Arkivex

Göteborgs universitet
Zoologiska institutionen
Avdelningen för ekologisk zoologi
Vattenvård, 10 p, VT 1998

PROJEKTARBETEN INOM ÖREKILSÄLVENS AVRINNINGSOMRÅDE

VT 1998

FÄRGELANDA KOMMUN
MILJÖ- OCH RÄDDNINGSNÄMNDEN
MILJÖ- OCH HÄLSOSKYDD
Inkom 1998 -03- 17
Dnr Dpl 3.4.3

FÖRORD

Under tre dagar i början av mars 1998 besöktes Örekilsälvens avrinningsområde av en grupp studenter från Göteborgs universitet. Kursen "Vattenvård, 10 poäng", med 24 deltagare, Jan Stenson som kursledare och Ragnar Lagergren och Jonas Pettersson som assistenter, hyrde in sig på Dagsholms vandrarhem och utnyttjade Ekocentrums lokaler i Färgelanda för den laborativa verksamheten. Ett studiebesök till sjöar, vattendrag, reningsverk, våtmarker, m m, leddes av Curt Svenland från Projekt Våtmarker och skyddszoner inom Gullmarns avrinningsområde. Jan Sandell, miljöchef i Färgelanda kommun, gav en föreläsning som bl a behandlade det vattenvårdsarbete som bedrivs inom Valboåsystemet. Huvuddelen av kursens verksamhet under besöket ägnades åt olika fältprovtagningar. Dessa har skett inom ramen för olika projektarbeten där undertecknad har varit huvudansvarig. I Göteborg analyserades sedan proverna, resultaten diskuterades och efter två veckors skrivbords- och tankearbete var fem olika uppsatser färdiga. Dessa uppsatser redovisas här.

Ett stort tack riktas till Curt Svenland och Jan Sandell för deras bidrag till undervisningen, Ulf Andreasson, miljöchef i Munkedals kommun, som hjälpsamt svarade på studenternas frågor, Kerstin Carlsson på Dagsholms vandrarhem och Bengt Axelsson på Ekocentrum som tog väl hand om oss och Annette Klirén på länsstyrelsen i Göteborg som analyserade vattenproverna.

Ett ännu större tack riktas till studenterna som stod ut med snöstorm, kyla och isiga sjöar och åar. Kanske värmer det något att dessa uppsatser kommer att vara till hjälp i det fortsatta vattenvårdsarbetet i Örekilsälvens avrinningsområde.

Jan-Erik Svensson

INNEHÅLL

I. FOSFORHALTER OCH EROSIONSPROBLEM I VALBOÅNS DALGÅNG
Bjerner, M., Douglas, G., Lindström, M., Litzen, A., Skrapste, A. och Skårman, T.

II. BOTTENFAUNAUNDERSÖKNING I VALBOÅNS AVRINNINGSOMRÅDE 1998
Bergström, N., Claeson, P., Johansson, B., Johansson, D. och Rydgren, M.

III. ÖSTERSJÖN I DALSLAND, EN RECIPIENT PÅ VÄG MOT KOLLAPS?
Ek, H., Grosen, J., Nilsson, M-H. och Svensson, A-M.

IV. STATUS HOS GLACIALRELIKTERNA I ÖSTERSJÖN, DALSLAND
Andersson, Å., Bjarnadóttir, V., Karlsson, U., Nilsson, A-C. och Röjestål, J.

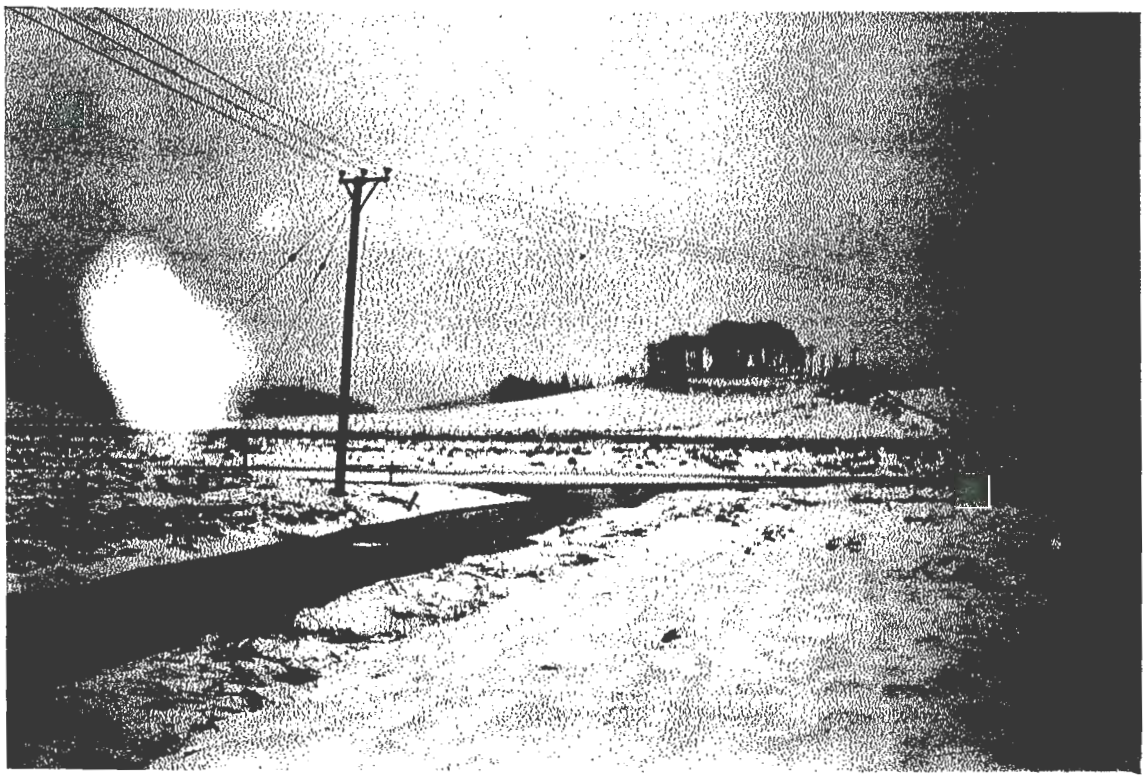
V. KIKERUDSJÖN, FÖRSLAG TILL ÅTGÄRDER MOT EUTROFIERING
Andersson, A-K., Andersson, J., Hjorth-Knutsen, K. och Pertola, S.

I

Göteborgs Universitet
Zoologiska Institutionen
Vattenvård, 10 p, VT 1998
Handledare: Jan-Erik Svensson

Fosforhalter och Erosionsproblem i Valboåns Dalgång

Inklusive Förslag till Åtgärdsprogram



Martin Bjerner
Glenn Douglas
Marie Lindström
Anders Litzen
Anna Skrapste
Tina Skårman

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1. SAMMANFATTNING **2**

2. INLEDNING **3**

3. MATERIAL OCH METODER **3**

3.1. OMRÅDESBESKRIVNING 3
3.2. METOD 4
3.3. PROVPUNKTSBESKRIVNING 5

4. RESULTAT **7**

4.1. TOTALFOSFOR OCH TURBIDITET 7
4.2. FÖRSLAG TILL PROVTAGNINGSPROGRAM SOM VÄRDERAR BETYDELSEN AV EROSION I RELATION TILL ANDRA FOSFORKÄLLOR. 12
4.3. ÅTGÄRDER MOT EROSION OCH NÄRINGSÄMNESTILLFÖRSEL I VALBOÅN 12

5. DISKUSSION **15**

5.1. PÅVERKANDE FAKTORER 16
5.2. RESULTATVÄRDERING 16

6. REFERENSER **17**

6.1. LITTERATUR 17
6.2. MUNTLIGA KÄLLOR 18

7. BILAGA 1 KARTA

1. Sammanfattning

Föreliggande rapport berör Valboån och dess tillflöden i Färgelanda kommun, Dalsland. Valboån utgör tillflöde till Örekilsälven som mynnar i Gullmarsfjorden, som under senare tid har drabbats hårt av eutrofiering. Även inom Valboåns avrinningsområde är sjöar, t ex Ellenösjön, drabbade av eutrofiering och tidvis syrebrist.

Denna undersökning omfattar mätning av totalfosforhalter och turbiditet i Valboåns huvudfåra och dess tillflöden från Vången i de nordliga skogsbygderna till Ellenösjön i söder. En jämförelse med mätningar genomförda 1993 och 1995 har gjorts. För att få en uppfattning om erosionsproblemen och eventuella bidrag av fosfor från omgivande marker har en bedömning av miljöförhållandena i närområdena vid provpunkterna gjorts.

Ett förslag till provtagningsprogram som värderar betydelsen av erosionens bidrag till fosfathalterna har tagits fram. Olika åtgärder mot erosion och näringsämnestillförsel föreslås och diskuteras.

2. Inledning

I Örekilsälven, Valboån, Lerdalsälven och Gullmarsfjorden är halterna av gödningsämnet fosfor kraftigt förhöjda. I sötvatten föreligger fosfor som löst oorganiskt fosfor, löst organiskt fosfor, samt partikulärt bunden organiskt eller oorganiskt fosfor (Bydén et al., 1996). Fosfor är i allmänhet det tillväxtbegränsande näringsämnet i sötvatten, och alltför stor tillförsel kan medföra att vattendrag växer igen och att syrebrist uppstår. Undersökningsområdet omfattar Valboåns avrinningsområde där det föreligger omfattande erosionsproblem, bland annat på grund av mänskliga ingrepp, såsom uträtning av huvudfåran, utdikning av biflöden och täckdikning. Valbodalen domineras av erosionsbenägna mo- och mjälahaltiga jordar (KM Lab, 1997). Under perioder med hög nederbörd och vid snösmältningen antas stora mängder fosfor följa med de oorganiska partiklar som rinner iväg från den omgivande jordbruksmarken. Omfattande jord- och skogsbruk i området ökar utflödet av näringsämnen till vattendragen. Detta har resulterat i algblomningar och syrebrist i flera av områdets sjöar, samt i delar av Gullmarsfjorden.
I mars 1993 och mars 1995 utfördes provtagningar på näringshalter på många platser utmed Valboån från skogsbygderna i norr till utflödet i Ellenösjön (stencil, Färgelanda kommun). För att se om fosforhalterna ändrat sig sedan dessa undersökningar gjordes har vi genomfört en uppföljande studie av dessa provpunkter. Vi har också försökt att besvara följande frågeställningar:

1. Har fosforhalterna och/eller turbiditeten förändrats sedan de tidigare undersökningarna?
2. Om förändringar har skett, var i vattensystemet sker de i så fall?
3. Hur bör man lägga upp ett provtagningsprogram som värderar betydelsen av erosion i huvudfåran i relation till andra fosforkällor?
4. Vilka åtgärder kan man vidta för att komma tillrätta med erosionen i huvudfåran?

3. Material och metoder

3.1. Områdesbeskrivning

Undersökningsområdet omfattar Valboån med avrinningsområde (Figur 1.). Huvuddelen av området ligger i Färgelanda kommun och omfattar hela Valboåns avrinningsområde från kommungränsen i norr vid sjön Vången till inloppet i Ellenösjön i söder.

Valboåsystemets avrinningsområde uppströms Ellenösjön domineras av skogsmark (69%). Ett relativt stort inslag av jordbruksmark (31%) finns också (KM Lab, 1997). Jordbruket är den verksamhet som påverkar området mest. Tillrinningsområdet har dränerats mycket genom åren och åfåran är grävd och rätad utmed långa sträckor, vilket medför att de maximala flödena är stora. Erosion i vattendragens fåror förekommer i olika omfattning i avrinningsområdet. I själva Valboån har rena ras förekommit.

3.2. Metod

Vattenprover har tagits vid 16 provpunkter i Valboån och dess tillflöden. Valet av provpunkter grundar sig på 1995 års undersökning i syfte att kunna göra jämförande studier med dess resultat. I 1993 års undersökning användes andra provpunkter. Vi har valt att endast behandla de provpunkter som sammanfaller med våra. Mätningarna genomfördes under två dagar: 980303 - 980304. Under dessa två dagar var väderleksförhållandena följande: lufttemperaturen varierade mellan noll och ca -10 °C, med mer eller mindre ihållande snöfall och relativt kraftiga vindar. Vid provtagningen användes en Ruttnerhämtare enligt gällande Svensk Standard. Proverna hämtades ca 0-0,5 m under vattenytan i mitten av strömfåran.
Proverna frystes och förvarades enligt gällande Svensk Standard. Anette Klirén vid Miljöavdelningen, Länsstyrelsen i Göteborg, analyserade totalfosforhalt och turbiditet. Totalfosforanalys utfördes enligt analysmetoden SS 02 81 27 och turbiditetsmätning enligt SS EN 27027.
För att hitta förslag på lämpliga åtgärder mot erosion genomfördes litteraturstudier och personlig kontakt togs med sakkunnig vid Institutionen för geovetenskaper.

Fosfor
Totalfosfor, Tot-P (µg/l), anger den totala mängden av fosfor som finns i vattnet. Fosfor föreligger i vatten antingen organiskt bundet eller som fosfat. Enligt Naturvårdsverket, Allmänna råd 90:4, kan ett vattendrag med avseende på totalfosforhalt indelas enligt Tabell 1.

Tabell 1. Tillståndet utgående från totalfosforhalter enligt "Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag". Naturvårdsverkets Allmänna Råd 90:4.

Klass	Totalfosforhalt (µg/l)	Benämning
1	7,5	Mycket näringsfattigt tillstånd
2	7,5-15	Näringsfattigt tillstånd
3	15-25	Måttligt näringsrikt tillstånd
4	25-50	Näringsrikt tillstånd
5	>50	Mycket näringsrikt tillstånd

Grumlighet
Turbiditet / Grumlighet (FNU / NTU) ger ett mått på vattnets innehåll av suspenderade partiklar, t ex plankton eller mineralpartiklar. Vattendrag kan indelas i klasser med avseende på turbiditet:enligt Naturvårdsverket, Allmänna råd 90:4 (Tabell 2).

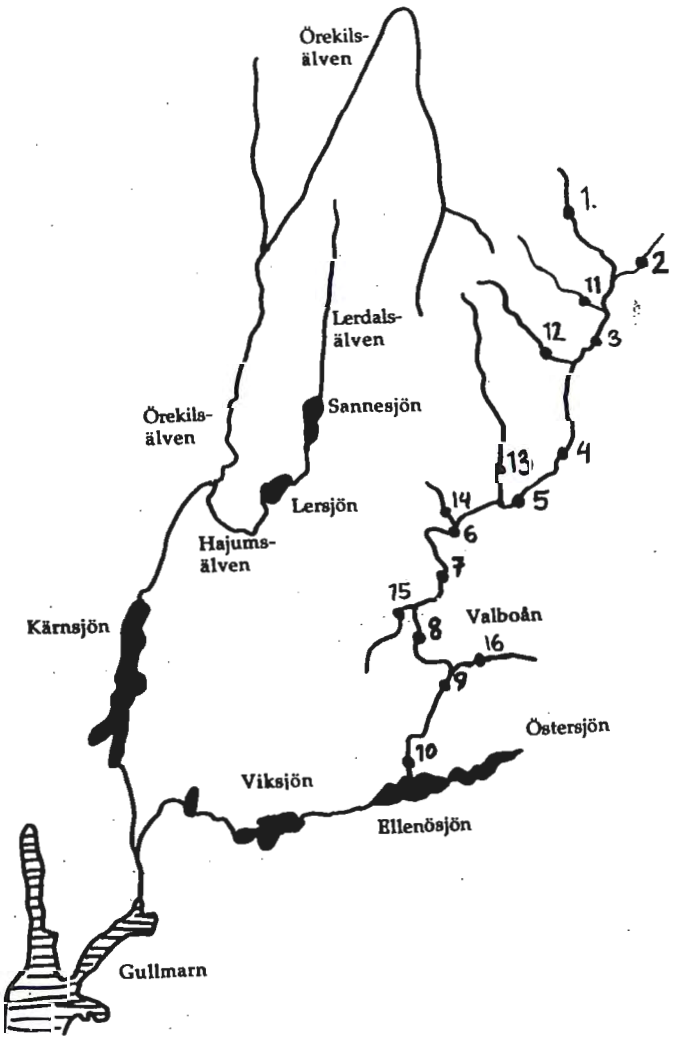
Tabell 2. Tillståndet utgående från turbiditet enligt "Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag". Naturvårdsverkets Allmänna Råd 90:4.

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

Vid varje provpunkt gjordes observationer av omgivningen. Följande parametrar beaktades:

- Vattendragens bredd
- Vattendragens utformning
- Strömhastighet
- Vattenfärg
- Omgivande vegetation
- Erosion i området

3.3. Provpunktsbeskrivning



Figur 1. Karta över provpunkter 1998.

Provpunkter i Valboån

1. **Valboån vid bron Vångengen**: 6 m bred. Relativt lugnt strömmande vatten. Naturligt meandrande. Ingen erosion. Tydligt humusfärgat vatten. Omgivande skogsmark med gran- och björksumpskog. Ån avvattnar stora mossarealer inklusive Öjemossen.
2. **Valboån vid bron Intakan**: 7 m bred. Strömmande vatten. Naturligt meandrande. Ingen erosion. Tydligt humusfärgat vatten. Jordbruksmark med öppen, plöjd åker och kantzon. Intill vattnet alsumpskog med inslag av glasbjörk. Vindfällda träd över ån.
3. **Valboån vid Skällsäterbron**: 6 m bred. Högre strömmande vatten. Naturligt meandrande. Erosionstecken, med överhäng. Vindfällda träd. Vattnet humusfärgat. Flack terräng med åkermark som går ända ner till vattnet, samt partier med betesmark. Stor gård i närheten.
4. **Valboån vid bron Härsängen**: 8 m bred. Strömmande vatten. Fåran utgrävd. Stora erosionsskador. Vattnet ej humusfärgat, snarare dyngbrunt. Jordbruksmark med öppna, plöjda åkrar, inga kantzoner. Marken är inte täckdikad och har tidigare avsatts som skyddszon med s k NYLA-avtal. Området är låglänt och har tidigare använts som åker och betesmark. På östra sidan av provpunkten finns det ett litet bestånd av unga alar. Grustäkt ca 100 m NO om provpunkten.
5. **Valboån vid bron Högsäter**: 10 m bred. Starkt strömmande vatten. Fåran är utgrävd. Ej humusfärgat vatten, snarare påverkat av jordbruksbygden och avloppsvatten från tätorten. Från landsvägsbron vid Högsäter rinner Valboån forsande ned till reningsverket, därefter lugnare ut på Skallsjöslätten. Åkanterna är höga. Reningsverket släpper ut sitt avloppsvatten i Valboån norr om reningsverket. Södra sidan sluttande, norra sidan flackare med klibbal och gräsvegetaion.
6. **Valboån vid bron Kraketorp**: 12 m bred. Strömmande vatten. Troligen grävd och rensad åfåra. Vattnet ej humusfärgat, snarare brunt. Flackt jordbruksområde med plöjda åkrar. Spridda åkerholmar med trädvegetation.
7. **Valboån vid Edstena**: 7 m bred. Mycket starkt strömmande nedanför fors. Efter vattenfallet i Edstena rinner ån numera rakt fram i en grävd fåra innan den rinner ut i det öppna jordbrukslandskapet söder om stället. Ån omgiven av klippor (troligen sprängda). Nedströms något flackare parti. Vattnet brunfärgat. Östra sidan av ån bevuxen med björk, gran och al. Väster om ån ett fåtal alar.
8. **Valboån vid bron Hällekas**: 18 m bred. Lugnt strömmande vatten. Relativt branta slänter. Vattnet ej humusfärgat, snarare gulaktigt och grumligt. Jordbruksmark med åker och vallodling. Kantzoner uppströms. Nedströms skogsmark med gran, björk och al.
9. **Valboån vid Rykbron**: 15 m bred. Lugnt strömmande vatten. Vattnet gulfärgat. Uppströms är ån omgiven av en gles trädridå av al och björk. Nedströms ligger en fors med damm och kraftverk. Bred kantzon inne i samhället.
10. **Valboån vid Torp**: 30 m bred. Strömmande vatten. Naturligt meandrande. Vattnets färg gulbrunt. Uppströms ett flackare parti med branta slänter och spridda alar. Nedströms finns en kvarndamm.

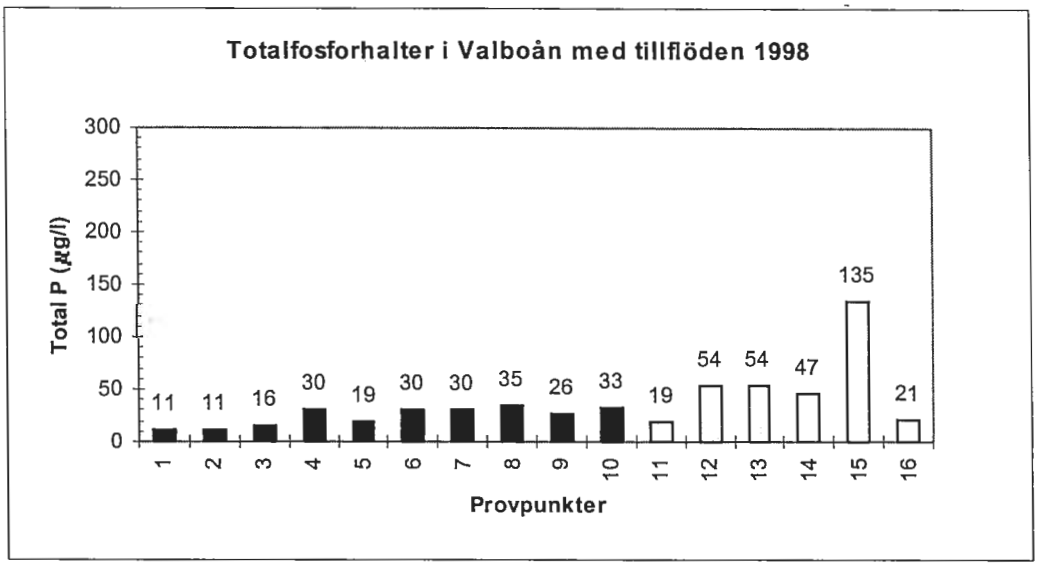
Provpunkter i tillflöden

11. **Svartebäcken vid bro 172:an**: 3m bred. Svagt strömmande vatten. Naturligt meandrande. Starkt humusfärgat vatten. Ovanför länsväg 172 slingrar sig bäcken fram i en ravinfåra med gles barr- och lövskog. Ravinen är naturbetad ovanför detta område. Blandning av skogs- och jordbruk i relativt flackt område. Avverkningsyta söder om bäcken.
12. **Madbråtsbäcken vid bro 172:an**: 2 m bred. Relativt starkt strömmande vatten. Naturligt meandrande. Svagt humusfärgat. Ån omges av naturbetesmark med spridda klibbalar och lövsly. På norra sidan sluttande och södra sidan flackare. Ca 100 m väster om provpunkten ligger en granskog.
13. **Lerån vid bron Solberg**: 4 m bred. Starkt strömmande vatten. Mellan Bäckenäs och Björstad rinner ån genom en bred och djup bäckravin. Kanterna är omväxlande branta eller flacka. Ravinen är omväxlade bevuxen med skog, lövsly eller utgör naturbetesmark. Åfåran är utgrävd uppströms. Nedströms naturligt meandrande. Erosionsproblem. Vattnet mycket grumligt och gulbrunt. Öppen åkermark delvis med kantzoner, men ibland går åkermarken ända fram till ån.
14. **Häråns utlopp i Valboån**: 4 m bred. Strömmande vatten. Ej meandrande. Grumligt vatten, brungult. Härån förbinder Häresjön med Valboån. Ån är rätad och gräv utmed hela sin sträcka och rinner genom Valbodalens öppna jordbruksmark. Nordsidan består av flack åkermark. Ett visst avdriv från åkermarken och mindre diken sker ner till Härån. På sydsidan ligger naturbetesmark. Inga kantzoner.
15. **Bandenebäckens utlopp i Valboån**: 3 m brett. Mycket lugnt strömmande vatten. Bäcken är grävd och uträtad. Grumligt och brunt vatten. Låglänt markområde på norra och västra sidan om bäcken. Marken är inte täckdikad och har delvis madmarkskaraktär. Marken står delvis under vatten vid högvatten. Jordarterna i området består av leror och ibland gyttjor eller mossjord. Plöjd åker, vallodling och betesmark på flackt område utan kantzon.
16. **Lillån vid utloppet i Valboån**: 7 m brett. Lugnt strömmande grunt vatten. Relativt klart vatten. Provpunkten ligger vid gästgiveriet inne i Färgelanda. Lillån rinner i en reklativt djup åfåra genom Färgelanda samhälle. Uppströmms pålat på östra sidan. Västra sidan flackare. Ån är omgiven av en gles trädridå av al och björk. Gott om makrofyter på åbotten.

