor i Kävlingeåns huvudfåra (< 4 % km<sup>-1</sup>). Migrationsförluster var kopplat till vandringsbeteendet, där höga migrationsförluster var associerade till långsamma simhastigheter (våtmarks- och vattenkraftverkspåverkade miljöer) och låga migrationskostnader var associerade till snabbare simhastigheter (opåverkade vattenmiljöer). Diffusa vattenflöden i våtmarks- och vattenkraftverkspåverkade vattenmiljöer bidrar sannolikt till försämrad navigationskapacitet och fördröjning vilket ökar graden av exponering gentemot predatorer. Gäddor uppvisade stationärt beteende, konsumerade havsöringsmolt och utgör sannolikt den viktigaste predatorn under smoltvandringen. Vattenkraftverken i Kävlingeån förorsakade ökade migrationsförluster för såväl havsöringsmolt som ål, direkt genom turbindödlighet och indirekt genom ökat predationstryck.



**LÄNSSTYRELSEN**  
I SKÅNE LÄN

Östra Boulevarden 62 A, 291 86 Kristianstad  
Kungsgatan 13, 205 15 Malmö  
Tel 044/040-25 20 00, Fax 044/040-25 21 10  
Epost [skane@lansstyrelsen.se](mailto:skane@lansstyrelsen.se)  
[www.lansstyrelsen.se/skane](http://www.lansstyrelsen.se/skane)

[www.lansstyrelsen.se/skane](http://www.lansstyrelsen.se/skane)