



Möjliga åtgärder för att öka lågvattenföringen och förutsättningarna för havsöring (*Salmo trutta*) i Gråskaåns avrinningsområde

Linda Östlund



Examensarbete

Handledare: Harry Linnér och Gunnel Alvenäs

Institutionen för markvetenskap
Avdelningen för lantbrukets hydroteknik

Swedish University of Agricultural Sciences
Department of Soil Sciences
Division of Agricultural Hydrotechnics

Avdelningsmeddelande 04:3
Communications

Uppsala 2004

ISSN 0282-6569

ISRN SLU-HY-AVDM--04/3--SE



Möjliga åtgärder för att öka lågvattenföringen och förutsättningarna för havsöring (*Salmo trutta*) i Gråskaåns avrinningsområde

Linda Östlund



Examensarbete

Handledare: Harry Linnér och Gunnel Alvenäs

**Institutionen för markvetenskap
Avdelningen för lantbrukets hydroteknik**

**Avdelningsmeddelande 04:3
Communications**

**Swedish University of Agricultural Sciences
Department of Soil Sciences
Division of Agricultural Hydrotechnics**

Uppsala 2004

ISSN 0282-6569

ISRN SLU-HY-AVDM--04/3--SE

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

ABSTRACT	5
REFERAT	6
INLEDNING	7
BAKGRUND	7
Gråskaån.....	7
Vattnet i Gråskaån.....	7
Bottenfauna Gråskaån	8
Fiske i Gråskaån	8
Sjösänkningar	10
Sjösänkningars hydrologi och konsekvenser	11
Havsöring (Salmo trutta).....	12
Öringens habitatkrav i strömmande vatten.....	13
Lek- och yngelhabitat.....	13
Ståndplatser i strömmande vatten	13
Täthetsbegränsande faktorer	14
Konkurrens med andra arter.....	14
Predation.....	14
Sjöars förekomst.....	14
Våtmarkers effekter på havsöringsmolt	15
Utsättningar	15
Skogsavverkningens effekter	16
Avverkning.....	16
Hydrologins betydelse.....	17
Skyddszoner	17
MATERIAL OCH METODER	18
Flygelmätning.....	18
HBV-modellen	19
Snörutinen	20
Markvattenrutinen	20
Avrinningsrutin	20
Modellkalibrering.....	21
RESULTAT	22
Vattenföring i Gråskaån.....	22
Effekterna av dämning på lågvattenföringen	26
DISKUSSION	27
MÖJLIGA ÅTGÄRDER.....	29
Våtmarker.....	29
Våtmarkens funktion	29
Vilka värden har våtmarker?	30
Konstruktion.....	30
Vattenrenande effekt	31
Våtmarkernas yta/volymförhållande	32
Vattenmagasinering.....	32
Vattenregimen	32
Biologisk mångfald	33
Våtmarker som rekreatiomsområden	33
Markägoförhållanden	34
Rädslor med anläggandet av en våtmark.....	34

Biotopförbättrande åtgärder i vattendraget	34
Redan utfört projekt i Stockholms län.....	35
SLUTSATSER.....	36
TACKORD.....	37
REFERENSER.....	37
BILAGA 1 ARTSAMMANSTÄLLNING	39
BILAGA 2 HASTIGHETEN PLOTTAD MOT DJUPET	43
BILAGA 3 HASTIGHETSPROFIL	46

ABSTRACT

During the 19th-century many lakes in Sweden were lowered because the need of agriculture land was high. The population was increasing so the government decided to lend money to farmers that wanted to expand their land. Today we are experiencing the environmental results of these actions. Hydrological effects like changed flowing directions and the damping effects of the lakes have been taken away. The management of the forest is also affecting the water system.

In the catchment of Gråskaån several lakes has been lowered and a lot of land has been drained. The result is a quick outflow of water to the sea, when it's raining or when the snow is melting. Measurements in the field and also simulations with the HBV light model shows a quick decrease in flow when it's receiving water, during the summer months anyway. Computer simulations shows that during the 1980's the flow was higher, that is probably because of larger amount of precipitation during the 80's. The winters were also colder and that gives a larger amount of snow accumulation and more melting water in the spring.

The low water flows are also affecting the fishes. The county administrative board of Stockholm wants to have a stock with salmon trout in Gråskaån. Therefore there have been projects going on, since the year of 1976, with putting out salmon trout in the river. In May 2003 were the last time for that, and test fishing in October the same year showed that there was no trout left in the river which is probably because of the low water flow during the summer months. The fish are responding to low water flows with heading downstream, and in this case, the fish probably swims out to Edeboviken. During the flow measurement the stream velocity varied between 37 cm/s and 1 cm/s. The salmon trout needs at least 15 cm/s to survive. So the big variation in water flow causes big problems. The salmon trout was reproducing in the stream during the 1980 but not anymore and that is probably because of the larger amount of precipitation during that time compared to now. So in order to keep the salmon trout in the river some counter measures has to be made.

Countermeasures like damming of lakes to ensure a water flow during summer when the stream sometimes is completely dry, is one of the things that can be done. Also countermeasures like the removal of plants and construction of good playing grounds for the salmon trout has to be done in order to keep the fish in the stream.

REFERAT

Under slutet av 1800-talet sänktes många sjöar i Sverige på grund av ett ökat behov av odlingsbar mark. Orsaken var en befolkningsökning, svenska staten bestämde sig för att låna ut pengar till bönder så att de kunde utöka den odlingsbara marken. Idag upplever vi de effekter som uppstått efter dessa ingrepp i naturen. Hydrologiska effekter, som ändrade avrinningsförhållanden, även borttagandet av den dämpningseffekt som sjöar har på avrinningen. Hur vi hanterar våra skogar har också gett effekter på hydrologin.

I Gråskaåns avrinningsområde har flera sjöar blivit sänkta och mycket mark har dränerats. Resultatet är ett snabbt utflöde av regnvatten och/eller smältvatten till havet. Vattenföringsmätningar i fält och även vattenförings simuleringar med HBV light modellen, visar på en snabb minskning av flödet när ån väl mottager vatten, åtminstone under sommar månaderna. Data simuleringarna visar att under 1980 talet var vattenflödena högre, och det beror troligtvis på en större mängd nederbörd under 80-talet. Vintrarna var också kallare och det leder till en större snöackumulation och det ger i sin tur en större mängd vatten vid snösmältningen.

De låga vattenflödena påverkar fiskarna i området. Länsstyrelsen i Stockholms län vill ha ett bestånd av havsöring i Gråskaån. Därför har man flera gånger sedan 1976 planterat ut havsöring i ån. Maj 2003 var den sista gången man planterade ut havsöring, provfiske i oktober samma år visade att det inte fanns någon av den utplanterade öringen kvar i ån. Det beror troligtvis på att vattenflödet är extremt lågt under sommar månaderna. Fisken reagerar på låga flöden genom att bege sig nedströms, i detta fall, har fisken troligtvis simmat ut i Edeboviken. Under mätningstillfällena varierade vattenflödet mellan 37 cm/s och 1cm/s. Havsöringen vill ha ett flöde på minst 15 cm/s för att överleva. Den stora variationen i flödet skapar problem. Havsöringen reproducerade sig i ån under 1980- talet men inte längre, det beror troligtvis på att det var större nederbördsmängder under 80-talet än nu. Så om man vill behålla havsöringen i Gråskaån behöver man göra en hel del åtgärder.

Åtgärdsförslag är exempelvis uppdämning av sjöar för att säkerställa ett vattenflöde även under sommarens torra månader. Andra åtgärder som borttagande av växter och anläggandet av bra lekbäddar för havsöringen måste också ses över och man vill behålla havsöringen i Gråskaån.

INLEDNING

Kontakt togs med Länsstyrelsen i Stockholms län, för att hitta ett projekt till examensarbete och Gråskaån kom då upp som förslag. Fiskekonsulenten Henrik C. Andersson ville ha hjälp med att utröna varför vattenföringen i Gråskaån var så liten trots det stora avrinningsområdet och även varför den är mindre än den sedan tidigare teoretiskt beräknade vattenföringen. Ett syfte med examensarbetet blev att i fält mäta vattenföringen då det inte fanns några tidigare riktiga mätningar gjorda utan bara uppskattningar om vattenföringen i ån. Då mätningarna inte kunde fortgå under längre tid än ca tre månader, examensarbetet sträcker sig över 20 veckor, kom idén om en datasimulering upp. Som lämplig flödesmodell valdes HBV light som är utvecklad av Jan Seibert på institutionen för Miljöanalys här på SLU. Med hjälp utav modellen kunde en simulering göras som visade ett troligt vattenflöde i Gråskaån under en tidsserie på ca 30 år.

Då man på Länsstyrelsen anser att Gråskaån också skulle kunna vara en bra havsöringsbäck, har man gjort utsättningar av vuxen fisk. Elfiske efter utsättning år 2003 visade att ingen havsöring finns kvar i bäcken. Syftet med detta examensarbete blev då även att försöka sammanställa information om havsöringens behov, av bland annat vattenflöde och lekplatser. Detta, men även bakgrundsforskning till varför det kan vara ett så dåligt flöde i ån, resulterade i en omfattande litteraturstudie om sjösänkningar och hur detta påverkar hydrologin i området. Även en sammanställning över förslag till åtgärder har gjorts.

BAKGRUND

Gråskaån

Gråskaåns avrinningsområde (mynningskoordinat x 6667520 y 1654130) är beläget nordväst om Hallstavik i Norrtälje kommun, Stockholms län. Avrinningsområdet är 66,3 km² stort och utgörs av 53,84 km² skog, 5,6 km² öppen mark, 3,5 km² åker, 2,6 km² hygge och 1,2 km² sjö.

Vattnet i Gråskaån

1974 gjorde Lovén den första inventeringen av Gråskaån. Då konstaterades att fosfor- och kvävehalterna var väldigt höga och vattnet var starkt färgat. Vattenföringen ansågs då i augusti vara god (ca 0,67 m³/s) strax ovanför mynningen. Växtligheten runt ån ansågs vara riklig, och bestod mestadels av lövskog (Lovén, 1989).

Vid inventeringen av Gråskaån 1988 ansågs den vara mycket förorenad, vilket bottenfaunan och den låga syrgasmättnaden (64 %) indikerade. Den dominerande bottenfaunan var Gråsugga (*Asellus sp*) som indikerar hög näringsbelastning (alla arter som nämns i arbetet visas med bild i bilaga 1). Konduktiviteten var relativt hög, 48 mS/m (Lovén, 1989) vilket är ett tecken på grundvatteninflöde, då konduktiviteten är ett mått på halten av lösliga joner. Området är kalkrikt och har därför höga halter av kalcium och karbonatjoner som då återfinns i grundvattnet. Ån ansågs regelbundet bli uttorkad i nedre delen och vid högvatten skulle havsvatten kunna tränga upp i ån (Kjellberg & Waltersson, 1997). Vattenföringen var den 12/7 1988 betydligt under Lovéns teoretiskt beräknade. Den var 2 l/s vilket är extremt låg vattenföring. Lägsta vattenföring, som inträffar ungefär vart 50: e år skall enligt teoretiska beräkningar vara ca 15-20 l/s. Visserligen var sommaren 1988 mycket torr men en sådan stor avvikelse från modellen, konstaterades ha en annan förklaring. Vattenföringen är beräknad på tre sätt: 1) enligt PULS (Lovén, 1989) som är en teoretisk modell baserad på faktiska flödes-

mätningar och markanvändningen i avrinningsområdet, metoden är utvecklad av SMHI. 2) SPEC (Lovén, 1989) som innebär att flödet påverkas av något speciellt exempelvis en vattendom. 3) enligt DV18 (Lovén, 1989), en teoretisk modell som är konstruerad av vägverkets väg- och gatusektion år 1984 i samarbete med SMHI. Beräkningen tar hänsyn till avrinningsområdets storlek och andelen sjö i området (Lovén, 1989).

1995 var en torr sommar. Trots det höll de flesta bäckarna en viss vattenföring. I Gråskaån var flödet mindre än 1 l/s. Man konstaterade att ett behov av biotopvård fanns. Ån hade inte så mycket öring men tycktes ha goda förutsättningar för denna fisk.

År 2000 gjorde man en riksinventering och tog då bl a vattenkemiprover i Gråskaån vid två provplatser på 0,5 m djup (se tabell 1).

Tabell 1. Värden från vattenkemi analys år 2000 i Gråskaån (Inst. miljöanalys hemsida)

Analys	Värden	Kommentar
Ph	7,38 och 7,15	Neutralt
Alkalinitet (mek/l)	2,9 och 1,952	Mycket god buffringsförmåga
Tot-P (µg/l)	26 och 28	Högt
Tot- N (µg/l)	1155 och 1092	Högt
Vattenfärg (abs 420:5)	0,322 och 0,177	Signifikant- högt
Tot- organiskt C (mg/l)	32,5 och 22,3	Mycket högt

Bottenfauna Gråskaån

Vid en inventering av bäckar i Stockholms län år 1995 konstaterades att 28 % är s.k. Asellusbäckar med förmodat mycket hög näringsbelastning. I de strömmande partierna av dessa bäckar finns i snitt ca 0,4 öringsungar/m². 24 % är Gammarusbäckar med i snitt ca 0,9 öringsungar/m². Resterande 48 % är varken utpräglade Gammarus- eller Asellusbäckar. I dessa finns det i snitt ca 0,5 öringar/m² (Kjellberg & Waltersson, 1997). År 2000 gjordes en riksinventering av bottenfauna i vattendrag. Gråskaån inventerades vid två provplatser och vid den övre provplatsen fanns bara Asellus arter och inga Gammarus arter medan det längre ner i systemet fanns nästan lika många av båda arterna (Inst. miljöanalys hemsida, 2004-03-11).

Fiske i Gråskaån

Vid 1974 års inventering i augusti uppgavs att gädda (*Esox lucius*), abborre (*Perca fluviatilis*), braxen (*Abramis brama*), mört (*Rutilus rutilus*) samt eventuellt kräftor förekom i vattendraget. Det konstaterades även att ”då att ån aldrig torkar ut helt skulle området kring Ronöholms gård kan ån erbjuda vissa möjligheter att hysa ett mindre öringsbestånd (*Salmo trutta*), även utan öring får ån anses ha betydelse för fler fiskarter” (Larsson, 1976). 1976 gjorde man en återintroduktion av öring genom utsättning. Denna utsättning kompletterades med en utsättning av öring 1982.

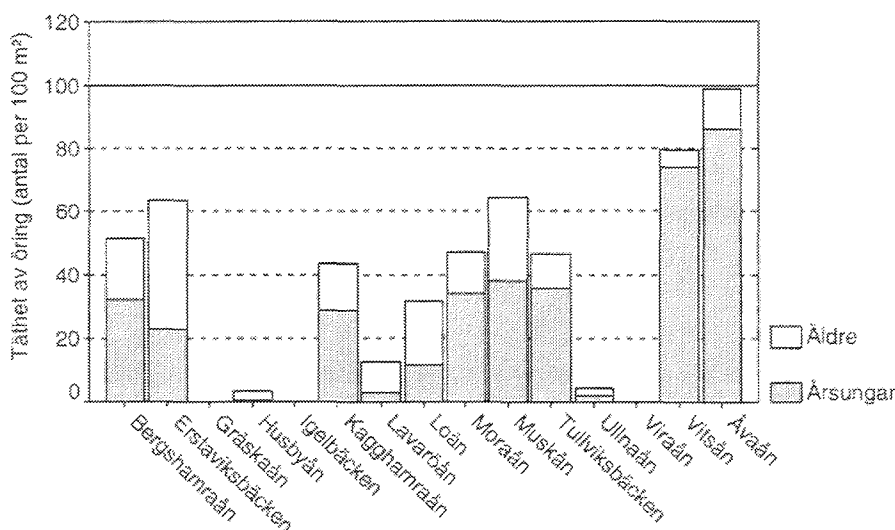
1988 provfiskade man i Gråskaån och fann då, på en yta av 600 m² att det fanns 0,12 fiskar per m² varav öring 0,07/m². Procentuellt blir det 58 % öring i ån. Provfisket visade att öringen reproducerar sig i ån, 7 st öring 0+ (en sommar gamla, kläckta på våren), 5 st öring 1+ (ett år plus en sommar) och 5 st öring >1+ (alla äldre än de två tidigare kategorierna) observerades då (Kjellberg & Waltersson, 1997). Andra fiskar man hittade var gädda och abborre. Gädda fanns i de strömsträckor där öringen påträffades.

