FÖRORD

Under 4 dagar i november besöktes Örekilsälvens avrinningsområde av två grupper studenter från Göteborgs universitet. Kursen i Vattenvård 10 poäng med Jan Stenson som kursledare. Ragnar Lagergren var exkursionsledare och kursassistenter var Anette Johansson, Sofia Brockmark och Fredrik Palm. Kursmomenten är en uppföljning av ett arbete som inleddes under vt-1998. Avsikten är att vi genom upprepade undersökningar så småningom skall ha möjlighet att kunna upptäcka trender i vattenkvaliteten. En del nya undersökningar har dock också lagts till efter hand.

Arbetet inleddes med en rundresa till sjöar, vattendrag, reningsverk, våtmarker och skyddszoner för att titta på problemen i området och för att se hur kommunerna runt Örekilsälven har arbetat med olika typer av åtgärder mot eutrofieringen. Resterande tid ägnades åt provtagning i fält. Analysen och bearbetningen av det insamlade materialet gjordes vid zoologiska institutionen i Göteborg.

Ett stort tack riktas till Färgelanda kommun och dess miljöchef Jan Sandell för ett bra samarbete vid förarbetet och vid tidigare kurser. Vi vill också tacka Ingvar Häger för upplåtelse av mark vid provtagningen i Hillingsätersjön och Jan-Erik Svensson som från början planerade exkursionen och flera av momenten. Slutligen vill jag tacka alla studenter som tappert och omsorgsfullt genomfört alla moment trots bistert väder och i några fall bristfällig utrustning.

RAGNAR LAGERGREN

INNEHÅLL

I Fosforhalter i Valboåns huvudfåra och biflöden
Ida Lundqvist, Sindy Klasson, Camilla Olsson och Carlos Medina

II Bottenfaunaundersökningar i Valboåns huvudfåra
Frida Laursen, Dan Arvidsson, Ulf Simolin, Jon Teleberg och Linda Mases

III Zooplanktoninventering i Östersjön
Anna-Karin Ring, Elin Bergman, Christina Rönnmark, Åsa Anderberg och Maria Rudström

IV Hillingsätersjön näringsämnen och retention
Mattias Klonecki, Carina Mattila, Robert Bengtsson, Åsa Rehndell och Martin Holgersson

V Bottenfaunaundersökning i Vassbotten
Ronja Dahy, Linda Gustavsson, Maryam Khalaf, Cecilia Nilsson och Moa Ranum

VI Status för populationer av glacialmarina relikter i Östersjön, Dalsland
Pernilla Eriksson, Mille Fagerström, Anna Grahn, Charlotte Höglund och Birgitta Säihke

I

Göteborgs universitet
Zoologiska institutionen
Ekologisk zoologi
Vattenvård 10 p.
HT2004

Fosforhalter i Valboåns huvudfåra och biflöden

Handledare:
Ragnar Lagergren
Anette Johansson

Av:
Ida Lundqvist
Sindy Klasson
Camilla Ohlsson
Carlos Medina

Sammanfattning

Valboån rinner genom Valbodalen i Dalsland och ut i Örekilsälven som i sin tur mynnar i Gullmarsfjorden. Näringsläckage från jordbruket har inneburit stora eutrofieringsproblem för Valboån och andra vattensystem i området. Sedan slutet av 1990-talet har ett omfattande arbete med anläggande av våtmarker och skyddszoner i jordbruket genomförts kring Valboån för att minska läckaget av näringsämnen till vattensystemet.

Denna undersökning syftar till att undersöka totalfosforhalterna i Valboåns huvudfåra och biflöden samt att jämföra dessa resultat med tidigare års undersökningar. Vattenprover togs vid 16 punkter, 10 i huvudfåran och 6 i biflöden. Vattenproverna analyserades därefter med avseende på turbiditet, färgtal, pH, konduktivitet, alkalinitet och totalfosfor.

Resultatet visar att Valboåns huvudflöde har höga halter av totalfosfor men de ligger under det mål på 50 µg/l som Länsstyrelsen har fastställt för Valboån. I vissa av biflödena är halterna av totalfosfor mycket höga. Därför behövs en ökning av skyddszonsarealer längs biflödena samt restriktioner för bete vid åfårorna för att minska risken för erosionsskador.

Innehållsförteckning

Inledning 3
Metod och Resultat 4
Provtagning 4
Turbiditet 4
Färgtal 5
pH 6
Konduktivitet 7
Alkalinitet 8
Totalfosfor 9
Diskussion 12
Åtgärder 13
Källförteckning 14

Inledning

Valboån rinner genom Dalslands skogsmarker i norr, genom Valbodalens jordbrukslandskap till Ellenösjön och vidare ut i Örekilsälven, som mynnar i Gullmarsfjorden. Den stora transporten av närsalter från Örekilsälven till Gullmarsfjorden har bidragit till algblomningar, syrebrist och bottendöd i fjorden. Den årliga nederbörden är bland de högsta i Sverige, 750-900 mm vilket leder till frekventa högflöden i bäckar och åar och därmed en ökad erosion. Valbodalens bördiga lerjordar är särskilt erosionsbenägna vilket bidrar till en ökad mängd partiklar i vattensystemet och därmed även en ökad mängd närsalter (Svenland et al).

Redan på 1970-talet uppmärksammades övergödningen av Gullmarsfjorden och kommunerna i avrinningsområdet utarbetade därför Gullmarsplanen 1984. Åtgärderna som gjordes var dock inte tillräckliga och man insåg att det största näringsläckaget kom från jordbruket genom gödsling och erosionsbenägna jordar. Undersökningar visar att jordbruket avger tio gånger så mycket närsalter som skogsbruket per ytenhet. (Svenland et al.). Mellan 1998 och 2001 genomförde Färgelanda, Munkedal och Dals-Eds kommuner arbetet med "Projekt Våtmarker och Skyddszoner inom Gullmarns avrinningsområde". Syftet med arbetet var att minska tillförseln av närsalter till sjöar och vattendrag i avrinningsområdet genom att anlägga våtmarker och skyddszoner i främst jordbruksmark för att fånga upp närsalter samt minska erosionen och transporten av partiklar till vattendragen. Eftersom jordbruket är en stor bidragande faktor genomfördes en informationskampanj för att informera jordbrukare om hur de kan hjälpa till att minska näringsbelastningen i vattendragen i Gullmarns avrinningsområde (Dals Eds kommun et al. 2002).

Sedan har 1998 har inom kursen Vattenvård vid Göteborgs Universitet gjorts regelbundna mätningar av eutrofieringsnivåerna i Valboån med biflöden. Avsikten med dessa har varit att undersöka utvecklingen av närsaltstillförseln till Gullmarsfjorden samt till Ellenösjön där algblomningar har förekommit under senare år. Undersökningarna har genomförts vår och höst

Den här rapporten är en del av det arbete som pågått sedan 1998. Vattenprover har tagits vid samma provpunkter som vid tidigare undersökningar och samma analyser har genomförts. Syftet med arbetet har varit att undersöka hur och var halterna av totalfosfor har förändrats i Valboån med biflöden samt undersöka effekten som anlagda våtmarker och skyddszoner har haft på eutrofieringen i Valboån.

Metod och Resultat

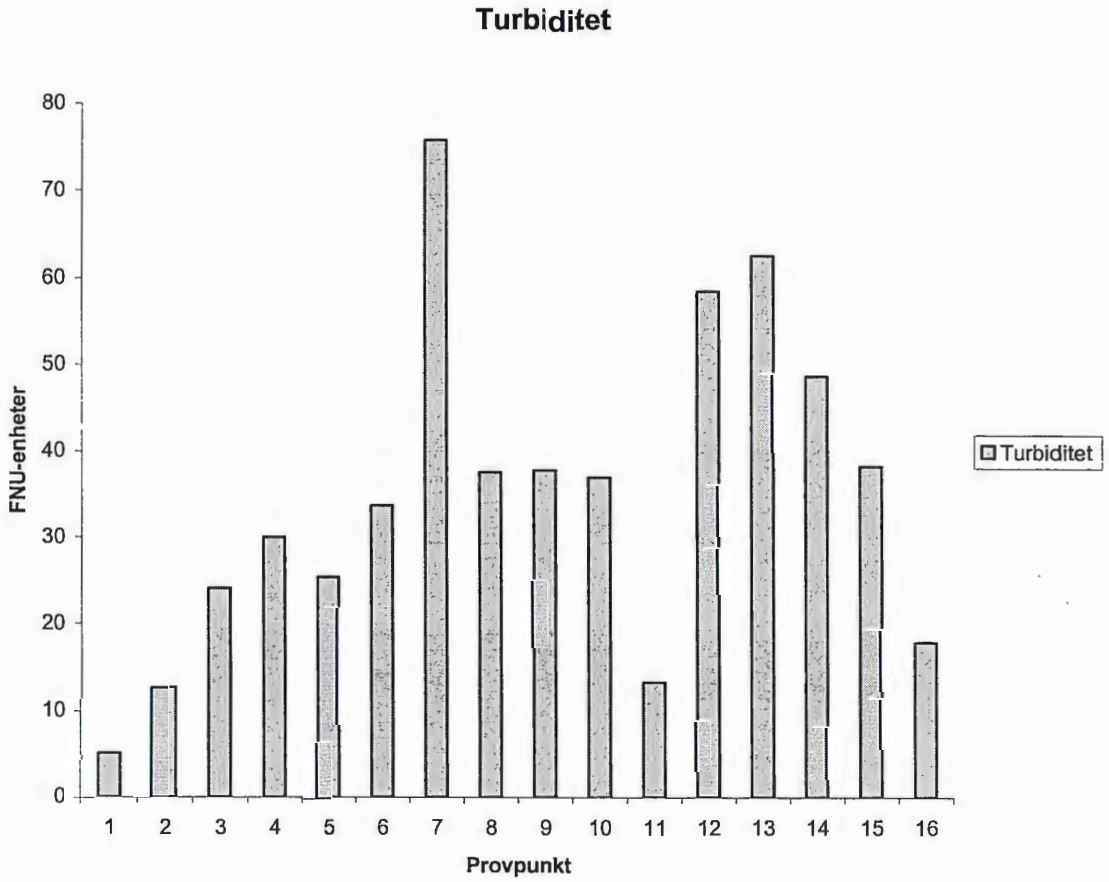
Undersökningen gjordes under tre dagar. 13 november gjordes provtagningarna och vegetation och markanvändning 50 m uppströms om provpunkten beskrevs, se Bilaga 1. Den 16 november analyserades pH, konduktivitet, alkalinitet, färgtal och turbiditet på vattenprov som förvarats i kylskåp. Den 22 november analyserades totalfosfor på vattenprover som förvarats i frys. Analys av vattenproverna från de olika provpunkterna visar skillnader i turbiditet, färgtal, pH, konduktivitet, alkalinitet och totalfosfor. De högsta värdena uppmättes i Valboåns biflöden. Alla analyser genomfördes enligt laborationsmanualen Vattenanalyser av Johansson 2003. Diagrammen är baserade på data som presenteras i Bilaga 4 och 5.

Provtagning

Vattenprov togs på 16 platser med ruttnerhämtare längs med Valboån och dess biflöden. För att kunna jämföra med tidigare resultat var provplatserna de samma som tidigare år. Provplatsernas geografiska placering presenteras i Bilaga 2.
Prov på punkterna 1, 2 ,3 ,11 och 12 togs mitt i åfåran från bro medan resten togs från kanten på då utrustningen inte medgav provtagning från höjder.
Vid varje provtagningspunkt fylldes två flaskor varav den ena analyserades dagen efter och den andra frystes in för senare analys. Vid varje provtagningspunkt observarades uppströms markanvändning, vegetation, skyddszoner och erosion för att sedan kunna avgöra deras påverkan på vattenkvaliteten.

Turbiditet

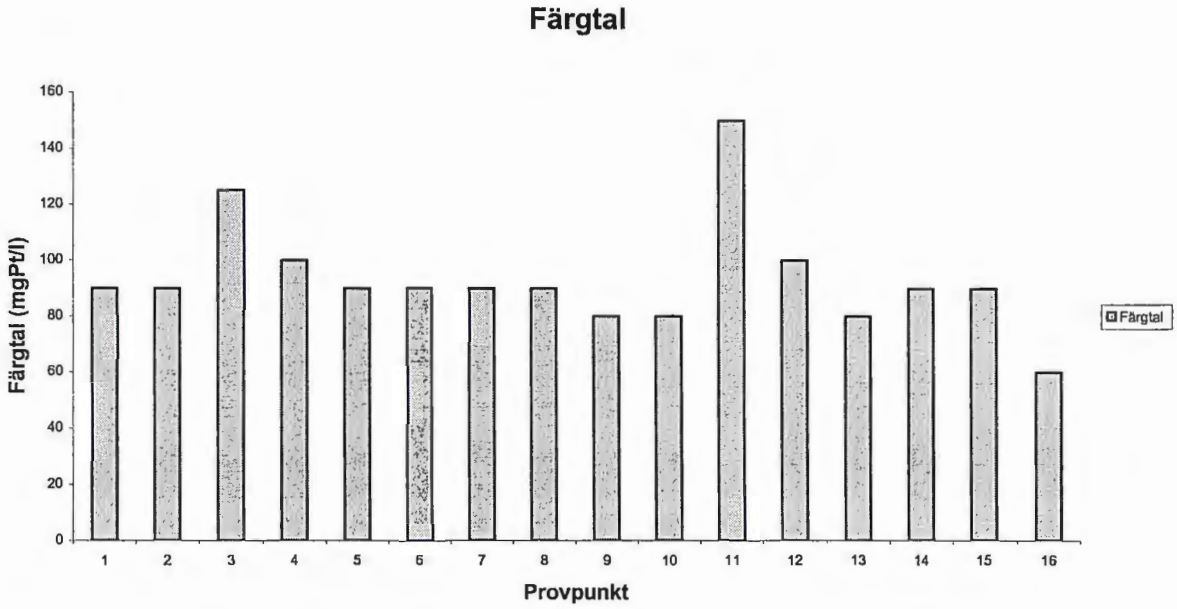
Turbiditet innebär hur grumligt ett vatten är, det vill säga mängden av lösta partiklar som kan påverka primärproduktionen.
Turbiditeten mättes med en turbidometer och värdet bestämdes genom att provets grumlighet jämfördes med en standardlösning.Undersökningen av turbiditeten i de olika proverna som presenteras i Fig. 1, visar låga värden i provpunkt 1, 2 och 11 samt extremt höga värden för provpunkt 7, 12, 13 och 14. Generellt kan en ökande trend ses ju längre ner i vattensystemet provet är taget.



Figur 1. Turbiditeten, mätt i FNU- enheter, presenterad för samtliga provpunkter. Provpunkt 1-10 belägna i Valboåns huvudfåra och 11-16 i Valboåns biflöden.

Färgtal

Genom att titta på vattnets färg kan man se hur mycket lösta humusämnen och järn- och manganföreningar vattnet innehåller. Vid analysen användes en färgkomperator, där vattnets färg jämförs med platinaplattor. Det som påverkas av färgtalet är siktdjupet och därmed också primärproduktionen.
Vid analys av färgtalet vid de olika provpunkterna som redovisas i Fig. 2 återfanns högst färgtal i punkt 3 och 11. I de övrigar provpunkterna är skillnaden mellan färgtalen liten.

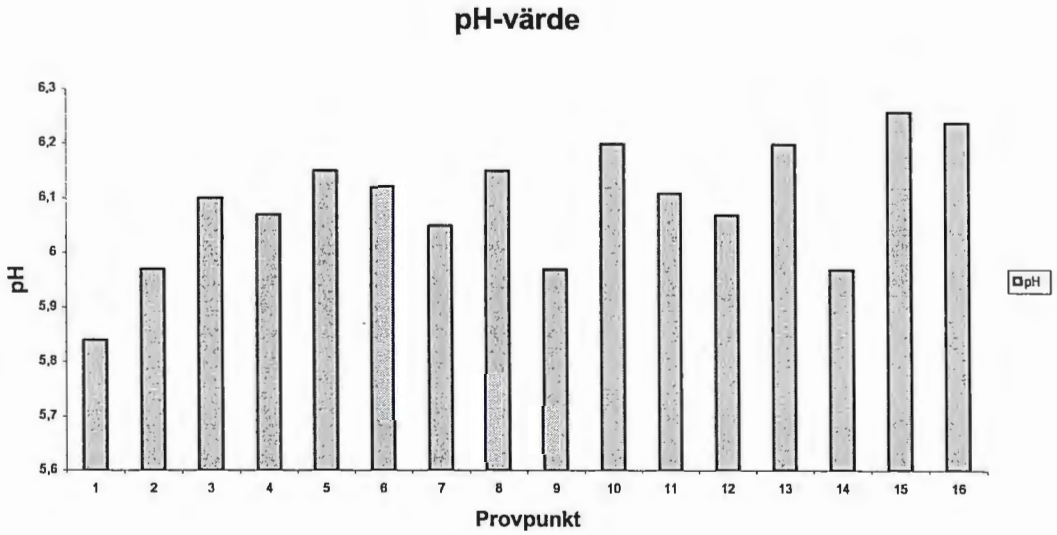


Figur 2. Färgtal mätt i mgPt/l, för samtliga provpunkter.Prov 1-10 är tagna i Valboåns huvudfåra och 11-16 i dess biflöden.

pH

pH-värdet för ett medium är minuslogaritmen av koncentrationen av fria vätejoner i mediet. Ett högt pH-värde anger en låg koncentration av fria vätejoner och ett lågt pH-värde en hög koncentration av fria vätejoner.
Vi bestämning av pH-värde användes en pH-meter med glaselektrod. Provet eller pH-metern var i ständig rörelse. Alla mätningar utfördes vid 25° C.

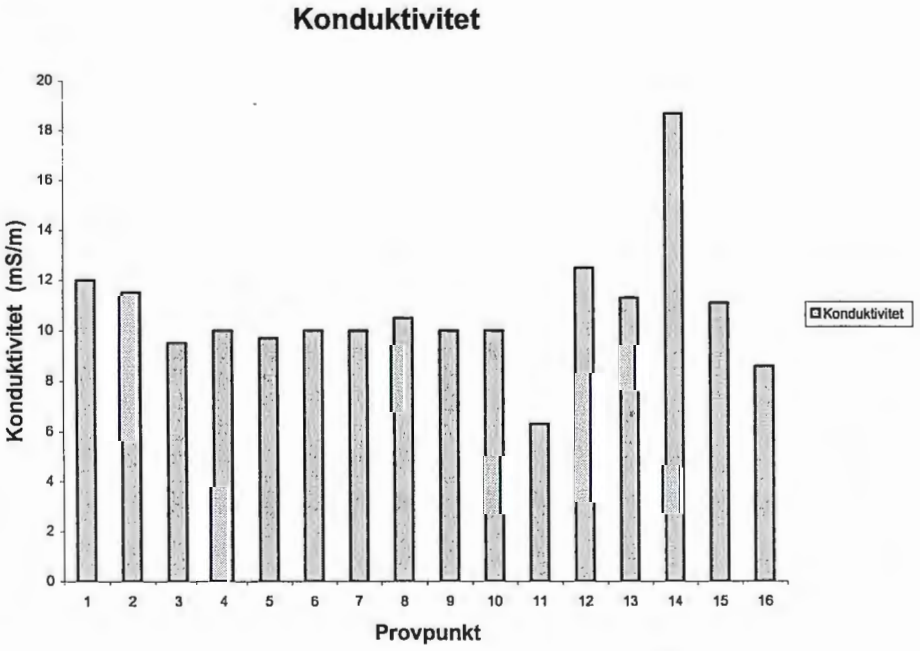
Enligt resultat från Fig. 3 kan man se att pH-värdet vid de olika provpunkterna fluktuerar. Lägst pH-värde uppmättes i punkt 1, men även punkt 9 och 14 har låga pH-värden. Högst värden uppmättes i punkt 15 och 16.



Figur 3. pH-värde uppmätt på laboration för samtliga provpunkter. Provpunkt 1-10 är taget i Valboåns huvudfåra och 11-16 i Valboåns biflöden.

Konduktivitet

För att mäta konduktiviteten i proverna användes ett vattenbad och en konduktometer. Konduktivitet är vattnets elektriska motstånd och mäts i mS/m. Antalet joner som finns i vattnet ger ett visst värde, lösningens specifika motstånd.
Mättemperaturen är standardiserad till 25°C då den påverkar partiklarnas rörelse. Konduktiviteten vid de olika provpunkterna i Valboåns huvudfåra uppvisar inga större skillnader, enligt resultat i Fig. 4. Däremot så skiljer sig konduktiviteten i de olika biflödena kraftigt. Lägst är konduktiviteten i provpunkt 11 och som högst är den i provpunkt 14.



Figur 4. Konduktiviteten för samtliga provpunkter mätt i mS/m. Provpunkt 1-10 är belägna i Valboåns huvudfåra och provpunkt 11-16 i dess bflöden.

Alkalinitet

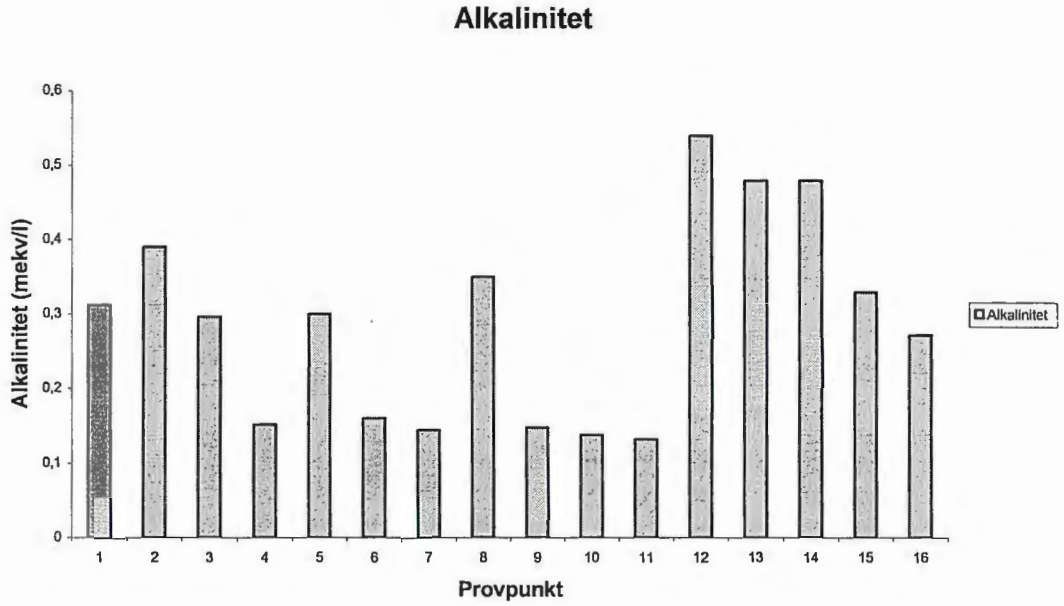
Vi mätte alkaliniteten för att se vattnets buffertkapacitet, det vill säga vilken förmåga vattnet har att ta upp vätejoner.
I sötvatten beror alkaliniteten till största delen av mängden karbonatjoner (CO_3^{2-}), vätekarbonatjoner (HCO_3) som finns i vattnet.
Alkaliniteten påverkas av konduktiviteten, då flera av de negativa jonerna i vattnet är karbonat- och vätekarbonatjoner. Mängden provvatten bestämdes enligt tabellen nedan:

Konduktivitet(mS/m)	Provvolym (ml)
1 - 5	50
5 - 10	25
10 - 25	10
25 - 50	5

Alkliniteten bestäms genom titrering med 0,02 M HCl.
För att ta bort syret från provet, genombubblades det med kvävgas under titreringen.
För att se när bufferten är förbrukad användes en SBV-indikator, som vid pH 5,4 slår om från grönt till gråttt.
Provvolymen justerades till 50 ml med avjoniserat vatten. Två prov titrerades från varje flaska och medelvärdet användes vid beräkning. Alkaliniteten räknades sedan ut genom följande formel:

$$A(\text{mekv/l}) = \frac{C_{HCl} * ml_{HCl} * 1000}{ml_{provvatten}}$$

Mätningar av vattnets alkalinitet presenterat i Fig. 5 för de olika provpunkterna visar att buffertkapacitet är som bäst i provpunkt 2 och 8 i Valboåns huvudfåra samt i provpunkt 12, 13 och 14 i dess biflöden. Generellt har biflödena högre alkalinitet än huvudfåran där alkaliniteten minskar ju längre nedströms som provpunkten är belägen.