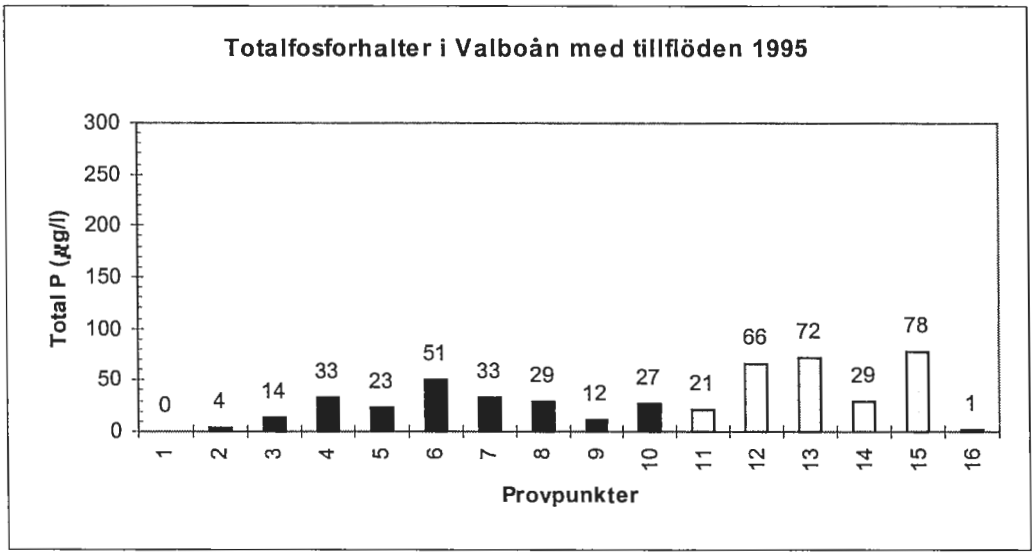
4. Resultat

4.1. Totalfosfor och turbiditet

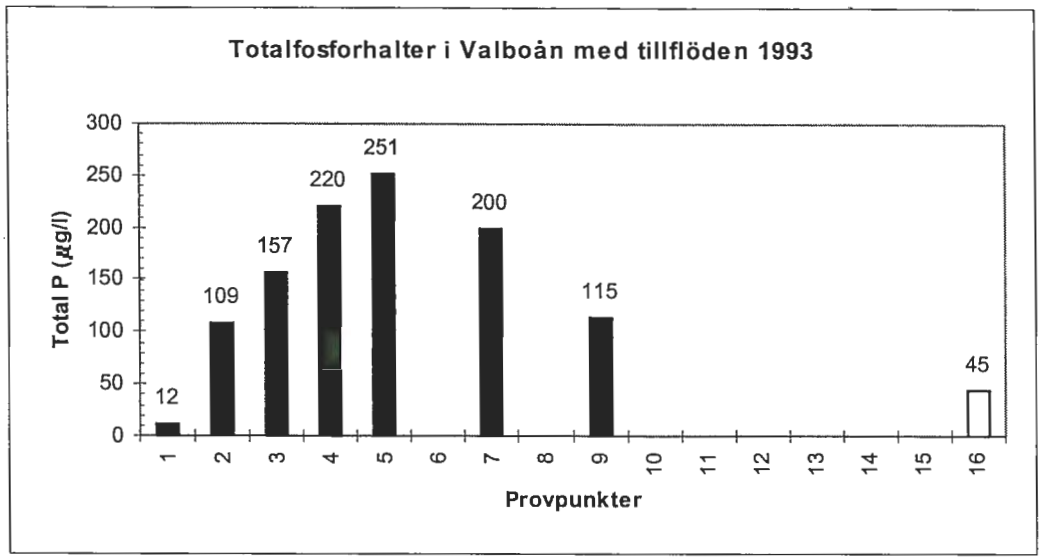
Totalfosfor och turbiditet redovisas i Figur 2 till 9. Provpunkt 1 till 10 finns i Valboåns huvudfåra (svarta kolumner). Provpunkt 11 till 16 är tillflöden (gråtonade kolumner).



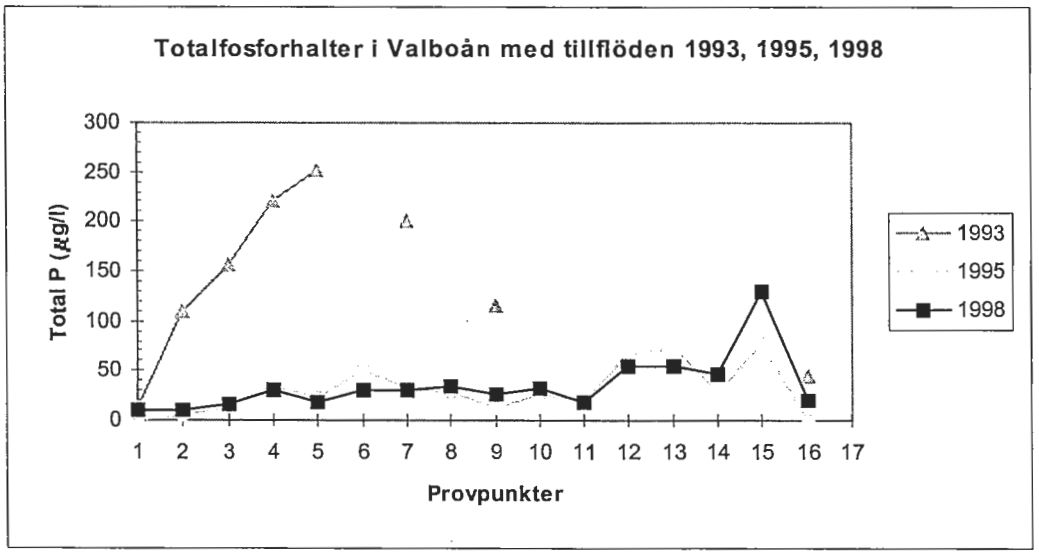
Figur 2. Relativt jämna totalfosforhalter i huvudfåran, vilken kan betraktas som näringsrik. Halterna i tillflödena varierar mer. De är i genomsnitt högre än huvudfårans och kan klassificeras som mycket näringsrika.



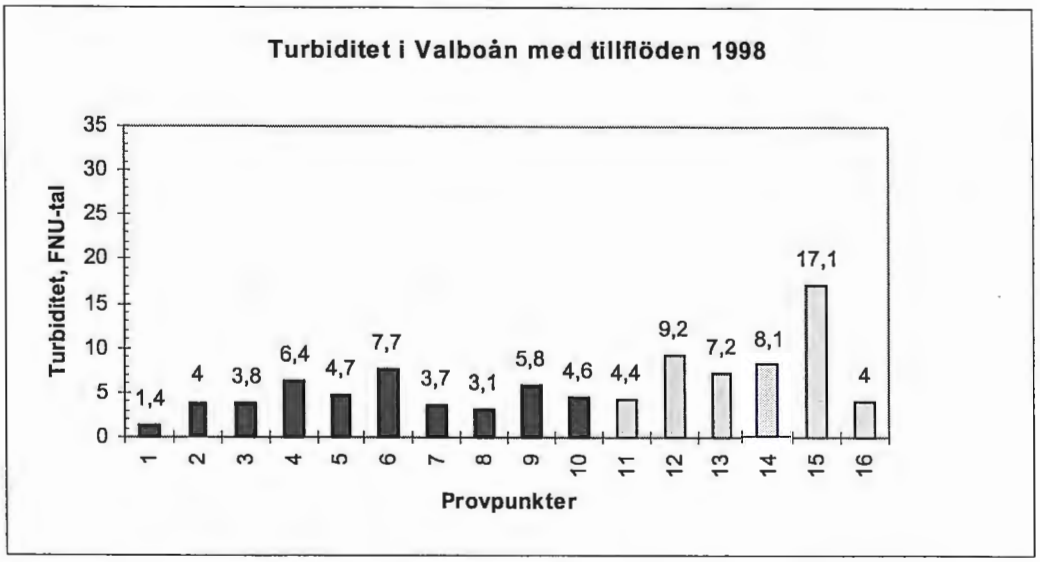
Figur 3. Totalfosforhalterna varierar både i huvudfåran och i tillflödena. Halterna i tillflödena är i genomsnitt högre.



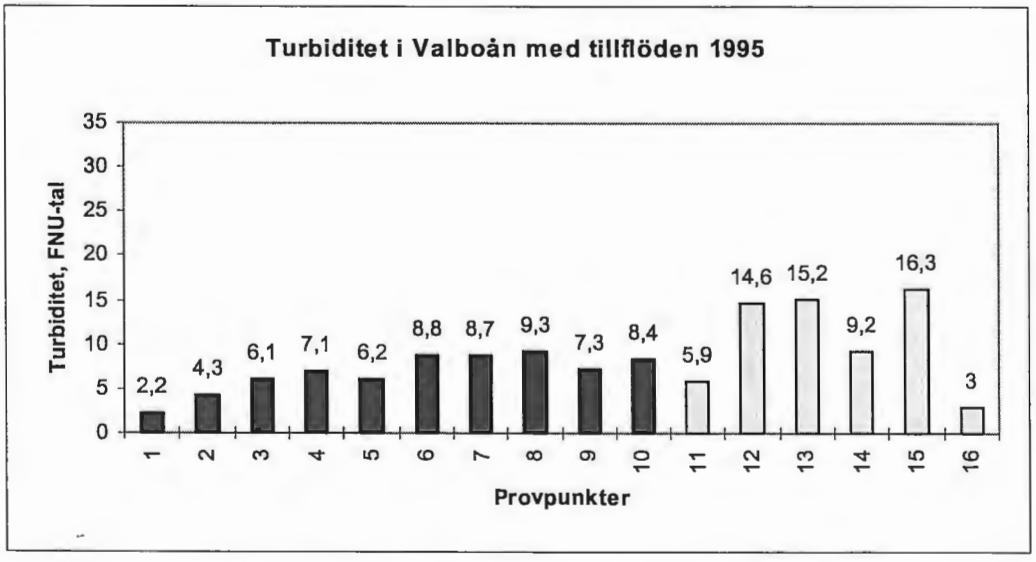
Figur 4. Mycket höga totalfosforhalter i huvudfåran. Vattendraget kan klassificeras som mycket näringsrikt.



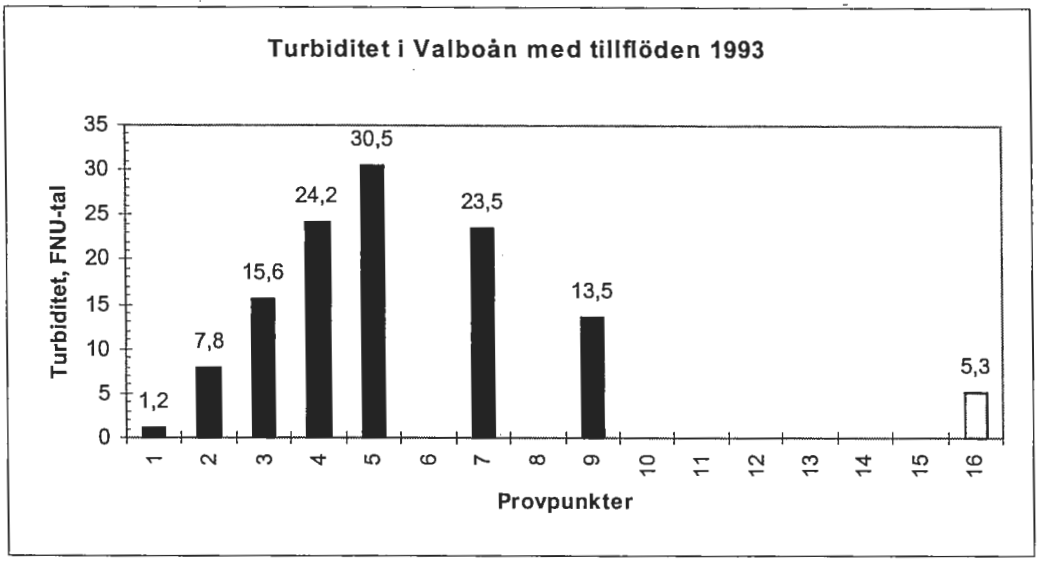
Figur 5. Jämförelse av totalfosforhalter 1993, 1995, 1998. Höga totalfosforhalter under 1993. 1995 och 1998 års halter är betydligt lägre och skiljer sig ej nämnvärt från varandra.



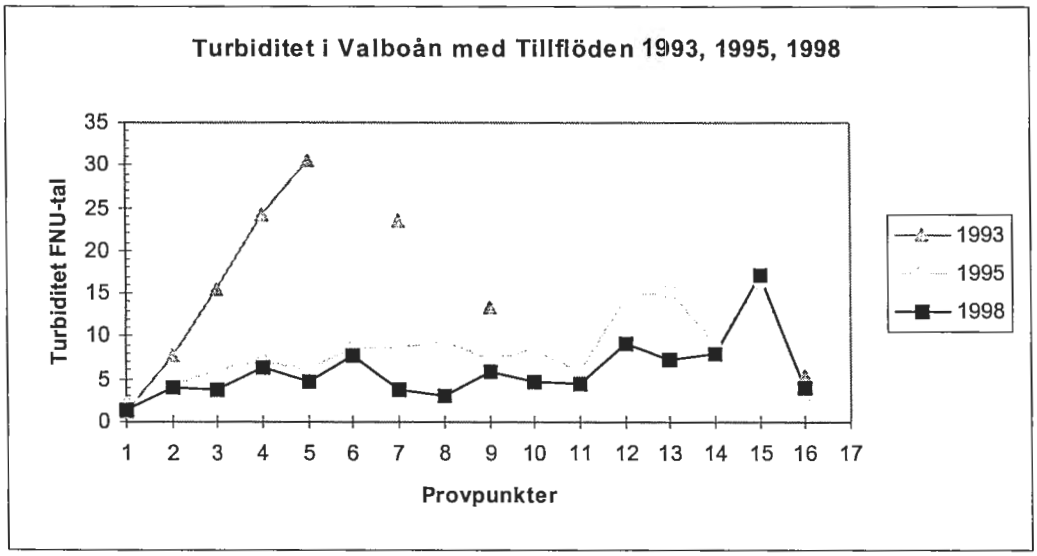
Figur 6. Vattnet klassificeras som betydligt grumligt i huvudfåran och starkt grumligt i tillflödena.



Figur 7. Vattnet klassificeras som starkt grumligt både i huvudfåran och dess tillflöden.



Figur 8. Vattnet i huvudfåran klassificeras som starkt grumligt.



Figur 9. Jämförelse av turbiditet 1993, 1995, 1998. Turbiditeten har sjunkit från 1993 till 1998, undantaget de sydligaste tillflödena.

4.2. Förslag till provtagningsprogram som värderar betydelsen av erosion i relation till andra fosforkällor.

Fosforhalterna i Valboån är höga men dess ursprung är ej fastställt. Möjliga källor är erosion av bottensediment, erosion längs åfårans kanter och ytavrinning från jordbruksmark. Även enskilda punktkällor kan ha en bidragande effekt.
Flödeshastigheten i Valboån har ändrats genom olika mänskliga aktiviteter, såsom utgrävning, uträtning, utdikning och minskad areal av vattenmagasinerande våtmarker. Dessa åtgärder har ökat flödeshastigheten i åfåran, vilket lett till ökad erosion av bottensedimentet.

För att kontrollera vilken betydelse erosionen i åfåran har i jämförelse med andra fosforkällor, föreslår vi:

- Bottensedimentprover i åfåran.
- Jordprover i åkanten.
- Jordprover i åkermarken.

En jämförelse av totalfosforhalterna i proverna ger en uppfattning om den mest betydelsefulla källan. Då man vet vilken post som står för de största halterna kan man sätta in åtgärder där de når bäst resultat. Även en vidare analys av fosfor med avseende på organiska och oorganiska fraktioner kan ge hänvisning till om fosforn härstammar från ytavrinning eller erosion.

Det är också lämpligt att genomföra någon typ av erosionsmätning av sluttningarna. En mätning av erosionshastigheten kan göras genom att man sätter pluggar i en längsprofil i sluttningen och mäter förflyttningen under ett bestämt tidsintervall. Det är även möjligt att studera erosionen genom tolkning av flygbildsserier.

För att avgöra punktkällors betydelse föreslår vi att vattenprover tas vid varje tillflöde. Om höga halter påträffas, spåras utsläppets ursprung genom att mäta halten vid varje nytt tillflöde såväl uppströms som nedströms. Därefter sätts åtgärder in.

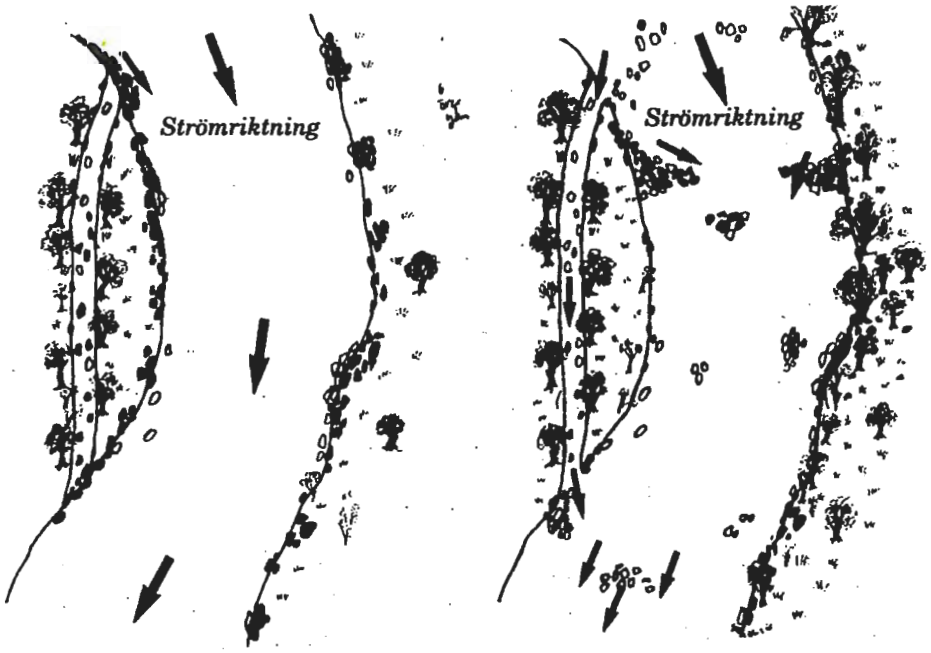
4.3. Åtgärder mot erosion och näringsämnestillförsel i Valboån

Valboån och dess dalgång har påverkats av mänskliga aktiviteter under lång tid genom jord- och skogsbruk. År 1987 genomfördes omfattande rätningar och kulverteringar av stora delar, vilket har resulterat i en ökad flödeshastighet med stora erosionsproblem som följd. Åkerkanterna når ofta ända fram till vattendraget och markvattnet leds via dräneringsrör direkt ut i ån. Detta medför att näringsämnen snabbt och koncentrerat tillförs vattendraget. Naturliga skyddszoner av lövträd och buskar, som kan förhindra erosion, saknas på många platser längs vattendraget. Utdikningar av våtmarker har även satt vattendragens egen reningsförmåga ur spel och ökar även erosionen på vattendragens botten. Tillsammans har detta påverkat åns ekosystem.
Flygbildstolkning med hjälp av stereoskop, kan användas för att se var erosionsproblemen är som störst. För ytterligare information se Granath, 1997.

Åtgärdsförslag

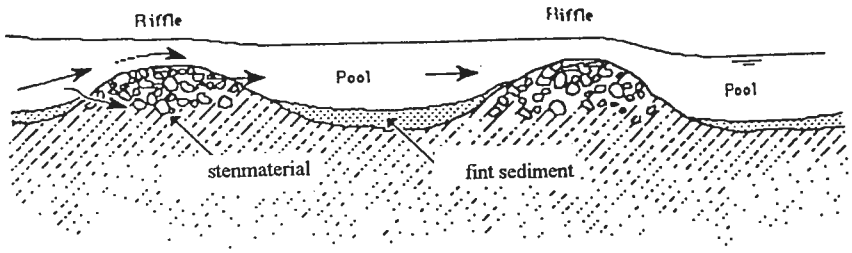
- Stensättning av vattendragets kanter utgör ett mekaniskt erosionshinder (Goldman et al. 1986, Järvi 1997). Stenar placeras ut längs vattendragets kanter, vilka håller kvar löst material som annars skulle transporteras bort eller rasa ned i vattnet. Användande av natursten är att föredra både ur fiskevårds- och naturvårdssynpunkt.

- Bipassager (Morgan, 1995) innebär att fåran eller vattendraget delas upp i parallella fåror för att fördela vattenflödet, vilket då strömmar över en större yta (Figur 10). Flödeshastigheten minskar och därmed även erosionsrisken. Även översvämningsrisken reduceras då områdets magasineringsförmåga för vatten ökar. Detta leder i sin tur till ett jämnare vattenflöde.



Figur 10. Bipassager. (Källa: Järvi, 1997)

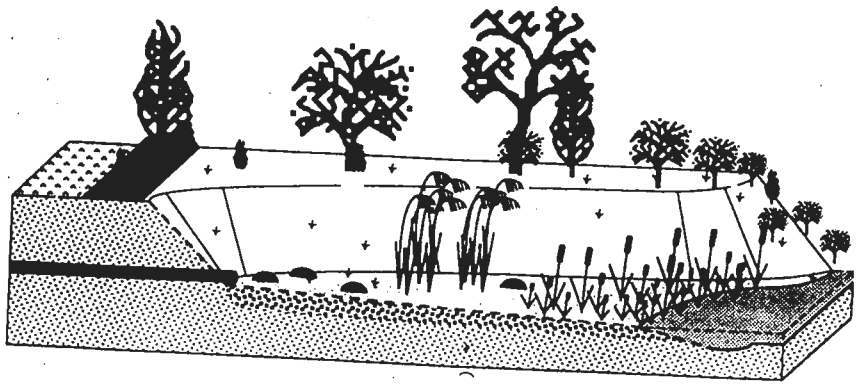
- Riffles och pools (Gordon et al., 1992) är konstgjorda upphöjningar i vattendragets botten (Figur 11), vilka vanligen byggs upp av stenmaterial. Dessa bromsar upp vattnets hastighet, vilket också minskar erosionen. Även syresättningen ökar, vilket i sin tur leder till andra positiva effekter, såsom fosforns ökande förmåga att binda till järn.



Figur 11. Riffles och pools. (Källa: Gordon et al., 1992).

- Dammar och våtmarker (Leonardson, 1995) fungerar som vattenmagasin, närsalts- och sedimentationsfällor, t ex spegeldamm.

- Hästskovåtmarker (Leonardson, 1995) kan anläggas vid kulvertar, dräneringsrör och tillflöden och dylikt. Dessa anläggs genom att man i anslutning till utloppet gräver ut ett område som sluttar ned mot vattendraget (Figur 12).



Figur 12. Hästskovåtmarker. (Källa: Leonardson, 1995).

- Kantzoner utgör en buffert mellan odlad mark och vattendrag. Lösta näringsämnen (ammonium, nitrat, fosfat etc) kan tas upp av växternas rötter, denitrifieras (endast kväve) eller bindas till markens kolloider vid infiltration och passage genom markskiktet. Ytavrinnande vatten och partiklar från åkern bromsas upp och sedimenterar i zonens undervegetation. Breda kantzoner är att eftersträva, för att få så effektiv partikel- och närsaltsbroms som möjligt. En förutsättning för kantzonens funktion är att dräneringsrör och kulvertar som leder vatten genom zonen avlägsnas. Skyddszoner har också andra positiva egenskaper (Leonardson, 1995), som t ex att de ökar antalet habitat för djur och fåglar. De ger även skugga över vattendragen, vilket bland annat gynnar fisken. Nedfallande träd och grenar bromsar vattenflödet och ökar habitatheterogeniteten vilket är till fördel för insekts- och fiskfaunan.

- Plöjning parallellt med vattendraget innanför en eventuell kantzon (Morgan, 1995) medför att avrinningen från åkern bromsas.

- Erosionskontrollerande material såsom växtmattor, geosyntetiska mattor, mull och torvmattor, har alla använts mot kanterosion i vattendrag (Knapp, 1997). Växtmattor består av färdiga fibermattor, eventuellt med försådda frön, som binder in kantmaterial. Dessa finns i ett flertal olika material, t ex cocosfibrer, cellulosafibrer, torvmattor och risbuntar.

- Minskad lutning av vattendragskanten (Morgan, 1995), om möjligt terassvis för att underlätta sedimentering, minskar hastigheten på det avrinnande vattnet ned mot vattendraget. I samma syfte som terassgrävningen kan man istället använda sig av slybuntar som sätts fast parallellt med vattendragetskanten. Under högvattenflödestoppar minskar hastigheten på vattnet i själva åfåran och därmed erosionen om man har ökat vinkeln på åkanten.

5. Diskussion

Nederbördsförhållanden har stor betydelse för tolkningen av provresultaten. Eftersom vi inte vet hur väderförhållandena såg ut under tidigare undersökningar är det svårt att veta om mätvärdena är jämförbara. Under vår undersökning var marken snötäckt vilket försvårade bedömningen av miljöförhållandena i närområdet vid provpunkterna och därmed erosionsytornas omfattning. Provtagningen som genomfördes år 1993 var inte lika omfattande som efterföljande prover tagna 1995 och 1998. Även detta försvårar vår jämförande studie.

5.1. Påverkande faktorer

För att kunna uttala sig om fosforn tillförs via ytavrinning och/eller erosion måste man vara väl införstådd med abiotiska och biotiska påverkande faktorer:

- klimat; nederbörd, temperatur
- jordart; textur, struktur
- sluttningens lutning
- vegetationstyp och täckningsgrad
- flödeshastighet i vattendraget

Problemet är alltså mycket komplext, vilket gör att en tvärvetenskapslig undersökning bör ligga till grund för ytterligare dokumentation av området, där t ex biologer, geovetare och vattenkemister deltar. Resultaten av en sådana dokumentation kan revidera vårt förslag till provtagningsprogram, samt hjälpa till att utvärdera åtgärder för fosforminskning och erosionsproblem i Valboån.