1995 provfiskade man en yta på 25m². Då fanns 0,40 fiskar/m² varav öring 0,32/m². Procentuellt blir det 80 % öring. Generellt fungerade reproduktionen bra i Stockholms läns bäckar. Nästan alla bäckar där öring introducerats t o m 1992, eller där en genuin öringstam finns, hade ensamriga öringungar. Andra fiskarter förutom havsöring som observerats i undersökningen i Gråskaån är, abborre och storspigg (*Gasterosteus aculeatus*) (tabell 2)

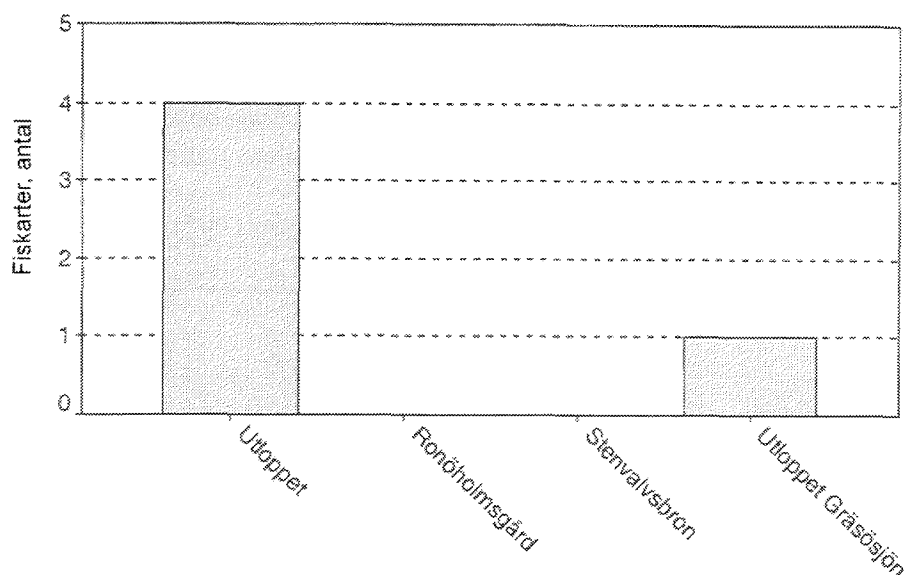
Tabell 2. Resultat från provfiske i Gråskaån 1995 (Kjellberg & Waltersson 1997)

Art/grupp	Antal
Öring 0+	8
Öring 1+	0
Öring >1+	0
Abborre	1
Storspigg	1

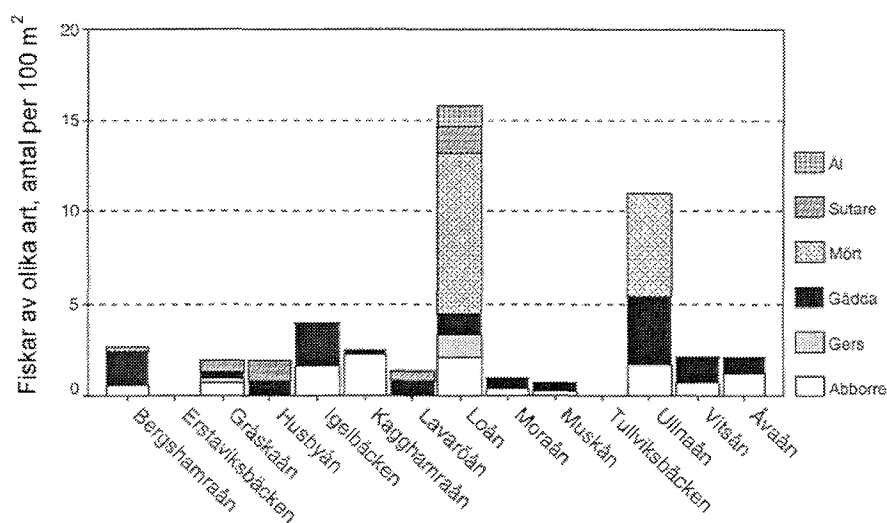
1996 och 1997 gjordes ytterligare en utsättning av Åvaöring (Lovén & Ungsgård, 1999). I maj 2003 sattes 1400st 2-åriga öringar ut (Stockholms stads hemsida, 2004-03-11). När man sedan i oktober samma år elfiskade Gråskaån på fyra olika lokaler återfann man ingen öring på någon av platserna (figur 1). Vid Ronöholmsgård och Stenvalvsbron vid Ronöholm fanns ingen fisk alls, vid utloppet till havet och utloppet från Gräsösjön återfanns totalt fyra arter (figur 2). Dessa var abborre, gers (*Acerina cernua*), gädda och sutare (*Tinca tinca*) (figur 3). Man planerar att även göra elfisken under åren 2006 och 2009 (Andersson, 2002).



Figur 1. Täthet av öring i några åar i Norrtälje kommun i oktober 2003.



Figur 2. Antal fiskarter funna i de fyra provfiskelokalerna i Gråskaån i oktober 2003.



Figur 3. Antal fiskar av olika arter funna i några åar i Norrtälje kommun i oktober 2003.

Gråskaån har ett stort avrinningsområde men trots det har ån ofta låga vattenflöden. Avrinningsområdets skogsmarker är extremt mycket utdikade. Vårfloden är mycket intensiv. Gädda är vanlig i ån och utgör en predator av vikt för öringungarna. Sträckor med bra flöde finns och en lämplig åtgärd är biotopvård. Möjligheten till att hushålla med vårfloden för att uppnå högre flöden sommartid bör utredas, som exempelvis uppdämning av de sänkta sjöarna, så våtmark bildas. Ett nätfiskeförbudsområde föreslås gälla inom 500 m vid mynningen i saltsjön under perioden 1/9-31/12 (Lovén & Ungsgård, 1999).

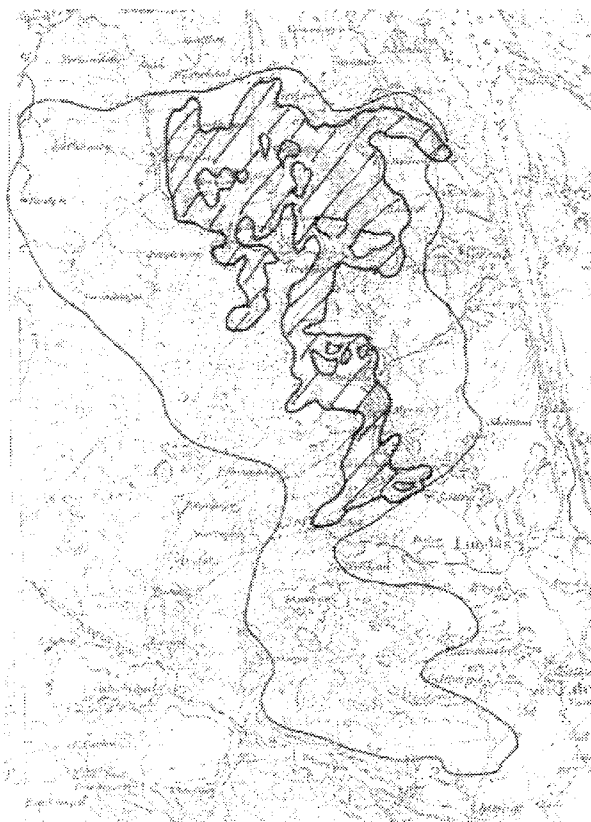
Inga biologiska inventeringar finns gjorda i området kring Gråskaån (muntligt Monika Pettersson, Norrtälje kommun)

Sjösänkningar

I Stockholms län har merparten av alla sjöar sänkts under förra seklet och detta gäller även inom Gråskaåns avrinningsområde. Den 20 juni 1879 togs beslut om en sänkning av Gräsö, Sanda eller Bysjön och Västersjön, samt dikning av ågor till Ronöholm, Gräsö, Sanda,

Varsvik, Gråska, Lundås, Sättra och Forsbol (figur 4). Vattenbolaget Gräsösjö sänkningsbolag startades, plan och profil ritningar upprättades som erfordrades för lån ur statens odlingslånefond. Bolaget fick högst fem år på sig att slutföra arbetet (Stockholms Länsstyrelses arkiv, akt nr 0065). 1894 torrlades Gräsösjön, Sandasjön eller Bysjön, och Västersjön (SMHI Svenskt vattenarkiv, 1995). 1895 sänktes även Storsjön som ligger i södra delen av Gråskaåns avrinningsområde.

Sänkning och utdikning av sjöar för att torrlägga vattensjuka marker eller för att anskaffa ny odlingsbar mark har sedan århundraden tillbaka tillämpats i Sverige. Under 1800-talet tidigare del ökade intresset för sänkning och utdikning av sjöar starkt. Anledningen till ett så stort intresse beror mycket på den från 1800-talets början mycket snabba befolkningstillväxten, och därav uppkomna behovet av att öka den odlingsbara marken.



Figur 4. Generalkarta, streckmarkerat visar den vattensjuka mark som dränerats.

Mot slutet av 1800-talet avmattades behovet av odlingsbar mark, då nyodlingen ersattes av olika former av jordförbättringsarbeten. Dikningsarbeten utförda fram till 1800-talets mitt syftade i regel endast till att förhindra översvämningar genom att ytvattnet leddes bort (SMHI, 1995). Sjösänkningar upphörde så gott som helt på 1950-talet (SMHI, 1995). Sedan dess har antalet ingrepp för utdikning och sänkning av sjöar som syftar till att vinna odlingsbarmark varit i snabbt avtagande. Stagnerad befolkningstillväxt och en genom olika metoder ökad avkastning från den redan uppodlade har eliminerat behovet av att utvinna ny odlingsbar mark.

Figur 4. Generalkarta, streckmarkerat visar den vattensjuka mark som dränerats.

Sjösänkningars hydrologi och konsekvenser

En sjösänkning kan leda till följd effekter som ändrade avrinningsförhållanden, ökat kväveläckage, ökad igenväxning, sämre fiskförhållanden, marksättningar och en snabbare åldring (uppgrundning) av sjön (SMHI, 1995). För hydrologin inom ett vattensystem har en sjö stor betydelse på grund av sin utjämnande verkan på avrinningen. Den sammanlagda effekten av ett större antal sjösänkningar inom ett vattensystem kan bli mycket påtaglig. Vid höga flöden har en sjö dämpande effekt på avrinningen, och i ett vattensystem med god tillgång på sjöar är det även under ihållande torrperioder en tillfredställande vattenframrinning.

Vid en fullständig utdikning försvinner den tidigare sjöns utjämnande inverkan på vattenföringen. Med sänkningen minskar emellertid sjöns areal mer eller mindre och därmed också storleken av det naturliga utjämningsmagasinet. Följden blir att avrinningen nedanför den tidigare sjön vid riklig nederbörd eller i samband med snösmältning sker snabbare och med större intensitet än tidigare. Under en efterföljande period med torrt väder förlängs lågvatten-

perioderna och vattenföringen tenderar att minska till ett lägre värde än det man haft före sjöns utdikning (SMHI, 1995).

Blir effekten av utdikningen påtaglig, kan följden i de områden där vattendraget går fram i lösa jordarter med förändrade avrinningsförhållandena leda till ökad erosion. Ökad erosion leder till ökad tillförsel av näring, vilket medför ökad grumling och primärproduktion i sjön och vattendragen. Detta leder vidare till mindre siktdjup och syretäring. Materialtransport som orsakas av erosion kan på detta sätt verka utarmande på levnadsbetingelserna för fisk och därmed försämra fiskets avkastning. För att växter och djur inte ska påverkas negativt av en sänkning, måste vattendjupet efter sänkningen vara minst en halvmeter. Går sänkningen längre, dör nästan hela den högre växtligheten (SMHI, 1995).

Sjöarnas naturliga igenväxning påskyndas av att näringsämnen (kväve och fosfor) läcker ut från den sänkta delen av sjön. Då sjöns vattenvolym minskar ökar näringsämnen i sjön ytterligare. Resultatet blir att sjön åldras fortare, varje sjösänkning förkortar livslängden hos sjön, särskilt hos grunda slättsjöar (SMHI, 1995).

Havsöring (*Salmo trutta*)

Havsöring är en vandringsform utbredd från Vita havet till Nordspanien. Den vistas 1-5 år i sötvatten, och vandrar vid en längd på 15-25 cm ut i havet, där den växer snabbt och stannar $\frac{1}{2}$ -5 år. Öringens förmåga att hitta tillbaka till sin födelsebäck är mycket starkt utvecklad (Kjellberg & Waltersson, 1997). Under lekvandringen i juli-november anlägger den lekdräkt liksom lax (*Salmo salar*). De flesta leker igen nästa år. Varje hona lägger ca 1500 ägg, som kläcks på våren. Öringen skiljes från lax genom klumpigare kroppsform och tjockare stjärtspole. Storleken är max 140 cm och ca 50 kg, sällan över 80-100 cm och 10-15 kg i vikt. Åldern är vanligen 4-6 år. Till levnadssätt liknar den också den nära släktingen laxen. Dess vandringar är dock inte så vidsträckta, och i sötvatten bildar den ofta bestånd som inte vandrar ut i havet (Limnologiska institutionen, 2003). Öring delades tidigare in i olika underarter (bäcköring, insjööring och havsöring) efter det habitat den utnyttjade. Idag vet man att samtliga dessa former är en och samma art; *Salmo trutta*. Öring tillväxer inom intervallet 2-19°C och överlever inte temperaturer över 25°C eller låga syrenivåer under någon längre tid. (Näslund, 1992). Öringsbäckarnas längd kan variera högst betydligt. I vissa fall leker öringen i korta tillflöden, eller i utloppet omedelbart nedströms sjö. I andra fall rör det sig om mer långt vandrande bestånd som leker i större vattendrag. Det är inte ovanligt att lekvaardragets areal dimensionerar beståndet (Gran, 1999).

Havsöring finns i ett 30-tal bäckar och åar i Stockholms län. Sju av dessa vattendrag tros vara genuina dvs. öring har "alltid" funnits där. I resterande finns havsöring tack vare fiskevård och att öring, framför allt under de senaste 15 åren, planterats ut. Utplantering av havsöring har skett i ett 20-tal bäckar i Stockholms län. Öringar som sätts ut bör härstamma från en lokal stam som är anpassad till små bäckar och till skärgården. I Stockholms län används i de flesta fall öring från Åvaån i Tyresö vid utplantering (Kjellberg & Waltersson, 1997), men även Loåöring från Roslagen används (Lovén & Ungsgård, 1999).

Miljöpåverkande utsläpp från framförallt industrier och jordbruk har gjort att havsöringen i en del bäckar slagits ut. Även vandringshinder (dammar, vägtrummor etc.) och brist på vatten under viss tid av året, på grund av dämning och dikning, har bidragit till att öringstammar försvunnit (Kjellberg & Waltersson, 1997). Ett stort arbete har under senare tid lagts ned på att restaurera gamla och skapa nya havsöringsbäckar. Detta sker med biotopvård och genom att

sätta ut havsöring. Med biotopvård menas i detta sammanhang att skapa bra livsmiljöer i bäcken för öringen. Genom att lägga ut sten och grus kan man öka vattenhastigheten och syresättningen och på så sätt skapa rätt biotop för öringsungar och lekfisk. Grusbäddar behövs även som lekplatser (Kjellberg & Waltersson, 1997).

Öringens habitatkrav i strömmande vatten

Om man bortser från de förhållandevis få öringspopulationer som leker i sjöar är öring, åtminstone under en del av livscykeln, helt beroende av strömmande vatten (Näslund, 1992). Torra och varma somrar skapar problem, i avrinningsområden där tillrinningen är liten, uppstår torrlagda vattendrag och fiskdöd. Öringen reagerar vid minskat vattenflöde och ger sig av nedströms. Den har kraft att kunna hoppa, sprätta och vrida sig för att nå djupare vatten. För att undvika dessa problem måste det finnas möjligheter att spara vattnet året om. Med minitappningsdammar sparas vattnet till sommarens och höstens torra perioder. Om hösten när öringen leker, ökas vattenflödet något, för att efter lek (ca 2-3) veckor åter kan begränsa utflödet (Gran, 1999). Vintertid vandrar öringen i bäck och älv ned till djupare områden för att undvika fastfrysning. Det kan vara svårt för öringen att hitta sådana områden och bäcken är liten och har en låg vattenföring (Gran, 1999). Vandringshinder som vägtrummor, igenväxning, kvarnar, branta fall m fl. gör det svårt för öringen att komma upp i vattendragen för att leka eller söka föda. De verkliga stora hindren för öring är sådana med en fallhöjd på 1,5 m eller mera (Gran, 1999). De kan dock åtgärdas med hjälp utav en fisktrappa.

Öringens viktigaste näringsdjur är i yngelstadiet plankton i olika former. Knottlarver, kräftdjur, sniglar, snäckor, nymfer av bäck – och nattsländor (*Trichoptera*) samt trollsländnymfer (*Odonata*) och dagsländnymfer (*Ephemeroptera*) ingår i födan som byte vid ökad tillväxt av ynglen. Om alkaliniteten är god, träffar man på olika typer av dag och nattsländor i en rik blandning. Om snäckor och musslor förekommer, är de en viktig del av konsumtionen. Kräftdjur, till exempel mälkräftan (*Gammarus* och *Pallaséa*) och pungrekan (*Mysis relicta*) är för öringen värdefull föda. Öringen tar också stora byten som fisk, grodor med mera (Gran, 1999).

Lek- och yngelhabitat

Öringen leker i substrat med blandade storlekar av grus och sten, ofta i utloppet av höljor. Generellt varierar öringens lekhabitat mellan olika vattendrag beroende på skillnader i flödesförhållanden, substratsammansättning mm. Öring tycks dock inte leka i vattenhastigheter under ca 15 cm/s. Förutom lämpligt substrat med tillräcklig vattengenomströmning krävs naturligtvis att vattenkvaliteten är tillräckligt bra för att vattendraget skall hysa reproducerande öring. Låga pH-värden (under 6,5) tillsammans med höga halter av metaller är en vanlig orsak till att reproduktionen störs (Näslund, 1992). Öringen kan dock klara lägre pH-värden men de små djuren som öringen äter gör det inte. Syre är också en livs-nödvändighet, öringen behöver 5mg/l O₂. Vid lägre värden klarar sig fisken bara under kortare perioder (Gran, 1999). Efter kläckning och uppkrypning ur substratet börjar örings-ynglen livnära sig på föda som förs till dem med strömmen. Ynglen tolererar heller inte särskilt hög strömhastighet utan riskerar att spolras iväg redan vid 15 cm/s (Näslund, 1992).

Ståndplatser i strömmande vatten

Öringen hämtar det mesta av sin föda från driften, dvs. de insekter som kommer drivande med vattnet. Den tillbringar också det mesta av sin tid vid en mer eller mindre fast position strax

ovanför botten. Från denna position gör sedan öringen utflykter för att hämta drivande insekter. Strömhastigheten där fisken står är ofta mycket låg. Detta för att den energi som åtgår för att simmande bibehålla positionen skall minimeras (Näslund, 1992).

Täthetsbegränsande faktorer

Många strömlevande laxfiskar är territoriella, dvs. de försvarar ett särskilt område i strömmen gentemot andra individer av samma art. Öringens territorialitet är alltså det som medför att det fysiska habitatet begränsar populationstätheten (Näslund, 1992). Även öringsyngel är revirhävande, vilket innebär att det finns ett maximalt antal öringar som kan produceras i ett strömvatten. Innan utvandring måste de ha nått en viss storlek för att framgångsrikt kunna hävda sig i konkurrens, med exempelvis sik (*Coregonus*), och för att undvika att bli gäddmat (Gran, 1999).

Konkurrens med andra arter

Strömmande vatten hyser fler arter än öring. Tätheten av öring är lägre om andra arter finns närvarande och man antar att arten är konkurrenssvag. Konkurrens förekommer endast om de konkurrerande arterna utnyttjar samma resurs (habitat eller föda) samtidigt som dessa begränsar beståndsstorleken. Den inverkan andra arter har på öringsbeståndet tror man varierar mellan olika habitat. Öringen är självklart mer konkurrenskraftig i de miljöer den är bättre anpassad till. Lax (*Salmo salar*) är normalt konkurrensmässigt underlägsen öring. Vid samexistens återfinns laxen längre ut i vattendraget (djupare) och i högre strömhastigheter medan öringen finns strandnära och i lägre strömhastigheter (Näslund, 1992).

Predation

En stor del av den relativt höga mortaliteten hos strömlevande laxfiskar kan förklaras med predation från andra fiskarter, däggdjur och fågel. Risken för predation varierar med vattendjup, fisken storlek och typ av predator. Vadande predatorer utgör störst risk på grunt vatten. Rovfiskar är själva beroende av skydd i djupare vatten och utgör därför en större risk i dessa områden. Stensimpa (*Cottus gobio*) och Elritsa (*Phoxinus phoxinus*) tros äta öringrom, dessutom prederar ett flertal andra fiskarter direkt på öringen i strömmande vatten. Gäddans födoval kan i viss utsträckning bestå av öring. En minskning av gäddbestånd har också visat sig leda till ökade fångster av öring. Även lake (*Lota lota*) och ål (*Anguilla anguilla*) äter öringsungar. Mink (*Mustela vison*) anses av många vara en betydelsefull predator på öring (Näslund, 1992).