Figur 5. Alkaliniteten mätt i mekv/l för provpunkt 1-10 i Valboåns huvudfåra samt provpunkt 11-16 i dess biflöden.

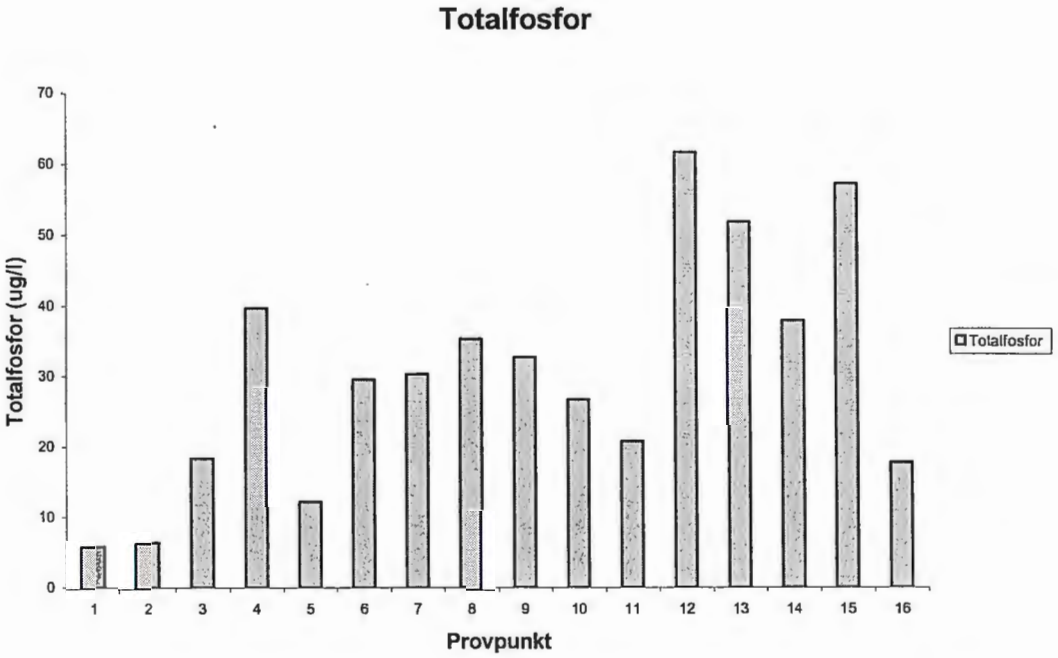
Totalfosfor

Till dessa prover användes det frysta vattnet, anledningen till nedfrysningen var att stoppa den biologiska aktiviteten i vattnet. I annat fall kunde organismer satt sig på plasten och bundit fosfor för sin tillväxt, vi hade då inte kunnat få ut all fosfor och mätvärdena hade blivit felaktiga. En stor del av fosforn är bunden i organiskt material och behöver frigöras för att kunna mätas, men fosfor finns även i oorganiskt material. För att frigöra fosfor till fosfat tryckkokades två prover från vardera av de sexton provpunkterna. Vattnet hade blandats med kaliumpersulfat för att få sur miljö, blindprov och kalibreringsprov behandlades och tryckkokades på samma vis. Blindprovet användes för att mäta reagensets egen absorbtion. Kalibreringslösningen innehåller en känd mängd fosfor och användes i beräkningsmodellen för att få veta mängden fosfor i de okända proven.
När proverna svalnat tillsattes blandreagens. Det frigjorda fosfatet reagerade med ammoniummolybdat i reagenset och bildade ett fosfor molybdatkomplex. Askorbinsyran i reagenset blåfärgade fosfatkomplexet och med hjälp av detta kunde absorbansen mätas i spektrofotometern.
Mängden fosfor beräknades enligt formeln:

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

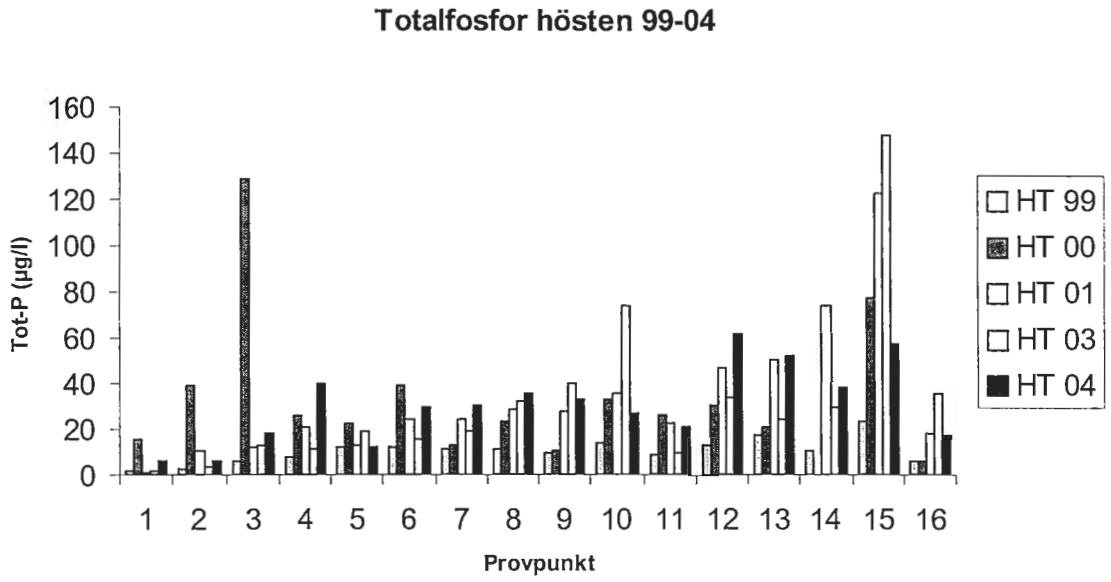
Då fosforhalten är väldigt låg användes en 5 cm kyvett för att ljuset skulle träffa fler partiklar.

Enligt resultaten i Fig. 6 är totalfosforhalten högst i Valboåns biflöden. Högst värden har provpunkterna 12, 13 och 15. Även provpunkt 4 i huvudfåran uppvisar höga halter av totalfosfor, medan de lägsta halterna uppmättes i början av avrinningsområdet.



Figur 6. Totalfosfor mätt i µg/l presenterat för samtliga provpunkter. Provpunkt 1-10 är belägna i Valboåns huvudfåra och prov 11-16 i Valboåns biflöden.

I Fig. 7 redovisas resultaten från höstmätningar de fem senaste åren. Generellt är de uppmätta halterna i huvudfåran 2004 högre än de funna vid tidigare års undersökningar, speciellt vid provpunkt 4 och 6. I biflödena kan stora ökningar av totalfosfor ses vid provpunkterna 12 och 13.



Figur 7. Jämförelse av totalfosforhalt i µg/l vid undersökningar genomförda på hösten mellan 1999 och 2004.

Diskussion

Vi har grundat våra bedömningar på Naturvårdsverkets tillståndsklasser, se Bilaga 4, samt tidigare undersökningar i Valboån.

Jämfört med förra året har turbiditeten minskat men är fortfarande hög på grund av den lerhaltiga jorden i Valbodalen. Anledningen till minskningen i huvudfåran kan vara att nederbörden i år är lägre än förra året, men eventuellt också att betestrycket är lägre. Enligt Naturvårdsverkets Bedömningsgrunder för miljökvalitet klassas vattnet i alla provpunkter som starkt grumligt, vilket innebär att det finns stora mängder av jordpartiklar i vattnet som kan påverka siktdjup och näringstillförsel. Den höga turbiditeten i biflödena kan vara en orsak till att även totalfosforhalten är hög på grund av erosion och betestramp.

Granskogen i norra delen av avrinningsområdet bidrar med humusämnen som färgar vattnet. Därför är färgtalet relativt högt redan från första provpunkten. Jämfört med tidigare undersökningar är färgtalet lägre i år än tidigare, men klassas ändå som starkt eller betydligt färgat vatten enligt Naturvårdsverkets tillståndsklassning, se Bilaga 6. Anledningen till detta kan vara att det i år höstplöjts på fler ställen vid våra provpunkter än förra året (Projektarbeten Vattenvård HT 2003). Det höga färgtalet innebär att det finns mycket organiskt material i vattnet som påverkar övergödningen längre ner i vattensystemet. Noteras kan dock att i den provpunkt där färgtalet var som störst var totalfosforhalten låg.

pH är lågt jämfört med tidigare år. Till viss del beror det troligtvis på att det är höst och de höstliga aktiviteterna såsom nedbrytning kan ha sänkt pH-värdet. Mätningen av pH-värdet gjordes dagen efter provtagningen vilket kan ha medfört en sänkning på grund av biologisk aktivitet i vattnet. Buffertkapaciteten i Valboån är god vilket är bra då pH-värdena var låga. Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder är alkaliniteten god.

Under fosforanalysen sköljdes glasflaskorna med provvatten. Provvolymen kan därför ha blivit en aning högre än vad som angivits i beräkningsmodellen, men då resultaten från dubbelproverna inte uppvisade några större skillnader kan man anta att slutresultatet inte påverkades nämnvärt.

Först i slutet av 1990-talet började totalfosforhalterna att minska, dessförinnan låg de högt över 50 µg/l som är målet för fosforhalterna i Valboån, enligt Länsstyrelsen i Västra Götaland (KM Lab Miljökontroll 1997) . Alla våra mätningar på de tio provpunkterna i huvudfåran låg under denna gräns. Enligt Naturvårdsverkets tillståndsklassning är denna halt ändå mycket hög och man kan ifrågasätta om Länsstyrelsens mål inte borde ändras. Man kan se en viss ökning nedströms utav fosfor, detta kan bero på ackumulering av näringsämnen och andra partiklar uppifrån ån och biflöden. Det högsta värdet uppmättes till 40 µg/l i provpunkt 4. Orsaken till detta kan vara kraftig erosion och branta åbrinkar. Vid provpunkt 4 gick utrustningen sönder och vi fick ta resterande prover från kanten av ån istället för mitt i vattenpelaren. Detta kan ha påverkat resultaten med tanke på att provet då kunde kommit att innehålla mer sediment.

Sammanfattningsvis kan man säga att våtmarksprojektet i stort har haft en positiv effekt på totalfosforhalterna i Valboån och dess biflöden. Däremot kan vi inte se att en enskild anläggning har påverkat mer än någon annan.

Biflödenas höga halter beror troligtvis på uträtning av vattendragen och att de flesta är omgivna av jordbruksmark. Turbiditeten och färgtalet är högt vilket tyder på stora mängder av oorganiskt och organiskt material i vattnet som också bidrar med närsalter.

Åtgärder

Åtgärder har gjorts under åren 1998-2001 i form utav nyanläggande av våtmarker, skyddszoner och dammar. Om man jämför värdena från rapporten (Färjelanda kommun, KM lab miljökontroll 1997), med senare års mätningar så har halterna av totalfosfor i systemet minskat. Detta kan bero på de nya anläggningarna av våtmarker vars lägen redovisas i Bilaga 3, eller förändrad markanvändning.

Vi anser inte att fler våtmarker behöver anläggas förrän effekten av de nu befintliga har utvärderats. Dock kan åtgärder kring biflödena behövas för att minska näringsläckaget, exempel;

- Fler skyddszoner
- Vid höstplöjning bör man höstså
- Fortsatt information till markägare
- Vid erosionsskador bör man lägga dit sprängsten och/eller flacka ut åbrinken
- Månadsvisa mätningar är det optimala för korrekta klassningar, om detta är ekonomiskt möjligt. Annars är 6 mätningar per år ett alternativ.

Enligt våra mätningar har tillståndet i Valboån förbättrats efter de åtgärder man vidtagit. Genom de åtgärder vi föreslår är vi övertygade om att Valboån går en ljus framtid till mötes.

Källförteckning

Naturvårdsverket (2000):Bedömningsgrunder för miljökvalitet; Sjöar och vattendrag-Naturvårdsverket Rapport 4913

Dals-Eds kommun, Munkedals kommun, Färgelanda kommun (2002): Projekt Våtmarker och Skyddszoner; Projektredovisning-Nicklassons Tryckeri, Mellerud

Färjelanda kommun, KM lab miljökontroll (1997): Valboån och Lerdalsälven 1994-96

Länsstyrelsen Västra Götaland, Alcontrol Laboratories (2000): Örekilsälven 1997-99

Svenland C, Svensson J-E, Stenson J: Vattenvårdande Åtgärder i Örekilsälvens Vattensystem, Exkursionskompendium

Johansson A. (2003): Vattenanalyser, laborationsmanual.

Vegetationsbeskrivning Bilaga 1

1. Våtmark närmast ån (ca 10m) med inslag av träd. Våtmarken omgavs av granskog på ena sidan och längs andra gick vägen. Inga erosionsskador.

2. Omgivande jordbruksmark. Kantzonen var minimal, 0.5-1m åt öster. Trädbevuxen, ca 10 m bred kantzon på västra sidan med korvsjöar, kraftig erosion på båda sidor.

3. Åkermark i väster med en ca 4 m bred skyddszon utanför stängslet, zonen är vassbevuxen. Åkrarna var höstplöjda.
I öster var det betesmark. Små erosionsskador.
Längre uppströms var det trädbevuxet ner till ån, mestadels al.

4. Erosionsskador och branta åbrinkar på båda sidor. Dessa var gräs och vassbevuxna. På ena sidan fanns inslag av träd.
Omgivande mark var vall och träda.

5. På ena sidan är åbrinken utplanad, på andra sidan, kraftig erosion, bebyggelse och branta åbrinkar.

6. Åkrar i träda och vall utan skyddszoner och med branta åbrinkar omgav ån.

7. Uppströms finns en fördämning i jordbrukslandskapet. Dammen har trädbevuxna kantzoner. Ingen erosion.

8. Erosionsskadorna var påtagliga. Betesmarker omgav ån.

9. Ena sidan trädbevuxen åbrink, andra sidan grönområde i samhälle. Ingen erosion.

10. Provet togs i dämning. Svagt sluttande jordbrukslandskap i träda med 3 meter skyddszon och svag erosion i väster. Bebyggelse på branta åbrinkar i öster.

11. Nybyggd åfåra, ca 20 m med grus och sten uppströms. Viss erosion i kurvorna sedan skog och åkermark. Våtmark i anslutning.

12. Starkt sluttande betesmark utan erosion, med mycket vass. Området var kantat med sprängsten.

13. Vattendraget uträtat med kraftig erosion på båda sidor, omgivet av åkermark, ena sidan var höstplöjd med trädbevuxen skyddszon på ca 8m och den andra var höstsådd.

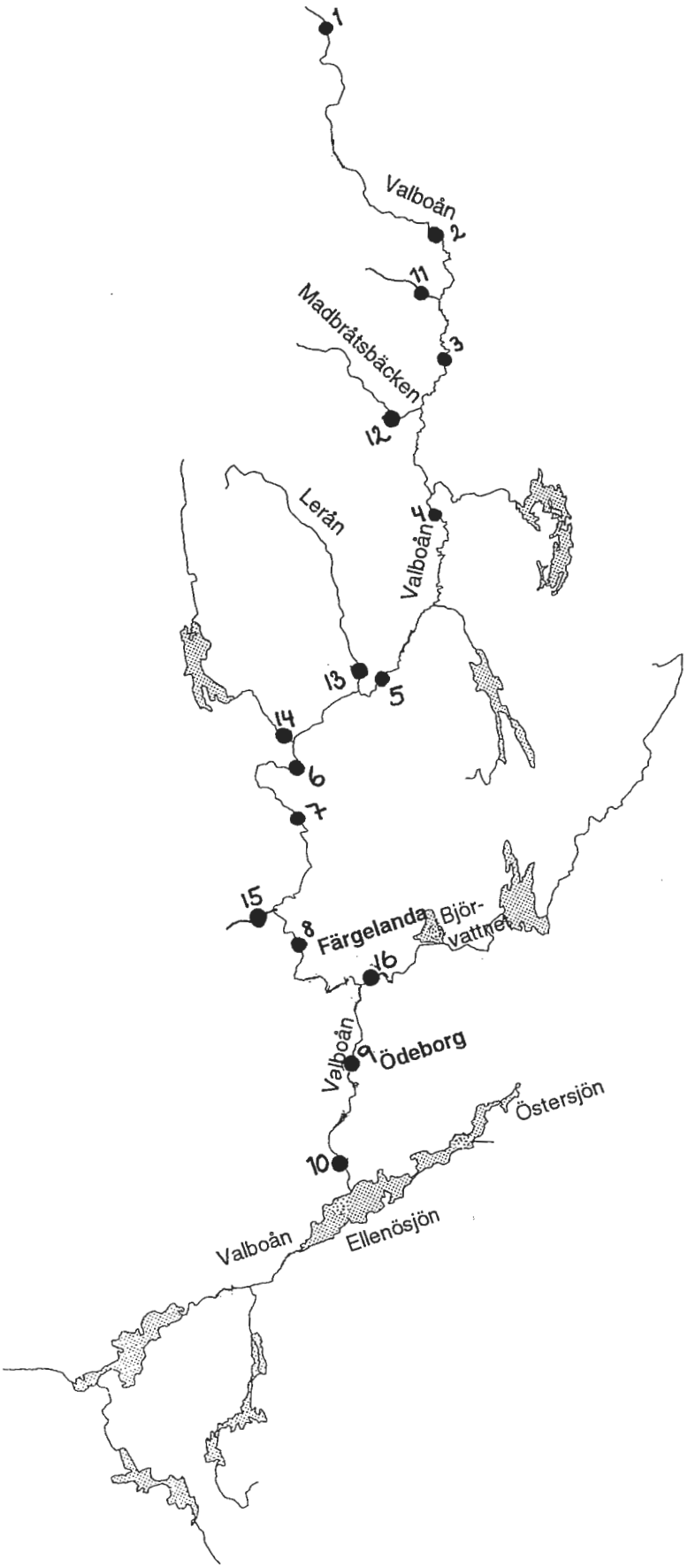
14. Uträtat vattendrag omgivet av åkrar i träda utan skyddszoner. Ingen erosion.

15. Ena sidan bete, andra sidan träda, damm uppströms. Ingen erosion.

16. Mitt i Färgelanda centrum. Ena sidan branta villagräsmattor, andra sidan flackt parkområde. Liten erosion.

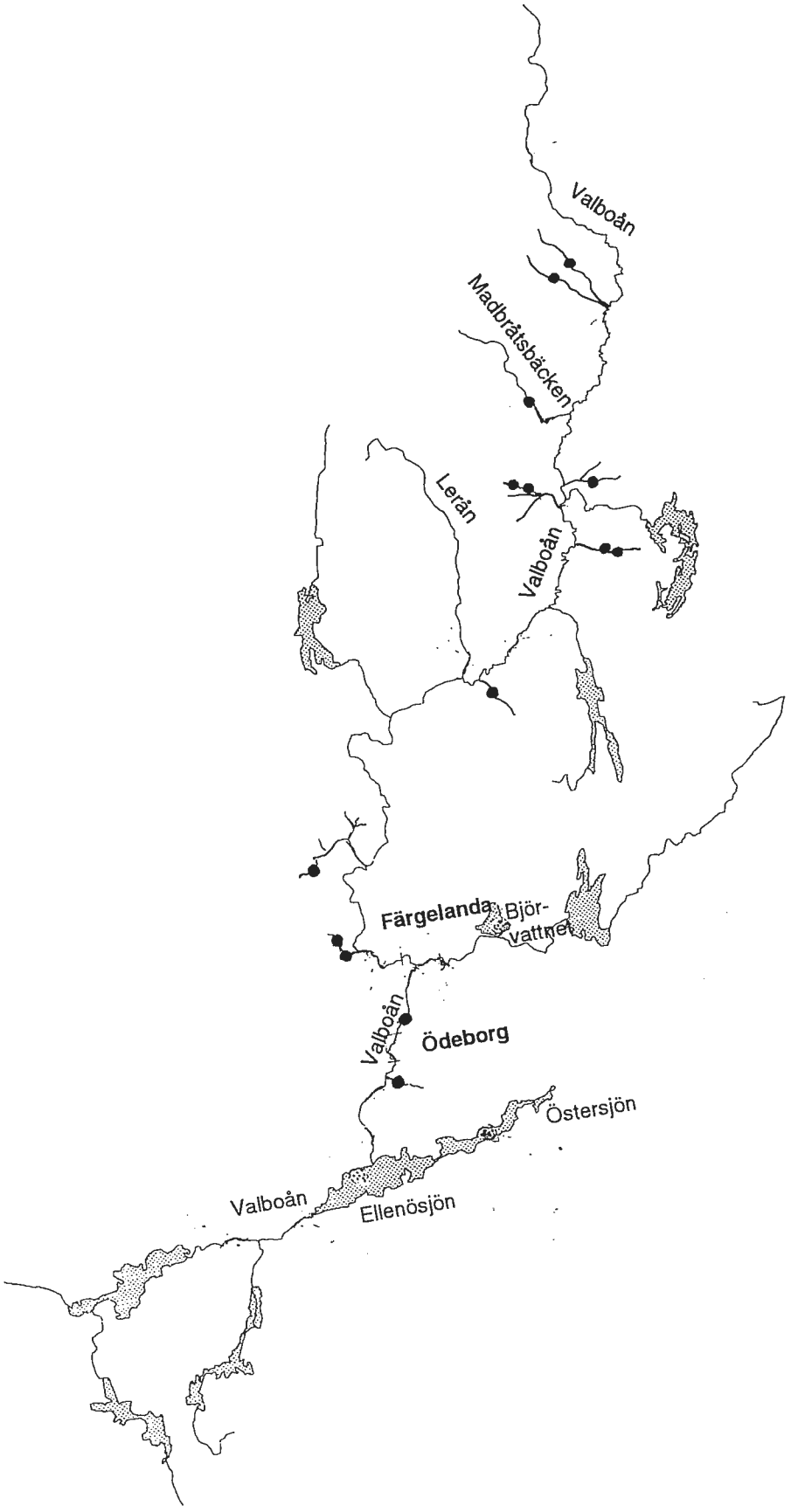
Provpunkternas placering

Bilaga 2



Bilaga 5

Våtmarkernas placering



Tabell 1. Sammanställning av analyser av Valboån och dess biflöden hösten 2004. Vi har inte kunnat se några stora avvikelser jämfört med tidigare års mätningar, undantaget är pH *som* är lägre *än* tidigare år.

Provpunkt	**Turbiditet** (FNU)	**Färgtal** (mgPt/l)	**pH**	**Konduktivitet** (mS/m)	**Alkalinitet** (mekv/l)	**Totalfosfor** (µg/l)
1	5,1	90	5,84	12,0	0,31	5,8
2	12,7	90	5,97	11,5	0,39	6,4
3	24,1	125	6,10	9,5	0,30	18,4
4	30,0	100	6,07	10,0	0,15	39,7
5	25,4	90	6,15	9,7	0,30	12,2
6	33,7	90	6,12	10,0	0,16	29,6
7	75,8	90	6,05	10,0	0,14	30,4
8	37,6	90	6,15	10,5	0,35	35,3
9	37,8	80	5,97	10,0	0,15	32,7
10	37,0	80	6,20	10,0	0,14	26,8
11	13,3	>150	6,11	6,3	0,13	20,8
12	58,5	100	6,07	12,5	0,54	61,7
13	62,6	80	6,20	11,3	0,48	51,9
14	48,7	90	5,97	18,7	0,48	37,9
15	38,3	90	6,26	11,1	0,33	57,3
16	17,9	60	6,24	8,6	0,27	17,8

Tabell 2. Uppmätt totalfosfor i µg/l vid undersökningar av Valboån och dess biflöden genomförda mellan våren 1998 och hösten 2004.

