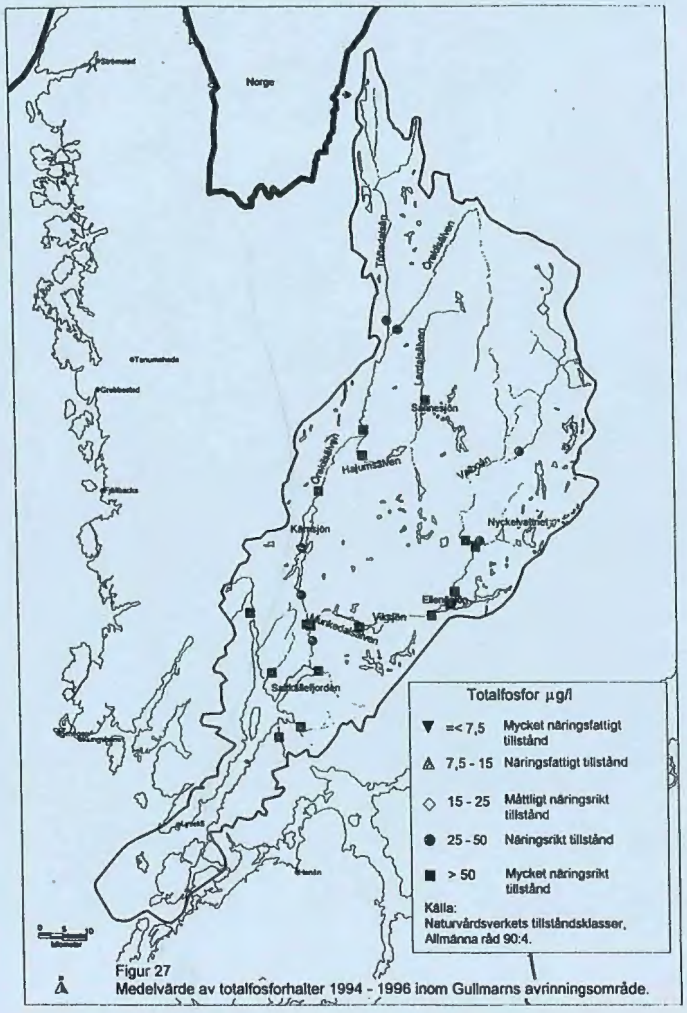
Arkivex

Göteborgs universitet
Zoologiska institutionen
Ekologisk zoologi
Vattenvård 10 p. VT 2001

FÄRGELANDA KOMMUN
Miljö- och byggnämnden
Inkom 2001 -07- 23
Dnr | Dpl 3.4.3 | H-kort

PROJEKTARBETEN INOM ÖREKILSÄLVENS AVRINNINGSOMRÅDE

VT 2001



Figur 27
Medelvärde av totalfosforhalter 1994 - 1996 inom Gullmarns avrinningsområde.

FÖRORD

Under en vecka, 7-11 maj, besöktes Örekilsälvens avrinningsområde av en grupp studenter från Göteborgs universitet. Kursen i Vattenvård 10 poäng med Jan Stenson som kursledare. Ragnar Lagergren var exkursionsledare och kursassistenter var Johan Höjesjö och Jonas Pettersson. Kursen var denna termin förlagd på Torps skola. Kursmomenten är en uppföljning av ett arbete som inleddes under vt-1998. I årets arbete har vi dessutom lagt till några nya moment. Avsikten är att vi genom upprepade undersökningar i området så småningom skall kunna upptäcka trender i vattenkvaliteten.

Arbetet inleddes med en rundresa till sjöar, vattendrag, reningsverk, våtmarker etc. inom Gullmarns tillrinningsområde. Resterande tid ägnades åt gruppvisa projektarbeten med olika typer av fältprovtagning. Huvuddelen av bearbetningen av det insamlade materialet samt analys gjordes vid zoologiska institutionen i Göteborg.

Ett stort tack riktas till Färgelanda kommun och dess miljöchef Jan Sandell och Curt Svenland i projektet Våtmarker och skyddszoner, för ett bra samarbete under förarbetet samt för den givande diskussionen vid besöket på förläggningen. Vi vill också tacka Ingvar Häger för lån av båt och god hjälp vid provtagningen. Slutligen vill vi också tacka Jan-Erik Svensson, som från början planerade exkursionen och som deltar i den kontinuerliga planeringen av de olika momenten.

INNEHÅLL

I. Bottenfaunaundersökning i Ellenösjön och Östersjön
Mattias Feldthhusen, Elin Johansson, Monica Knutsson, Maria Larsson och Helene Vesik

II. Fosforhalter och erosionsproblem i Valboåns vattensystem
Åsa Hellgren, Henrik Lindahl, Johnny Pettersson och Eva Storbråten

III. Undersökning av Valboåns Bottenfauna vt-2001
Jenny Ljungbeck, Hanna Pekkarinen, Maja Sundqvist och Peter Östberg

IV. Kemisk-fysikaliska samt hydrologiska undersökningar av Hillingsätersjön
Mikael Edsinger, Jenny Gustafsson, Jenny Jepsen, Sven Larsson och Paula Saarela

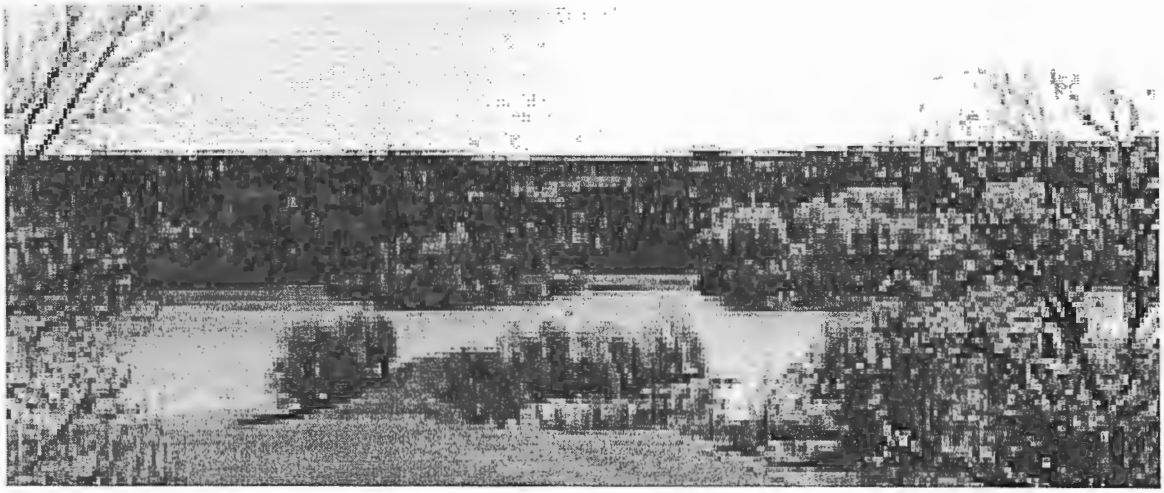
V. Bottenfaunaundersökning av Hillingsätersjön
Mikael Ljung Lena Rube och Lena Sedin

I

Mattias Feldthusen
Elin Johansson
Monica Knutsson
Maria Larsson
Helene Vesik

Göteborgs universitet
VT-01
Vattenvård 10p

Bottenfaunaundersökning i Ellenösjön och Östersjön



Sammanfattning

Bottenundersökningar genomfördes i Ellenösjön- Östersjön och bottenfauna-sammansättningen studerades. Ellenösjön är eutrofierad och påverkas kraftigt av tillförsel av näringsämnen från Valboån. Detta får konsekvenser för Östersjön som binds samman med Ellenösjön via ett smalt sund. Till följd av den kraftiga övergödningen blir produktionen av det organiska materialet stor, vilket leder till syretäring, syrebrist och påföljande läckage av fosfor. Detta orsakar ytterligare eutrofiering. Syrgasmätningar i Ellenösjöns bottenvatten uppvisar låga värden. Östersjöns djupa vatten har ännu inte så här tidigt på säsongen nått särskilt låga värden. Tecken på att bottnen har varit utsatt för syrgasbrist är den höga andel av röda hemoglobininnehållande chironomider som fanns i sedimentet. De höga värden på O/C-index ger en indikation på att bottnen varit utsatt för låga syrgaskoncentrationer.

Innehåll

SAMMANFATTNING 2

INNEHÅLL 3

INTRODUKTION 4

Syfte 4

HYDROLOGI 5

ELLENÖSJÖN 5

ÖSTERSJÖN 6

Åtgärder i Ellenösjöns och Östersjöns avrinningsområde-Våtmarker och skyddszoner 7

Restaurering av Ellenösjön - Biomanipulation 7

Tänkbara åtgärder i Östersjön 7

Hypolimnionluftning 7

Riplox metoden 8

Aluminiumfällning 8

RESULTAT 9

Syrgashalt 9

Individtäthet 9

O/C- index 9

DISKUSSION 12

Uppvisar bottenfaunan tecken på att delar av botten i Östersjön och/eller Ellenösjön varit utsatt för syrgasbrist? 12

Vad betyder detta för bedömningen av Östersjön som en källa eller fälla för fosfor? 12

Kan man utifrån dessa resultat säga något om Östersjön respektive Ellenösjöns relativa betydelse för retentionen och därigenom lämpligheten av att bygga en barriär mellan sjöarna? 13

LITTERATUR 14

BILAGOR 15

Bilaga 1 Bottenfauna Östersjön 15

Bilaga 2 Bottenfauna Ellenösjön 16

Bilaga 3 Syrgas och temperatur mätningarna 17

Bilaga 4 Jämförelse med tidigare år 18

Introduktion

Många svenska sjöar har på senare år fått ta emot stora mängder näringsämnen främst från jord och skogsbruk, men även från kommunala reningsverk. De biologiska effekterna blir olika beroende på näringsämne och sjötyp med avseende på trofistatus. I de flesta sjöar är det fosfor som begränsar produktionen och det är därför som detta ämne leder till de största biologiska effekterna. Effekterna av övergödningen kan som nämnts se olika ut, men en vanlig utveckling är följande.

På grund av mycket näringsämnen framför allt fosfor kommer primärproduktionen att öka. När primärproduktionen ökar finns en större tillgång på föda för herbivorer, detta leder till att zooplanktonproduktionen gynnas. Djurplanktonen utgör stor föda för planktonätande fisk och många insekter. Då fisken betar ned beståndet av djurplankton kan växtplanktonbeståndet öka. När sedan dessa stora mängder plankton dör och sedimenterar frisläpps organiskt material som bryts ned under förbrukning av syre. Om sjöns omsättningstid är låg kan syrebrist uppstå i de djupare partierna, kraftig syrebrist leder till att mycket giftig svavelväte bildas. Järn som vid god tillgång på syre bildar komplex med fosfater, binder vid syrebrist till svavel varvid fosfater frigörs. Detta leder till att fosfor lämnar sedimentet och accelererar eutrofieringen. Ökad mängd organiskt material och primärproduktion i den fria vattenmassan leder till ett grumligt vatten som missgynnar makrofytfloran. Detta medför att primärproduktionen blir förskjuten upp i vattenmassan som växtplankton. Under sommaren, med god tillgång på ljus, kan i dessa eutrofa sjöar kväve lokalt bli begränsande, vilket kan leda till att cyanobakterier som fixerar kväve får konkurrensfördelar. Vissa arter av dessa cyanobakterier kan producera algtoxiner, som är giftigt för en rad organismer. Då syrenivåerna sjunker gynnas syretoleranta fiskarter som cyprinider, medan syrekrävande arter som salmonider och abborrfiskar missgynnas. Insektslarver binder syre till hemoglobin som en anpassning till låga syrenivåer. Vid låga syrenivåer kan dessa organismer helt dominera bottenfaunans sammansättning. Cypriniderna söker till större del sin föda i sedimentet vilkeet leder till bioturbation, som ytterligare frisläpper näringsämnen till vattenmassan sk. translokation och ger ökad grumlighet.Det minskade siktdjupet i sjön hämmar då fiskar som främst födosöker med hjälp av synen till exempel som gädda och abborre som isin tur är viktiga predatorer på mörtfisk.

För att häva denna utveckling och återskapa friska sjöar bör den externa belastningen av näringsämnen minska, dock har det visat sig att även den interna belastningen många gånger måste minska. Det har prövats en mängd olika sätt för att åstadkomma detta som exempelvis muddring, det vill säga bortförsel av nedbrutet organiskt material. Ett annat sätt är biomanipulering av fisksamhällen och reduktion av cyprenider. På detta sätt minskas den totala biomassan som leder till organiskt material som måste brytas ned. Stor del av näringsämnena i en sjö är nämligen uppbundna i fiskbiomassa. Genom mörtfiskreduktion kan man alltså förbättra vattenkvaliteten och minska algblomningarna i sjön. Genom biomanipulering av fiskfaunan för man alltså eutrofieringen bakåt, till ett mer naturligt oligotroft vatten. Då andelen cyprenider minskar, minskar även betningstrycket på bottenfaunan. Diversiteten och storleken på bottenfaunan ökar.

Syfte

Genom att studera bottenfaunasammansättningen göra en bedömning om Ellenösjön och Östersjön varit utsatta för syrgasbrist och också retention av näringsämnen främst fosfor. Utifrån detta diskuteras också lämpligheten av att bygga en barriär mellan sjöarna.

Hydrologi

Ellenösjön

Ellenösjön är belägen inom Färgelanda kommun i sydvästra Dalsland i Västra Götalands län. Sjön är mycket grund maxdjupet ligger på dryga 8 meter och medeldjupet på ca 3m. Sjön har inte någon utpräglad skiktning och volymen beräknastill $8{,}6 \times 10^6$ m^3 och är cirka 290 ha. I Ellenösjön finns ett betydande tillflöde, Valboån. Tillflödet för med sig lerpartiklar och stora mängder näringsämnen då den rinner genom jordbruksbygd. Detta är en av orsakerna till det mycket grumliga vattnet i sjön och det dåliga siktdjupet, klass 5, enligt naturvårdsverkets bedömningsgrunder. Omsättningstiden är mycket kort ca 13 dagar.

Ellenösjön är mycket väl dokumenterad både fysiskt, biologiskt och kemiskt. Utfiskningsförsök har tidigare utförts i sjön i fiskeriverkets regi.

Fiskeriverkets sötvattenslaboratorium har i samarbete med Färgelanda kommun och andra genomfört vatten- och fiskvårdande åtgärder i Ellenösjön, samt tagit prover. De har bland annat lett utfiskningar av cyprinider med hjälp av trål. Rovfiskar som fångades återutsattes i gott skick och mörten nyttjades som gödning på åkrar. Sjöns totala bestånd av mörtfisk antas uppgå till cirka 225 ton men fisket landade endast 22 ton fisk. För att få någon effekt uppskattades att ca 75% av mörtbeståndet skulle behöva landas. Detta var troligtvis anledningen till att ingen förbättring uppnåddes. Det kan till och med ha fått motsatt effekt, det vill säga att andelen mörtfiskar ökat ytterligare. (Fisketurist, 2000)

Fisksamhället i Ellenösjön består till stor del av cyprinider som mört, braxen, sarv, björkna och ruda. Vid provfisken utgjorde dessa fiskar 70% 1997 och 84% 1999 av totalvikten på fångsten. Mörtfiskbeståndet har uppskattats till ca 780 kg/ha. Det finns även rovfiskar som abborre, gädda och ett mycket fint bestånd av gös.(Sölab, 2001) Därför är vattnet också en attraktiv sportfiskesjö.

Provtagningarna under 1997 och 1999 visade på totalfosforhalter som ofta översteg 50 µg/l (klass 4). Man kan också påstå att sjön fungerar som en fosforkälla då totalfosforhalterna är lägre i inloppet än i utloppet. Samtida planktonprover visade på mycket höga mängder fotosyntetiserande organismer i vattnet. Tätheten av blågrönalger var stor och dominerade planktonsamhället under sommaren.

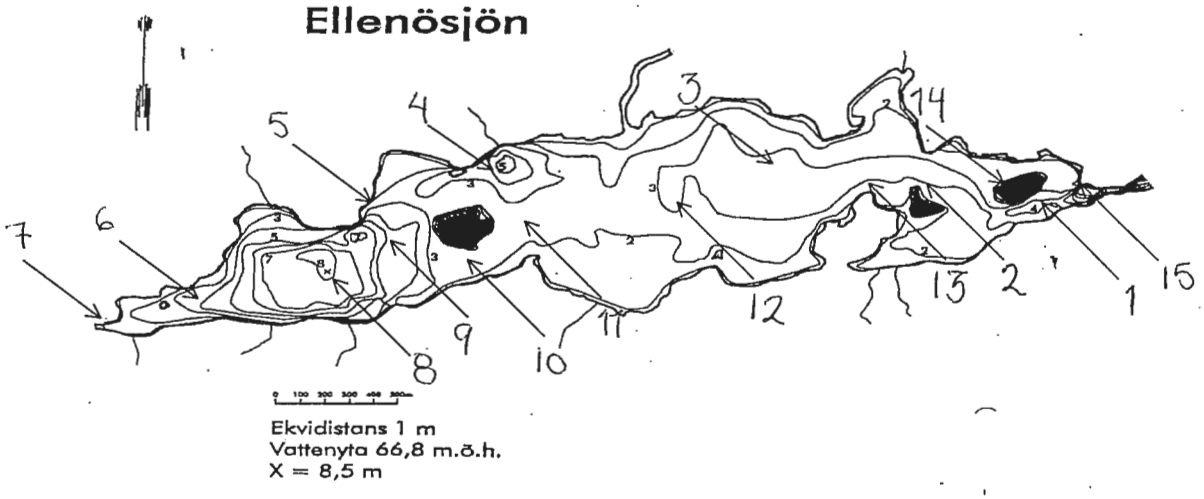


Fig 1 Karta över Ellenösjön (Wemmer 1998) med utmärkta provtagningspunkter.

Östersjön

Östersjön förbinds med Ellenösjön med ett smalt men farbart sund. Östersjön är betydligt djupare med ett maxdjup på 29 meter och ett medeldjup på dryga 9 meter. Sjön är kraftigt skiktad med en storlek på ca 160 ha och en volym på 15×10^6 m^3. Avrinningsområdet är till skillnad från grannsjön bestående av främst skog och myrmark. Omsättningstiden är betydligt längre 14,3 månader.

Östersjön är inte lika väl dokumenterad, men domineras inte i samma utsträckning av mörtfiskar. Näringsnivåerna är lägre men arter som gynnas av eutrofa förhållanden som till exempel blågrönalger är tidvis talrika.

Östersjöns vatten rinner oftast in i Ellenösjön, men vid visst vattenstånd sker det motsatta och näringsrikt vatten transporteras in i Östersjön. I samband med dessa har det ibland uppstått mycket låga syrenivåer i Östersjöns bottenvatten. Östersjöns vatten har en säregen näringsgradient mot utloppet till Ellenösjön.

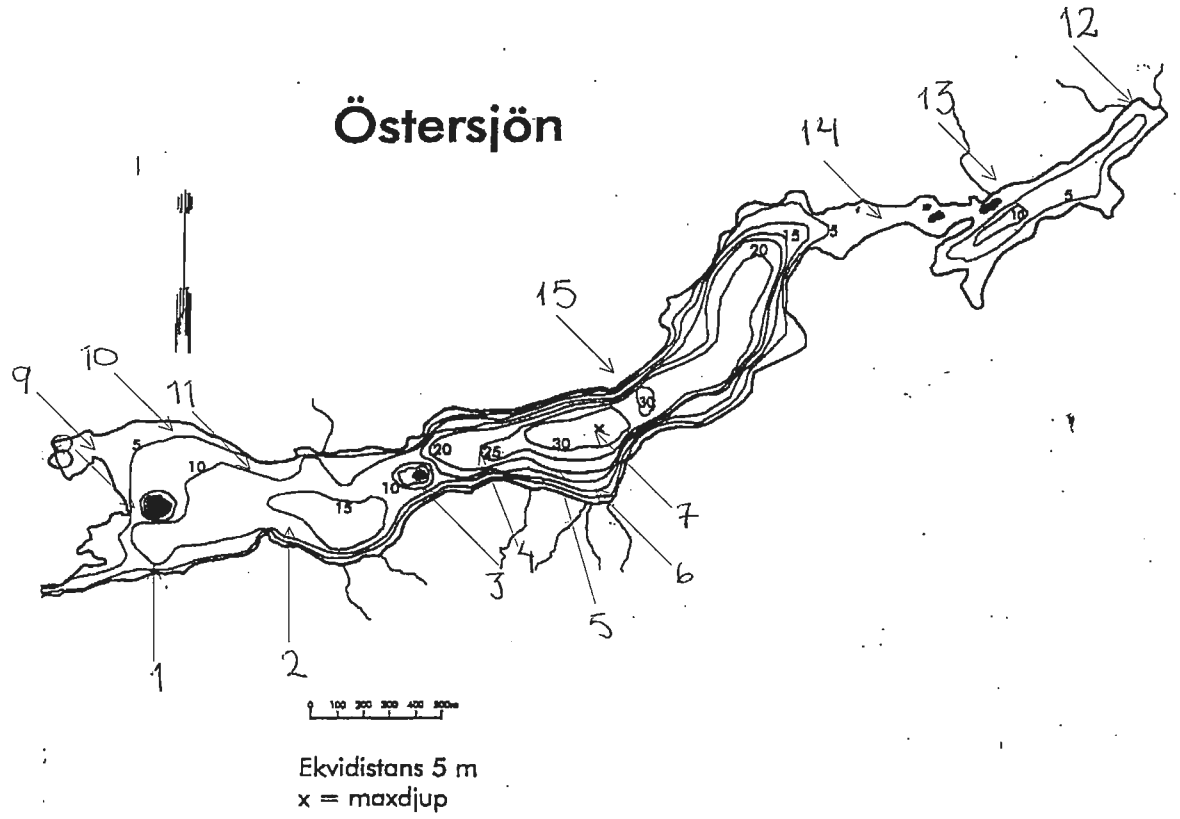


Fig 2 Karta över Östersjön (Wemmer 1998) med utmärkta provtagningspunkter.

Åtgärder i Ellenösjöns och Östersjöns avrinningsområde-Våtmarker och skyddszoner

Den första och viktigaste åtgärden är att eliminera Ellenösjöns externa belastning det vill säga minska mängden närsalter som når sjön via dess största tillopp Valboån. Valboån transporterar stora mängder kväve och fosfor som härstammar från främst erosion av åkermark. Färgelanda kommun har sedan maj 1998 tillsammans med kommunerna Dals-Ed och Munkedal startat projekt Våtmarker och skyddszoner. Detta har resulterat i konkreta åtgärder som anläggning och restaurering av 39 våtmarker samt anläggning av skyddszoner. Våtmarkernas syfte är att minska övergödningen av sjöar, vattendrag och Gullmarn. De bromsar upp vattnets hastighet, vilket leder till ökad sedimentering av jord och närsalter, denitrifikation samt näringsupptag av växter. Våtmarker ökar därmed retentionen av kväve och fosfor och minskar mängden närsalter som når bland annat Ellenösjön och Östersjön. Skyddszoner har anlagts som en ytterligare åtgärd längs exempelvis Valboån. En skyddszon är en obrukad jordremsa, permanent bevuxen och ogödslad. Remsan bör vara minst sex meter bred. Dess funktion är att minska erosion av jordbruksmark samt bromsa upp jord och närsalter som annars rinner ned till vattendraget.
Den kraftiga närsaltsbelastningen i Valboån kan leda till ett såpass stort näringstillskott att svåra och irreversibla effekter uppstår i Östersjön. Detta på grund av ökad internbelastning genom läckage från sjöns sediment. Ellenösjön svarar troligen snabbare på en minskning av tillförseln av närsalter. På grund av sjöns snabba omsättningstid och ringa sedimentation är läckage av närsalter från organogent sediment låg. (Dahlbäck 1990)

Restaurering av Ellenösjön - Biomanipulation

Det andra steget är att minska Ellenösjöns interna belastning. Ett tillvägagångssätt är att minska sjöns metabolism. Detta kan ske genom biomanipulation där fisk, främst cyprinider till exempel braxen och mört som gynnar bioturbation avlägsnas. Genom att minska flödet av näringsämnen från sediment till vattenmassa minskar primärproduktionen och mängden blågröna alger. En ytterligare effekt är en uppklarning av vattnet och siktdjupet ökar. Med mindre mängd fisk i sjön gynnas djurplanktonsamhällena på bekostnad av växtplankton. Reduktionsfiske utfördes i sjön sommaren 1998 samt hösten 1999, men resultatet blev sämre än väntat. Detta på grund av att trålningen försvårades av flottningstimmer på bottnen. Ingrepp i fiskbestånden är ingen restaureringsåtgärd som ensamt kan lösa sjöns eutrofieringsproblem, sjön måste först avlastas från näringsämnen som tillförs utifrån.