Sjöars förekomst

Sjöarna i ett vattensystem har stor inverkan på vilka fiskarter som förekommer i omgivande vattendrag. Sjöarna fyller flera viktiga funktioner för fiskfaunan i vattendragen. De fungerar som värmebuffert, kolonisationskälla och refugium (vintertid, för vissa arter). Dessutom utgör de en näringskälla samt påverkar vattenföring och vattenkvalitet. Undersökningar har visat att förekomsten av gädda, lake, mört och abborre var högre nära sjöar, både upp- och nedströms sjöar, jämfört med lokaler längre från sjöar. Samtidigt var förekomsten av öring, simpor, elrista och harr lägre nära sjöarna, men ökade på avstånd från sjöarna. Det är högst troligt att det mönstret i fiskarternas förekomst kring sjöar beror av biologiska interaktioner. Sjöarterna, gädda, abborre, mört och lake uppehåller sig närmast sjön. Gädda och lake är viktiga fiskpredatorer och minskar tätheten av öring. Tillskapande eller borttagande av sjöliknande parti-

er i ett vattendrag kommer att påverka fiskfaunan i ett område på flera kilometer utefter vattendraget, såväl upp- som nedströms (Degerman & Sers, 1993).

Våtmarkers effekter på havsöringsmolt

Jordbruksmark har utsatts för kraftig påverkan genom tiderna, sjöar har sänkts, och man har dikat och kanaliserat vattendrag för att få mer brukbar mark. Detta har lett till en idag hög näringsbelastning på våra inlandsvatten samt kust- och havsområden. Som ett led i att försöka minska den tillrinnande näringen anlägger eller återskapar man idag många våtmarker för att förlänga vattnets uppehållstid och förbättra förutsättningarna för naturliga, vattenrenande processer. Denna förlängda uppehållstid har visat sig missgynna havsöringsmolt, då de exponeras längre för predatorer (Olsson, 1999). Gädda utgör den mest betydelsefulla predatorm på havsöringsmolt. Gäddan är beroende av gömslen, som t.ex. skyddande undervattensvegetation för att kunna attackera och fånga sitt byte, något som det finns gott om i en våtmark. Ett bortfall på 81,5 % av havsöringsmolt, som rör sig igenom en våtmark har uppmätts i Habo dammar. Vid analyser av maginnehåll på gäddor i området framkom att samtliga gäddor som konsumerat smolt inte innehöll några andra byten, utan att de enbart hade prederat på smolten (Olsson, 1999).

Utsättningar

Många utsättningar av öring i rinnande vatten misslyckas helt eller ger ett mycket magert utbyte. De kan dessutom medföra negativa effekter av olika slag. Detta tillsammans med att utsättningar är kostsamma, gör det angeläget att de erfarenheter och kunskaper som finns dokumenterade tas till vara på bästa sätt. Minst lika viktigt som kunskaper om hur utsättningar skall genomföras, är att kunna avgöra vid vilka tillfällen och i vilka vattendrag utsättningararna kan tänkas vara den effektivaste fiskevården. Ofta borde andra typer av åtgärder komma i fråga innan man väljer att sätta ut fisk (Näslund, 1992).

Utsättningar av ung fisk bedöms ge ett dåligt resultat i många vatten med strömlevande öring. I sådana vatten tillämpas huvudsakligen utsättningar av fisk som är så stor att den är direkt fångstbar (oftast > 20 cm). Dessa utsättningar ger ur ekonomisk synvinkel ett betydligt bättre resultat. Överlevnaden i vattendraget tycks också vara storleksberoende. Ju större fisken är vid utsättning, desto större är också chansen att den överlever. Utplanterad större öring sprider sig vanligen både uppströms och nedströms men inte särskilt långt från utsättningsplatsen. Majoriteten återfångas inom 1 km från utsättningslokalen. Spridningsmönstret bestäms i första hand av miljömässiga faktorer och inte av någon nedärvd rörelseriktning. Bäst resultat ger utsättningar i "klump" dvs. utsättning endast på ett fåtal lokaler i vattendraget (Näslund, 1992).

Ofta överlever inte den odlade fisken eller reproducerar sig inte i utsättningsvattnet i den utsträckning man hoppats. Det är självklart så att öringsutsättningar i vattendrag med alltför dåliga vattenkvalitets- eller habitatförhållanden inte ger något utbyte. I sådana vatten finns inte förutsättningar för öring att leva. Det är också så att alltför stor fisk sätts ut, framför allt i små vattendrag. Omställningen från ett liv i odlingsmiljö till ett liv i ett strömförande vatten, kanske i konkurrens med vilda artfränder, ställer stort krav på de fiskar som sätts ut. Många av komponenterna i fiskens livshistoria (t ex tillväxt, vandringsbenägenhet, könsmognad) är genetiskt förutbestämda men påverkas i stor utsträckning av omgivningsfaktorer. Den goda tillgången på föda i fiskodlingen innebär till exempel att fiskens utveckling snabbas på jämfört med under naturliga förhållanden, vilket ofta leder till att könsmognaden tidigareläggs ett

eller två år. Detta i sin tur för med sig att fisken totalt sett utvecklas annorlunda och därmed beter sig annorlunda när den kommer ut i naturen. Man har i undersökningar funnit att utplanterad öring rörde sig betydligt mer, åt mindre och utnyttjade sämre mikrohabitat än de vilda fiskarna. Mycket få övervintrar och två år efter utsättningen fanns ingen odlad öring kvar i området. Man har även funnit att utplanterad äldre öring började äta "naturföda" regelbundet först efter ett par veckor. I dessa försök har den utplanterade fisken fått konkurrera med förhållandevis täta bestånd av vild fisk. Utsättningar i vatten utan, eller med lägre konkurrens från, vildfisk har visat på lägre stressnivå, bättre kondition och/eller högre överlevnad för den odlade fisken (Näslund, 1992).

En viktig faktor för utsättningens framgång är den utsatta fiskens stamtillhörighet. De genetiska skillnaderna mellan olika öringspopulationer är ofta stora. Detta gäller även geografiskt närbelägna populationer. Dessa skillnader beror på långvarig anpassning till den lokala miljön i kombination med en stark drift hos öring att återvända till födelseplatsen för att leka. Att introducera en stam i en miljö den inte är anpassad för, är därmed sällan framgångsrikt. Omvänt är det så att så kallat älveget material, dvs. avkomma av öring från det vatten där utsättningen sker, oftast ger det bästa resultatet (Näslund, 1992).

Vid nyetablering eller förstärkningsutsättningar av öring är avsikten att de utplanterade fiskarna skall reproducera sig i det vattendrag där de satts ut. Utsättningar av 2-3 åriga ungar i de tänkta lekvattendragen ger ingen eller mycket blygsam lekvandring. Detta kan orsakas av dåliga förutsättningar för tillväxt och överlevnad i sjön men det kan också bero på utebliven präglning på lekvattendraget. Den utplanterade fisken saknar drift och förmåga att vandra till ett lekvattendrag. Utsättningar för att öka antalet reproducerande individer i ett öringsbestånd bör därför göras med fisk i tidiga stadier (Näslund, 1992).

Skogsavverkningens effekter

Gränskaans avrinningsområde består till 80 % av skog. Enligt avverkningskartor från Skogsårdsstyrelsen avverkas flera områden varje år. De varierar i storlek. Det är främst privatpersoner som har anmält avverkning men även Holmens bruk som äger en del av skogen runt Gränskaån.

Avverkning

Avverkning av skogsbeståndet innebär en kraftig förändring av klimatet. Bland annat ökar solinstrålningen under sommartiden, och det leder till högre temperaturer i markytan. Värmen ökar den mikrobiologiska aktiviteten och därmed nedbrytningen av förna och annat organiskt material. Resultatet blir högre koncentrationer av många ämnen i markvattnet och ökad utlakning från marken. Flera undersökningar har visat att transporten av totalkväve i vattendraget ökar med ca 100 procent efter avverkning jämfört med perioden innan avverkningen. Avverkningens effekter på fosforflödet har inte studerats lika mycket som på kväve, men det finns resultat som visar att även fosfortransporten kan öka kraftigt efter en avverkning. Den förhöjda grundvattenytan efter avverkningen resulterar i reducerade förhållanden i mark som tidigare haft oxiderade förhållanden. Vid reducerande förhållanden löses järnoxider upp och eftersom fosfor binds till aluminium- och järnoxider sker en frigörelse när oxiderna löses upp (Tonderski m.fl., 2002).

Hydrologins betydelse

Hydrologin i den bäcknära zonen är troligen en av de viktigaste faktorerna för det avrinnande vattnets kemi. Grundvatteninflödet kontrollerar vattenståndet i våtmarker vilket i sin tur är avgörande för syretillgången och redoxpotentialen. Redoxpotentialen är en av de viktigaste faktorerna för förekomstformen av olika ämnen i marken. Den rådande redoxpotentialen avgör om denitrifikation förekommer och om det sker en upplösning av de järnoxider som adsorberar fosfor. Vattenflödet har också betydelse för mängden tillförda näringsämnen likväl som vattnets uppehållstid och flödesvägar i våtmarken. Vattnets uppehållstid i våtmarken kan vara avgörande för om vissa kemiska processer hinner ske vid genomströmningen. Vid höga flöden tillförs en stor mängd vatten från ytliga flödesbanor och det innebär i regel en minskad uppehållstid i utströmningszonen. Vid låga flöden dominerar det djupare grundvattnet och uppehållstiderna blir längre. Vatten från olika flödesbanor har olika kemi, det vanliga är skillnader i aciditet men även näringshalterna kan variera (Tonderski m.fl., 2002).

Dikningars syfte är att sänka grundvattennivån och därmed främja skogstillväxten. De hydrologiska effekterna har dock visat sig bero på lokala förhållanden som i sig varierar mycket. Rent generellt kan man dock konstatera att de minsta flödena tenderar att bli ännu lägre efter dikning. Orsaken är att dikning medför snabbare tömning av den del av grundvattenmagasinet som fylls på av regn och/eller snösmältning och som annars skulle ha avvattnats under torra perioder. Till följd av dikningen har dessa avrinningsområden därför mindre grundvattenresurser i början av torra perioder. Vattenflödet i bäckar sjunker under det som skulle råda under naturliga förhållanden. En annan ändring i bäckarnas regim är att även tillfälliga flödestoppar i samband med regn, som observerats före dikningen, numera uteblir. Orsaken är att grundvattenytan efter dikning snabbt sänks till dräneringsnivåns nedre gräns och att avdunstning därefter ytterligare sänker grundvattenytan. Det behövs därför mer regn för att grundvattnet ska nå en höjd där avrinningen börjar. Det är viktigt att framhålla att effekter av dikningsföretag bara kan påvisas i små avrinningsområden upp till några km². Anledningen till att man har svårt att belägga effekter i större områden är att andelen dikad mark vanligen är liten i stora avrinningsområden. Om ett avrinningsområde bara är dikat på en relativt liten del minskar förändringarnas inflytande på den totala flödesmängden så att de hamnar inom mätningarnas felmarginal (Tonderski m.fl., 2002). Undersökningar av kalhuggningars hydrologiska effekter har varit föremål för omfattande rapportering i facklitteratur. Trots detta är det svårt att ge entydiga svar på frågan hur flödet ändras i bäckar när skogen avverkas. Vissa undersökningar bekräftar att vattendrag i beskogade ytor har jämnare vattenföring.

Skogstillväxten har varit kraftig i Sverige under de senaste decennierna. Den ökade biomassan medför större avdunstning och i sin tur minskad vattentillgång i vattendrag.

Skyddszoner

Skogsvårdslagen rekommenderar att en trädridå lämnas kvar vid vattendrag efter skogsavverkning främst av hänsyn till den biologiska mångfalden. Det är också rimligt att anta att avskiljningen av näringsämnen gynnas med trädbevuxna våtmarker. Den högre kvävereduktionen i trädbevuxna skyddszoner beror troligen på två faktorer, dels att denitrifikationen är högre på grund av mer föna och ett mer varierande grundvattenstånd, och dessutom på ett större kväveupptag via trädens rötter än via gräsrötter.

Studier gjorda av skogsområden visar att med en kvarlämnad skogsridå efter skogsavverkning förekom ingen ökning i fosfor eller suspenderat material i vattendraget. I de områden som avverkats ända ner till bäcken ökade fosforhalterna ca fem gånger efter avverkningen. Av stor betydelse är också hydrologin, träd transpirerar mer än fältskiktets vegetation och bidrar därmed till en mer varierande grundvattennivå. Flera studier visar att en skyddszon på 15 meter utgör en tillräcklig bredd för en effektiv näringsretention (Tonderski m.fl., 2002). I Sverige har skyddszoners betydelse uppmärksammats först under de senaste åren och det är numera vanligt att ett ridåbestånd lämnas kvar längs bäckar vid avverkning. Men den avsatta skyddszonen är ofta smal och de träd som lämnas är de som saknar ekonomiskt värde. Det innebär att de kvarlämnade träden är i dålig kondition och förmår inte att ta upp det kväve som tillförs hygget.

I Skogsstyrelsens föreskrifter till skogsvårdslagens § 30 anges att ”de skyddszoner med träd och buskar ska lämnas kvar vid övergångar mot andra landskapselement som sjöar och vattendrag i sådan utsträckning som behövs av hänsyn till växt- och djurlivet, kulturmiljön och landskapsbilden”. Numera har Skogsstyrelsen utformat vissa rekommendationer för kvarlämnande skyddszoner vid avverkning med betoning på betydelsen för vattenlevande organismer. Bland annat anges att skyddszonerna bör ha en blandad ålders- och trädslagssammansättning, samtidigt betonas att skyddszonen bör vara en maskinfri zon. Man rekommenderar att skyddszonens bredd anpassas till vattendragets känslighet och värde ur biologisk synvinkel. En svensk studie visar att upp till 40 meter kan behövas för att undvika störningar på främst fiskfaunan (Tonderski m.fl., 2002).

MATERIAL OCH METODER

För att utröna problemen med att havsöringen inte reproducerade sig i Gråskaån behövdes mätningar av vattenföring då inga tidigare mätningar gjorts. Metoden som valdes att använda var mätning med hjälp av en s.k. flygel. Mätningar gjordes en gång i veckan från den 29 mars till den 29 juni, detta för att få mätvärden från högflöde till lågflöde. När man vill studera vattenföringen i ett område krävs längre perioder av mätning (åtminstone under ett hydrologiskt år). Då detta arbete inte sträcker sig så långt för att kunna få fler mätningar användes en datamodell den s.k. HBV- modellen för att simulera resten av årets vattenföring. För parametreringen av modellen användes befintlig data från två avrinningsområden i närheten, Bergshamra och Finsta. Det visade sig att för Bergshamra gick det inte att få någon bra överensstämmelse mellan simulerade värden och mätdata. Så för att få fram värden för Gråskaån interpolerades värdena bara med dem från Finsta för att passa Gråskaån.

Flygelmätning

Metoder av detta slag innebär att vattenhastigheten mäts i ett antal punkter i en tvärsektion av vattendraget varefter vattenföringen fås som en produkt av hastigheten och tvärsnittsarean. Vattenföring är den volym vatten som rinner fram per tidsenhet i ett vattendrag och uttrycks vanligen i m^3/s . Propeller- eller rotorströmmätare (flyglar) är vanligast när det gäller fältmätning i vattendrag. Metoden valdes även för mätning av vattenföringen i Gråskaån. Vid flygelmätning kan vattenhastigheterna i olika punkter i mätsektionen bestämmas genom att vattenhastigheterna i stort sett är proportionella mot flygelns rotationshastigheter. Sektionens area uppmäts innan mätning sker. Olika sätt finns att fixera flygelns på önskade punkter i sektionen. Vanligast i relativt små vattenföringar är att använda en stång (stångflygel).

Som mätplats valdes en järnvägsbro över ån. Där fanns en jämn ström av vatten och man kunde med lätthet stå på bron för att mäta med flygeln. Området avvägdes med ett avvägningsinstrument var 20:e cm. Ån var vid starten av mätningarna (2004-03-29) ca 7.60 m bred och hade då ett maxdjup på 1.09 m. Flygelmätningen gjordes i 7 st vertikaler, en varje meter. Flygeln sattes fast på en stång som har en platta längst ner så att den kunde sättas mot botten och flygeln kunde så sättas på det önskade djupet man ville mäta vattenföringen. Första mätningen gjordes på 0.5 (50%) av djupet. Senare valdes att även utföra mätningar på 0.2 (20%) och 0.8 (80%) av djupet, för att få en bättre säkerhet. Registrering från propellern gjordes var 10:e sekund och resultatet gavs i cm/s. Vid varje vertikal antecknades registreringarna och ett medelvärde för vertikaler räknades senare ut. Hastigheten räknades om till m/s och plottades mot djupet i m på ett millimeterpapper (bilaga 2, figur 15-21). Det uppskattade antalet rutor i diagrammen multiplicerades med en rutas värde för att få fram medelhastigheten i de 7 olika vertikaler. Vertikalernas medelhastighet (m^2/s) plottades sedan mot kanalens bredd på ett millimeterpapper (bilaga 3, figur 22). Antalet rutor uppskattades och multiplicerades med en rutas värde, vattenföringen (Q) fås fram på så sätt.

HBV-modellen

Vill man estimerar avrinningen i ett område är det möjligt att använda ganska enkla metoder. En senare metod är användandet av nederbörd/avrinningsmodeller. Dessa modeller är baserade på en beskrivning av de viktigaste processerna och lagringar i avrinningsområdet. En av de mest framgångsrika av dessa modeller är HBV-modellen, som utvecklades i Sverige under 1970-talet. Modellen fick sitt namn efter den avdelning vid vilken den utvecklades, nämligen Hydrologiska Byråns Vattenbalansavdelning (Lindström m.fl, 1996). Den har senare blivit användningsbar för alla Nordiska länder och i mer än 30 andra länder runt om i världen. HBV-modellen är precis som andra nederbörd/avrinningsmodeller baserad på en förenklad representation av några få komponenter i den hydrologiska cykeln. Avrinningen simuleras utgående från nederbörd, lufttemperatur och potentiell evapotranspiration. För att kunna göra detta simulerar datorn vattenbalansen för de fyra huvudsakliga lagringsmagasinen i avrinningsområdet, och hur dessa dynamiskt svarar på varierande meteorologiska input data. De fyra lagringsmagasinen är; snö, markvatten, övre zonen (ytvatten) och den lägre zonen (grundvattenzonen) (Rodhe & Klingtveit, 1997).