Provpunkt	VT 98	VT 99	HT 99	HT 00	VT 01	HT 01	VT 03	HT 03	HT 04
1	12,0	16,0	1,8	15,7	8,2	0,8	3,5	1,8	5,8
2	109,0	10,5	2,8	38,8	2,7	10,1	8,0	3,4	6,4
3	157,0	45,5	6,0	128,3	38,0	12,2	22,1	13,0	18,4
4	220,0	55,7	7,8	26,2	27,2	20,7	24,8	11,2	39,7
5	251,0	57,8	12,0	22,7	13,6	13,1	21,5	18,9	12,2
6	-	-	11,9	38,8	8,2	24,1	22,9	15,6	29,6
7	200,0	70,8	11,0	12,7	21,7	24,1	55,5	19,3	30,4
8	-	-	11,4	23,6	27,2	28,7	51,9	32,3	35,3
9	115,0	132,0	9,6	10,5	32,2	27,9	11,6	40,3	32,7
10	-	144,2	13,7	33,2	29,9	35,5	13,3	73,5	26,8
11	-	48,5	8,7	25,7	32,2	22,8	13,8	9,4	20,8
12	-	74,2	12,8	30,5	81,5	47,3	33,9	33,7	61,7
13	-	-	17,0	20,9	70,7	50,3	39,6	24,0	51,9
14	-	-	10,6	0	304,4	74,3	19,0	29,4	37,9
15	-	95,7	23,9	77,2	111,4	122,9	31,8	147,6	57,3
16	45,0	32,9	6,4	5,7	32,2	18,2	14,5	36,0	17,8

Bilaga 5

Bilaga 6

Tillståndsklasser enligt Naturvårdsverket Rapport 4913: Bedömningsgrunder för miljökvaltitet; Sjöar och vattendrag

Tillstånd, totalfosforhalt, (µg/l)

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

Tillstånd, vattenfärg (mgPt/l)

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

Tillstånd, turbiditet

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

Tillstånd, alkalinitet (mekv/l)

Klass	Benämning	FNU-enheter
1	Mycket god buffertkapacitet	>0,20
2	God buffertkapacitet	0,10-0,20
3	Svag buffertkapacitet	0,05-0,10
4	Mycket svag buffertkapacitet	0,02-0,05
5	Ingen eller obetydlig buffertkapacitet	≤ 0,02

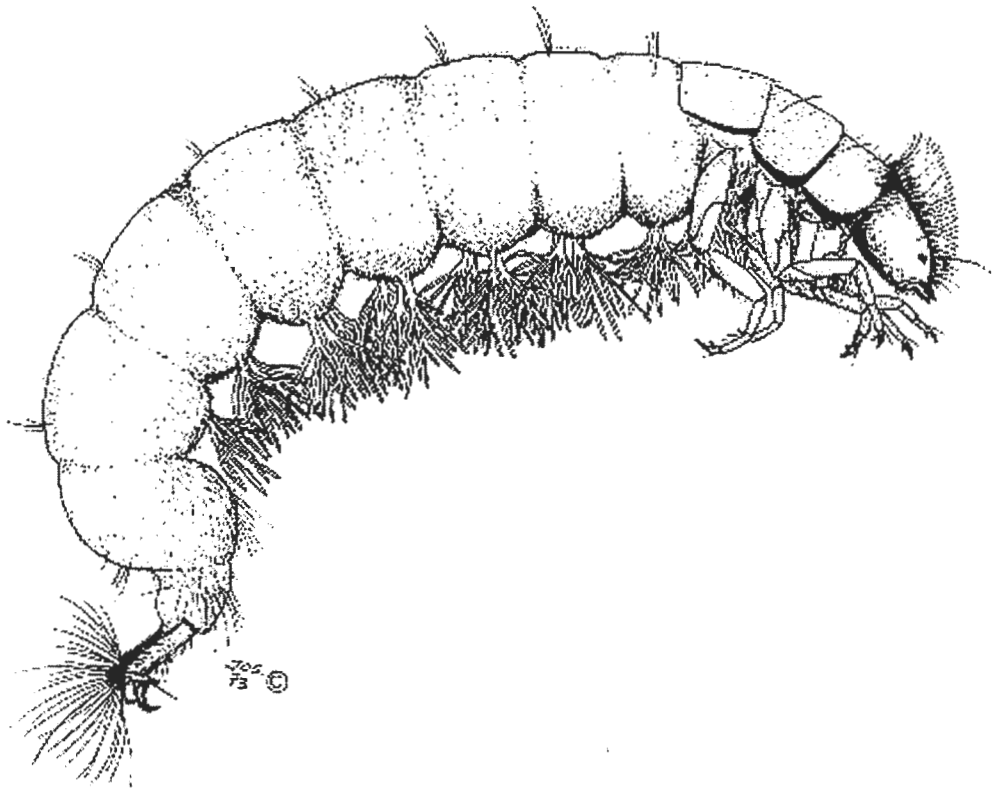
Tillstånd, pH-värde

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

II

Frida Laursen
Dan Arvidsson
Ulf Simolin
Jon Teleberg
Linda Mases

Bottenfaunaundersökningar i Valboåns huvudfåra



Handledare: Ragnar Lagergren
Göteborgs Universitet
Zoologiska institutionen
Vattenvård 10 p
HT 2004

Sammanfattning

Valboån ingår i örekilsälvens vattensystem som mynnar i Gullmarsfjorden vilken är Sveriges enda tröskelfjord. Vattnet i Gullmarsfjorden har en lång omsättningstid vilket gör den extra känslig för ökad närsaltsbelastning. De hydrografiska förhållandena med ett komplicerat vattenutbyte med Skagerrak och tillrinnande vattendrag har bidragit till att fjorden fått ett rikt och delvis unikt djur och växtliv som har ett stort biologiskt värde. Valboån rinner genom ett landskap som till största delen består av skog och åkermark. Det kuperade landskapet ger hög jorderosion och tillsammans med spridning av gödningsämnen från jordbruket fås ett område som är starkt påverkat av övergödning.

Undersökning av bottenfaunan genomfördes på tre stationer i Valboån med standardiserade sparkprovsmetoden. Höga halter av organiskt material gynnar fjädermygglarver och nattsländelarver vilka fanns i hög abundans på stationen nedströms Ellenösjön. På stationerna uppströms återfanns fler föroreningskänsliga arter såsom bäcksländelarver, dagsländelarver och husbyggande nattsländelarver. Resultat visar att ingen försurning råder på någon av stationerna och att artdiversiteten generellt är hög över hela området. Däremot visar resultaten att ån är kraftigt förorenad nedströms Ellenösjön, vilket kan bero på eutrofiering som följd av jordbrukspåverkan. Lokalerna uppströms Ellenösjön var opåverkade av föroreningar.

Inledning

Valboån ingår i örekilsälvens vattensystem som mynnar i Gullmarsfjorden. Avrinningsområdet har en yta av 400 km^2, vilket motsvarar 90% av Gullmarsfjordens tillrinningsområde, varav huvudelen av området ligger inom Färgelanda kommun men även Bengtfors, Dals Ed och Vänersborg kommun. Det är jordbruk och skogsbruk som har störst påverkan på området. Påverkan från tätort och industrier är liten eftersom dessa endast finns i mindre skala. Jordbruksmark och jordbruksverksamhet är största utsläppskällan för närsalter följt av skogsmark och skogsbruksverksamhet. Tillförseln av fosfor och kväve från avrinningsområdet till Gullmarsfjorden har beräknats till 800 ton kväve och 30 ton fosfor per år. Årsnederbörden i området är bland de största i Sverige vilket i samverkan med topografin är stor orsak till jorbrukets inverkan. Även luftburet kväve från kontinenten får stor effekt p.g.a. nedfall med nederbörden (10kg/ha/år jämfört med jordbruket 25 kg/ha/år). Den speciella markstrukturen i området kring Valboån gör att erosionsflödet är högt[1].

Gullmarsfjorden är Sveriges enda tröskelfjord där vattnet har en lång omsättningstid vilket gör den extra känslig för ökad närsaltsbelastning. De hydrografiska förhållandena med ett komplicerat vattenutbyte med Skagerrak och tillrinnande vattendrag har bidragit till att fjorden fått ett rikt och delvis unikt djur och växtliv som har ett stort biologiskt värde[1].

Syftet med denna bottenfaunaundersökning är att kartlägga en eventuell miljöpåverkan av utsläppen. Genom att analysera organismsamhällen och med kännedom om förekommande arters krav kan man utläsa förhållandena i miljön. Genom en sådan fauna undersökning får man en bättre bild av verkligheten och säsongsförändringen än en kemisk och fysikalisk undersökning som endast ger en ögonblicksbild[2]. Tillsammans med föregående års undersökningsmaterial kan även trender urskiljas.

Metod

Bottenfaunaundersökningar utfördes på 3 stationer längs Valboåns huvudfåra. Station 12 och station 6 ligger uppströms om Ellenösjön och station 16 nedströms (se bilaga 1). Provtagning skedde enligt standardiserade sparkmetoden. Provtagaren sparkar på botten på en yta av 30x30 cm i 90 sekunder och några decimeter nedströms hålls en håv mot botten. Allt material som fastnar i håven överförs till en burk och konserveras med 95% sprit. Sparkprov utfördes på fem slumpade provtagningspunkter per station. På lab plockades alla djur ut, sorterades, artbestämdes och räknades. Med hjälp av beräkningar av de olika arterna som hittades har resultat tagits fram på surhetsgrad, artrikedom, diversitet och föroreningsgrad. Observationer av lokalernas utseende med hänseende på strömhastighet och bottensubstrat gjordes också eftersom detta inverkar på artsammansättningen.

Shannons diversitetsindex

Shannons diversitetsindex är ett mått på artrikedom. Om enstaka arter är dominanta fås ett lågt index och om det finns flera arter och ingen är dominant fås ett högt index vilket betyder att diversiteten och artrikedomen är hög. Index räknas ut ur tabellen över arterna (se bilaga 2) med hjälp av formeln $H'=-\Sigma(n_i/N)*\log_2(n_i/N)$ där N = totala antalet individer och n_i = antalet individer av arten i[3]. Ur tabell 1 avläses tillståndet.

Danskt faunaindex

Vid danskt fauna index används nyckelarter för att bedömma eutrofieringsgraden och mängden organisk förorening i vatten. Index räknades ut genom att beräkna antalet diversitetsgrupper och därefter avläsa faunaindexet ur en tabell[3]. Ur tabell 1 avläses tillståndet.

Tabell 1: *Tillstånd, bottenfaunaindex, vattendrag (strömsträckor)*[3]

Klass	Benämning	Shannons diversitetsindex	Danskt faunaindex
1	Mycket högt index	> 3,71	7
2	Högt index	2,97 – 3,71	6
3	Måttligt index	2,22 – 2,97	5
4	Lågt index	1,48 – 2,22	4
5	Mycket lågt index	≤ 1,48	≤ 3

Föroreningbedömning

Föroreningsbedömmningen använder sig av nyckelarter vid uträkning av föroreningsgrad. Arterna delas upp i positiva och negativa arter. Ett poäng per släkte/art ges där fler negativa arter ger ett lägre värde och indikerar en högre föroreningsgrad[4] (se tabell 2).

Tabell 2: *Föroreningsklasser*[4]

≥7	Opåverkat vatten
6	Obetydligt påverkat vatten
5	Måttligt påverkat vatten
4	Måttligt-kraftigt påverkat vatten
3	Kraftigt påverkat vatten
2	Kraftigt-mycket kraftigt påverkat vatten
≤1	Höggradigt förorenat vatten

Försurningsbedömning

Bedömningen grundar sig på ett poängsystem där arterna är uppdelade efter försurningstolerans där den minst känsliga arten tilldelas 0 poäng, och sedan i ökande skala upp till 3 poäng till den mest känsliga gruppen. Exempelvis ger *Gammarus* 3 poäng medan bäcksländan *Isoperla* ger 0 poäng. Dessa poäng summeras och bedöms utefter Lundberg & Petterson (2002) försurningsklasser.

Resultat

Strömhastighet och bottensubstrat.

Högst strömhastighet återfanns i lokal 6 medan lokal 12 och 16 hade lägre hastighet (se tabell 3). Bottensubstratet återspeglar strömhastigheten då det är grövre material i lokal 6 och mer fint material på de två andra lokalerna (se tabell 3)

Tabell 3: *Bottensubstrat och strömhastighet i Valboån.*

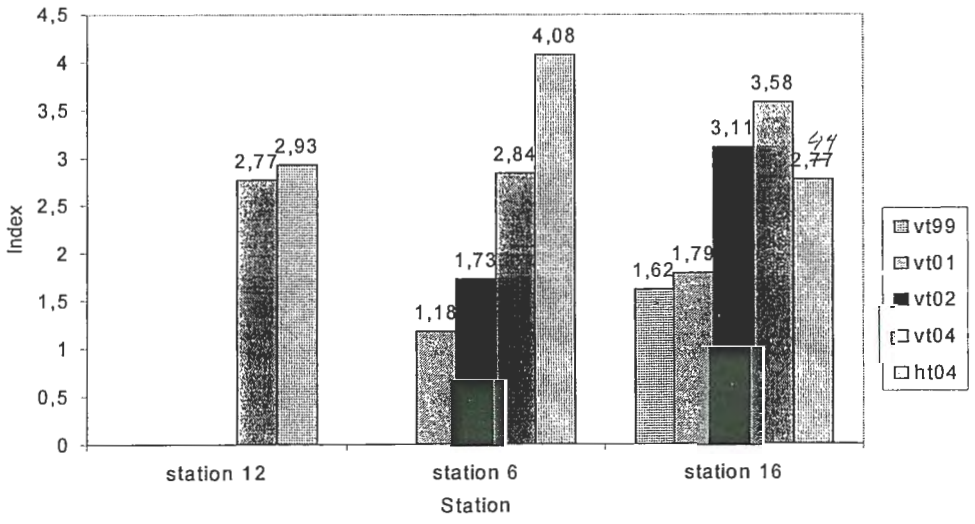
Lokal	Bottensubstrat	Strömhastighet (m/s)
12	Lera, mycket org.mat	0,5
6	Sten-/grusbotten	1,3
16	Blandat bottenmaterial Sten-, grus-, sedimentbotten	0,7

Shannons diversitetsindexindex

Shannonindex på station 12 och 16 visar på måttlig artdiversitet medan station 6 har en mycket hög diversitet (se tabell 1 och 4 samt figur 1).

Tabell 4: *Shannons diversitetsindex*

Station	Shannonindex
12	2,93
6	4,08
16	2,77 4,4



Figur 1: *Shannon diversitetsindex. Variation åren 1999 till 2004.*

Danskt faunaindex

På station 12 och 6 fanns det många känsliga arter som ger ett högt danskt diversitetsindex medan station 16 hade ett mycket lågt index. Detta visar på låg förorenings och eutrofieringsgrad på station 12 och 6 samt hög förorenings och eutrofieringsgrad på station 16 (se tabell 1 och 5).

Tabell 5: *Danskt faunaindex*

Station	Danskt faunaindex
12	6
6	6
16	3

Föroreningsbedömning

Genom avläsning i tabell 2 visar föroreningsgraden på opåverkat vatten vid station 12 och 6 medan station 16 visar sig vara höggradigt förorenat (se tabell 6).

Tabell 6: *Föroreningsbedömning*

Station	Föroreningsklass ht04	Föroreningsklass vt04
12	7	8
6	11	7
16	-1	0

Försurningsbedömning

Genom beräkningar av försurningsindex[4] fås resultaten att försurningspåverkan i Valboån är liten eller obefintlig (se bilaga 2 och tabell 7).

Tabell 7: *Försurningsbedömning*

Station	Försurningsindex
12	13
6	13
16	8

Diskussion

Shannons diversitetsindex ger ett lägre värde än föregående år på station 16 vilket kan visa på ett ökat utsläpp från Ellenösjön från senaste mätningen (vt04), där en ökad markerosion i samband med sommarens kraftiga nederbörd kan vara orsaken. Ökning av organiska partiklar kan gynna vissa arter som får en hög abundans och därmed sänker indexet. I undersökningen återfanns en hög abundans av fjädermygglarver och nattsländelarver vilka gynnas av den höga halten partikulärt organiskt material. Detta kan bero på att området är belastat från jordbruket och dess verksamhet. Fluktuationer i nederbörden kommer alltid finnas men med en mindre belastning skulle dessa inte ha lika stor påverkan. Således skulle en klokare jordbrukskultur med mer skyddszoner kunna leda till en stabilare miljö med mindre störning. Ytterligare ett problem är svårigheten att få till ett konstruktivt samarbete med bönder i trakten. Många av de återgärder som tidigare gjorts har kanske inte haft önskad effekt då placeringen inte varit optimal. På de marker som är mest högproduktiva och där åtgärder är som mest behövda, är det också svårast att få bondens medgivande till förändringar. Våtmarker och skyddszoner kan bara till viss del minska utflödet men framförallt behövs en annan förståelse för betydelsen av att bevara marken obruten under vinterhalvåret.

Enligt undersökningen visar föroreningsindex på att station 16 är starkast påverkad och att Ellenösjön och ån nedströms är det område där behovet av återgärder är som störst. Mätningar från våren ger även de samma indikation. Då denna undersökning utfördes i slutet av november jämfört med övriga år, då de utfördes under våren, kan det vara svårt att göra en rättvis jämförelse mellan de olika provtillfällerna.

Vad det gäller försurningen i ån kan det inte ses någon större belastning och här är återgärdsbehovet inte lika stort.

För fortsatta undersökningar av Valboån skulle det vara fördelaktigt med ytterligare en station, placerad precis uppströms Ellenösjön. Detta för att kunna jämföra vattenkvaliteten på inflödet respektive utflödet. Tidigare undersökningar (KM Lab Miljökontroll, Valboån och Lerdalsälven 1994-96), där en station placerats innan inloppet till Ellenösjön, har visat på att Ellenösjön är den största källan av föroreningar då denna station haft hög förekomst av föroreningskänsliga arter.

Referenser

1. Dals-Eds kommun, Munkedals kommun, Färgelanda kommun. (2001). *Projekt våtmarker och skyddszoner*. Länsstyrelsen i Västra Götaland

2. KM lab. (1996). *Valboån och Lerdalsälven*. KM lab miljökontroll

3. Wiederholm,T (2000). Naturvårdsverket, *Sjöar och vattendrag, bedömmningsgrunderför miljökvalitet*. Rapport 4913. naturvårdsverkets förlag.

4. Lundberg, S. & Pettersson, U. (2002). Bottenfauna, *I*: Lundberg, S & Larje, R. (Ed.), *Handbok om strömmande vatten*.:Ä 25-41. SNF, Stockholm.

Artbestämmningslitteratur

Edington, J.M. & Hildrew, A.G. (1981). *Caseless caddis larvae of the British Isles*. Freshwater biological association.

Engblom, E., Lindell, P-E.& Nilsson, A.N.(1990). *Sveriges bäckbaggar (Coleoptera, Elmididae) – artbestämning, utbredning, habitatval och värde som miljöindikatorer.*Ent. Tidsskrift 111:105-121.

Hynes, H.B.N. (1984). *Adults and nymphs of British stoneflies* (plecoptera). Freshwater biological association.

Mandahl-Barth, G. (1982). *Småkryp I sötvatten*. Fältbiologerna. Sollentuna.

Mandahl-Barth, G. (2000). *Vad jag finner i sjö och å*. Bokförlaget Prisma. Stockholm.

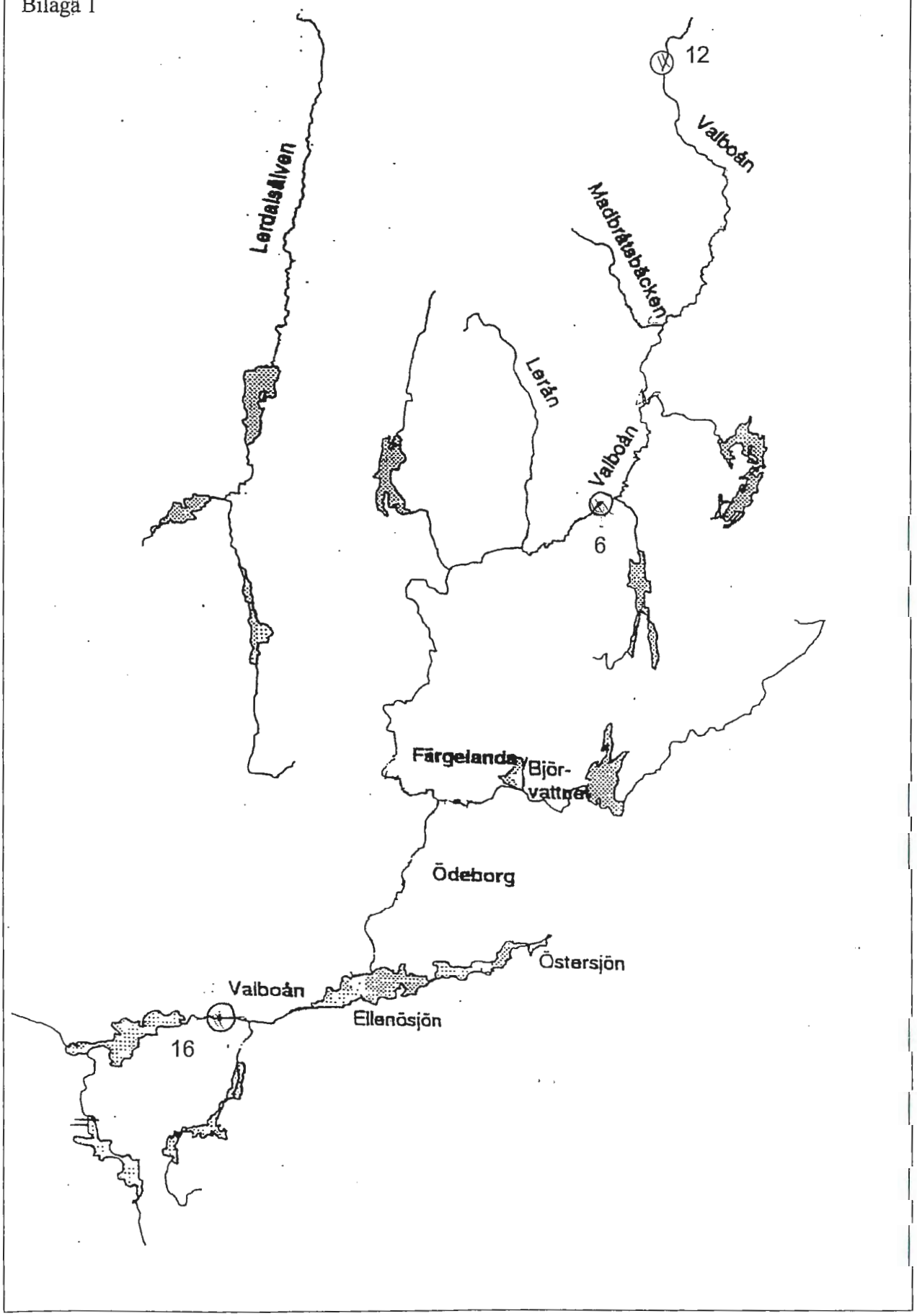
Nilsson, A. (1997). *Aquatic insects of north Europe* (a taxonomic handbook) volume I. Apollobooks. Stenstrup.

Nilsson, A. (1997). *Aquatic insects of north Europe* (a taxonomic handbook) volume II. Apollobooks. Stenstrup.

Svensson, B. (1986). *Sveriges dagsländor*. Ent. Tidskrift. Umeå.

Wallace, L.D., Wallace, B., Philipson, G.N. (1990). *A key to the case-bearing caddis larvae of Britain and Ireland*. Freshwater biological association.