5.2. Resultatvärdering

Majoriteten av provpunkterna i Valboåns huvudfåra håller sig fortfarande inom klassificieringsgrad 4, näringsrikt tillstånd. Detta är en minskning av fosfathalterna sedan 1993. Detta kan tänkas bero på att vattendraget nu har stabiliserats sedan de senaste utgrävningarna 1987. Flera av biflödena har uppmätta värden högre än 50 µg/l vilket är Färgelanda kommuns miljömål för Valboåns avrinningsområde. Särskilt höga värden har uppmätts vid Bandenebäcken (provpunkt 15). Möjliga orsaker till detta är att bäckfåran är rätad under ett långt parti och att området har den högsta djurtätheten inom kommunen (Svenland, 1996). Det är angeläget att närmare undersöka gödselbrunnar, spridningsteknik och gödselmängder. Jämfört med 1995 har utloppet av Lillån till Valboån (provpunkt 16) kraftigt förhöjda värden av fosfor. Detta rör sig troligen om ett mätfel år 1995 då det verkar orimligt att fosforhalten skulle fluktuerat så pass mycket under mätperioden (jämför 1993).

Turbiditeten visar lägre värden än 1993 och 1995. Tänkbara orsakar kan vara variation i väderleksförhållandena (temp och nederbörd) eller minskning av erosion.

Det är mycket svårt för oss att säga vilken post (erosion/ ytavrinning) som står för den största fosfortillförseln. De lerrika jordarna och bristen på välutvecklade kantzoner indikerar dock att ytavrinningen från jordbruksmark dominerar tillförseln. På grund av att infiltrationskapaciteten är låg i leriga jordar, blir ytavrinningen stor vid kraftig nederbörd. Då jordbrukare gödslar kan överskottsfosfor transporteras med ytavrinningen ner till vattendraget. Åtgärderna bör därför i första hand inriktas på att förhindra detta t ex genom diken, kantzoner, våtmarker och hästskovåtmarker, vid utlopp och diken som mynnar ut i vattendraget.

Skulle det dock visa sig att det eroderade materialet som transporteras har en stor betydelse för totalfosfortillförseln bör erosionsåtgärder få högre prioritet än problemet med ytavrinningen. Ett möjligt problemscenario som vi kan tänka oss, är att det eroderade fosfathaltiga materialet sedimenterar i Ellenösjön (vilket är påvisbart med den ökande storleken på ön i Valboåns inlopp i sjön).
Vid syrebrist som uppstår under perioder av hög nedbrytning av organiskt material på sjöns botten, kan fosfor frigöras ur sedimentet. Eftersom fosfor är begränsande för primärproduktionen i sjön, kan frisättningen leda till en förhöjd primärproduktion. En högre primärproduktion leder i sin tur till en ökad syreförbrukning osv. De höga fosforhalterna berör naturligtvis inte endast själva Valboån, utan sprider sig i vattensystemet.

Det kan konstateras att det fortfarande föreligger höga fosforhalter i stora delar av Valboån och dess tillflöden. För att kunna vidta lämpliga åtgärder bör ytterligare undersökningar genomföras som fastställer vilken eller vilka källor som står för den största fosfortillförseln.

6. Referenser

6.1. Litteratur

Bingman, I. (ed.) 1990. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Klassificering av vattenkemi samt metaller i sediment och organismer. Naturvårdsverkets Allmänna Råd 90:4.

Bydén, S., Larsson, A-M. & Olsson, M. 1996. Mäta vatten. Undersökningar av sött och salt vatten. Andra upplagan. Institutionen för tillämpad miljövetenskap, Göteborgs universitet.

Goldman, S., Jackson, K. & Bursztynsky, T. 1986. Erosion & Sediment Control Handbook. McGraw-Hill Inc.

Gordon, N.D., McMahon, T.A. & Finlayson, B.L. 1992. Stream Hydrology. An Introduction for Ecologists. J. Wiley & Sons.

Granath, L. 1997. Bildtolkning av sjöar och vattendrag. En handledning. Naturvårdsverkets Rapport 4806.

Färgelanda kommun1995. Vattenprovtagning i Valboån 1993 och 1995. Stencil, Miljökontoret, Färgelanda.

Järvi, T. (Ed.) 1997. Fiskevård i rinnande vatten. Ekologi, miljövård, restaurering. Råd & anvisningar från Fiskeriverket. Karlstad.

KM Lab Miljökontroll 1997. Valboån och Lerdalsälven 1994-96. Färgelanda kommun.

Knapp, L.H. 1997. Use of Manufactured Materials in Shoreline Restoration Projects. Internet. www.hort.agri.umn.edu/h5015/rrr.htm.

Leonardson, L. 1995. Våtmarker som kvävefällor. Svenska och internationella erfarenheter. Naturvårdsverket.

Morgan, R.P.C. 1995. Soil, erosion and conservation. Second Edition. Longman Group.

Olsson, H. & Löfgren, S. 1990. Tillförsel av kväve och fosfor till havet. Underlagsrapport till Hav-90 Aktionsprogram mot havsföroreningar. Naturvårdsverkets Rapport 3693.

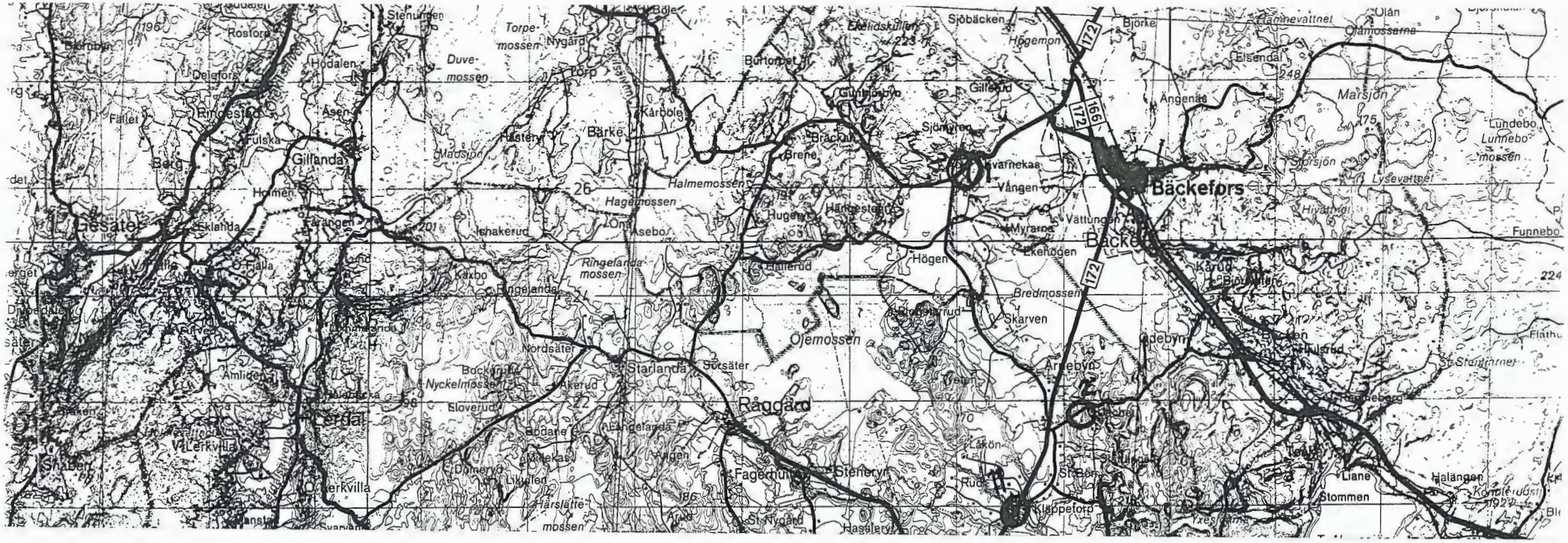
Svenland, C. 1996. Jordbruket och vattendragen i Färgelanda kommun. Förslag till skyddszoner, våtmarker och andra åtgärder. Meddelande 1996:1 Länsstyrelsen i Älvsborgs län.

Wemmer, R. En hydrologisk undersökning av Ellenösjön och Östersjön i Dalsland samt funderingar kring framtida åtgärder. Avd för tillämpad miljövetenskap vid Göteborgs universitet. ISSN 1400-9323. 1997.

Wiederholm, T. 1989. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Bakgrundsdokument 1. Näringsämnen, syre, ljus, försurning. Naturvårdsverkets Rapport 3627.

6.2. Muntliga källor

Dr. Jon Norin, Institutionen för geovetenskaper, Göteborgs universitet.


Stenungen
Torpe-
mossen
Nygård
Böle
Ekeldskullen
223
Sjöbäcken
Högemon
Björke
Olån
Olämossarna
Elsendal
248
Marsjön
175
Lundebo
Lunnebo
mossen
Sjörsjön
Lysevattnet
Hivarnekas
Bäckefors
Vångens
Myrarna
Vattungen
Ekehögen
Högen
Bredmossen
Skarven
Arnebyn
Vesen
70
Lakön
Liane
Stommen
Halången
Komperudsj.
192
Funnebo
224
Duve-
mossen
Torp
Burtorpet
Gunnarsbyn
Gillerud
Angenäs
Kårbole
Sjömyren
Bäcken
Brene
Bärke
Hästeryd
Mausjön
Halmemossen
Hagemossen
Hugeryd
Hänestenarna
Ona
Asebo
Ishakerud
Ringelanda-
mossen
Hällerud
Kaxbo
Ringelanda
Ojemossen
Nordsäter
Starlanda
Sörsäter
Nyckelmossen
Akerud
Eloverud
Bodarne
Råggård
Fagerhult
Stenebyn
St. Nygård
Hassleryd
Härslätte-
mossen
Likvillen
Dalmeryd
Amliden
Lerkvilla
Snåben
Gesäter
Gillanda
Berg
Fullska
Ringesjö
Fället
Åsen
Hodalen
Delefors
Rostorp
Bärbyn
Homen
Fräsgården
Eklanda
Fjälla
Kärrud
Björkliden
Ulsröd
Stenhammar
Rönnebergs
Tegneby
Flatholmen
Ytterby
Klappefors
Ytesjön
Bl

Innehållsförteckning

INNEHÅLLSFÖRTECKNING **1**

1 INLEDNING **1**

1.1 SYFTE OCH PROBLEMFORMULERING 3

2 MATERIAL OCH METODER **4**

2.1 BESKRIVNING AV OMRÅDET 4
2.2 BESKRIVNING AV PROVTAGNING 6
2.3 LITTERATURGENOMGÅNG 6

3 RESULTAT **7**

3.1 VÅRA EGNA RESULTAT 7
3.2 SAMMANSTÄLLNING AV TIDIGARE RESULTAT 7
3.2.1 Hur såg Östersjön ut förr? *7*

4 DISKUSSION **10**

4.1 FUNGERAR ÖSTERSJÖN IDAG SOM EN FOSFORFÄLLA ELLER EN FOSFORKÄLLA? 10
4.2 HUR LÄGGER MAN UPP EN UNDERSÖKNING SOM GER ETT KVANTITATIVT SVAR PÅ FRÅGAN? 10
4.3 HUR KOMMER EN BARRIÄR MELLAN ELLENÖSJÖN OCH ÖSTERSJÖN ATT PÅVERKA VATTENSYSTEMET? 11
4.4 VAD KAN GÖRAS FÖR ATT FÖRBÄTTRA SITUATIONEN I VATTENSYSTEMET? 12
4.4.1 Det bakomliggande problemet *12*
4.4.2 Vad görs i dagsläget? *13*
4.4.3 Skyddzonens funktion *13*
4.4.4 Skyddzonens bredd *13*
4.4.5 Egna reflektioner angående skyddzoner i området *13*
4.4.6 Övriga åtgärder *14*
4.4.7 Behovet av våtmarker *14*
4.4.8 Sjörestaurering *15*
4.4.9 Åtgärder i Östersjön *15*

5 ERKÄNNANDEN **17**

6 LITTERATURLISTA **18**

1 Inledning

I början av mars 1998 genomfördes ett antal projektarbeten inom ramen för fördjupningskursen "Vattenvård" 10 p vid Göteborgs Universitet. Samtliga projektarbeten berörde vattenvårdande åtgärder i Öreskilsälvens vattensystem. Denna rapport är en dokumentation av ett av dessa projektarbeten och behandlar frågor som främst berör sjöarna Östersjön och Ellenösjön. Dessa står genom ett sund i förbindelse med varandra och ingår i Valboåns delavrinningsområde inom Öreskilsälvens vattensystem.

Valboån uppvisar höga halter av närsalterna kväve och fosfor. Det finns flera orsaker till detta. Utsläpp från enskilda avloppsanläggningar, kommunala reningsverk och bruket i Munkedal är exempel på bidragande faktorer till den stora närsaltsbelastningen i systemet. Därtill kommer ett betydande atmosfäriskt nedfall av kväve. Det är dock den av människan brukade marken, dels skogen, men främst åkermarken, som ger det absolut största tillskottet av näringsämnen till vattendragen. Det stora läckaget av främst fosfor från jordbruksmarkerna beror på flera orsaker. När markerna ligger nakna, övergödslas eller gödslas vid fel tidpunkt, läcker näringsämnen ut i Valboån via jord och lerpartiklar som sköljs ut i ån vid t ex regnskurar. En annan orsak är de omfattande dikningar av våtmarker och vattendrag som utförts i området för att utöka jordbruksarealen. Detta har minskat naturens egen rening av vattnet genom en drastisk förkortning av vattnets uppehållstid i systemet. En tredje faktor som har stor betydelse är det faktum att Valbodalen har erosionsbenägna jordar, vilka genom den ökade vattenhastigheten släpper ifrån sig stora mängder närsalter via jord- och lerpartiklar.

Resultatet av övergödningen är tydligast i de stora sjöar som ligger i jordbruksdalarna. Till dessa hör Östersjön och Ellenösjön vilka sommartid drabbats av återkommande algblomningar. Vatten och ansamlingar(främst bestående av blågröna alger) kan vid västliga vindar eller vid kraftig tillrinning via Valboån, passera sundet in i Östersjön. De kraftiga algblomningar som uppstått vid dessa tillfällen har begränsat sjöns rekreationsvärde vad gäller bad och fiske. Det stora tillskottet av närsalter till Östersjön innebär även en ökad sedimentation. Vilket har lett till höga fosforhalter i Östersjöns sediment. På senare år har låga syrehalter registrerats i Östersjöns djupbottnar under stagnationsperioder, vilket föranlett diskussioner om Östersjöns framtida kapacitet som fortsatt fosforfälla alternativt fosforkälla med fosforläckage vid eventuellt syrefria bottnar. Valboån mynnar via Öreskilsälven i Gullmarsfjorden och står volymsmässigt för ungefär 1/3 av fjordens tillrinning. Belastningen på Valboåns vattensystem bidrar alltså även till övergödningsproblemen i Gullmarsfjorden.

Övergödningen av vattendragen är ett stort problem som pågått länge och som man relativt länge varit medveten om. Det finns därför en hel del skrivna rapporter och insamlade data att tillgå. Sedan 1975 har Färgelanda kommun utfört utsläpps- och recipientkontroll på uppdrag av Länsstyrelsen i Älvsborgs län. Syftet med dessa kontroller har allt sedan starten varit att få en inblick i hur olika föroreningskällor påverkar systemet. Den första undersökningen som berör just Valboån, Ellenösjön och Östersjön genomfördes i slutet av 80-talet och resulterade i rapporten "Ellenösjön-Östersjön,

Tillstånd och Närsaltbelastning 1985-1990" (Dahlbäck 1991). Därefter följde rapporten "Undersökningar i Valboåns avrinningsområde 1991-1993" samt "Valboån och Lerdalsälven 1994-1996" (KM Lab 1997) som utfördes av KM Laboratorierna på uppdrag av Färgelanda kommun. 1995 genomfördes ett projekt med målsättningen att komma fram till lösningar för att kunna minska jordbrukets närsaltförlust till vattendragen. Detta redovisades i skriften "Jordbruket och vattendragen i Färgelanda kommun - Förslag till skyddszoner, våtmarker och andra åtgärder" (Svenland 1996).

Övergödningen och algblomningarna är ett stort problem även med avseende på Färgelanda kommuns planer på utökad fiske- och friluftslivturism. 1997 genomfördes en undersökning av Fiskerivårdsverket, Melica miljökonsulter och Göteborgs universitet, vilket resulterade i rapporten "Åtgärdsprogram för restaurering av Ellenösjön/Östersjön" (Hamrin m fl 1998). I denna diskuteras bl a en mörtfiskreduktion som en möjlig restaureringsåtgärd i Ellenösjön. Man diskuterar även möjligheten att dämma det sund som förbinder Ellenösjön och Östersjön för att på så sätt söka skapa en klarvattensjö av Östersjön.

1.1 Syfte och problemformulering

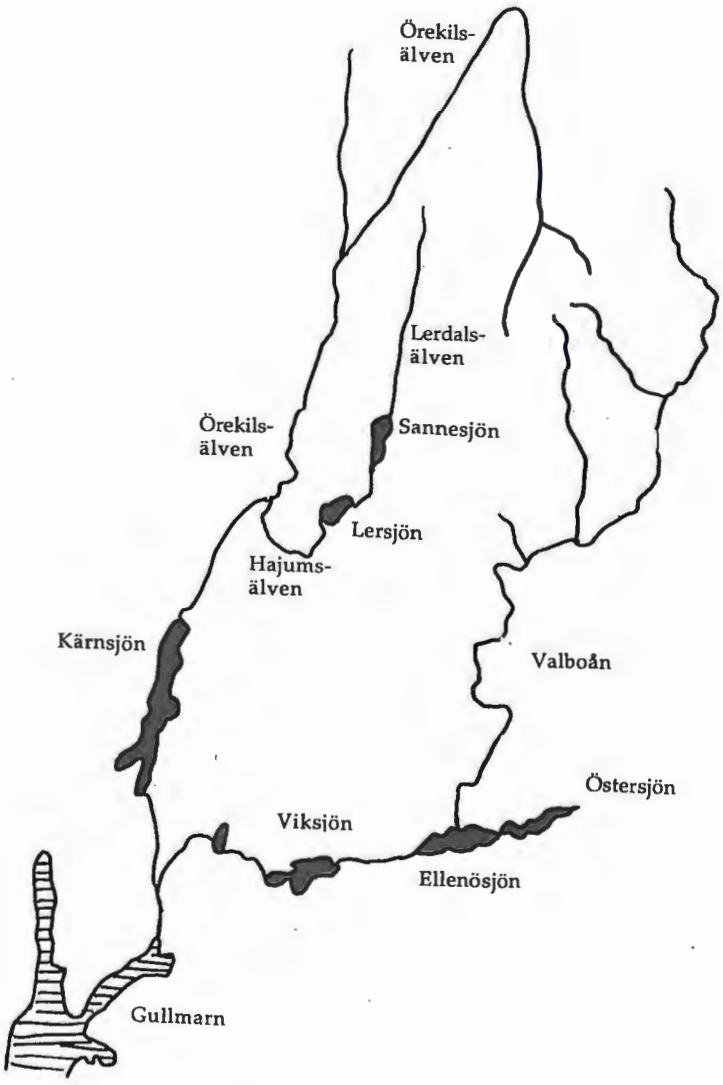
Syftet med detta projektarbete är att genom egna undersökningar samt sammanställning av redan gjorda provtagningar och rapporter, försöka återge en bild av Östersjöns tillstånd ur övergödningssynpunkt för att sedan kunna diskutera kring frågeställningarna:

Fungerar Östersjön idag som en fosforfälla eller en fosforkälla?
Hur skulle man kunna lägga upp en undersökning som ger ett kvantitativt svar på denna fråga?
Hur kommer en barriär mellan Ellenösjön och Östersjön att påverka sjöarna och resten av vattensystemet nedströms?
Vad kan göras för att förbättra situationen i vattensystemet?

2 Material och metoder

2.1 Beskrivning av området

Östersjön är en långsmal, djup, 1,6 km^2 stor skogssjö som ligger i Färgelanda kommun i södra Dalsland. Området domineras av lerhaltiga jordarter och berggrunden består av gnejs och granit. Östersjön har via ett ca 400 m långt sund förbindelse med Ellenösjön. Flödet i sundet i sundet bestäms enligt Wemmer (1997) i huvudsak av vattenståndsförändringar i Ellenösjön eftersom nivåskillnaden mellan Östersjön och Ellenösjön är minimal. Sjöarna kan därför anses som ett vattensystem.
Valboåns vatten har, i sitt nedre lopp, god buffertkapacitet och är mycket fosfor- och kväverikt samt starkt grumlat.

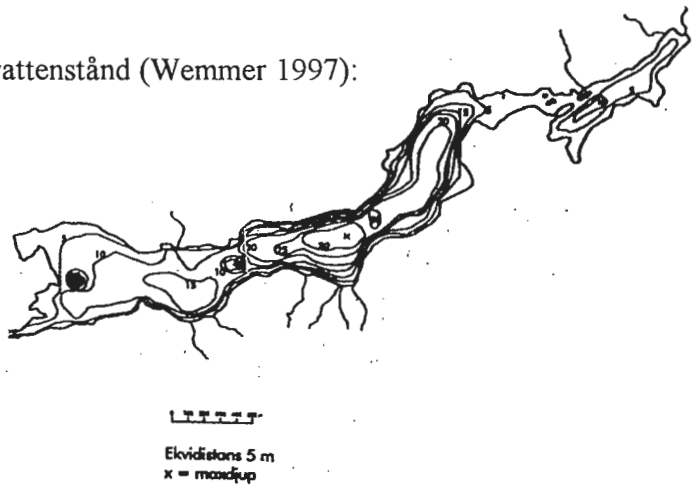


Figur 1. Örekilsälvens vattensystem (Svenland et al. 1998)

Skog och berg omger Östersjön, som får sitt vatten dels via Ellenösjön, dels från ett fåtal bäckar som är sk källflöden. Under sommarmånaderna är tillflödet till Ellenösjön större än utflödet, vilket leder till att vatten strömmar över till Östersjön. Tillflödet från Östersjöns avrinningsområde är i förhållandevis till Ellenösjöns tillflöde är så litet att det inte förmår "hålla undan" vattenflödet från Ellenösjön. Vattentransporten sammanfaller ibland med algblomningar som driver in i Östersjön. Badplatsen, som ligger i närheten av sundet, bli då mindre attraktiv. Den dominerande vindriktningen i området är västlig respektive sydvästlig (enligt vinddata från vindstationen på Ellenöbron, vinterhalvåret 1996). Vid dessa förhållanden sker vattentranport från Ellenösjön till Östersjön.
Östersjöns vatten är i förhållande till Ellenösjön klarare, men något humusfärgat. Östersjön har ett måttligt näringsrikt till näringsrikt vatten vad gäller fosforn samt måttliga till höga kvävehalter. Ellenösjön har ett mycket näringsrikt tillstånd vad gäller fosforhalter samt höga kvävehalter (Dahlbäck 1991). Östersjöns sediment håller förhållandevis höga metallhalter vilket troligen beror på höga metallhalter i berggrunden i sjöns omgivning. Östersjösedimentets innehåll av närsalter är högt, sannolikt beroende på näringstillförsel från Valboån via Ellenösjön.

Korta fakta om Östersjön vid normalvattenstånd (Wemmer 1997):

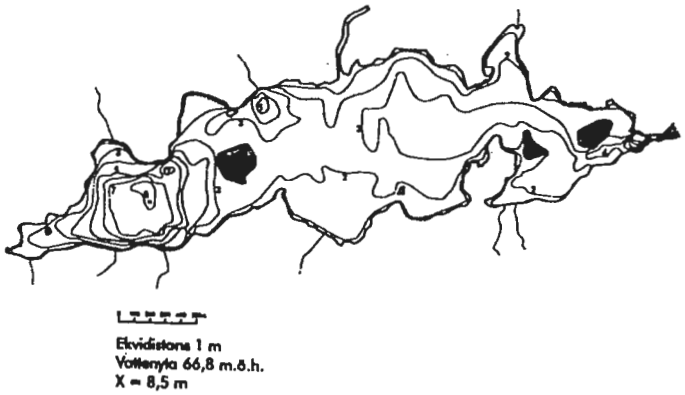
Nivå, m.ö.h.: 66,8
Volym: 15 000 000 m3
Yta: 1 590 000 m2
Medeldjup: 9,43 m
Avrinningsområdets yta: 27 km2
Omsättningningstid: 14,3 månader



Figur 2. Östersjön (Wemmer 1997)

Korta fakta om Ellenösjön vid normalvattenstånd:

Nivå, m.ö.h.: 66,8
Volym: 8 647 500 m3
Yta: 2 927 273 m2
Medeldjup: 2,95 m
Avrinningsområdets yta: 457 km2
Omsättningstid: 13,08 dagar



Figur 3. Ellenösjön (Wemmer 1997)

2.2 Beskrivning av provtagning

Den 3:e och 4:e mars 1998, genomförde vi provtagningar i Östersjön. Sjön hade fram till natten innan provtagningen varit isfri i ca två veckor. Under första provtagningsdagen var större delen av Östersjön isbetäckt och en måttlig till stark östlig vind rådde. Under andra provtagningsdagen var sjön i stort sett isfri och den rådande vindriktningen svagt västlig. För att om möjligt kunna urskönja påverkan från Ellenösjön valdes åtta provpunkter ut med ökat avstånd från sundet (bilaga 1). Vid samtliga punkter uppmättes syre- och temperaturprofiler med en syre-temperaturmätare av modell YSI 57. I Östersjöns djuphåla (provpunkt 5) samt vid ett djupare parti närmre sundet (provpunkt 3) togs även fosforprover m h a en Ruttner vattenhämtare. För att försäkra oss om att fosforproverna togs precis ovanför bottensedimentet använde vi oss av ett lod. Uppmärkta flaskor med vattenprover från olika djup förvarades i en kylväska med kylklampar, tills vi nådde institutionen och frös in dem. Vattenproverna skickades därefter till länstyrelsen i Göteborg för totalfosforanalys.