Modellen utvecklades som ett verktyg för hydrologiska förutsägelser, och är fortfarande det den används mest till. Den används också till att kontrollera datakvalité, ger fler avrinningsdata som fattas på många håll, används till vattenbalansberäkningar och studier, används till att simulera effekten av klimatförändringar och används till att simulera grundvatten förändringar (Rodhe & Klingtveit, 1997). I detta arbete användes en förenklad variant av HBV-modellen, HBV light (Seibert, 2002).

Parametrar som används till att köra HBV lightmodellen (Seibert, 2002)

<i>TT</i>	– tröskeltemperatur.
<i>SFCF</i>	– snökorrigeringsfaktor.
<i>CWH</i>	– smältvatten och regn hålls kvar i snömassorna tills det når detta tröskelvärde.
<i>CFR</i>	– återfrysingskoefficient.
<i>FC</i>	– maximalt värde för lagring av markvatten, fältkapacitet.
<i>BETA</i>	– bestämmer den relativa fördelningen av avrinningen, från regn eller snösmältningensvatten vid en given markfuktighetsdeficit.
<i>LP</i>	- tröskelvärde för potentiell avdunstning.

<i>PERC</i>	- bestämmer den maximala perkolationen (nedåtriktat omättat flöde) från den övre boxen till den lägre grundvattenboxen (SLZ).
<i>UZL</i>	- tröskelvärde för grundvattenflöde.
K_0	- recessionskoefficient för den övre zonen.
K_1	- recessionskoefficient för den lägre zonen.
K_2	- recessionskoefficient för grundvattenavrinning.
MAXBAS	- parameter som styr avrinningstoppens tidsmässiga fördelning. Parametern transformerar avrinningen med hjälp av en viktningsfunktion.

Snörutinen

En snörutin beräknar snöackumuleringen eller snösmältningen (Rodhe & Klingtveit, 1997). Den bygger på en indelning av avrinningsområdet i höjdzoner, höjdgradienter i temperatur och nederbörd, och en tröskeltemperatur som avgör om snön faller som regn eller snö, och en snösmältning vars hastighet bestäms av lufttemperaturen (Lindström m.fl, 1996). Nederbörden ackumuleras som snö när lufttemperaturen faller under 0°C (J. Seibert, 2002). Snösmältningen börjar när temperaturen går över 0°C. Estimeringen av snösmältningen görs av en graddagmodell, som är baserad på ett linjärt samband mellan lufttemperaturen och snösmältningen (Rodhe & Klingtveit, 1997).

Markvattenrutinen

Markvattenrutinen får regnvatten eller smältvatten från snön som input, och beräknar förändringen av lagrat vatten i markvattenzonen, aktuell evapotranspiration (förlust av vatten från mark, vattenytor och vegetation till atmosfären) och perkolation (nedåtriktat omättat flöde) som output från modellen (Rodhe & Klingtveit, 1997). Fältkapaciteten är den maximala lagringen av vatten i markvattenrutinen. Om markvattenlagringen är vid fältkapacitet, kan inte mer nederbörd eller smältvatten lagras som markvatten, och all input till markvattenrutinen bildar avrinningsvatten. Detta kan leda till en hög avrinning även från efter mindre regnskur (Rodhe & Klingtveit, 1997). Tre parametrar BETA, FC och LP, styr detta förlopp (Bergström, 1992).

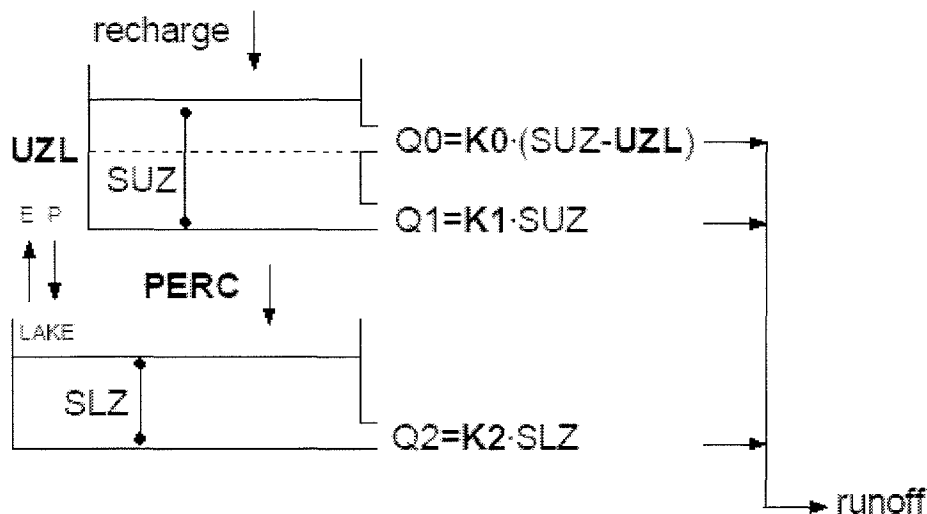
Avrinningsrutin

Avrinningsrutinen omvandlar perkolationen som producerades i markvattenrutinen till just avrinning. Avrinningsfunktionen i HBV-modellen består av två linjära zoner, en övre zon (SUZ) och en undre zon (SLZ) (figur 5). Den övre och den undre zonen försenar avrinningen i tiden. Genom att välja passande värden för parametrarna, kan modellen både ge en snabb respons för högflöden och en långsam respons för lågflöden (Rodhe & Klingtveit, 1997).

Den övre zonen (SUZ) representerar den snabba avrinningskomponenten, både från markavrinning och från grundvatten. När perkolationen från markvattnet överskrider markens fältkapacitet, kommer en avrinning från den undre zonen att starta. Avrinningshastigheten bestäms av en tillbakahållande koefficient för den lägre zonens utlopp (K_1). Om den övre zonens tröskelvärde för lagring överskrids (UZL), kommer en ännu snabbare avrinning ske genom den övre zonens utlopp, vid en hastighet som bestäms av den övre zonens tillbakahållande koefficient (K_0) (Rodhe & Klingtveit, 1997).

Den lägre zonen (SLZ) representerar det djupare grundvattnet och sjövattnelagring som bidrar till basflödet i avrinningsområdet. Avrinningshastigheten kontrolleras av endast en tillbaka-

hållande koefficient (K_2). Den lägre zonen mottar vatten genom perkolation från den övre zonen och genom direkt nederbörd till sjöar och åar (Rodhe & Klingtveit, 1997).



Figur 5. Avrinningsrutinens olika komponenter i HBV modellen.

Modellkalibrering

För att underlätta parametreringen av modellen simulerades först vattenföringen för två områden i närheten, Finsta och Bergshamra, från vilka det finns långa serier av uppmätt vattenföring. Under arbetets gång visade det sig att Bergshamra inte gick att parameterisera speciellt bra. Till finjusteringen av parametrarna i simuleringen av Gråskaån användes därför bara parametervärdena från Finsta simuleringen.

Observerad nederbörd och lufttemperatur ges som indata i modellen, och simulerad avrinning erhålls. När kalibrering sker jämförs den simulerade avrinningen med den observerade avrinningen. Om en signifikant skillnad hittas, ändras några av parametrarna och en ny simulering görs. Denna process upprepas tills modellen ger en bra samstämmighet mellan den simulerade och observerade avrinningen (Rodhe & Klingtveit, 1997). Optimalt nås en samstämmighet med värdet 1.

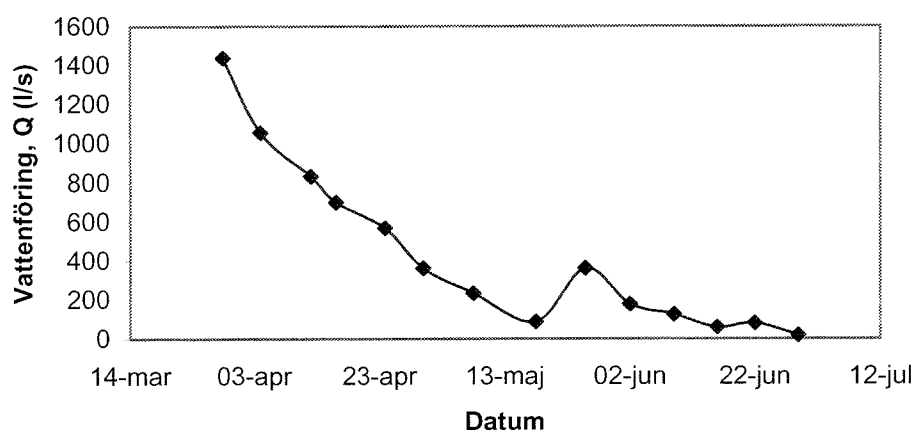
RESULTAT

Under perioden 29 mars till den 29 juni mättes vattenföringen i Gråskaån, se tabell 3 och figur 6. Avtagandet från hög till lågflöde är ett markant snabbt förlopp. Troligtvis är inte hela högflödestoppen med i mätningarna men stora delar av den.

Tabell 3. Mätvärdena för vattenföringen (Q) i Gråskaån

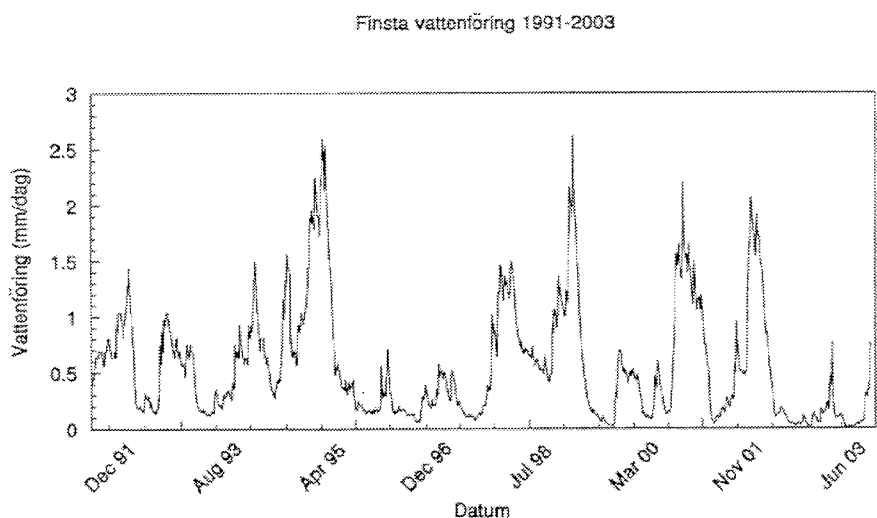
Vattenföring i Gråskaån			
Datum	Q (l/s)	Q (m ³ /s)	Q (mm/dag)
29-mar	1437,5	1,44	1,873
04-apr	1053,8	1,05	1,373
12-apr	831,3	0,83	1,083
16-apr	700	0,7	0,912
24-apr	569	0,57	0,742
30-apr	362,5	0,36	0,472
08-maj	232,5	0,23	0,303
18-maj	86,03	0,0086	0,112
26-maj	361,3	0,36	0,471
02-jun	177,5	0,18	0,231
09-jun	123,8	0,12	0,161
16-jun	59,4	0,059	0,077
22-jun	80,6	0,008	0,105
29-jun	17,4	0,017	0,022

Vattenföring i Gråskaån



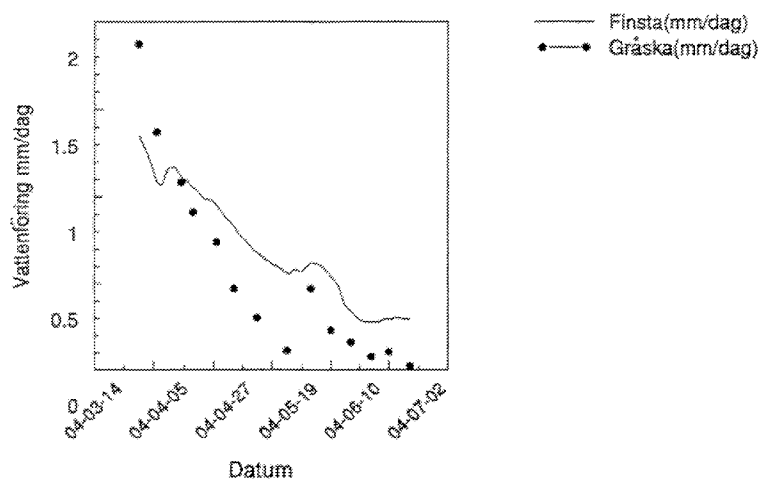
Figur 6. Vattenföringen i Gråskaån (l/s) perioden 2004-03-29 till 2004-06-29.

För Finsta fanns uppmätta vattenförings data från 1991 till år 2003. Data från år 2004 redovisas i figur 8 tillsammans med mätdata för Gråskaån.



Figur 7. Vattenföring i Finstaån perioden 1991-2003 (mm/dag).

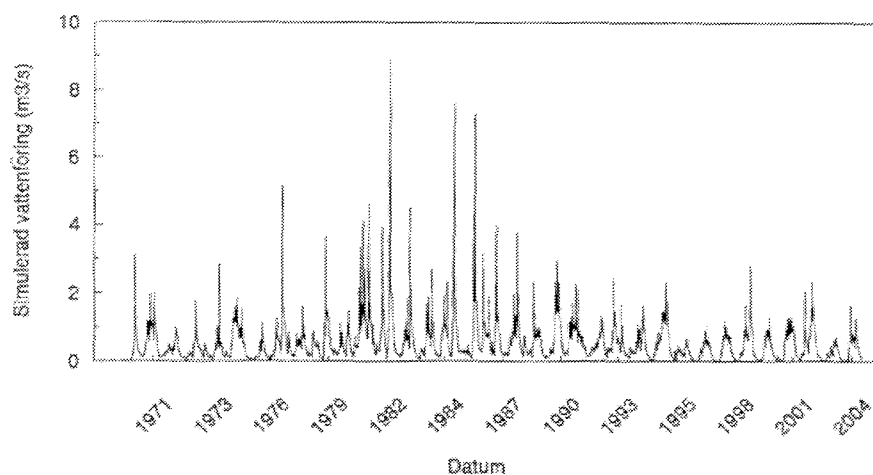
För att kunna jämföra områdena Finsta och Gråska, plottades de befintliga mätvärden mot varandra i figur 7. Områdena jämfördes för att bättre kunna parametrисera HBV modellen.



Figur 8. Vattenföringen i Gråskaån och i Finstaån (mm/dag) perioden 2004-03-29 till 2004-06-29.

Den simulerade vattenföringen för Gråskaån från januari år 1970 till juni år 2004. Uttryckt i m^3/s . Figuren visar tydligt ett mindre vattenflöde under 90-talet.

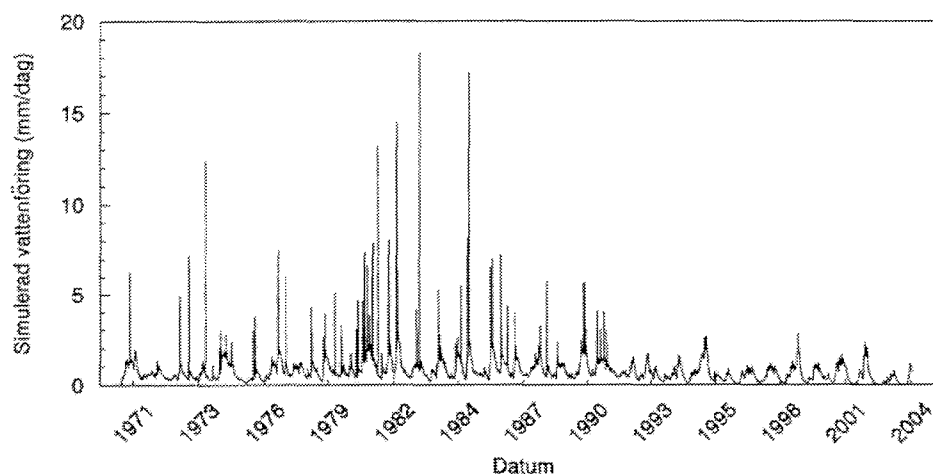
Gråskaåns simulerade vattenföring 1970-2004



Figur 9. Simulerad vattenföring i Gråskaån perioden 1970-2004 (m^3/s)

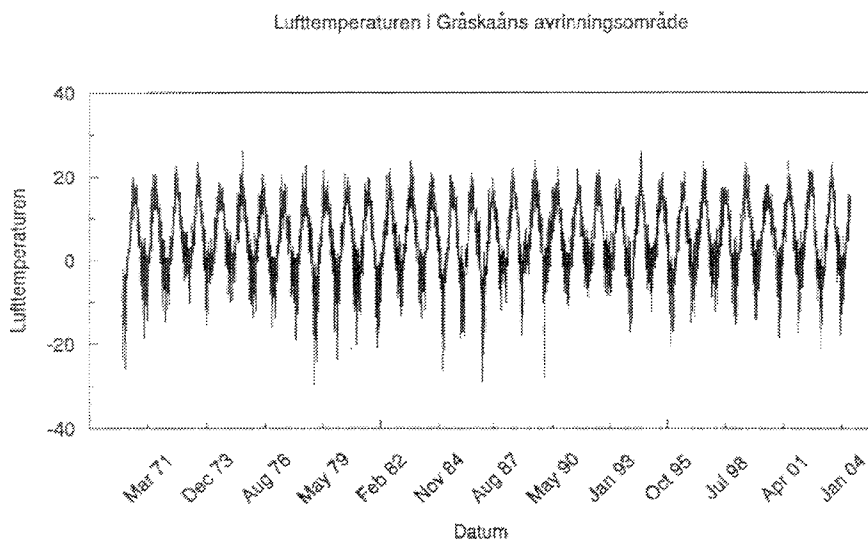
Den simulerade vattenföringen för Finsta från januari år 1970 till juni år 2004. Uttryckt i mm/dag. Även för Finsta kan man se en tydlig minskning i vattenflödet under 90-talet.