Tänkbara åtgärder i Östersjön

När det gäller Östersjön är en av de viktigaste åtgärderna att förhindra att syrebrist och påföljande fosforläckage uppstår i sjöns djupare delar. Detta kan åstakommas genom mer eller mindre beprövade metoder. Dessa metoder är utformade främst för grundare sjöar, men skulle eventuellt kunna nyttjas i Östersjön.

Hypolimnionluftning

Hypolimnionluftning syftar till att föra ned luft eller syrgas till de vattenmassor som befinner sig under språngskiktet, till sjöns hypolimnion. Det är viktigt att språngskiktet förblir intakt för att förhindra att näringsrikt vatten kommer upp till den övre delen av vattenmassan, den så kallade epilimnion, och därmed kan bidra till växtplanktonexplosion. Effekterna av luftningen är dock inte kvarstående utan måste kontinuerligt utföras för att upprätthålla syrehalten (Pettersson 1990).

Riplox metoden
Innebär att de översta skiktet av sedimentet oxideras med hjälp av nitrat. Att oxidera sediment är ett sätt att minska syretäringen i sedimentlagret och förhindra anaeroba miljöer. Järnklorid förs ned i sedimentet där det binder till fosforn. Detta leder till en barriär mot utföde av fosfater.

Aluminiumfällning
Aluminium i form av aluminiumhydroxid tillsätts sjön främst för att fälla ut fosfor, men även förhindra frigörelse av fosfater ur sedimentet. Aluminiumhydroxid binder till fosfor, fäller ut och sedimenterar på bottnen.

Material och Metod

Materialet som användes till bottenfaunaundersökningen var en motorbåt, en Ekmanhuggare med en yta på 16*16 cm, ett 0,5 mm såll, små plastburkar med lock, etanol 70%, en enkel djupmätare som var märkt varje 2 meter och en syrgasmätare.

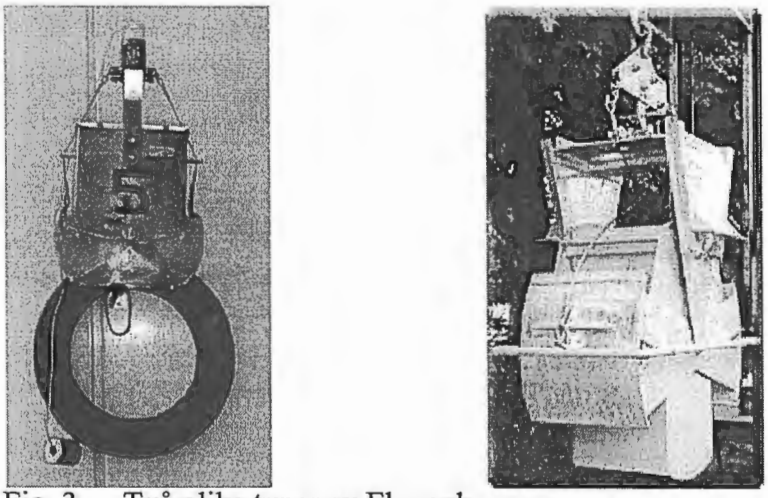


Fig. 3 Två olika typer av Ekmanhuggare

I vardera sjö togs 15 st prover med hjälp av en Ekmanhuggare och platserna för provtagningen valdes ut slumpmässigt.
Proverna sållades och konserverades i etanol. Samtidigt mättes djupet på varje provpunkt.
Proverna togs den 7 maj 2001 vilket var en av de första riktigt varma dagarna detta år.

På de djupaste ställena gjordes även syrgas och temperatur mätningar. Syrgas och temperatur mättes efter varje meter. Ellenösjön var 7 meter i djuphålan och Östersjön var 25 meter. Ett till prov togs även i Ellenösjön i en annan djuphåla där djupet också var 7 meter (under bron).

Varje prov studerades under sterolupp och djuren bestämdes så långt som möjligt med hjälp av bestämningslittratur. Antalet djur i varje taxa noterades också.(T.T Macan,1972)

Resultat

Syrgashalt

Syrgasprofiler gjordes i Östersjön och Ellenösjön där syrgashalt och temperatur uppmättes varje meter. Provtagningarnas primärdata kan ses i bilaga 3. Vid första mätpunkten i Ellenösjön på en meters djup låg syrgasvärdet på 3,5 mg O_2/L vilket ligger inom intervallet för svagt syretillstånd (Naturvårdsverkets bedömningsgrunder). I Ellenösjöns djuphåla vid sju meters djup låg syrgasvärdet på 2,0 mg O_2/L. I Östersjön uppmättes vid en meters djup ett syrgasvärde på 10,0 mg O_2/L vilket betecknas som ett syrerikt tillstånd. Syrehalten sjunker med ökande djup. Vid 5-15 meter låg syrehalten på ett stabilt värde av 4,2 mg O_2/L. I djuphålan vid 25 meters djup uppmättes syrgashalten till 6,2 mg O_2/L vilket betecknas som måttligt syrerikt tillstånd (Naturvårdsverkets bedömningsgrunder).

Individtäthet

Östersjön har en oligochaettäthet på 257 st/m^2. Chironomid antalet beräknades till 120 st /m^2.
Ellenösjön har en oligochaettäthet på 976 st/m^2. Chironomid antalet beräknades till 107 st/m^2.

O/C- index

O/C- index är ett mått på syrgasförhållandena och graden av organisk belastning på bottnarna. Ett högt värde indikerar på en hög eutrofieringsnivå, det vill säga relativt låga syrgasvärden och/eller hög organisk belastning. Som ett jämförvärde har Sveriges sjöar i medeltal O/C- index 8,5.

Nedan redovisas de O/C- index som framräknats i Östersjön respektive Ellenösjön.
Vid provtagning användes en Ekman huggare med en yta av 0,0256 m^2.

Östersjön O/C-index
Max: 137,93
Min: 0
Medel: 8,74

Ellenösjön O/C- index
Max: 62,5
Min: 0
Medel: 25,2

Vid beräkning av Östersjöns medelvärde och oligochaettäthet har extremvärdet 137,93 ej medräknats. Detta prov togs på mycket grunt vatten och utgör inget prov från profundalen utan är tagit i littoralzonen. Däremot redovisas provresultatet i diagramsammanställningen Östersjöns O/C-index.

Beräkning sker enligt följande: Individtätheten av oligochaeter dividerad med individtätheten av oligochaeter och chironomider, uttryckt som procent. Procenttalet divideras med provtagningsdjupet.

Bottenfaunaindex, profundalzonen i sjöar

Klass	Benämning	O/C-index (justerat för provtagningsdjup)
1	Mycket lågt index	≤ 0,5
2	Lågt index	0,5 - 4,7
3	Lågt index	4,7 - 8,9
4	Högt index	8,9 - 13
5	Mycket högt index	> 13

Klassificeringen grundas på förarbete till EU:s ramdirektiv för vatten (Nixon m fl 1996) och beskriver repektive klass enligt följande:

Klass 1. Inga eller obetydliga effekter av störning. Ingen eller enbart obetydlig mänsklig påverkan på organismsamhällena eller deras miljö. Bottenfaunan liknar den som normalt förekommer i miljötypen under ostörda förhållanden.

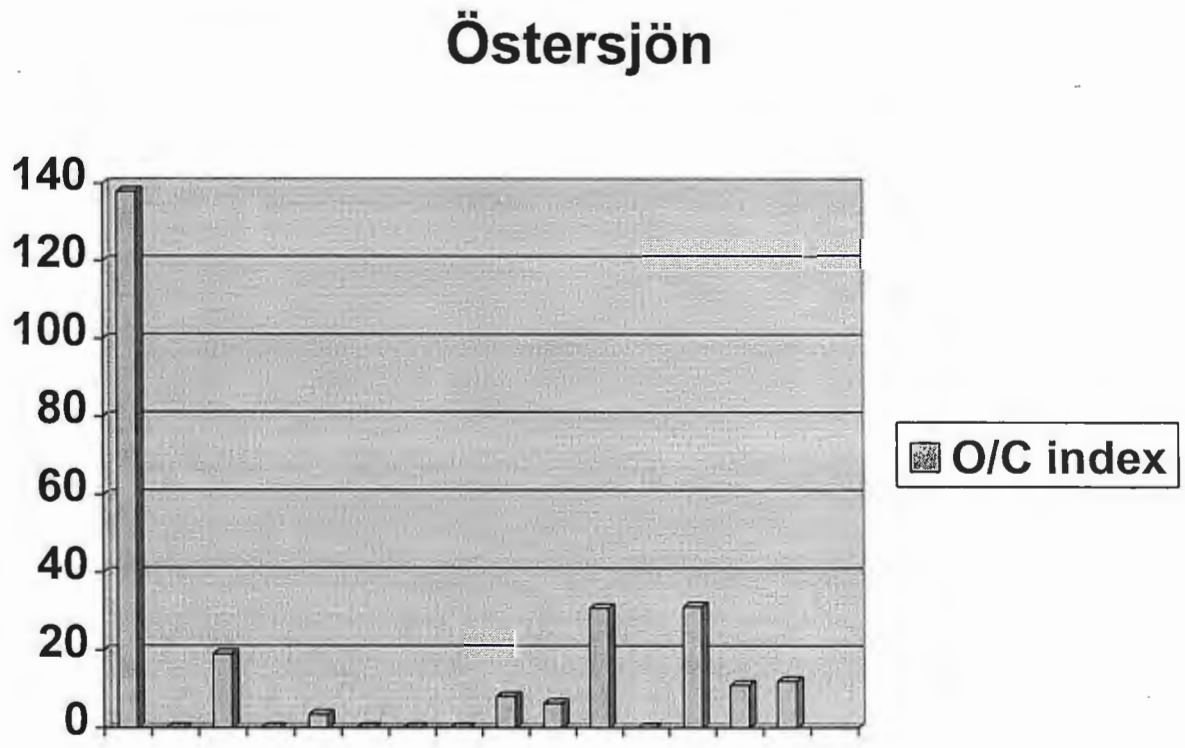
Klass 2. Måttliga effekter av störning. Bottenfaunan visar tecken på störning men avviker enbart något från den som förekommer under ostörda förhållanden.

Klass 3. Tydliga effekter av störning. Avsevärd påverkan på organismsamhällena eller deras miljö. Bottenfaunan avviker måttligt från den som normalt förekommer under ostörda förhållanden.

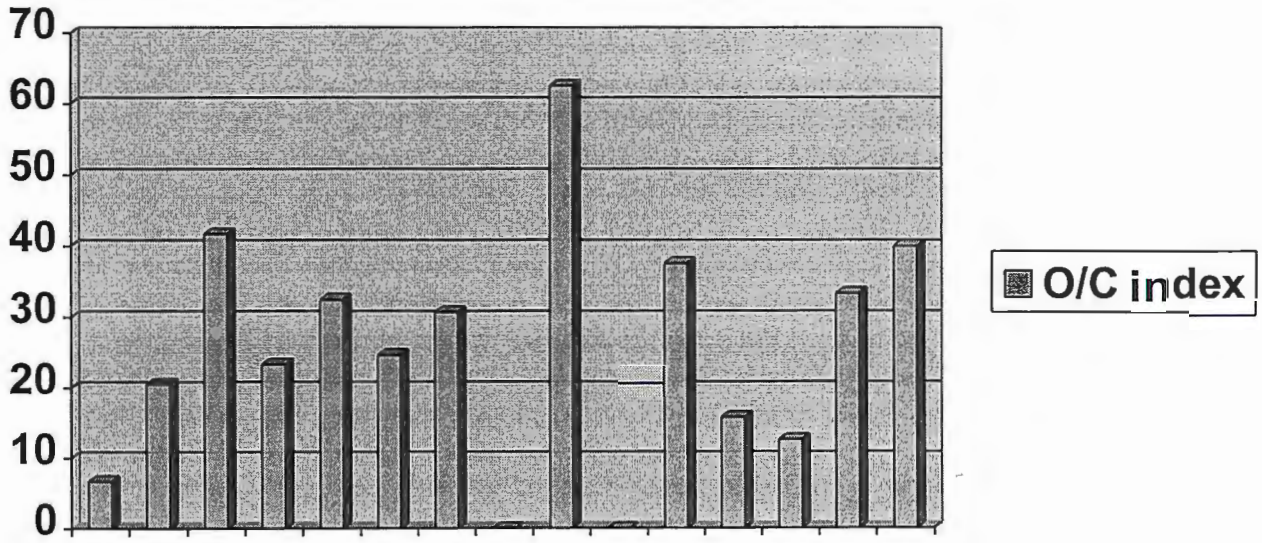
Klass 4. Starka effekter av störning. Bottenfaunan uppvisar stora avvikelser från den som förekommer under ostörda förhållanden.

Klass 5. Mycket starka effekter av störning. Endast ett fåtal toleranta arter förekommer.
(Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag, rapport 4913)

Nedan redovisas de O/C index som framräknats i Östersjön respektive Ellenösjön.
Vid provtagning användes en Ekman huggare med en yta av 0,0256 m^2.



Ellenösjön



Östersjön O/C-index
Max: 137,93
Min: 0
Medel: 8,74

Ellenösjön O/C- index
Max: 62,5
Min: 0
Medel: 25,25

Syrehalt

Syrehalten mäts i mg/l och anger mängden syre som är löst i vattnet. Vattnets förmåga att lösa syre minskar med ökad temperatur.

Syre tillförs vattnets främst genom omrörning (vindpåverkan) samt genom växternas fotosyntes. Syret förbrukas vid nedbrytning av organsikt material.
Syrehalter lägre än 4-5 mg/l kan ge skador på syrekrävande vattenorganismer.

Enligt naturvårdsverket, Allmäna råd 90:4, kan skiktade sjöar med avseende på syrehalt indelas enligt följande (mg/l)

>7 syrerikt tillstånd
5-7 måttligt syrerikt tillstånd
3-5 svagt syretillstånd
1-3 syrefattigt tillstånd
<1 syrefritt eller nästan syrefritt tillstånd.

Diskussion

I Ellenösjön förekommer syrebrist vintertid i samband med att sjön är istäckt. Eftersom sjön är relativt grund syresätts hela sjöns vattenmassa av vinden sommartid. Språngskikt som förhindrar omblandning förekommer sällan. De låga syrgashalterna vid provtagningstillfället kan bero på att ingen omblandning har hunnit ske efter vintern.

Eutrofiering innebär ökad risk för syrebrist i bottenvattnet och Ellenösjön är starkt eutrofierad. Den lägsta syrgashalt som under året uppnås i bottenvattnet är avgörande för bottenfaunans överlevnadsmöjligheter. Detta årsminimum är därför användbart som mått på negativa eutrofieringseffekter. Provtagningar från tidigare år visar en tydligt högre syrgashalt. En tänkbar förklaring till årets låga värden kan bero på de höga vattenflödena under hösten 2000. De höga vattennivåerna innebar en ökad tillförsel av organiskt material och en ökad jorderosion. Nedbrytningen av det tillförda materialet kan ha orsakat de låga syrehalterna.

Syremätningarna kan ha tagits i ett skede efter vårblommningen, detta kan påverka syrenivåerna negativt. Då detta material bryts ned förbrukas stora mängder syre, speciellt under en period med höga vattentemperaturer i ytan. Detta kan ha givit upphov till en temporär termoklin.

I Östersjön var syrgashaterna ganska lika de mätningar som har varit de senaste åren, ingen större skillnad syns.

Uppvisar bottenfaunan tecken på att delar av botten i Östersjön och/eller Ellenösjön varit utsatt för syrgasbrist?

Beteckningen bottenfauna innefattar ryggradslösa djur till exempel maskar, snäckor, musslor, kräftdjur och insekter som lever på bottnar i sjöar och vattendrag. Många av arterna som ingår i bottenfaunan har skilda krav på sina livsmiljöer vilket till exempel kan gälla syrenivåer näringsrikedomn och surhet. Djuren är därför lämpliga att använda som levande miljöindikatorer. Många oligochaetarter är vanligt förekommande i sediment där det finns mycket dött organiskt material och många arter räknas som eutrofieringståliga. I övergödda vatten kan de tillsammans med hemoglobinbildande chironomider dominera bottenfaunan. Funna arter i Östersjön och Ellenösjön redovisas i bilaga 1 och 2. Tecken på att bottnen har varit utsatt för syrgasbrist är den höga andel av röda hemoglobininnehållande chironomider som fanns i sedimentet. Vissa arter har förmåga att bilda hemoglobin för att underlätta syreupptagningen. De höga värden på O/C-index som redovisas i resultatdelen är också en indikation på att bottnen varit utsatt för låga syrgaskoncentrationer.

Vad betyder detta för bedömningen av Östersjön som en källa eller fälla för fosfor?

Under syrrerika förhållanden bildar fosfor komplex med järn, aluminium, mangan och calcium. Fosfor mineraliseras till ortofosfat (PO_4^{3-}) vilket under syrerika förhållanden komplexbinder till metaller. Då syreförhållandena i sjön fortfarande är relativt goda ligger fosfat bundet till järn i sedimentet. Östersjön fungerar fortfarande som en fälla för fosfor, men ligger troligen på gränsen för vad den tål som recepient. En stor del av det organiska material som tillförs via Ellenösjön sedimenterar i Östersjön och detta kan orsaka syrgasbrist, med påföljande fosforläckage. Östersjön riskerar att omvandlas till fosforkälla vid fortsatt hög näringsbelastning. Då Östersjön är relativt djup uppstår skiktningar under sommar och vinter och syrebrist med påföljande fosforläckage från sedimentet kan uppstå i sjöns djupare delar.

Kan man utifrån dessa resultat säga något om Östersjön respektive Ellenösjöns relativa betydelse för retentionen och därigenom lämpligheten av att bygga en barriär mellan sjöarna?

Från kommunens sida har framkommit förslag om att stoppa vattenflödet från Ellenösjön för att därmed hindra de årliga blomningar av främst blågrönalger som driver in i Östersjön. Detta bland annat på grund av att kommunen har varit tvungen att stänga badstränderna längs sjöarna vid kraftiga algblomningar. Ellenösjön och Östersjön är idag ett sammanhängande ekosystem. Vid byggandet av en barriär blir Östersjön oberoende av Ellenösjön och två stycken nya ekosystem skapas. Situationen för vattenkvaliteten i Östersjön kommer i och med en dämning av sundet troligen förbättras eftersom Östersjöns avrinningsområde är mindre påverkat. Eventuellt kommer då artsammansättningen i sjön förändras. Situationen i det nya systemet. Ellenösjön kommer fortfarande vara beroende av vad som tillförs via Valboån och dess tillrinningsområde. Ellenösjön är en mycket attraktiv sjö för fritidsfiskare. Under vintern när sjön är isbelagd råder syrebrist i sjön och fisken söker sig till Östersjöns syrerikare vatten. Denna möjlighet försvinner vid en dämning och Ellenösjöns fiskpopulationer risker att dö ut.

Litteratur

Wemmer, R. En hydrologisk undersökning av Ellenösjön och Östersjön i Dalsland. Rapport nr 9 från avd. för tillämpad miljövetenskap, Göteborgs universitet, 1998

Naturvårdsverket. Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Sjöar och vattendrag. Naturvårdsverkets Rapport 4913, 1999

Fisketuristprojekt Ellenö- Östersjön, Färgelanda kommun, Delrekvisition nr. 5 samt Slutrapport av projektet, 2000

Sjöprovfiskedatabasen, Fiskeriverkets Sötvattenslaboratorium, 2001

Pettersson K, Wallsten M. Naturvårdsverket, rapport 3817. Sjörestaurering i Sverige. Metoder och resultat, 1990

Dahlbäck J, Länstyreslen i Älvsborgslän, rapport 1991:5. Ellenösjön-Östersjön. Tillstånd och närsaltsbelastning 1985-1990, 1991

Macan T.T. A Guide to freshwater invertebrate animals, London, 1972.

Durantel P, Enjelvin P, Växter och djur i och kring sötvatten, Danmark, 1989.

Fitter R, Manuel R, Field Guide to the freshwater life, Glasgow, 1982

Bilagor

Bilaga 1 Bottenfauna Östersjön

Provtagning nr	Djup m	Olig o.	O/m²	Chiron o.	C/m²	Chaoboridae	Copepoda	Cladocera	Ostracoda	Övrigt
1	8,3	1	39	0	0					
2	13	47	1836	10	391	11	3(Calanoid copepod)	3(Bosmini a)	4	
3	12,3	11	430	0	0					1 vilspor från mossdjur
4	17	0	0	5	195	15			1	2 vilspor från mossdjur
5	14,8	0	0	10	391	10				Förekomst av vilspor från mossdjur
6	15	0	0	0	0					Inga fynd
7	29	5	195	0	0	10	1		1	
8	6	6	234	3	117		1			1 nematod
9	2	15	586	9	352					
10	5	0	0	1	39					Förekomst av vilspor från mossdjur, 4 st rör från nattsländelarver
11	1,8	5	195	4	156		1			cyklopoid copepod
12	0,7	56	2188	2	78					12 Trichoptera, 2 Limnophilus rhombicus 6st. Limnophilus extricatus
13	8,2	0	0	0	0					1 vilspor från mossdjur
14	3,5	2	78	1	39					1 nematod
15	7,5	0	0	1	39					

Bilaga 2 Bottenfauna Ellenösjön

Provtagning nr	Djup m	Oligo	O/m²	Chirono	C/m²	Chaebo-ridae	Copepod	Svidknott	Kvalster	Övrigt
1	4,5	24	938	2	78		1			Vilspor av mossdjur
2	3	7	273	3	117				1	1 posthornssnäcka ?, skal dammussla, rör nattsländelarver
3	3,5	25	976	4	156					Förekomst av rör från nattsländelarver
4	2	10	0	0	0			1	1	1 igel el.fiskigel, 2 st acellus
5	2,2	19	742	4	156			2	1(Limnesia)	Vilspor till mossdjur, rör från nattsländelarver
6	3	19	742	0	0					1 nematod
7	2,5	1	39	0	0					1 Trichoptera(Polycentropodiae)
8	7	112	4375	15	586					1 dansmyggga
9	6	89	3476	5	195			2		
10	1,6	1	39	0	0					1 ärtmussla ?
11	2	0	0	0	0					Mkt lite prov
12	3	57	2226	5	195					Vilspor av mossdjur
13	2,9	16	625	1	39					
14	2,4	3	117	0	0	1				Dammussleskal
15	7,5	2	78	2	78					

Bilaga 3 Syrgas och temperatur mätningarna

Ellenösjön (under bron)

Meter under vattenytan	Syrgas (mg/L)	temperatur (grader C)
1,0	1,5	15
2,0	1,5	10,5
3,0	1,5	8,0
4,0	1,3	7,0
5,0	1,5	7,0
6,0	2,5	7,0
7,0	2,5	7,0

Ellenösjön

1	3,5	12
2	2,2	10
3	2,0	9
4	1,8	9
5	1,4	9
6	1,4	9
7	2,0	8,5

Östersjön

Lufttemperatur 22,5 grader C. Lufttryck 760 mm Hg. Syrevärde enligt tabelll 8,4, 1 meter, 7 grader C.

1	10,0	7
2	6,8	7
3	5,8	7
4	4,5	7
5	4,2	6,5
6	4,2	6,5
7	4,2	6,5
8	4,2	6,0
9	4,2	6,0
10	4,2	6,0
11	4,2	6,0
12	4,2	6,0
13	4,2	6,0
14	4,2	6,0
15	4,2	6,0
16	5,0	6,0
17	5,8	6,0
18	5,2	6,0
19	5,2	6,0
20	5,8	6,0
21	6,0	6,0
22	6,2	6,0
23	6,6	6,0
24	6,4	6,0
25	6,2	6,0

Bilaga 4 Jämförelse med tidigare år

(Data hämtade från Valboån 1994-1996 KM Lab)

Ellenösjön ytan 0,5 meter.