Bilaga 1


12
Valboån
Madbrätabäcken
Lerdalsälven
Lerån
Valboån
6
Färgelanda
Björ-
vattnet
Ödeborg
Östersjön
Valboån
Ellenösjön
16

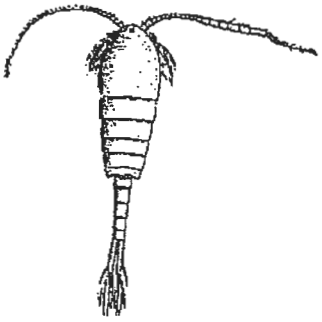
Bilaga 2 *Siffrorna anger antalet individer av en art per stickprov*

	Station 12						Station 6						Station 16					
Stickprov	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	***tot.***	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	***tot.***	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	***tot.***
Ordn. Trichoptera																		
(Nattsländor frilevande)																		
Cheumatopsyche lepida		1		2		***3***			1			***1***						***0***
Metalype fragilis						***0***			1			***1***						***0***
Lype sp.						***0***					3	***3***						***0***
Hydropsyche angustipennis						***0***	3					***3***	5		2	20	11	***38***
Hydropsyche pellucidula						***0***	1		9	1	6	***17***	2	1				***3***
Hydropsyche fulvipes						***0***		1				***1***				1	2	***3***
Hydropsyche siltalai						***0***		1				***1***						***0***
Hydropsyche instabilis						***0***					2	***2***						***0***
Hydropsyche sp.						***0***	1		7		9	***17***		2			10	***12***
Neureclipsis bimaculata						***0***						***0***	56	25	48	103	100	***332***
Rhyacophila sp.	1					***1***	4		1			***5***						***0***
Stenophylax sp.						***0***				1		***1***						***0***
(Nattsländor husbyggande)																		
Limnephilidae spp.	29	1	23	14	3	***70***	1				2	***3***			1			***1***
Brachycentridae spp.						***0***						***0***	1					***1***
Ordn. Ephemoptera																		
(Dagsländor)																		
Ephemera danica	23	14	22	17	17	***93***						***0***			1			***1***
Baetis sp.	6				3	***9***	2	23	2	9	3	***39***			3			***3***
Heptagenia sp.			1			***1***	1	2		3		***6***						***0***
Ordn. Plecoptera																		
(Bäcksländor)																		
Perlodes microcephala						***0***				2		***2***						***0***
Leuctra hippopus	1				1	***2***						***0***						***0***
Leuctra sp.	2					***2***		1		1		***2***						***0***
Isoperla sp.	2		1			***3***			3		2	***5***						***0***
Protonemura praecox						***0***			2		1	***3***						***0***
Protonemura montana						***0***					1	***1***						***0***
Protonemura sp.						***0***		1				***1***						***0***
Nemoura avicularis		1	10	3	3	***17***						***0***			1			***1***
Nemoura sp.					2	***2***						***0***						***0***
Nemurella sp.	1					***1***						***0***						***0***
Ordn. Isopoda																		
(Gråsuggor)																		
Asellus aquaticus	6		5	3		***14***		1	2	2		***5***	4	1		5		***10***
Kl. Bivalvia																		
(Musslor)																		
Sphareum corneum						***0***	1					***1***	8	11	8	9	27	***63***
Sphareum lacustre						***0***		1				***1***						***0***
Kl. Gastropoda																		
(Snäckor)																		
Valvata piscinalis						***0***						***0***			1			***1***
Lymnaea peregra						***0***						***0***					1	***1***
Anius sp.						***0***						***0***			1			***1***
Ancylus fluviatilis						***0***			1			***1***						***0***

Kl. Oligochaeta																			
(Fåborstmaskar)																			
Tubifex sp.	1	2		1		*4*	16	6	1	5	*28*	5	1	7	6	10	*29*		
Nais sp.						*0*					*0*		1				*1*		
Ordn. Diptera																			
(Fjädermygglarver)																			
Chironominae sp.	7	8		4	2	*21*		1			*1*	84	29	33	65	44	*?*		255
Tanypodinae sp.	2					*2*		4			*4*	4			2		*6*		
(Harkrankslarver)																			
Pedicia sp.			3			*3*					*0*				1		*1*		
Tipula sp.						*0*					*0*	1					*1*		
(Fluglarver)																			
Ephydridae spp.			1		1	*2*					*0*						*0*		
Ph. Nematoda																			
(Rundmaskar)																			
Nematoda	1					*1*		1			*1*				1		*1*		
Kl. Hirudinea																			
(Iglar)																			
Herpobdella octoculata						*0*		1			*1*	5	6	2	8	6	*27*		
Helobdella stagnalis					1	*1*				1	*1*		1	1	4		*6*		
Glossiphonia complanata						*0*					*0*				1		*1*		
Glossiphonia heteroclita						*0*					*0*					1	*1*		
Kl. Megaloptera																			
(Sävsländor)																			
Sialis sp.						*0*					*0*	2					*2*		
Kl. Coleoptera																			
(Skalbaggar)																			
Limnius volckmari						*0*		13	3	4	3	*23*					*0*		
Dysticiae spp.	1					*1*						*0*					*0*		
Elmis aena						*0*	1				2	*3*					*0*		
Hydragena gracilis						*0*	1	1			1	*3*					*0*		
Helmidae sp.						*0*			1			*1*					*0*		
Elmididae spp.						*0*	2	18				*20*					*0*		
Gammarus																			
(Sötvattensmärlkräftor)																			
Gammarus spp.	6		4	2		*12*				1		*1*					*0*		
Plathyhelminthes																			
(Plattmaskar)																			
Turbellaria						*0*			1			*1*		1			*1*		
Antal individer						*265*						*210*					*~~548~~*		295
Shannon-index						*2,93*						*4,08*					*~~2,77~~*		2,44
Danska indexet						*~~4~~*	6					*~~7~~*	6				*~~6~~*		3
Föroreningsklass						*7*						*~~12~~*	11				*~~6~~*		~1
Försurningsgrad						*13*						*13*					*8*		

III

Zooplanktoninventering i Östersjön



Vattenvård ht 2004
Göteborgs Universitet

Anna-Karin Ring
Elin Bergman
Christina Rönnmark
Åsa Anderberg
Maria Rudström
Handledare: Ragnar Lagergren

Sammanfattning

Inventering av planktonfaunan i Östersjön, belägen i Färgelanda kommun, Dalsland, utfördes i november 2004. Ett antal prover togs med planktonhåv och analyserades på lab. Syftet var att med hjälp av artsammansättningen dra slutsatser om predationstryck och trofinivå.

Man såg en dominans av calanoida copepoder samt en hög andel rotiferer. Detta jämfördes med tidigare prover tagna i Östersjön.

De slutsatser man kunde dra var att Östersjöns artsammansättning har förändrats sedan 1998, då rotiferer dominerade starkt. Detta förklarar vi delvis genom ett ökat predationstryck på små plankton, då populationen av den predatoriska pungräkan *Mysis relicta* har ökat. Andra förklaringar till skillnaderna kan vara årstids- och klimatvariationer.

Sammansättningen av zooplankton tyder, enligt top-down-teorin, på att rovfiskar dominerar i sjön. I Ellenösjön, som är sammanhängande med Östersjön, vet man dock att planktonätande karpfiskar dominerar. Enligt undersökningar från tidigare år skiljer sig dock också planktonsammansättningen i de två sjöarna åt.

Innehållsförteckning

Inledning 1

Metod 2

Resultat 3

Diskussion 4

Referenser 6

Bilagor

1. Provpunktskarta

2. Antal observerade individer på respektive lokal

3. Antal individer per liter vatten

4. Fördelning av djurplankton i Östersjön 1998

5. Top-down-teorin

Inledning

Bakgrund

Östersjön är en spricksjö med ett maximalt djup på ca 30 meter (Wemmer 1997). Sjön är förbunden med Ellenösjön genom ett ca 50 meter brett sund. Trots att de två sjöarna kan ses som ett system råder olika förhållanden.

Ellenösjön är en grund (medeldjup 3 m), eutrof sjö med en omsättningstid på 12 dagar. Dess avrinningsområde beräknas till 45 120 ha, av vilket en stor del är näringsläckande jordbruksmark.

Östersjön är däremot som redan nämnts en djup sjö; såpass djup att temperaturskiktning sker på sommaren och i det kalla bottenvattnet finner man istidsrelikter såsom *Limnocalanus macrurus* och *Mysis relicta*. Dessa arter finner man ej i Ellenösjön.

Östersjön har en anmärkningsvärt mycket längre omsättningstid, 14 månader, och ett mycket mindre avrinningsområde på endast 2700 ha, främst skogsmark (Wemmer 1997).

Att omsättningstid och avrinningsområde skiljer sig så mycket åt i de två sjöarna är lätt att förstå, då Östersjön endast har indirekt kontakt med Valboån.

Ellenösjöns fiskpopulation är väl undersökt, provfiskning skedde senast 2003 och bedömdes då vara en av de mest fiskrika sjöarna i Sverige (Bohlin 2003). Cyprinidpopulationen är fortfarande helt dominerande trots att försök med biomanipulation (utfiskning av mört) skedde 1998. Figuren visar att hela 85 % av Ellenösjöns fiskbestånd består av cyprinider (mört, löja, braxen och björkna).

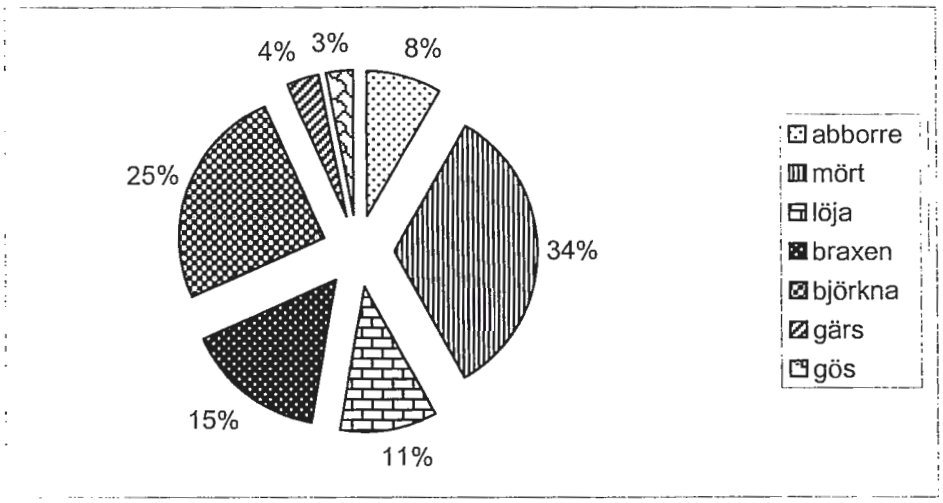


Fig. 1: Provfiskeresultat i Ellenösjön 2003(fiskar i antal).

Syfte

Vår uppgift var att inventera zooplanktonbeståndet i Östersjön och med hjälp av artsammansättningen dra slutsatser om predationstryck och trofinivåer.

Metod

Proverna togs under dagtid i Östersjön den 16 november 2004. Det var mer eller mindre vindstilla, sol och temperaturen låg runt 0°C. De 11 provpunkterna slumpades ut längs utvalda djupkurvor för att få en geografisk spridning på djup mellan 5 och 30 m (se bilaga 1). Proverna togs med hjälp av en planktonhåv (diameter 20 cm och maskstorlek 100 µm) som firades ner med jämn hastighet tills lodet nådde botten, för att undvika sediment i provet. Därefter drogs håven upp med jämn hastighet mot ytan. Proverna överfördes till plastburkar och fixerades med två tredjedelar 95 % etanol.

På lab filtrerades proverna för att avlägsna alkoholen, då proverna var svåra att analysera när alkoholen avdunstade och skapade turbulens i proverna. Istället tillsatte vi 8 droppar Lugols lösning till varje prov för att konservera dem. Vi sub-samplade proverna genom att späda dem till 500 ml, röra om och sedan ta upp 25 ml. På detta sätt fick vi 1/20 av varje prov. Analysen skedde i räknekammare under inverterat mikroskop.

För att räkna ut antalet individer/liter använde vi formeln:

$$\frac{\text{Antalet räknade individer x 20 (=spädning)}}{\text{Vattenpelarens volym } (r^2 \times \pi \times h_x)}$$

h_x =vattenpelarens höjd d.v.s. djupet vid provtagning, se bilaga 2.

Resultat

För tabeller över planktonräkningen, där även provtagningsdjup anges, hänvisas till bilaga 1 och 2.

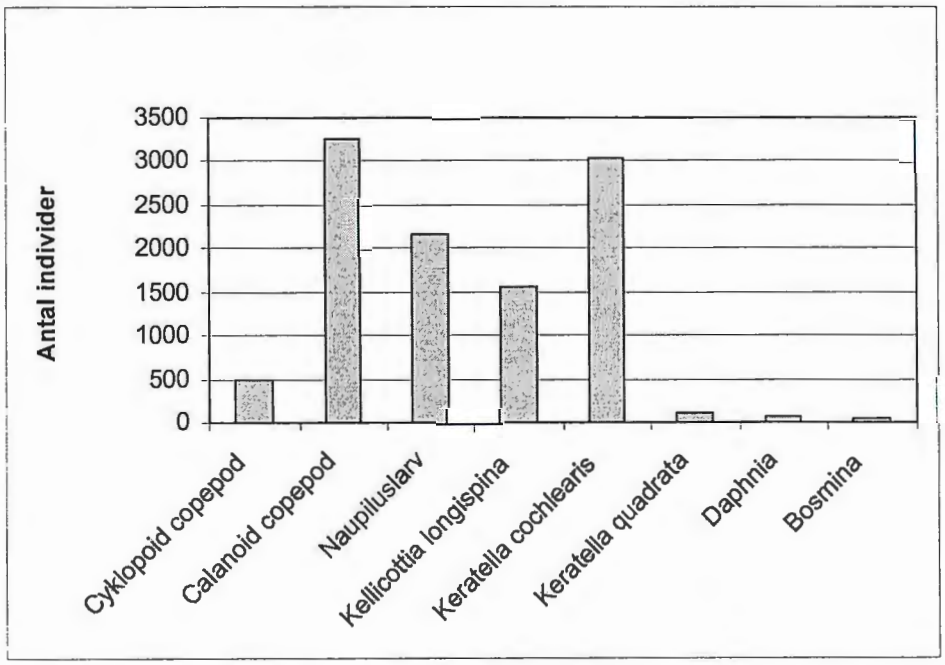


Fig. 2: Sammanlagda antalet observerade individer.

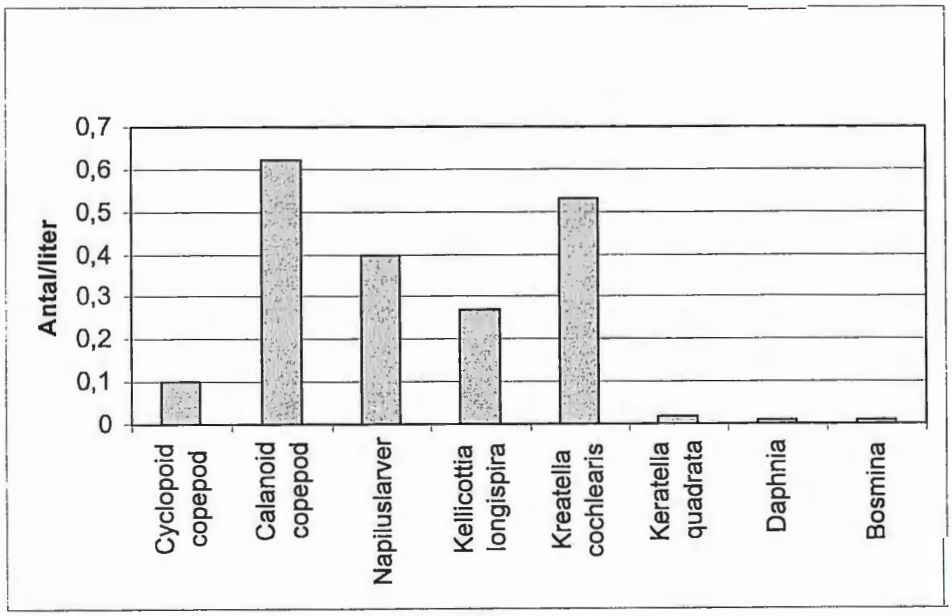


Fig.3: Antal individer per liter vatten

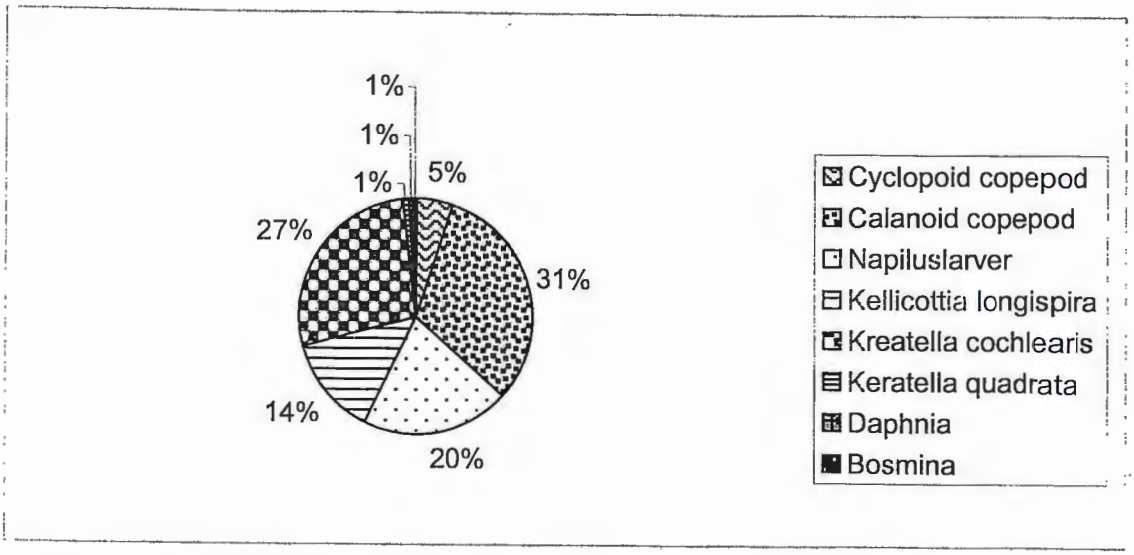


Fig.4: Procentuell artsammansättning i Östersjön

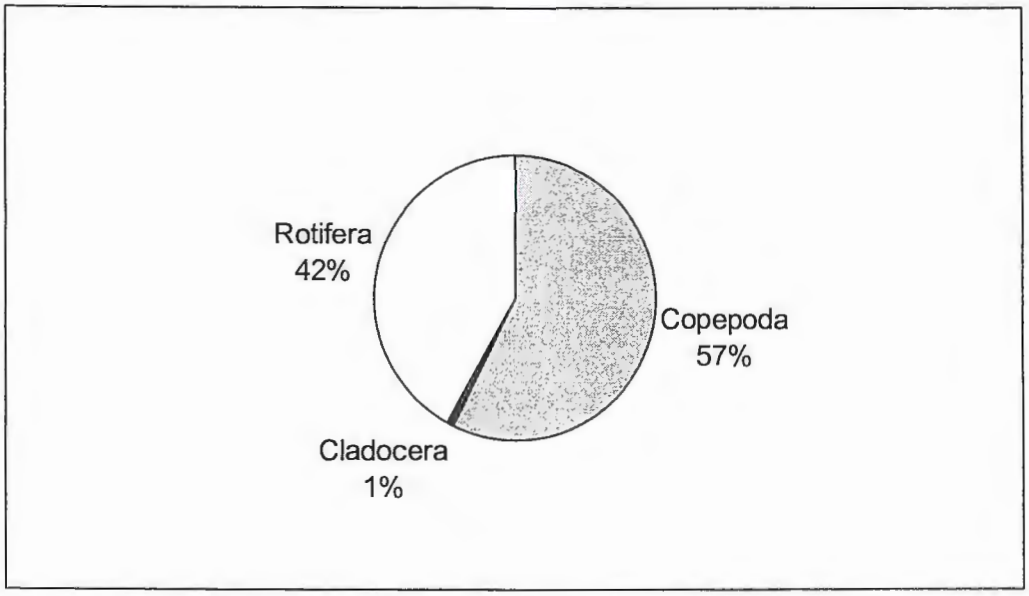


Fig. 5: Zooplanktonsamhällets sammansättning i Östersjön

Resultaten visar på en dominans av copepoder, speciellt de calanoida. Men även hög individtäthet av *Keratella cochlearis* påvisades.
Förekomst av *Mysis relicta* noterades också, detta kan ha viss påverkan på predationstryck och artsammansättning i Östersjön.

Diskussion

Undersökningen visade en dominans av **copepoder.** Dessa fanns som calanoida- och cyklopoida copepoder samt naupiluslarver. Den största delen observerade copepoder var calanoida. De är till största delen herbivorer, men carnivora arter förkommer också, tex

Limnocalanus macrurus. Copepoder är förhållandevis stora plankton, de kan bli upp till 5 mm (Enckell, 1980). De flesta copepoder använder sig av dygnsmigration som en strategi för att undgå predatorer. Copepodernas livscykel innefattar flera stadier, varav ett är som naupiluslarv (Sandhall 1981).

En betydande del av de observerade zooplanktonen var **rotiferer**. *Keratella cochlearis* var den dominerande arten, men man fann också en stor del *Kellicottia longispina*. *K. longispina* fördrar näringsfattiga sjöar. Rotiferer i allmänhet livnär sig på växtplankton. De är betydligt mindre än copepoderna, de största arterna kan bli cirka 1 mm (Sandhall 1981). Dessa zooplankton har också dygnsmigration.

En förvånansvärt liten del av planktonen var **cladocerer**. Jämfört med copepoder har cladocerer svårare att undkomma fiskpredation, då de inte har samma rörelseförmåga. De arter som fanns i Östersjön var relativt små, men inom Cladocera finns arter som kan bli upp till 4 mm. Små arter klarar sig bättre i sjöar med planktonätande fisk, då fisk är visuella predatorer. En annan förklaring till varför så få cladocerer hittades kan vara att de avslutat sin sexuella förökning och bildat viloägg som sjunker till bottensedimentet för att övervintra (Lagergren, muntl.).

I Östersjön finns även en livskraftig population av pungräkan *Mysis relicta* (Fagerstöm, 2004), vilken antas ha stor påverkan på zooplanktonsamhällets sammansättning. Till exempel kan man se skillnader mellan de mätresultat som uppmättes i år och mätresultat från tidigare år. Enligt undersökningar från november 1998 (Fredriksson, 1998 -bilaga 4) fanns det då en dominans av rotiferer, till skillnad från våra undersökningar som visade på dominans av copepoder. Detta kan antas bero på en ökning av *Mysis relicta*-populationen sedan detta år, då *M. relicta* föredrar rotiferer som föda (Johannsson, 2001).

I Ellenösjön, som är förbunden med Östersjön med ett smalt sund, förekommer *M. relicta* knappt (Lagergren, muntl.), eftersom Ellenösjön är betydligt grundare med endast en djuphåla, på max 8 meter. *M. relicta* föredrar det kalla vatten som samlas i Östersjöns djuphålor. I jämförelse med Östersjön finns det betydligt fler cyklopoida copepoder i Ellenösjön (Albertsson, 1999). Detta kan bero på avsaknaden av *M. relicta* i Ellenösjön. Det finns dock undersökningar gjorda i Östersjön som visar på att cyklopoida copepoder dominerar (Cronberg, 1996) men dessa är gjorda i augusti och kan därmed påvisa en säsongsbunden variation. Eventuellt kan detta sammankopplas med *M. relictas* säsongsvariation, enligt undersökningar i Kanada har *M. relicta* högst födointag i september (Johannsson, 2001). Man kan tänka sig att detta är förskjutet någon månad i Sverige på grund av mildare klimat.

Den sammansättning av zooplankton som observerades i Östersjön tyder, enligt top-down-teorin (se bilaga 5), på att det är rovfisk som dominerar fisksamhället, till skillnad från Ellenösjön där provfiske visat på att karpfiskar dominerar. Stora mängder rovfisk resluterar i att det förekommer få planktonätande fiskar, som till exempel karpfisk. I och med detta finns det större populationer av evertebrata predatorer som äter små plankton. Detta leder till en artsammansättning där relativt stora zooplankton dominerar. De allra största klarar sig dock inte heller på grund av de planktonätande fiskar som trots allt finns (Lampert, 1997).

För en större helhetsbild av predationstryck och trofinivåer skulle det krävas fler undersökningar löpande under året. Då skulle man kunna se de olika populationernas säsongsvariationer och få bättre uppfattning om arternas interaktioner.

Referenser

Albertsson, C., Ekström, S., Kemppainen P., Simonson F., Sundh H. (1999). Projektarbeten inom Örekilsälvens avrinningsområde: *En jämförelse av Ellenösjöns och Viksjöns djurplanktonsamhällen*. Delmoment i Vattenvård 10p. Göteborgs universitet, Zoologiska instutionen.

Andersson, P., Bohlin, T. samt studenter (2003). *Provfiske med översiktsnät i Ellenösjön 2003*. Göteborgs univeristet.

Enckell, P.H. (1980). *Kräftdjur*. Signum, Lund.

Fagerström, M., Eriksson, P., Säihke, B., Höglund, C., Grahn, A. (2004) Projektarbeten inom Örekilsälvens avrinningsområde: *Status för populationer av glacialmarina relikter i Östersjön*. Delmoment i Vattenvård 10p. Göteborgs universitet, Zoologiska instutionen.