Finsta simulerad vattenföring 1970-2004



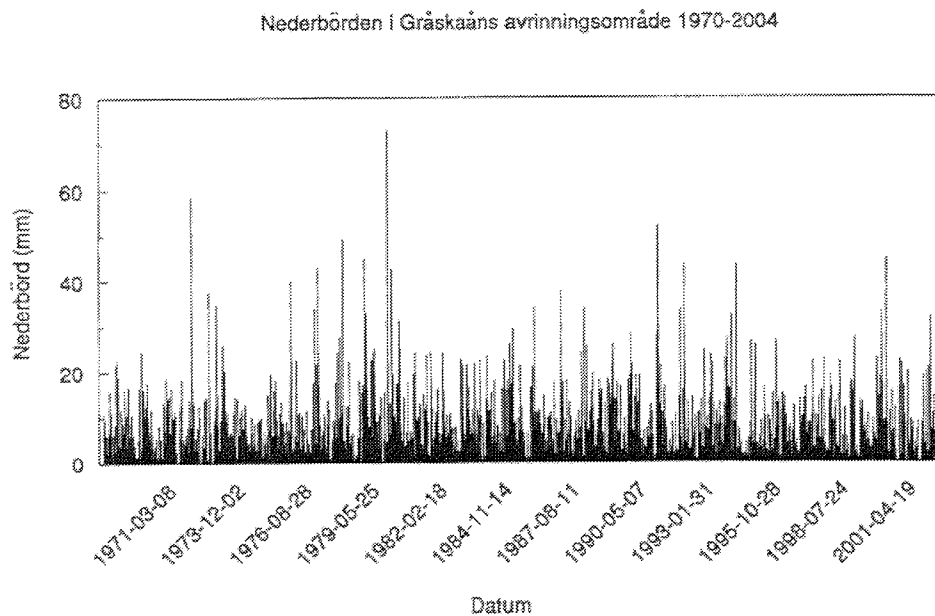
Figur 10. Simulerad vattenföring i Finstaån perioden 1970-2004 (mm/dag).

Från SMHI beställdes temperatur och nederbördsdata från två olika stationer, Risinge och Svanberga. Dessa två stationer ligger inte alls långt ifrån Gråskaån och får anses ge representativa temperatur och nederbördsdata för Gråskaån.



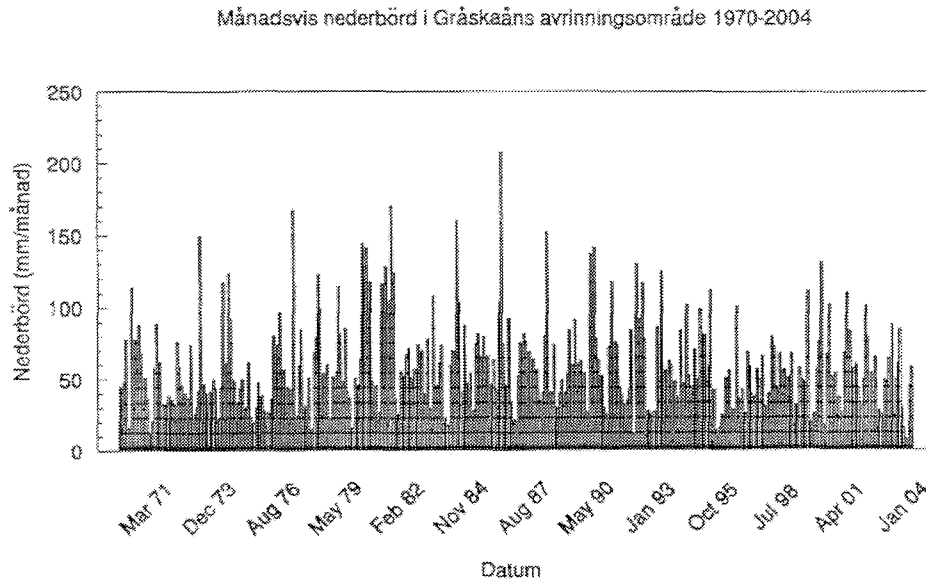
Figur 11. Lufttemperaturen i Gråskaåns avrinningsområde perioden 1970-2004.

Nederbörden i avrinningsområdet under åren 1970-2004. De större topparna har under 80 och 90-talet inte varit lika många. Det visar även att nederbörden tycks minska under 90-talet.



Figur 12. Nederbörden i Gråskaåns avrinningsområde perioden 1970-2004.

För att lite lättare kunna se fluktuationerna i nederbörden räknades ett månadsvärde ut för alla månader från år 1970 till år 2004. Vilket även detta visar en nedgång i nederbörden under 90-



talet.

Figur 13. Månadsvis nederbörd i Gråskaåns avrinningsområde perioden 1970-2004.

Effekterna av dämning på lågvattenföringen

En tänkt dämning, av Gräsösjön, med en meter skulle ge en vattenvolym på:

Sjöns area = 0,706 km²

Djup = 1m

Vattenvolym = 0,706*1 = 706 000m³

Om så mycket vatten skulle däckas upp och släppas på under fyra månader under sommaren då vattenföringen är som lägst skulle det ge ett tillskott till flödet på:

706000 m³/ 10368000 s = 0,068 m³/s i 4 månader = 68 l/s

Om man räknar bort eventuell förlust i avdunstning:

100 mm /månad = 400 mm

mm = l/m² vilket för Gräsösjön blir 400 l/m²

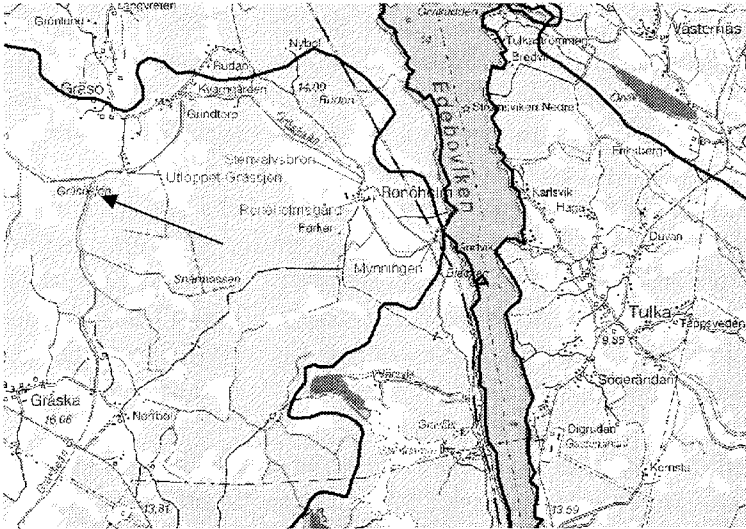
0,706km² = 706000m² * 400 = 282400000 liter för hela Gräsösjön

1 liter = 1dm³, 1m³ = 1000liter

282400000/1000 = 282400m³

Så totalflödet blir:

706000m³-282400m³ = 423600m³/ 10368000s = 0,0409 m³/s = 40,9 l/s



Figur 14. Gräsösjön (markerad med pil på kartan) som skulle vara möjlig att dämna upp.

DISKUSSION

Då det endast finns några få mätvärden för vattenföringen i Gråskaån, och man vill se hur det troligen ser ut resten av året. Då behövdes fler mätvärden för att kunna köra HBV modellen och få fram tidsserien på 30 år. Det tidigare simulerade Finsta visade sig vara likt Gråskaån. Mätserien (040329 – 040629) från Gråskaån plottades i ett diagram tillsammans med mätvärden från Finsta samma period (figur 8). Volymen vatten var nästan den samma, enda skillnaden var att i Gråskaån avtog högfloppet snabbare. Då områdena ansågs vara någorlunda lika så togs mätvärden från Finsta och lades in i datafilen för Gråska. När simuleringen sedan skulle startas så användes samma parameteruppsättning som för Finsta och man fick då en matchning på 0,7187 vilket är helt acceptabelt. Några ändringar gjordes sedan i några parametrar och till slut blev det en matchning på 0,8086: De parametrar som ändrades var C_{MAX} som sänktes från 4 till 0,75. Den parametern är lägre i skogsområden än i öppna landskap. Vilket stämmer för det är mer skog i Gråskaåns avrinningsområde, 80%, jämfört med Finsta som har 60%. Andelen sjö är i Gråska 2 % och i Finsta 12%, vilket kan vara ett av svaren på varför vattenflödet avtar snabbare i Gråska än i Finsta. Sjöar utgör viktiga fördröjningsmagasin för vattenflödet. Modellparametern L_P ändrades också, från 0,3 till 0,5. $MAXBAS$ ändrades från 8 till 4 dagar. Detta för att få en lägre och bredare avrinningstopp, det vill säga en lägre snösmältningstopp som avtar långsammare. $PERC$ sänktes också för att få en större avrinning från den övre markzonen, vilket troligen är det som sker i Gråskaån. Provade även att ändra de mer områdesspecifika parametrarna K_0 , K_1 och K_2 men dessa gav ingen förändring.

I ett gammalt inventeringsprotokoll från 1974 gjort av länsstyrelsen i Stockholm, nämns att vattenföringen i Gråskaån den 8/6-74 var god med ca $0,67 \text{ m}^3/\text{s}$. Enligt simulering från modellen var vattenföringen den dagen $0,205 \text{ m}^3/\text{s}$. Så en riktigt bra överensstämmelse vid enskilda specifika tillfällen är det inte. Vid en fältinventering som Lovén gjorde 1988 den 12/7 ansågs vattenföringen vara 2 l/s vilket motsvarar $0,002 \text{ m}^3/\text{s}$. Den dagen visar de simulerade resultatet på en vattenföring motsvarande $0,17 \text{ m}^3/\text{s}$. Så den dagen stämmer resultaten heller inte överens. Däremot från ett elfiskeprotokoll från 2003 den 6/10 så anges en vattenföring i Gråskaån på $0,03 \text{ m}^3/\text{s}$. Simulerat resultat den dagen är $0,023 \text{ m}^3/\text{s}$, vilket får anses ligga nära den verkliga vattenföringen.

Figur 9 visar att vattenföringen i Gråskaån har minskat de senaste tio åren. Detta gäller även för Finsta, figur 10, så flödesminskningen är inte unik för Gråskaån. Enligt nederbördsdata från SMHI (figur 12 och 13) har det skett en liten förändring i nederbörden. Det är inte lika många stora toppar i nederbörden längre och det kan urskiljas en minskning i nederbörden under 90-talet. 80-talet var en period med större nederbördsmängd. Lufttemperaturen i figur 11 visar att det också var kallare vintrar under 80-talet än under 90-talet. Detta kan ha lett till en större snöackumulation och därav också de högre flödestopparna under 80-talet jämfört med 90-talet. Flödes topparna ser då för 90-talet ännu lägre ut, jämfört med 80-talet, men i själva verket så är de kanske inte så låga. De höga flödestopparna under 80-talet kan vara en orsak till att havsöringen då trivdes i ån och reproducerade sig när det sedan blev mindre nederbörd under 90-talet, så kan den inte längre existera där.

Något som också kan vara en orsak till den minskade vattenföringen är att det under åren har gått över till att vara mer skogsmark istället för odlingsmark i avrinningsområdet. När marken blir mer bevuxen av träd innebär det ett större upptag av vatten, vilket då leder till en minskad avrinning i området.

Resultaten visar att Gråskaån inte mottager mindre vatten än andra avrinningsområden i närheten. Problemet är snarare att det inte finns några utjämningsmagasin. När ån får vatten från snösmältning eller riklig nederbörd kan det inte hållas kvar på ett effektivt sätt i systemet utan allt försvinner ganska fort. Som mätningarna också visar, är det stor skillnad mellan högvatten och lågvatten, se figur 6. En variation mellan 1400 l/s i mars till 17 l/s i juni visar att vattnet försvinner från ån ganska snabbt under sommartiden (tabell 3). Området blev under 1800-talet påverkat av sjösänkningar och utdikningar, en förändring i hydrologin blev det resultat vi ser idag. Då flera av sjöarna i avrinningsområdet inte längre kan tjäna som utjämningsmagasin, avtar högflödet ganska snabbt och gör sommartiden till en period av extrem lågvattenföring och ibland till och med torrläggning av ån. Eftersom man på länsstyrelsens vill att Gråskaån ska ha en havsöringsstam är ån verkligen i behov av åtgärder främst för att säkerställa vattenflödet. Havsöringen reagerar på låga vattenflöden med att dra sig nedströms. På hösten när fisken leker får strömmhastigheten inte vara under 15 cm/s. Vilket kan bli ett problem i Gråska då flödes hastigheten fluktuerar rätt mycket. Under tiden detta projekt utfördes fluktuerade flödet i mitten av åfåran från 37 cm/s till 1 cm/s. Havsöringen vill också ha ett lämpligt lekgrus (en blandning mellan grus och sten) med bra vattengenomströmning så äggen syresätts. Framförallt krävs variation i habitat för att både lekfisk och yngel ska trivas i ån. Det kan åstadkommas genom biotopvård då man anlägger grusbäddar där man även ser till att strömhastigheten är god, så bädden inte sätts igen av finare material. Även anläggandet av ståndplatser är viktigt för både vuxenfisk och yngel. Äggen kläcks under våren och ynglen ska då klara sig under sommaren i vattendraget. Det kan den nu inte göra i Gråskaån då vattennivån är allt för låg. Vattendraget är också starkt igenvuxet och i behov av borttagande av växter för att vattnet inte ska bli allt för stillastående och därmed syrefattigt.

För att skapa ett jämnare vattenflöde i ån finns anläggning av våtmark uppströms utloppet som en möjlighet. Den f.d. Gräsösjön ligger just uppströms utloppet och används inte idag till något speciellt utan håller på att växa igen. Den sjön sänktes med ca 1 meter i slutet av 1800-talet. Om man skulle försöka återskapa ett djup på 1 meter skulle man få en vattenvolym på 0,706 miljoner m³, vilket är ett medianvärde för en sjö av denna storlek. Sjöns skulle då verka som ett utjämningsmagasin. Om man räknar på att den volymen vatten dämms upp i sjön och sparas till sommarens fyra lågvattenmånader, då det behövs ett tillskott på vatten, skulle den volymen ge ett flöde på 40,9 l/s och med det förhindra uttorkning av ån under sommaren. Det

finns även fler sjöar i avrinningsområdet som är sänkta på 1800- talet som kanske även de skulle kunna utnyttjas för uppdämning, för att få ett riktigt rikligt flöde. I detta arbete nämns bara Gräsösjön då den av alla sjöar ligger allra längst ner i avrinningsområdet, och därför bäst kan påverka den del av ån där det är tänkt att havsöringen kommer kunna vandra. Den f.d sjön används inte idag till något enligt boende i området och detsamma framkom under ett eget besök i området.

MÖJLIGA ÅTGÄRDER

Gråskaåns avrinningsområde har under slutet av 1800-talet blivit starkt påverkat av mänskliga aktiviteter genom att fyra sjöar har sänkts och man har dränerat mark för att få mer odlingsbar mark. Detta har idag visat sig påverka hydrologin i området, då ån under sommaren ofta blir torrlagd enligt boende i närheten. Eftersom länsstyrelsen har ansett att detta område är lämpligt för inhysning av ett havsöringsbestånd, och därför genomfört en del utsättningar av fisk, finns det anledning att titta lite närmare på vad som finns att göra för att se till att ge de rätta förutsättningarna för havsöringen att trivas och reproducera sig i ån. Dessa förutsättningar gäller då naturligtvis en säkrare vattenregim i området med mer naturliga fluktuationer av vattenståndet.

Våtmarker

Då avrinningsområdet har en del sänkta sjöar finns möjlighet att idag återställa dessa till våtmarker. Den sjön som främst syftas på i detta arbete är en uppdämning av f.d. Gräsösjön som ligger i de nedre delarna av avrinningsområdet. Denna f.d. sjö använd idag inte till något utan är till stor del igenväxt av vass och annan vegetation. Enligt gammal vattendom är sjön sänkt med ca 1 meter, för att som det beskrivs i den gamla sjösänkingsplanen, då marken årligen utsätts för översvämningar. En annan anledning till att just dämna upp den f.d. sjön till våtmark är att vattnet för med sig en del näringsämnen, som tidigare nämnts har vattnet mycket höga halter av kväve och fosfor. Dessa näringsämnen är nödvändiga för produktionen på våra åkrar och skogar, liksom i sjöar, våtmarker och hav, men inte i överflöd. Beroende på att tillgängligheten för organismerna inte är oändlig är i allmänhet något av dessa produktionsreglerande eller produktionsbegränsande ämnen. Gråskaån som mynnar ut i havet, Edeboviken, och för med sig en hel del näringsämnen och hjälper till med övergödningen av Östersjön. Då ett av Sveriges 15 miljömål är hav i balans, så kan våtmarken i f.d. Gräsösjön även hjälpa till att minska tillförseln av näringsämnen om den sköts rätt.

En våtmark kan även hjälpa till att öka den biologiska mångfalden i området. Inga inventeringar finns gjorda i området enligt kommunekologen på Norrtälje kommun, så det skulle vara aktuellt innan åtgärder görs. Under fältundersökningar siktades dock ett antal fåglar som havsörn och häger. För havsöring är kanske inte en våtmark den bästa platsen att vara i då deras yngel lätt blir byten för andra fiskar som trivs i våtmarker, så som gäddor. Då ån har en lång sträcka innan den når den f.d. sjön så finns det möjlighet för havsöringen att trivas i den strömmande delen utan att behöva befinna sig i själva våtmarken. Huvudsyftet med våtmarken blir att jämna ut vattenflödet under året, så den aldrig blir torr. Detta medför då att havsöringen kan ta sig in i ån utan svårigheter och komma dit under hösten för att leka och att ynglen som sedan kläcks kan befinna sig där innan det är dags att migrera ut i havet.

Våtmarkens funktion

Igenväxning och igenslamning medför låga flödes hastigheter och låg vattenomsättning

och bidrar till försämringar av vattenkvaliteten i samband med tillförsel av näringsämnen och utsläpp av avloppsvatten. Följderna av rensningar blir att flödes hastigheten ökar och att vattenståndet blir lägre vid samma vattenföring. Detta kan vara speciellt märkbart vid låga flöden. En snabbare borttransport av vattnet och de ämnen, som finns lösta och suspenderade i vattnet, innebär att föroreningsbelastningen på kustområdena tilltar. Det finns numera en ambition att därför öka vattnets uppehållstid på land. Det sker emellertid sällan genom att återföra vattendragen till mer naturlig form. Istället anläggs våtmarker och s.k. buffertzoner i anslutning till vattendragen.

Exempel på våtmarkers funktioner är vattenomsättning, biogeokemisk omsättning av kol, kväve och fosfor, biologisk produktion och habitat eller biotoper för organismer av alla slag. Exempel på värden eller ekosystemtjänster som dess funktioner kan ge upphov till är vattenmagasin och flödesutjämning, filter som håller kvar växtnärsämnen och partiklar i vattnet, produktion av växtmaterial som kan rötas till biogas, rekreation och jakt. Erfarenheterna av våtmarker för kväveavskiljning är goda och det är relativt okomplicerad åtgärd mot läckage av kväve från jordbruksmark. Detta kväve finns till stor del som nitrat och det är förhållandevis lätt att utnyttja en våtmark så att nitrat omvandlas (denitrifieras) till kvävgas som avgår till luften. Ekonomiska studier har antytt att det är en kostnadseffektiv åtgärd att anlägga våtmarker i jordbrukslandskap (Tonderski m.fl., 2002).