Datum	medel för syrgashalten mg/L	Medeltemperatur grader C.
940222 – 941061	0,2	13,2
950404 – 951031	0,3	15,1
960227 – 960925	10,9	12,1
3 års medel	10,5	13,5

Botten vid 5,5 meters djup

940222-940824	5,0	9,9
950404-950828	8,9	10,9
960227-960829	4,6	11,5
3 års medel	6,2	10,7

Östersjön ytan 0,5 meter

940222-941006	9,9	13,8
950404-951003	10,0	14,7
960227-960925	11,0	12,6
3 års medel	10,3	13,7

Östersjön botten 27 m

940222-940824	1,4	5,0
950404-950828	6,5	5,6
960227-960925	1,2	6,0
3 års medel	3,0	5,5

Ellenösjön

datum	0,5 m	2,0 m	3,0 m	4,0 m	5,0 m	5,5 m	6,0 m	
940222	12,4	12,0	10,4	5,3	3,5	-	1,8	
940824	8,0	8,0	8,0	8,1	8,2	8,2	-	
950404	11,8	11,8	11,8	11,8	11,8	-	11,8	
950530	10,5	10,2	9,5	7,5	6,1	4,8	-	
950627	10,5	10,2	9,5	7,5	6,1	4,8	-	
950719	10,0	9,1	8,7	8,7	8,4	-	-	
950828	8,8	8,4	8,3	6,4	6,0	-	-	
951003	10,0	9,9	9,9	9,8	9,6	-	9,4	
960227	12,6	14,2	9,5	3,8	2,2	1,7	-	
960524	12,6	12,5	12,5	12,5	10,6	-	-	
960829	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	-	
010507	*(1m) 3,5*	*2,2*	*2,0*	*1,8*	*1,4*	-	*1,4*	*2,0 (7 m)*

010507(vid bron)1,5		*1,5*	*1,5*	*1,3*	*1,5*	-	*2,5*	*2,5 (7 m)*

Östersjön

datum	0,5 m	5,0 m	10,0 m	15,0 m	20,0 m	25,0 m	26,0 m	27,0 m
940222	12,2	10,5	9,9	9,3	8,3	5,8	3,3	2,2
940824	7,5	7,3	2,5	3,0	3,2	1,0	0,5	-
950404	11,6	11,5	11,6	11,7	11,7	11,7	-	11,2
950530	11,5	10,8	10,2	10,5	9,6	9,8	-	4,2
950627	10,3	9,1	8,6	8,9	8,6	8,2	-	7,6
950719	9,0	8,9	6,5	7,0	6,7	5,5	-	4,5
950828	9,0	8,5	8,1	4,8	4,8	3,0	-	1,8
951003	8,7	8,5	8,4	6,4	3,5	2,0	-	-
960227	13,5	10,5	9,3	7,8	6,8	3,2	-	3,1
960524	12,1	11,0	10,7	10,2	10,0	8,8	8,6	-
960828	8,9	7,6	2,3	3,0	2,7	1,0	0,3	-
960925	9,3	9,0	7,9	2,2	1,1	0,2	0,1	-
010507	*(1m)10,5*	*4,2*	*4,2*	*4,2*	*5,8*	*6,2*	-	-

II

010516
Zoologiska institutionen
Göteborgs Universitet

Fosforhalter och erosionsproblem i Valboåns vattensystem

Hellgren Åsa
Lindahl Henrik
Pettersson Johnny
Storbråten Eva
Kurs: Vattenvård 10 p vt 01
Kursansvarig Jan Stenson
Assistenter Ragnar Lagergren
Jonas Pettersson

1. SAMMANFATTNING 2

2. INLEDNING 2

3. METODER 3

3.1 TOTALFOSFORHALTEN 3
3.2 PH OCH ALKALINITET 4
3.3 TURBIDITET 4
3.4 KONDUKTIVITET 5

4. PROVPLATSER 5

5. RESULTAT 6

5.1 PH OCH ALKALINITET 6
5.2 KONDUKTIVITET 7
5.3 TOTALFOSFORHALTER OCH TURBIDITET 7
5.4 JÄMFÖRELSE AV TOTALFOSFORHALTER 1993-2001 7
5.5 FÄRGTAL 7

6. FÖRSLAG TILL ÅTGÄRDER 12

7. UTFORMNING AV KONTROLLPROGRAM 13

8. DISKUSSION 13

9. REFERENSER 14

1. Sammanfattning

Denna rapport behandlar vattenprovtagning av Valboån och dess tillflöden i Färgelanda kommun, Dalsland. Valboån och även sjöar i dess avrinningsområde har drabbats av eutrofiering med tidvis syrebrist och bottendöd som följd. Färgelanda ligger i jordbruksmark och därför kommer den största delen näringstillförseln från åkermark.

Denna undersökning omfattar mätning av totalfosforhalt, turbiditet, alkalinitet, konduktivitet, färg samt pH på 16 provpunkter. Även en jämförelse med mätningar från föregående år har genomförts. Dessutom har en bedömning av miljöförhållandena gjorts för att få en uppfattning om de olika provplatsernas erosionsproblem och om eventuella bidrag av fosfor från omgivande mark.

Sammanfattningsvis har undersökningarna visat att totalfosforhalterna, enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder, är mycket eller extremt höga och turbiditeten följer fosforhalterna. Vattendraget är ej försurat och pH ligger nära neutralt. Vattnet har mycket god buffertkapacitet.

Det mest akuta problemet med Valboån är erosionen av jordmassorna. Det är framförallt på grund av erosion som fosforhalterna är så höga. Resultaten visade att fosforhalterna dock är betydligt lägre vid de provplatser som har en bredare kantzon som är bevuxen med träd och buskar. För att minska erosionen bör därför kantzoner anläggas längs med hela Valboån och stensättning ske i de mest utsatta partierna.

Ett förslag till provtagningsprogram som värderar erosionens betydelse bidrag till fosforhalterna har tagits fram. Olika åtgärder mot näringsämnestillförseln och erosion diskuteras och föreslås.

2. Inledning

Gullmarn är Sveriges enda tröskelfjord och har därför tillsammans med tillrinnande vattendrag ett unikt värde som marin miljö. På grund av tröskeln byts vattnet i fjorden ut långsamt och det gör fjorden extra känslig för föroreningar. Höga närsalthalter har under senare år lett till ökande algblomning, syrebrist och bottendöd. Det är i första hand fosforhalterna som är höga i Gullmarns avrinningsområde, och framförallt är halterna höga i jordbruksbäckarna.

De höga fosforhalterna i Valboån orsakades troligen av framförallt en omfattande erosion från åkermarken och från vattendragens fåror. De omfattande erosionsproblemen beror bland annat på mänskliga ingrepp som uträtning av huvudfåran, utdikning av biflöden samt täckdikning. Dessutom saknas ofta skyddszoner och åkermarken når ända fram till vattendragen. De förekommande jordarterna med inslag av lera, mo och mjäla är dessutom särskilt känsliga för erosion.

Valboåns tillrinningsområde karakteriseras av skogsmark i norr som övergår i jordbruks-

landskap. Den övre delen av ån har en relativt god vatten kvalitet men i jordbrukslandskapet försämras vattenkvaliteten, vattnet har där ett ökat innehåll av växtnäringsämnen samt en ökad grumlighet, förorsakat av partikelgrumlat ytavrinningsvatten. Årstidsvariationer i temperatur och nederbördsmängd påverkar partikelmängd och därmed fosforhalt. Vid kraftig nederbörd följer stora mängder fosfor med de organiska partiklar som rinner iväg från jordbruksmarkerna.

För att minska utflödet av näringsämnen i vattendragen, har Färgelanda kommun tillsammans med Dals-Eds och Munkedals kommun samlats i Projekt Våtmark och Skyddszoner i Gullmarns avrinningsområde. Målet med projektet har varit att anlägga våtmarker/ dammar och skyddszoner som genom att fördröja vattentransporten fångar upp jord och närsalter. Projektet startades 1998 och sedan dess har 39 våtmarksanläggningar byggts och 170 km (110 ha) skyddszoner anlagts inom de tre kommunerna. Projektet avslutas vid årsskiftet 2001-2002 och nu pågår arbetet med att utvärdera och följa upp anläggningarnas nytta.

Målsättningen med undersökningen är att se om fosforhalterna i Valboån har förändrats jämfört med föregående års provtagningar och vart de stora förändringarna i fosforhalt sker. Vi vill också undersöka om det har skett någon minskning i fosforhalt i anslutning till anlagda våtmarker och skyddszoner.

3. Metoder

Proverna togs 01/05/08 vid 16 olika lokaler. Prov 1-10 togs i Valboåns huvudfåra och prov 11-16 i biflöden till Valboån. Vattenproverna togs på ungefär halva djupet, mitt i vattendraget m h a en Ruttnermätare. Proverna överfördes till plastflaskor och transporterades till Zoologiska institutionen där de kyldes. Förutom att analysera olika parametrar inventerades även miljötillståndet runt provplatsen såsom omgivande markanvändning, kantzon- och erosionsförekomst samt eventuella våtmarksanläggningar. Nedan följer en beskrivning av de olika parametrarna som analyserades.

3.1 Totalfosforhalten

Halten totalfosfor mäts för att ge en bild av näringshalten i Valboån. Med totalfosforhalt menas summan av löst oorganiskt fosfor, polyfosfater, löst organiskt fosfor och partikulärt bunden organisk samt oorganisk fosfor. Totalfosforhalten är föremål för årsvariationer som till stor del är kopplad till primärproducenternas årsvariationer. Högst värden erhålls i januari till mars eftersom ljusinstrålningen då är som minst och temperaturen som lägst. En eventuell snösmältning påverkar även värdena genom ett ökat tillflöde av partikelrikt vatten.

Analys: Genom oxidativ hydrolys med kaliumpersulfat frigjordes organiskt bunden fosfor till fosfat. Hydrolysen sker i svagt sur miljö vid hög temperatur och högt tryck i autoklav. I en spektrofotometer mättes sedan proverna varvid det frigjorda fosfatet kunde beräknas.

Tabell 1. Benämningsvärden totalfosfor (Naturvårdsverkets allmänna råd 90:4)

Totalfosfor (µg/L)	**Klass**	**Benämning**
< 7,5	1	Mkt näringsfattigt tillstånd
7,5 – 15	2	Näringsfattigt tillstånd
15 – 25	3	Måttligt näringsrikt tillstånd
25 – 50	4	Näringsrikt tillstånd
> 50	5	Mkt näringsrikt tillstånd

3.2 pH och alkalinitet

pH är ett mått på vätejonkoncentrationen i ett prov. Skalan är logaritmisk, d v s varje steg på skalan motsvarar en tiofaldig ökning av koncentrationen. Alkaliniteten är ett mått på vattnets buffertförmåga, d v s dess förmåga att neutralisera starka syror och därmed motstå försurning. Sötvatten påverkas främst av vätekarbonat, karbonat- och hydroxidjoner.

Analys: pH mättes med en pH-meter och alkaliniteten bestämdes genom titrering med 0,02M saltsyra samtidigt som kvävgas bubblades genom för att koldioxidens inverkan skulle vara försumbar.

Tabell 2. Benämningsvärden för pH och alkalinitet (Naturvårdsverkets allmänna råd 90:4)

Alkalinitet (mekv/L)	**PH**	**Klass**	**Benämning**
> 0,5	> 7,1	1	Mkt god buffertkapacitet
0,1 – 0,5	6,8 – 7,1	2	God buffertkapacitet
0,05 – 0,1	6,3 – 6,8	3	Svag buffertkapacitet
0,01 – 0,05	5,7 – 6,3	4	Mkt svag buffertkapacitet
< 0,01	< 5,7	5	Ingen el obetydlig buffertkapacitet

3.3 Turbiditet

Turbiditet definieras som ett uttryck för den optiska egenskap som gör att ljus sprids och absorberas i stället för att passera i raka linjer genom vattenmassan. Turbiditeten beror på olösta substanser som grumlar vattnet. Den varierar med storlek, form, sammansättning och brytningsindex hos de lösta partiklarna. Partiklarna kan vara slam, lera, växt- eller zooplankton, mikrober, organiskt material eller andra olösliga partiklar. Turbiditeten anges som FTU som är detsamma som cm-1.

Analys: Turbiditeten mättes m h a turbiditetsmätare.

Tabell 3. Benämningsvärden för turbiditet (Naturvårdsverkets allmänna råd 90:4)

Turbiditet (FTU)	**Klass**	**Benämning**
< 0,5	1	Ej eller obetydligt grumligt vatten
0,5 - 1,0	2	Svagt grumligt vatten
1,0 – 2,5	3	Måttligt grumligt vatten
2,5 – 7,0	4	Betydligt grumligt vatten
> 7,0	5	Starkt grumligt vatten

3.4 Konduktivitet

Konduktiviteten är ett mått på vattnets innehåll av lösta joner och den uttrycks i mS/m. Den är det inverterade värdet av lösningens specifika motstånd och varierar med lösningens temperatur. Därför är standarden satt till 25°C.

Analys: Konduktiviteten mättes med en konduktivitetsmätare.

4. Provplatser

Lokal 1, Valboån vid bron Vången
Lugnt strömmande vatten. Ån omgivs av myrmark med inslag av björk och granskog. Uppströms finns öppet vatten och ett mindre sågverk.

Lokal 2, Valboån vid bron Intaken
Lugnt strömmande vatten. 2-3 meter skyddszon med lövträd. Ån omgivs av jordbruksmark som plöjts ned till trädkant.

Lokal 3, Valboån vid Skällsäterbron
Mer strömmande vatten. Trädbevuxen kantzon på 2-6 meter. Ån omgivs av jordbruksmark och betesmark. Trampskador från betande kreatur ända ner till ån och erosionsskador observerades.

Lokal 4, Valboån vid bron Härsängen
Strömt vatten och kraftig erosion. Ingen kantzon med dock ett fåtal lövträd längs ån. Uppströms omgivs ån av jordbruksmark som bränts, nedströms av skogsmark.

Lokal 5, Valboån vid bron Högsäter
Starkt strömmande vatten.. Trädbevuxen kantzon finns men erosion observerades. Ån omgivs av bebyggelse.

Lokal 6, Valboån vid bron Kraketorp
Svagt strömmande vatten utan tecken på erosion. Kantzon saknas. Ån omgivs av jordbruksmark som plöjts ända ner till vattnet.

Lokal 7, Valboån vid Edstena
Kraftverk uppströms. Mycket strömmande vatten . Uppströms omgivs ån av jordbruksmark utan kantzon, nedströms av betesmark.. Mycket erosion observerades.

Lokal 8, Valboån vid bron Hällekas
Lugnt strömmande vatten. Ån omgivs av betesmark och kotramp syntes ner till vattnet. Mycket erosion observerades.

Lokal 9, Valboån vid Rykbron

Starkt strömmande vatten.. Kantzon med lövträd mot omgivande bebyggelse och gräsmatta. Nedströms finns ett vattenfall och ett kraftverk.

Lokal 10, Valboån vid Torp
Kraftigt strömmande vatten och ett kraftverk. Uppströms omgivs ån av jordbruksmark och kantzon saknas uppströms. Nedströms finns stor kantzon med träd och buskar.

Lokal 11, Svartebäcken vid bro 172:an
Prov togs uppströms en liten nyanlagd våtmark. Uppströms provplatsen var vattnet lugnt strömmande med 6 meter kantzon bevuxen med träd. Bäcken omgivs av jordbruksmark. En groda sågs vid våtmarken.

Lokal 12, Madbråtsbäcken vid bro 172:an
Kraftigt strömmande vatten. Kantzon saknas och erosion förekommer. Bäcken omgivs av betesmark. Ett bävertuggat träd samt ett stort ras observerades.

Lokal 13, Lerån vid bron Solberg
Svagt strömmande vatten med trädbevuxen kantzon på 6 meter. Ån omgivs av jordbruksmark. Vatten hämtades från strandkanten.

Lokal 14, Häråns utlopp i Valboån
Svagt strömmande vatten. Kantzon saknas och ån omgivs av jordbruksmark.

Lokal 15, Bandenebäckens utlopp i Valboån
Lugnt strömmande vatten. Uppströms finns en nyanlagd våtmark. Våtmarken och bäcken saknar kantzon mot omgivande jordbruksmark och betesmark.. I övrigt är den omgivande marken mycket blöt och våtmarksliknande. Flera olika fåglar observerades.

Lokal 16, Lillån vid utloppet i Valboån
Måttligt strömmande vatten. Kantzon saknas och ån omgivs av trädgårdar, bebyggelse och en parkanläggning.. Erosion är förebyggd genom förstärkning. En snok observerades simmande i vattnet.

5. Resultat

Resultatet bedöms enligt Naturvårdsverket Bedömningsgrunder för miljökvalitet, Sjöar och Vattendrag där samtliga benämningar hämtats från (se även metod).

5.1 pH och alkalinitet

Samtliga pH-värden visar att vattnet inte är försurat och alkalinitetsvärdena visar att buffertkapaciteten är mycket god. För både pH och alkalinitet är Valboån klass 1 och ingen försurningsrisk föreligger.
Alkaliniteten översteg 0,20 mekv/l för samtliga provplatser utom plats 8. pH översteg 6,8 vid samtliga provplatser utom plats 16 (Fig. 1 och Fig. 4).

5.2 Konduktivitet

Konduktiviteten är relativt konstant i huvudfåran och biflöden med något förhöjda värden vid plats 11 och 12. Normalvärden för svenska insjöar är 5-40 mS/ m. Vid provtagningen var värdena runt 50 vilket kan ses som lågt för området.

5.3 Totalfosforhalter och turbiditet

Halterna av totalfosfor varierade med högre värden nedströms i huvudfåran. Biflödena uppvisade högre halter med ett *extremt högt värde* vid plats 14 där en halt på 304 ug/l uppmättes. Detta beror troligen på utsläpp från bebyggelse i form av flera gårdar uppströms provplatsen. Vad utsläppet består av kan ej fastställas.
I huvudfåran har de platser med stor kantzon lägre halter, klass 1-3 medan 6 platser har höga halter, klass 4. Av biflödena har 2 platser *extremt höga halter*, klass 5 och resterande höga eller *mycket höga halter*, klass 3-4 (Fig. 5).

Turbiditeten följer totalfosforhalterna eftersom fosfor är huvudsakligen partikelbundet. Nio av platserna har *starkt grumligt vatten*, klass 5, resterande *betydligt grumligt vatten*, klass 4 (Fig 3).

De huvudsakliga orsakerna till de höga fosforhalterna och turbiditeten är stor erosion längs både huvudfåran, ytavrinning från intilliggande jordbruksmarker och den ökade vattenmängden genom biflödena som medför en ökad strömningshastighet vilket ger en ökad erosion.

5.4 Jämförelse av totalfosforhalter 1993-2001

Generellt följer resultaten från år 2001 tidigare provtagningar i huvudfåran. Den extrema toppen vid provplats 14 beror troligen på ett punktutsläpp från bebyggelsen uppströms (Fig. 6 och Fig. 7). Väderförhållandena vid provtagningen och nederbördsförhållandena under föregående år, är en av de faktorer som påverkar fosforhalten mest, eftersom det huvudsakligen är genom erosion partikelbundet fosfor når Valboån. Vid provtagningen år 1999 hade provdagen föregåtts av en period med mycket regn och färska erosionsskador. Vid denna provtagning, år 2001, hade vädret dock varit stabilt. Värdena är trots detta mycket höga.

5.5 Färgtal

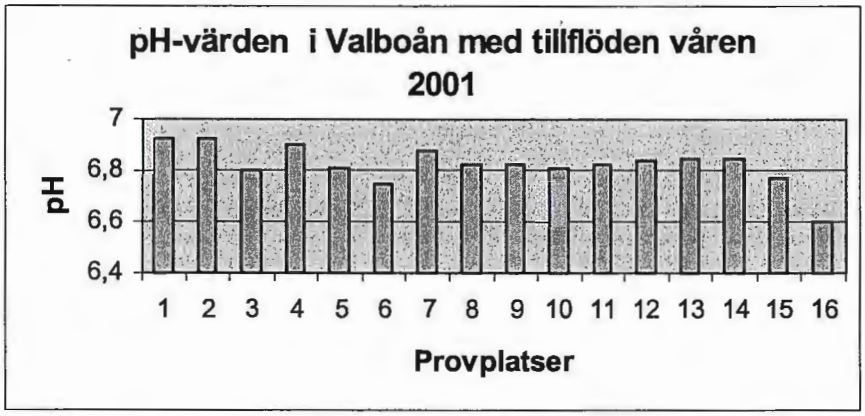
Vattnet bedöms vara *betydligt färgat*, klass 4. Det kan bero på att vattnet har en kort uppehållstid.