Fredriksson, M., Karlsson, A., Nilsson, E. (1998) Projektarbeten inom Örekilsälvens avrinningsområde: *Zooplanktonundersökning i Östersjön*. Delmoment i Vattenvård 10p. Göteborgs universitet, Zoologiska instutionen.

Hamrin, S. F., Soler, T. (1998). *Åtgärdsprogram för restaurering av Ellenösjön/Östersjön*. Fiskeriverket, Sötvattenslaboratoriet.

Johannsson, O. E., Leggett M. F. (2001). *Diet of Mysis relicta in Lake Ontario as revealed by stable isotope and gut content analysis*. NRC Research Press Web site.

Lampert, W., Sommer, U. (1997). *Limnoecology- the ecology of lakes and streams*. Oxford university press, New York.

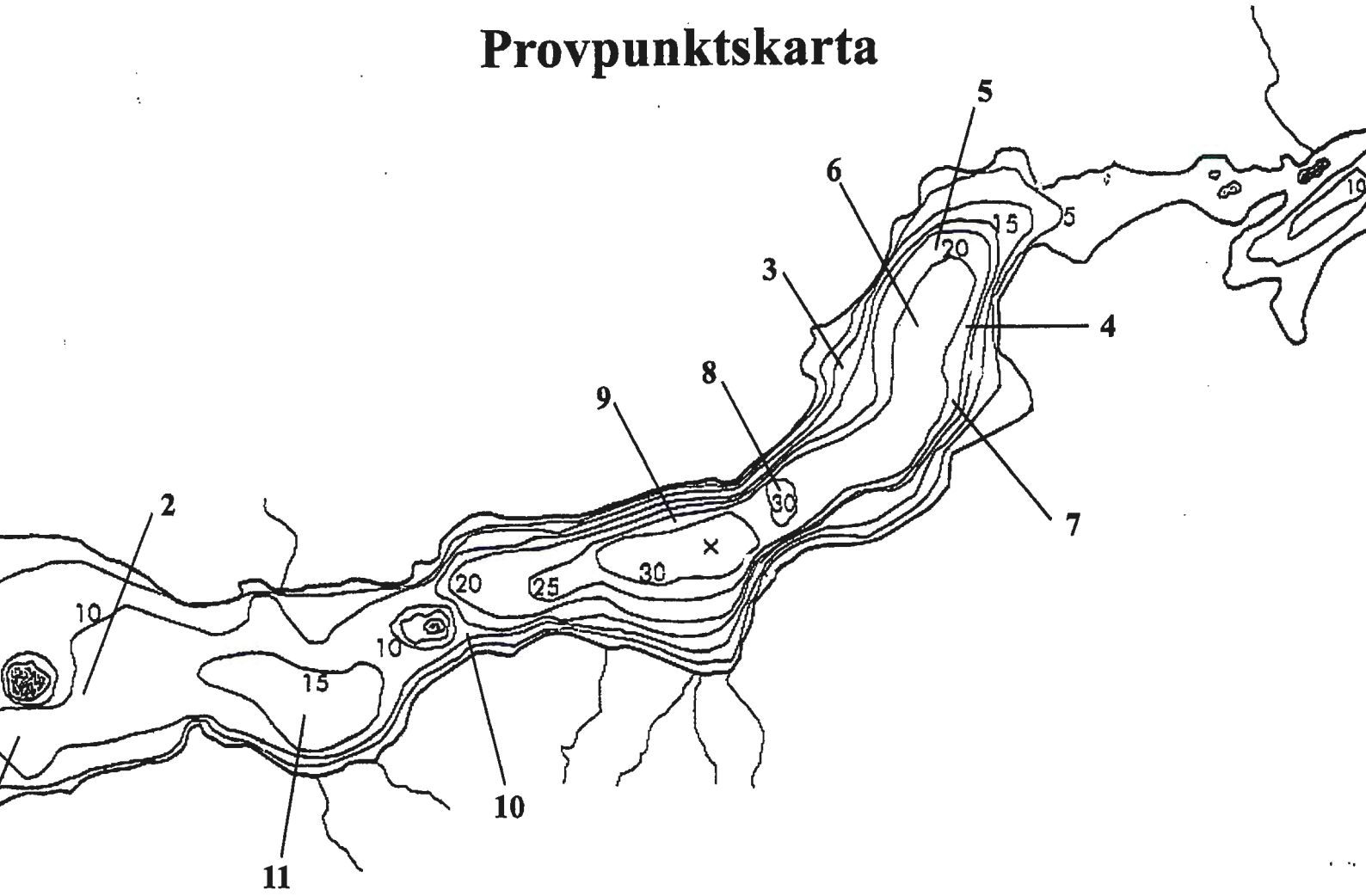
Pethon, P., Svedberg U. (1989). *Fiskar*. Prisma, Stockholm.

Sandhall Å., Berggren H., (1981). *Mikrobilder liv i damm och sjö*. Rahm och Stenström, Stockholm.

Wemmer R., (1997). En hydrologisk undersökning av Ellenösjön och Östersjön i Dalsland. Göteborgs universitet.

Wetzel, R.G. (1983). *Limnology*. CBS College Publishing, New York.

Provpunktskarta



Ekvidistans 5 m
x = maxdjup

Bilaga 2

Antal obeserverade individer på respektive lokal

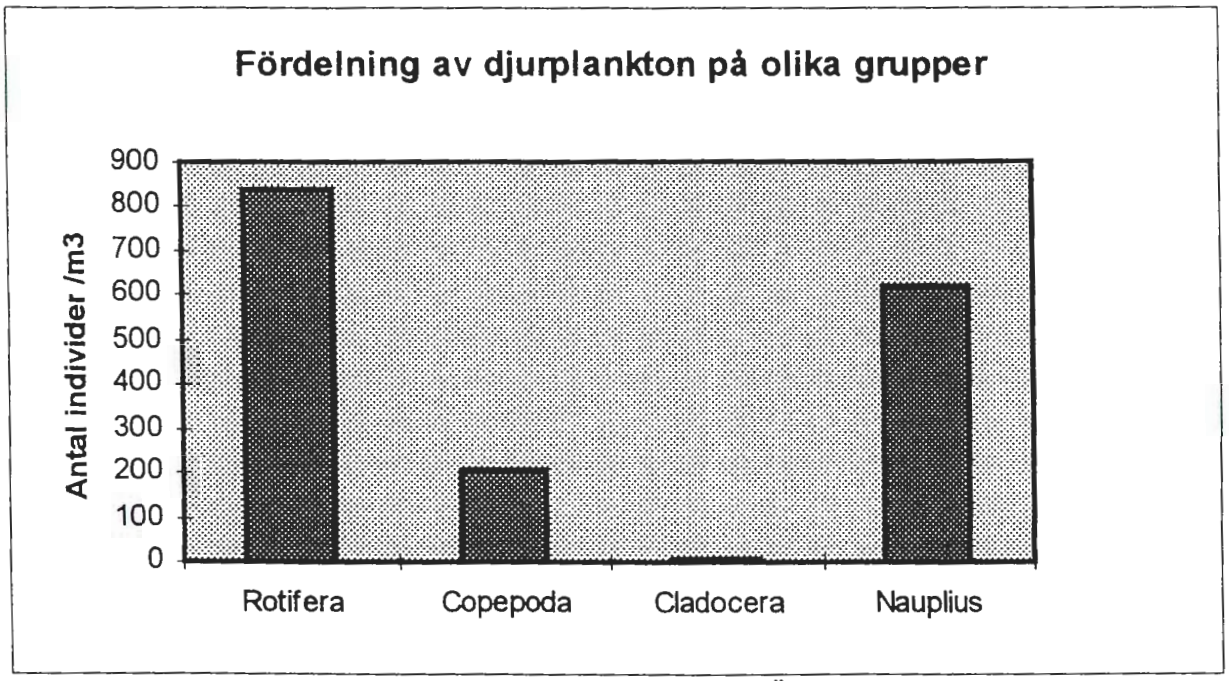
Provnummer	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**S:a**
Cyklopoid copepod	40	40	40	20	40	80	80	80	20	0	40	480
Calanoid copepod	60	100	200	260	280	280	740	560	420	160	200	3260
Naupiluslarv	80	260	80	200	40	220	200	360	440	100	180	2160
Kellicottia longispina	40	40	140	40	100	80	80	340	540	40	120	1560
Keratella cochlearis	60	140	240	140	120	200	300	560	900	140	240	3040
Keratella quadrata	20	0	0	0	0	0	0	20	80	0	0	120
Daphnia	0	20	0	0	20	0	0	0	20	0	0	60
Bosmina	0	0	0	0	20	0	0	20	0	0	0	40
Djup (dm)	75	105	90	140	100	150	150	300	250	140	150	
Volym (dm^3)	235,6	329,9	282,7	439,8	314,2	471,2	471,2	942,5	785,4	439,8	471,2	

Bilaga 3

Antal individer per liter vatten

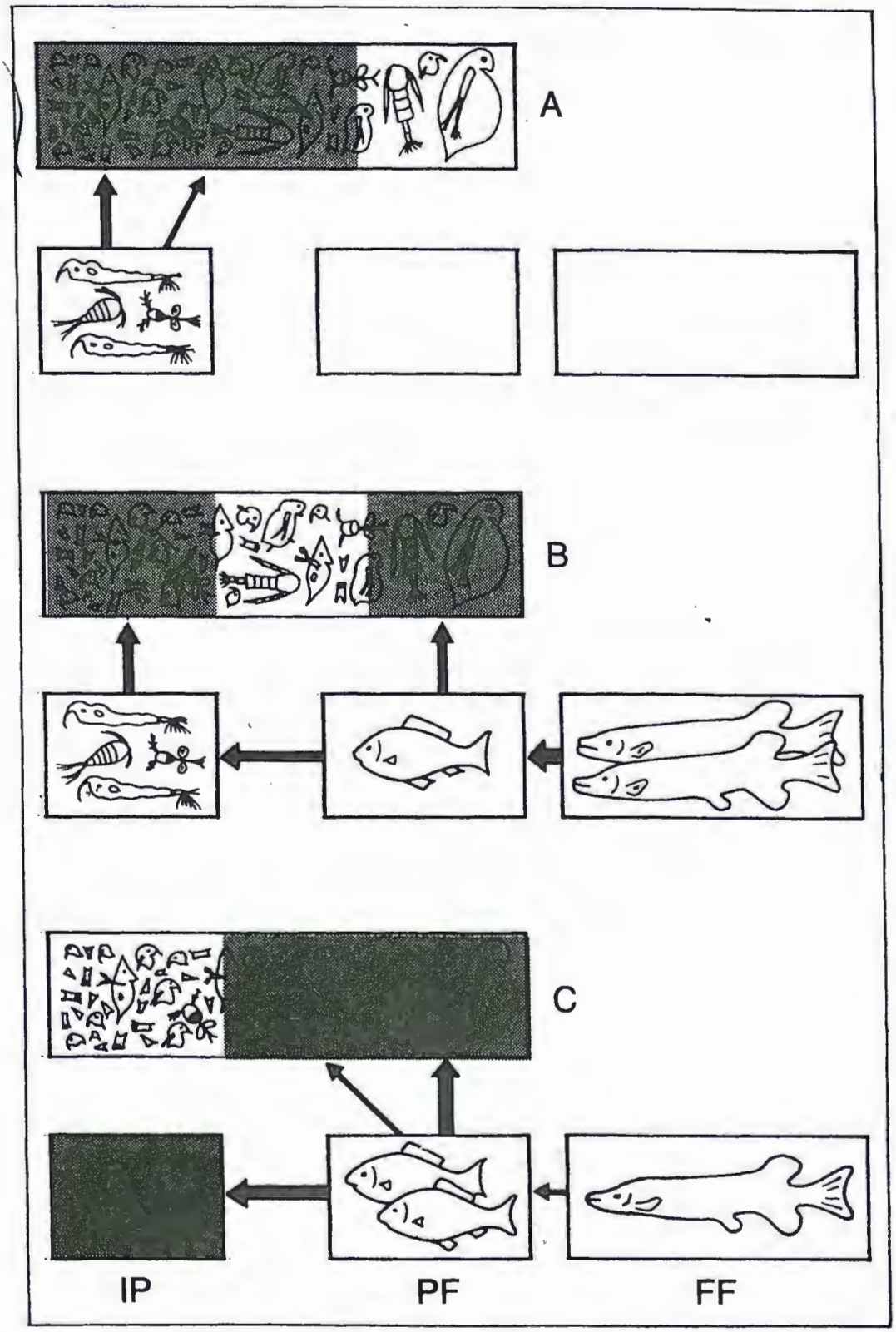
Provnummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	Medelvärde	Standardavvikelse
Cyklopoid copepod	0,17	0,12	0,14	0,05	0,13	0,17	0,17	0,08	0,03	0	0,08	0,10	0,05
Calanoid copepod	0,25	0,30	0,71	0,60	0,89	0,60	1,60	0,59	0,53	0,36	0,42	0,62	0,36
Naupiluslarv	0,34	0,79	0,28	0,45	0,13	0,47	0,42	0,38	0,56	0,23	0,38	0,40	0,17
Kellicottia longispina	0,17	0,12	0,50	0,09	0,32	0,17	0,17	0,36	0,69	0,09	0,25	0,27	0,18
Keratella cochlearis	0,25	0,42	0,85	0,32	0,38	0,42	0,64	0,59	1,15	0,32	0,51	0,53	0,26
Keratella quadrata	0,08	0	0	0	0	0	0	0,02	0,10	0	0	0,02	0,03
Daphnia	0	0,06	0	0	0,06	0	0	0	0,03	0	0	0,01	0,02
Bosmina	0	0	0	0	0,06	0	0	0,02	0	0	0	0,01	0,02
Djup (dm)	75	105	90	140	100	150	150	300	250	140	150		

BILAGA 4



Figur 1. Fördelning av djurplankton på olika grupper i Östersjön, november 1998

BILAGA 5



Top-down-teorin. IP= Evertebrata predatorer, PF= Planktonätande fisk, FF=Rovfisk.
A.) Inga planktonätande fiskar ger stora zooplankton.
B.) Stor population av rovfisk ger få plantonätare, vilket ger mellanstora zooplankton.
C.) Få rovfiskar ger många planktonätande fiskar, vilket ger små zooplankton.

IV

Göteborgs Universitet
Zoologiska Institutionen
Vattenvård 10p
Handledare: Anette Johansson
HT-04

Hillingsätersjön näringsämnen och retention

Mattias Klonecki
Carina Mattila
Robert Bengtsson
Åsa Rehndell
Martin Holgersson

Sammanfattning

I vårt projektarbete, som ingår i kursen Vattenvård vid Göteborgs universitet togs vattenprover i Hillingssätersjön i Färgelanda kommun. Sjön ingår i Örekilsälvens avrinningsområde och bidrar därmed till övergödningsproblemen i Gullmarn. Sjön ligger i ett jordbrukslandskap varifrån huvuddelen av närsalterna kommer.

Syftet med våra mätningar var att fastställa Hillingssätersjöns fosforretention för att därefter komma med förslag på åtgärder. Efter mätning av färgtal, turbiditet, konduktivitet, pH, alkalinitet och totalfosfor kunde vi dra slutsatser om Hillingsätersjöns status och eventuella åtgärder som bör vidtas. Resultaten visade att den totala fosfortransporten ifrån sjöns utflöde är 1612,3 kg P/år. Därmed är sjön i dagsläget en forsforkälla. Diskussioner om att höja Hillingssätersjön har förts. Själva anser vi att andra åtgärder såsom skyddsszoner, meandring av vattendrag och dammanläggnig vid utflödet hade gett en lika god effekt på fosforretentionen.

Innehållsförteckning

1. Inledning....3
2. Teori och metoder....4
2.1 Färgtal....4
2.2 Turbiditet....4
2.3 Konduktivitet....5
2.4 pH....5
2.5 Alkalinitet....6
2.6 Totalfosfor....6
3. Resultat....8
4. Diskussion....11
4.1 Förslag till åtgärder....12
5. Källförteckning....13
6. Bilagor....14

1. Inledning

Gullmarn är Sveriges enda tröskelfjord. Detta gör att dess miljö är värdefull och har en stor artrikedom. Tex. finns även en del exotiska arter i fjorden. Tröskeln leder dock också till att Gullmarn är mycket känslig för störningar då de geologiska hindren gör att vattenutbytet mellan fjorden och havet utanför försvåras. De senaste årtiondena har tillståndet i Gullmarn försämrats. Förutom en förhöjd halt av diverse miljögifter har även halten övergödande ämnen såsom kväve och fosfor ökat de senaste decenierna. (kurs: Pelagisk biogeokemi, vt-04, Göteborgs universitet)

Gullmarns avrinningsområde utgörs till stor del av jordbrukslandskap med förhållandevis små jordbruk. 90% av sötvattnet som når Gullmarn kommer ifrån Örekilsälven och biflöden till denna. Vattenprovtagningar i älven och vattendrag som mynnar i denna har visat att halterna av kväve och fosfor har varit höga till mycket höga i dessa vatten under en lång tid.
Hillingsätersjön är en de sjöar som ingår i Örekilsälvens avrinning. Sjön är 60 ha stor, eutrof och grund med ett maxdjup på runt 2 meter och är omgiven av framför allt jordbruksmark. De största inflöden till Hillingsätersjön är Brohagebäcken och Gunnarsnäsbäcken. Utflödet utgörs av Bandenebäcken som mynnar i Valboån som i sin tur tillhör Gullmarns avrinningsområde.

I Hillingsätersjön har effekterna av övergödning, såsom tex. igenväxning, varit mycket påtaglig. Närsaltsläckaget från de omkringliggande jordbruksmarkerna har under en lång tid varit mycket högt. Detta beror dels på naturliga faktorer som att jordarna består av leror med stor inblndning av mo och mjäla, vilket gör de lätteroderade och att nederbörden i området är hög, vilket ökar urlakningen av näringsämnen. Dock är det de antropogena faktorerna som har och har haft störst negativ effekt på vattenkvaliteten.

De senaste hundra åren har en mycket stor del av Sveriges våtmarker och vattendrag torrlagds och rätats och dikats ut. (kurs: Naturvårdsbiologi, ht –04, Göteborgs universitet) Detta har medfört att vattnets uppehållstid innan det når havet eller större sjöar har förkortats kraftigt då hastigheten på vattenflödet har blivit betydligt högre och transportvägen kortare. Med ett snabbare flöde försvåras sedimentation av näringsämnena och deras upptag i naturliga system. Ett snabbt vattenflöde ökar också erosionen av diverse partiklar och ämnen längs ett vattendrag. På många ställen når också åkrarna fram precis till vattendragen. Detta gör att läckaget av näringsämnen går direkt ut i vattnet utan någon möjlighet till rening. Den stora, och i vissa fall okontrollerade, spridningen av gödsel gör också att tillförseln av näring till näraliggande vattendrag blir hög. Det är också av tradition vanligt att höstplöja åkrarna. Det leder till att inga växter som kan binda marken finns kvar och att läckaget av partiklar såväl som näringsämnen blir stort. Genom informationskampanjer och särskilda stöd till jordbrukare som anlägger skyddszoner, dammar och dyl. hoppas man kunna komma tillräta med en del av de problem som jordbruket bidrar med. Information om användandet av miljömärkta hushållskemikalier och byte till torra och urinseparerande toaletter har också gått ut till allmänheten. (Jordbruket och vattendragen i Färgelanda kommun, Curt Svenland, 1995).

Hillingssätersjön sänktes 1893. Diskussioner om att återdämma Hillingsätersjön så att vattennivån höjs 0,5-0,7 m har dock förts de senaste åren. Genom ett sådant ingrepp skulle återretentionen av näringsämnen i sjön öka, vilket i förlängningen skulle ge en minskad kvävebelastning på Gullmarn. Den höjda vattennivån skulle också ge en bättre denitrifikation längs strandkanterna. En högre vattennivån leder också till ett långsammare vattenflöde vilket ger en längre uppehållstid för vattnet. Den längre uppehållstiden skulle göra sjön till en effektivare fosforfälla och underlätta för sedimentation av partiklar.

Vårt syfte med detta projektarbete var att undersöka Hillingsätersjöns förmåga till retention av fosfor. Vi hade ett antal provpunkter runt och i sjön vars vattenprover analyserades för att få en överblick av sjöns situation.

2. Teori och metod

2.1 Insamlandet av prover

Vattenprov skulle tas från sju olika lokaler och på varje plats skulle två prover tas, två i sjön och fem runt sjön. Med hjälp av en båt tog sig två studenter ut på sjön för att ta yt- och bottenvattenprov. Mitt ute på sjön slängdes draggen i och djupet på sjön mättes (cirka 2 m). Även siktdjupet mättes med hjälp av en vit plastskiva (85cm). Vattenprover togs vid ytan och vid botten med hjälp av en Ruttnerhämtare. Pga. den kraftiga vinden drev båten mycket och vattenproverna togs därför inte exakt på samma ställe.

Sammanlagt samlades det in 10 vattenprover från 5 olika platser runt om sjön. Det var från 4 st inflöden och 1 utflöde. Bäckarnas bredd mättes med hjälp av måttband och djup mättes med hjälp av tumstock. Bäckens hastighet mättes med hjälp av ett äpple som fick åka en uppmätt sträcka och där också tiden togs. Med dessa mätvärden kunde sedan flödeshastigheten räknas ut.

2.2 Färgkomposition

Teori:

Vattnets färg är i huvudsak ett mått på dess innehåll av lösta humusämnen(labbmanual, A.Johansson,2003). Hur mycket lösta humusämnen som finns i vattnet påverkas bl.a. topografi, vegetation, nederbördsmängd etc. Humusämnen i en sjö kan ha både positiv och negativ effekt. Det positiva med humusämnen är att det sänker metallers toxicitet. Mycket humusämnen kan också absorbera UV-ljus så att det hindrar organismer från skadlig strålning. Men absorptionen har även en negativ effekt när det hindrar ljus från att tränga ner i vattenmassan. Den tvingar då upp primärproduktionen till en grundare nivå, vilket leder till att den minskar. Även syreförhållandena och temperaturen i sjön ändras.
En annan faktor som påverkar färgen på sjön är vattnets uppehållstid. Sjöar med snabb omsättningstid är mer färgade än sjöar med långsam omsättningstid. Det beror på olika kemiska och biologiska processer som avfärgar sjön (Bedömningsgrunder för miljökvalitet – Sjöar och vattendrag – rapport 4913 Naturvårdsverket). Vattnets färgtal mäts genom en färgkomperator, där man jämför färgen med olika filter av platinakoboltklorid. Man får då fram vattnets färgtal i mgPt/L(labbmanual, A.Johansson, 2003).

Metod:

Den högra kyvetten fylldes med provvatten ur den första flaskan och den vänstra kyvetten fylldes med samma volym avjoniserat vatten. Därefter sattes de två kyvetterna i en färgkomperator och en snurrbar färgskiva med fält i olika gula nyanser sattes över kyvetten med avjoniserat vatten. Skivan snurrades på tills nyansen på den överensstämde med färgen på sjövattnet i den högra kyvetten. Värdet på färgskivan avlästes. Vattnet i de olika provflaskorna jämfördes med färgskivan i tur och ordning. Mellan varje prov sköljdes kyvetten med lite vatten ur det prov som sedan skulle testas.

2.3 Turbiditet

teori

Turbiditeten, som ger ett mått på ett vattens grumlighet, påverkas av de partiklar såsom tex. humusämnen som finns i vattnet(labbmanual, A.Johansson, 2003). Efter ett regnfall är turbiditeten normalt högre p.g.a. avrinning

av jordpartiklar från omkringliggande mark. Likaså ger ett högt vattenflöde en större turbiditet än ett lägre flöde då partiklar inte tillåts sedimentera i lika hög utsträckning utan förblir fria i vattenmassan. Turbiditeten mäts vanligtvis med en turbidometer i FNU-enheter.(labbmanual, A. Johansson,2003).

Metod
Turbidometern kalibrerades till 1.00 genom att ett blankprov märkt med 10.00 sattes i apparaten och täcktes med en svart mugg. Mätaren sattes på 1x vilket motsvarar 10.00 FNU. Därefter togs samma vatten som tidigare används vid färgprovet och hälldes i kyvetten som sedan först skakades lätt och därefter avlästes i turbidometern. Mellan varje prov kalibrerades apparaten först med kalibreringslösningen märkt 10.00 och sedan sköljdes den kyvett som användes för sjövattnet med lite provvatten från det prov som skulle mätas. Turbidometerns värde för varje prov avlästes då värdet hade stabiliserat sig.