Vilka värden har våtmarker?

- a) **Vattenrening.** Våtmarker erbjuder möjligheter att avskilja många olika typer av föroreningar exempelvis kväve, fosfor och partiklar.
- b) **Produktion och resursåtervinning.** Våtmarker kan erbjuda möjligheter att producera exempelvis bioenergi och att återföra näringsämnen som kvarhållits i våtmarken till jordbruksmark. Våtmarker kan vidare ha såväl negativa som positiva effekter på till exempel vandrande fisk och därmed yrkes- och sportfisket.
- c) **Vattenmagasinering.** Våtmarker kan bidra till att utjämna flödesvariationer och vatten som magasineras i våtmarker kan utnyttjas direkt för exempelvis bevattning.
- d) **Biologisk mångfald.** Våtmarker kan innehålla en hög biologisk mångfald eller bidra till biologisk mångfald i ett större perspektiv genom att till exempel utgöra rastplats för en viss art. Vissa organismer som kan gynnas av våtmarker kan ha oönskade effekter (exempelvis myggor).
- e) **Upplevelse.** Här inkluderas rekreation, friluftsliv, sportfiske, jakt, fågelskådning, naturupplevelse, landskapsbild och turism (Tonderski m.fl., 2002).

Konstruktion

Inlopp och utloppet kan konstrueras på många olika sätt. Inflödet kan ske via olika typer av överfall, rör eller via översilningsytor eller en kombination av dessa. Det vanligaste är att inflödet till våtmarken sker via ett rör. På så sätt kan man reglera fördelningen av det inkommande vattnet (genom att kunna öppna och stänga) och det ger även vattnet en ökad syresättning. Det är dock inte optimalt ur fördelnings synpunkt, då man helst vill att vattnet skall spridas jämt över våtmarken. Spridning kan då åstadkommas genom att en ö eller en undervattensvall placeras framför inloppet. Ett annat alternativ är att använda en djupzon för att sprida inkommande vatten och på motsvarande sätt samla in utgående vatten (Tonderski m.fl., 2002). En annan effekt av djupzonerna är att de minskar vattenhastigheten och på så sätt gynnar sedimentation av suspenderat material. Rekommendationer är att djupzonen vid inloppet följs av en grundare och vegetationstäckt zon. Vad som däremot inte är bra är djup-

zoner längs med flödesriktningen. Den då bildade kanalen genom våtmarken och med grundare sidor har en låg hydraulisk effektivitet och liten effektiv volym. Däremot rekommenderas ibland parallella vallar i längsgående riktning som ska rikta upp flödet mellan in- och utlopp (Tonderski m.fl., 2002).

Om fisk ska vandra upp för ett vattendrag och genom en våtmark måste in- och utflöde utformas så att dessa inte utgör vandringshinder. Detta bestäms både av hur de är utformade, men också av att fisken ska kunna hitta in- och utlopp. Om vandrande fisk befinner sig längre tid i våtmarken på grund av att de inte hittar rätt ökar risken för predation från exempelvis gädda. I de fall syresättning av vattnet önskas kan det vara lämpligt att utforma inloppet eller utloppet i trappstegsform eller bara som ett naturligt överfall och på så vis syresätta vattnet (Tonderski m.fl., 2002). Som tidigare nämnts så behöver inte havsöringen befinna sig i våtmarken men det finns även annan fisk, så som gädda och mört, i ån som behöver mer stilla vatten och fisktrappan blir då främst avsedd för dem.

Inkommande vattenmängd varierar med regnintensitet, frekvens av regntillfällen, hur varaktiga regnen är, hur snabbt tillrinningen sker (vilket i sin tur beror på typ av markens egenskaper, topografi, markens mätnadsgrad och klimat). Om utflödet inte ändras samtidigt med inflödet så sker en ändring av vattennivån i våtmarken. Utloppet kan konstrueras så att nivån varierar mellan en max- och en mininivå. Om man vill reglera den hydrologiska regimen, det vill säga hur vattennivån ändras i våtmarken, så finns ett antal tekniker. Rent allmänt kan utlopp bestå av samma typer av överfall, vattendrag, rör, eller översilningsytor som beskrivits för inlopp (Tonderski m.fl., 2002).

Vattenrenande effekt

Dammar och översvänningsvåtmarker kan bidra till att minska halterna av kväve, fosfor och suspenderade partiklar i genomflödande vatten. Gemensamma drag för dammar och översvänningsvåtmarker är att hög belastning, lång uppehållstid, måttlig till hög vegetationstäthet och vegetationsdiversitet och låg flödesvariation o allmänhet leder till hög avskiljning av näring och sediment (Tonderski m.fl., 2002).

De viktigaste processerna när det gäller avskiljning av kväve i sjöar, dammar och våtmarker är upptagningen av växter, sedimentation och denitrifikation. Fosfor fastläggs främst genom upptagning av växter och bakterier, sedimentation och komplexbildning. Ett sätt att i en våtmark dra nytta av växternas upptagning är att skörda dem innan de börjat brytas ner eller påbörjat nertransporten av näringen till rötterna, för exempelvis bladvass gäller det i juli/augusti månad (Pettersson, 2001). Genom val av skördetidpunkt kan också växtbeståndets täthet regleras, vilket kan vara nödvändigt för att bevara en god hydraulik i våtmarken. De flesta forskare anser att växternas direkta betydelse för avskiljning av näringsämnen är begränsad om de inte skördas regelbundet så att näringen bortförs från våtmarken (Tonderski m.fl., 2002). VASTRA (Vattenstrategiska vattenprogrammet) håller på med ett forskningsprojekt där de försöker visa att denitrifikationen i en våtmark är högre om övervattensväxter dominerar. De tror att det framför allt gäller under den kalla årstiden då också koncentrationerna av nitrat i vattnet är högst. En våtmark där man primärt vill ha övervattensväxter bör inte vara djupare än omkring en halv meter, eftersom många arter missgynnas av djupare vatten (Tonderski m.fl., 2002).

Majoriteten av avskiljningsresultatet som har rapporterats ligger i intervallet 200 till 2000 kg N ha/år för dammar, och är den våtmarken som har givit bäst resultat på specifik avskiljning.

De högre värden kommer från våtmarker som har belastats med nitratrikt avloppsvatten. Variationen är också stor när det gäller avskiljning av fosfor. I Amerika finns en databas på 83 våtmarker som alla fungerar som fällor för fosfor, med varierande grad av avskiljning. Även för fosfor finns ett samband med belastning, den specifika avskiljningen stiger med en högre belastning (Tonderski m.fl., 2002).

Våtmarkernas yta/volymförhållande

Dammar och översvämningsvåtmarker bör vara så stora att de medför en minskning av vattnets flödes hastighet. Detta gynnar sedimentationen av partiklar och ökar givetvis också den tid som näringsupptagningen, komplexbildningen av fosfor samt nitrifikation och denitrifikation kan ske. Stort djup gynnar avsättningen av fosforkomplex. Grunda våtmarker kan dock vara fosfor fällor genom att bottnarna är bevuxna och detta förhindrar resuspension. En annan viktig faktor är att vattenflödena inte tillåts variera alltför mycket eftersom det ökar risken för resuspension och uttransport av tidigare sedimenterat material. En hög yta/volymkvot är speciellt gynnsam för nitrifikation och denitrifikation, eftersom de aktiva bakterierna kräver både ytor och anrikning av organiskt material. Lågt vattendjup innebär dessutom att diffusionen av nitrat, ammonium och fosfat mellan vattenfasen och aktiva ytor underlättas. Vidare är det fler växtarter som kan etableras på grundare vatten (Tonderski m.fl., 2002).

Våtmarks- och vattenfåglar ökar också i artantal med ökande area. I konstruerade våtmarker har man sett att ca fem hektar våtmark ger 10-15 arter av vattenfåglar. Större areor medför bara ett långsamt ökande artantal.

Vattenmagasinerings

En viktig uppgift för våtmarker belägna ganska högt upp i ett avrinningsområde är den flödesutjämnande effekten vilket gynnar vattenrenande processer längre ner i avrinningsområdet. Flödesutjämnningseffekten i en damm fås genom att dammen har flacka kanter som gör att vatten kan breda ut sig i dammen vid ökande tillflöde. Vidare kan utloppet utformas så att en dämning kan göras av vattnet, vilket för att magasineringseffekten ökar. Ska en effekt fås för ett helt avrinningsområde så ska den totala magasineringens volymen var mycket stor. Även översvämningsvåtmarker har en utjämnningseffekt genom att vatten kan breda ut sig över våtmarken vid högvatten (Tonderski m.fl., 2002).

Vattenregimen

De hydrologiska förhållandena är troligen de viktigaste faktorerna för en våtmarks biodiversitet, struktur och funktion. Faktorerna är sådana som variationer i vattendjup med tiden, översvämnings och torrlägningsperioders frekvens och varaktighet. Vattenregimen bör kunna utnyttjas som ett instrument för att vårda och sköta våtmarken. Vårt klimat här i nordnorden medför att vattennivån i våra inlandsvatten varierar regelbundet och förutsägbart, och ofta mycket. Vanligen har vi högvatten under våren efter snösmältningen. Avrinningen och avdunstningen sänker sedan vattennivån till ett minimum under sommaren eller sensommaren. Därefter fylls vattnet på igen på grund av ökande nederbörd sensommar – höst, sjunkande temperatur och därför minskande avdunstning. Nivåerna under hösten blir genomsnittligt inte så höga som under våren, och under vintern minskar tillrinningen till snösmältningen tar vid (Tonderski m.fl., 2002).

Många befarar att ökade arealer våtmarker kan medföra mer stickmyggor. Nordamerikanska undersökningar tyder emellertid på att man i klimat liknande vårt kan motverka produktionen av stickmyggor genom att styra vattenregimen så att vattendjupet hålls på över 50 cm. Ju mindre del av våtmarken som är grund, under 20 cm, desto mindre myggproduktion. Branta stränder och konstant vattenstånd medför emellertid förlust av översvämningssmark, varma områden i våtmarken och därför troligen diversitetsförluster jämfört med långgrunda stränder. I ett fältexperiment försvann stickmyggor nästan helt när vattennivån hölls konstant hög under den isfria tiden. De naturliga vattenståndsförändringarna innebar stor myggproduktion (Tonderski m.fl., 2002).

Biologisk mångfald

Fauna i våtmarker, naturliga eller konstruerade, kan få och bibehålla en hög diversitet om de har eller ges en komplex form med varierad bottenpografi, omväxlande vegetationsfria och vegetationstäckta vattenytor, om littoralzonen är bred. Restaurerar man en redan dikad våtmark eller åstadkommer en ny genom att dämna över mark bör man få en våtmark med naturlig och lika hög diversitet som en opåverkad. Hög näringsbelastning kan reducera diversiteten hos både fauna och flora, samt leda till en snabb igenväxning vilket kräver ökad skötsel. En låg till måttlig näringsbelastning är därför att föredra. Hög näringsbelastning kan delvis motverkas genom skötsel i form av slåtter och bete, vilket är värdefullt då vegetationsstrukturen då blir mer komplex och divers. Vattenståndet ska variera med naturliga cykler och dammen bör inte torka ut (Tonderski m.fl., 2002). För att fauna i vattnet ska bli varierad bör därför även den närliggande terrestra miljön innehålla växter av olika höjd och struktur.

Mot bakgrund av att torrläggning av våtmarker främst drabbat låglänta områden så är det viktigt med väl genomtänkt design och lokalisering av dammar, för att säkerhetsställa hög diversitet hos regionens flora och fauna. Våtmarker med relativt få arter kan vara värdefullare än våtmarker med hög artdiversitet genom att olika arter är olika värdefulla att gynna med tanke på biologisk mångfald i ett större perspektiv. Våtmarker kan också utgöra viktiga rastplatser för flyttande fåglar. Istället för arten kan en population vara det intressanta föremålet för skötsel. Det är särskilt fallet om olikheterna mellan populationerna inom en art är stora och populationerna är anpassade till lokala omvärldsfaktorer. Bra exempel är flera laxfiskar. Deras populationer kan vara unika och värdefulla därför att de är anpassade till förhållandena i en specifik älv eller är snabbväxande och ger hög avkastning i ett fiske.

Våtmarker som rekreationsområden

Våtmarker som ska utnyttjas för sportfiske och jakt ska vara lågt eller måttligt belastade av näringsämnen i motsats till dammar avsedda för vattenrening och resursåtervinning. För fågelskådning spelar belastningen troligen ingen roll. Vattenomsättningen bör troligen vara hög och djupet minst någon meter för sportfiske. Våtmarken bör ha långsamt sluttande stränder, bör även ha en låg eller måttlig vegetationstäthet. Träd i strandzonen gynnar fiskproduktion och fiske genom att skapa skugga, skydd och sänkt vattentemperatur för fisk, och förhindrar dessutom igenväxning i vattendragens strandnära delar. Nedfallande trädinsekter utgör föda för fisk och höstens lövfällning utgör en viktig bas för vattendragets egenproduktion av småkryp och fiskföda. Fisk gynnas i våtmarker med öppet vatten och sparsam undervattensvegetation. Våtmarker utgör viktiga vattenhål för rådjur, hjort, älg med flera, särskilt i de i övrigt vattenfattiga jordbrukslandskapet, vilket stimulerar produktionen av jaktbart vilt. Fågelliv och fågelskådning står delvis i motsättning till jakt- och fiskeintresset. Många sångare och andra fågelarter gynnas av riklig busk- och lövträdsvegetation. Höga träd bör un-

dvikas i strandzonen och på mark som gränsar till smådammar och vadarlokaler, eftersom de utgör utsiktsplatser för rovfåglar och kråkor och underlättar predation på ägg och ungar av både vadare och vattenlevande fåglar. Då fisk ofta konkurrerar om bottendjur med fåglar, framför allt dykänder och doppingar, bör man försvåra naturlig invadering och dessutom inte heller introducera fisk. För att lösa dessa motsättningar mellan å ena sidan jakt och fiske, och å andra sidan fågelskådning, samt uppfylla önskemålen om olika biotoper för olika fågelarter, bör en mångfald av naturtyper skapas både i anslutning till dammen (Tonderski m.fl., 2002).

Markägoförhållanden

Markägoförhållanden är av avgörande betydelse för nära alla typer av våtmarker. I de fall marken ägs av den som önskar etablera våtmarker (exempelvis kommunen) går det relativt smärtfritt. Inför anläggandet eller återskapandet av en våtmark är det väsentligt att undersöka de juridiska förutsättningarna för detta (Tonderski m.fl., 2002).

Rädslor med anläggandet av en våtmark

Våtmarker erbjuder en god livsmiljö för många ”trevliga” djur- och växtarter, men de är också grogrund för organismer som inte anses lika önskvärda ur människans synvinkel, nämligen mygg. Det är ett argument som ofta förs fram av de närboende när våtmarkers anläggande ifrågasätts. Detta argument och det om lukt, som främst uppkommer när det handlar om en våtmark för renande av avloppsvatten, anses bara vara delförklaringar till varför en våtmark inte är önskvärd på den tilltänkta platsen. Motivering som NIMBY (Not In My Back Yard) är troligen den grundläggande invändningen och som genom dessa argument får mer substans. Även om en myggfri våtmark inte kan garanteras kan det vara värt att satsa på studiebesök, samråd och allmänna informationsmöten för att öka kunskapen om våtmarken (Tonderski m.fl., 2002). Som tidigare nämnts kan man genom att styra vattenregimen så att vattendjupet hålls på över 50 cm, och på så sätt få en mindre myggproduktion.

Andra rädslor som brukas tas upp när anläggandet av våtmarker tas upp är risken för drunkningsolyckor, risk för smitt spridning (gäller rening av avloppsvatten) även risken för emission av miljöfarliga växthusgaser som koldioxid (CO₂), meten (CH₄) och lustgas (N₂O). Metan och lustgas är också ozonnedbrytande gaser. Per ytenhet har dessa våtmarker troligen en högre potential att bidra till att öka gasemissionerna, men på grund av de nya ytornas ringa areal kommer de med största sannolikhet att ha mycket liten betydelse i relation till de emissioner som redan sker från den existerande våtmarkarealen (Tonderski m.fl., 2002). Det finns inte mycket forskning att tillgå inom detta ämne så för att vara helt säker behövs mer forskningsinsatser innan man kan dra några korrekta slutsatser.

Biotopförbättrande åtgärder i vattendraget

Med biotopvård menas i detta sammanhang att skapa bra livsmiljöer i bäcken för öringen. Genom att lägga ut sten och grus kan man öka vattenhastigheten och syresättningen och på så sätt skapa rätt biotop för öringungar och lekfisk. I Gråskaån finns sträckor med bra flöde som är lämpliga för biotopvård.

- Lekplatser: det är ofta möjligt att få laxfisk att etablera sig och leka på nyutlagda grusbäddar. Svårigheten är att undvika att grusbädden blir instabil eller sedimenterar igen. För att uppnå stabilitet kan man anlägga lekbäddar där flödet är mer stabil dvs. nedströms en sjö eller i reglerade vattendrag där flödet kan kontrolleras. Etablering av

nya lekbäddar måste ofta kombineras med att man minskar erosionen av vattendragets botten uppströms, samt minskar partikelmängden i avrinningen från land, så att bäddarna inte slammar igen. För att minska utflödet av fint material kan man också bygga sandfällor i vattendraget. Det behöver bara vara breda, djupa hålor där vattenhastigheten sjunker och fint material deponeras. Den typen av fällor kommer att fyllas, varför man måste tömma dem regelbundet. Som alternativ kan man försöka öka strömhastigheten över lekbädden med hjälp utav strömkoncentratorer, som ökar vattenhastigheten genom att koncentrera flödet av vattnet till en mindre del av fåran. Därmed åstadkommes en lokal erosion i botten. En koncentrator bör inte vara högre än den normala högvattensnivån. Strömkoncentratorns vinkel mot stranden är viktig. Är vinkeln mer än 45° undviks i regel sedimentation av fint material invid koncentratorn. Koncentratorn bör byggas som en triangel, av stora stenar (större än 60 cm), som kittas samman med mindre stenar. Det är viktigt att strömkoncentratorns fäste vid land säkras med en stor sten, och den bör bestå av minst två rader av stora stenar, där den bakre raden består av något mindre stenar.

Grusbäddens längd bör anpassas till vattendragets bredd och till den naturliga rytm som vattendraget skapar. För lax och havsöring fordras det i regel ett vattendjup på minst 20 cm över lekbädden (Järvi m.fl., 1993).