Tabell 4 Resultat från analys

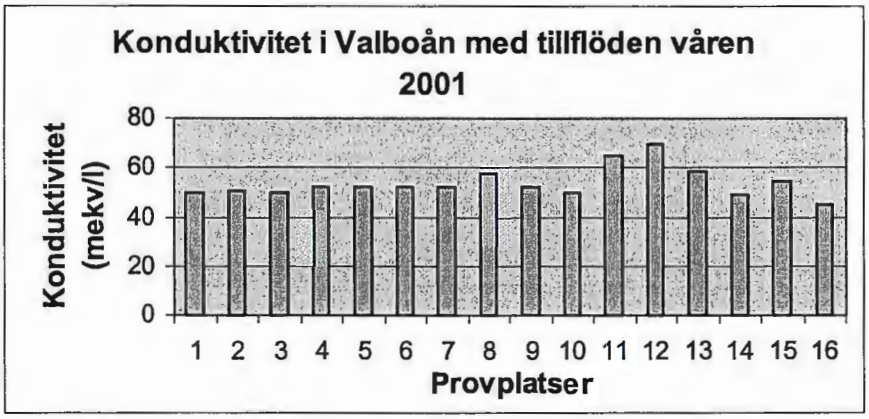
Provplats	pH	Konduktivitet mS/m	Turbiditet FTU-enheter	Alkalinitet mekv/l	Totalfosforhalt µg/l	Färgtal
1	6,92	50	2,2	0,56	8,15	70
2	6,92	51	5,1	0,8	2,72	80
3	6,8	50	5,2	2,8	38,04	90
4	6,9	52	14,7	0,8	27,17	90
5	6,81	52	8,5	0,6	13,59	90
6	6,75	52	16,3	0,64	8,15	80
7	6,88	52	10,9	0,74	21,74	90
8	6,82	58	19	0,088	27,17	90
9	6,82	52	7,9	0,8	32,16	90
10	6,81	50	13,3	0,7	29,89	90
11	6,82	65	5,1	0,58	32,16	90
12	6,84	70	34,2	1,1	81,52	90
13	6,85	59	43,6	1,04	70,65	90
14	6,85	49	52,6	0,68	304,35	90
15	6,77	55	25,7	0,88	111,41	80
16	6,6	45	7,2	0,76	32,61	90

Tabell 5. Jämförelse av totalfosforhalter våren 1993-2001

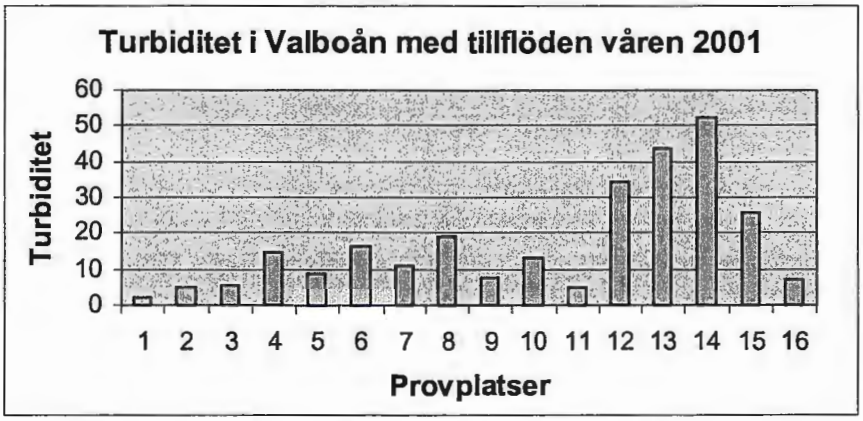
Provplatser	mar-93	mar-95	mar-98	mar-99	maj-01
1	12		11	16	8
2	109	4	11	11	3
3	157	14	16	46	38
4	220	33	30	56	27
5	251	23	19	58	14
6		51	30		8
7	200	33	30	71	22
8		29	35		27
9	115	12	26	132	32
10		27	33	144	30
11		21	19	48	32
12		66	54	74	82
13		72	54		71
14		28	47		304
15		78	135	96	111
16	45	1	21	33	33



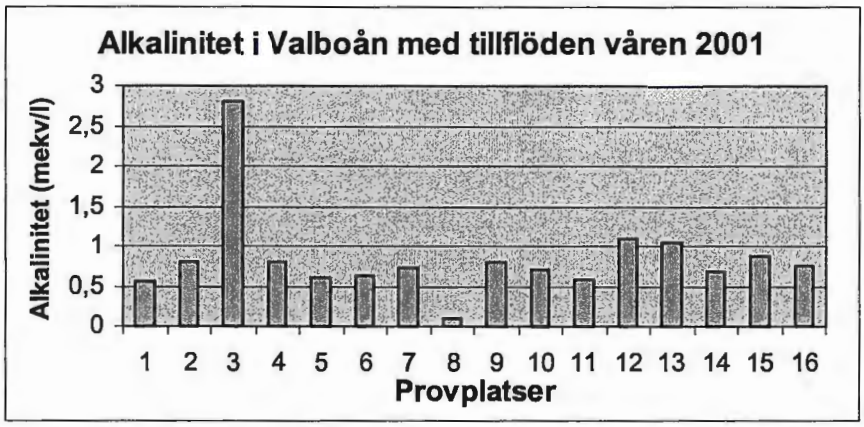
Figur 1. pH-värden i Valboån med tillflöden våren 2001



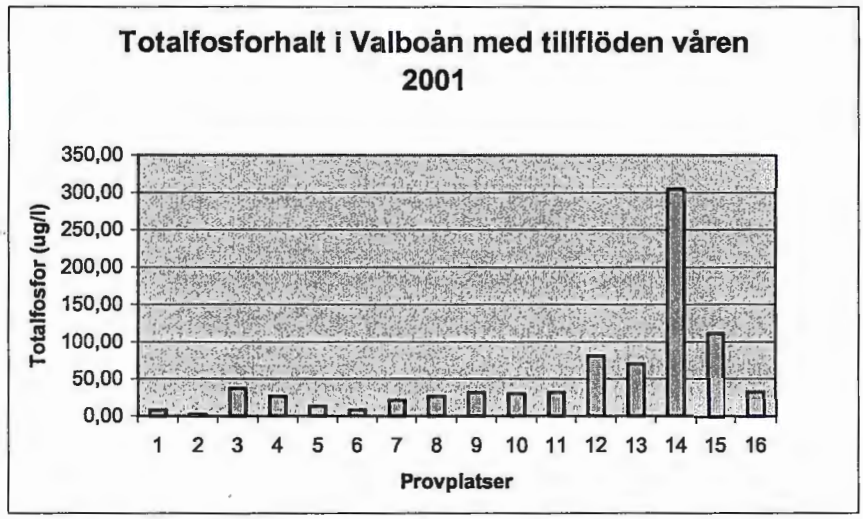
Figur 2. Konduktivitet i Valboån med tillflöden våren 2001



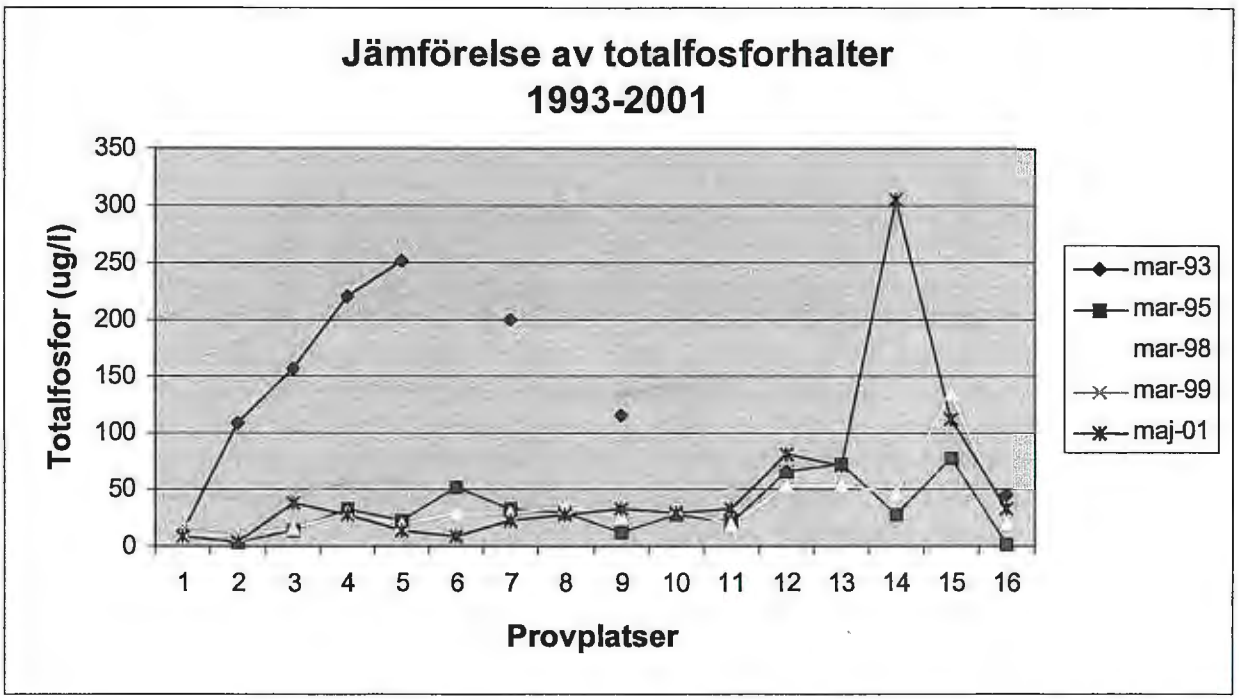
Figur 3. Turbiditet i Valboån med tillflöden våren 2001



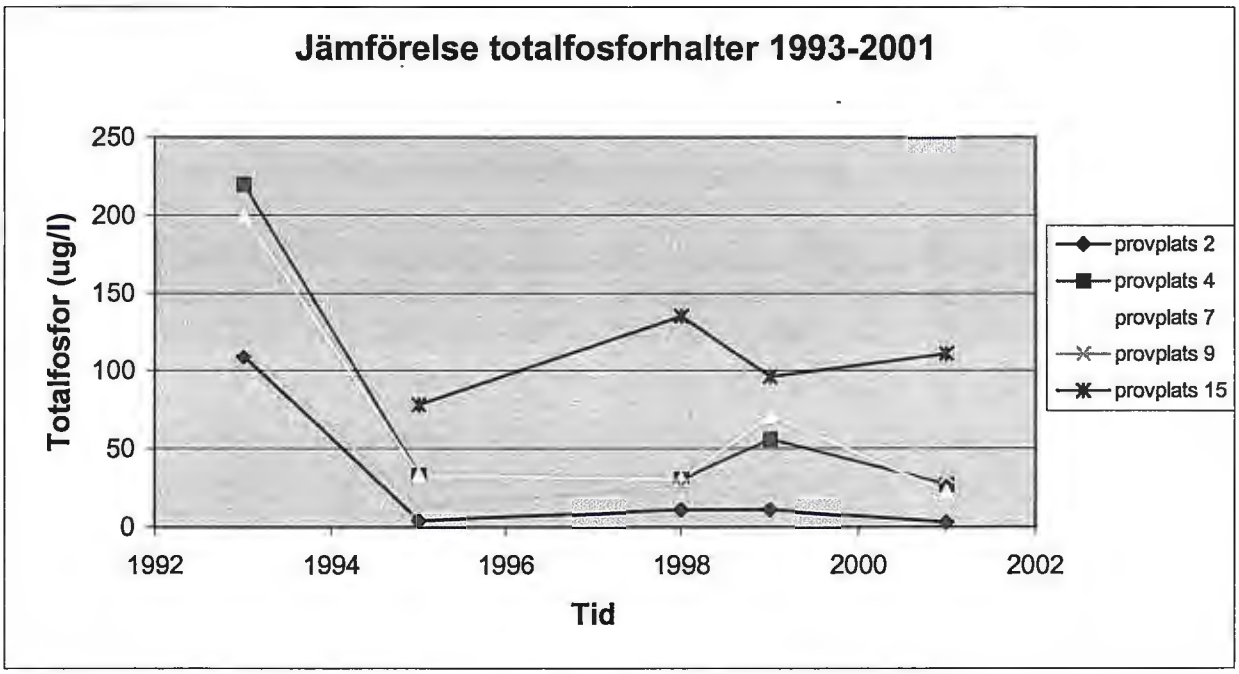
Figur 4. Alkalinitet i Valboån med tillflöden våren 2001



Figur 5. Totalfosforhalt i Valboån med tillflöden våren 2001



Figur 6. Jämförelse av totalfosforhalter 1993-2001



Figur 7. Jämförelse av totalfosforhalter 1993-2001 för provplatser 2,4,7,9,15.

6. Förslag till åtgärder

Man behöver anlägga kantzoner i nödvändig omfattning för att begränsa eutrofieringsproblemen i huvudfåran. Dessa kantzoner bör ha buskar och lövträd och permanenta grässvålar vilket kan minska erosionsbenägenheten och näringstillförseln. Hur dessa ska utformas beror på jordarten ifråga och hur stor lutningen av marken är (vid en lutning på 6- 8% (dvs. faller 6-8 meter på 100 meter) bör kantzonen vara 5-6 meter. På de förslag till kantzoner som har gjorts i Munkedals kommun så kan man se att dessa är mellan 1 till 16 meters breda. För att anlägga en kantzon med 6 meters bredd kan jordbrukare få visst EU-stöd. En kantzon om minst en meter bör finnas runt alla mindre vattendrag som bäckar.

Förstärkning av åfårans kanter vilket minskar erosionen avsevärt är ytterligare en viktig åtgärd. Man undviker också rätningar med denna metod. Utdikningar av våtmarker samt kulverteringar och rätningar av vattendrag har till stor del satt vattendragets egna reningsförmåga ur spel och dessutom har detta ökat erosionen på vattendragens bottnar. Man bör således undvika kulverteringar och ge stöd till jordbrukare som vill anlägga en våtmark på sin mark. Man skulle även kunna minska vattenhastigheten i huvudfåran genom att anlägga höljor, vilket skulle kunna minska erosionen. Eftersom utdikningar av framförallt jordbruksmark bidrar till ökad eutrofiering är det ytterst viktigt att man inte dikar ut mer mark.

Via dräneringsrör leder man vid åkerdränering markvatten direkt ut i vattendrag vilket leder till att erosionen ökar eftersom vattnet får en högre hastighet i dessa rör som är raka. Dessutom sker ingen sedimentering vilket bidrar till en ökad eutrofiering.

Det är viktigt att jordbrukarna får information angående eutrofieringen i Valboån och att de kommer till insikt om betydelsen av deras eventuella insats. Många jordbrukare höstplöjer exempelvis sina åkrar ända intill vattendraget och kanske ej vet vilka problem detta medför. Om man informerade dessa jordbrukare om problemen och vad en kantzon skulle kunna åstadkomma, kanske man skulle kunna åtgärda problemen. Istället för att höstplöja skulle man kunna ha gräsvall ett år och nästkommande år efter höskörd plöja och så t. ex. höstvete.

Det kan vara väsentligt att ej ha betande djur på de marker som angränsar till vattendraget. Vid flera ställen utefter ån kunde man se kreaturstramp vilket också kan medföra att erosionen ökar.

Man bör tydligare informera om att det går att söka EU-bidrag för anläggande av kantzoner, vilket för jordbrukaren kan kompensera den ekonomiska förlusten som dessa åtgärder kan medföra.
Genom att anlägga kantzoner så minskas markens erosion vilket gynnar bonden, samtidigt kan kallvattenlevande lax och öring söka skugga i vegetationen som uppstår genom buskar och träd. En förutsättning för vandrande fisk är ju att man får bort de vandringshinder som förekommer nedströms.

7. Utformning av kontrollprogram

Ett kontrollprogram kan upprättas för att få bättre kontroll på problem och effekter av de åtgärder som utförts. Detta bör utformas så att man gör kontinuerliga mätningar vid fasta punkter t. ex fyra gånger per år uppdelat på årstiderna. De allra viktigaste mättillfällena kan vara på hösten precis innan isläggning och under våren precis efter islossning. Provpunkterna bör förekomma förhållandevis tätt och regelbundet. Det viktigaste är dock att de förekommer i anslutning till anlagda våtmarker och kantzoner, samt på de platser där problem med kraftig erosion föreligger. Det är viktigt när man utför nya åtgärder att dessa också följs upp med provpunkter upp- och nedströms för att kunna avläsa eventuella förändringar.

8. Diskussion

För att kunna uttala sig om fosforn tillförs via ytavrinning och/eller erosion måste man vara införstådd med abiotiska och biotiska påverkande faktorer som klimat, jordart, sluttningens lutning, vegetationstyp och täckningsgrad samt flödeshastighet i vattendraget.

För att en jämförelse med tidigare års resultat ska vara möjlig måste de olika förutsättningarna beträffande årstid, temperatur och nederbörd beaktas. Samt eventuella ingrepp som genomförts inom tillrinningsområdet.

Ellenösjön vari Valboån har sitt utlopp är starkt eutrofierad, för att komma till rätta med detta måste man först kontrollera de extremt höga fosforhalterna i Valboån. För att få ner fosforhalten måste man förhindra erosion av åkermark och däri bunden fosfor. Därför är anläggandet av skyddszoner minst lika viktigt som anläggandet av våtmarker. Dessutom borde stensättning i ån vara av intresse, för att förhindra erosion i vattendragen. Genom att anlägga våtmarker kan sediment och fosfor bromsas upp och magasineras.

Vi anser att kommunen och politiker borde satsa ännu mer på att få bönderna att inse hur viktigt det är framförallt med skyddszoner men även våtmarker.

9. Referenser

Göteborgs Universitet, 1998. Projektarbeten inom Örekilsälvens avrinningsområde vt 1998

Göteborgs Universitet, 1999. Projektarbeten inom Örekilsälvens avrinningsområde vt 1999

Göteborgs Universitet, 2000. Projektarbeten inom Örekilsälvens avrinningsområde ht 2000

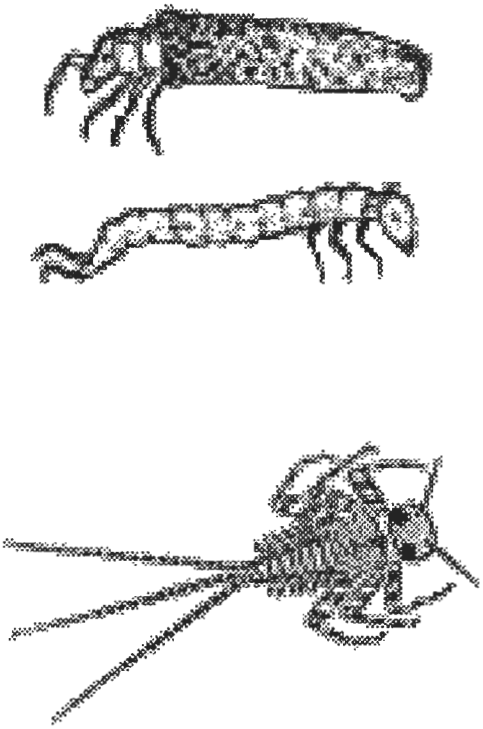
Naturvårdsverket, 2000. Bedömningsgrunder för miljökvalitet- sjöar och vattendrag, 101 sidor, Solna.

Svenland, C. Svensson, J, E. Stenson, J. Vattenvårdande åtgärder i Örekilsälvens vattenvårdssystem. Exkursionskompendium

Internet: http://www.fargelanda.se/våtmarker 010515

III

Undersökning av Valboåns bottenfauna vt-2001



Vattenvård vt-01
Göteborgs universitet
Zoologiska institutionen

Maja Sundqvist
Peter Östberg
Hanna Pekkarinen
Jenny Jungbeck

Innehållsförteckning

Sammanfattning 1

Inledning 2

Metod 2
Shannon-index 3

Lokalbeskrivning 3

Resultat 4

Diskussion 7

Källförteckning 9

Sammanfattning

Vi fick i uppgift att åka längs med Valboån och ta bottenfaunaprover med hjälp av sparkprovsmetoden. Proverna togs på sex olika lokaler och vid varje lokal tog vi tre prover.

Vi jämförde med tidigare provtagningar från KM lab 1995, samt från Göteborgs Universitet vårterminen 1998 och 1999, där provplatserna överensstämde med våra. Vi kom fram till att på våra tre nedre provtagningsplatser är diversiteten, mätt med Shannon-index, ungefär densamma vid provpunkt 1 och 3 sedan provtagningstillfället 1999. Vid provpunkt 2 har diversiteten däremot sjunkit med hälften. Sedan 1998 har diversiteten sjunkit vid både provpunkt 4 och 5. Provplats 6 saknar resultat att jämföra med ifrån tidigare år, men i år var diversiteten där mycket låg.

Det som troligtvis påverkar bottenfaunan mest är hur åns omgivning ser ut, det vill säga om den ligger i anknytning till en åker eller exempelvis en skog samt hur skyddszonerna är utformade.

Inledning

På kursen i vattenvård fick vi i maj 2001 i uppdrag att ta bottenfaunaprover i Valboån. Våra provtagningar ingår i ett större projekt för att minska utsläpp av närsalter och organiskt material i Gullmarsfjorden. Det är Sveriges enda tröskelfjord och besitter därmed ett unikt miljövärde för bland annat en mängd marina arter. Valboån ingår i Örekilsälvens vattensystem, som ligger i Färgelanda kommun. Man har tidigare undersökt bottenfaunan i Valboån under 1989, 1992 och 1995 (KM Lab 1992 och 1997) samt 1998 och 1999 av Göteborgs Universitet. Syftet är att insamla material och analysera artsammansättningen i bottenfaunan för att kunna fastställa allmäntillståndet i vattensystemet. Genom dessa provtagningar har man kunnat konstatera att bottenfaunan förändras från en provtagningsstation nära skogsbygderna norr om Färgelanda till en provtagningsstation i Valboåns södra delar. De nordliga delarna verkar vara svagt påverkade av näringsämnen medan de sydliga delarna är betydligt mera påverkade. Man antar att den höga grumligheten och den stora mängd näringsämnen som transporteras i Valboån påverkar bottenfaunans sammansättning. Genom att undersöka bottenfaunan i Valboån ska vi försöka svara på följande frågor:
Har det skett några förändringar i bottenfaunans täthet och sammansättning jämfört med tidigare undersökningar? Hur förändras bottenfaunan under Valboåns flöde från skogsbygderna genom jordbrukslandskapet i Valbodalen och efter att ån runnit genom Ellensjön? Var sker de stora faunaförändringarna? Har de något samband med de stora erosionsproblemen i huvudfåran? Har åtgärderna (kantzoner, våtmarker, erosionsskydd) påverkat bottenfaunan sedan provtagningens start? Vilka förändringar i bottenfaunan kan indikera att förbättringar i vattenkvalitén skett?
Vi har tagit prover på sex olika ställen, som ni kan se på den bifogade kartan.

Metod

Provtagningen av bottenfaunan i Valboån utfördes den 8 maj 2001. Vi tog prover vid 6 stationer längs Valboån, vid varje station tog vi 3 delprover. Infångsten av bottenfaunan utfördes med håv, 30 x 30 cm och en maskstorlek på 0,5 mm, och en standardiserad sparkmetod, där provtagaren höll håven nedströms och sparkade på ett område av 30 x 30 cm framför håven. Varje sparkprov pågick under 90 sekunder. Provtagningen med håv skedde på djup mellan 0,5 och 1,5 m. Vi uppskattade även strömhastigheten genom att se hur lång tid det tog för ett flytande föremål (pinne) att driva en ungefärlig sträcka (se tabell 2).

De bottenprover vi fick upp grovsorterade vi på djur, lade dem i en burk och konserverade dem genom att hälla 95 % etanol i vattnet. Djuren artbestämde vi sedan med hjälp av stereolupp i laboratorie, så långt det var möjligt.

Shannon-index

Shannon-index (S-I) används för att bestämma artdiversiteten, som hjälper till vid bedömning av vattenkvalitén (se tabell 1). Ofta är indexvärdena högre i rinnande vatten och i sjölittoralen, än i profundalen. Tabellen nedan visar på indexvärden för vattendrag (strömsträckor).
Beräkning av artdiversiteten med hjälp av Shannon-index sker via formeln:

$S\text{-}I = -\Sigma (x/t) * \ln (x/t)$

x = antal individer i taxat (arten)
t = totalt antal individer vid lokalen

Tabell 1.

Klass	Benämning	Shannon-index (S-I)
1	Mycket högt index	> 3,71
2	Högt index	2,97-3,71
3	Måttligt högt index	2,22-2,97
4	Lågt index	1,48-2,22
5	Mycket lågt index	Lika med eller < 1,48

Lokalbeskrivning

Tabell 2.

Lokal	Bottentyp	Strömhastighet	Övrigt
1. Vid Somarhult	Lerig/gyttjig botten	0,5 m/s	Utlopp från åker, på höger sida nedströms.
2. Närheten av Hede	Mkt. lerig/gyttjig botten	0,2 m/s	Litet kalhygge intill ån, åkermark.
3. Utanför Färgelanda	Stenig botten, med relativt stora stenar.	Forsande vatten, 2,0 m/s.	Liten dammvall.
4. Färgelanda City	Sten/grus botten	Forsande vatten, 1,5 m/s.	Biflödet Lillån i stadsmiljö.
5. Vid Kläppetorp	Grus/sand botten	0,40 m/s	Åkermark med en skyddszon på mer än 6 m.
6. Vid Tångelanda	Sten/grus botten	Forsande vatten 1,5 m/s.	Stenig strandzon.

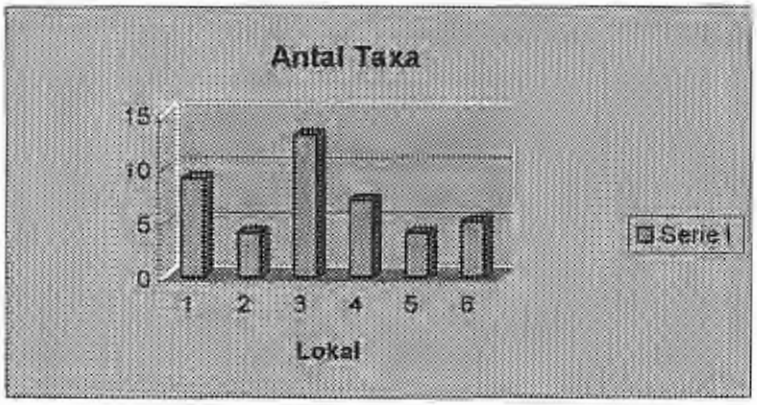
Resultat

I tabell 3 visar vi vilka arter som finns, samt det totala individantalet vid varje lokal. Här visas också Shannon-index för varje lokal. Shannon-index visas också i diagramform i figur 5. Tillsammans visar de här att bottenmiljön är bäst vid lokal 3 där S-I är 2,07 och sämst vid lokal 2 där S-I är 0,91.
I figur 1 ser man att antalet taxa varierar mellan 4 och 13. Lägst antal taxa var det vid lokal 2 och 5 och högst vid lokal 3.
I figur 2 visar vi det totala antalet Ephemoptera vid varje lokal. Flest individer fann vi vid lokal 3 där antalet var 28. Vid lokal 2 hittades däremot inga Ephemoptera.
I figur 3, där det totala antalet Trichoptera visas, är lokal 3 rikast med 42 stycken. Lokal 2 saknar även här några individer inom denna ordningen.
I figur 4 visas det totala antalet Simulidae. Vid lokal 3 fann vi 32 individer vilket var det högsta antalet jämfört med de andra. Lokal 1,2 och 5 saknade helt Simulidae.