2.4 Konduktivitet

Teori:
Med konduktivitet avses en lösnings ledningsförmåga. Denna beror av antalet joner i lösningen. Ju fler joner desto bättre ledningsförmåga. Men inte bara mängden av joner inverkar på ledningsförmågan, jonernas storlek (små joner ger högre ledningsförmåga än stora då de förflyttas snabbare) och lösningens temperatur (vid höga temperaturer har partiklarna i lösningen mer energi vilket höjer ledningsförmågan) är också av vikt.
Konduktiviteten mäts med en conduktometer som mäter det inverterade värdet av lösningens specifika motstånd enligt formeln nedan(labbmanual, A.Johansson, 2003):

$$\gamma = \Omega\ cm^{-1} = K/R$$

K= mätcellens cellkonstant (cm^{-1})
R= lösningens resistans (Ω)

Metod:
Provvattnet hälldes upp i märkta plastmuggar, två för varje prov. Vattenproven värmdes till drygt 25°C i ett vattenbad. Därefter fick vattenproven stå i några minuter för att svalna och sedimentera. För att undvika kontaminering så sköljdes elektroden i provvattnet i en av de två muggarna. Därefter flyttades elektroden till den andra muggen och konduktiviteten kunde avläsas i milliSiemens/cm. Efter avslutad mätning sköljdes mätinstrumentet med avjoniserat vatten.

2.5 pH

Teori:
pH skalan har värden som varierar mellan 0 och 14. 7 är neutralt. Värden under 7, då vätejonerna dominerar, betecknas som surt och över 7, då hydroxyljonerna dominerar, betecknas som basiskt.
pH är en logaritmisk skala där varje förändring med ett heltal, t.ex. från 7 till 6 innebär en förändring av miljön med 10 gånger. I detta fall blir miljön 10 gånger surare.
$-\log (H^+)$ är definitionen av pH. (H^+) är vätejonaktiviteten. Om man har en utspädd lösning så är vätejonaktiviteten ungefär lika med vätejonkoncentrationen. Mätningen bör ske i runt 25°C eftersom elektrodernas potential är temperaturberoende(labbmanual, A.Johansson,2003).
Denna jämvikt: $H_2O \leftrightarrow OH^- + H^+$ påverkas också av temperaturen.

Metod:
När pH mättes så placerades proverna först i ett vattenbad så att de uppnådde en temperatur av ca 25° C. Samma prover som användes för mätning av konduktiviteten användes sedan till att mäta pH för att minska

risken för temperaturförändringar. Instrumentet vid mätutföringar var "Oyster Economy pH-meter" som kalibrerades innan användning. Provvattnet skulle vara i ständig rörelse under mätningarna och elektroden spolades av med avjoniserat vatten mellan varje prov.

2.6 Alkalinitet

Teori:

Med alkalinitet menas vattnets förmåga att ta upp vätejoner(H^+). I inlandsvatten är det karbonat(CO_3^{2-})-, vätekarbonat(HCO_3^-)- och hydroxid(OH^-)- joner som står för huvuddelen av upptaget av vätejonerna. För att ta reda på vattnets alkalinitet kan man titrera det prov man vill undersöka med saltsyra(HCL) eller någon annan stark syra(labbmanual, A. Johansson, 2003). Det som då händer är att denna syra reagerar med basen(HCO_3^- t.ex.) och fyller dess kapacitet av vätejonsupptag. För att snabba på denna process och för att undvika eventuella fel vid titrering, häller man provvattnet i en glascintertratt som genombubblas av kvävgas, man skapar på så sätt en O_2- fri miljö och drar nedanstående jämvikter åt höger.

$$CO_3^{2-} + 2H^+ \rightleftharpoons HCO_3^- + H^+ \rightleftharpoons H_2CO_3 \rightleftharpoons CO_2 + H_2O$$

För att kunna se exakt då vattnets alkalinitet upphör att fungera tillsätts SBV- indikator(omslag vid pH = 5,4) till provvattnet som då blir grönfärgat, exakt då buffringen upphör färgas det grått därefter får det en rosa färgton.

Metod:

För att få reda på lämplig volym provvatten som skulle användas vid mätningarna användes de erhållna värdena från konduktivitets mätningarna, dessa jämfördes med de i tabellen nedan.

Konduktivitet(mS/m)	*Provvattenvolym(ml)*
1-5	50
5-10	25
10-25	10
25-50	5

(Tabell tagen från: labbmanual, A.Johansson, 2003)

Den volym man fick fram tillsattes tillsammans med 1-2 droppar SBV- indikator och avjoniserat vatten, så mycket att den totala volymen uppgick till 50 ml, i en glascintertratt som genombubblades av kvävgas. När detta hade gjorts titrerades provvattnet droppvis med 0,02 M saltsyra(HCL).

2.7 Totalfosfor

Teori:

Genom att behandla provvattnet med kaliumpersulfat i en svagt sur miljö vid hög temperatur(120°C) och högt tryck(1bar) kan man frigöra det organiskt bundna fosfor vattnet innehåller till fosfat. När man sedan tillsätter en blandreagens bestående av H_2SO_4, ammoniummolybdat, askorbinsyra och kaliumantimon(III)oxidtartrat, kommer provvattnet(de fria fosfatet) att gulfärgas. Detta på grund av att fosfatet reagerar med ammoniummolybdatet och bildar ett fosfor-molybdat- komplex. Askorbinsyrans roll i det hela är att den reducerar detta komplex som då får en blåfärg, det gör att lösningen får en våglängd som är lämplig för avläsning. "Kaliumantimonet" tillsätts enbart för att fungera som en katalysator och därmed snabba på reaktionen. Färgabsorptionen lyder Lambert- Beers lag och man kan detektera koncentrationer upp till 50µg PO_4- P/ prov.(labbmanual, A.Johansson, 2003)

Metod:
Eftersom det var totalfosforhalten som var av intresse var det av stor vikt att flaskan skakades innan experimentets början, detta gjordes för att utjämna fördelningen av ämnen. Efter detta pipetterades 20,0 ml provvatten, 20,0 ml avjoniserat vatten(blindprov) och ett kalibreringsprov, bestående av 5,0 kalibreringslösning och 15,0 avjoniserat vatten, i varsin glasflaska med lock. Till samtliga prov tillsattes 4,0 ml kaliumpersulfat. När detta var gjort autoklaverades provflaskorna vid 120°C och 1 bar i cirka 60 min, p.g.a. att det tog en viss tid för vattnet att komma upp i rätt temperatur stod proverna lite längre än 60 min(+30min). När proverna sedan togs ut fick de först svalna och därefter tillsattes 1,0 ml avjoniserat vatten och 4,0 ml blandreagens, lösningen fick sedan stå i 10min. efter detta hälldes provlösningarna i en 5-cm:s kyvett som stoppades ner i en spektrofotmeter(Hitachi model 100-20, spectrophotometer, optilab- Bo philips) där absorbansen mättes. Spektrofotometern nollställdes med blindprovet och därefter mättes kalibreringsprovet. Med hjälp av nedanstående formel kunde slutligen totalfosforhalten räknas ut.

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

3. Resultat

Siktdjup = 0,85 m

Flödeshastighet - Total fosformängd/år

IN1- Gunnarnäsbäcken

Flödeshastighet:	*Totalfosfor:*	*Totalfosfor (mängd/år):*
Bäckens bredd = 1,75 m	mätning 1 = 16,25 µg/l = 16250 µg/m^3	1. 1630000 m^3/år * 16520 µg/m^3 = 26,5 kg/år
Bäckens hastighet = 0,00667 m/s	mätning 2 = 21,79 µg/l =21790 µg/m^3	2. 1630000 m^3/år * 21790 µg/m^3 = 35,5 kg/ år
Tvärsnittsytan = 0,774 m^2		3. Medelvärde för totalfosformängd / år i IN 1 = **31 kg/år**
Bäckens flödeshastighet = 0,0516 m^3/s ≈ **1630000 m^3/år**		

Tabellen visar flödeshastighet och totalfosform, detta ger totalfosformängden per år. Medelmängden fosfor uppgick till 31 kg/år.

IN 2

Flödeshastighet:	*Totalfosfor:*	*Totalfosfor (mängd/år):*
Bäckens bredd = 2,5 m	mätning 1 = 35,56 µg/l = 35560 µg/m^3	1. 583000 m^3/år * 35560 µg/m^3 = 20,7 kg/år
Bäckens hastighet = 0,0385 m/s	mätning 2 = 46,16 µg/l =46160 µg/m^3	2. 583000 m^3/år * 46160 µg/m^3 = 26,9 kg/ år
Tvärsnittsytan = 0,481 m^2		3. Medelvärde för totalfosformängd / år i IN 2 = **23,8 kg/år**
Bäckens flödeshastighet = 0,0185 m^3/s ≈ **583000 m^3/år**		

Tabellen visar flödeshastighet och totalfosform, detta ger totalfosformängden per år. Medelmängden fosfor uppgick till 23,8 kg/år.

IN 3- Brohagebäcken

Flödeshastighet:	*Totalfosfor:*	*Totalfosfor (mängd/år):*
Bäckens bredd = 1,3 m	Ej def.	Ej def.
Bäckens hastighet = 0m/s		
Tvärsnittsytan = 0 m^2		
Bäckens flödeshastighet = 0 m^3/s ≈ **0 m^3/år**		

Tabellen visar flödeshastighet och totalfosform, detta ger totalfosformängden per år. Medelmängden fosfor uppgick till 0 kg/år.

IN 4

Flödeshastighet:	*Totalfosfor:*	*Totalfosfor (mängd/år):*
Bäckens bredd = 0,65m	mätning 1 = 17,73 µg/l = 17730 µg/m^3	1. 967500 m^3/år * 17730 µg/m^3 = 17,2 kg/år
Bäckens hastighet = 0,118 m/s	mätning 2 = 15,14 µg/l = 15140 µg/m^3	2. 967500 m^3/år * 15140 µg/m^3 = 10,6 kg/ år
Tvärsnittsytan = 0,26 m^2		3. Medelvärde för totalfosformängd / år i IN 4 = **13,9 kg/år**
Bäckens flödeshastighet = 0,031m^3/s ≈ **967500 m^3/år**		

Tabellen visar flödeshastighet och totalfosform, detta ger totalfosformängden per år. Medelmängden fosfor uppgick till 13,9 kg/år.

UT-Bandenebäcken

Flödeshastighet:	*Totalfosfor:*	*Totalfosfor (mängd/år):*
Bäckens bredd = 3,70m	mätning 1 = 65,36 µg/l = 65360 µg/m^3	1. 19207400 m^3/år * 65360 µg/m^3 = 1255 kg/år
Bäckens hastighet = 0,273 m/s	mätning 2 = 109,68 µg/l = 109680 µg/m^3	2. 19207400 m^3/år * 109680 µg/m^3 = 2107 kg/ år
Tvärsnittsytan = 2,231 m^2		3. Medelvärde för totalfosformängd / år i UT = 1681 kg/ år
Bäckens flödeshastighet = 0,609m^3/s ≈ **19207400 m^3/år**		

Tabellen visar flödeshastighet och totalfosform, detta ger totalfosformängden per år. Medelmängden fosfor uppgick till kg/år.

Sammanställning:

Prov från:	Färgtal (mgPt/l)	Turbiditet (FNU)	Konduktivitet (mS/s)	pH	Alkalinitet (mekv/l)	Totalfosfor (µg/l)
IN1-Gunnarnäsbäcken	60-70	22,6	10,1	6,22	0,28	19,02
IN2	60	63,9	10,7	6,15	0,36	41,36
IN3-Brohagebäcken	7,5	2,4	20,0	6,06	0,63	3,51
IN4	>150	25,8	11,6	6,22	0,18	16,43
UT-Bandenebäcken	80	90	11,1	6,21	0,46	87,52
Botten	70	42,8	11,6	6,27	0,46	61,85
Yta	70	40,4	11,4	6,26	0,46	38,78

Tabellen visar värdena från de genomförda provtagningarna.

Retention:

Flöde	Vattenflöde (m^3/år)	Fosfortransport (kgP/år)	% av fosforflöde
IN1-Gunnarnäsbäcken	1630000	31	45
IN2	583000	23,8	35
IN3-Brohagebäcken	0	0	0
IN4	967500	13,9	20
Totalt IN	3180500	68,7	100
UT-Bandenebäcken	19207400	1681	2446
Retention		-1612,3	-2346

Tabellen visar vattenflödet i kubikmeter per år, genomtransport av Fosfor och procent fosfor som sjö håller kvar. Det största inflödet av fosfor stod Gunnarnäsbäcken för. Totalt förs mer fosfor ut än vad det förs in.

4. Diskussion

Enligt våra testresultat så är vattnet I Hillingsätersjön betydligt färgat till starkt färgat (värdena låg mellan 60-150 mgPt/L). Färgtalet beror främst av halten humusämnen (nedbrytningsprodukter av dött växtmaterial från skogs- och myrmark). Sjön är till stor del omgiven av jordbruk men också av en betydande andel skogspartier. Dessa kan tänkas bidra till den starka humusfärgningen av vattnet. Är grundvattennivån dessutom hög, vilket den ofta är efter höstregnen, förs än mer humusämnen via vattendrag ut i sjön. Av de vattendrag som går ut i Hillingsätersjön så har vattendrag 4(IN4) ett betydligt högre färgtal än de övriga inflödena. Detta kan bero på att den just innan utloppet till sjön går igenom ett längre skogsparti.

Man skulle kunna tänka sig att det finns ett samband mellan ett högt färgtal och ett lågt pH-värde då humusämnen delvis utgörs av syror. Vi kan dock inte utläsa något sådant samband i våra resultat. pH-värdet var relativt konstant oberoende mätplats och låg mellan 6,15-6,27, alltså måttligt surt till surt enligt naturvårdsverket (Sjöar och vattendrag, Naturvårdsverket 2000). När liknande mätningar gjordes av studenter våren 04 så uppmättes högre pH-värden(projektarbeten Örekilsälven del III, M Haggärde m.fl. vt04). Att pH-värdena fluktuerar under året är dock inte ovanligt. I regel är pH i sjöar högre under sommarhalvåret då produktionen är hög och lägre under vintern då nedbrytningsprocesser dominerar aktiviteten. Tillfälliga grundvattenhöjningar i samband med kraftiga regn kan också det leda till kortvariga sänkningar av pH-värdet (Försurning och kalkning av svenska vatten, Naturvårdsverket 1991).

Trots att sjövattnet anses måttligt surt till surt så visar våra tester att alkaliniteten i vattnet är mycket god (Sjöar och vattendrag, Naturvårdsverket 2000). Detta innebär att sjön inte är hotad av försurning. Att halten av karbonat och vätekarbonatjoner är så pass hög torde bero på att omgivande marker är lerrika och har ett högt vittringstal.
Våra tester av konduktiviteten visar på ett samband mellan alkalinitet och konduktivitet (se särskilt IN3, Brohagebäcken). Detta ter sig fullt logiskt då konduktiviten beror av halten joner och alkalineten av andelen vätekarbonat – och karbonatjoner. Frågan är om en hög fosforhalt hänger samman med en hög alkalinitet? Fosfor är ju ofta bundet till jord- och lerpartiklar vilket även vätekarbonat och karbonatjoner är. Våra resultat tyder inte på detta men halterna av totalfosfor är liksom alkaliniteten höga till mycket höga i både flöden och sjö. Det är dock vid sjöbottnen och i utflödet (UT, Bandenebäcken) som fosforhalterna är som allra högst. Att halterna är så höga vid bottnen är vid närmare eftertanke inte så märkligt. Under vinterhalvåret är det vid bottnen det mesta materialet (ler-jordpartiklar, dött organiskt material etc.) samlas och dessa "läcker" fosfat. Att utflödet är så fosfatrikt i jämförelse med inflödena tål att fundera över. Vattenutflödet var enligt våra mätningar högre än vatteninflödet. Kanske beror detta på att vattennivån i sjön och inflöden varit förhöjd (på grund av kraftig nederbörd). Om fallet är så kan den kortare uppehållstiden i sjön ha medfört att fler partiklar och organismer åkt med i utflödet än normalt. Det är också i utflödet som turbiditeten är som högst och i överlag visar våra tester på ett klart samband mellan turbiditet och fosforhalt (fosfor är ju i regel bunden till partiklar och turbiditet beror ju av halten partiklar i vattnet).
Vi vågar dra slutsatsen att Hillingsätersjön är för grund för att vara en fosforfälla.

Enligt våra beräkningar så skulle sjöns retentionsförmåga inte alls fungera. Vi har fått ett nettoutflöde på 1612,3kg/år. Som tidigare nämnts kan detta kan bero på att sjöns vattennivå var på väg att sjunka. Detta kan ske när det har regnat mycket en tid och vattennivån har stigit. När det sedan har varit soligt ett par dagar sjunker vattennivån och utflödet från sjön blir då stort. Fosforn i vattnet hinner då inte sedimentera utan följer med det kraftiga utflödet. Den minskade nederbörden kan också medföra att fosforhalten i inflödena sjunkit

(mindre avrinning från jordbruksmarkerna). För sjön tar en sådan förändring längre tid- därmed blir skillnaderna mellan inflödenas och utflödets fosforvärden så extrema.
Inflödet i bäck 3 hade ingen hastighet på flödet när vi var där och vi fick därmed inget värde på det. Därför ifrågasätter vi den metod som vi använde. Flödet i bäcken varierade kraftigt, varför det hade blivit väldigt olika flödeshastigheter beroende på var i bäcken vi hade mätt. Även vinden var kraftig, den kan också ha påverkat hastigheten på ytvattnet.
När vi skulle mäta totalfosforn genom spektrofotometer, så skakade vi inte flaskorna innan användning. De hade då stått i över 5 dygn och då hinner väldigt mycket sedimentera. I och med att vi mäter totalfosforn så finns det mycket fosfor i växt och djur delar som då kan ha sedimenterat.
Med denna undersökning kan vi bara konstatera att man om man vill undersöka en sjö räcker det inte med bara ett mättillfälle om man vill titta på totalfosforn. Det varierar väldigt mycket från dag till dag och över olika årstider och även var någonstans i och runt om sjön som man mäter.

4.1 Förslag till åtgärder:

Om vi utgår från våra värden, där vi har ett så stort nettoutflöde av fosfor så får man titta på vad vi kan göra för att det inte ska läcka ut så mycket fosfor. Inflödet till sjön har inte visat på så höga halter av fosfor, varför det skulle kännas både onödigt och inte speciellt kostnadseffektivt att göra några åtgärder här. Vad vi istället borde göra är att sakta ner utflödet från sjön, en sjöhöjning skulle kunna tänkas vara en sådan åtgärd. Problemet med att höja vattennivån är att stora arealer av åkermark skulle hamna under vatten. Det skulle bli väldigt dyrt att kompensera markägarna för förlorad mark. Med detta i åtanke känns inte en sjöhöjning som en realistisk möjlighet. Vad man istället skulle kunna göra är att koncentrera åtgärderna vid själva utflödet och efter det, genom att anlägga dammar eller skapa meandringar. Som det ser ut idag är det så rejält utdikat att inget kan bromsa upp utflödet. Genom att skapa meandringar så sänks flödeshastigheten, vilket leder till att mer kan sedimenteras.

I och med att våra värden inte känns speciellt trovärdiga under en längre period så bör man göra insatser i tillrinningsområdena. Logiskt sett så måste det tillföras lika mycket eller mer fosfor än som lämnar sjön. Området runt sjön domineras nästan helt av jordbruksmark där det sker stora läckage av kväve och fosfor. Genom att undvika höstplöjning och odla höstgrödor som kan binda upp näringsämnena undviker man en del av läckaget. På många ställen når åkrarna ända ner till vattnet. Genom att skapa skyddszoner som kan hindra och ta upp mycket av näringsämnena så hindras lite av läckaget till sjön.
Bäckarna som rinner genom jordbrukslandskapet och ner till sjön är oftast utdikade. Läckaget av näringsämnena från åkrarna som hamnar i bäckarna, rinner då utan hinder ända ner till sjön. Genom att skapa skyddszoner mellan åkern och bäcken hindras en del av läckaget. Genom att bäckarna meandras så minskas flödeshastigheten och mer näringsämnen kan sedimentera och därmed hindras från att nå till sjön. Om man här även anlägger våtmarker kan man få både en effektivare rening av kväve och fosfor och ett mycket större naturvärde då man ökar den biologiska mångfalden.

5. Källförteckning:

- Naturvårdsverket: rapport och hemsida: www.naturvardsverket.
- Jordbruket och vattendragen i Färgelanda kommun: Curt Svenland 1995, utgivare: länsstyrelsen i Älvsborgslän.
- Vattenvårdande åtgärder i Örekilens vattensystem(exkursionskompendium), sammanställt av: Curt Svenland(, Jan-Erik Svensson(Högskolan Borås) och Jan Stensson(GU)
- www.ma.slu.se/Miljotillst
- (kurs: Naturvårdsbiologi, ht –04, Göteborgs universitet)
- (kurs: Pelagisk biogeokemi, vt-04, Göteborgs universitet)
- Försurning och kalkning av svenska vatten, Naturvårdsverket, 1991
- Vattenanalyser- Labbmanual, A. Johansson, 2003
- www.fargelanda.se
-Projektarbete Örekilsälven del III, M. Haggärde, J. Brännlund, I. Fränne, P. Malvenius, vt04.

6. Bilagor

Uträkningar- Flöden

Flödeshastighet:

Bäckens bredd = 1,75 m

Beräkning av tvärsnittsytan = ((djup1(m) + djup 2(m)) / 2) * bredden mellan djup1(m) och djup2(m)

((0+0,26) / 2) * 0,05 = 0,0065 m^2

((0,26 + 0,46) / 2) * 0,58 = 0,209 m^2

((0,46 + 0,57) / 2) * 0,58 = 0,299 m^2

((0,57 + 0,30) / 2) * 0,58 = 0,252 m^2

((0,30 + 0) / 2) * 0,05 = 0,0075 m^2

Summa = 0,0065 + 0,209 + 0,299 + 0,252 + 0,0075 = 0,774 m^2

Bäckens hastighet 3m / 45s = 0,00667 m/s

Bäckens flödeshastighet = 0,774 * 0,00667 = 0,0516 $m^3/s \approx$ **1630000 m^3/år**

Alkalinitet

Alkaliniteten räknades ut genom följande formel:

Alkalinitet = A (mekv/l) = (C_{HCl} * ml_{HCl} * 1000) / $ml_{provvatten}$

Där:

C_{HCl}	**= 0,02M**
ml_{HCl}	**= volymen vi tillförde**
$ml_{provvatten}$	**= $10*10^{-3}$ l**

Totalfosfor

Totalfosfor räknades ut genom följande formel:

TOT-P (µg/l) = C_{kal} * ml_{kal} * ($A_{prov} - A_{blind}$) / ml_{prov} * ($A_{kal} - A_{blind}$)

Där:

C_{kal}	**= 1000 µg/l**
ml_{kal}	**= $5*10^{-3}$ l**
A_{prov}	**= absorbansen vi mätte**
A_{blind}	**= 0,008**
ml_{kal}	**= 0,685**

V

Göteborgs universitet
Zoologiska institutionen
Vattenvård 10 p, Ht –04
Handledare: Ragnar Lagergren

Bottenfaunaundersökning i Vassbotten

Ronja Dahy
Linda Gustavsson
Maryam Khalaf
Cecilia Nilsson
Moa Ranum

Sammanfattning

En undersökning av bottenfaunan i Vassbotten genomfördes som en del av kursen Vattenvård vid Göteborgs universitet. Studien ingår i årets uppföljning av "Projekt våtmarker och skyddszoner inom Gullmarns avrinningsområde". Vassbotten är en eutrof sjö till följd av att den får ta emot mycket näring genom tillrinning.

Syftet med undersökningen var att se vilken typ av bottenfauna som fanns, samt utifrån det dra slutsatser om sjöns tillstånd. Vi använde oss av en ekmanhämtare som tog upp prover från bottensedimentet. Dessa har vi sedan undersökt på lab.

Vi fann att bottenfaunan till största delen utgjordes av maskar och larver. Bland annat återfanns fåborstmaskar (*Oligochaeta*) och fjädermygglarver (*Chironomidae)*, varav fåborstmaskarna var mest förekommande. På grund av denna dominans hade proverna ett mycket högt O/C-index, vilket kan innebära att det är hög organisk belastning och syrebrist i sjöns bottensediment. Att fåborstmaskarna dominerar kan bero på att de klarar av låga syrgashalter bäst.