- Ståndplatser: lekbäddarna utgör även viktiga uppväxtområden för yngel och små ungar. Efter att ynglen vandrat upp genom gruset börjar de att konkurrera med varandra. Genom att erbjuda laxfiskungarna skyddade ståndplatser bakom stenar, stockar eller i vegetation, kan både överlevnaden och tillväxten öka betydligt. Allt eftersom ungarna växer sprider de sig sakta till nya områden i vattendraget. Att skapa nya ståndplatser genom att lägga ut stenar, stengrupper, trösklar och artificiella överhängande skydd kan ofta gynna lax- och öringbestånd (Järvi m.fl., 1993). Stenarna kommer att ändra vattenflödets riktning, vilket ger en eroderande verkan i yttersvängarna och en sedimentation i innersvängarna. Denna åtgärd är lämplig att genomföra endast i partier vars branta kanter först har fastas av och som därmed har den svagt sluttande strandkant som eftersträvas (Lundberg & Andersson, 2000).

Redan utfört projekt i Stockholms län

Igelbäcken ligger också i Stockholms län, den rinner genom Järvafältets dalgång, från Säbysjön i Järfälla ner till Edsviken vid Ulriksdals slott i Solna. Denna bäck har liksom Gråskaån tidigare varit omgiven av många våtmarker, som idag blivit torrlagda på grund av olika exploateringar och utdikningar. Den har också påverkats genom att man har försökt räta ut bäckfåran. Så problem med vattenföring är inget unikt i Stockholmsregionen. Då Igelbäcken inhyser den rödlistade fisken Grönlingen, men även havsöring, har man startat en så kallad Igelbäcksgrupp, med syftet att främja Igelbäckens vattenvård samt sprida kunskap om naturvärdena i avrinningsområdet. Över området har en biotopkartering gjorts för att få en god kännedom om de olika biotoperna i bäcken. Syftet har varit att ta fram ett samlat underlag för prioriteringar av åtgärder för att förbättra Igelbäckens vattenmiljöer. Det har även tagits fram förslag till biotopförbättrande åtgärder som kan gälla även för Gråskaån. Bland annat har man nämnt att det primärt är viktigt att ta vara på och förlänga sträckor med biotoper som är fina för fisk- och bottenfauna. Man har gjort en inventering av öringsbiotoper; lekbottnar, uppväxtområden, samt ståndplatser har inventerats (Hallnäs, 2001). Genom att förändra bottenstrukturen så att omväxlande fors- och lugnvattenpartier skapas kan en variationsrikare miljö uppnås. Samtidigt ökar vattendragets förmåga till självrening. Dessa åtgärder bör dock

endast utföras i redan kanaliserade och fördjupade delar av bäcken. De positiva effekterna av dessa åtgärder är en ökad turbulens i vattnet som ökar syresättningen till fördel för strömlevande arter av fisk och bottenfauna (Lundberg & Andersson, 2000). Ett problem för Igelbäcken är som tidigare nämnts den låga vattenföringen, en av anledningarna till det har visat sig vara att avrinningsområdet är sjöfattigt i kombination med att våtare mark har utdikats. Säbysjön som ligger i anslutning till Igelbäcken har nu dämms upp och regleras på följande vis: i början av februari höjs dämnet för att ta hand om vårfloeden. Efter den 1 april börjar sjön att tappas av för att från den 1 maj och fram till omkring den 10 juni hålla en bestämd nivå. Därefter ökar avtappningen åter och vattennivån sänks kontinuerligt fram till den 1 augusti, sommaravtappningen syftar till att få ett jämnare utflöde om ska ge vatten i Igelbäcken längre in på sommaren. Efter den 1 augusti höjs åter vattenståndet fram till den 1 november, då sjön åter sänks för att nå vinterns lågvattenstånd. Den låga vinternivån är viktig bland annat eftersom isen då når tillräckligt djupt för att frysa sönder bladvassens rötter, en process som minskar igenväxningen. I området kring Säbysjön vill man även säkerställa de förhållanden som är gynnsamma för fågellivet så man vill inte tappa av sjön alldeles för mycket så för att se till att öka vattenföringen ännu mer har man diskuterat att även dämna upp och styra vattenflödet av Översjön som ligger nordväst om Säbysjön. Den kommer då att avvattnas till Säbysjön och ge ett större vattenflöde. Ett annat stort problem i området kring Igelbäcken är även att dagvatten från bebyggelse runt om kring leds bort i en tunnel direkt till Edsviken (Kuylenstierna, 1991), och får inte chansen att gå ner och bilda grundvatten och öka tillflödet på det viset. Detta gäller dock inte Gråskaån. Vid inventeringen i Igelbäcken påträffades vandringshinder för fisken i området, det är inte heller något problem i Gråskaån enligt fiskekonsulenten Henrik C Andersson, Stockholms länsstyrelse. I inventeringsrapporten har man också påpekat hur viktigt det är med träd och buskklädda skyddszoner runt vattendraget och det nämns en rekommendation på 20-30 meter breda zoner. Detta för att kunna bibehålla en god biologisk produktion och mångfald av bottenfauna och i fisk i vattendraget, då skyddszonerna är viktiga för att minska närsaltstillförseln och för att skugga vattendraget. Båda faktorerna hindrar igenväxning som är ett stort problem i både Igelbäcken och Gråskaån. Det nämns vidare att all form av täckdikning av idag öppna diken bör undvikas, liksom all nydikning. Befintliga diken bör dessutom läggas igen eller vallas in. Genom att öka mängden våtmark i avrinningsområdet får man ett verkningsfullt buffertsystem mot alltför kraftiga flödesvariationer (Hallnäs, 2001). Det finns alltså exempel på vattendrag där upprättande av skyddszoner samt byggande och underhåll av dammar vid sjöutlopp avsevärt har förbättrat förutsättningar för fisk och andra akvatiska organismer.

SLUTSATSER

Gråskaån mottager inte mindre vatten än något annat avrinningsområde. Problemet är att när den väl får vatten från nederbörd och/eller snösmältning kan det inte hållas kvar på ett effektivt sätt utan det mesta försvinner rätt fort ut i utloppet till Edeboviken. Detta beror naturligtvis på att det inte finns några utjämningsmagasin i form av sjöar eller våtmarker i området. Skulle det anläggas genom uppdämningar skulle man kunna säkra ett flöde även under de varma sommarmånaderna. Att det inte finns vatten året om i ån påverkar naturligtvis fisken i området. Låga vattenflöden leder till att fisken drar sig nedströms och i Gråskaåns fall, ut i Edeboviken och bort från området. Havsöringen som det har skett utsättningar av klarar sig inte i vatten som strömmar mindre än 15 cm/s. I Gråskaån varierar detta kraftigt. Från mars till juni varierade flödet mellan 37 cm/s till 1cm/s. Biotopvård i form av borttag av växter och anläggande av lekplatser och ståndplater, bör var något som prioriteras. Då det finns exempel på tidigare utförda liknande projekt, med positiva effekter kan detta vara värt att utföra om man vill behålla området som attraktivt för havsöringen. Att som idag sätta ut öring i vatten-

draget utan att göra något åt den låga vattenföringen och/eller förbättra lekområdena är helt enkelt att "kasta pengarna i sjön". Fisken kommer troligen även nästa gång utsättning sker, försvinna ut i Edeboviken och/eller dö.

TACKORD

Främst ett stort tack till mina handledare Harry och Gunnel som har hjälpt mig genom hela projektet, och framförallt gett positiv feedback när det har kännits lite tungt under vägen. Vill även tacka all annan personal på markvetenskapliga institutionen som hjälpt mig med främst datastrul. Andra som måste nämnas är Gösta Ljung som med sin erfarenhet hjälpte mig att sätta igång flygelmätningarna. Även Jan Seibert på institutionen för miljöanalys som är den som tagit fram HBV-light modellen, och som hjälpt mig att komma igång med simuleringarna och bistått med material att läsa om själva modellen.

Ett stort tack även till mina föräldrar som ställt upp oerhört mycket med allt från assistans vid mätningar till att vara hundvakter. Under tunga stunder har ni även varit där som ett oerhört stöd för mig och jag vill här passa på att tacka er för all hjälp och stöd under hela min utbildning, utan er hade detta inte varit möjligt.

Även ett stort tack till mina bästa vänner, Tina, Regina och Carole som ställt upp och hjälpt mig vid flygelmätningarna, både och/eller som hundvakt.

REFERENSER

- Andersson H.C. 2002. Fiskar och fiskare i Stockholms län- läget 2002. Länsstyrelsen i Stockholms län.
- Bergström, S. 1992. The HBV model – it's structure and applications. SMHI Norrköping. Rapport nr 4.
- Degerman, E. & Sers, B. 1993. Vad betyder förekomsten av sjöar för fiskfaunan i rinnande vatten?, Rapport nr 1993:03, Information från Sötvattenlaboratoriet Drottningholm.
- Gran, B. 1999. Bevara öringen - biotopvård i bäckar och älvar. Bente Gran Förlag och Informationsbyrå, Arvika.
- Hallnäs, Ö. 2001. Igelbäcken- biotopkartering år 2000. Länsstyrelsen i Stockholms län. Rapport 2001:14.
- Järvi, T., Bergquist, B., Degerman, E., Holmberg, B., Johlander, A., Karlström, Ö. & Näslund, I. 1993. Fiskevård i rinnande vatten. Fiskeriverket f-fakta nr 7.
- Kjellberg, M. & Waltersson, U. 1997. Havsöringen reproduktion i Stockholms län 1995, Länsstyrelsen i Stockholms län, Rapport nr 1997:06.
- Kuylentierna, J. 1991. Hydrologisk undersökning av Igelbäcken. Examensarbete. Länsstyrelsen i Stockholms län, Rapport 1991: 2.
- Limnologiska institutionen. 2003. Sötvattenfisk och fiske. Uppsala universitet.
- Lindström, G., Gardelin, M., Johansson, B., Persson, M. & Bergström, S. 1996. HBV-96- En areellt fördelad modell för vattenkrafthydrologin. SMHI Norrköping. Rapport nr 12.
- Lundgren, S. & Andersson, H. C. 2000. Grönlingen i Igelbäcken- en fiskeribiologisk inventering. Länsstyrelsen i Stockholms län. Rapport 2000:09.
- Lovén, S. 1989. Havsöringens lekplatser i Stockholms län. Länsstyrelsen i Stockholms län. Rapport 1989:7.
- Lovén, S. & Y. Ungsgård. 1999. Fiskevårdsplan för treårsperioden 1999-2001 i Stockholms län. Länsstyrelsen i Stockholms län. Underlagsmaterial nr 7.

- Näslund, I. 1992. Öring i rinnande vatten- en litteraturöversikt av habitatkrav, täthetsbegränsande faktorer och utsättningar, Information från Sötvattenlaboratoriet Drottningholm. Rapport nr 1992:03.
- Olsson, I. 1999. En våtmarks effekt på havsöringsmolt. Fiskeriverket. Rapport nr 1999:5.
- Pettersson, M. 2001. Restaurering av sjöar och vattendrag – genom lokalt engagemang, Naturvård i Norrtälje kommun.
- Rodhe, A. & Å. Killingtveit. 1997. Geochemical processes, weathering and groundwater recharge in catchment, kapitel nr 3. Balkema Rotterdam, 1997.
- Seibert, J. 2002. HBV light version 2 User's manual. Institutionen för miljöanalys, SLU Uppsala.
- SMHI Svenskt vattenarkiv. Sänkta och torrlagda sjöar. SMHI Norrköping. Rapport nr 1995:62.
- Tonderski, K, Weisner, S, Landin, J & Oscarsson, H. 2002. Våtmarksboken- skapande och nyttjande av värdefulla våtmarker. VASTRA rapport 3. Ekblad och Co, Västervik.

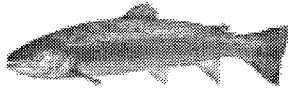
Internet

Institutionen för miljöanalys hemsida 2004-03-11: <http://www.ma.slu.se/>
Stockholms stads hemsida 2004-03-11: www.stockholm.se

Personliga meddelanden

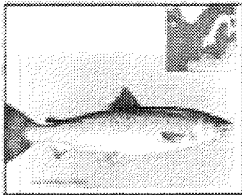
Agronom Monika Pettersson. 2004, Norrtälje kommun, naturvårdenheten.

BILAGA 1 ARTSAMMANSTÄLLNING



Öring (*Salmo trutta*)

<http://images.google.se/images?q=tbn:E9oB0otLZylJ:www.roggo.ch/BUWAL/Meerforelle.jpg>



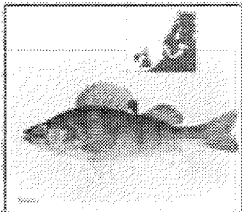
Lax (*salmo salar*)

<http://images.google.se/images?q=tbn:eribfLaxEk8J:www.fiskeriverket.se/varafiskar/landskapsfisk/halland.gif>



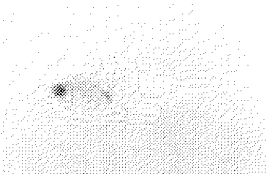
Gädda (*Esox lucius*)

http://images.google.se/images?q=tbn:WrWOWnWvSgUJ:www.bioclic.ca/encyclopedie/poissons/photos/esox_1.jpg



Abborre (*Perca fluviatilis*)

<http://images.google.se/images?q=tbn:h2N3aMj0rDEJ:www.fiskeriverket.se/varafiskar/landskapsfisk/medelpad.gif>



Storspigg (*Gasterosteus aculeatus*)

<http://images.google.se/images?q=tbn:vnT-kLkkdZkJ:www.univie.ac.at/anatomy/img-fishgroup/gaster.gif>



Ål (*Anguilla anguilla*)

<http://images.google.se/images?q=tbn:8FwI5MnTMVgJ:agrino.org/fishing/photos/saltfish/xeli.jpg>



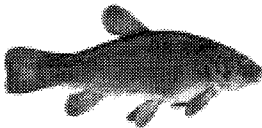
Lake (*Lota lota*)

<http://images.google.se/images?q=tbn:uw2Ng88omgoJ:www.fishonlineca.com/img/lotalota.jpg>



Sik (*Coregonus* sp.)

<http://images.google.se/images?q=tbn:RrsPKgGVWuoJ:hem.bredband.net/magpek/fiske/bilder/fiskar/sik.jpg>



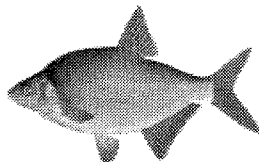
Sutare (*Tinca tinca*)

<http://images.google.se/images?q=tbn:kWOEtmwC0S4J:w1.240.telia.com/~u24005444/bilder/sutare.jpg>



Gers (*Acerina cernua*)

<http://images.google.se/images?q=tbn:ttGFDiv-dd8J:w1.240.telia.com/~u24005444/bilder/gers.jpg>



Braxen (*Abramis brama*)

<http://images.google.se/images?q=tbn:HyJvsyr7fFEJ:http://www.nrm.se/ve/pisces/images/abraml.jpg>



Mört (*Rutilus rutilus*)

[http://images.google.se/images?q=tbn:sT0H6LkRVCoJ:firintins.4mula1.ro/specii/img/babusc
a_rutilus_rutilus.jpg](http://images.google.se/images?q=tbn:sT0H6LkRVCoJ:firintins.4mula1.ro/specii/img/babusc
a_rutilus_rutilus.jpg)



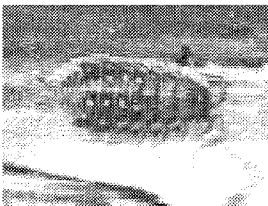
Stensimpa (*Cottus gobio*)

[http://images.google.se/images?q=tbn:tykXrbpa6lwJ:http://www.ch-
design.net/skaneringen/images/stensimpa.jpg](http://images.google.se/images?q=tbn:tykXrbpa6lwJ:http://www.ch-
design.net/skaneringen/images/stensimpa.jpg)



Elrista (*Phoxinus phoxinus*)

[http://images.google.se/images?q=tbn:vhjwjmDmp2oJ:http://www.vattenriket.kristianstad.se/
fisk/gif/elrista.gif](http://images.google.se/images?q=tbn:vhjwjmDmp2oJ:http://www.vattenriket.kristianstad.se/
fisk/gif/elrista.gif)



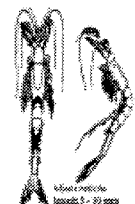
Gråsugga (*Asellus* sp.)

[http://images.google.se/images?q=tbn:vKNMODfty6kJ:www.consult-
eco.ndirect.co.uk/lrc/graphics/oniscus%2520asellus%2520sjmcw%25202.jpg](http://images.google.se/images?q=tbn:vKNMODfty6kJ:www.consult-
eco.ndirect.co.uk/lrc/graphics/oniscus%2520asellus%2520sjmcw%25202.jpg)



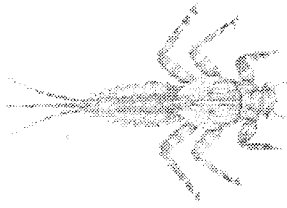
Mälkräfta (*Gammarus* sp.)

[http://images.google.se/images?q=tbn:oZqzdY3UWUQJ:www.ittiofauna.org/webmuseum/inv
ertebrati/anfipodi/images/gammarus-500.jpg](http://images.google.se/images?q=tbn:oZqzdY3UWUQJ:www.ittiofauna.org/webmuseum/inv
ertebrati/anfipodi/images/gammarus-500.jpg)



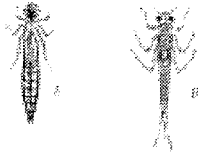
Pungrekan (*Mysis relicta*)

[http://images.google.se/images?q=tbn:-
ZRbNnR8RFEJ:www.utilities.cornell.edu/LSC/FactSheets/mysids.jpg](http://images.google.se/images?q=tbn:-
ZRbNnR8RFEJ:www.utilities.cornell.edu/LSC/FactSheets/mysids.jpg)



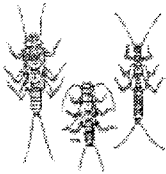
Dagsländnymf (Ephemeroptera sp.)

<http://images.google.se/images?q=tbn:YJPGtO9yzY0J:waterknowledge.colostate.edu/graphic/s/drunella.gif>



Trollsländnymf (Odonata sp.)

<http://images.google.se/images?q=tbn:9zyvD9Hv0CYJ:www.miljolare.no/fagstoff/vann/artikler/kompendier/nokkel/bilder/fig14.gif>



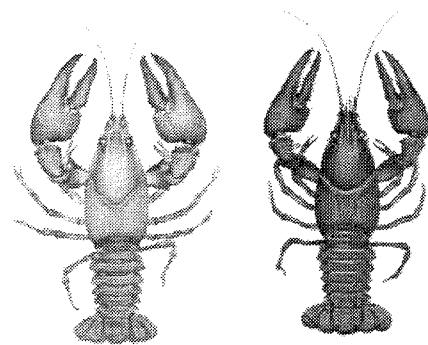
Nattsländnymf (Trichoptera sp.)