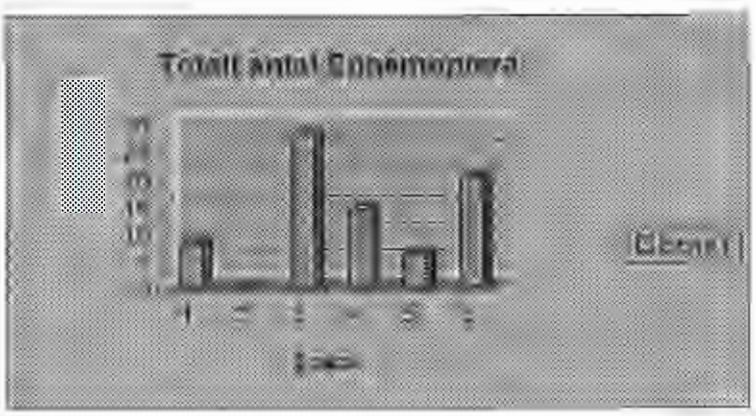
Tabell 3. Det insamlade och artbestämda materialet:

Taxon	Lokal 1	Lokal 2	Lokal 3	Lokal 4	Lokal 5	Lokal 6
Ordn. Trichoptera, Nattsländor						
Ryacophila sp.	3		30			
Hydropsyche sp.			7	8	2	
Plectrocnema conspersa			5			
fam. Phryganeidae (husbyggande)				4		1
Ordn. Ephemoptera, Dagsländor						
Ephemera sp.					6	
Procloeon sp.			2			
fam. Leptophlebiidae	8		4			
Centroptilum sp.			22	14		
fam. Baetidae						20
Ordn Plecoptera, Bäcksländor						
Nemoura & Nemurella spp.	1		3	6		6
Leuctra & Capnia spp.			2			
Ordn. Isopoda, Gråsuggor						
Asellus aquaticus	1		15	1		

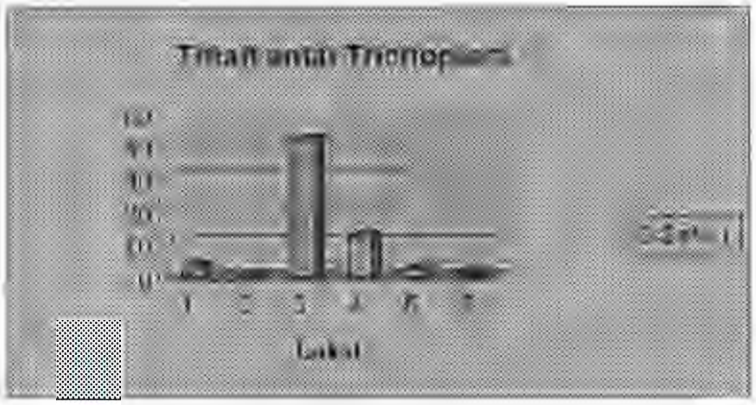
Klass Hirudinea *Herpobdella octoculata*			2			
Klass Bivalvia *Sphaerium corneum*			2			
Klass Oligochaeta		1				4
fam. Gyrinidae, Virvelbaggslarv				4		
Ordn. Acarina, Kvalster *Limnochares aquatica*		3				
Klass Gastropoda Lamellibranchiata		1				
Ordn. Cryptocerata fam. Coroxidae, Juvenil buksimmare	1					
***Elmis aena*, Bäckbagge**	1					
Ordn. Diptera *Culex sp.* fam. Chironomidae, fjädermyggor fam. Tanypodinae fam. Ceratopogonidae, Svidknott fam. Simulidae, Knott	2 1 1	11	5 32	12	1 1	3
Antal individer	19	16	131	49	10	34
Shannon-Index	1,79	0,91	2,07	1,74	1,09	1,18



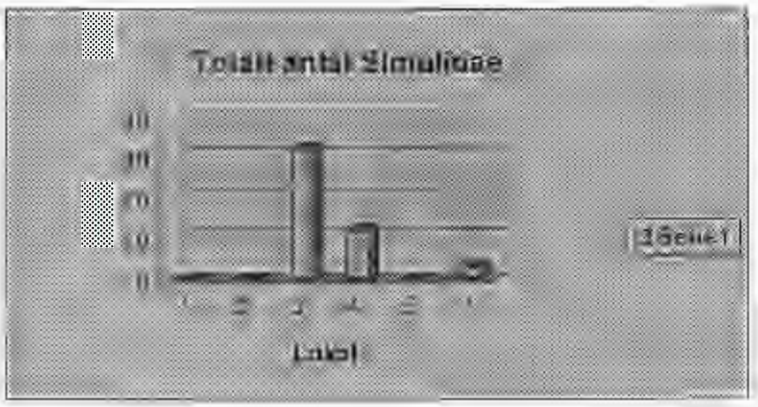
Figur 1.



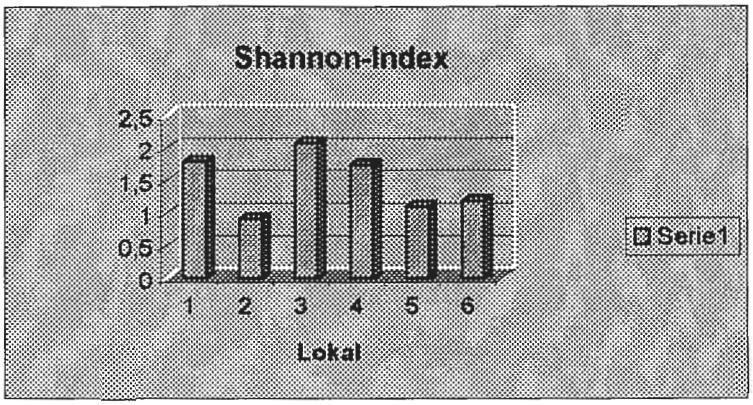
Figur 2.



Figur 3.



Figur 4.



Figur 5.

Diskussion

Vi jämförde våra prover med prover tagna av KM lab 1995 och av Göteborgs Universitet vt-98 och -99. I de här undersökningarna har man inte tagit några prover i Valboån, i eller norr om Färgelanda, förutom vt-98 då två av deras provplatser överrensstämmer med våra provplatser nummer 4 och 5.
Jämfört med undersökningarna 1995 har diversiteten sjunkit från måttligt hög till låg vid provplats 1 (enligt tabell 1). Vid provplats 2 var det vid 1995 års prover mycket hög diversitet, medan vi fick ett mycket lågt värde. Deras provplats ligger dock en bit norr om vår, och bottentyperna skiljer sig. Vid provplats 3 var diversiteten hög 1995 då vår undersökning visade på en låg diveristet.
Vid provplats 1 var diversiteten på gränsen mellan låg och måttligt hög 1998. 1999 års provresultat visar på en låg diversitet. Vid provplats 2 var diversiteten låg både 1998 och 1999. Vid den tredje provplatsen gjordes det ingen bottenfaunaundersökning 1998, men vid 1999 års provtagning var diversiteten låg.1998 gjordes en undersökning vid provplats 4 som visade på måttligt hög diversitet. Våra prover vid den här provplatsen visade på låg diversitet. Vid provplats 5 var diversiteten låg 1998 medan den i vårt resultat var mycket låg. Vid provplats 6 låg Shannon-index på 1,18, det vill säga att här var diversiteten också mycket låg.
Sedan 1999 har alltså diversiteten inte ändrat sig vid provplatserna 1, 2 och 3. Vid provplats fyra har diversiteten däremot förändrats sedan 1998 genom att sjunka från måttligt hög till låg. En sänkning i diversiteten sedan 1998 har även skett vid provplats 5 då den sjunkit från låg till mycket låg.

Vi har även jämfört 1999 års art- och individantal med våra, samt dragit slutsatser om resultaten i samband med provplatsernas omgivande miljö (se tabell 2):
På provplats 1 fann vi både färre arter och individer i år än vad man gjorde vt-99. Vid provplats 2 fann vi färre individer, men vi hittade en snäcka och en oligochetae vilket innebär att vi hittade fler arter. Vid provpunkt 3 hittade vi både fler individer och arter. På de övriga tre lokalerna hittade vi ett stort antal individer på

provställe 4 och 6, där även artantalet var bra. Provplats 5 hade dock ett lågt individantal och få arter.

Vt-99 togs proverna i mars och våra togs i maj. Detta kan ha påverkat skillnaderna i individantal och artdiversitetet mellan de två provtillfällena. Vi vet inte heller hur många sparkprover den tidigare gruppen tog vid varje provställe, så även detta kan ha påverkat deras individantal.

Vid lokal 1 kan resultatet bero på att ån låg i anslutning till en stor åker som sluttade ner mot vattnet. Skyddszonen var ca. sex meter men saknade träd och borde kanske varit bredare på grund av lutningen. Vattenhastigheten var relativt låg vilket kan ha påverkat syresättningen av bottnen negativt.

Lokal 2 hade en väldigt bred åfåra där vattnet inte strömmade snabbare än 0,2 m/s. Sluttande åker och ett litet kalhygge angränsade direkt till vattnet och skyddszon saknades helt. Bottnen var slammig och luktade svavel vilket tyder på syrebrist orsakat av övergödning. Detta förklarar det låga art- och individantalet.

Vid lokal 3 är antagligen den omgivande miljön orsaken till det höga Shannon-indexet: forsande vatten, inga åkrar och mycket skog.

Det hyfsade resultatet vid lokal 4 kan bero på att miljön liknade den vid lokal 3. Åfåran var dock mindre och omgavs av Färgelanda City vilket kan ha påverkat bottenfaunan negativt.

Vid lokal 5 bestod omgivningen av en sluttande åker, men med en bred skyddszon. Vattenhastigheten var låg. Det var dock ingenting som tydde på lika kraftig övergödning som vid lokal 2 även om individantalet var lägre här.

Vid lokal 6 påminde förhållandena om de vid lokal 3, och det är svårt att förklara det låga värdet på Shannon-index. En förklaring kan dock vara den kraftiga vattenhastigheten och den ojämna bottnen som försvårade våra sparkprov. En annan orsak kan vara att det sluttade kraftigt ner mot åfåran.

De stora faunaförändringarna i Valboån ser man när skogsmiljö övergår i åkermark. Detta har troligtvis att göra med att bottenstrukturen samt vattenhastigheten ändras. Vid de åkermarker där vi tagit prover på Valboåns bottenfauna har strömhastigheten varit låg och bottnen lerig/gyttjig, eller bestått av sand eller grus. Här har vi fått de lägsta individantalen. Detta beror troligtvis på minskad syresättning av bottensedimentet och ökad sedimentation som båda orsakas av den långsamma strömhastigheten.
Enligt oss krävs det kraftigare åtgärder för att förbättra vattenkvalitén i Valboån, eftersom denna fortfarande inte är bra med tanke på att bottenfaunans diversitet har minskat under de senaste sex åren.

Källförteckning

Naturvårdsverket rapport 4913, Bedömningsgrunder för miljökvalitet, Sjöar och vattendrag, år 2000. Projektledare Torgny Wiederholm, SLU.

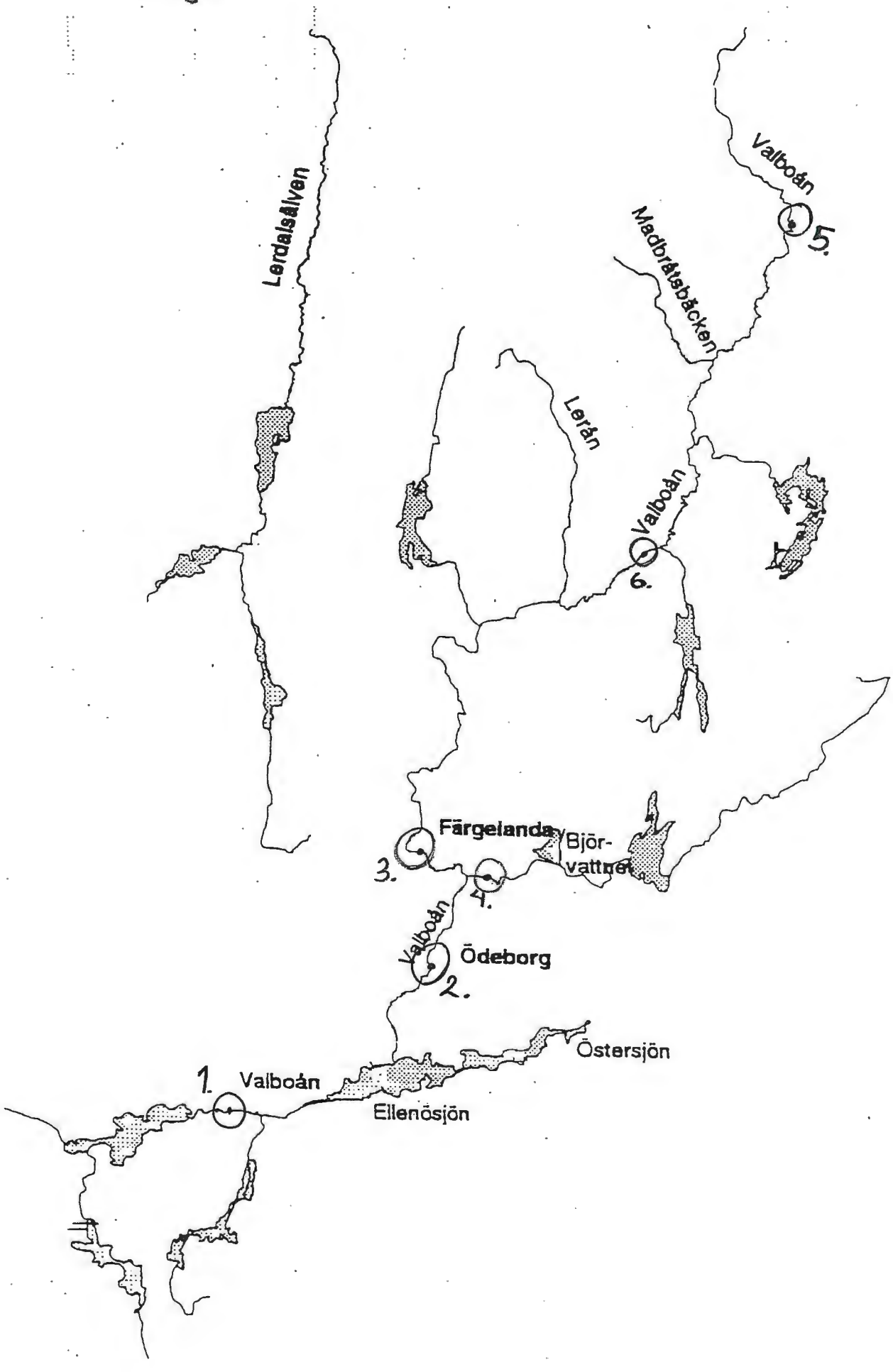
Småkryp i sötvatten, fältbiologerna. Fjärde upplagan år 1982. G. Mandahl-Barth.

Projektarbeten inom Örekilsälvens avrinningsområde, vt-1998, Göteborgs Universitet.

Projektarbeten inom Örekilsälvens avrinningsområde, vt-1999, Göteborgs Universitet.

KM lab miljökontroll, Valboån och Lerdalsälven 1994-1996, Färjelanda kommun.

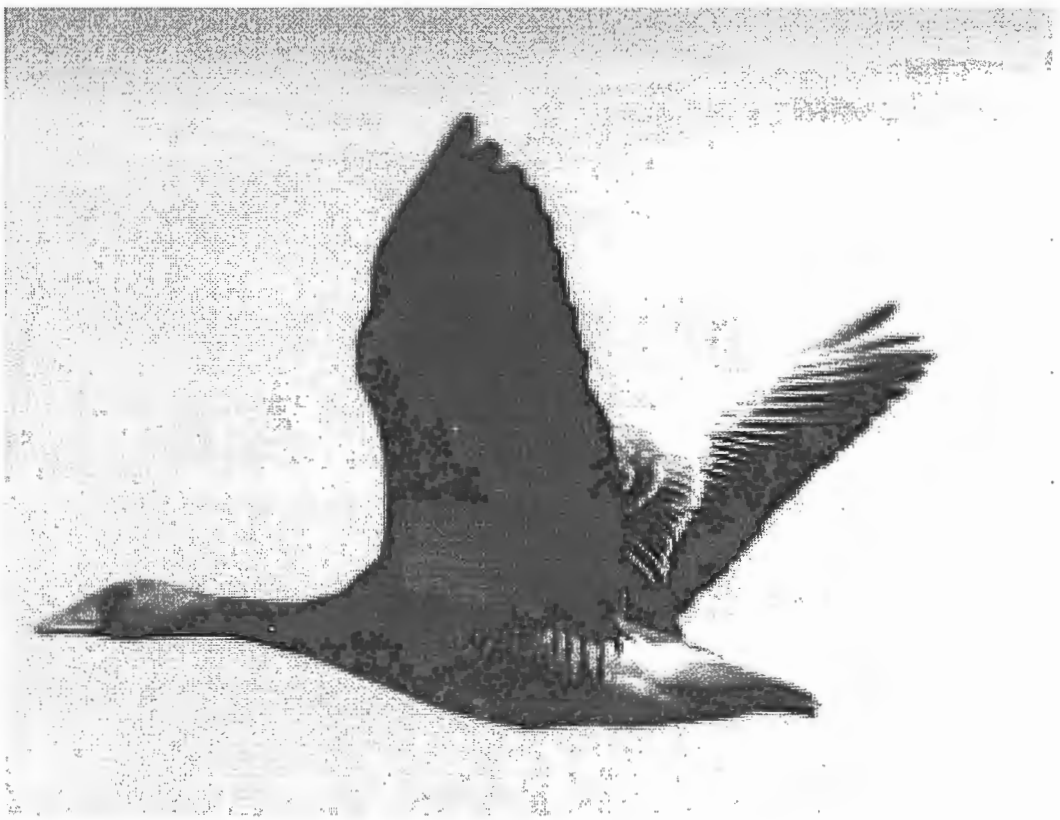
Bilaga


Lerdalsälven
Madbrätsbäcken
Valboån
5.
Lerån
Valboån
6.
Färgelanda
3.
Björ-
vattnet
4.
Valboån
Ödeborg
2.
Östersjön
1.
Valboån
Ellenösjön

IV

Göteborgs universitet
Zoologiska institutionen
Vattenvård 10p
VT 2001

Kemisk-fysikaliska samt hydrologiska Undersökningar av Hillingsätersjön



Mikael Edsinger, Jenny Gustafsson, Jenny Jepsen,
Sven Larsson, Paula Saarela

Sammanfattning

Som ett led i det samarbete som *Projekt Våtmarker och Skyddszoner inom Gullmarns tillrinningsområde* och Göteborgs universitet bedriver har vi besökt Hillingsätersjön i Färgelanda kommun. Inför en planerad återdämning och höjning av sjöns vattenstånd, har vi inom ramen för vår utbildning utfört provtagningar och analyser.

Vi har utfört vattenprover m a p vattenfärg, turbiditet, pH, alkalinitet, konduktivitet och totalfosfor. Siktdjup och syrehalt har uppmätts. Flöden till och från sjön har mätts liksom fosforhalter i dessa. För att teoretiskt bestämma fosforretentionen har djuplodning och beräkningar av sjöns volym och omsättningstid, jämte flöden och fosforbelastning utförts.

Sjön är väl syresatt vid mättillfället och så grund, med ett maxdjup på ca 2,4 meter, att syresättningen troligen inte är något problem under året.
Buffringskapaciteten är mycket god och sjön är inte försurad.
Turbiditet, färg och siktdjup visar på ett starkt grumlat vatten. Vind kan lätt röra om i den grunda sjöbassängen. Dessutom har det gångna året bjudit på extrem nederbörd och vattenflöden med kraftig jorderosion från omkringliggande åkermarker.
Detta återspeglas också i höga till mycket höga halter fosfor i framför allt sjön och dess utlopp, Bandenebäcken. Troligen är detta förklaringen att vi vid mättillfället fann en negativ fosforretention, alltså större fosforflöde ut ur än in i sjön.
Teoretiska beräkningar av retentionen visar att sjön normalt fungerar som fosforfälla i samma grad som hela Örekilsälvens tillrinngsområde, runt 17% fosforretention.

Efter en höjning ökar sjöns volym och därmed dess omsättningstid.
Större volym ökar fosforretentionen vilket är i linje med ambitionen i *Projekt Våtmarker och Skyddszoner inom Gullmarns tillrinningsområde.* Retentionen höjs med ca 5 procentenheter.
Det nya djupet medför ingen risk för att ett språngskikt ska försvåra sjöns syresättning. Ny, större våtmarksyta är positivt för denitrifikationen, d v s sjöns egen kväverening, i bottensedimenten.

Dock ser vi behov av skyddszoner kring inflöden och kontinuerliga mätningar för uppföljning av fosforhalter i sjön.

Innehållsförteckning

Sammanfattning 1

Inledning 3

Metod 4
- Syrehalt/Syresättning 4
- Siktdjup 4
- Vattenfärg 4
- Turbiditet 5
- pH 5
- Alkalinitet 5
- Konduktivitet 6
- Totalfosfor 6
- Vattendjup 7
- Sjöns area 7
- Sjövolym 7
- Omsättningstid 7
- Fosforretention 8

Resultat 8

Diskussion 12

Referenser 13

Bilaga 1 Karta

Bilaga 2 Bedömningsgrunder för miljökvalitet

Bilaga 3 Karta med djupkurvor

Inledning

Detta projektarbete är en del av en förstudie av Hillingsätersjön inför en planerad återdämning. Hillingsätersjön är en grund lerslättsjö i Valboåns vattensystem belägen strax väster om Färgelanda. Den omges i huvudsak av jordbruksmark och är idag mycket näringsrik. Stora mängder närsalter, främst fosfor och kväve, tillförs sjön genom bl a direkt tillrinning från angränsade jordbruksmarker och de två tillrinningsbäckarna, Brohagebäcken och Gunnarsnäsbäcken. Hillingsätersjön avvattnas till Valboån via Bandenebäcken vilken är hårt belastad från jordbruksverksamheten inom avrinningsområdet. I de flesta fall saknas skyddszoner längs bäcken och det finns stor anledning att vidta vattenvårdande åtgärder inom avrinningsområdet.

År 1893 reglerades Hillingsätersjön genom ett dikningsföretag. Det omfattade även Bandenebäcken som avvattnades upp till 900 m från utloppet i Valboån. Det berörde då totalt 21 markägare och är giltligt än idag. Sänkning av sjön genomfördes för att vinna ny åkermark och en stor del av bäcken grävdes.

Idag planeras en vattenståndshöjning av Hillingsätersjön. Detta är en del i ett större projekt inom Munkedal, Dals-Ed och Färgelanda kommun; Projekt Våtmarker och skyddszoner inom Gullmarns tillrinningsområde. EU:s jordbruksfond finansierar en del av projektet som syftar till at minska utsläppet av närsalter till Gullmarsfjorden. Troliga effekter av en vattenståndshöjning är framför allt ökad omsättningstid i sjön med förbättrad retention som resultat.

Genom dämning av det nuvarande utloppet i Bandenebäcken kan vattennivån i sjön höjas med 0,5 - 0,7 m. Därmed ökar sjöns yta och volym vilket medför en längre uppehållstid för vattnet. Sedimentationen bör tillta och därmed retentionen av fosfor. En förstorad sjö ger dessutom större våtmarksyta utmed sjöns stränder där en ökad denitrifikation kan ske.

Sjöns nuvarande yta vid normalvattenstånd är ca 60 ha och maxdjupet är drygt två meter. Dess stränder består av omväxlande branta och flacka partier. De flacka utgörs av strandängar, åker eller fuktig strandskog med unga lövträd och sly. Utanför dessa sträcker sig ett brett vassbälte runt större delen av sjön.