2.3 Litteraturgenomgång

För att kunna följa sjöns utveckling fram till idag har vi sammanställt tidigare års undersökningar, rapporter samt provtagningar och jämfört dessa med våra provresultat.

3 Resultat

Kapitlet är uppdelat i två avsnitt. Det första presenterar resultaten från den undersökning vi själva genomförde 3-4 mars 1998. I den andra delen redogör vi för den sammanställning vi gjort av tidigare års studier av Valboån, Ellenösjön och Östersjön.

3.1 Våra egna resultat

Fullständiga primärdata redovisas i bilaga 2. De syrehalter vi uppmätte i Östersjöns djupaste delar vid provpunkt 5 och 6 låg på 11,8 (30 m) respektive 8,2 (34 m) mg O_2/l, vilket indikerar relativt goda syreförhållanden även vid djupbottnarna. De uppmätta fosforhalterna var relativt låga och varierade mellan 11-16 µg/l vilket inte pekar på något fosforläckage i aktuellt dagsläge. Den första provtagningsdagen 3:e mars, låg ca 2 cm is på Östersjön vilket förorsakades av en tillfällig köldknäpp. Bara någon dag tidigare hade dock Östersjön och Ellenösjön legat isfria och hade så gjort i ungefär två veckor, vilket innebär att systemet utsatts för cirkulation och därmed syresättning tidigare på året än normalt. De värden vi fått är därför i och för sig positiva, men inte representativa för en normal dalsländsk vinter.

3.2 Sammanställning av tidigare resultat

Nedan presenteras den genomgång vi gjort av tidigare undersökningar på området. Sammanställningen bygger på de resultat som angetts i den litteratur vi läst.

3.2.1 Hur såg Östersjön ut förr?

I juni 1904 gjorde E. Holmgren en undersökning i Östersjön. Holmgren fann att siktdjupet var 2.25 m och att vattnet var brunt och grumligt. Växtligheten bestod av växter med en bred ekologisk tolerans. Bottenvegetation förekom men var i allmänhet sparsam; vass, gädd- och ålnate, notblomster, näckrosor och trådalger förekom i sjön. Zooplanktonsamhället dominerades av cladocerer, både stora och små. Fisksamhället bestod av: gädda, abborre, gärs, mört, id, benlöja, braxen, björkna och lake. Att notera här är att gös inte registrerades. Sundet mellan Ellenösjön och Östersjön kallades i Holmgrens rapport för en "kort å"(Holmgren 1916).

3.2.2 Hur har Östersjön sett ut de senaste åren?

Den sammanställning vi gjort över syrehalter samt totalfosforhalter i Östersjön mellan 900409-971020 (bilaga 3), visar att de lägsta syrehalter som uppmätts har sammanfallit med sommarmånaderna och därmed algblomningarna. I oktober -92 registrerades 0,3 mg O_2/l (26-26,5 m). I slutet av augusti -94 uppmättes 0,5 mg O_2/l, i augusti och september -96 låg syrehalterna på 0,3 respektive 0,1 mg O_2/l (27 m). Vidare uppmättes låga syrehalter vid botten (26-26,5 m) under juli-oktober 1997. De totalfosforhalter som registrerades tillsammans med syrehalterna, indikerar dock ej fosforläckage vid de aktuella tidpunkterna. Dessa halter ligger mellan 13-29 µg/l och är inte alarmerande höga. Eftersom mätningen registrerar totalfosfor, räknas även de sedimenterande växtplanktonen in vilket skulle kunna förklara de något högre värdena jämfört med de månader då någon stor

primärproduktion inte sker. I de undersökningar vi läst har inte heller någon kommentar om svavelvätelukt från bottensedimentproverna angivits. De allt mer frekventa provtagningarna talar alltså för att Östersjöns bottnar hittills inte varit helt syrefria.

I tabell 1 redovisas en sammanställning av tillförsel respektive frånförsel av fosfor för Ellenösjön/Östersjön. Mätningarna sträcker sig från 1988-1996, med uppehåll för åren 1991-1993 för vilka vi ej funnit några värden. Sammanställningen ger dock ingen tydlig indikation på åt vilket håll trenden går. De tidigaste åren karaktäriseras dessutom av glesa provtagningsprogram. Vi anser dock att det är värt att poängtera att den höga andel totalfosfor som forslats ut från sjöarna jämfört med införseln 1994-1996, inträffat under år med relativt små vattenmängder i Valboån. Trots att detta innebär lägre belastning på systemet med avseende på bl a fosfor, har alltså Ellenösjön och Östersjön svårt att hålla kvar näringen i systemet. Det medelvärde som togs fram 1995 visar t o m att sjöarna släppte ifrån sig mer totalfosfor än vad som tillfördes (155%!!). Vad denna höga procentsats beror på vet vi inte. Enligt vår sammanställning var bottenförhållandena 1995 inte sämre än något annat år.

Årtal	Tillförsel, ton tot.fosfor/år	Frånförsel, ton tot.fosfor/år	Kvarhållning i systemet, %
1988	13,7	10,6	77,4
1989	25	13,7	54,8
1990	25,2	17,8	70,6
1994	20,7	17,5	84,5
1995	7,1	11	155
1996	9,4	8,5	90,4

Tabell 1. Sammanställning av totalfosforflödet via Valboån till respektive från Ellenösjön/ Östersjön (Dahlbäck 1991 och KM Lab. 1997).

KM-Laboratorierna gjorde 1990 en bottenfaunaundersökning i Östersjön. I grundområdena påträffades försurningskänsliga dagsländor (*Caenis horaria* och *C. luctuosa*). Undersökningen påvisade även syrekrävande fjädermyggor samt en artsammansättning som indikerar goda bottenförhållanden ner till 22 m djup. I djuphålan var diversiteten låg och bottenfaunan dominerades av glattmasken *Tubifex tubifex.* Slutsatserna blir att Östersjön 1990 var måttligt näringsrik (mesotrof) och hade ett bra pH-värde. Miljöförhållanderna var generellt ganska bra och syrehalterna var relativt höga. Djuphålan utgjorde dock ett undantag med dåliga miljöförhållanden.

Under sommaren karakteriseras eutrofa - hypereutrofa sjöar av stora mängder blågröna alger. Oligotrofa sjöar domineras istället av guldalger och/eller kiselalger. Planktonundersökningar genomfördes 1990, 1992, 1995 och 1996 av Gertrud Cronberg. Växtplanktonsamhället har under hela perioden dominerats av blågröna alger (förutom 1996 då provtagningen skedde efter algblomningen). Viss utveckling från eutrofa arter till hypereutrofa arter har kunnat skönjas under perioden. Jan-Erik Svensson genomförde en planktonundersökning i mitten av augusti 1997, vilken visade att blågröna alger utgjorde 88,5% av den totala växtplanktonbiomassan (Hamrin 1998).

Gertrud Cronberg undersökte vid samma tillfällen som växtplanktonundersökningarna även zooplankton. Under de tre första undersökningsåren dominerades zooplanktonsamhället av rotatorier (t ex *Keratella cochlearis*). Zooplanktonsamhället var art- och individfattigt. 1996 skedde vattenblomningen tidigt på sommaren och var till största delen över innan provtagningen i augusti. Zooplanktonsamhället dominerades då av *Daphnia cristata* och cyclopoida copepoder.

Vid provfiske i Östersjön 1991, fann man att sjön var fiskrik. Sjöns nedre del var fiskrikare än sjöns övre del. Näten som sattes i den övre delen fångade endast 67% viktmässigt jämfört med näten i den nedre delen. Östersjöns nedre del står i kontakt med Ellenösjön genom sundet. Vid en jämförande studie med provfisket 1983 kan man dra slutsatsen att gös och mört är på frammarsch på bekostnad av abborren. Abborrens medelvikt hade dock ökat. Antalet gös och mört har totalt sett ökat i sjön.

4 Diskussion

De frågeställningar vi presenterade i vår problemformulering är ej fristående utan vävs in i varandra. Vi har dock försökt att behandla frågorna var för sig.

4.1 Fungerar Östersjön idag som en fosforfälla eller en fosforkälla?

För att kunna svara på denna fråga måste man ha kunskaper om syreförhållandena i sjön eftersom läckage av fosfor från bottnarna förväntas ske först vid total syrebrist. Våra egna provtagningar visar inte någon tendens åt detta håll. Inte heller totalfosforhalterna pekar på något påtagligt fosforläckage.

På frågan om Östersjön idag är en fosforkälla är vi, beredda att svara nej. Vad vi däremot befarar är att Östersjön kan komma att fungera som en fosforkälla imorgon! Man ska ha i åtanke att de senaste årens klimat varit sådant att mindre närsalter än normalt nått systemet p g a mindre kraftiga vattenflöden än de genomsnittliga. Det milda vädret har även inneburit relativt korta isläggningar av sjöarna. Östersjön står antagligen på gränsen till vad den klarar av som recipient. Det som främst talar för detta är de mycket låga syrehalter som uppmätts i bottensedimenten under ett flertal år i samband med sommarstagnationerna. 1997 var dessutom syrehalterna genomgående låga från juli-oktober. Vi befarar därför att Östersjön så småningom riskerar att förvandlas till en fosforkälla vid fortsatt hög näringsbelastning.

4.2 Hur lägger man upp en undersökning som ger ett kvantitativt svar på frågan?

För att kunna bedöma Östersjöns betydelse för fosforns flöde, skulle det vara av stor vikt att kunna presentera faktiska siffror av fastläggning respektive läckage i sedimentet. På grund av Östersjöns speciella förhållande med avseende på vattenflöde kan denna till synes enkla beräkning visa sig bli både komplicerad och osäker. Genom att göra mätningar av fosforinnehållet i Valboåns inflöde respektive utflöde i Ellenösjön kan man få fram hur mycket fosfor som fastläggs i Ellenösjön och Östersjön tillsammans. På grund av diskussionen att bygga en barriär mellan de båda sjöarna är det av stor vikt att fastställa hur stor mängd av fosforn som fastläggs i Östersjöns sediment. Vid byggandet av en barriär försvinner Östersjöns fosforreducerande effekt på vattensystemet. För att kunna göra en kvantitativ bedömning av hur mycket fosfor som fastläggs föreslår vi två olika tillvägagångsätt:

- Mätning av fosforhalt i sundets ytvatten både vid förhållanden när vatten tillförs och när vatten bortförs ur Östersjön. Beräkningar med hjälp av väderdata från SMHI kan sedan göras för att få fram hur mycket vatten som tillförs Östersjön från Ellenösjön. Utifrån dessa uppgifter kan man beräkna hur mycket fosfor som stannar kvar i systemet.

- En annan möjlighet, som dock verkar något besvärligare, är fosforanalys av sedimentet. Därefter beräknas hur mycket sediment som avsätts per år. Med dessa värden kan man göra en uppskattning av hur mycket fosfor som fastläggs.

Ovanstående förslag syftar endast till att beräkna fastläggningen i sedimentet. Under sommarstagnationen kan situationer med syrebrist uppstå och risken finns då för fosforläckage. Eftersom vi ej vet om fosforläckage förekommer rekommenderar vi en paleolimnologisk undersökning. Analys av sedimentkärnor kan ge besked om hur Östersjön har utvecklats under ett längre tidsperspektiv. Ur sedimenten kan man få uppgifter om tidigare syreförhållanden och planktonsammansättningar. Dessa data kan ge värdefull information om t ex perioder med syrebrist är ett återkommande fenomen eller om det är ett nytt problem på grund av antropogen verksamhet.

4.3 Hur kommer en barriär mellan Ellenösjön och Östersjön att påverka vattensystemet?

Nedan ger vi en kortfattad beskrivning av olika tänkbara resultat av ett barriärbygge.

Vattenflödet i sundet finns redovisat veckovis (Wemmer 1997). Vid sammanställning av flödena ser man att 1994 och 1995 när det var en kraftig algblomning i Östersjön, var algblomningen korrelerad med ett nettoinflöde av närsaltbelastad och algrikt vatten från Ellenösjön. Algblomningen bestod av blågröna alger vars toxin kan ge människor diarrè och hudirritation. Algblomningen utgör därför ett hinder gentemot kommunens satsning på bad- och fisketurism. Färgelanda kommun planerar därför att utreda om man med en barriär i sundet kan förvandla Östersjön till en klarvattenssjö Kommunen hoppas att genom barriären hindra närsaltbelastat vatten och alger att strömma in via sundet.

Barriären skulle hindra fisken att vandra mellan sjöarna. Idag vandrar fisken från Ellenösjön in i Östersjön under kalla isbelagda vintrar. Om man stänger av sundet finns risken att fisken drabbas av syrebrist vintertid. Valboån utgör också en refugie. Det är enligt våra bedömningar inte troligt att de ca. 500 m uppströms, skulle kunna hysa en hel sjös fiskbestånd under kalla vintrar. Det skulle därför ta lång tid för fiskbeståndet i Ellenösjön att återhämta sig. Fisketurism som är en del av kommunens satsning skulle därför under den långa återhämtningsperioden inte vara bärande.

En barriär mellan sjöarna skulle troligtvis skapa en oligotrof Östersjö, men om vattnet skulle bli klart är osäkert. Östersjön bevattnas nämligen av en rad små bäckar som rinner igenom ett idag försurningsdrabbat skogsparti. Vattnet från bäckarna innehåller humusämnen som färgar vattnet.
Om sundet stängs av föreligger det en risk för att Östersjöns vatten försuras. Inströmningen från Ellenösjön innehåller, bortsett från alger och närsalter, vissa buffrande ämnen som höjer alkaliniteten i Östersjön och därmed hindrar försurning i nuläget. Det finns därför en risk att Östersjön på sikt kan bli en i raden av västsvenska sjöar som drabbas av försurning. Eventuella kalkningen i tillrinningsområdet för att hindra pH-sänkning måste därför räknas med i kostnaderna för skapandet av en badsjö.

Om Östersjön skulle bli försurad p.g.a. att man stryper tillflödet, kommer med all sannolikhet metaller att lösa sig i vattnet (Ek 1998). Metaller har en rad skadliga effekter på fiskar (Grosen 1997). Fiskens reproduktion kan bl.a. slås ut. Det leder under en tid till dominans av storvuxna fiskar. Fiskarna kan dock vara otjänliga som människoföda till följd av en anrikning av metaller i fiskens vävnader. Fisketurismen kommer även i detta fallet att bli lidande.

Till följd av försurningen breder påväxtalger ut sig och *Sphagnum spp.* breder ut sig på botten. Försurningen kan således göra Östersjön till den klarvattenssjö som eftersträvades för badturister. Man kan dock fråga sig vem som vill bada i en sådan sjö?

Östersjön fungerar idag som en fosforfälla i vattensystemet (KM-Lab 1996). Om man stänger av inflödet från Ellenösjön, finns risken för att Ellenösjön får en ökad närsaltbelastning. Närsalterna kommer antingen att sedimentera i Ellenösjön, till följd av ändrade vattenströmmar eller transporteras ner i det redan hårt ansatta systemet. Åtgärder som man måste göra längre ner i systemet, måste därför även räknas med i budgeten för de tilltänkta ingreppens lönsamhet.

Genom att stänga av vattnets möjlighet att passera sundet får man antagligen en höjning av sjöytan. Om det finns en risk för översvämning eller/och en ökad erosion vet vi inte i nuläget.

Arbetslösheten är stor i komunen. Planerade åtgärder tar därför hänsyn till den sysselsättningsmöjlighet som föreligger med åtgärderna. Det är bra att skapa nya jobb men det är frågan om man inte kastar "pengarna i sjön" med de planerade åtgärderna. Om man skall genomföra åtgärder i ett vattensystem bör dessa vara långsiktiga. Det skulle visserligen kosta mer pengar, men även skapa fler jobb. Man skulle dessutom slippa att göra om åtgärderna vilket leder till en långsiktig ekonomiskt/biologiskt hållbar och försvarbar planering.

4.4 Vad kan göras för att förbättra situationen i vattensystemet?

4.4.1 Det bakomliggande problemet

Eftersom näringstillförseln sker genom Valboån är det där åtgärder bör sättas in. Belastningen av kväve och fosfor är troligen främst orsakad av markerosion på jordbruksmark. Området domineras av lätteroderade jordarter som lera, mo och mjäla. Den negativa påverkan från markerosionen beror enligt KM Lab (1997) på en samverkan av följande faktorer:

- åkerkanterna når ofta ända fram till vattendragen
- naturliga skyddszoner av lövträd och buskar, som kan motverka erosion, saknas på många platser längs vattendragen

- rätningar och kulverteringar av vattendrag samt utdikningar av våtmarker har till stor del satt vattendragens egen reningsförmåga ur spel och ökar dessutom erosionen på vattendragens bottnar
- åkerdränering, som via dräneringsrör leder markvatten direkt ut i vattendrag ökar påverkan.

Eftersom åkermark utgör en betydande del av avrinningsområdet är vattnet grumlat av "jord", dvs av organiska och minerogena artiklar. Då fosfor till stor del är partikelbunden höjs fosforhalterna i takt med grumligheten.

4.4.2 Vad görs i dagsläget?

Under de senaste tre åren har Projekt Våtmarker och skyddszoner inventerat jordbrukslandskap och vattendrag i Färgelanda, Munkedal samt Dals-Ed kommuner. De har lagt fram förslag till våtmarker och skyddszoner inom Gullmarns vrinningsområde. Förslaget omfattar totalt ca 80 mil långa skyddszoner som har en genomsnittlig bredd på ca 4,1 meter och omfattar 328 ha (= ca 1,5 % av åkerarealen inom hela avrinningsområdet). Ansvariga i projetet har börjat att planera våtmarksanläggningar tillsammans med markägare och lämnat förslag på skyddzonernas bredd.

4.4.3 Skyddzonens funktion

Skyddszonen ska vara en obrukad markremsa som inte jordbearbetas eller gödslas. Den fredade zonen minskar yterosion från jordbruksmark och bromsar upp jord och närsalter som rinner med ytvatten till vattendraget. Skyddzonen bör vara besådd med vallgräs. Näringen binds in i växtbiomassa och om denna skördas transporteras växtnäring bort från zonen. Det är dock positivt om en busk- eller trädridå utvecklas utmed vattnet. Därmed ökar den biologiska mångfalden i området. Skyddzonen minskar risken för att gödsel och bekämpningsmedel ska hamna direkt i vatten. Traktor- och maskinkörning minskar utmed åkerkanten och risken för sättningar reduceras.

4.4.4 Skyddzonens bredd

Markens lutning mot vattendraget, sluttningslängden på skiftet samt skiftets form (t ex svackor) är faktorer som styr behovet av skyddszonsbredd. Skyddzoner är normalt mellan 5 och 15 meter breda. För att tillräckligt förbättra för fiskebestånd bör medelbredden vara minst 15 meter (Järvi 1997). Om skyddzonen görs smalare ger kvarvarande träd ej tillräcklig skugga och tillräcklig mängd nedfall på längre sikt. Dessutom blir zonens filtrerande effekt mycket begränsad. Markägare kan få ekonomiskt stöd från EU:s jordbruksmiljöstöd till anläggandet av skyddszon. Kravet är bl a att skyddzonens bredd är minst 6 meter. Om inte EU-stödet kan utnyttjas kommer projektet troligtvis att erbjuda ett skyddzonstöd utan nedre gräns.

4.4.5 Egna reflektioner angående skyddzoner i området

Projekt Våtmarker och skyddszoner skriver i februari 1998 till jordbrukare i Munkedals kommun att "vi vill att det anläggs så mycket skyddzoner som möjligt och så breda som möjligt". På denna punkt håller vi fullständigt med. Det är därför olyckligt att man i samma utskick skriver "vi vill i största allmänhet att du drar undan jordbrukandet 1-2

meter från vattendragens kanter". Detta ger fel signaler till markägare. Det borde vara självklart att jordbrukaren avsätter 1-2 meter av åkerkanten, inte minst för sin egen skull. I Tångelanda, där man gjort utgrävningar av Valboån, har rasbenägenheten ökat vilket resulterar i minskad åkerareal. För att stabilisera vattendragens strandkanter bör man få till stånd en träd- och buskvegetation. Det har gjorts försök med skyddszoner i våra nordiska grannländer där goda resultat uppnåtts. Trots detta skriver man till jordbrukarna att "idén med skyddszonen är *ny och främmande*, men vi *tror* det är värt att prova den i stor skala för att på ett rimligt och inte *alltför störande* sätt kunna minska jordtransporten till och i vattendragen". Vi förstår att man måste gå försiktigt fram vad gäller anspråk på jordbrukarnas mark, men vi efterlyser dock krafttag. Boven i dramat är till större delen jordbruket och det är här åtgärder måste sättas in. Det är förargligt om den av projektet genomförda inventeringen endast leder till skapandet av 1-2 meter breda zoner. För att så breda skyddszoner som möjligt skall skapas, bör projektet vara försiktig med att ge bidrag till bildandet av smala skyddszoner. Vi föreslår även att man undersöker möjligheten att tvångsinlösa mark för att skydda vattendragen.

4.4.6 Övriga åtgärder

Munkedals bruk måste minska sina utsläpp, reningsverken måste förbättra sina anläggningar vad gäller kvävereningen, de enskilda avloppsanläggningarna måste förbättras, hushållens och företagens kemikalieanvändning måste fortsatt miljöanpassas. Alla enskilda avlopp vid privatbostäder på landsbygden har inventerats. Ägare till bristfälliga anläggningar har fått råd enligt miljöskyddslagen att åtgärda dessa.
Det är viktigt att lagring och hantering av stallgödsel sker miljöanpassat och på ett sådant sätt att den kommer växande gröda till godo. Detta är inte alltid fallet idag. Många gårdar har dock förbättrat sina gödselanläggningar och detta arbete bör fortskrida. Betesdriften är ibland mycket intensiv utmed vattendragen och orsakar stora jordförluster vid regn och ytavrinning. Djurtätheten utmed vattendragen bör därför begränsas, vilket även reulterar i mindre stallgödselproduktion. Beroende på att markzonerna längs vattendragen sannolikt är mättade på kväve och fosfor finns en tröghet i systemet. Det kommer därför att dröja innan vi ser resultat av åtgärder som riktats mot markanvändningen inom jordbruket.

4.4.7 Behovet av våtmarker

Avvattning av mark och vattendrag har lett till att markvattnet transporteras snabbt ut i vattendragen och vidare ned genom vattensystemet. Kvarhållning av jord och närsalter sker först påtagligt när vattnet bromsas upp. Då sker en sedimentation av näringsrika partiklar, näringsupptag av växter samt denitrifikation. För att våtmarkerna ska bli effektiva bör de, enligt Projekt Våtmarker och skyddszoner, placeras i medelstora och mindre jordbruksbäckar och nära utsläppen där belastningen är som störst.
För att minska närsaltstransporten till Ellenösjön-Östersjön kan man anlägga en fångstdamm uppströms Ellenösjön i Valboån. Då en våtmark procentuellt sett ofta renar kväve mer än fosfor kommer sannolikt vattnets N/P-kvot att minska. Detta gynnar blågröna alger som har förmågan att fixera luftkväve. För att minska risken för blågrönalgblomningar är det nödvändigt att reducera fosfortillförseln mer än kvävetillförseln. Åtgärder i området bör därför i första hand inriktas på skapandet av

skyddszoner. Förutsatt att markägarna är villiga att avsätta mark för detta ändamål är detta troligen den mest långsiktigt billiga och snabbaste lösningen.

4.4.8 Sjörestaurering

Innan egentliga restaureringsåtgärder sätts in måste sjön avlastas från näringsutsläpp. Om den externa belastningen är fortsatt hög, kommer restaureringsresultatet att bli dåligt (Pettersson och Wallsten 1990).
Under sommaren 1998, har man planerat att genomföra ett reduktionsfiske i Ellenösjön. För att inte fisken ska fly över till Östersjön kommer ett nät att placeras i sundet mellan sjöarna. Avsikten är att reducera mängden växtplankton och öka siktdjupet genom borttagande av planktonätande fisk. Detta gynnar djurplanktonförekomsten och därmed ökar betningen av växtplankton. Samtidigt reduceras mängden fisk som rör om i sedimenten och näringsläckaget minskar. För att gynna rovfiskens utveckling bör allt fiske på gös, abborre och gädda upphöra fr o m utfiskningen tills dess att siktdjupet nått det önskade värdet. Ingrepp i fiskbestånden är inte ett alternativ till begränsning av den externa belastningen, men kan utgöra ett bra
komplement.