<http://images.google.se/images?q=tbn:q-QLiQC5Gs4J:www.ncsu.edu/sciencejunction/depot/experiments/water/macro/Stonefly.gif>



Mink (*Mustela vison*)

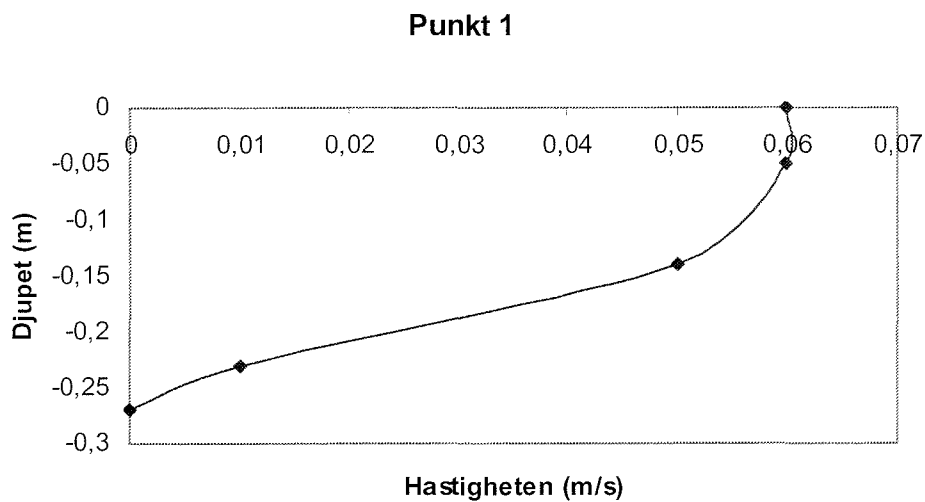
<http://images.google.se/images?q=tbn:k3HOwldJtC8J:www.huntington.edu/thornhill/images>



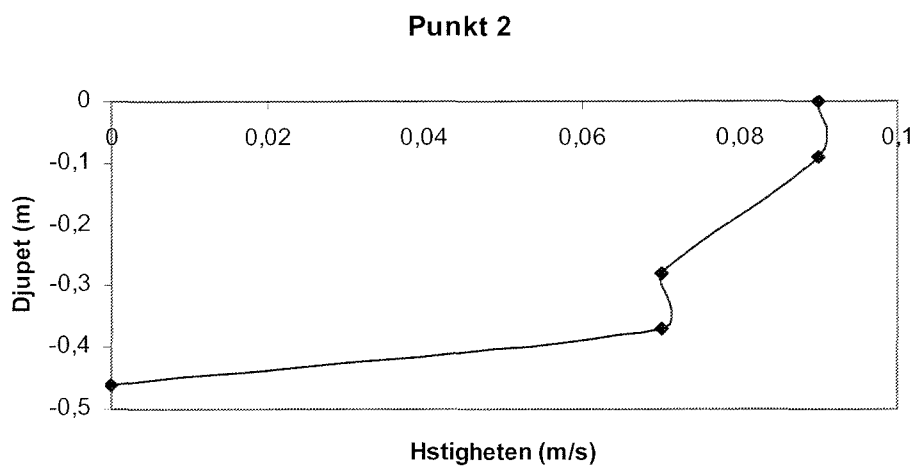
Signalkräfta (*Pacifastacus leniusculus*) Flodkräfta (*Astacus astacus*)

http://www.fiskeriverket.se/publikationer/ovr_publ/kraftfolder.pdf

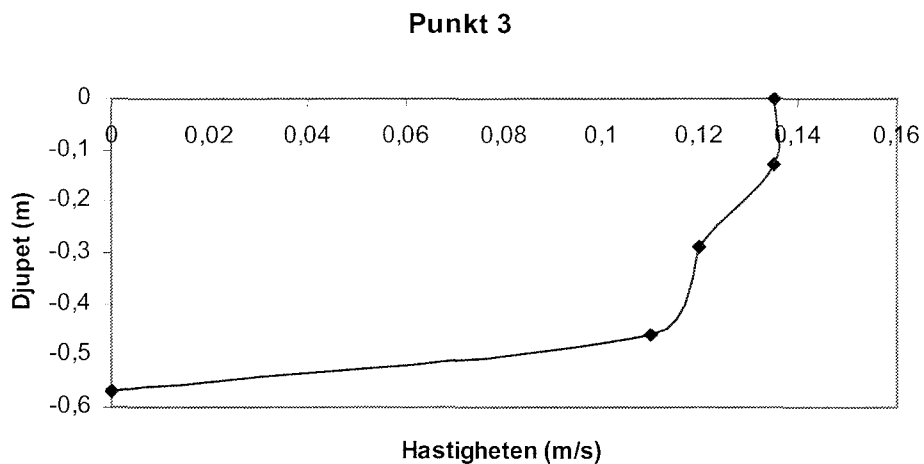
BILAGA 2 HASTIGHETEN PLOTTAD MOT DJUPET



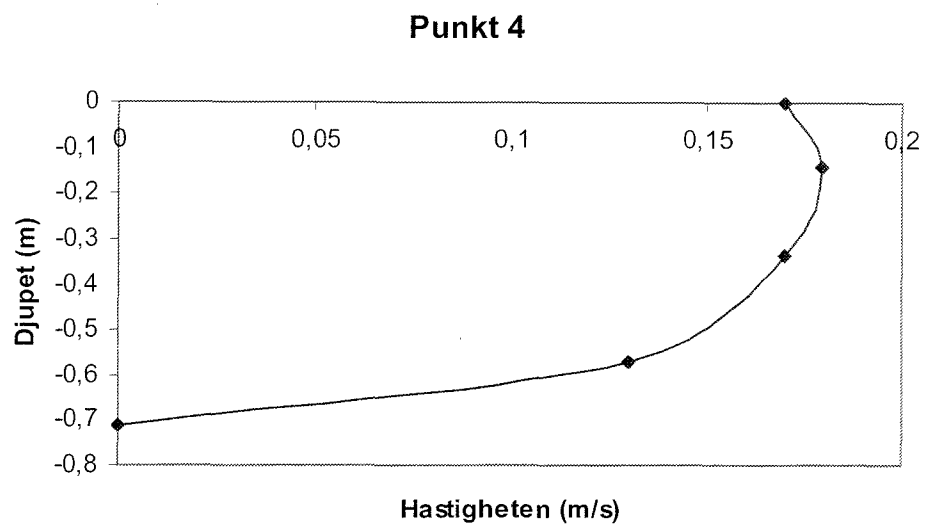
Figur 15. Hastigheten plottad mot djupet i punkt 1 i Gråskaån 2004-04-30.



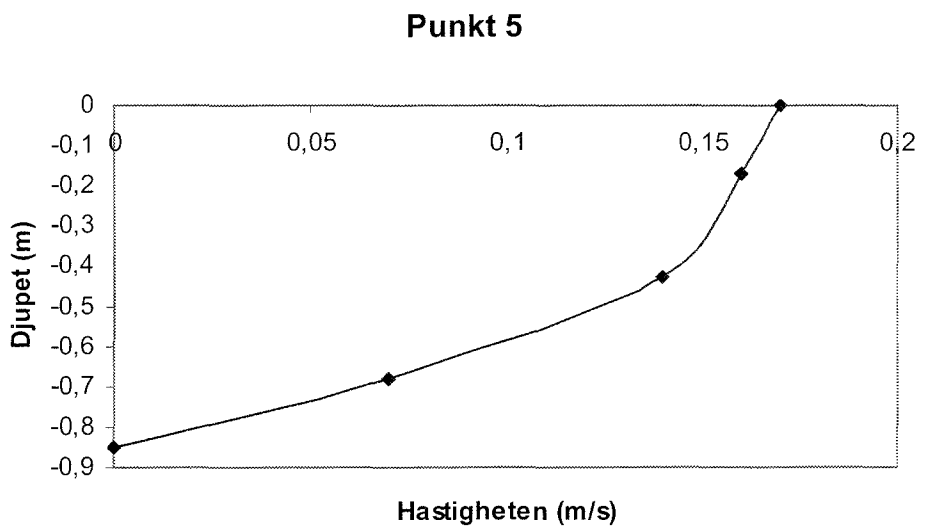
Figur 16. Hastigheten plottad mot djupet i punkt 2 i Gråskaån 2004-04-30.



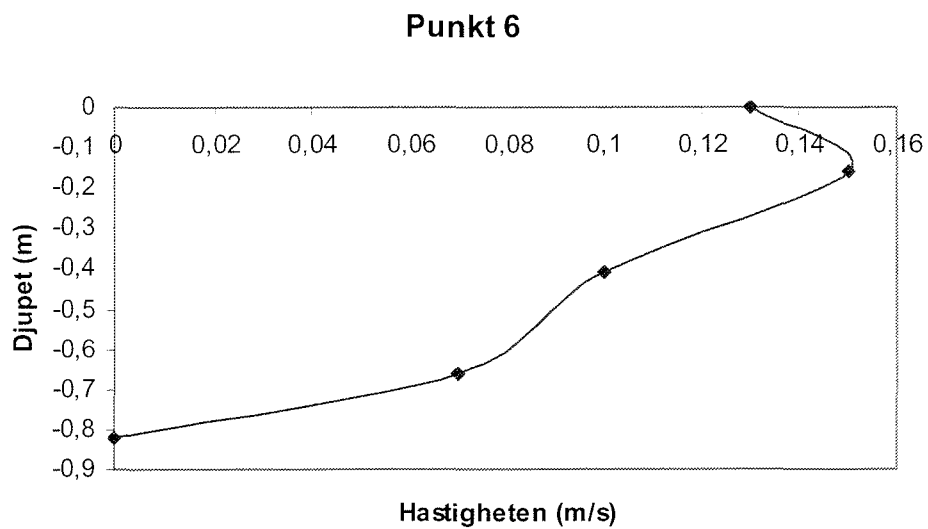
Figur 17. Hastigheten plottad mot djupet i punkt 3 i Gråskaån 2004-04-30.



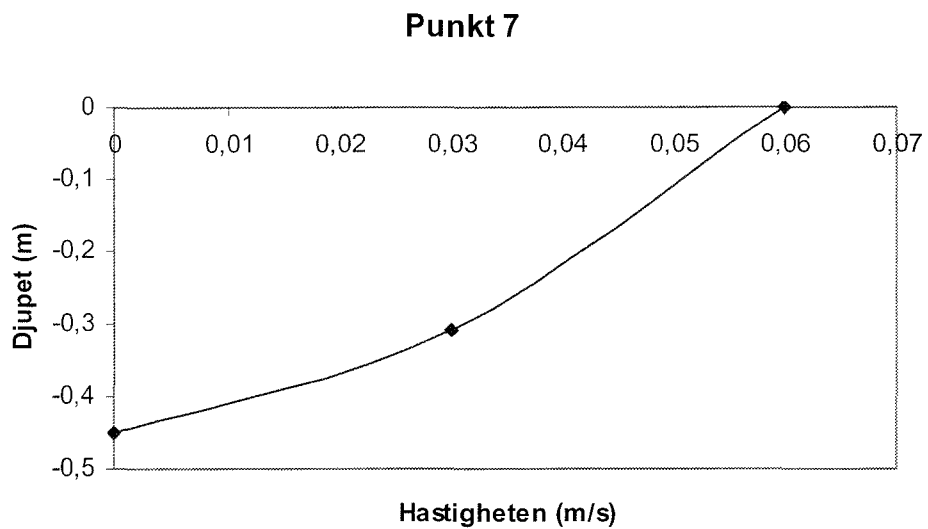
Figur 18. Hastigheten plottad mot djupet i punkt 4 i Gråskaån 2004-04-30.



Figur 19. Hastigheten plottad mot djupet i punkt 5 i Gråskaån 2004-04-30.

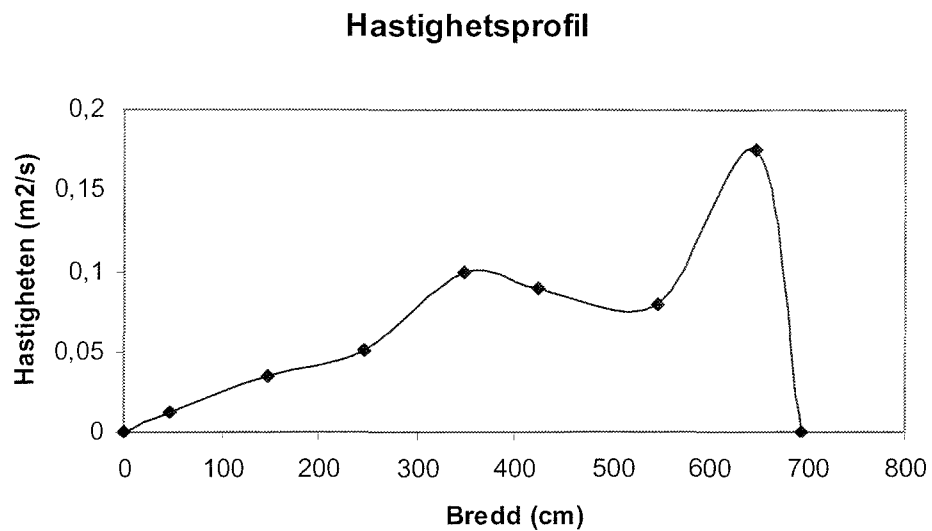


Figur 20. Hastigheten plottad mot djupet i punkt 6 i Gråskaån 2004-04-30.



Figur 21. Hastigheten plottad mot djupet i punkt 7 i Gråskaån 2004-04-30.

BILAGA 3 HASTIGHETSPROFIL



Figur 22. Exempel på en hastighetsprofil för vattenflödet i Gråskaån 2004-04-30.

Förteckning över utgivna häften i publikationsserien

SVERIGES LANTBRUKSUNIVERSITET, UPPSALA. INSTITUTIONEN FÖR MARKVETENSKAP.
AVDELNINGEN FÖR LANTBRUKETS HYDROTEKNIK. AVDELNINGSMEDDELANDE. Fr o m 1999

- 99:1 Kindvall, T. Strukturkalkning på lerjordar - effekter på markstruktur och sockerbetskörd. 55 s.
- 99:2 Börjesson, E. Naturliga system för rening av lakvatten i Ranstad - vilka är möjligheterna? 67 s.
- 99:3 Gärdenäs, A. (ed). Scale and variability issues in the soil-hydrological system. Workshop proceedings. The 25-27th of August 1999 at Wiks Castle, Sweden. 57 s.
- 99:4 Bengtson, L. Retention of colloids in lysimeter experiments on undisturbed macroporous clay soil. 43 s.
- 99:5 Wennman, P. Vegetationsfilter för rening av lakvatten - kväveaspekter. 45 s.
- 00:1 Stjernman, L. Gruvavfall som växtsubstrat - effekter av organiskt material. 58 s.
- 00:2 Björkman, N. Biologisk alvluckring - effekter av rödklöver och lusern på markstruktur och sockerbetskörd. 58 s.
- 01:1 Gustafsson, H. The use of plants for soil remediation at Milford Haven Refinery in South Wales. 37 s.
- 02:1 Lundberg, M. Skador av is och ytvatten i vall i norra Sverige. 80 s.
- 02:2 Gustafsson Bjuréus, A. & Karlsson, J. Markstrukturindex – utvärdering av en metod att bedöma odlingssystemets uthållighet och jordarnas fysikaliska status. 167 S.
- 02:3 Andersson, J. Possible Strategies for Sustainable Land Use in the Hilly Area of Northern Vietnam. 88 s.
- 02:4 Berglund, K., Berglund, Ö. & Gustafson Bjuréus, A. Markstrukturindex – ett sätt att bedöma jordarnas fysikaliska status och odlingssystemets inverkan på markstrukturen. 132 s.
- 02:5 Eckersten, H., Jansson, P-E., Karlsson, S., Lindroth, A., Persson, B., Perttu, K., Blombäck, K., Karlberg, L., Persson, G., Cienciala, E., Kätterer, T., Gärdenäs, A. & Lewan, L. Biogeofysik - en introduktion. 146 s.
- 02:6 Lindström, J., Linnér, J. & Arvidsson, J. Tubulering – en kostnadseffektiv markvårdsåtgärd. 38 s.
- 03:1 Joel, A., Wesström, I. & Linnér, H. Reglerad dränering. Topografiska och hydrologiska förutsättningar i södra Sveriges kustnära jordbruksområden. 26 s.
- 03:2 Salazar G., O. Agroforestry combined with water harvesting in the central zone of Chile. Soil properties and biomass production. 37 s.
- 03:3 Berglund, K. Markstruktur och markvattentillgång – begränsande faktorer i svensk sockerbetsodling. 32 s.
- 04:1 Fahlander, Denise. Kompostering av avloppsslam för produktion av anläggningsjord. 56 s.
- 04:2 Berglund, P. Farming practices and crop production. An exploratory study of farming strategies vs. maize-production in Makanya Village, Tanzania. 70 s.
- 04:3 Östlund, L. Möjliga åtgärder för att öka lågvattenföringen och förutsättningarna för havsöring (*Salmo trutta*) i Gråskaåns avrinningsområde. 46 s.

Denna serie meddelanden utges av Avdelningen för lantbrukets hydroteknik, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala. Serien innehåller sådana forsknings- och försöksredogörelser samt andra uppsatser som bedöms vara av i första hand internt intresse. Uppsatser lämpade för en mer allmän spridning publiceras bl a i avdelningens rapportserie. Tidigare nummer i meddelandeserien kan i mån av tillgång levereras från avdelningen.

This series of Communications is produced by the Division of Agricultural Hydrotechnics, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala. The series consists of reports on research and field trials and of other articles considered to be of interest mainly within the department. Articles of more general interest are published in, for example, the department's Report series. Earlier issues in the Communications series can be obtained from the Division of Agricultural Hydrotechnics (subject to availability).

Distribution:

Sveriges Lantbruksuniversitet
Institutionen för markvetenskap
Avdelningen för lantbrukets hydroteknik
Box 7014
750 07 UPPSALA

Swedish University of Agricultural Sciences
Department of Soil Sciences
Division of Agricultural Hydrotechnics
P.O. Box 7014
S-750 07 UPPSALA, SWEDEN

Tel. 018-67 11 85, 67 11 86

Tel. +46-(18) 67 11 85, +46-(18) 67 11 86