Sjön ligger inte inom något ekologiskt känsligt område men har ett naturvärde av klass 3 enligt Våtmarker i Älvsborgs län (Lst rapport 1993:6). Området är upptaget i Lövskogar i Älvsborgs län, klass 3 (Lst rapport 1994:1). Fågelfaunan innehåller för en vegetationsrik sjö typiska arter såsom knölsvan, skäggdopping och sothöna. Sjön fungerar som rast- och revirplats för flera fågelarter. Fuktängarna kring sjön samt tillrinnande bäckar är goda lokaler för groddjur med många tänkbara lekplatser.

Undersökning har gjorts av kemisk-fysikaliska samt hydrologiska parametrar i sjön med tillhörande in- och utlopp. För att kunna förutse effekter av en höjning krävs en analys av nuvarande näringsstatus och retention.

Metod

Vattenprover har tagits i Hillingsätersjön och dess tillflöden samt utflöde, se bifogad karta.
För volymberäkningar har djuplodningar utförts i sjön.
Proverna / lodning är tagna vid ett tillfälle, den 8:e maj 2001. Sommarens första dag bjöd på klarblå himmel, ca 25°C och praktiskt taget vindstilla förhållanden.

För sjöns vattenprover användes Ruttnerhämtare. Prover togs vid ytan, på 1 meters djup och på 1,70 meter. Syrehalt och mättnad vid yta, 1 meters djup resp. 1,7 meters djup (botten) uppmättes. Siktdjup uppmättes.
I till- och utflöden togs prov direkt i flaska, mitt i strömfåran.
Dagen efter togs proverna till Zoologen, Göteborg och frystes för senare analys.
Efter två dagar utfördes följande vattenanalyser i laboratorium på Zoologen;
Vattenfärg, turbiditet, pH, alkalinitet, konduktivitet samt totalfosfor.

Syrehalt / syremättnad:

Syrehalt (mg/l); anger mängden syre som är löst i vattnet. Vattnets förmåga att lösa syre minskar med ökad temperatur och ökad salthalt. Syre tillförs vattnet främst genom omrörning (vindpåverkan, forsar) samt genom växternas fotosyntes. Syre förbrukas bl.a vid nedbrytning av organiska ämnen.

Syrebrist kan uppstå i bottenvattnet i sjöar med hög humushalt eller efter kraftig algblomning. Störst risk föreligger under sommaren och i slutet av vintern (särskilt vid förekomst av skiktning). Lägre syrehalt än 4 till 5 mg/l kan ge skador på syrekrävande organismer.

Syremättnad (%); är den andel som den uppmätta syrehalten utgör av den teoretiskt möjliga halten vid aktuell temperatur och salthalt. Vid 0°C kan sötvatten t ex hålla en halt av 14 mg/l, men vid 20°C endast 9 mg/l. Mättnadsgraden kan vid kraftig algtillväxt överskrida 100%.

Siktdjup:

Sjöns siktdjup mättes med en siktskiva. Skivan nedsänktes och djupet då den försvann ur sikte noterades. Efter att ha sänkt den ytterligare något noterades djup då den syntes igen, vid upphalning. Medelvärdet av dessa obervationer utgör siktdjup. Siktdjupet ger ett enkelt mått på vattnets optiska egenskaper. Grovt skattat är dubbla siktdjupet en nedre gräns för kompensationsdjup, det djup vid vilket fotosyntesen upphör.

Vattenfärg:

Färgtal mäts genom att jämföra vattnets färg med en färgskala. Proverna jämförs med avjoniserat vatten som referens. Färgtalet är främst ett mått på humushalten i vattnet.

Turbiditet:

Grumlighet = turbiditet bestäms instrumentellt med en turbidimeter enligt svensk standard. Partiklar i vattnet sprider ljus och intensiteten av detta ljus används, efter kalibrering, som mått på grumligheten. Grumligheten i rinnande vatten orsakas främst av erosion och därmed oorganiska partiklar. I sjön sedimenteras erosionsmaterial och grumligheten domineras normalt av organiskt matrial.

pH:

En pH-meter som mäter vätejonkoncentrationen används för att mäta surheten där pH = – log[H^+]. Den logaritmiska skalan innebär att koncentrationen stegras med faktor tio mellan två skalsteg.
pH kan uppvisa betydligt större skillnader vid olika mättillfällen under året än alkaliniteten som är mått på försurningskänsligheten, se nedan.
Bedömningarna bör baseras på provtagningar från årets tolv månader, alternativt varannan månad under två år eller kvartalsvis under tre år.

Alkalinitet:

Ekologiskt sett är vattnets förmåga att neutralisera surhet av stor betydelse. Alkaliniteten är ett mått på denna förmåga. Först då denna så kallade buffertkapacitet är så gott som förbrukad blir vattnet påtagligt försurat. Det är främst jonerna vätekarbonat (HCO_3), karbonat (CO_3) och hydroxid (OH) som påverkar alkaliniteten. Alkaliniteten påverkas också av humusämnen och är därför lägre i vattendrag i skogs- och myrområden än i låglandsvatten. Buffertkapaciteten styrs i hög grad av tillförseln av naturligt sura humusämnen och alkaliniteten är därför lägre under vattenrika år. När vätejoner tillförs som vid titrering med saltsyra, går jämnviktsreaktionerna åt vänster så länge det finns karbonat eller vätekarbonat kvar i prover. Med hjälp av en indikator bestäms sedan alkaliniteten genom titrering och den uttrycks i mekv/l.

$$CO_2 + H_2O \Leftrightarrow H_2CO_3 \Leftrightarrow H^+ + HCO_3^-$$

$$HCO_3^- \Leftrightarrow H^+ + CO_3^{2-}$$

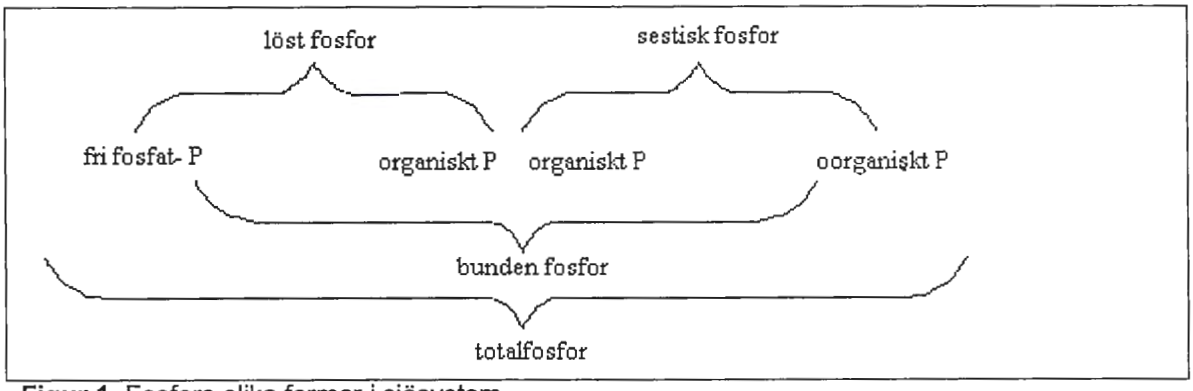
Provutförande:

Alkalinitetsmätningen utfördes genom att titrera proverna med 0,02 molar HCl. Det användes en SBV-indikator, denna indikerar omslagspunkten genom att provet gråfärgas och detta sker vid pH = 5,4. Under titreringen tillfördes kvävgas för att driva ut kolsyran som fanns i proverna, då förskjöts ekvivalenspunktens pH (pH = 7) mot neutralpunkten och man minskade då titrerfelet.

Konduktivitet:
Ju fler lösta joner ett vatten innehåller, desto lättare leder det elektricitet, d.v.s. desto högre konduktivitet har det. Ett näringsrikt vattendrag har högre konduktivitet än ett näringsfattigt vattendrag. De ämnen som vanligen bidrar till konduktiviten är kalcium, magnesium, natrium, kalium, klorid, sulfat och vätekarbonat. Konduktiviteten ger information om mark- och berggrundsförhållanden i tillrinningsområdet, och kan i en del fall användas som en indikator på utsläpp.
Normalvärden för konduktiviteten i svenska insjöar är 5-40 mS/m. Eftersom konduktiviteten är temperaturberoende skall värdet multipliceras med en temperaturkonstant. Vid 25°C är temperaturkonstanten lika med 1,0.

Provutförande:
Konduktiviteten mäts genom att man sätter ner proverna i en konduktometer och läser av de värden man får.

Totalfosfor:
Fosfor förekommer inte i fri form i naturen, i vattenmiljöer återfinns den i allmänhet i olika former av löst fosfor och sestiskt fosfor (se tabellen).



Figur 1. Fosfors olika former i sjösystem.

Med totalfosfor menas alla de olika fosforformerna som är nämnda i tabellen. Sestisk fosfor finns i dött organiskt material och slaggprodukter på botten av sjön. Fosfatfosfor är det fosfor växterna kan tillgodogöra sig utan omvandling (ortofosfater).
Fosforn utgör en av de värsta belastningarna för vattnen. Den orsakar bland annat algväxt och stimulerar den biologiska syreförbrukningen.

Totalfosforn bestäms genom att man kokar proverna med tillsatta kemikalier, då bildas ett fosformolubdatkomplex, man mäter sedan absorbansen på detta med en spektrafotometer.

Provutförande:

För mätning av totalfosfor frigörs först fosforn till fosfat genom oxidativ hydrolys med kaliumprsulfat. Hydrolysen sker i hög temperatur och högt tryck i en autoklav. Man kan sedan analysera det frigjorda fosfatet enligt fosfatfosfor (MRP) metoden. MRP bestäms genom att en blandreagens av svavelsyra, ammoniumolybdat, askorbinsyra och kaliumantimon(III)oxidtartrat får reagera med fosfatet i proverna efter att dom svalnat. Absorbansen mäts i en spektrometer och värdena sätter man sedan in i formeln nedan.

$$\text{Tot-P } (\mu g/l) = (C_{kal} \times ml_{kal} \times (A_{prov} - A_{blind})) / (ml_{prov} \times (A_{kal} - A_{blind}))$$

Vattendjup:

Sjön lodas m.h.a en motorbåt som är försedd med ett ekolod.
Båten körs med jämn hastighet i bestämda riktningar över sjön. Var 20:e sekund bestäms sjöns vattendjup, sedan markeras positioner för resp lodning på en karta över sjön.

Sjöarea:

Punkter på kartan som markerar samma vattendjup sammanbinds för att konstruera djupkurvor. Se bilaga 3.Ytan innanför varje djupkurva klipps ut från kartan och vägs på en våg med upplösningen 1/10000g. Ur samma papper klipps också en referens med känd yta som också vägs. Därefter jämförs massan på respektive djupskikt med referensens kända yta och massa. Därav kan ytan på varje djupkurva beräknas.

Sjövolymen:

För att räkna ut sjöns volym används en modell för stympad kon som approximerar volymen mellan varje djupkurva. Genom att addera delvolymerna kan totalvolymen bestämmas. För beräkningar används nedanstående formel:

$$^1/_3 \times (\text{area}_1 + \text{area}_2 + \sqrt{\text{area}_1 \times \text{area}_2}) \times \text{höjdskillnad area}_1 \,\&\, \text{area}_2$$

Omsättningstid:

- Årsmedelnederbörd = 932 mm/år
- Avrinningsområdets yta = 870 ha
- Årsmedeltemperatur = 6 °C

Avrinning (mm/år) = Nederbörd (mm/år) – Avdunstning (mm/år)
Tamms formel används för avdunstning:
Avdunstning = 222,3 + (22,7 + 0,737 × P) × T °C
Sjöprocent (P) = Sjöarea (ha) / Tillrinningsområdets area (ha) × 100

Omsättningstid (år) = Volym (m^3) / Flöde (m^3/år)
Flöde(m^3/år) = Avrinning m/år × Yta avvattningsområde (m^2)

Fosforretention:

För att komma åt sjöns kapacitet att fånga upp fosfor beräknas retentionen. Till grund för beräkningarna ligger en totalfosforbudget. Då våra flödesmätningar av in- och utflöden *in situ* gav tvivelaktiga värden valdes en annan metod. Årsmedelavrinning beräknades utifrån data från nederbördsmätningar m h a Tamms formel.
De olika flödenas resp avvattningsyta och därmed del av hela avvattningsområdet beaktades.
Två bäckar tas upp som inflöden i budgeten, de står också för 75-80 % av det tot flödet till sjön. Medelvärdet för toalfosfor från alla fyra inflöden gav värde åt diffusa inflöden.
Retenionen ges av:

(Tot P in – tot P ut) / tot P in

Resultat:

Felkällor

Vi har data från *en* mätning, de flesta tillståndsbedömningar kräver data från mätningar spridda över hela året, eller i vissa fall flera år.
För att få ett säkrare provsvar från fosformätningarna måste man ta prover på olika årsintervall, till exempel en gång i månaden eller var tredje månad.
Naturliga omständigheter som väderomslag kan bidra till stora fluktuationer i fosforhalterna. Höstens stora nederbördsmängd kan ha bidragit till den negativa fosforretentionen som rådde vi vårat provtillfälle. Stora mängder fosfor har tillförts sjön från tillflödena och detta märks fortfarande i sjöns och utflödenas fosforhalter. I inflödet har halterna däremot hunnit avta.
Vid laborationsmätningarna kan även fosfor tillkomma från våra händer, så det är mycket viktigt att inte ta på t ex provflaskornas korkar. Detta fick vi reda på lite sent så en viss felkälla här kan vi nog räkna med.
På botten av sjön finns mycket fosfor i dött organiskt material och i slaggprodukter. Eftersom vi vid vattenprovsmätningen på botten av sjön fick med lite av bottensedimentet, gav det förhöjda värden av fosfor.
Vid syrehaltsmätningarna togs provet på 1,7 m djup i stället för på botten, ca 2,0 m. Detta gjordes av aktsamhet på den känsliga utrustningen.

Tabell 1. Beräkningar och avläsningar av Hillingsätersjöns data

	Före höjning	Efter höjning
Sjöyta	60,12 ha	ca 72 ha
Sjövolym	761 690 m^3	1 108 178 m^3
Omsättningstid	55,8 dygn	86,6 dygn
Siktdjup	0,55 m	-
Pegel (avläst)	0,43 m	-

Tabell 2. Kemiska analysvärden av provtagningar

	Alkalinitet (mekv/l)	**pH**	**Färg** (mg Pt/l)	**Konduktivitet** (mS/m)	**Tot-P** (µg/l)	**Turbiditet** (FNU-enheter)
Sjö yta	0,313	7,54	60	7,64	100	18
Sjö mitten	0,305	7,48	80	7,61	90,6	17
Sjö botten	0,305	7,11	90	7,23	287,5	39
Brohagebäcken (in)	0,313	6,80	80	9,10	90,6	4,5
Inflöde	0,073	6,24	+150	6,41	37,5	17
Gunnarsnäs-bäcken (in)	0,196	6,59	100	6,88	53,1	4,2
Inflöde	0,422	6,45	150	9,35	71,9	3,5
Bandenebäcken (ut)	0,327	6,95	70	7,19	115,6	10

Tabell 3. Syremätningar i sjöbassängen

	O_2-halt (mg/l)	**Temperatur** (°C)	**O_2-mättnad** (%)
Sjö yta	11,37	14,0	>100
sjö mitten	11,49	11,4	>100
sjö botten	10,22	10,0	90

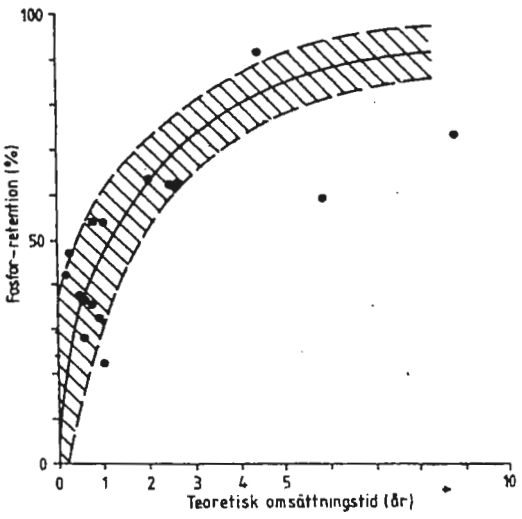
Tillstånd i sjön: Se tabeller i bilaga 2
Enligt bedömningsgrunder för miljökvalitet uppvisar sjön mycket höga till extremt höga halter totalfosfor.
Syrehalter och mättnad klassas som syrerika, klass 1. Eftersom sjön är så grund finns det ingen skiktning med språngskikt och vattnet syresätts lätt.
Färg och turbiditet hamnar i resp klass 5. Detta visar på stor erosion av humusmaterial från tillrinngsområdet. Även uppmätt siktdjup bekräftar detta.
Vad gäller pH är sjön inte försurad utan snarare nära neutral. Alkaliniteten tyder på mycket god buffringskapacitet.

Tabell 4. Budget för totalfosfor och fosforretention.

Budget totalfosfor		**Flöde** (m^3/år)	**Total P** (kg/år)
Gunnarsnäsbäcken	in	1 548 450	140,3
Brohagebäcken	in	2 408 700	127,9
Diffusa flöden	in	1 032 300	63,3
Luftnedfall	in		0,22
TOTALT	**in**		**331,7**
Bandenebäcken	ut	4 989 450	576,9
Retention			- 42%

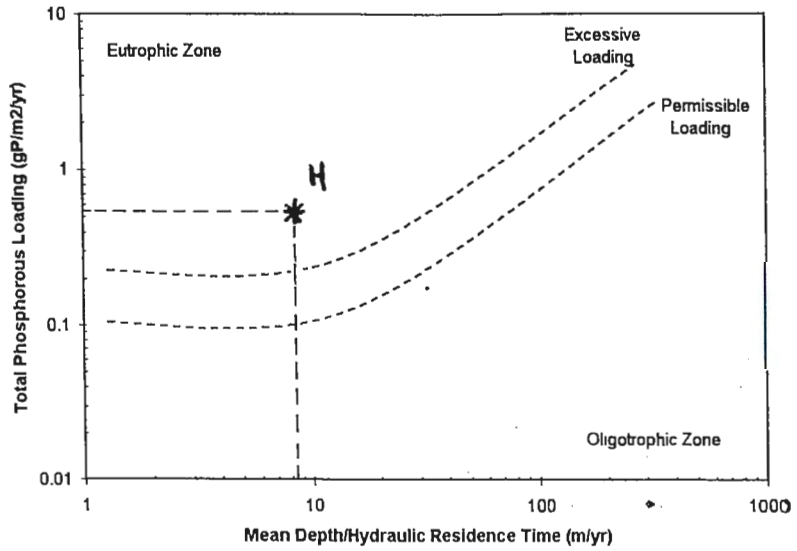
Vi har alltså en negativ retention, d v s mer fosfor flödar ut ur sjön än vad som tillförs. Se diskussion.

Figur 2 nedan visar generellt samband mellan omsättningstid och fosforretention. Ur den kan avläsas att ett teoretiskt värde för fosforretentionen före höjning är ca 17 %. Efter höjning ökar omsättningstid och därmed ökar retentionen till ca 22%.



Figur 2. Fosforretention i förhållande till sjöars omsättningstid
SNV, PM 1705: sid 12

Wollenweider-diagram:
Figur 3 ger information om objektets eutrofieringsgrad i en standardjämförelse av totalfosforbelastning mot medeldjup/omsättningstid.
Diagrammet bekräftar att Hillingsätersjön är kraftigt fosforbelastad och eutrofierad.



Figur 3. Mått på eutrofieringsbelastning utifrån totalfosforbelastning och medeldjup/omsättningstid i sjöar.
Hillingsätersjön (H) hamnar klart i den eutrofa zonen utifrån referenskurvan.

Diskussion

En vattenståndshöjning innebär en förlängd omsättningstid med ökad fosforretention som följd. (se figur 2)
Hillingsätersjön är mycket grund vilket ger en god cirkulation i vattenmassan och är därför inte temperaturskiktad sommartid. En höjning på ca 0,5 meter kommer med all sannolikhet inte att försämra varken cirkulation eller syresättning. Redan i nuläget är andelen grunda områden stor i sjön. Vid en ytförstoring skulle denna andel öka ytterligare och därmed, positivt nog även denitrifikationen.

En vattenståndshöjning kommer troligtvis påverka naturvärdena negativt, i alla fall temporärt. Vi antar att de nuvarande vassbältena kommer att klara sig om höjningen görs vid lämplig tidpunkt. Höjs vattenytan efter det att vassen slagits så dränks den. Detta skulle få konsekvenser för fågelllivet och fiskbeståndet. Delar av det mest strandnära lövskogsbetåndet kommer missgynnas om rötterna hamnar under vatten och naturvärden går förlorade.

En vattenståndshöjning skulle kunna få positiva konsekvenser för vattendragen nedströms. Tyvärr kommer inte mängden närsalter i sjön minska utan vara fortsatt hårt belastad av omgivande mark och verksamheter. Ett krav borde vara att jordbrukarna anlägger fler och bredare skyddszoner utmed sjön och vattendrag, inte minst längs tillrinningsbäckarna. Detta skulle få positiva effekter både för Hillingsätersjön och Gullmarsfjorden, med avseende på erosion av jordpartiklar och närsalter. För att gynna biodiversitet på strandängarna bör ett fortsatt bete uppmuntras.

För att följa upp en planerad vattenståndshöjning av sjön krävs kontinuerliga mätningar av fosforhalterna i in- och utflöden samt i sjön. Detta ger information om en förbättring av sjöns fosforretention.

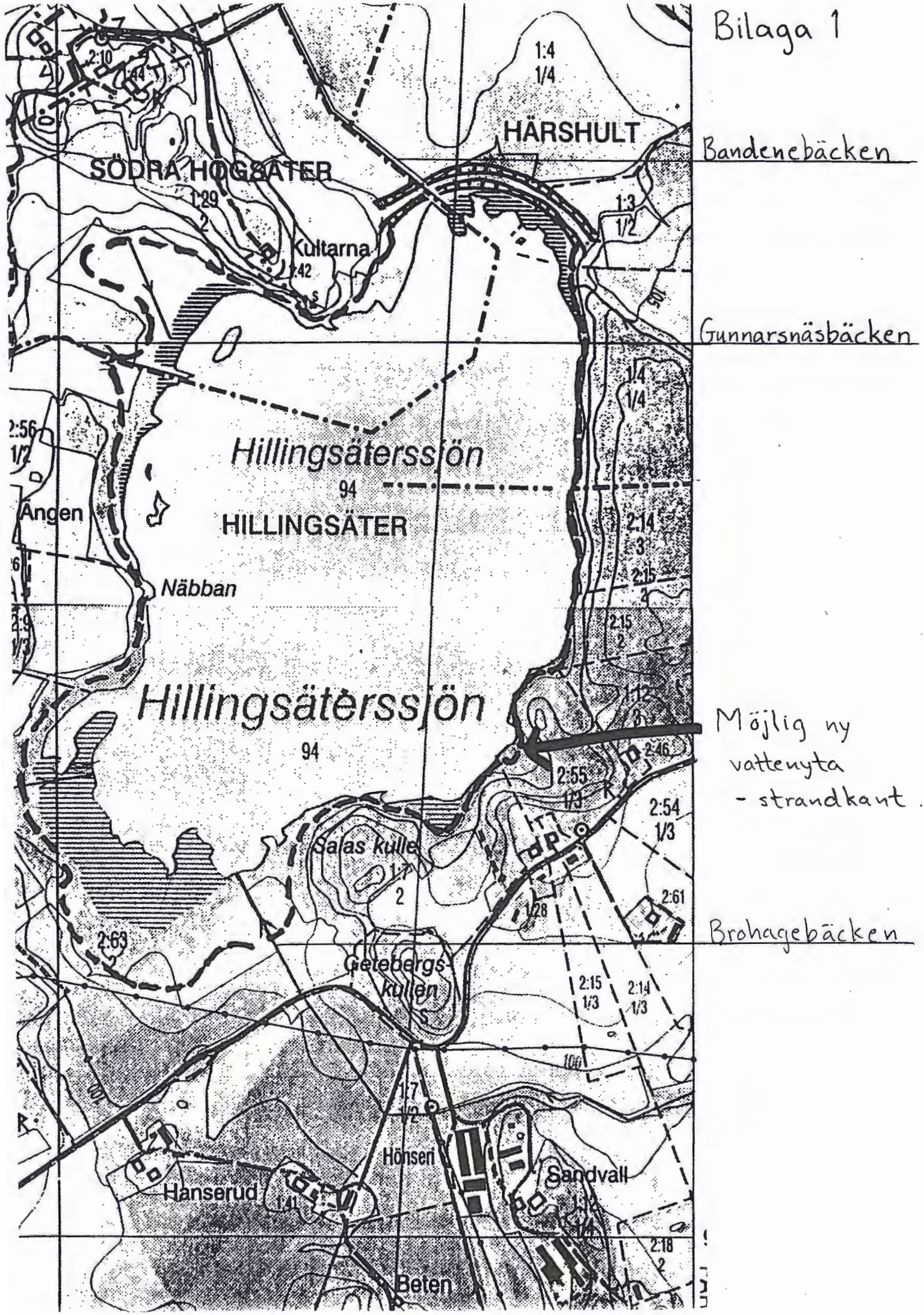
Referenser

- Naturvårdsverket. 2000. Rapport 4913. Sjöar och vattendrag. Bedömningsgrunder för miljökvalitet.
- Naturvårdsverket. 1999. Rapport 4920. Sjöar och vattendrag. Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Kemiska och fysikaliska parametrar.
- Robert G Wetzel. Limnology. Secend edition. Saundes College publishing. 1983.