4.4.9 Åtgärder i Östersjön

Tidigare nämnda åtgärder kommer att gynna Östersjön och det är därför sannolikt att restaurering av Östersjön inte är nödvändig. Om verkan av föreslagna åtgärder fördröjs och om syrehalterna i bottenvattnet är mycket låga under längre perioder, bör man undersöka metoder att hindra syrebrist och påföljande fosforläckage.
De flesta sjörestaureringar har genomförts i grunda sjöar, varför det kan vara svårt att tillämpa dessa erfarenheter på Östersjön. De restaureringsåtgärder som vi anser bör undersökas ytterligare är följande:

Hypolimnionluftning. Metoden innebär tillförsel av syrgas i hypolimnion för att förhindra uppkomsten av syrebrist i bottenvattnet. I de sjöar där metoden provats har effekten varit temporär, varför insatsen bör återupprepas under stagnationsperioder. Detta ställer stora krav på tillsyn och underhåll, men skulle under en övergångsperiod vara berättigad.

Riploxmetoden innebär att de översta 15-20 cm av sedimentet oxideras mha nitrat. Järnklorid, $FeCl_3$, förs ned i sedimentet för att förbättra sedimentets fosforbindande förmåga. Kalk, $Ca(OH)_2$, tillsätts för att stabilisera pH på en optimal nivå för denitrifikation. Genom att upprätthålla en oxiderad sedimentyta med högt järninnehåll skapas en effektiv barriär mot fosfatutflöde från sedimentet. Metoden är endast litet prövad och ytterligare förstudier måste göras med olika typer av sediment.

Aluminiumfällning. Aluminium kan tillsättas i en sjö dels för att fälla ut fosfor i vattenfasen dels för att förhindra frigörelse av fosfat från sedimenten. Fosfor adsorberas till aluminiumhydroxidfällningen. Aluminium är en potentiellt giftig substans som vid pH över 8,5 bildar $Al(OH)_4$, vilket fälls ut på fiskarnas gälar med kvävning som följd. Vid lågt pH frigörs aluminiumjoner (Al^{3+}) och man vet litet om aluminiums bioackumulering. Man bör därför inte använda sig av metoden i sjöar med låg alkanitet. Östersjön är en relativt

välbuffrad sjö, ca 0,26 mekv/l (KM Lab 1997), och doseringen kan mha alkaniteten beräknas så att inte några gifteffekter uppstår. Metoden har varit framgångsrik i USA och varaktighet i upp till tolv år finns dokumenterad (Pettersson och Wallsten 1997). Detta är därför en förhållandevis billig och varaktig metod som bör undersökas ytterligare.

5 Erkännanden

Tack till Jan-Erik Svensson, avdelningen för ekologisk zoologi vid Göteborgs universitet samt verksam på Melica miljökonsulter i Göteborg, för stöd och tillhandahållande av material.

Tack även till Curt Svenland, projektledare för projekt Våtmarker och skyddszoner inom Gullmarns avrinningsområde, som på ett trevligt och lärorikt sätt guidat oss genom Örekilsälvens vattensystem.

6 Litteraturlista

Cronberg, G. 1990. Planktonundersökning av Ellenösjön och Östersjön juli-augusti 1990. Bilaga i: Dahlbäck, J. 1991. Ellenösjön - Östersjön. Tillstånd och närsaltsbelastning 1985 - 1990. Länsstyrelsen i Älvsborgs län, Rapport 1991:5.

Cronberg, G. 1993. Planktonundersökning av Ellenösjön och Östersjön augusti 1992. Bilaga i: Dahlbäck, J. 1994. Undersökningar i Valboåns avrinningsområde 1991 - 1993. KM Lab och Färgelanda kommun.

Cronberg, G. 1995. Växt- och djurplankton i Ellenösjön och Östersjön, augusti 1995. Bilaga i: KM Lab 1997. Valboån och Lerdalsälven 1994-96. Färgelanda kommun. Rapport.

Cronberg, G. 1997. Växt- och djurplankton i Ellenösjön och Östersjön, augusti 1996. Bilaga i: KM Lab 1997. Valboån och Lerdalsälven 1994-96. Färgelanda kommun. Rapport.

Dahlbäck, J. 1991. Ellenösjön - Östersjön. Tillstånd och närsaltsbelastning 1985 - 1990. Länsstyrelsen i Älvsborgs län, Rapport 1991:5

Dahlbäck, J.1994. Undersökningar i Valboåns avrinningsområde 1991 - 1993. KM Lab och Färgelanda kommun.

Ek, H. 1998. Försurning - ett projektarbete om hur försurningen påverkar livsbetingelserna för växter och djur i en sjö. Opublicerad rapport.

Grosen, J. 1998. Den tysta krisen. Opublicerad rapport.

Hamrin, S.F., Soler, T., Bergström, S., Svensson, J-E., Wemmer, R. och Westberg, E. 1998. Åtgärdsprogram för restauering av Ellenösjön/Östersjön. Rapport från fiskeriverkets sötvattenlaboratorium.

Holmgren, E. 1916. E. Holmgrens undersökning af fiskevatten å Dalsland - omfattande 638 sjöar och vattendrag. C.W. Carlssons. EFTR: S boktryckeri

Järvi, T. (edit.) 1997, Fiskevård i rinnande vatten, Råd och anvisningar från Fiskeriverket, Göteborg.

KM Lab 1990. Bottenfaunaundersökning i Ellenösjön och Östersjön 1990. Bilaga i: Dahlbäck, J. 1991. Ellenösjön - Östersjön. Tillstånd och närsaltsbelastning 1985 - 1990. Länsstyrelsen i Älvsborgs län, Rapport 1991:5.

KM Lab 1997. Valboån och Lerdalsälven 1994-96. Färgelanda kommun.

Nilsson, M-H. 1998. Bottenfauna. Opublicerad rapport.

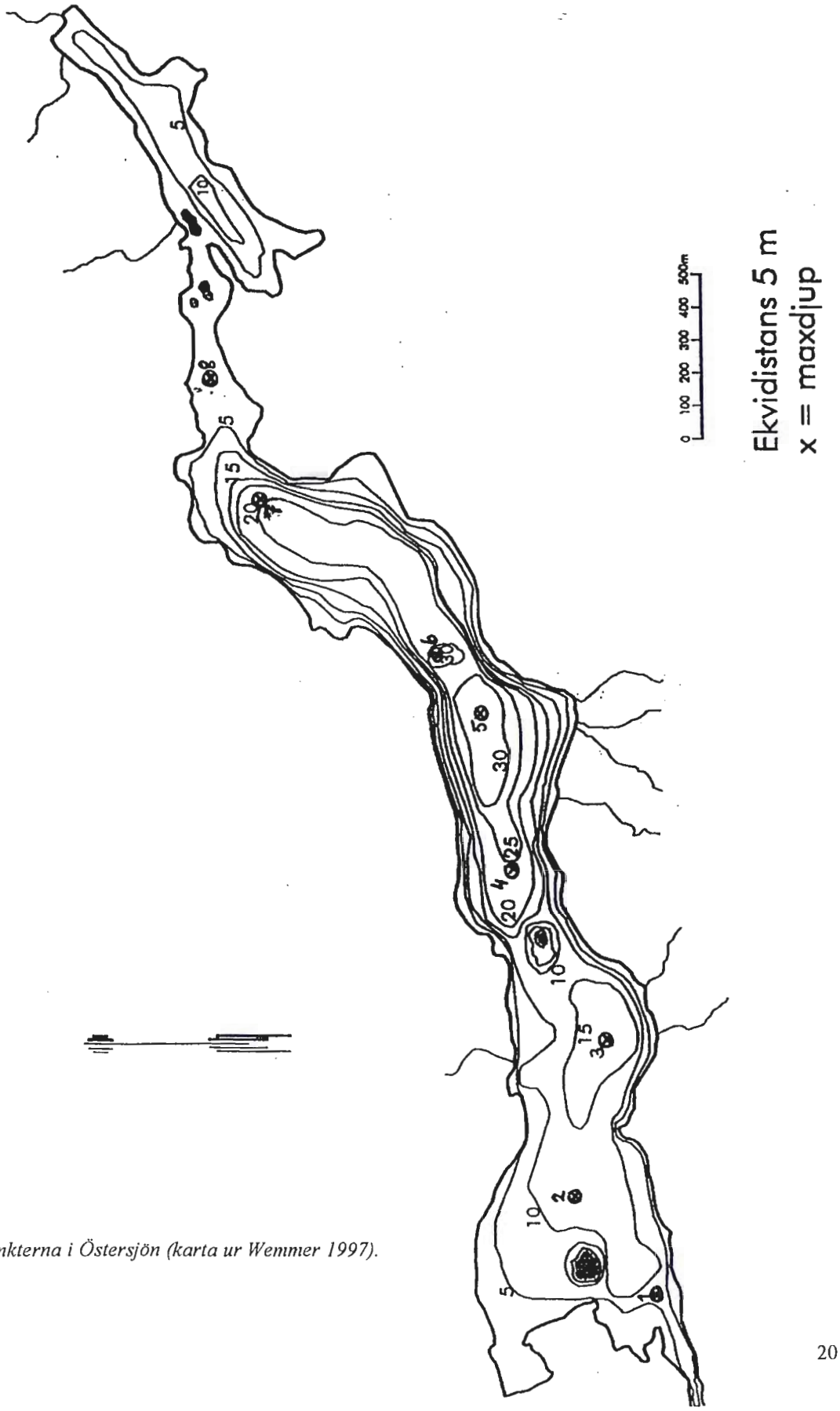
Nyman, H. 1997. Anten, en sjö hotad av eutrofiering? Länsstyrelsen i Älvsborgs län. Rapport 1997:8

Pettersson, K., Wallsten, M. 1990. Sjörestauering i Sverige. Metoder och reultat. Naturvårdsverket rapport 3817.

Svenland, C., Svensson, J-E., Stenson, J. 1998. Vattenvårdande åtgärder i Örekilsälvens vattensystem. Exkursionskompendium. Vatten och vattenvård VT 1998, Göteborgs Universitet.

Wemmer, R. 1997. En hydrologisk undersökning av Ellenösjön och Östersjön i Dalsland. Rapport nr 9 från avdelningen för tillämpad miljövetenskap, Göteborgs universitet.

Bilaga 1



Provpunkterna i Östersjön (karta ur Wemmer 1997).

Bilaga 2

Punkt 1 dag 2

Djup	Temperatur, C°	Syrehalt, mg O_2/l
0,5	2	12,2
2	2	12,2
4	2	12,2
5	2	12,2
6	2	12,2
7	2	12,2

Punkt 2 dag 2

Djup	Temperatur, °C	Syrehalt, mg O_2/l
0,5	2	12,4
2	2	12,4
4	2	12,4
6	2	12,3
8	2	12,3
10	2	12,3
11	2,5	12,2

Punkt 3 dag 2

Djup	Temperatur, °C	Syre, mg O_2/l	Totalfosfor, µg/l
0,5	2	12,6	11
2	2	12,4	
4	2	12,4	
5			14
6	2	12,3	
8	2	12,2	
10	2	12,2	11
12	2	12,2	
13	2,5	12,2	
14	2,5	12,2	16
15	3	12	14 (14,5m)

Punkt 4 dag 2

Djup	Temperatur, °C	Syrehalt, mg O_2/l
0,5	2,5	12,6
2	2,5	12,6
4	2,5	12,4
6	2,5	12,4
8	2,5	12,4
10	2,5	12,4
12	2,5	12,4
14	2,5	12,4
16	2,5	12,4
18	3	12,4
19	3	12,3
20	3	12,3
21	3	12,2
22	3	12,2
23	3	12,2
24	3	12,2
25	3	12,2
26	3	12,2
27	3	12,2

Punkt 5 dag 2

Djup	Temperatur, °C	Syrehalt, mg O_2/l	Totalfosfor, µg/l
0,5	2,5	12	16
2	2,5	12	
4	2,5	12,2	
6	2,5	12,2	
8	2,5	12,2	
10	2,5	12,2	14
12	2,5	12,2	
14	2,5	12,2	
16	2,5	12,2	
18	3	12,1	
20	3	12	11
22	3	12	
24	3	12	
26	3	12	
27	3	12	16 (27,5m)
28	3	12	14
29	3	12	
30	3	11,8	

Punkt 6 dag 2

Djup	Temperatur, °C	Syre, mg O_2/l
0,5	2	13
2	2,5	12,8
3	2,5	12,8
4	3	12,6
6	3	12,2
8	3	12,2
10	3	12,2
12	3	12,2
14	3	12,2
16	3	12,2
18	3	12,2
19	3	9,8
20	3	9,8
21	3	9,6
22	3	9,6
23	3	9,2
24	3	9
25	3	8,8
26	3	8,6
27	3	8,6
28	3	8,6
29	3	8,6
30	3	8,2
31	3	8,2
32	3	8,2
33	3	8,2
34	3	8,2

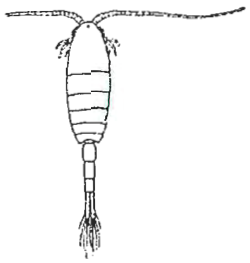
Bilaga 3

Datum	Djup (m)	Temperatur, °C	Syrehalt mg O_2/l	Totalfosfor, µg/l
900409	0	5,1	12,4	
	25	4,9	12,6	
900824	0	18,6	10,4	
	26,5	6,8	2,2	
910213	0	1,8	13	
	27,5	2,5	7,5	
920716	0	20	9,8	
	27,5	7	2,2	
921021	0	8,3	8,9	
	26-26,5	7,4	0,3	
930420	0	5,1	12,2	
	26-26,5	4,5	11,8	
930518	0	14,2	11	
	26-26,5	5,4	10,2	
930617	0	16,5	10,4	
	26-26,5	5,8	2,7	
940222	0,5	0,4	12,2	15
	27	3,7	2,2	18
940824	0,5	18,6	7,5	
	27	6,3	0,5	
950404	0,5	3,3	11,6	11
	27	3,6	11,2	9
950828	0,5	19,2	9	30
	27	7,5	1,8	30
960227	0,5	2,5	13,5	23
	27	4	3,1	16
960828	0,5	20	8,9	16
	27	7	0,3	22
960925	0,5	13,5	9,3	18
	27	7	0,1	17
970428	1	6,8	11,5	4 (0,5m)
	28	6		19
970530	0,5	14		16
	26	8		13
970611	0,5	21	10,3	17
	26	7,5	8,1	20 (28 m)
970630	0,5	17	9,3	18
	26	7,7	5,5	17
970723	0,5	23,4	10,2	18
	26	7,8	0,2	21
970819	0,5	23,4	9,4	35
	25	7,7	1,3 (26,5 m)	29
970902	0,5	20,8	9	28
	26	7,5	0,6	13
971020	0,5	10	9	16
	26	7,5	0,2	14

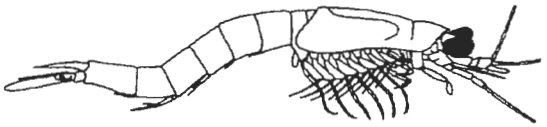
Syrehalt och totalfosforhalt i ytan och vid botten i Östersjön 1990-1997 (Dahlbäck 1991, Dahlbäck 1994, KM Lab. 1997).

IV

Göteborgs universitet
Zoologiska institutionen
Vattenvård 10 p. VT 1998
Handledare: Jan-Erik Svensson



STATUS HOS GLACIALRELIKTERNA I ÖSTERSJÖN, DALSLAND



Åsa Andersson
Valgerdur Bjarnadóttir
Ulf J. Karlsson
Ann-Christin Nilsson
Johan Röjestål

Sammanfattning

Mysis relicta och *Limnocalanus macrurus* är glacialrelikter som, trots att de är relativt vanliga, har ett bevarandevärde på grund av sin historia. Båda dessa arter är känsliga både för låga syrgashalter och låga pH-värden. Den undersökta sjön, Östersjön i Dalsland, kan komma att drabbas av övergödning, sjunkande syrehalter och lägre pH. Om detta inträffar riskerar båda arterna att slås ut eller kraftigt minska i populationstäthet.
Denna rapport kommer fram till att både *M. relicta* och *L. macrurus* finns i sjön. Arterna föredrar olika djup, *M. relicta* finns företrädesvis i de djupaste delarna av sjön, medan *L. macrurus* uppehåller sig i de grundare områdena. Dessutom verkar det som om *L. macrurus* har en lägre täthet i de områden där *M. relicta* finns. Detta indikerar att *M. relicta* kan predera ganska kraftigt på *L. macrurus*.
Eftersom båda arterna påverkar ekosystemet i hög grad och dessutom har viktiga funktionella roller som föda och konkurrenter för fisk bör båda arternas fortlevnad skyddas.

Bilder på framsidan från Enckell 1980.

Innehållsförteckning

1. Inledning **Sid. 2**

2. Glacialrelikter **Sid. 4**

2.1 *Mysis relicta*

2.2 *Limnocalanus macrurus*

3. Material och metoder **Sid. 6**

3.1 Områdesbeskrivning

3.2 Provtagning

3.3 Beräkningar

4. Resultat **Sid. 8**

4.1 Utbredning och täthet

4.2 pH och siktdjup

5. Diskussion **Sid. 10**

6. Referenser **Sid. 12**

1. Inledning

Förekomsten av glacialrelikter har undersökts mest för att forskare har varit intresserade av att använda deras utbredning till att försöka kartlägga de olika skedena i egentliga Östersjöns historia. Ekman (1940) utförde en sammanställning över förekomsten av dessa djur i hela Sverige, medan Lundberg (1957) redovisade förekomsten i västra Sverige. Fürst (1972) konstaterade naturlig förekomst av *Mysis relicta* i ett stort antal sjöar i Sverige och har även redovisat resultat av inplanteringar av detta kräftdjur i svenska sjöar.

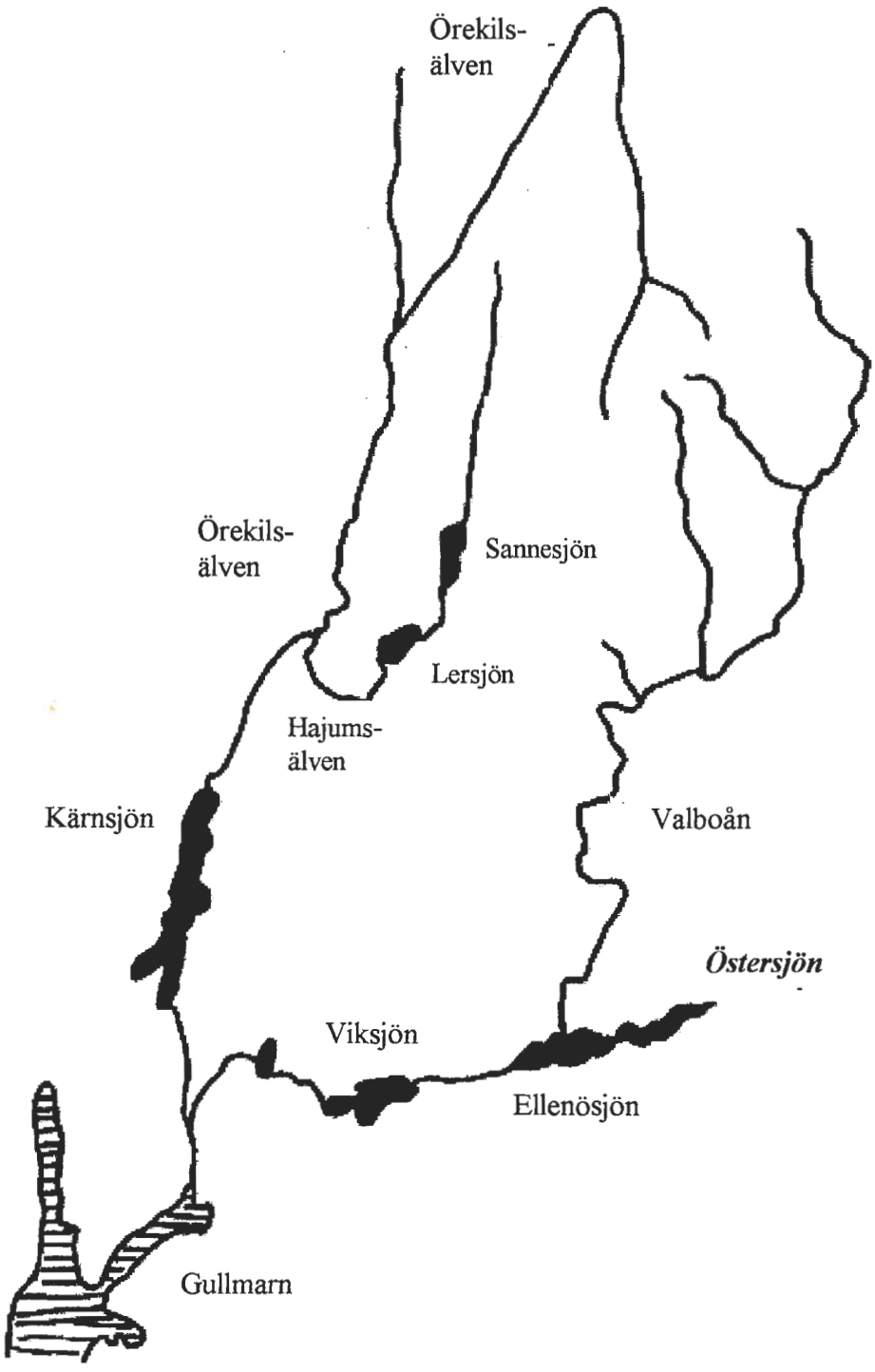
De två arter av glacialrelikter (*Mysis relicta* och *Limnocalanus macrurus*) som finns i sjön Östersjön, belägen i Dalsland i Västra Götalands län, är kanske de vanligast förekommande glacialrelikterna i Sverige idag (Svärdsson m.fl. 1988). Trots att dessa arter är "vanligt" förekommande har de ett högt bevarandevärde beroende på sin historia som glacialrelikter. I denna rapport diskuteras situationen för glacialrelikterna i sjön Östersjön. Båda dessa arter har en låg toleransnivå vad gäller låga syrehalter och lågt pH och därför kan en förändring av dessa parametrar inverka på populationernas täthet (Kinsten 1986). Östersjön riskerar att eutrofieras p g a dess läge i förhållande till den sammanlänkade sjön Ellenösjön (Svensson m.fl. 1998), (se översiktskarta på nästa sida). Ellenösjöns näringsrika vatten kan vid högvattenflöde eller västlig vinddrift strömma in i Östersjön och orsaka eutrofiering och syrebrist. En sådan eutrofiering påverkar troligen glacialrelikternas populationstäthet. En annan aspekt är den barriär som har föreslagits mellan sjöarna. Om den byggs skulle glacialrelikterna i stället hotas av försurning p g a surt tillflöde till sjön från kringliggande skogsmark (Svensson m.fl. 1998).

Både *M. relicta* och *L. macrurus* kan ha en strukturerande effekt på djurplanktonsamhället eftersom de är viktiga predatorer (Kinsten 1986). De kan även inverka positivt på fiskproduktionen i sjön p g a sin roll som fiskföda. Båda glacialrelikterna vertikalvandrar under dygnet för att undvika predation av fisk. Nattetid sker födosök i pelagialen och dagtid gömmer de sig djupare ner i vattenmassan (*L. macrurus*) eller på botten (*M. relicta*).
Östersjöns fisksammansättning har en övervikt av rovfisk, sett till viktprocent, bestående till största delen av gös. Sett till jämförelse i antal dominerar dock Cyprenider, t.ex. Mört och Björkna. (se bilaga 4).
Merparten av fiskpopulationerna i Östersjön prederar på djurplankton åtminstone under sina juvenila stadier. Eftersom även *M. relicta* är en viktig djurplanktonpredator kan det förekomma konflikter om föda mellan *M. relicta* och fisk.

Syftet med denna undersökningen är att utreda glacialrelikternas förekomst och täthet samt att diskutera deras betydelse och värde i Östersjön.

- ✓ Hur ser situationen ut för Östersjöns relikter idag?
- ✓ Finns båda arterna i sjön?
- ✓ Hur ser utbredningen ut i sjön?
- ✓ Hur höga är tätheterna?
- ✓ Hur höga är tätheterna jämfört med andra reliktpopulationer?

Vi har angripit dessa frågeställningar genom litteraturstudier och provtagningar i fält.



Figur 1. *Översiktskarta över Valboån och Örekilsälven, samt deras tillrinning till Gullmarsfjorden. Här kan man se att flödet från Valboån till Gullmarn rinner genom Ellenösjön. Östersjön har alltså ingen direkt kontakt med tillrinningsområdet, utan snarast indirekt via dess förbindelse med Ellenösjön. (Karta från Svensson m.fl. 1998).*

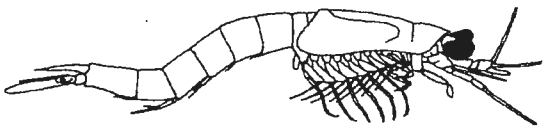
2. Glacialrelikter

De evertebrater som räknas till de s.k. glacialrelikterna tillhör alla gruppen Arthropoda, d.v.s. leddjur. Exempel på sådana relikter är, *Pontoporeia affinis,* vitmärla och *Pallasea quadrispinosa,* taggmärla (Svärdson m.fl. 1988), samt de arter som undersökts i denna rapport. De flesta av relikterna upptäcktes för första gången i Vättern (Svärdson m.fl. 1988).