Det höga O/C-indexet skulle kunna bero på den vattenståndsreglering som skett i sjön. Eftersom regleringen av vattenståndet varierar mycket såväl under olika tider på dygnet som under olika årstider är det värdefullt att ta prover under olika förhållanden för att få en mer fullständig bild av det verkliga tillståndet.

Då den enda tidigare studien av bottenfauna i sjösystemet (1999) inte tar upp större djup än fyra meter har vi inga aktuella data att jämföra våra resultat med.

Inledning

Rapporten baseras på bottenfaunaundersökningar i Vassbotten, Färgelanda kommun i Dalsland. Vassbotten är en del av det område som ingår i Gullmarns tillrinningsområde. Vassbotten är den sjö som tillsammans med Viksjön får ta emot största delen av hela Valboåns tillrinning. Detta betyder att stora delar av Gullmarns tillrinning passerar Vassbotten och den får således ta emot mycket av belastningen som finns i kringliggande område. Viksjön-Vassbottens utlopp mynnar i Munkedalsälven (södra delen av Valboån) och denna går sedan samman med Örekilsälven för att slutligen rinna ut i fjorden. Nedströms sjön finns en kraftverksdamm som dämmer upp systemet med ca 1,5 m. Det är oklart hur detta påverkar närings- och syrgasförhållandena i sjön.

Detta är en uppföljning av tidigare års undersökningar i "Projekt våtmarker och skyddszoner i Gullmarns avrinningsområde" som startades 1998. Syftet med detta projekt är att försöka kartlägga eutrofieringsproblemen och dess konsekvenser för Gullmarn och att på så vis kunna minska problematiken med tillrinningen av näringsämnen. Detta har bland annat gjorts genom att anlägga våtmarker och skyddszoner. Området har sedan projektstarten undersökts av Göteborgs universitet varje år. Denna del av rapporten skall visa Vassbottens tillstånd år 2004 samt ange läget för eventuell eutrofiering.

Syftet med detta arbete är att undersöka bottenfaunan i Vassbotten och med hjälp av resultatet dra slutsatser om tillståndet i sjön vad gäller syrgasförhållanden och eutrofieringsgrad.

Metod

Vi åkte ut på Vassbotten med båt och stannade och släppte ankare på 10 slumpvis valda ställen där djupet var över 6 m. Provtagningsområdet finns utmarkerat på kartan (figur 1, bilaga 1). Djupet kunde mätas med ekolod eller det metermarkerade repet till ekmanhämtaren. Vi skickade ner ekmanhämtaren en gång på varje ställe och bottenmaterialet som vi fick upp tömdes i en balja och fördes sedan över i en sil med 0.5 mm nätmaskor. Materialet i silen vaskades alldeles i vattenytan för bästa effekt och det som blev kvar stoppades i en burk som rymde cirka 3-4 dl. Vi tillsatte sedan 95%-ig sprit och vatten så att materialet täcktes av en vätska med ca 70 procent alkoholhalt.

På lab gick vi metodiskt igenom de 10 burkarna med bottenmaterial för att hitta och räkna alla sedimentlevande djur i materialet. Till vår hjälp hade vi stereoluppar, petriskålar, pincetter och pipetter. Vi bestämde med hjälp av bestämningsnycklar (Mandahl-Barth, 2000) alla fjädermygglarver till nivån underfamilj medan alla fåborstmaskar inte bestämdes vidare. Andra djur vi fann identifierades också, såsom svidknottlarver (*Ceratopogonidae*) och planktonmygglarver (*Chaoborus*). Efter att alla djur räknats och bestämts räknade vi ut O/C-index för varje prov samt bestämde täthet och spridningsmått. Detta var nödvändiga beräkningar för att kunna ta reda på sjöns tillstånd.

O/C-index anger förhållandet mellan antalet fåborstmaskar (*Oligochaeta*) och fjädermygglarver (*Chironomidae*) för profundalzonen i sjöar. Indexet ger ett mått på syrgasförhållandena och graden av organisk belastning på botten. Om indexet är högt finns en dominans av maskar. Detta tyder på relativt låga syrgashalter och/eller hög organisk belastning (Naturvårdsverket, 2000).

Indexet beräknas enligt formeln: O/C-index = O/((O+C)*d)*100, där O är antalet oligochaeter, C är antalet chironomider och d är djupet i meter. Av chironomiderna räknas endast arter av underfamiljerna *Chironominae* och *Orthocladiinae* med i indexet (R. Lagergren, personlig kommunikation, 22 nov 2004). För att bedöma tillståndet i bottenfaunan kan indexet delas in i klasser från 1 till 5 enligt tabell 1 .

Tabell 1. *Tillståndsklasser för O/C-index (Naturvårdsverket, 2000).*

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

Man kan även bedöma hur mycket O/C-indexet avviker från ett jämförvärde på 8,5 (värden för sjöars profundalzon är ej regionspecifika). Avvikelsen beräknas som uppmätt värde dividerat med jämförvärdet, och kan delas in i klasser enligt tabell 2.

Tabell 2. *Avvikelser från jämförvärde för O/C-index (Naturvårdsverket, 2000).*

Klass	**Benämning**	**Avvikelse för O/C-index**
1	Ingen eller liten avvikelse	< 0,3
2	Måttlig avvikelse	0,3 – 0,6
3	Tydlig avvikelse	0,6 – 0,8
4	Stor avvikelse	0,8 – 0,9
5	Mycket stor avvikelse	> 0,9

Resultat

Täthetsmått

Antalet bottenlevande individer av olika organismgrupper räknades. Ett täthetsmått på antal individer/m^2 beräknades sedan. Ekmanhämtarens area var ungefär 0,0265 m^2. För de beräknade täthetsmåtten togs medelvärden samt 95%-igt konfidensintervall fram:

Oligochaeta: 961 +/- 590 individer/m^2
Chironominae: 169 +/- 75 individer/m^2
Orthocladiinae: 313 +/- 205 individer/m^2
Tanypodinae: 186 +/- 50 individer/m^2
Ceratopogonidae: 143 +/- 66 individer/m^2
Chaoborus: 65 +/- 14 individer/m^2

Övriga resultat finns redovisade i Tabell 4 och 5 i Bilaga 2.

O/C-index

O/C-index för provtagningarna i Vassbotten beräknades och delades in i klasser. För de flesta provtagningsdjupen var indexet måttligt lågt (klass 3) eller högt (klass 4). Även avvikelser från jämförvärdet beräknades och delades in i klasser. Avvikelsen var mycket stor (klass 5) för alla prov utom ett, där avvikelsen istället var tydlig (klass 3). De fullständiga resultaten redovisas i tabell 3.

Tabell 3. *Indelning av provtagningarna i klasser för O/C-index samt avvikelse.*

Prov	Djup (m)	O/C-index	Klass (O/C-index)	Avvikelse	Avvikelse-klass
1	8	11,11	4	1,31	5
2	9	8,56	3	1,01	5
3	7	14,29	5	1,68	5
4	8	10,00	4	1,18	5
5	8,5	10,46	4	1,23	5
6	9	9,72	4	1,14	5
7	9	6,48	3	0,76	3
8	9	8,19	3	0,96	5
9	9	8,55	3	1,01	5
10	9	9,31	4	1,10	5

Då den enda tidigare studien av bottenfauna i sjösystemet (1999) inte tar upp större djup än fyra meter finns inga aktuella data att jämföra resultaten med.

Diskussion

De värden för O/C-index som beräknades var höga, vilket berodde på att det fanns en dominans av oligochaeter. Detta kan tolkas som att syrehalterna i bottensedimentet är låga till följd av eutrofiering. Eutrofieringen skulle kunna vara en följd av den vattenståndsreglering som skett i sjön, men hur vattenståndsförändringar påverkar sjöars näringsinnehåll och syrgasförhållanden är idag relativt okänt. Eftersom regleringen av vattenståndet varierar mycket såväl under olika tider på dygnet som under olika årstider är det värdefullt att ta prover under olika förhållanden för att få en mer fullständig bild av det verkliga tillståndet. Denna provtagning utfördes bara på djup mellan 7 och 9 m. Det är därför svårt att finna ett samband mellan individtäthet och djup.

Provtagningsmetodiken kan förbättras på ett flertal sätt. Ett fungerande ekolod är nödvändigt för att få en exakt djupmätning och för att kunna se vilken typ av botten man har att arbeta med. En båt utrustad med motor bör användas för att effektivisera provtagningen. Fler baljor och silverktyg skulle kunna underlätta arbetet. Plasthandskar bör finnas tillgängliga för att minska slitage och köldskador på provtagarnas händer.

Den mänskliga faktorn är antagligen studiens största felkälla. Ekmanhämtaren får till exempel med sig olika mycket sediment beroende på hur den kastas i och landar på botten. Ekolodet var ur funktion varvid vi fick uppskatta djupet med hjälp av markeringar på ekmanhämtarens lina. När bottenfaunan studerades på lab kan misstag ha gjorts vid artbestämningen och räknandet av antalet individer.

Vassbottens förutsättningar måste avsevärt förbättras för att kunna ge en hållbar framtid för sjön samt kringliggande vattensystem. Eftersom denna sjö ligger långt nedströms i systemet och är förhållandevis stor ger sjöns tillstånd en stor påverkan på hela Gullmarsfjorden. Därför bör det ligga ett stort intresse i att förbättra sjöns villkor.

Referenser

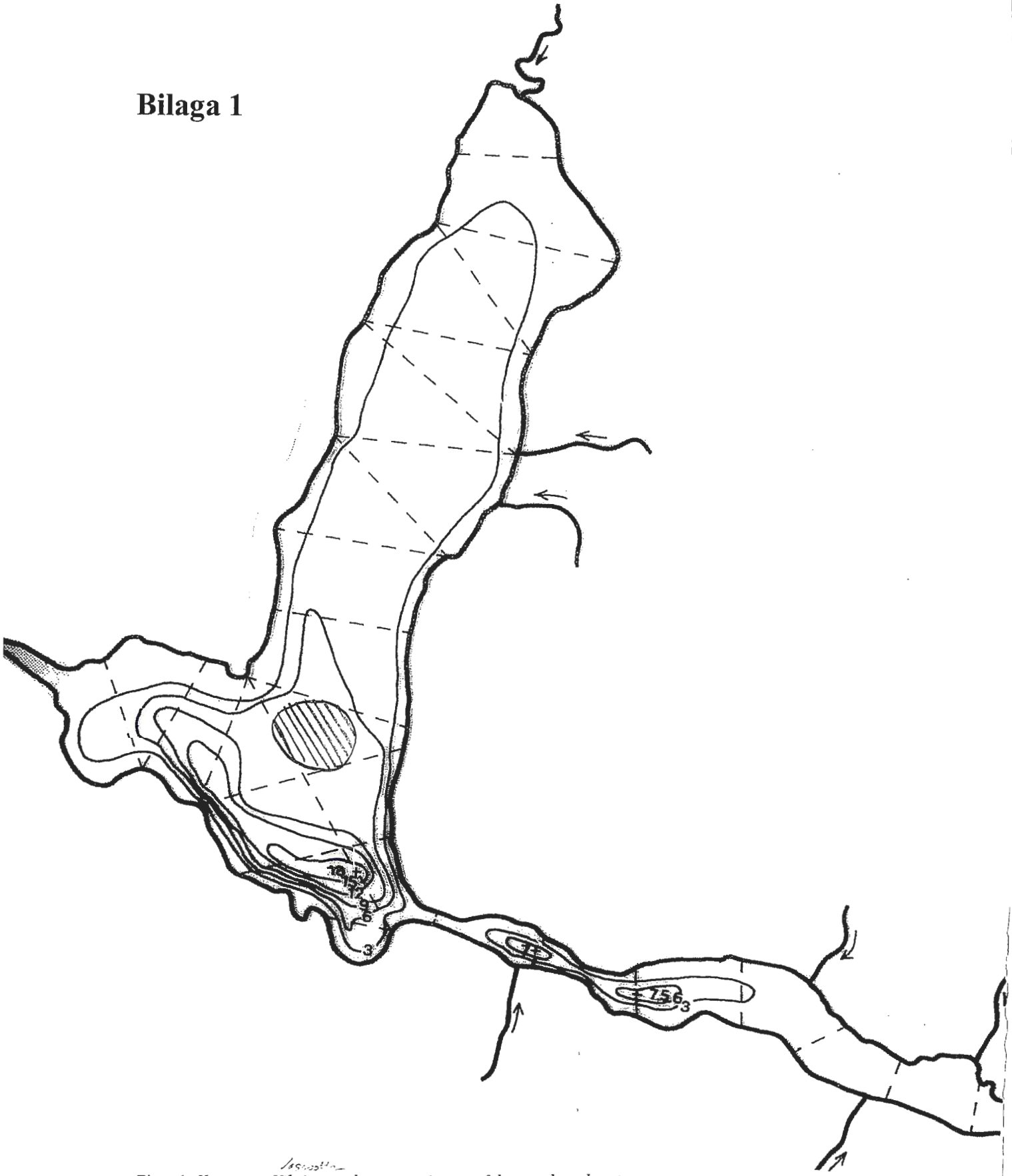
Lagergren, R. (2004). Muntlig kommunikation, 2004-11-22.

Mandahl-Barth, G. (2000). *Vad jag finner i sjö och å.* Stockholm: Norstedts.

Naturvårdsverket, (2000). *Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Sjöar och vattendrag.* Stockholm: Naturvårdsverket förlag.

Svenland, C., Svensson, J.E. & Stenson, J. (1998). *Vattenvårdande åtgärder i Örekilsälvens vattensystem.* Exkursionskompendium.

Bilaga 1



Figur 1. *Karta över Viksjön med provtagningsområdet streckmarkerat.*

Bilaga 2

Tabell 4. *Antal individer per provtagningspunkt.*

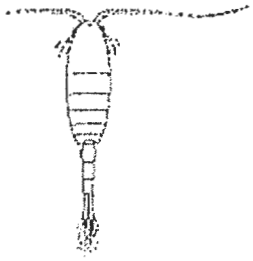
Prov	Djup (m)	*Oligo-chaeta*	*Chirono-minae*	*Orthocla-diinae*	*Tanypo-dinae*	*Ceratopogo-nidae*	*Chaoborus*
1	8	8	1				
2	9	37	11		5	6	
3	7	24			1	8	
4	8	12	2	1	3	3	
5	8,5	8	1				
6	9	28	4		5		2
7	9	7	5		7	2	1
8	9	14	5		7	2	2
9	9	20	6		6	1	
10	9	88	4	13	4		

Tabell 5. *Täthet (antal individer/m^2) samt spridningsmått. (C.I.U.=Övre gräns för 95 %-igt konfidensintervall, C.I.L=Lägre gräns för 95 %-igt konfidensintervall).*

Prov	*Oligochaeta*	*Chironominae*	*Orthocladiinae*	*Tanypodinae*	*Ceratopogo-nidae*	*Chaoborus*
1	313	39				
2	1445	430		195	234	
3	938			39	313	
4	469	78	39	117	117	
5	313	39				
6	1094	156		195		78
7	273	195		273	78	39
8	547	195		273	78	78
9	781	234		234	39	
10	3438	156	508	156		
Medel-värde	961	169	313	186	143	65
Standard avvikelse	951	120	331	80	107	23
Standard error	301	38	105	25	34	7
C.I.U	1551	244	518	235	209	79
C.I.L	371	95	107	136	77	51

VI

Status för populationer av glacialmarina relikter i Östersjön, Dalsland



Göteborgs Universitet
Zoologiska institutionen
Vattenvård 10 p
Ht 2004
Handledare: Ragnar Lagergren

Pernilla Eriksson
Mille Fagerström
Anna Grahn
Charlotte Höglund
Birgitta Säihke

Sammanfattning

På 70-talet uppmärksammades övergödning av Gullmarsfjorden och dess avrinningsområde vilket resulterade i Gullmarsplanen 1984 som utmynnade i "Projekt våtmarker och skyddszoner inom Gullmarns avrinningsområde". Detta har lett till att Göteborgs universitet har gjort årliga mätningar i området. 1998 utfördes de första undersökningarna av de glaciala relikterna *Mysis relicta* och *Limnocalanus macrurus* täthet i Östersjön. I år har en uppföljning av dessa undersökningar gjorts för att se om och hur populationerna förändrats sedan dess. Arterna påverkas negativt av låga syrgashalter och lågt pH. Östersjön ligger på grund av sitt geografiska läge i riskzonen för övergödning och försurning.

Resultaten visar att *M. relicta* har ökat i täthet vid jämförelse med tidigare mätningar medan *L. macrurus* har minskat. Vidare visar provtagningarna att *M. relicta* befinner sig i större utsträckning på djupare områden medan *L. macrurus* hittades i något grundare vatten. Detta kan tyda på att *M. relicta* prederar på *L. macrurus* samt att *L. macrurus* undviker de områden där *M. relicta* dominerar. Båda arterna kan fungera som indikatorarter och är därför viktiga och bör skyddas.

INNEHÅLLFÖRTECKNING

SAMMANFATTNING 2

INLEDNING 4

GLACIALRELIKTER 6

Mysis relicta, pungräka 6

Limnocalanus macrurus 7

MATERIAL OCH METOD 8

Beräkningar 8

RESULTAT 9

Mysis relicta 9

Limnocalanus macrurus 10

DISKUSSION 11

REFERENSER 12

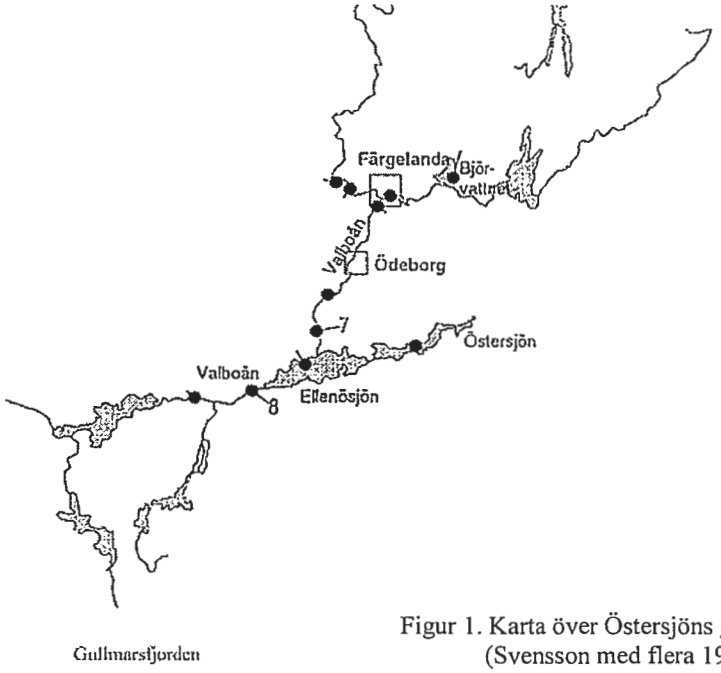
BILAGOR

Inledning

Övergödningen av Gullmarn uppmärksammades på 70-talet och 1984 antogs Gullmarsplanen med åtgärdsförslag för minska tillförseln av närsalter till området (Svenland med flera, 1998). I början av 90-talet gjordes flera vattenprovtagningar i Gullmarsfjordens avrinningsområde. Resultatet visade på att vattendragen och sjöarna fortfarande innehöll en stor mängd närsalter och jordbruket kvarstod som den största utsläppskällan. Färgelanda, Munkedals och Dals Eds kommuner beslutade att försöka komma till rätta med övergödningsproblemen i avrinningsområdet och 1998 startades ett samarbete som utmynnade i ett projekt, "Projekt Våtmarker och Skyddszoner inom Gullmarns avrinningsområde" (Svenland med flera, 1998). Det man främst arbetade med var att skapa nya våtmarker, dammar och skyddszoner för att få en sedimentering av fosfor, som är det största problemet, samt skapa bättre förutsättningar för kvävets kretslopp.

I utbildningssyfte började Göteborgs Universitet våren 1998 att göra kontinuerliga provtagningar i avrinningsområdet genom att bland annat ta sedimentprover, mäta fosforhalter, pH och syretillgången. Våren och hösten 1998 gjordes även undersökningar av reliktfaunans förekomst i Östersjön (Andersson med flera, Johansson med flera, 1998). Två glacialrelikter, *Mysis relicta* och *Limnocalanus macrurus* studerades. Då det inte gjorts några nya undersökningar av relikternas täthet sedan 1998 gjordes i år (2004) en uppföljning för att se om populationerna har behållit sin status eller om förändringar skett.

Östersjön är belägen i Dalsland och ligger i sydöstra delen av avrinningsområdet. Sjön är i utloppet förbunden, via ett smalt sund, med Ellenösjön som är en näringsrik sjö. Valboån, som har sitt utlopp i Ellenösjön, rinner igenom flera jordbrukslandskap och transporterar därmed mycket närsalter. Vid högt vattenflöde och västliga vindar kan detta näringsrika vatten tränga in genom sundet till Östersjön vilket ökar dess känslighet för övergödning. Sjön utsätts även för sura tillflöden ifrån omliggande skogs- och myrmarker.



Figur 1. Karta över Östersjöns geografiska läge.
(Svensson med flera 1988)

I nuläget har Östersjön en god syretillgång och ett pH värde strax under 7. Det kan dock, under vissa tider på året, uppstå syrebrist på bottnarna. Både *M. relicta* och *L. macrurus* är känsliga för låga syrehalter och ett lågt pH, och kan därför fungera som indikatorarter för dessa värden.

Våren 1998 gjordes en undersökning av glacialrelikterna i Östersjön som visade att *M relicta* ökar, samt att *L. macrurus* minskar med djupet (Andersson med flera, 1998). Senare, samma år, gjordes en studie av Johansson med flera som också visade att *M. relictas* täthet är högst på djupare vatten. Dock visade undersökningen att tätheten av *L. macrurus* ökade med djupet ner till 14 meter för att sedan snabbt avta. Dock finns här en toppnotering av antalet individer vid 30 meters djup.

Syftet med vår undersökning är att ta reda på hur tätheten av *M. relicta* och *L. macrurus* förändrats i Östersjön sedan de senaste provtagningarna samt vad eventuella förändringar kan bero på.

Glacialrelikter

De svenska glacialrelikterna, vilka alla tillhör gruppen Arthropoda – leddjur, anses vara *Mysis relicta, Pontoporeia affinis, Limnocalanus macrurus, Pallusea quadrispinosa, Mesidothea entomon* och *Gammaracanthus lacustris* (Kinsten 1986). De är alla sötvattensformer som tål bräckt vatten och förekommer endast i sjöar och vattendrag nedströms den högsta kustlinjen (HK), det vill säga den strandlinje som Östersjön i något av sina utvecklingsstadier nådde upp till (Kinsten 1986), samt i den del av Östersjön och ishavskusten som bebos av sötvattensfisk (Svärdson m.fl. 1998).

Enligt Ekmans definition, i Kinsten (1996), är en art att betrakta som en relikt i en region, om dess uppträdande endast kan förklaras med antagandet att den själv, eller dess förfäder, kvarlämnades där under annorlunda förhållanden än de nuvarande.

Glacialrelikter är viktig fiskföda men påverkar även botten- och planktonfaunan vilket i sin tur ger nya konsekvenser för fiskfaunan och dess talrikhet (Svärdson m.fl. 1988). De kan fungera som indikator arter för pH och alkalinitet i många sjöar under HK då de är känsliga för försurning (Kinsten 1986).

Mysis relicta, pungräka

Mysis relicta är den mest kända utav relikterna. Den är 15-20 mm lång och har en ettårig livscykel, vid sämre tillväxt kan den dock bli två somrar innan könsmognad. Leken inträffar på senhösten vartefter hanarna dör, honorna bär sedan ungarna i marsupiet – pungen tills de kläcks på senvintern. Det har visat sig att *M. relicta* består av flera (tre) arter med samma morfologi, skilda åt av väsentligt olika genfrekvenser för vissa protein (Svärdson m.fl. 1988).

Arten har god förmåga för vertikalvandring och kan röra sig med en hastighet av 120 m/h (Svärdson m. fl.) vilket ger den goda chanser att undkomma fiskpredation. Den håller sig i mörkret nära botten på dagen och stiger hastigt i skymningen men stannar under ett eventuellt språngskikt.