- Länsstyrelsens rapport 1994:1 Lövskogar i Älvsborgs län
- Länsstyrelsen i Älvsborgslän. Miljö - och planenheten. Meddelande 1996:1. Curt Svenland. Jordbruket och vattendragen Färgelanda kommun.
- Länsstyrelsens rapport 1993:6 Våtmarker i Älvsborgs län
- Länsstyrelsen i Västra Götaland. Alcontrol Laboratories. Örekilsälven 1997-99. Dals - Eds, Munkedals, Färgelanda och Lysekils kommuner. Munkedals AB.

- Projektarbeten inom Ördkilsälvens avrinningsområde. HT 2000. Gbg.s universitet. Zoologiska institutionen. Ekologisk zoologi. Vattenvård 10p.
- Vattenvårdande Åtgärder I Örekilsälvens Vattensystem. Exkursionskompendium. VT 2001.

- Informationsskrift från:
  Projekt Våtmarker och Skyddszoner. Samarbetsprojekt räddar unik havsmiljö.
  Projekt Våtmarker och Skyddszoner. Gruppförsändelse till jordbrukare, april 2001.


Bilaga 1
HÄRSHULT
Bandenebäcken
SÖDRA HÖGSÄTER
Kultarna
Gunnarsnäsbäcken
Hillingsätersstjön
94
HILLINGSÄTER
Ängen
Näbban
Hillingsätersstjön
94
Möjlig ny vattenyta - strandkant.
Salas kulle
Brohagebäcken
Getebergs-kullen
Hönseri
Sandvall
Hanserud
Beten

Bilaga 2

Tabeller med bedömningsgrunder för vattenkvalitet.

Tabell 5. Syretillståndet i oskiktade sjöar och i rinnande vatten.

Klass	Benämning	Syremättnad i ytvatten (%)
1	Syrerikt tillstånd	>90
2	Måttligt syrerikt tillstånd	80 – 90
3	Svagt syrerikt tillstånd	70 – 80
4	Syrefattigt tillstånd	60 – 70
5	Mycket syrefattigt tillstånd	<60

Tabell 6. TILLSTÅND-siktdjup enligt "Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Sjöar och vattendrag." Naturvårdsverket rapport 4913

Klass	Benämning	Djup (m)
1	Mycket stort siktdjup	≥ 8
2	Stort siktdjup	5 - 8
3	Måttligt siktdjup	2,5 – 5
4	Litet siktdjup	1 – 2,5
5	Mycket litet siktdjup	< 1

Tabell 7. TILLSTÅND-vattenfärg enligt "Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Sjöar och vattendrag." Naturvårdsverket rapport 4913

Klass	Benämning	Färgtal (mg Pt/l)
1	Ej eller obetydligt färgat vatten	≤ 10
2	Svagt färgat vatten	10 - 25
3	Måttligt färgat vatten	25 - 60
4	Betydligt färgat vatten	60 - 100
5	Starkt färgat vatten	> 100

Tabell 8. TILLSTÅND-grumlighet enligt "Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Sjöar och vattendrag." Naturvårdsverket rapport 4913

Klass	Benämning	FNU-enheter
1	Ej eller obetydligt grumligt vatten	≤ 0,5
2	Svagt grumligt vatten	0,5 - 1,0
3	Måttligt grumligt vatten	1,0 – 2,5
4	Betydligt grumligt vatten	2,5 – 7,0
5	Starkt grumligt vatten	> 7,0

Tabell 9. TILLSTÅND-pHvärde enligt "Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Sjöar och vattendrag." Naturvårdsverket rapport 4913

Klass	Benämning	pH
1	Nära neutralt	> 6,8
2	Svagt surt	6,5 – 6,8
3	Måttligt surt	6,2 – 6,5
4	Surt	5,6 – 6,2
5	Mycket surt	≤ 5,6

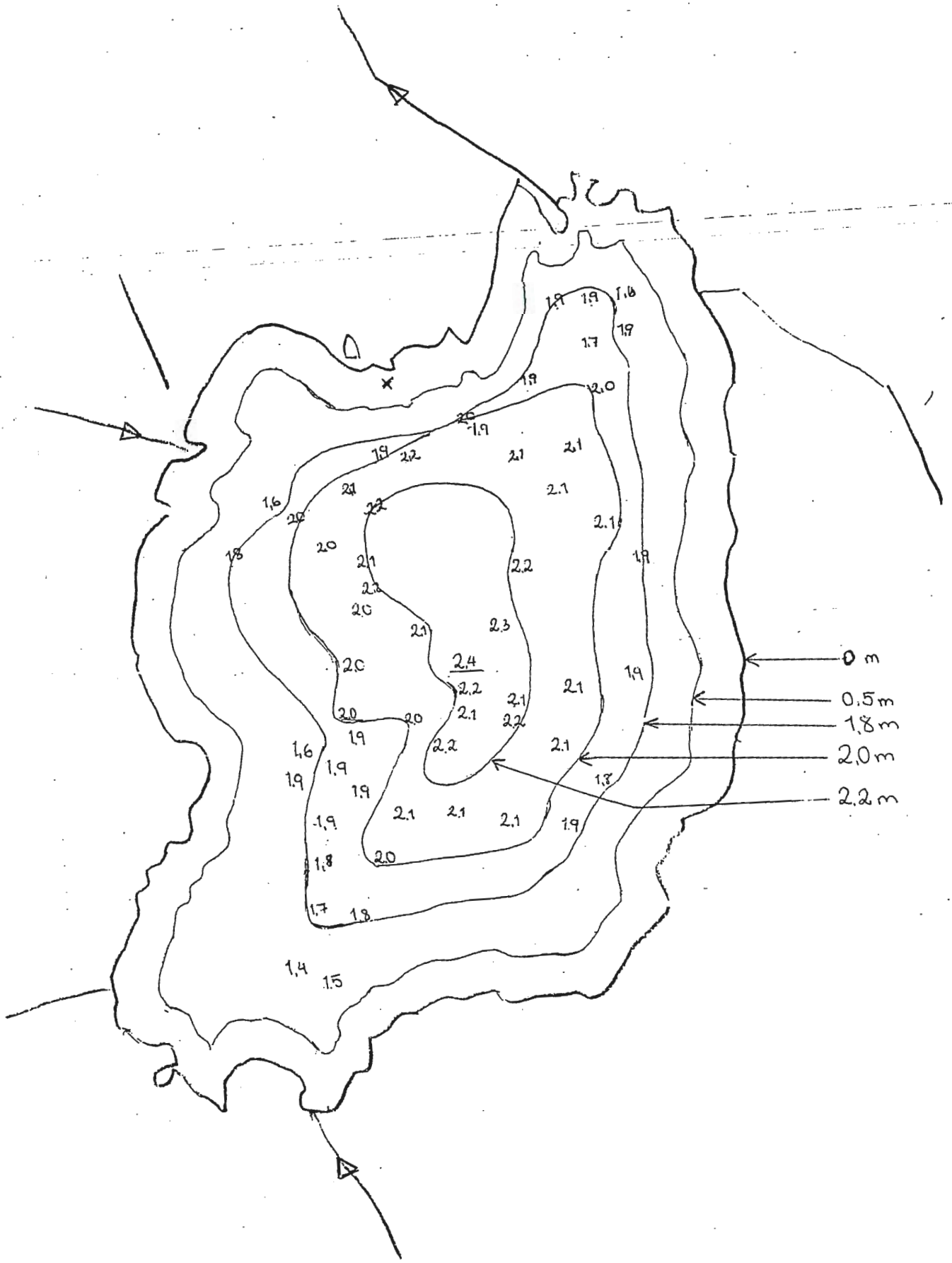
Tabell 10. TILLSTÅND-alkalinitet enligt "Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Sjöar och vattendrag." Naturvårdsverket rapport 4913

Klass	Benämning	Alkalinitet (mekv/l)
1	Mycket god buffertkapacitet	> 0,2
2	God buffertkapacitet	0,1 – 0,2
3	Svag buffertkapacitet	0,05 – 0,10
4	Mycket svag buffertkapacitet	0,02 – 0,05
5	Ingen el obetydlig buffertkapacitet	< 0,02

Tabell 11. TILLSTÅND-totalfosforhalt enligt "Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Sjöar och vattendrag." Naturvårdsverket rapport 4913

Klass	Benämning	Halt maj-okt (µg/l)	Halt augusti (µg/l)
1	Låga halter	≤ 12,5	≤ 12,5
2	Måttligt höga halter	12,5 - 25	12,5 - 23
3	Höga halter	25 - 50	23 - 45
4	Mycket höga halter	50 - 100	45 - 96
5	Extremt höga halter	> 100	Ej def.

Bilaga 3
Isolinjer för djupkurvor



V

Göteborgs Universitet
Zoologiska institutionen
Ekologisk zoologi
Vattenvård 10 p. VT 2001

Bottenfaunaundersökning av Hillingsätersjön

Projektarbete "Vattenvårdande åtgärder i Örekilsälvens vattensystem"

Mikael Ljung
Lena Rube
Lena Sedin
Handledare: Ragnar Lagergren

Innehållsförteckning

Sammanfattning 2

Inledning 3

Frågeställningar 4

Metod och genomförande 4

Klass 5

Resultat 6

Diskussion 7

FELKÄLLOR 7
NÄRINGSSTATUS 7
JÄMFÖRELSE AV DJURTÄTHET 8
BIOMANIPULATION 8
MAKROFYTERNAS UTBREDNING 8
EFFEKTER AV EN VATTENSTÅNDSHÖJNING 8
FÖRSLAG PÅ ÅTGÄRDER 9

Referenser 10

Bilaga 1 - Artlista bottenfauna Hillingsätersjön
Bilaga 2 - Konfidensintervall för provtagningar I Hillingsätersjön ht 00 & vt 01
Bilaga 3 - Anova resultat
Bilaga 4 - Resultat av tidigare års bottenfaunaundersökningar

Sammanfattning

I anknytning till vattenvårdande åtgärder i södra Dalsland gjordes undersökningar av Hillingsätersjön för att utreda om en höjning av sjön skulle leda till att en större andel av näringsämnena kväve och fosfor kan hållas kvar i sjön och därigenom minska belastningen nedströms. Denna bottenfaunaundersökning utfördes av deltagare i kursen Vattenvård VT2001, Zoologiska institutionen vid Göteborgs Universitet.

O/C-index (förhållandet mellan *Oligochaeter och Chironomider*) antog ett medelvärde på 10,9 respektive medianvärde på 8,4, vilket indikerar relativt låga syrehalter och/eller hög organisk belastning. I en bedömning av avvikelse från jämförvärde 8,5 finns en mycket stor avvikelse av bottenfaunans tillstånd från det naturliga och ursprungliga vilket indikerar mycket starka effekter av störning. Sjön är dock mycket grund, med ett maxdjup på ca 2,4 meter, varför det höga O/C-indexet troligen inte visar på syrebrist. Det är troligt att omblandning sker under den del av året som är isfri. En eventuell höjning med 0,5 m bedöms inte medföra att sjön bildar språngskikt. Bottenfaunan riskerar då inte att utsättas för någon mer omfattande syrebrist eftersom sjön fortfarande kommer att var grund och blandas om av vind och vågrörelser.

Det dominerande djursamhället i bottenfaunan utgjordes av fjädermyggor (*Chironomidae),* fåborstmaskar *(Oligochaeter*) samt svidknottslarver *(Ceratopogonidae)*. Förutom svidknottslarverna var de flesta individerna små. Även andra bottenlevande djur hittades i proverna.

Några fynd av makrofyter gjordes inte i proverna vilket indikerar att makrofytsamhället kan vara begränsat till strandzonen, där täta bestånd av vass kunde ses.

Jämförelsen mellan Hillingsätersjön och Ellenesjön resp. Viksjön visade att Hillingsätersjön hade högre tätheter av *chironomider* respektive lägre tätheter av *oligochaeter* än i de båda andra sjöarna. Detta styrker antagandet att Hillingsätersjön inte utsätts för syrebrist. Vidare visar jämförelsen att tätheterna av bottendjur var i samma storleksordning och att vi därför antar att det är en hög täthet av cyprinider (mörtfiskar). Vid antagandet vet vi att det är höga tätheter av cyprinider i Ellenösjön och Viksjön.

Inplantering av gädda eller gös har föreslagits som en åtgärd att reducera cyprinider. Gädda finns redan i sjön enligt uppgift och ytterligare tillskott av gädda skulle troligen inte få avsedd effekt. Gös är en effektiv rovfisk på cyprinider i näringsrika sjöar med grumligt vatten, men bottenförhållandena i sjön är inte gynnsamma för gösens reproduktion. Möjligen skulle ett reduktionsfiske av cyprinider vara lämpligt. Med mindre predationstryck från cyprinider kan mängden bottenfauna och zooplankton öka. Ökad betning från djurplankton på växtplankton skulle förbättra ljusförhållandena för makrofyterna som kan komma att breda ut sig. Biomanipulation genom reduktionsfiske tillsammans med en nivåhöjning av sjön skulle kunna leda till att en större andel av de tillförda näringsämnena stannar kvar i sjön vilket gagnar vattensystemet nedströms.

Inledning

Denna rapport ingår i en förstudie som kartlägger Hillingsätersjöns hydrologi, vattenkemi och biologi. Här presenteras resultaten från en bottenfaunaundersökning i Hillingsätersjön maj 2001. En motsvarande undersökning utfördes av kursen Vattenvård HT 2000.

Kommunerna Färgelanda, Dals- Ed och Munkedal samarbetar med målsättningen att minska övergödningen av sjöar, vattendrag och Gullmarsfjorden. Jordbruksmark och jordbruksverksamhet samt skogsmark och skogsbruksverksamhet är de dominerande närsaltkällorna inom området. Jorderosion bidrar till problemet inom avrinningsområdet (ALcontrol Laboratories, 2001). Belastningen av kväve och fosfor till vattendragen Valboån, Örekilsälven och Lerdalsälven kan reduceras genom olika vattenvårdande åtgärder som fördröjer vattentransporten och fångar upp närsalterna tidigare i vattensystemet. Projekt Våtmarker och Skyddszoner i Gullmarns avrinningsområde stödjer ekonomiskt markägare som anlägger våtmarker/dammar samt skyddszoner mellan åkermark och vattendrag. (Svenland, 1998).

Hillingsätersjön, som ligger i Färgelanda kommun uppströms Valboån, är en grund lerslättsjö vilken till stor del är omgiven av jordbruksmark med kuperad, sluttande åker. Stränderna har omväxlande branta och flacka partier. De flacka består av åker, strandängar eller fuktig strandskog med ett vassbälte utanför. Sjöns areal är ca 60 ha, dess största uppmätta djup är ca 2,4 m (enl. lodning samma dag, se grupp 6) Två större bäckar rinner till sjön, Brohagebäcken och Gunnarsnäsbäcken. Avvattningen sker via en idag grävd och rätad bäck, Bandenebäcken till Valboån. Sjön är tidigare sänkt och en återdämning kan vara aktuell som vattenvårdande åtgärd. Syftet är att få en ökad retention (ett mått på hur stor andel av tillförda näringsämnen som stannar kvar) av näringsämnen, genom att öka sjöns volym och därmed omsättningstid för vattnet (Svenland, 1998).

En annan metod för att öka retentionen kan vara s.k. biomanipulation. Fiskar som lever på bottenlevande organismer såsom *chironomider* och *oligochaeter* rör om i bottensedimenten. Då frigörs mycket av närsalterna bundna i sedimenten, vilket medför snabb omsättningstid av näringsämnen. Ett sätt att öka retentionen kan vara genom cyprinidreduktion (minska antal av mört, braxen). Detta leder vanligtvis till minskad uppgrumling av sedimenten vilket medför ökat siktdjup. Klarare vatten gör att fler makrofyter kan växa och näringsämnena binds upp under längre period. Mört och unga braxen betar också djurplankton. Genom att reducera dessa fiskar så kommer betningstrycket från djurplankton på växtplankton att öka vilket också leder till ökat siktdjup.

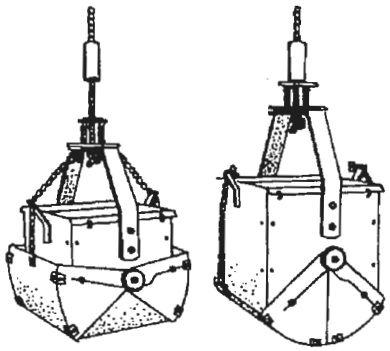
En stor del av den biologiska mångfalden i sjöar utgörs av bottnarnas djursamhällen. Bottenfaunan deltar i nedbrytningen av organiskt material och är också en viktig födoresurs för fisk. Genom undersökningar av vegetationsfria bottnar i sjöars djupare delar (profundalzonen) kan bedömningar göras av sjöars syrgasförhållanden och graden av organisk belastning på bottnarna. Artsammansättning och individtäthet inom bottenfaunan mäts och används för att konstruera olika index (Naturvårdsverket, 1999). Denna undersökning använder O/C- index som anger förhållandet mellan antalet fåborstmaskar (*Oligochaeta*) och fjädermygglarver (*Chironomidae*).

Frågeställningar

- Kan bottenfaunans artsammansättning indikera sjöns näringsstatus?
- Ger en jämförelse av djurtätheten i denna undersökning med årets och tidigare års undersökningar i Ellenösjön och Viksjön någon indikation på betestryck från bottenätande fisk?
- Hur utbrett är makrofytsamhället?
- Kan ett högre vattenstånd påverka bottenfaunan och bottenfisksamhället och deras predatorer?
- Är inplantering av gös eller gädda alternativt utfiskning av mörtfisk en bra åtgärd?

Metod och genomförande

Provtagning av Hillingsätersjöns bottenfauna genomfördes 2001-05-08, i vackert vindstilla väder, mellan kl. 10- 15 med hjälp av en Ekmanhämtare, se figur 1.



Figur 1. Ekmanhämtare öppen inför provtagning (vänster) och utlöst med provet inneslutet (höger) (Abel, 1998).

En Ekmanhämtare är en "plåtlåda" som samlar bottenmaterial med två öppningsbara "käftar". Dessa käftar spänns upp och lådan skickas ned mot botten med hjälp av en djupmärkt lina. Runt linan finns det ett lod som släpps ner mot lådan och slår till en mekanism som sluter käftarna.

Tjugofyra bottenhugg utfördes fördelade över hela sjön i områden utanför littoralzonen. Varje prov omfattade 0,018 m^2 av bottenytan. Vattendjup noterades för respektive prov. Provet hämtades upp och tömdes i ett såll med maskstorlek 0,5 mm där fint material sållades bort. Det återstående materialet lades slutligen i en burk med 70 % etanollösning.

Det insamlade materialet sorterades och bestämdes sedan på lab. på zoologiska institutionen i Göteborg under stereomikroskop. Antalet *Chironomider* (fjädermygglarver) samt antalet *Oligochaeter* (fåborstmaskar) räknades i varje prov. *Chironomider* klassificerades till två underklasser *Chironominae* och *Tanypodinae.* Övriga arter noterades och bestämdes så långt som möjligt.

Enligt Naturvårdsverkets "Bedömningsgrunder för miljökvalitet–sjöar och vattendrag" (1999) beräknas O/C-index som individtätheten av *Oligochaeter* dividerat med individtätheten av sedimentlevande *Chironomider* och *Oligochaeter* uttryckt i procent. Vid bedömningen används djupkorrigerade värden, där O/C- index divideras med aktuellt provtagningsdjup (d).

Följande formel används:

O/C- index = [O / (O + C)] x 100

Djupjusterat = [O/C- index] / d

Högt O/C-index visar på ett *tillstånd* med relativt låga syrgashalter och/eller hög organisk belastning (tabell 1).

Tabell 1: Tillstånd, bottenfaunaindex, profundalzon i sjöar

Klass	Benämning	O/C-index, djupjusterat
1	Mycket lågt index	<= 0,5
2	Lågt index	0,5-4,7
3	Måttligt lågt index	4,7-8,9
4	Högt index	8,9-13
5	Mycket högt index	>13

Källa: Bedömningsgrunder för miljökvalitet–sjöar och vattendrag. Naturvårdsverket. 1999.

Ett s.k. *jämförvärde* för O/C- index i sjöars profundalzon representerar ett naturligt tillstånd utan mänsklig påverkan och har värdet 8,5. Förhållandet mellan uppmätt index och jämförvärde används här som mått på i vad mån bottenfaunans tillstånd *avviker* från det naturliga och ursprungliga (Naturvårdsverket. 1999).

Avvikelsen anges som kvoten mellan uppmätt värde och jämförvärde. Avvikelsens storlek är indelad i fem klasser, se tabell 2, där klass 1 innebär ingen eller obetydliga effekter av störning. Bottenfaunan liknar den som normalt förekommer i miljötypen under ostörda förhållanden. Klass 5 visar på mycket starka effekter av störning, enbart ett fåtal toleranta arter förekommer.

Tabell 2. Avvikelse från jämförvärde, bottenfaunaindex, sjöar och vattendrag

Klass	Benämning	Uppmätt värde/jämförvärde
1	Ingen eller liten avvikelse	< 0,3
2	Måttlig avvikelse	0,3-0,6
3	Tydlig avvikelse	0,6-0,8
4	Stor avvikelse	0,8-0,9
5	Mycket stor avvikelse	> 0,9

Källa: Bedömningsgrunder för miljökvalitet–sjöar och vattendrag. Naturvårdsverket. 1999.

För att jämföra vår provtagning med förra årets provtagning i Hillingsätersjön gjordes ett tvåsidigt konfidensintervalltest i Excel med avseende på *chironomider* och *oligochaeter* med signifikansnivå på 0,05 (se bilaga 2). För jämförelser mellan oligochaet- och chironomidtäthet mellan Hillingsätersjön och Ellenösjön resp. Viksjön användes ANOVA i programmet Systat. För att jämföra om det var någon skillnad mellan provtagningstillfälle (år) användes tvåfaktorsanova. Två provtagningstillfällen för Hillingsätersjön resp. Ellenösjön fanns, därför jämförde vi dessa mellan ht 2000 och vt 2001. Som faktorer användes year (år) och lake (sjö). Tidigare års resultat finns i bilaga 4.

Resultat

O/C- index (se tabell 3) antog som medelvärde 10,9 respektive median 8,4 vilket indikerar tillståndet "Måttligt lågt index" resp. "Högt index" d v s relativt låga syrehalter och/eller hög organisk belastning. Avvikelsen från jämförvärdet är större än 0,9 vilket klassas som mycket stor avvikelse och indikerar mycket starka effekter av störning.

Tabell 3. Antalet *Oligochaeter* (O), *Chironomider** (C) och O/C- index från Hillingsätersjön på 24 olika mätpunkter 2001-05-08. **Chironomidae*, familjerna *Chironominae* och *Tanypodinae* ingår.