En art definieras som en relikt; om dess förekomst kan förklaras med att den själv eller att dess förfäder isolerades, t. ex. i en sjö, efter inlandsisens tillbakadragande (Kinsten 1986). De finns därför i vissa sjöar och vattendrag nedströms den strandlinje som Östersjön i något av sina olika utvecklingsstadier nått upp till, den s.k. högsta kustlinjen. Samtliga dessa relikter är viktiga som fiskföda, men påverkar även den övriga plankton- och bottenfaunan fundamentalt (Svärdson m.fl. 1988). Flertalet är dessutom känsliga för lågt pH och låga syrehalter, varför många hotas av försurning och övergödning, t.ex. *M. relicta.*

2.1 Mysis relicta

-är en pungräka som är 15-20 mm lång. *M. relicta* är en av de vanligaste relikterna, och är ofta den enda relikten i en sjö (Kinsten 1986). Den leker på hösten varefter hanarna dör. Ungarna kläcks på senvintern. Livscykeln, som normalt är ettårig, har dock visat sig kunna bli tvåsomrig när tillväxthastigheten är låg. I detta fallet dröjer det alltså två somrar innan könsmognad inträder (Svärdson m. fl. 1988). I södra Sverige finns många sjöar där *M. relicta* har två skilda populationer med fortplantning antingen på vintern eller på sommaren. En del honor överlever så länge att de kan delta i en andra fortplantning (Fürst m.fl. 1984).
Arten är som sagt känslig mot försurning och det lägsta pH-värdet där *M. relicta* observerats är 5.9 (Kinsten 1986).



Mysis relicta. Arten är naturligt 15 - 20 mm lång (bild från Enckell 1980).

För att undkomma predation vandrar *M. relicta* vertikalt i sjön. På dagen befinner den sig på eller i närheten av botten. Under natten vandrar den uppåt i vattenpelaren för födosök. Om de finns ett språngskikt passerar inte *M. relicta* detta utan stannar under det samma för att återvända till botten inför den ljusare delen av dygnet (Fürst m.fl. 1984). Vid eutrofiering, med syrefria bottnar som följd kan inte *M. relicta* klara sig i djuphålorna i sjön. *M. relicta* måste då uppehålla sig längre

upp i vattenpelaren eller på grundare vatten under dagen. Eventuellt har predationen då blivit så kraftig att den utgör ett hot mot populationen (Svensson m.fl. 1998).

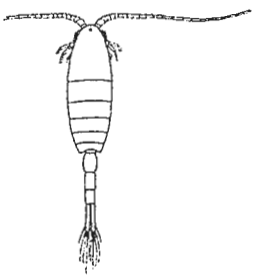
M. relicta kan inverka kraftigt på sammansättningen av djurplanktonsamhället. *M. relicta* fångar huvudsakligen större cladocerer vars bestånd då minskar. Biomassan av fytoplankton ökar som en följd av cladocerernas minskande avbetning. Detta medför i sin tur en kraftig ökning av rotatorierna som dock inte är lika effektiva fytoplanktonätare.
Ökningen av biomassan av fytoplankton bör också ge en ökad primärproduktion, men detta har inte undersökts. Det är alltså okänt om ett sådant produktionstillskott skulle omsättas i pelagialen eller innebära en ökad sedimentation av närsalter och organiskt material till botten (Svärdson m.fl. 1988).

M. relictas inverkan på djurplanktonsamhället innebär att fiskfaunans inslag av pelagiska arter blir fåtaligt. Vätterns täta bestånd av *M. relicta* har åstadkommit en relativt fattig djurplanktonfauna (främst vad gäller cladocerer). Pelagiskt levande fiskar, som är beroende av djurplankton, bör därmed uppleva ett konkurrenstryck från *M. relicta* (Svärdson m.fl. 1988). Anledningen till att mindre pelagiska fiskar konkurreras ut är att *M. relicta* lever av samma föda som dessa fiskar. Följden blir att dessa fiskar helt eller delvis slås ut. Vissa större fiskar (t. ex. lake, öring och röding), är beroende av dessa mindre fiskar och kommer därför att avstanna i tillväxt eftersom deras naturliga bytesdjur har konkurrerats ut av *M. relicta* (Kinsten 1986).

2.2 Limnocalanus macrurus

-är en copepod på 1-2 mm. Arten förekommer dels i sjöar i Sverige, Norge och Finland, dels i egentliga Östersjön samt i vissa delar av norra Ishavet. Den betraktas som en glacialrelikt i de nordiska sjöarna, där den vanligen förekommer på djupare och kallare vatten (Enckell 1980). *L. macrurus* lever vanligen i hypolimnion och livnär sig främst av rotatorier, alger och copepoditer. *L. macrurus* saknar förmåga till aktiv spridning, främst på grund av att den inte bildar s.k. viloägg. Honan bär inte heller äggsäckar, utan låter äggen falla, ett efter ett, mot botten. Arten är ettårig och parningen sker på vintern (Svärdsson m.fl. 1988).
Kinsten (1986) hävdar att arten verkar ha svårt att klara pH-värden under 6.1.

Hona av *Limnocalanus macrurus* avbildad. En copepod som är ca. 2mm lång (bild från Enckell 1980).

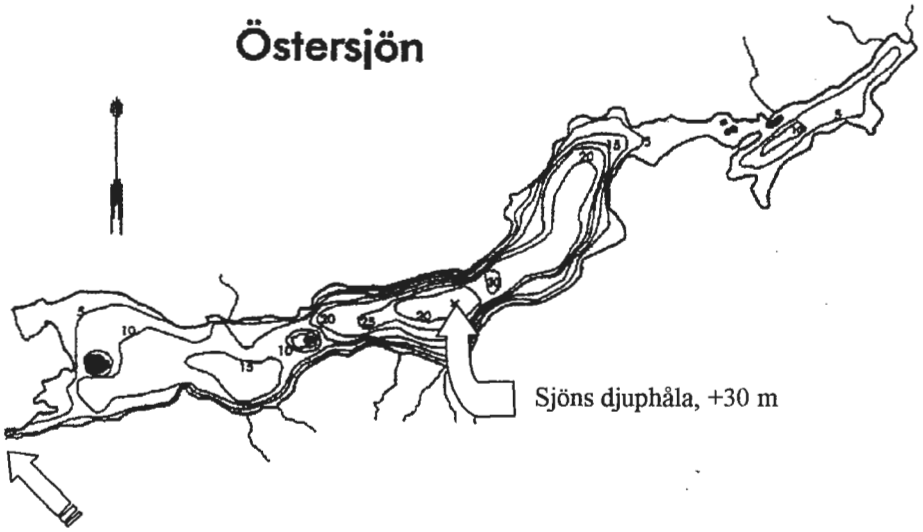


Liksom *M. relicta* har *L. macrurus* en viktigt funktionell roll. Båda är viktiga predatorer på djurplankton och kan därför ha en strukturerande effekt på djurplanktonsamhället (Svensson m.fl. 1998). Även vertikalvandringen är gemensam för de båda arterna. De är alltså båda aktiva i det fria vattnet på nattetid, medan de gömmer sig längre ner under dagen.

3. Material och metoder

3.1 Områdesbeskrivning

Östersjön i södra Dalsland är oligotrof med tendens till eutrofiering. Östersjön är förenad med Ellenösjön via ett smalt sund och båda tillhör Valboåns tillrinningsområde i Örekilsälvens vattensystem (se karta nedan, samt figur 1). Ellenösjöns eutrofiering beror bl.a. på Valboåns tillförsel av kväve och fosfor från kringliggande åkermark. Östersjöns omsättningstid för vattnet vid normalt vattenstånd är drygt 14 månader (Hamrin m.fl. 1998).



Förbindelse med Ellenösjön (karta från Svensson m.fl. 1998).

3.2 Provtagning

Proverna togs den 3:e och 4:e mars 1998 under dagtid. Den första dagen var det -3°C, snöfall, blåst och sjön var täckt av nattgammal is (1-2 cm tjock). Den andra dagen var temperaturen runt 0°C och det var uppehåll, vindstilla och öppet vatten.

Provpunkterna i Östersjön utvaldes slumpmässigt. Områden grundare än fem meter uteslöts. För *L. macrurus* slumpades tio punkter ut och för *M. relicta* användes tre av dessa, en på 10 m djup, en på 20 m djup och en på 30 m djup (station 2, 7 och 8, enl. bilaga 1, se även bilaga 2 och 3).
L. macrurus infångades m.h.a. en planktonhåv, 100 µm, som sänktes ned till botten på varje provpunkt och därefter med en jämn hastighet av ca ½ m/s drogs upp till ytan. Proverna överfördes till små burkar med skruvlock och fixerades med Lugols lösning.
M. relicta infångades med s.k. reliktfällor (håvar) som sänktes ned till botten och fick ligga där i ca femton minuter varefter de på samma sätt som planktonhåvarna drogs upp till ytan och *M. relicta* kunde för blotta ögat räknas och antal noteras. Vid varje provpunkt lades tre reliktfällor ut. Från en av fällorna insamlades *M. relicta* och lades i sprit för ev. senare morfologistudier. Vattenprover för pH-mätning togs i ytvattnet på två platser i sjön. Mätningar av pH gjordes med pH-mätare (Hanna instruments H1 8417) i vattenproverna ett dygn efter insamlingen. Vid en provpunkt gjordes även en siktdjupsmätning m.h.a. en Secchi-skiva.

3.3 Beräkningar

L. macrurus artbestämdes på zoologiska institutionen m.h.a. omvänt planktonmikroskop (Leitz Diavert) och bestämningslitteratur. Antal *L. macrurus*/prov bestämdes m.h.a. räknekammare och populationstätheten beräknades utifrån håvdiameter, provtagningsdjup (håvdragets längd) och antal *L. macrurus* per prov. Populationstätheten av *M. relicta* beräknades utifrån antal/prov (fälla), diameter på fällan och provtagningsdjup (håvdragets längd).

Fångstarea: $\pi \cdot r^2$ r = radien (m)
Fångstvolym: $\pi \cdot r^2 * d$ d = djupet (m)

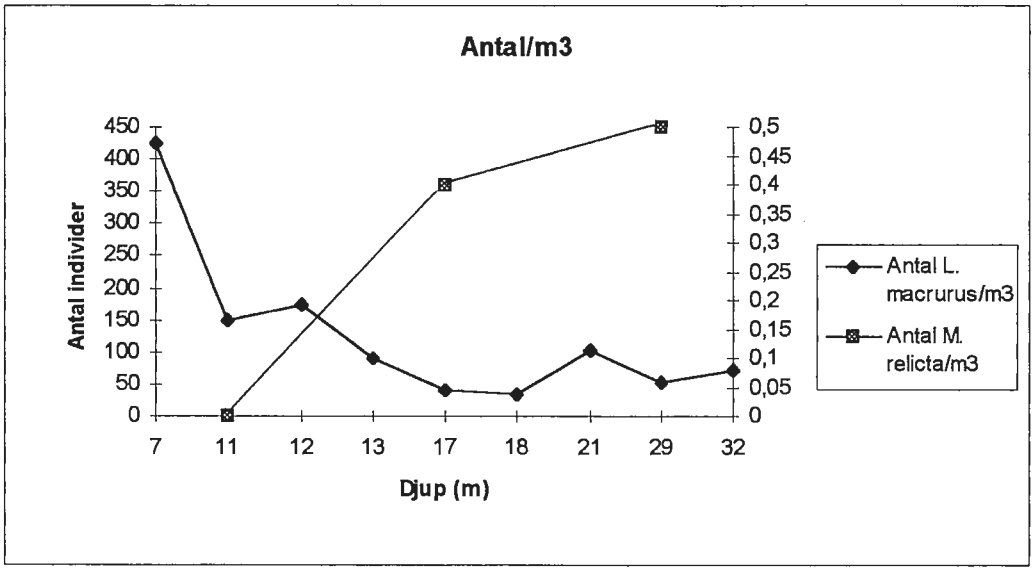
Radien planktonhåv: 0.095 m
Radien reliktfälla: 0.45 m

Antal individer/m^3: (antal individer/provtagning) / fångstvolymen
Antal individer / m^2: (antal individer/provtagning) / fångstarean

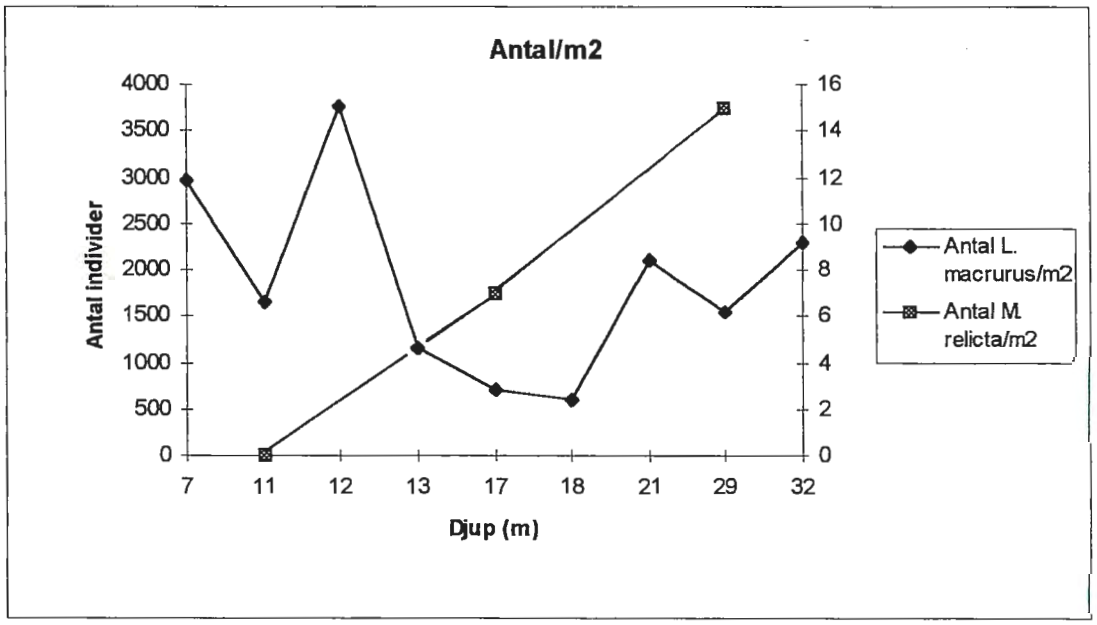
4. Resultat

4.1 Utbredning och täthet

Resultaten för båda arterna presenteras här nedan i figurform. Primärdata redovisas i bilaga 1.
L. macrurus verkar finnas på alla djup oberoende av bottenstruktur, temperatur m.m (Fig. 2 och 3). Den är dock vanligast på djup mellan 10 och 15 meter.
M. relicta uppehåller sig företrädesvis i de djupare delarna av sjön, enligt denna undersökning. Vi fann inga *M. relicta* vid provpunkt två där djupet var 11 meter.
Vi har alltså valt att redovisa tätheten för de båda arterna både per m^3 vatten (Fig. 2) och per m^2 sjöyta (Fig. 3), (se även bilaga 2 och 3). Anledningen är att få en jämförande bild av hur dessa siffror skiljer sig från varandra. Eftersom *M. relicta* främst uppehåller sig på botten är förmodligen antal per m^2 sjöyta ett bättre mått på denna artens individtäthet. För *L. macrurus* är individer/m3 vatten ett bättre mått eftersom denna arten uppehåller sig en bit upp i vattenpelaren.



Figur 2. *Individtätheten per kubikmeter vatten av L. macrurus och M. relicta i diagramform som tydliggör att de två arterna uppenbarligen trivs bäst på olika platser i sjön. Diagrampunkten vid 12 meters djup, för L.macrurus, är ett medelvärde eftersom vi fick två mätvärden på detta djup.*



Figur 3. *Antal individer per kvadratmeter sjöyta. Individantal för M. relicta är medelvärden. Diagrampunkten vid 12 meters djup, för L. macrurus, är ett medelvärde eftersom vi fick två mätvärden på detta djup.*

4.2 pH och siktdjup

I ytvattnet vid provpunkt två uppmättes pH till 6.84 och vid provpunkt fyra till 6.83.
Siktdjupet, som mättes vid provpunkt fyra, var cirka 3.0 meter.

5. Diskussion

Vår undersökning visar att både *Mysis relicta* och *Limnocalanus macrurus* finns i Östersjön. Däremot varierar arternas utbredning. Våra mätdata anger att de två arterna föredrar olika djup. Enligt vår undersökning föredrar *M. relicta* de djupare delarna av sjön. Vi fann inga *M. relicta* i proverna vid 11 meter. Flest *M. relicta* hittades på provpunkt 8, som hade ett djup på 29 meter.

L. macrurus, finns till skillnad från *M. relicta*, koncentrerade till de grundare delarna av Östersjön. Djupet på de provpunkter där det fanns flest *L. macrurus* var 7, 11 och 12 meter. Resultaten varierar beroende på vilket mått på täthet man använder, antal/m^3 vatten eller antal/m^2 sjöyta. Det bästa måttet på *M. relictas* täthet bör vara antal/m^2 sjöyta eftersom de uppehåller sig vid bottenytan. Man fångar alltså inte fler *M. relicta* vid ett längre vertikalt håvdrag. För *L. macrurus* är antal/m^3 vatten ett bättre mått då denna art finns mer utspritt i den vertikala vattenpelaren. En osäkerhet i täthetsbestämning ligger i att vi inte vet med säkerhet var i vattenpelaren djuren befinner sig. Detta kan ge en utspädning av antal relikter i provet om man mäter med enheten m^3 och en koncentration om man använder m^2.

Rent geografiskt verkar det också som om de båda arterna skiljer sig i utbredning (se kartor i bilaga 2 och 3). Högst täthet av *L. macrurus* finner man i den västra delen av sjön medan tätheterna av *M. relicta* är störst i centrala delarna. Detta beror förmodligen på att de östra delarna är grundare och de centrala djupare. Den skilda utbredningen av de två arterna i Östersjön kan också bero på att *M. relicta* prederar på *L. macrurus* så att dess täthet är lägre vid de ställen där vi fann höga tätheter av *M. relicta*.

Vid provtagningstillfället var sjön nyligen cirkulerad och syrgashalterna goda över hela sjön men med något lägre värden vid djupaste delen (12 mg O_2/l vid ytan och 8 mg O_2/l vid botten). Enligt en undersökning utförd 1997 har det funnits perioder av låga syrgashalter under sensommaren i de djupare delarna i sjön (Ek m.fl. 1998). Detta kan var en förklaring till att *L. macrurus* inte håller till i de djupare delarna i lika stor utsträckning då arten är känslig för låga syrgashalter. *L. macrurus* lägger sina ägg i sedimenten varför den är beroende av goda syrgasförhållanden just där. *M. relicta* bär däremot äggen vilket kan göra den mindre känslig.

Vår undersökning visar på en täthet av *M. relicta* från 0 till 15/m^2 i Östersjön. En annan studie gjord i Vättern visar på tätheter från 0 till 300/m^2. Dessa värden behöver inte innebära att det är låga tätheter i Östersjön eller höga värden i Vättern utan kan bero på olika mätmetoder. Vi borde även ha tagit prover i horisontalled, med en tråL, för att kunna jämföra undersökningarna fullt ut. Dessutom är vår undersökning gjord på vintern medan andra är gjorda sommartid. Enligt litteratur är tätheterna av *M. relicta* störst i Storsjön, Östersjön (Kinsten 1986) och Vättern (Svärdson m.fl. 1988).

L. macrurus täthet varierar i Östersjön från 33 till 424/m^3. Tyvärr har vi inte funnit värden från andra sjöar att jämföra dess täthet med. Våra värden på pH i sjön var 6,8 vilket är ett bra värde. Toleransvärdet för *L. macrurus* är 6,1 och *M. relicta* 5,9 (Kinsten 1986). Dessa värden är de lägsta värden som uppmätts i sjöar där man funnit arterna. Båda arterna verkar vara känsliga för försurning men *M. relicta* verkar hämmas mer i de strandnära och grunda områdena än i de central

och djupare partierna (Kinsten 1986). Arterna klarar av de temporära surstötar som kan uppstå under vår och höst genom att söka sig till djupare vatten där pH inte påverkas i lika hög grad av surstötar (Kinsten 1986). Den tilltänkta barriären mellan Ellenösjön och Östersjön skulle kunna innebära en försurning av Östersjön. Det vatten som tillförs från Ellenösjön har en hög alkalinitet och om denna tillförsel stryps kan Östersjön bli mer utsatt för sur tillförsel från kringliggande skogsområden. Å andra sidan medför tillförseln av näringsämnen från Ellenösjön att Östersjön riskerar att bli eutrofierad med tillhörande låga syrgashalter i bottenvattnet. Det finns eventuellt en risk att fosfor frigörs ur sedimentet vilket kan innebära att sjön blir ännu mer eutrof. Detta kan komma att innebära en försämrad levnadsmiljö för dessa båda arter.

Glacialrelikternas betydelse i Östersjöns ekosystem torde var stor då de inverkar både på planktonsammansättningen och verkar som föda och konkurrensfaktor för fisk. Relikternas påverkan på djurplankton, framförallt cladocerer, medför en fattig djurplanktonfauna med övervikt åt rotatorier och copepoder. Detta i sin tur ger ett system med mycket fytoplankton då rotatorierna är sämre betare på fytoplankton. Fisk i juvenila stadier lever av samma föda som glacialrelikterna. Relikterna, framförallt *M. relicta*, är bättre på att predera på djurplankton och kan dessutom äta fiskrom. Detta kan leda till återgång av de pelagiska fiskpopulationerna vilket i sin tur kan leda till en tillbakagång av den rovfisk som lever av pelagiska fiskarter (Fürst m.fl.1984). Enligt Fridh (1989) fanns det tidigare en population av siklöja i Östersjön. Vid provfisket 1991 fångades inga siklöjor (se bilaga 4). Mycket tyder på att siklöjepopulationen kan ha blivit utkonkurrerad av *M. relicta.*

Sammanfattningsvis kan vi säga att *M. relicta* har två fundamentalt olika roller i ekosystemet. Den är ett värdefullt bytesdjur främst för bentisk fisk och under vinterhalvåret samt att den är en effektiv predator på zooplankton. Planktonätande fiskar eller fiskstadier som ej utnyttjar *M. relicta* som näringsdjur får istället livnära sig på ett förändrat och utarmat djurplanktonsamhälle. Detta innebär hårdare konkurrens om födan, vilket följs av minskad populationsstorlek (Fürst m.fl. 1984). Hur *L. macrurus* påverkar ekosystemet är svårt att finna i litteraturen och ytterligare studier bör göras på denna art.

Slutligen vill vi poängtera dessa båda glacialrelikters historiska värde, som borde bevaras i högsta möjliga mån.

Tack

Vi vill tacka handledare Jan-Erik Svensson. Kursledare Jan Stensson, samt assistenter behjälpliga under fältarbetet. Vi vill förstås även tacka inblandade djur för att de ställde upp så frikostigt.

6. Referenser

Ek, H., Grosen, J., Nilsson, M-H. och Svensson, A-M. 1998. *Östersjön i Dalsland, en recipient på väg mot kollaps?*. Proj. arb. i Vattenvård 10 p, Göteborgs universitet. Zoologiska inst. Stencil.

Enckell, P. H. 1980. *Kräftdjur*. Signum i Lund

Fridh, G. 1989. *Sjöar i Älvsborgs län, norra delen. Beskrivning och naturvärdesbedömning.* Länstyrelsen i Älvsborgs län.

Fürst, M., Hammar, J., Hill, C., Boström, U. och Kinsten, B. 1984. *Effekter av introduktion av Mysis relicta i reglerade sjöar i Sverige*. Sötvattenslaboratoriet Drottningholm. nr 1.

Hamrin, S. F., Soler, T., Bergström, S., Svensson, J-E., Wemmer, R. och Westberg, E. 1998. *Åtgärdsprogram för restaurering av Ellenösjön/Östersjön*. Sötvattenslaboratoriet Drottningholm.

Kinsten, B. 1986. *Förekomst av relikta kräftdjur i mellersta Sverige med speciell inriktning på effekter av försurning*. Sötvattenslaboratoriet Drottningholm.
nr 11.

Svenland, C., Svensson, J-E. och Stensson, J. 1998. *Vattenvårdande åtgärder i Örekilsälvens vattensystem*. Exkursionskompendium. Zoologiska institutionen Göteborg.

Svärdson, G., Filipsson, O., Fürst, M., Hansson, M. och Nilsson, N-A. 1988. *Glacialrelikternas betydelse för Vätterns fiskar*. Sötvattenslaboratorium Drottningholm. nr 15.

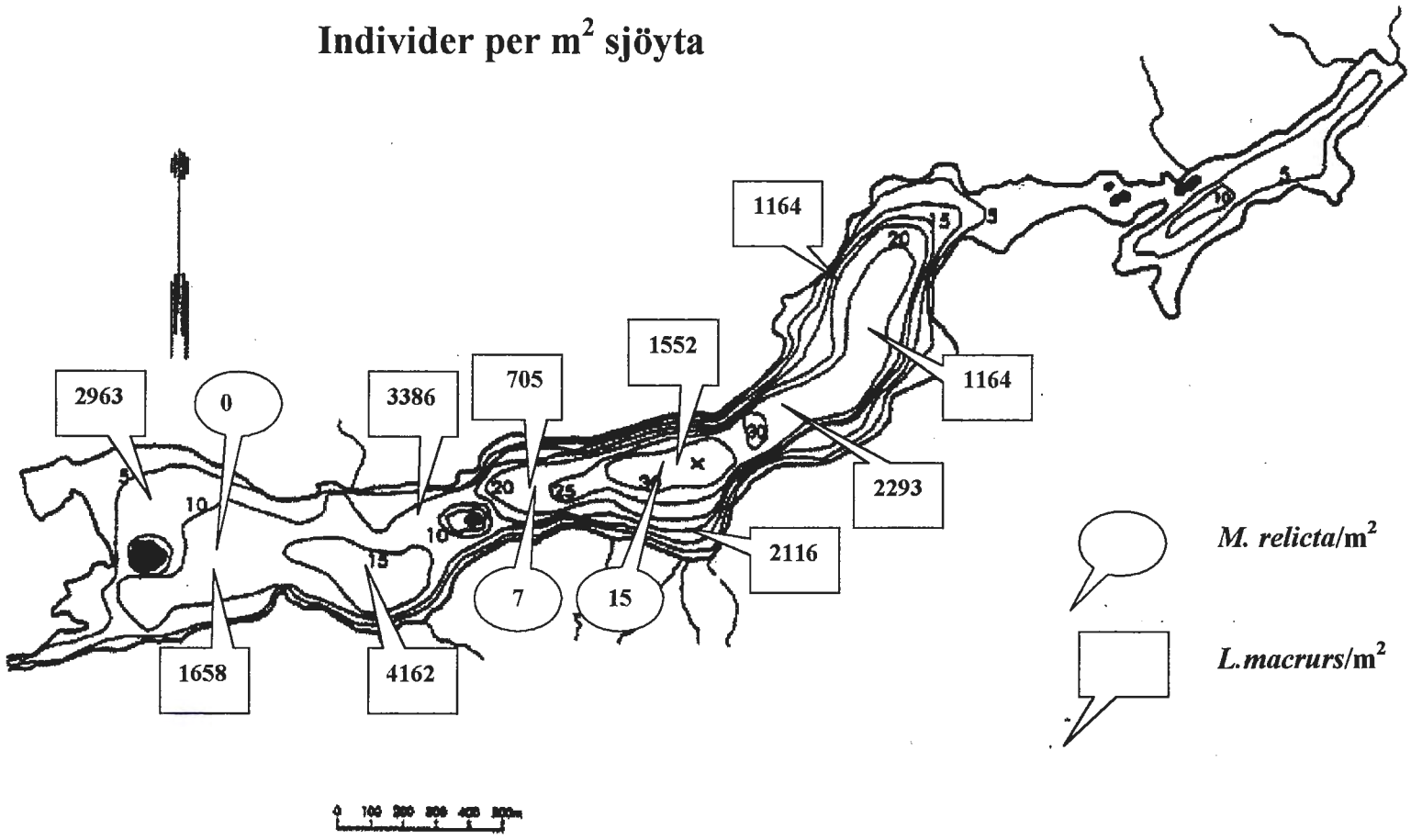
Bilaga 1

Tabell 1. *Primärdata för antal individer av L. macrurus och M. relicta i de olika proverna.*

Station	Djup (m)	Antal *L. macrurus*/prov (st)	Antal *M. relicta*/prov (st)			
			Prov 1	Prov 2	Prov 3	Medel
1	18	**17**				
2	11	**47**	0	0	0	**0**
3	7	**84**				
4	21	**60**				
5	12	**96**				
6	12	**118**				
7	17	**20**	5	8	1	**4.7**
8	29	**44**	15	4	10	**9.7**
9	32	**65**				
10	13	**33**				

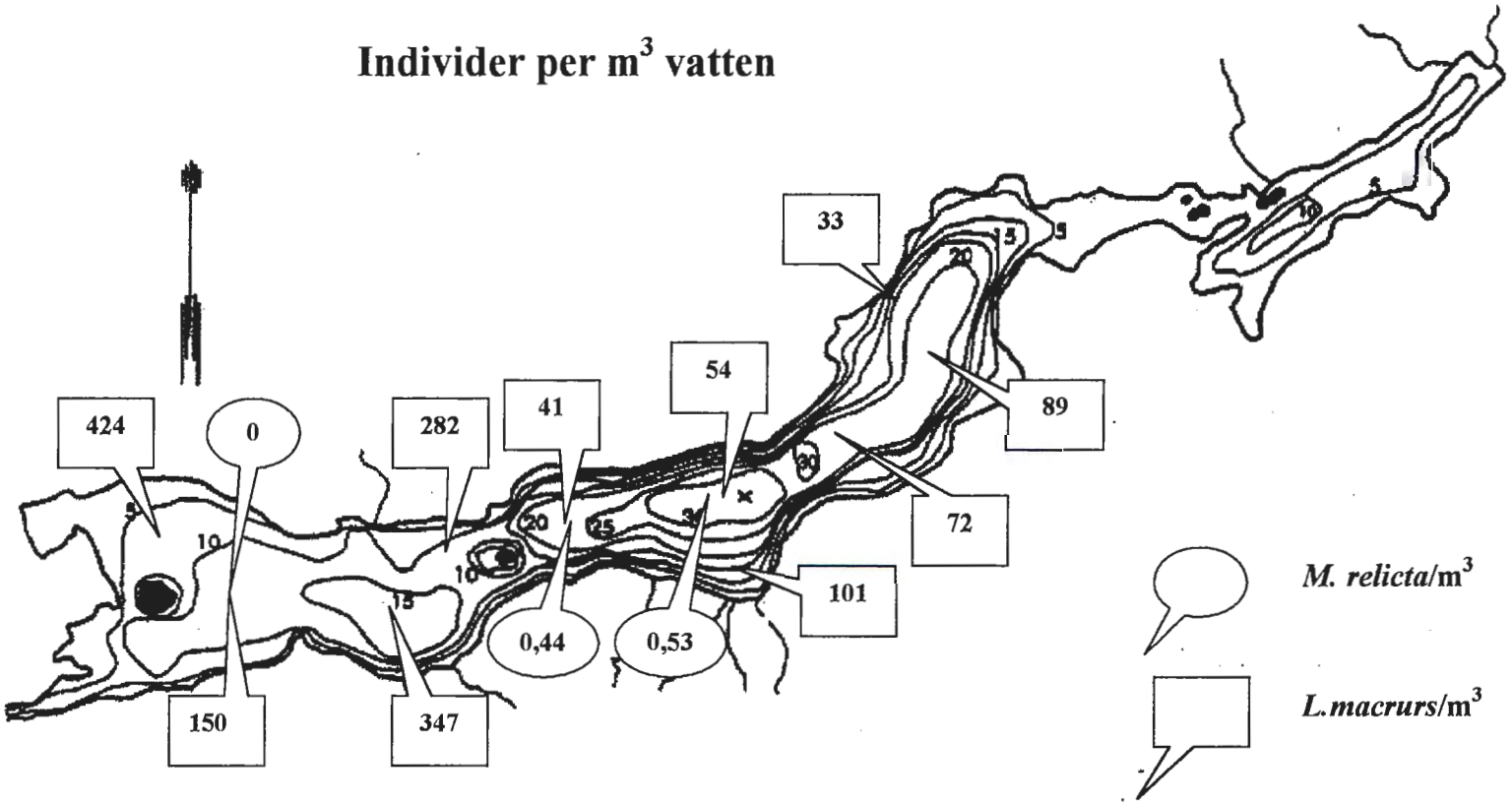
Bilaga 2

Individer per m^2 sjöyta



Ekvidistans 5 m
x = maxdjup

Individer per m^3 vatten



Ekvidistans 5 m
x = maxdjup

Bilaga 4

Tabell 2. *Provfiskeresultat i Östersjön 1991. Tyvärr ingen uppgift om författare.*

Fiskart	Antal, st	Antal %	Fångst/nät, st	Totalvikt, kg	Vikt %	Fångst/nät, kg	Medelvikt, g	Medellängd, cm
Rovfiskar								
Abborre	57	9	4,1	4,47	8	0,32	78	16,4
Gös	65	10	4,7	26,35	46	1,89	405	33,1
Gädda	1	0	0,1	1,16	2	0,09	-1160	57,5
Cyprenider								
Mört	142	22	10,2	3,42	6	0,25	24	13,5
Braxen	32	5	2,3	11,4	20	0,82	356	30,4
Björkna	87	13	6,2	6,17	11	0,44	71	17,8
Övrigt								
Gers	267	41	19,1	2,86	5	0,21	11	10,5
Lake	1	0	0,1	0,89	2	0,07	-890	55,5
Benlöja	2	0	0,2	0,02	0	0,01	10	12,5

V

Göteborgs universitet
Zoologiska institutionen
Vattenvård, 10 p. VT 1998
Handledare: Jan-Erik Svensson

Kikerudsjön

förslag till åtgärder mot eutrofiering

Anna-Karin Andersson
James Andersson
Karin Hjorth-Knutsen
Sari Pertola

Innehållsförteckning

1. SAMMANFATTNING 2

2. INLEDNING 3

3. MATERIAL OCH METODER 3

3. 1 BESKRIVNING AV PROVPUNKTER 3
Kikerudsjön 3
Rölandaån 4
Vattnerödsjön 4

4. RESULTAT 6

4. 1 LITTERATURSAMMANFATTNING 6
4. 1. 1 Bakgrund *6*
4. 1. 2 Åtgärder för att minska näringsbelastningen till sjön. *7*
Odlingsmetoder 7
Kantzoner 7
Våtmark 8
4. 1. 3 Åtgärder i sjön *12*
Biomanipulering 12
4. 2 VATTENANALYSER 13

5. DISKUSSION 14

5. 1 FÖRSLAG TILL ÅTGÄRDER 14

6. LITTERATUR 17

BILAGA 1. KARTA ÖVER PROVPUNKTER. 18

BILAGA 2. VATTENANALYSER 19

1. Sammanfattning

Kikerudsjön är en eutrof sjö och delar av vattensystemet visar tydliga erosionsskador. Enligt våra mätningar fungerar sjön inte som en fosforfälla, utan fosforhalten i in- och utflöde är av samma storleksordning (ungefär 30 µg). Värdena vi fått representerar vintervärden. Det är sannolikt att högre fosforhalter uppträder t ex vid snösmältning, vilket bidrar till sjöns näringsrika karaktär.

För att åter nå det tillstånd som rådde i sjön innan den kraftiga eutrofieringen började, måste den externa belastningen av näring minska. De primära åtgärder vi föreslår är förändrade odlingsmetoder på åkrarna samt våtmarker/ dammar eller skyddszoner på vissa utsatta ställen. Målet är att minska ytavrinningen från jordbruksmarker och hindra att lösliga näringsämnen och näringsrika partiklar hamnar i sjön.

Vattenskydd i form av ovan föreslagna åtgärder kan också skapa andra fördelar i naturlandskapet. Diversiteten bland både djur- och växtarter i odlingslandskapets närhet gynnas t ex av kantzoner. Dessa kan också få en positiv inverkan på fiskpopulationerna.

2. Inledning

Inom Gullmarns avrinningsområde pågår ett omfattande samarbete mellan Färgelandas, Dals-Eds och Munkedals kommuner som syftar till att utreda och åtgärda erosions- och eutrofieringsproblem. Jordbrukslandskap och vattendrag inom området har under de senaste åren inventerats med målet att ge detaljerade förslag till våtmarker och skyddszoner. (Svenland 1996)

Kikerudsjön är en del av vattensystemet och visar tydliga tecken på eutrofiering. Syftet med vårt arbete har varit att utreda vilka åtgärder som kan minska eutrofieringen. Vi ville se varifrån det största bidraget av näringsämnen kommer och hur stor fosforbelastningen för tillfället är. Är Kikerudsjön en fosforkälla eller fosforfälla? Hur är situationen i sjön i jämförelse med andra eutrofierade sjöar? Vilka olika åtgärder finns utvecklade för att begränsa näringsläckage från åkermark? Kan åtgärder i sjön förbättra situationen?

3. Material och metoder

Vattensystemet är beläget i Munkedals kommun på gränsen mellan Bohuslän och Dalsland. I östra delen av kommunen, där vattensystemet återfinns, utgörs berggrunden av grå gnejsig granit. Åkermarken består av lätteroderade lerjordar.

Området vi undersökt består av Vattnerödsjön, Rölandaån och Kikerudsjön. Vattenprover för analys av totalfosfor och grumlighet togs 980304 mellan klockan 9 och 12 på förmiddagen. Lufttemperaturen var c:a 0°C och det snöade tidvis. Marken var snötäckt och det var tjäle i jorden. De bägge sjöarna, liksom några av de mindre bäckarna, var täckta av ett tunt lager is.

Proverna (10 st) hämtades upp direkt i plastflaskor och djupfrystes innan analys. Analysen utfördes av Annette Klirén på länsstyrelsens laboratorium i Göteborg.

3. 1 Beskrivning av provpunkter

Kikerudsjön

Kikerudsjön är en relativt liten och grund sjö. Ytan är 0,36 km^2 och volymen uppgår till $0,68 \times 10^6$ m^3. Maxdjupet är 3,5 m och största delen av sjön är mer än 2 m djup. Sjön har minst sex tillflöden av olika storlek. Omgivningen består till 50% av skog och till 50% av jordbruksmarker (Bryngelsson och Magnusson 1989). Enstaka gårdar finns i närheten.

Skogen utgörs huvudsakligen av barrskog. De flackare partierna av stranden har en vegetation av framförallt al, en och starrgräs.

Runt sjön valdes fyra provpunkter ut: sjöns utlopp, inloppet från Rölandaån samt två mindre tillflöden (bilaga 1).

Provpunkt 1: utloppet. Omgivningen består av skogsmark med inslag av lövträd, och utloppet har en bredd av ungefär 5 m. Vattnet hade tydlig grumlighet.

Provpunkt 2: bäck. Bäcken rinner genom kuperad oplöjd åkermark som lutar starkt mot sjön. Eventuellt kan påverkan från hushållsvatten förekomma. Vid bäckens mynning i sjön finns en c:a 20 m bred, av åkerbruket opåverkad, zon. Vid provtillfället var bäcken delvis istäckt.

Provpunkt 3: bäck. Liten bäck som innan mynningen är kulverterad en längre sträcka och mottar vatten från grävda diken, bl a dagvatten från den intilliggande vägen. Vid mynningen rinner bäcken genom en våtmarksliknande zon, c:a 10 m bred. Vattenflödet i den halvmeterbreda bäcken var ringa.

Provpunkt 4: tillflöde. Vid mynningen är Rölandaån knappt 5 m bred och omges av opåverkade strandängar.

Rölandaån

Ån rinner från Vattnerödsjön till Kikerudsjön och har en sträckning på c:a 5 km. De första 3 km rinner ån genom skogsmark, medan de sista 2 km omges av jordbruksmark. Den odlade marken är som bredast 0,5 km och lutar på många ställen kraftigt ned mot ån. Marken är plöjd och kantzoner saknas över större delen av sträckningen. Längs med delar av åkanten syns tydliga spår av erosion. Ån har ett fåtal tillflöden från mindre bäckar och från dikningar i åkermarken. Bredden varierar men genomsnittlig bredd kan uppskattas till c:a 2 m.

Provpunkt 5: bäck. Dikad bäck, c:a 1,5 m bred, som rinner ut i ån mitt i åkerbrukszonen. Bäckens ursprung är ett skogstjärn.

Provpunkt 6: Mitt i åfåran. Precis efter skogsmarkens slut. Vattnet uppvisar en svag grumlighet.

Vattnerödsjön

Sjöns yta är ungefär hälften så stor som Kikerudssjön. Omgivningen består till största delen av skogsmark. Längs västra kanten av sjön finns ett hygge från vilket det rinner en bäck ner till sjön. Här har dock inget prov tagits. I norra änden finns områden som troligen används som betesmark. Vegetationen består främst av gräs och starrarter. Marken

förefaller fuktig och mossliknande. Vid sjön finns enstaka bebyggelse. Runt sjön valdes fyra provpunkter ut: sjöns utlopp, samt tre av fyra tillflöden.

Provpunkt 7: utlopp. Vid sjöns utlopp till Rölandaån dominerar granskog. Åns bredd uppgår till c:a 3 m.

Provpunkt 8: skogsdike. Tillflöde till sjön med en bredd på c:a 1 m.

Provpunkt 9: bäck. Rinner ifrån skogsmark och ner igenom det öppna landskapet norr om sjön. Bäcken har en bredd på ca. 1,5 m. Vid sjökanten återfinns ett deltaliknande utlopp.

Provpunkt 10: Grimåsälven. Har sitt ursprung i Grimåsesjön och rinner genom skogsbyggd. Vid provtillfället var den c:a 1,5 meter breda bäcken istäckt.

I arbetet har även ingått litteratursökning. Litteratur som studerats har dels gällt allmänna skyddsåtgärder för näringsläckage och erosion, dels resultat från tidigare mätningar och provfisken i området.

4. Resultat

4. 1 Litteratursammanfattning

4. 1. 1 Bakgrund

Undersökningar av Kikerudssjön finns redan från seklets början. (Holmgren, 1916).

> "6. Areal omkr. 40 Ha. 7. Djup: ringa. 8. Stränder: Merendels låga; bergiga, steniga, leriga; odlade eller beväxta med barr- och löfskog. 9. Botten: sten, ler, dy. 10. Vatten: mörkt, föga klart. (----) 12. Fiskarter: Abborre, Gers, Gädda, Mört och Ål. 13. Strandvegetation: Gräs (delvis öfversvämmadt vid högvatten) Ljung, Al, Pors; bottenvegetation (riklig): Vass, Insjösäf, Starr, Dyfräken, Vattenslinga, Gädd- och Ålnate, Gul och Hvit Näckros."

Kikerudssjön har alltså alltid varit en tämligen näringsrik sjö med riklig bottenvegetation. Det är detta man vill återskapa.Under senare år har man upptäckt att grunda sjöar kan domineras antingen av undervattensväxter, med åtföljande klart vatten, eller vara grumlade av växtplankton vid samma näringsstatus. Övergången mellan dessa två alternativa jämviktslägen är inte en successiv förändring, utan karaktäriseras av snabba växlingar. De alternativa jämviktslägena kan finnas inom ett intervall från ca. 25 µg till 1000 µg fosfor / liter. Vid ökning av mängden fosfor (p.g.a. extern tillförsel ifrån t.ex. avlopp eller ifrån jordbruk) gynnas växtplankton. Dessa reducerar mängden ljus som når ner i vattnet. Då minskas möjligheten för undervattensväxter att genomföra sin fotosyntes. Den höga mängden växtplankton leder givetvis till att mängden döda växtplankton ökar, vilket leder till ansamling av organiskt material på sedimentytan. Detta kräver syre för att brytas ned. Då kan ev. syrebrist uppstå vilket leder till frigörande av fosfat från sedimenten. Detta kan göra att sjön omvandlas från en fosforfälla till en fosforkälla. Fisksamhället i en eutrofierad sjö förändras från dominans av abborrfiskar till dominans av karpfiskar (främst mört och braxen). Eftersom karpfiskar främst äter djurplankton bidrar detta till att betningstrycket på växtplankton minskar. Algerna kan då öka kraftigt i antal. Braxen söker dessutom föda på sedimentytan och transporterar därmed fosfor från sedimentet till vattnet.(Hansson 1998)

En väsentlig förutsättning för att sjön skall gå mot en klarvattensjö är att näringstillförseln minskar. Eftersom växtplankton redan dominerar i sjön omöjliggörs etablering av undervattensvegetation. Ljuset räcker inte till. För att vända på trenden måste näringsämnestillförseln minskas och troligen behövs även någon åtgärd vidtagas i sjön.

Ett provfiske genomfördes i Kikerudsjön 880914-15.(Bryngelsson och Magnusson 1989) Denna undersökning visade på en klar dominans av cypriniderna mört och braxen. (fig. 4.f)

4. 1. 2 Åtgärder för att minska näringsbelastningen till sjön.

Odlingsmetoder

Generellt har erosionskänsligheten i Sverige ökat p.g.a att åkerfälten har slagits samman till större enheter och omgivande vegetation och t.ex. stengärdsgårdar har försvunnit. Störst är erosionsrisken inom områden med leriga jordar, där jordpartiklar är näringsrika och lätttransporterade. Även kraftig lutning ger högre erosionskänslighet. (Alström et al. 1991).

Vad gäller vegetationstäcken, måste de överstiga 70% av markytan för att verkligen minska erosionen (Fournier 1972; Elwell et al. 1976). Därför är det viktigt att åkermark står öppen så kort tid som möjligt. Träda, ängsvegetation, vall samt kvarvarande stubb och övriga skörderester i oplöjda åkrar är ett bra erosionskydd. I bandodling varvar man grödor med olika vegetationsperiod i band som följer konturen, t.ex. varvar stråsäd med vall. Odlar man olika grödor under olika år (växelbruk) och utnyttjar kvävebindande växter (t.ex. ärtväxter) minskar behovet av konstgödsel. När man gödslar, bör man använda lämpliga mängder vid rätt tidpunkt och med välplanerad placering. Exempelvis bör man inte sprida stallgödsel på en snötäckt åker.

Bearbetar man marken så lite och lätt som möjligt blir även erosionen mindre. Man kan t.ex. så direkt i föregående års gröda utan jordbearbetning. Plöjningen bör genomföras på våren i stället för på hösten för att minska perioder med öppen mark. Även normal höstsådd med plöjning kan leda till stora markförluster av jord och närsalter om grödan blir svag på hösten och därmed inte binder marken. P.g.a. detta måste särskilt sen sådd undvikas (Svenland, 1996). Vidare kan jordbrukmaskinernas kompaktering av jorden ge upphov till intensiv erosion.

Det är väsentligt att topografin inte underlättar ytavrinnigen (Alström et al. 1991). Därmed bör brukningsriktningen vara vinkelrätt mot sluttningen. Dessutom bör diken läggas längs med konturen. Sådana diken leder bort ytavrinnande vatten från ovanliggande sluttningar. Följaktligen drabbas sjön eller ån av mindre direkt belastning.

Kantzoner

En naturlig kantzon utgörs av en remsa med vegetation, ofta med inslag av träd och buskar, som omger ett vattendrag och fungerar som en buffertzon. Kantzonen skiljer sig från marken längre upp från vattendraget vad gäller topografi, jord och hydrologiska förutsättningar. Där kantzonen fått ge vika för odlad mark får man ofta problem med ökat näringsläckage och erosionsproblem. Att återinföra en obrukad zon, eventuellt i kombination med plantering av vissa träd- och buskarter, intill vattendrag kan bidra till att minska eutrofieringsproblemen. En sådan skyddszon kan också gynna fiskbestånde i

vattnet (nya habitatmöjligheter, ändrade ljusförhållanden etc), liksom påverka åkerlandskapets diversitet posivt.

Curt Svenland har inom projektet Våtmarker och skyddszoner inom Gullmarns avrinningsområde gjort en bedömning av behovet av skyddszon på åkermark. Bedömningen utgår från markens lutning, skiftets bredd och vattendragets tillstånd. Rekommenderad bredd varierar mellan 2 och 15 m, med utrymme för ökad bredd där åkern har en konvex eller konkav sluttningsprofil.

Enligt Fiskeriverket (Järvi 1997) bör skyddszonens bredd anpassas efter lokala förhållanden, men aldrig understiga 10 m. Man rekommenderar också att ytan besås med gräs så att risken för markerosion minimeras. Av samma anledning anser man det oftast nödvändigt att reducera strandkantens lutning till c:a 25%. Trädarter som är lämpliga i skyddszon är t ex al och vide. Exempel på buskar kan vara slånbär och vildnypon.

Bidrag för skyddszoner kan sökas från EU då skyddszonens bredd uppgår till minst 6 m och längden är minst 200 m. Bredare zoner kompenseras inte med högre bidrag.

Våtmark

Våtmarkens funktion är (Leornardson 1993):

- Minska näringsläckaget. Näringsämnen tas upp på tre olika sätt i en våtmark:
    1. Kväve, fosfor och fasta partiklar sedimenterar.
    2. Kväve denitrifieras.
    3. Näringsämnen tas upp av organismer i systemet.
- Bromsa upp vattenflödet, vilket gör att erosionen minskar.
- Öka den biologiska mångfalden.

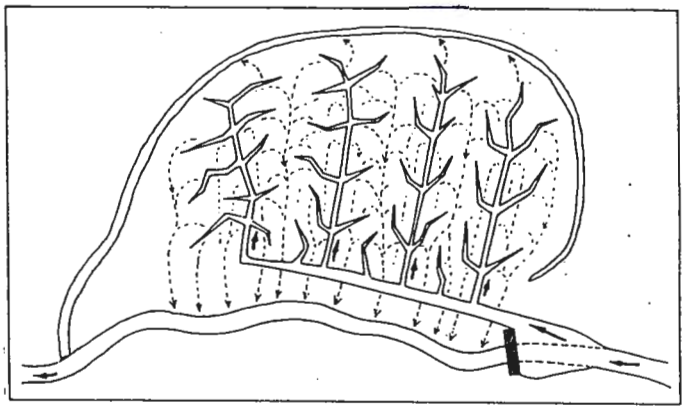
Svenland (1996) beräknar att effekten av en våtmark kan uppskattas till:
Fosforreduktion 10-200 kg/ha år
Kvävereduktion 2000 kg/ha år.