Prov	Djup	O (antal/m²)	C (antal/m²)	O/C-index
1	1,5	553	498	35,1
2	1,5	55	1935	1,9
3	1,5	55	553	6,1
4	2	166	608	10,7
5	1,5	663	1437	21,1
6	2	498	2598	8,0
7	2	55	885	2,9
8	1,5	166	1216	8,0
9	2	111	608	7,7
10	2,3	55	166	10,9
11	2,3	111	442	8,7
12	2	0	221	0,0
13	1,8	0	111	0,0
14	2	166	1327	5,6
15	2	55	1437	1,9
16	2,4	221	166	23,8
17	2	111	55	33,3
18	2	166	719	9,4
19	2	553	940	18,5
20	2	995	885	26,5
21	2,3	0	111	0,0
22	2,3	0	166	0,0
23	2,3	111	387	9,7
24	2,1	55	166	11,9
Medel				**10,9**
Median				**8,4**

De arter som hittades presenteras i bilaga 1.

Det dominerande djursamhället i bottenfaunan utgjordes av fjädermyggor *(Chironomider)*, fåborstmaskar *(Oligochaeter)* samt svidknottslarver *(Ceratopogonidae)*. Förutom svidknottslarverna var de flesta individerna små.

Prov 13, 18 och 20 innehöll ett fåtal exemplar dagsländelarver (*Ephemeroptera*) och en nattslända (*Trichoptera*) fanns i prov 18.

Övrig fauna som återfanns i enstaka exemplar var musselkräftor (*Ostracoda)*, dammusslor (*Adonata complanata)*, ärtmussla (*Pisidium sp)*, snäckor (*Valvata piscinalis, Gyranlus crista*) och vattenkvalster (*Hydracaria)*. Enstaka planktonmygglarver (*Chaoburus sp)* fanns i 11 prover.

Makrofyter återfanns inte i något prov. Kransalg återfanns dock i två prov.

Konfidensintervalltestet mellan provtagningarna i Hillingsätersjön (ht 2000 och vt 2001) visade på att det inte var någon signifikant skillnad i täthet.

Se bilaga 3 för anova- resultat. Anova- analyserna visar att det fanns signifikant fler *chironomider* samt signifikant färre *oligochaeter* i Hillingsätersjön än i de båda andra sjöarna. Jämförelsen (tvåfaktorsanova) mellan Hillingsätersjön och Ellenösjön visar att det inte var någon signifikant skillnad i täthet för *chironomider* resp. *oligochaeter* med avseende på faktorn year. Det var dock skillnad i täthet m.a.p. faktorn lake vad gäller *chironomider* men bara marginellt signifikant skillnad vad gäller *oligochaeter* (p=0,062).

Diskussion

Felkällor

Val av provtagningspunkter kan göras på flera sätt. Naturvårdsverket anger i handbok för miljöövervakning (Naturvårdsverket, 1996) att vid mindre maxdjup än 6 m kan en avgränsad provyta vara tillräcklig. En fixpunkt placeras över sjöns djupaste område. Provtagningsytan bildas av området inom 100 meters radie från fixpunkten. Botten ska bestå av mjukbotten och djupet inom ytan bör inte någonstans avvika med mer än 20 % från maxdjupet. I denna undersökning fördelades punkterna ut över hela den fria sjöytan och 6 prov avvek mer än 20 % från maxdjup.

Bottenhuggaren tar endast med det översta sedimentet och då fångas inte djur djupare ner i sedimentet vilket ger en underskattning av djurtätheten. Vid försök utförda av Coleman och Hynes (1970) med nedbäddade konstgjorda fångstsediment som gränsade av fyra separata nivåer återfanns endast 20 % av faunan i de översta 7,5 cm och 26 % fanns på 22,5 – 30 cm djup (Abel, 1998).

Ekmanhämtaren kan ställa sig snett på bottnen och därför fås inte allt material med. Detta hände troligtvis vid prov 13 och 17.

En lämplig tidpunkt att ta bottenprov är efter islossningen innan insekter börjar kläcka, då kan den överlevande populationen uppskattas, eller sen höst innan isläggning, då samtliga larver växt till (Naturvårdsverket, 1996). Vid provtagningstillfället i maj kan insekter ha kläckt. Det fanns mycket tomma rör och hus i sedimenten.

Antalet mycket små organismer kan vara underskattat då vi kan ha missat dessa i sorteringen. Många prover innehöll antingen mycket onedbrutet växtmaterial, finpartikulärt organiskt material eller lersediment som det var svårt att sortera fram djur ur. Vi var också ovana vid att bestämma bottenfauna. Den första dagens sortering utfördes med hjälp av luppar som fungerade mindre bra.

Näringsstatus

O/C- index för bottenfaunans artsammansättning indikerar att sjön är utsatt för relativt låga syrehalter och/eller hög organisk belastning. Det senare överensstämmer med att Hillingsätersjöns tillflöden för med sig jordpartiklar som innehåller närsalter och minerogent material samt att sjön är grund med ett maxdjup på ca 2,4 m (enligt lodning samma dag). Vid beräkning av O/C- index kommer fynd av ett fåtal *oligochaeter* att höja klassningen till kraftig påverkan. Index varierar mycket mellan provpunkterna, varför tolkningen bör göras med en viss försiktighet. Hillingsätersjön är grund och det är troligt att omblandning sker hela året och därmed riskeras inte syrebrist på bottnarna utom möjligen vid lång tids isläggning. Resultatet visar på högre täthet av *Chironomider*, som är mer känsliga för låga syrehalter, än av *Oligochaeter* i 20 av proven. Detta överensstämmer med att syreförhållandena bör vara

goda. Jämförelsen med Ellenösjön och Viksjön visar också att det var en större täthet *chironomider* i Hillingsätersjön vilket tyder på bättre syreförhållanden än i dessa sjöar. Likaså visar jämförelsen att det var lägre täthet *oligochaeter* i Hillingsätersjön än i de övriga vilket kan tyda på att *oligochaeterna* är mer konkurrenssvaga vid goda syreförhållanden.

Jämförelse av djurtäthet

Resultaten av jämförelserna mellan sjöarna visar att tätheten av *oligochaeter* och *chironomider* ligger i samma storleksordning även om det finns en signifikant skillnad. Då Ellenösjön och Viksjön har stora populationer av cyprinider och liknande bottenfauna som Hillingsätersjön kan resultatet tyda på att det finns mycket cyprinider i Hillingsätersjön. Enligt ortsbefolkningen finns det gädda, braxen och ruda i sjön (GU projektarbete 2000 ht). Proverna bestod av många små individer vilket också kan tyda på betningstryck från fisk.

Biomanipulation

Då det redan finns gädda i sjön verkar det inte vara rimligt att plantera in ytterligare gädda. Möjligen kan man plantera in gös som är en bra predator på cyprinider i grumliga vatten och som dessutom trivs i varma sjöar. Gösen behöver fast sandbotten på en till tre meters djup eller stengrund för sin lek (Muus och Dahlström, 1990). Inget av detta finns i sjön varför inplantering av gös kan bli mindre lyckad.

För att få vattnet klarare skulle ett reduktionsfiske av cyprinider vara en möjlig metod. Vid reduktionsfiske lyfter man dessutom näringsämnen ur sjön, dock bara vid utfiskningstillfället. Efter ett reduktionsfiske är det viktigt att det finns tillräcklig mängd rovfisk för att hålla nere nyrekryteringen av cyprinider (NV rapport 4851). Reducering av cyprinider skulle också förbättra ljusförhållandena för undervattensvegetationen som kan komma att breda ut sig över bottnen. Detta skulle då kunna leda till minskat habitat för de sedimentlevande organismerna (profundalfaunan).

Makrofyternas utbredning

Frånvaron av makrofyter i proven kan bero på att ljuset inte når ner till botten pga. att siktdjupet är litet, endast ca 0,5 m (enligt mätningar samma dag utförda av grupp 6). Vid en motsvarande bottenundersökning i november 2000 återfanns dock makrofyter (näckrosor, näckmossa och fintrådiga rötter från makrofytvegetation) i 3 av 15 prov ner till ett djup av ca 2,3 m (Göteborgs Universitet, 2000). Detta motsvarar i maj 2001 ca 1,6 m djup. Endast 5 av våra provtagningsplatser finns ner till detta djup, de övriga är djupare belägna. Det kan också vara för tidigt på året för att finna makrofyter.

Effekter av en vattenståndshöjning

En återdämning av sjön med ca 0,5 – 0,7 m beräknas ge 45 % större vattenyta och nästan en fördubbling av sjöns volym enligt beräkningar av grupp 6. Höjningen kan öka vattnets uppehållstid i sjön samtidigt som sjön får en djupare och större sedimentationsbassäng. Detta ökar möjligheten för jord och partikelbunden växtnäring att fälla ut och fosfor kan bindas i sedimentet som järnfosfat vid syrerika förhållanden. Vattnet kan bli klarare, vilket kan gynna makrofytvegetationens utveckling och näringsomsättningen blir då långsammare. Minskat partikel- och näringsflöde kommer troligen att vara positivt för vattendragen nedströms sjön. Hillingsätersjön kommer även i fortsättningen att vara hårt belastad av jord och närsalter från tillrinnande bäckar om inga åtgärder sätts in i tillrinningsområdet (Svenland 1998).

Om en höjning av vattenståndet medför att gäddpopulationen ökar så leder det teoretiskt till att cypriniderna minskar, djurplankton ökar och växtplankton minskar. Om däremot cypriniderna gynnas av en höjning så leder det till att växtplankton ökar med negativa effekter på siktdjupet.

En höjning av sjön med ca 0,5 meter skulle troligtvis inte medföra att det utvecklas något språngskikt på sommaren. Bottenfaunan riskerar då inte att utsättas för någon mer omfattande syrebrist eftersom sjön fortfarande kommer att var grund och blandas om av vind och vågrörelser.

Förslag på åtgärder

Syftet med en höjning av sjön är att minska näringstillförseln till Valboån och vidare till Gullmarsfjorden. Om detta är det primära önskemålet så är en höjning av sjön ett sätt åstadkomma detta. Vi tycker dock att det också borde sättas in åtgärder för att minska näringstillförseln till sjön. Detta kan åstadkommas genom anläggning av skyddszoner och våtmarker i sjöns tillrinningsområde.

Uppskattningar av fiskpopulationen borde kompletteras av ett provfiske för att få svar på vilka arter som finns samt täthet och biomassa. Om det är befogat anser vi att cyprinidbestånden ska glesas ut för att få ett ökat siktdjup så att makrofyter kan breda ut sig vilket leder till en långsammare näringsämnesomsättning.

Referenser

Abel, P. D., 1998. Water Pollution Biology. Andra upplagan, Taylor & Francis Ltd, London.

Alcontrol Laboratories. 2001. Örekilsälven 1997-99. Utvärdering på uppdrag av Dals-Eds, Munkedals, Färgelanda och Lysekils kommuner, Munkedals AB och Länsstyrelsen i Västra Götaland.

Göteborgs Universitet, 2000. Projektarbeten inom Örekilsälvens avrinningsområde HT 2000. Projektarbete på vattenvårdskursen, Zoologiska institutionen.

Hansson, L- A. 1998. Biomanipulering som restaureringsverktyg för näringsrika sjöar. NV rapport 4851.

Muus, B., Dahlström,P.,1990. Sötvattensfisk och fiske. P.A. Norstedt & söners förlag. Stockholm.

Naturvårdsverket. 1996. Undersökningstyp: Bottenfauna o sjöars profundal och litoral. www.environ.se 2001-05-10.

Naturvårdsverket, 1999. Bedömningsgrunder för miljökvalitet, sjöar och vattendrag. Rapport 4913. Naturvårdsverkets förlag, Stockholm.

Svenland, C et al.1998 Vattenvårdande åtgärder i Örekilsälvens vattensystem. Exkursionskompendium, Zoologiska institutionen, Göteborgs Universitet.

Svenland, C. 1996. Jordbruket och vattendragen i Färgelanda kommun. Länsstyrelsen i Älvsborgs län, Meddelande 1996:1

Svenland, C. 1998. Förslag till återdämning av Hillingsätersjön 1998-03-05, objekt 707, Färgelanda kommun. Projekt våtmarker och skyddszoner inom Gullmarns avrinningsområde.

Bilaga 1. Artlista bottenfauna Hillingsätersjön, 010508. Koordinater vid sjöns utlopp: x=650064 y= 127458

	Fylum	*Annelida*	*Nematoda*	*Arthropoda*	*Arthropoda*	*Arthropoda*	*Arthropoda*	*Arthropoda*	*Arthropoda*	
	Klass	*Oligochaeta*		*Incecta*	*Incecta*	*Incecta*	*Incecta*	*Incecta*	*Incecta*	
	Ordning			*Diptera*	*Diptera*	*Diptera*	*Diptera*	*Diptera*	*Trichoptera*	
	Familj			*Chironomidae*	*Chironomidae*	*Chironomidae*	*Chaoboridae*	*Ceratopogonidae*		
	U.familj			*Chironominae*	*Tanypodinae*	Puppa				
	Släkte						*Chaoborus* sp			
	Art						Chaoborus flavicans?			
Prov	Djup									
1	1,5	10		6	3					
2	1,5	1		22	13		1	4		
3	1,5	1		4	6		1	15		
4	2	3		7	4		1	7		
5	1,5	12		16	10			3		
6	2	9		21	25	1		6		
7	2	1		8	8			20		
8	1,5	3	1	11	10	1	1	5		
9	2	2		8	3		1	9		
10	2,3	1		2	1		1	4		
11	2,3	2		2	6		2	4		
12	2			4				23		
13	1,8		1	1	1					
14	2	3		16	7	1		15		
15	2	1		11	15		5	19		
16	2,4	4	1	2	1			9		
17	2	2	1	1			1	3		
18	2	3	5	12	1				1	
19	2	10		12	5					
20	2	18		11	5			5		
21	2,3				2			6		
22	2,3			1	2		1	6		
23	2,3	2	1	2	4	1	5	10		
24	2,1	1			3			6		

Bilaga 1. Artlista bottenfauna Hillingsätersjön, 010508. Koordinater vid sjöns utlopp: x=650064 y= 127458

	Fylum	*Arthropoda*	*Arthropoda*	*Molusca*	*Molusca*	*Molusca*	*Molusca*	*Arthropoda*	*Mollusca*
	Klass		*Crustacea*		*Gastropoda*	*Gastropoda*	*Gastropoda*	*Arachnida*	*Bivalvia*
	Ordning	*Ephemeroptera*	*Ostracoda*					*Acari*	
	Familj						*Sphaeriidae*	*Hydracarina*	
	U.familj								
	Släkte	*Caenis*					*pisidium spp*		
	Art	*Caenidae robusta*		*Gyranlus crista*	*Valvata piscinalis*				*Anodonta complanata*
Prov	Djup								
1	1,5		1						
2	1,5								
3	1,5					1	1		
4	2								
5	1,5								
6	2		1					1	1
7	2								
8	1,5							1	
9	2								
10	2,3								
11	2,3								
12	2								
13	1,8	3							
14	2								
15	2								
16	2,4								
17	2								
18	2	2	1	7					1
19	2		1					1	
20	2	1 *C.sp*			1				
21	2,3								
22	2,3								
23	2,3								
24	2,1								

Bilaga 2. Konfidensintervall för provtagningar I Hillingsätersjön ht 00 & vt 01

lake	*Chironomider*	*Oligochaeter*	year
Hil	498	553	01vt
Hil	1935	55	01vt
Hil	553	55	01vt
Hil	608	166	01vt
Hil	1437	663	01vt
Hil	2598	498	01vt
Hil	885	55	01vt
Hil	1216	166	01vt
Hil	608	111	01vt
Hil	166	55	01vt
Hil	442	111	01vt
Hil	221	0	01vt
Hil	111	0	01vt
Hil	1327	166	01vt
Hil	1437	55	01vt
Hil	166	221	01vt
Hil	55	111	01vt
Hil	719	166	01vt
Hil	940	553	01vt
Hil	885	995	01vt
Hil	111	0	01vt
Hil	166	0	01vt
Hil	387	111	01vt
Hil	166	55	01vt
medel	735	205	
stdav	649,3483139	255,947351	
antal	24	24	
konfidens intervall 95%	259,7882738	102,3982339	
	475<735<995	103<205<307	

lake	*Chironomider*	*Oligochaeter*	year
Hil	222	178	00ht
Hil	89	44	00ht
Hil	356	489	00ht
Hil	889	133	00ht
Hil	267	0	00ht
Hil	356	44	00ht
Hil	0	0	00ht
Hil	489	178	00ht
Hil	267	267	00ht
Hil	533	44	00ht
Hil	711	44	00ht
Hil	756	622	00ht
Hil	756	0	00ht
Hil	889	311	00ht
Hil	267	0	00ht
medel	456,4666667	156,9333333	
stdav	286,8002955	191,4969103	
antal	15	15	
konfidens intervall 95%	145,1380931	96,90888343	
	311<456<601	61<157<254	

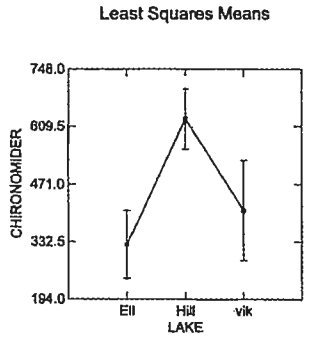
Bilaga 3. Anova resultat

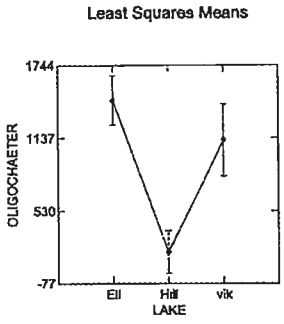
1. Jämförelse mellan sjöar för chironomider och oligochaeter: övre tabell: dependent var. chironomider, undre tabell: dependent var. oligochaeter.

Analysis of Variance

Source	Sum-of-Squares	df	Mean-Square	F-ratio	P
LAKE$	1638675.660	2	819337.830	3.992	0.022
Error	1.64208E+07	80	205259.712		

Source	Sum-of-Squares	df	Mean-Square	F-ratio	P
LAKE$	2.89858E+07	2	1.44929E+07	11.459	0.000
Error	1.01179E+08	80	1264734.023		



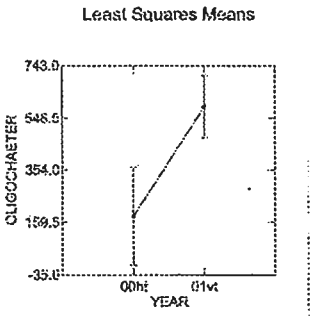


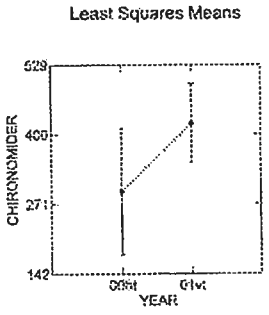
2. Anova tvåfaktors för jämförelse mellan Hillingsätersjön (lake) resp. år (year).
Dependent variable: oligochaeter

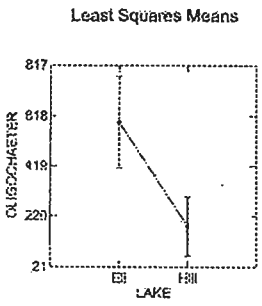
Source	Sum-of-Squares	df	Mean-Square	F-ratio	P
LAKE$	1808188.381	1	1808188.381	3.635	0.062
YEAR$	1773366.223	1	1773366.223	3.565	0.064
LAKE$*YEAR$	1379778.970	1	1379778.970	2.774	0.102
Error	2.73583E+07	55	497422.956		

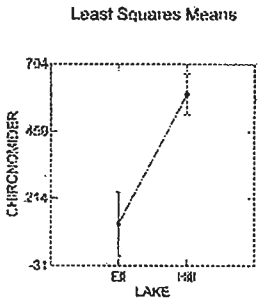
Dependent variable: chironomider

Source	Sum-of-Squares	df	Mean-Square	F-ratio	P
LAKE$	2420027.755	1	2420027.755	11.850	0.001
YEAR$	170735.747	1	170735.747	0.836	0.365
LAKE$*YEAR$	245956.626	1	245956.626	1.204	0.277
Error	1.12325E+07	55	204227.189		









Bilaga 4. Tidigare års resultat av bottenfaunaundersökningar.

	chironomid	Oligochaet		chironomid	Oligochaet
viksjön 99 ht	411	457	Ellenösjön 99 ht	91	868
viksjön 99 ht	320	548	Ellenösjön 99 ht	46	137
viksjön 99 ht	0	0	Ellenösjön 99 ht	822	776
viksjön 99 ht	457	1324	Ellenösjön 99 ht	274	594
viksjön 99 ht	228	2877	Ellenösjön 99 ht	1004	3653
viksjön 99 ht	46	639	Ellenösjön 99 ht	913	959
viksjön 99 ht	868	2785	Ellenösjön 99 ht	411	1324
viksjön 99 ht	274	137	Ellenösjön 99 ht	274	3013
viksjön 99 ht	548	594	Ellenösjön 99 ht	0	639
viksjön 99 ht	457	183	Ellenösjön 99 ht	457	548
viksjön 99 ht	776	3059	Ellenösjön 99 ht	776	1370
viksjön 99 ht	457	1826	Ellenösjön 99 ht	867	3014
viksjön 99 ht	228	548	Ellenösjön 99 ht	1141	4794
viksjön 99 ht	639	730	Ellenösjön 99 ht	1004	6803
			Ellenösjön 99 ht	91	502
Ellenösjön 00 ht	55	330	Hillingsätersjön 00 ht	222	178
Ellenösjön 00 ht	165	275	Hillingsätersjön 00 ht	89	44
Ellenösjön 00 ht	330	110	Hillingsätersjön 00 ht	356	489
Ellenösjön 00 ht	55	220	Hillingsätersjön 00 ht	889	133
Ellenösjön 00 ht	55	110	Hillingsätersjön 00 ht	267	0
			Hillingsätersjön 00 ht	356	44
			Hillingsätersjön 00 ht	0	0
			Hillingsätersjön 00 ht	489	178
			Hillingsätersjön 00 ht	267	267
			Hillingsätersjön 00 ht	533	44
			Hillingsätersjön 00 ht	711	44
			Hillingsätersjön 00 ht	756	622
			Hillingsätersjön 00 ht	756	0
			Hillingsätersjön 00 ht	889	311
			Hillingsätersjön 00 ht	267	0
Ellenösjön 01 vt	78	938	Hillingsätersjön 01 vt	498	553
Ellenösjön 01 vt	117	273	Hillingsätersjön 01 vt	1935	55
Ellenösjön 01 vt	156	976	Hillingsätersjön 01 vt	553	55
Ellenösjön 01 vt	0	0	Hillingsätersjön 01 vt	608	166
Ellenösjön 01 vt	156	742	Hillingsätersjön 01 vt	1437	663
Ellenösjön 01 vt	0	742	Hillingsätersjön 01 vt	2598	498
Ellenösjön 01 vt	0	39	Hillingsätersjön 01 vt	885	55
Ellenösjön 01 vt	586	4375	Hillingsätersjön 01 vt	1216	166
Ellenösjön 01 vt	195	3476	Hillingsätersjön 01 vt	608	111
Ellenösjön 01 vt	0	39	Hillingsätersjön 01 vt	166	55
Ellenösjön 01 vt	0	0	Hillingsätersjön 01 vt	442	111
Ellenösjön 01 vt	195	2226	Hillingsätersjön 01 vt	221	0
Ellenösjön 01 vt	39	625	Hillingsätersjön 01 vt	111	0
Ellenösjön 01 vt	0	117	Hillingsätersjön 01 vt	1327	166
Ellenösjön 01 vt	78	78	Hillingsätersjön 01 vt	1437	55
			Hillingsätersjön 01 vt	166	221
			Hillingsätersjön 01 vt	55	111
			Hillingsätersjön 01 vt	719	166
			Hillingsätersjön 01 vt	940	553
			Hillingsätersjön 01 vt	885	995
			Hillingsätersjön 01 vt	111	0
			Hillingsätersjön 01 vt	166	0
			Hillingsätersjön 01 vt	387	111
			Hillingsätersjön 01 vt	166	55