Våtmarker fungerar bäst på sommaren, då vattentemperaturen är hög och vattentillförseln låg. Därför är det viktigt att dimensionera dem för att fungera också på vintern då närsaltsflödet är stort. Effektivast blir våtmarken om den placeras där tillrinnande vatten är kraftigt belastat med närsalter.

Det finns många olika typer av våtmarker. Här tas upp de alternativ som vi anser intressanta inom vårt projektområde.

Översilningsäng
Med översilningsäng avses en våtmark vars vattennivå styrs av människan. Översilning kan alltså användas som en brukningsmetod som gynnar både närsaltsretention och biomassaproduktion.

Nya översilningsmarker anläggs företrädesvis på marker med lågt grundvatten som tillåter infiltration av vatten hela året. Genom att dämma en bäck leds vattnet via ett tilloppsdike över ett fingrenat system av bevattningsrännor genom vilka översilningsvattnet fördelas över ytan. Genom översilningsängarna skapas stora arealer våtmarker som också är mycket värdefulla för småvadarfauna och amfibier.
(Leornardson, 1993)



Figur 4.a: Översilningssystem (Leonardson 1993)

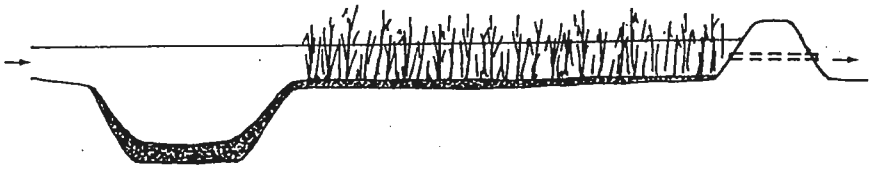
Sedimentationsdammar
Sedimentationsdammar bör ligga i konkava områden om de anläggs i odlad mark, då ytavrinningen naturligt koncentreras till dessa områden. De bör ha en sådan volym att vattnets uppehållstid blir minst 3-5 dygn under medelhögvattenföringen för att de skall vara effektiva näringsfällor.

De anlagda dammarna bör ha flacka stränder för att hindra erosion, de bör också ha så kallat bräddavlopp för att hindra erosion när vattnet rinner ur dammarna. Dammarna skall anläggas utanför vattendragens skyddszoner. Detta innebär att det krävs ytterligare en skyddszon runt själva dammen. Dammar av detta slag fångar upp det sediment som spolas bort vid regn och snösmältning etc. Också vattenflödet i själva huvudfåran jämnas ut vilket gör att erosionen minskar under högvattenperioderna. Dammarna är utmärkta kvävefällor eftersom de gynnar denitrifikationen. De kan också gynna djurlivet, t.ex. genom att fungera som lekplats för olika slags groddjur.

Dammarna skall vara långa och smala med en kvot mellan längd och bredd som helst bör överstiga 10:1 för att lågt arealsutnyttjande ska undvikas (Braskerud 1993). Genom en ökad uppehållstid ökar närsaltsretentionen. Den långa dammens utformning gör också att sedimentationen av partiklar blir hög samtidigt som risken för utspolning av sediment minskar. Genom den höga sedimentbildningen och långa kontakttiden mellan vattnets nitratmolekyler och sedimentet gynnas även denitrifikationen. Den långa uppehållstiden i

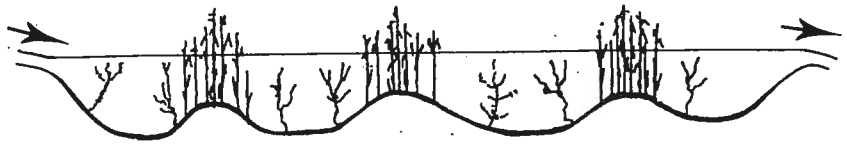
dammarna gör också att denitrifikationen kan fortgå under vinterns högvattensperioder. Detta gör att dammarna skall rensas så sällan som möjligt. (Leonardson 1993)

Braskerud (1993) rekommenderar att dammarna utformas med en djupare sedimentationsdel (≥ 1 m) närmast inflödet och en grundare vegetationsdel (0,4-0,5) närmast avflödet (fig. x). Huvudparten av sedimentationen sker i inflödets sedimentationsdel, där framförallt de större och tyngre partiklarna sedimenterar. Den vegetation som finns i dammen fungerar som ett filter för det mer finpartikulära materialet som gynnar denitrifikationen.



Figur 4.b: Sedimentationsdamm (Leonardson 1993)

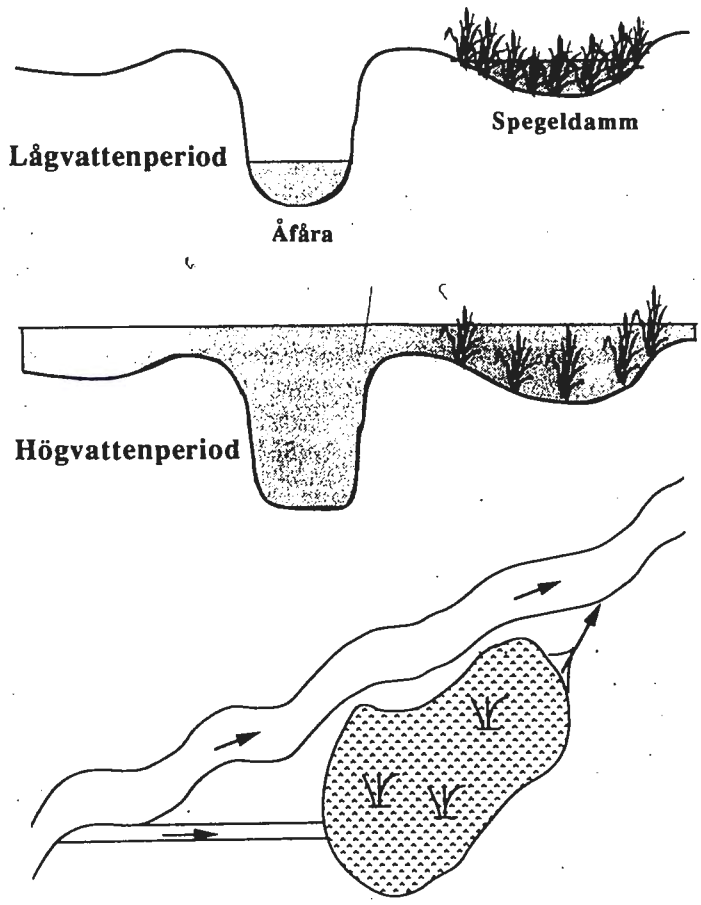
Vegetationsdammar
Detta är en form av damm där botten formas i vågor vinkelrätt mot strömriktningen. Vågorna skall vara utformade som bankar av jord, sten och lera, vilka är åtskilda av breda djupare partier. Bankarna skall placeras i 90 graders vinkel mot den dominerande strömriktningen och så att överdelen når 0,8 -1 m under ytan, och med största djup på max 2 m. Meningen är att det inte skall bildas någon skiktning med påföljande syrebrist och fosforutflöde som följd. Bankarna i dammen skall löpa tvärs över hela dammbredden. På bankarna planteras sedan vassväxter. Vassväxter har svårt att sprida sig till större djup vilket gör att det blir glesare med vass mellan bankarna. Detta underlättar sedan för vattnets flöde genom dammen. Om vassen blir för tät så bildas lätt kanaler där vattnet rinner och näringsretentionen försämras. Den vågiga bottnen och växterna förstorar dammens aktiva yta, vilket tros gynna näringsretentionen. Dammarnas yta respektive volym måste naturligtvis anpassas till avrinningsområdets yta, nederbördens frekvens och volym samt avrinningsförhållanden och ämnestransporter. Vanligt är att man försöker få en dammareal som motsvarar ca 2% av avrinningsområdets area (Leonardson 1993). Dammarna bör placeras så att de är vindexponerade. På det viset ökas vattenomrörningen, vilket säkerställer tillgången på syre i dammen (vilket är ett krav för att nitrifikation ska kunna ske).



Figur 4.c: Vegetationsdamm (Leonardson 1993)

Parallella åfåror och spegeldammar
Fårorna anläggs i låglänt mark parallellt med åfåran i flödesriktningen. De skall vara så belägna att de kan översvämmas vid högvatten för att på det viset avlasta åns huvudfåra och därmed minska risken för erosion vid okontrollerade översvämningar. (Leonardson 1993)

Parallella åfåror liknar de så kallade spegeldammarna, som också anläggs vid sidan om åfåran. Spegeldammarna försörjs med vatten under lågvattenperioderna från exempelvis dräneringar och mindre bäckar men även ytavrinning från omgivande mark. Vid högvatten översvämmas dammarna eller så leds vatten in från åfåran och får då en funktion av buffertmagasin och retentionsmagasin för näringsämnen och partiklar. I vissa fall kan det till och med vara gynnsamt att bara leda in en viss del av åns vatten genom spegeldammarna, då alltför högt vattenflöde kan leda till resuspension och borttransport av sediment. Spegeldammar blir härigenom goda alternativ till dammar i huvudfåran eller i tillflöden med stora flödesvariationer. (Leonardson 1993)



Figur 4.d: Spegeldamm parallellt med åfåran (Leonardson 1993)

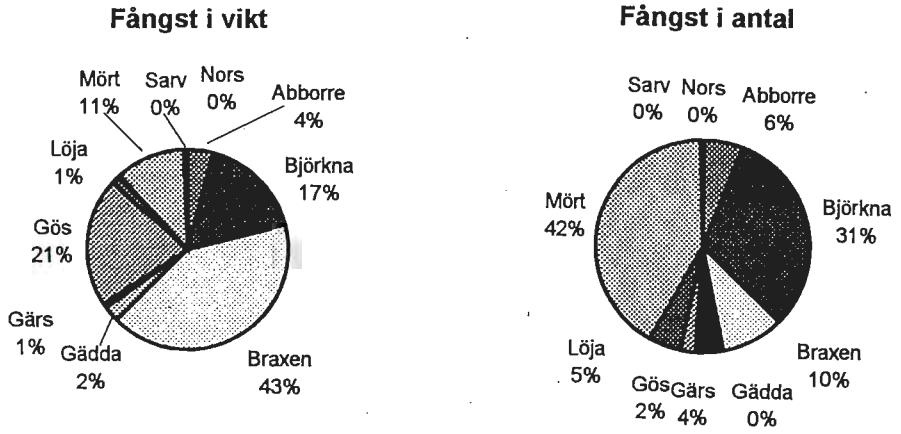
4. 1. 3 Åtgärder i sjön

Biomanipulering

Avsikten med biomanipulering är att reducera mängden växtplankton i en eutrofierad sjö genom att manipulera högre trofiska nivåer. Vid en mörtfiskreduktion tar man bort stora mängder fisk. Det leder till en rad händelser (Hansson 1998 och Hamrin 1998):

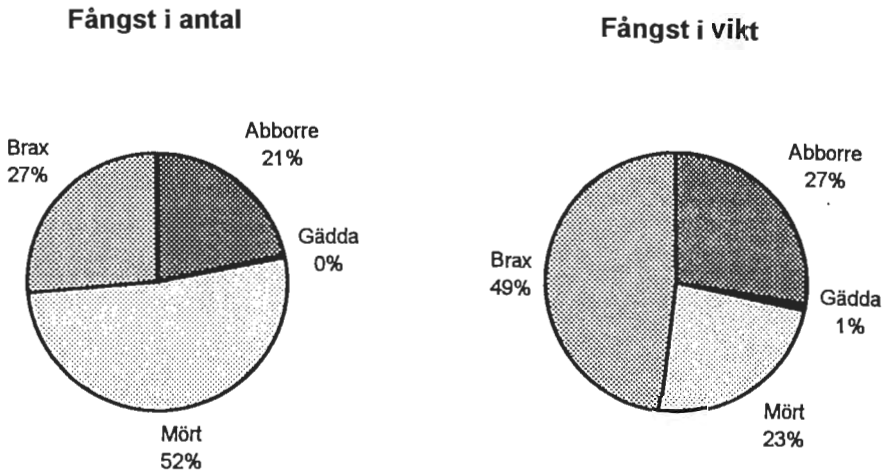
- Predationstrycket på djurplankton minskar vilket leder till ökat betningstryck på framför allt små växtplankton. Dessa har kort generationstid vilket leder till att omsättningshastigheten av näringsämnen minskar.
- Minskad mängd fosforexkretion från fisk medför minskad mängd alger.
- Minskning av den fiskinducerade sedimentgrumlingen medför att mindre mängd fosfor frigörs.
- Siktdjupet ökar p.g.a den minskade mängden växtplankton samt den minskade sedimentomrörningen av fisk. Det ökade siktdjupet gynnar undervattensväxterna som konkurrerar med växtplankton om näringen. Undervattensväxterna stabiliserar dessutom sedimentytan.
- Kemisk konkurrens mellan undervattensväxter och blågröna alger bidrar också möjligen till en negativ utveckling för algerna.

I Ellenesjön har en omfattande förstudie gjorts för att utvärdera nyttan av en mörtfiskreduktion. Slutsatsen vid en provtrålning var att fisksamhället dominerades av mörtfiskar som björkna, braxen och mört. (Hamrin et al. 1998) Liknande resultat erhölls också vid ett provfiske med översiktsnät i september 1997. (Nilsson et al 1997)(fig. 4.e)



Figur 4.e: Fisksamhällets sammansättning i Ellenösjön 7-11/9 1997. (Nilsson et al 1997)

Fisksamhällena i Ellenösjön och Kikerudsjön är jämförbara (fig. 4.e och 4.f).

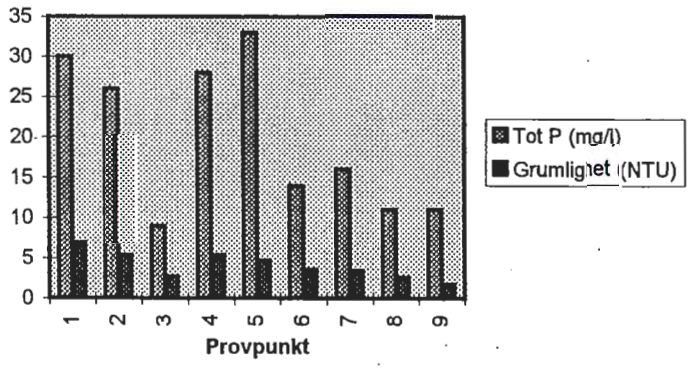


Figur 4.f: Fisksamhällets sammansättning i Kikerudsjön vid ett provfiske med översiktsnät 1988. (Bryngelsson och Magnusson 1989)

Totalfosforhalten i Ellenösjön varierade under perioden april till september 1997 mellan 40 och 100 µg/l. (Hamrin et al 1998)

4. 2 Vattenanalyser

Resultaten av vattenanalyserna redovisas i figur 4.g. I figuren är inte provpunkt 10 redovisad. Den hade extremt höga värden (tot P: 221 µg/l, grumlighet 34 NTU). Primärdata finns bifogade i bilaga 2. Totalfosforhalt och grumlighet var högst i provpunkt 10. I övrigt låg värdena för totalfosfor mellan 9 och 33 µg/l. Trenden är att värdena ökar succesivt längre ned i vattensystemet. Grumligheten, som varierar mellan 1,75 och 6,9 NTU, följer i stort sett fosforhalten.



Figur 4.g: Fosforbelastningen i provområdet 980304.

5. Diskussion

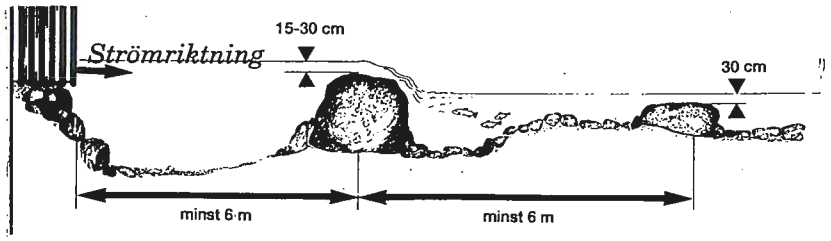
5. 1 Förslag till åtgärder

På alla åkrar, även på dem som inte nödvändigt kräver särskilda skyddzoner eller våtmarker, borde man ta hänsyn till hur jorden brukas. Som beskrivits i kapitlet 4.1.2 finns det många sätt att minska jorderosion och fosforavrinnig från åkrarna. Det är väsentligt att åkrarna har växttäcken samt att man bearbetar jorden lätt och om möjligt bara plöjer på våren. Direkta linjer till vattendraget bör undvikas, d.v.s. diken bör inte ledas rakt till ån eller sjön. Även brukningsriktningen bör följa konturen. Vidare borde gödselmängderna granskas. För mera detaljerade åtgärder behövs dock ytterligare information.

Även innan man anlägger våtmarker eller dammar bör fler undersökningar genomföras. Våtmarker och dammar förändrar den ursprungliga miljön. Av denna anledning måste man försäkra sig att åtgärder inte förstör viktiga naturvärden. Eventuella fiskbestånd och botaniska värden bör därmed inventeras i förhand. Undersökningar angående utfiskning diskuteras senare i texten.

Resultatet och därmed föreslagna åtgärder grundar sig på ett enda provtagningstillfälle. Vi vet inte hur fosforhalterna varierar över tiden i området, och det är därför osäkert hur väl värdena stämmer överrens med den allmänna situationen i vattensystemet. Då proverna togs var det tjäle i marken. Antagligen är värdena mycket högre vid vissa andra tillfällen, t ex vid snösmältning och vid kraftig nederbörd. Snötäcket gjorde det svårt att skaffa sig en omfattande allmän bild över området, t ex att bedöma vegetation och att se hur åkrarna var plöjda.

Provpunkt 10: Denna bäck avvattnar Grimåsasjön och hade höga fosforvärden. Här kan en våtmark vara lämplig (fig. 4.a). Här kan man lägga en vall som hindrar det troligtvis dikade utflödet i sjön. Man skulle kunna skapa en form av översilningsäng med en sedimentationskammare i överdelen som tar hand om den partikelbundna fosforn. Fiskförekomst måste dock kontrolleras innan någon åtgärd görs så att fisken ej hindras i eventuella vandringar. I detta fall skulle det kunna vara möjligt med en form av små höljor som ligger på rad efter varandra och som har till uppgift att minska nivåskillnaden vilket gynnar fiskvandringen. (fig 5.a). Denna punkt uppvisar ett mycket högt värde vad avser både fosfor och grumlighet. Bäcken var isbelagd vid tillfället och det var svårt att komma igenom isen för att ta prov. Kanske kan vattnet blivit grumligt eller provet kommit i kontakt med sediment under provtagningen, och värdet därför blivit allt för högt.



Figur 5.a: Vattenhöjande trösklar. (Järvi 1997)

Provpunkt 4-6: Denna del av Rölandaån rinner genom jordbrukslandskap, och utgörs av sträckan strax ovan Berget där ån kommer ut genom skogen och ner till Övre Lycke. Utefter detta åparti finns det utsläppskällor som fordrar någon form av åtgärder. Vi föreslår därför att det läggs en 6-meters skyddszon efter hela åfåran för att hindra utflödet av fosfor och kväve. Skyddszonen bör bestå av både gräs, buskar och träd. Man kan för att göra omgivningen trevligare använda sig av exempelvis äppleträd och andra ej kvävefixerande växter. Al och ärtväxter är ej lämpliga då de är kvävefixerande och fäller sina blad gröna, därmed ökar de näringsämnesbelastningen. Eftersom terrängen är starkt kuperad bör man ej pruta på kantzonens bredd utan snarare bredda den. Mätningar visar att det är någonstans efter denna del av ån som de huvudsakliga utsläppen finns. Vi föreslår också att man, eventuellt som en senare åtgärd, anlägger något mellanting mellan spegeldammar och parallella åfåror. De skall då förläggas till de konkava områdena som hjälp till att fånga upp erosionsmaterial från omlandet (fig. 4.d). Dessa bör ha en sådan längd och storlek att de kan fånga upp de lösa partiklar som frigörs vid snösmältnig och regn.

Provpunkt 5: Denna bäck har mycket höga värden vilket kräver noggrannare undersökningar, med fler provtagningar för att kunna lokalisera och åtgärda utsläppens källa eller källor. Det finns vid N.Lerryr en ej odlad mark strax nedan en bondgård. Om åtgärder direkt vid källan inte visar sig vara tillräckliga kan denna mark vara lämplig som våtmark med en fångdamm för sediment i översta delen (fig. 4.b och 4.c). Våtmarken kan eventuellt behöva anpassas till höga kvävehalter då bondgården ovanför såg ut att ha kreatur. Detta kan vara en bidragande orsak till den höga halten av näringsämnen då den ligger i bäckens närhet.

Provpunkt 4: De övre delarna ovan provpunkten har bitvis eroderade kanter vilket troligtvis kräver att åfåran släntas så att lutningen ej överstiger 25%. Stenar och vegetation kan behövas som komplement till släntningen för att ytterligare skydda mot erosion. Innan själva utloppet i sjön bör en damm med sedimentationskammare anläggas. (fig. 4.b). Det är från detta tillflöde som det mesta av näringen tillförs Kikerudsjön. Därför kan en komplettering med en nederdel utformad som en vegetationsdamm också behövas (fig. 4.c) för att kunna ta upp maximalt med näring.

Provpunkt 2: Denna bäck hade höga näringsvärden. Källan till föroreningen bör kontrolleras. Det är svårt att ta hand om näringsämnena innan de rinner ut i sjön på grund av den branta topografin.

Provpunkt 1: Denna provpunkt visar enligt våra bedömningar att sjön ej är en fosforfälla. Om man skall göra någon insats i sjön i form av biologisk manipulation med fiskreduktion bör följande undersökningar göras för att få en mer komplett och aktuell bild av sjön.

- planktonsamhället bör kontrolleras vad gäller förhållandet mellan växt- och djurplankton.
- undervattensvegetationen bör inventeras och dess utbredning kvantifieras.

- ytterligare provfiske kan vara lämpligt för att säkerställa att förhållandena mellan vitfisk och rovfisk ej har ändrats.
- områdets hydrologi bör noggrannare kartläggas för att undersöka omsättningstiden och därmed kunna beräkna hur lång tid det skulle ta för sjön att återhämta sig utan reduktionsfiske.

En fiskreduktion skulle kunna vara den knuff som behövs för att återskapa den rika undervattensvegetationen och därmed minska den tillgängliga näringen för växtplankton. Genom att näringen omfördelas från växtplankton till undervattensvegetationen så minskar planktonens biomassa och därmed vattnets grumlighet. Fiskreduktion är dock inte ett hållbart medel om extern belastning av fosfor inte reduceras. Åtgärder för att minska fosforbelastningen måste alltid komma i första hand.

Om man jämför Kikerudsjön med den eutrofa Ellenösjön så verkar Ellenösjön ha en högre totalfosforhalt generellt sett. De värden vi har jämfört är visserligen ej från samma tidpunkter men de visar att Ellenösjön har en högre genomsnittlig totalfosforhalt. Fördelningen mellan antalet vitfisk och rovfisk är dock ungefär den samma procentuellt sett i de båda sjöarna, det vill säga 71% vitfisk i Kikerudsjön och 72% vitfisk i Ellenösjön. Dessa resultat visar att sjöarna har likartade förhållanden i fisksammansättningen.

Omsättningstiden i Kikerudsjön bör bestämmas. Om omsättningstiden är kort kan sjön möjligen rena sig själv inom rimlig tid. Storleken av näringsutflödet till havet under denna reningstid måste bestämmas för att man skall kunna avgöra om det är acceptabelt. Reduktionsfiske bör ses som den sista utvägen om ingen annan åtgärd anses tillräcklig.

6. Litteratur

Alström, K., Bergman Åkerman, A. 1991, Vattenerosion i sydsvensk jordbruksmark, Lunds universitets naturgeografiska institution, Rapporter och Notiser 73.

Braskerud, B. 1993, Konstuksjon og effekt av fangdammer. -Jordforsk, Ås, Norge. Rapport nr 6.24.09-2A.

Bryngelsson, J., Magnusson, A. 1989, Provfiskade sjöar i Munkedals kommun, Fiskenämnden i O-län.

Hamrin, S. F. et al. 1998, Åtgärdsprogram för restaurering av Ellenösjön/Östersjön, Fiskeriverket, Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm.

Hansson, L-A. 1998, Biomanipulering som restaureringsmetod för eutrofierade sjöar -En kunskapssammanställning, Lunds universitets ekologiska institution/limnologi.

Holmgren, E. 1916, E. Holmgrens undersökningar af fiskevatten å Dalsland omfattande 638 sjöar och vattendrag, Vänersborg.

Järvi, T. 1997, Fiskevård i rinnande vatten, Råd och anvisningar från Fiskeriverket, Göteborg.

Leonardson, L. 1993, Våtmarker som kvävefällor, Svenska och internationella erfarenheter, Naturvårdsverket Förlag, Solna.

Nilsson, S. et al. 1997, Provfiske med översiktsnät i Ellenösjön 1997, Göteborgs universitet, kursen Fiskekologi och fiskevård, HT 1997, stencil.

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

Bilaga 1. Karta över provpunkter.

Bilaga 2. Vattenanalyser.

Provpunkt	Tot P (µg/l)	Grumlighet (NTU)
1	30	6,9
2	26	5,4
3	9	2,7
4	28	5,4
5	33	4,7
6	14	3,6
7	16	3,5
8	11	2,6
9	11	1,75
10	221	34

Bilaga 2: Totalfosforhalt och grumlighet i Kikerudsjön 1998-03-04.