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

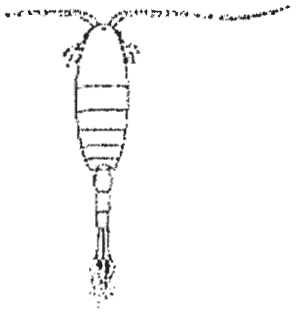
Predation av cladocerer och andra zooplankton är utmärkande för *M. relicta* men de äter även fytoplankton, bentiska alger och detritus (Fürst m.fl. 1984). Då detta är samma föda som zooplanktonätande fiskar nyttjar kan populationen av dessa fiskar minska. Vissa större fiskar kan i sin tur minska i antal eller avstanna i tillväxt då deras naturliga bytesdjur försvinner.

Då *M. relicta* klarar högre temperaturer, 18-20°C, än övriga relikter finner man dem även i grundare sjöar. *M. relicta* är försurningskänslig och riskerar utrotning om pH-värdet är lägre än 5,9 då detta är det lägsta värde där den påträffats (Kinsten 1986).

Limnocalanus macrurus

Limnocalanus macrurus är en 1-2 mm lång copepod som lever i hypolimnion och äter främst rotatorier, alger och copepoditer. Den utvecklar inte viloägg som många andra copepoder, honan bär heller inte äggsäckar utan låter äggen falla ett efter ett mot botten, vilket gör att den saknar möjlighet till aktiv spridning. Fortplantningen sker på vintern och arten är ettårig (Svärdson m.fl.).

L. macrurus återfinns inte i sjöar där bottentemperaturen överstiger 14° C. Den är även känslig för sur miljö, med ett toleransvärde vid pH 6,1, till skillnad från andra planktiska copepoder (Kinsten 1986).



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

Material och metod

Proverna togs under dagtid i Östersjön den 16 november 2004. Det var mer eller mindre vindstilla, sol och temperaturen låg runt 0° C. Provpunkterna blev slumpmässigt utvalda med hjälp av kartan och Östersjöns olika djupkurvor för att få en geografisk spridning (bilaga1).

M. relicta infångades med hjälp av reliktfällor (radie 0,45 m, maskstorlek 0,5 mm) som sänktes ned mot botten och fick ligga i cirka 15 minuter innan de togs upp. Reliktfällorna lades ut tre i taget och drogs sedan upp med jämn hastighet mot ytan. *M. relicta* räknades på plats och fick sedan återgå till Östersjön. Vi valde fyra punkter på 10 – 25 m efter sjöns djupkurvor (bilaga 2).

L. macrurus infångades med hjälp av en planktonhåv (radie 0,095 m, maskstorlek 100 µm) som firades ner med jämn hastighet tills lodet nådde botten, för att undvika sediment i provet. Därefter drogs håven upp på samma sätt som reliktfällorna. Proverna överfördes till plastburkar och fixerades med två tredjedelar 95 % etanol för att få rätt koncentration (70 %). Vi valde slumpvis ut elva provpunkter för *L. macrurus* inom djup mellan 5 – 30 meter (bilaga 2). Proverna analyseras vid zoologiska institutionen i Göteborg. Vid analysen användes bestämningslitteratur (Enckell, 1980), lupp samt petriskålar med räknekammare.

Beräkningar

M. relicta beräknades per ytenhet (m^2) då de dagtid befinner sig på botten och inte i vattenpelaren (bilaga 3). *L. macrurus* beräknades per volym (m^3) då de befinner sig i hela vattenpelaren (bilaga 4). Vid uträkningarna användes följande formler:

Yta: $\pi * r^2$

Volym: $\pi * r^2 * d$

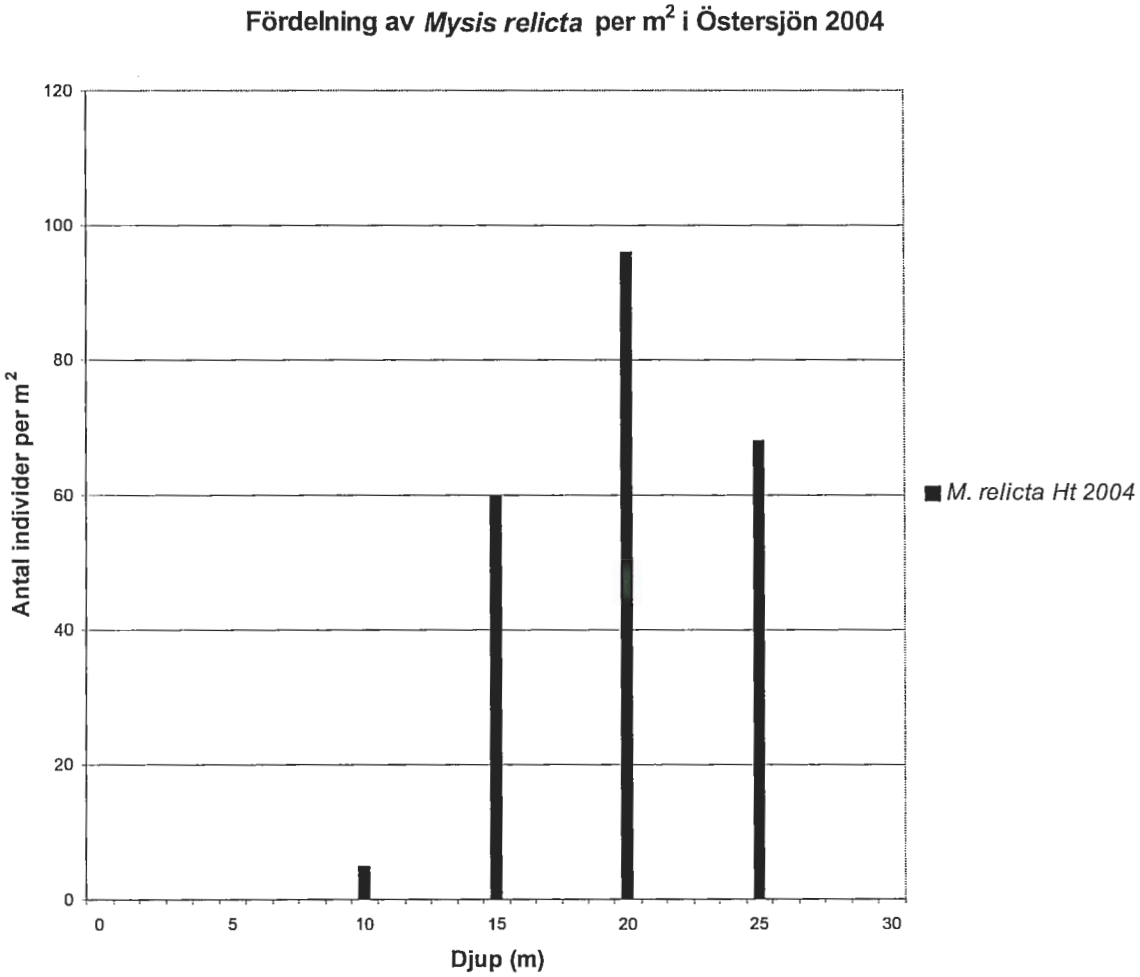
(r = radie, d = djup)

Då tre reliktfällor använts vid samma provpunkt av *M. relicta* har ett medelvärde räknats ut. För att få reda på populationstätheten delades antalet individer med fångstyta eller fångstvolym. Då provtagningar tagits med planktonhåv mer än en gång på samma djup har ett medelvärde skattats.

Resultat

Mysis relicta

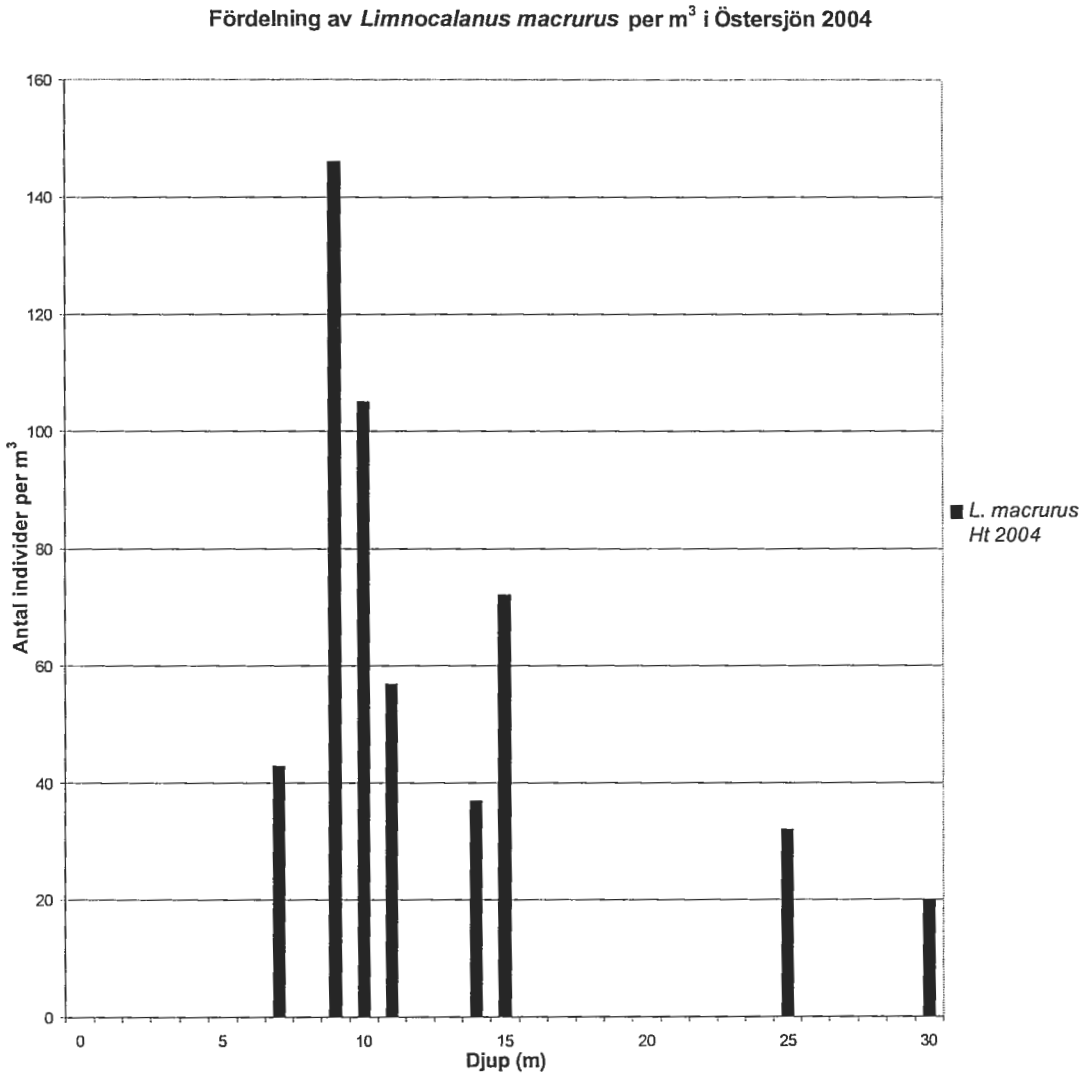
I figur 2 redovisas individtätheten av *Mysis relicta* per kvadratmeter sjöyta. Varje provpunkt, sammanlagt fyra stycken, visar ett medelvärde av det antal individer som hittades i tre stycken reliktfällor. Undersökningen visar att *M. relicta* har högst täthet på 15 - 25 meters djup medan arten har betydligt lägre täthet på 10 meter.



Figur 2. Individtätheten av *Mysis relicta* per kvadratmeter sjöyta.

Limnocalanus macrurus

Figur 3 redovisar individtätheten per kubikmeter vatten av *Limnocalanus macrurus*. Arten förekommer mest frekvent på provpunkter med ett djup mellan 7-15 meter. Dessutom finns en trend som visar att antalet *L. Macrurus* per kubikmeter minskar med ökat djup.



Figur 3. Individtätheten av *L. macrurus* per kubikmeter vatten.

Diskussion

Undersökningen gjord 2004 visar att *M. relicta* har ökat i antal i jämförelse med 1998 års undersökningar (bilaga 3, 4). Detta kan leda till en minskad population av zooplanktonpredatorer (till exempel mört) då de konkurrerar med *M. relicta* om samma föda. Färre zooplanktonpredatorer i Östersjön kan leda till en minskning av rovfiskar då detta är rovfiskarnas främsta föda. Resultatet blir en så kallad "bottom up" effekt där populationen av *M. relicta* indirekt påverkar tätheten av rovfisk.

En anledning till att *M. Relicta* har ökat sedan 1998 kan vara att eutrofieringen har minskat och syreförhållandet blivit bättre. Den förbättrade syretillgången gör att fosfor inte läcker ut i sjön utan sedimenteras vilket minskar eutrofieringsproblemen. Detta kan vara ett tecken på att "våtmarksprojektet" har fått ett positivt gensvar i Östersjön.

Vidare kan det konstateras att *M. relicta* ökar i antal med ökat djup vilket stämmer överrens med att arten trivs bäst i mörka, kalla och syrerika miljöer. Att vi även hittat individer på 10 meters djup kan tyda på att det inte finns något språngskikt i sjön till följd av höstcirkulationen. På 20 meters djup hittades flest individer vilket vi tror kan bero på att detta djup ger arten tillräckligt skydd mot fiskpredation samt en optimal syretillgång i relation till provtillfällets väderlek.

Limnocalanus macrurus har minskat i antal sedan undersökningarna 1998 (bilaga 5, 6). Detta kan indikera att arten utsatts för en högre grad av predation. Denna predation kan vara orsakad av den ökning som *M. relicta* uppvisar. Både denna och tidigare undersökningar (Andersson med flera, Johansson med flera, 1998) visar att *L. macrurus* finns i högre grad på grunda områden där tätheten av *M. relicta* är lägre. Dessutom är *L. macrurus* känsligare för sänkningar av pH-värde än *M. relicta*. Det är möjligt att Östersjöns pH-värde har sänkts sedan 1998 men då inga pH-mätningar gjorts i vår undersökning blir antagandet hypotetiskt.

En intressant avvikelse i 1998 års höstundersökning är den höga täthet av *L. macrurus* vid 30 meters djup då detta kraftig avviker från mätvärden gjorda under våren 1998 och hösten 2004 (bilaga 5).

Resultaten kan vid vissa av våra provtagningar ha påverkats av strömmar, vilka medförde svårigheter att sänka planktonhåven och reliktfällor i en lodrät riktning.

Glacialrelikterna i Östersjön har ett stort värde och bör bevaras. De kan fungera som indikatorarter för lågt pH samt låg syretillgång. Dessutom är de intressanta ur ett historiskt och geologiskt perspektiv då de är en del i forskningen kring Höga kustenlinjens position. Ett förslag är att utföra kontinuerliga provtagningar för att följa arternas utveckling och utbredning i Östersjön.

Referenser

Andersson, Å. Bjarnadottir, V. Karlsson, U. Nilsson, A-C. Röjestål, J. Vt 1998. *Status hos glacialrelikterna i Östersjön, Dalsland.* Projektarbete Vattenvård 10p. Göteborgs universitet. Zoologiska instutitionen

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

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

Johansson, K. Johansson, P. Reinhardt, M. Ht 1998. Vattenvård 10p. Göteborgs universitet. Zoologiska institutionen.

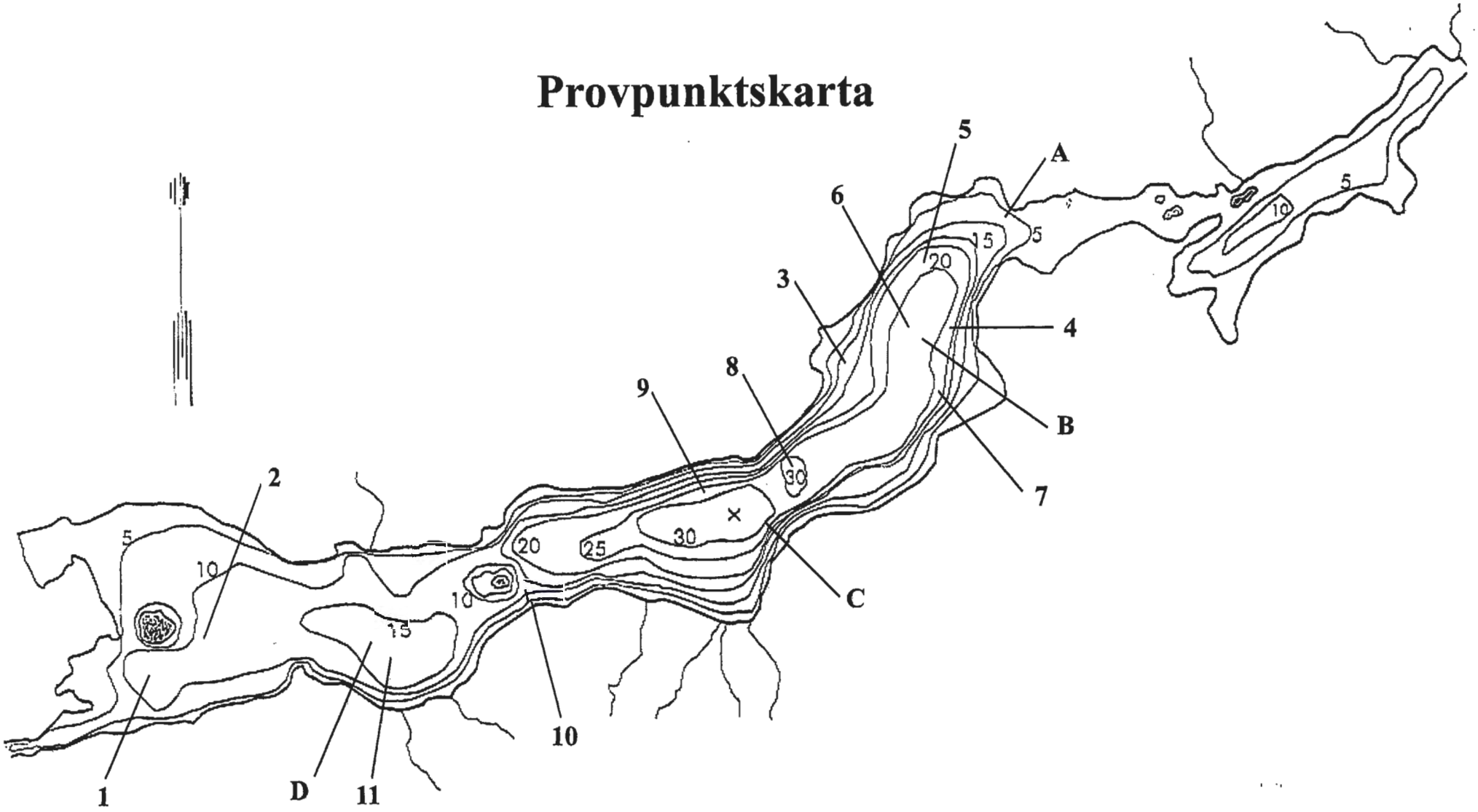
Kinsten, B. 1986. *Förekomst av relikta kräftdjur i mellersta Sverige med speciell inriktning på effekter av försurning.* Sötvattenslaboratoriet Drottningholm. Nr 11.

KM labmiljökontroll. *Valboån och Lerdalsälven 1994-96.* Färgelanda kommun.

Svenland, C. Svensson, J-E. Stenson, J. 1998. *Vattenvårdande åtgärder i Örekilsälvens vattensystem.* Exkursionskompendium. Zoologiska institutionen, Göteborgs universitet.

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

Provpunktskarta



0 100 200 300 400 500m

Ekvidistans 5 m
x = maxdjup

A - D : *Mysis relicta*
1 - 11 : *Limnocalanus macrurus*

Bilaga 1

Bilaga 2

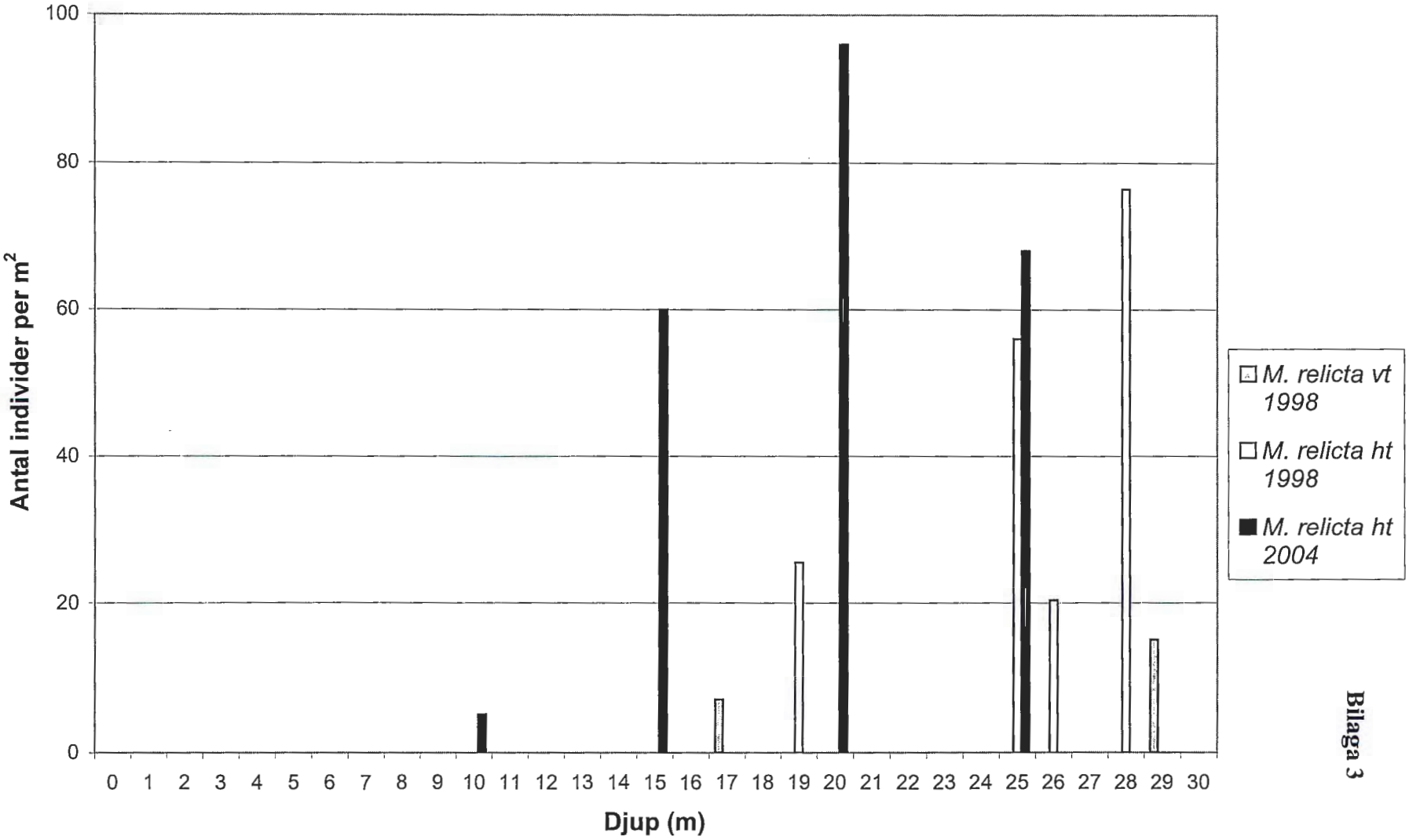
Tabell 1. Tabell över primärdata för *Mysis relicta*.

Station	Djup (m)	Håv 1	Håv 2	Håv 3	Medelvärde	Antal / m^2
A	10	0	0	10	3,33	5
B	20	15	42	57	38	96
C	25	53	71	60	61,3	68
D	15	55	30	45	43,3	60

Tabell 2. Tabell över primärdata för *Limnocalanus macrurus*.

Station	Djup (m)	Antal *L. macrurus* / prov (st)	Antal L. macrurus / m^3
1	7	9	43
2	11	17	57
3	9	38	146
4	14	25	37 (medelvärde)
5	10	30	105
6	15	2	72 (medelvärde)
7	15	71	Se medelvärde
8	30	17	20
9	25	23	32
10	14	5	Se medelvärde
11	15	20	Se medelvärde

Fördelning av *Mysis relicta* per m^2 i Östersjön 1998 och 2004



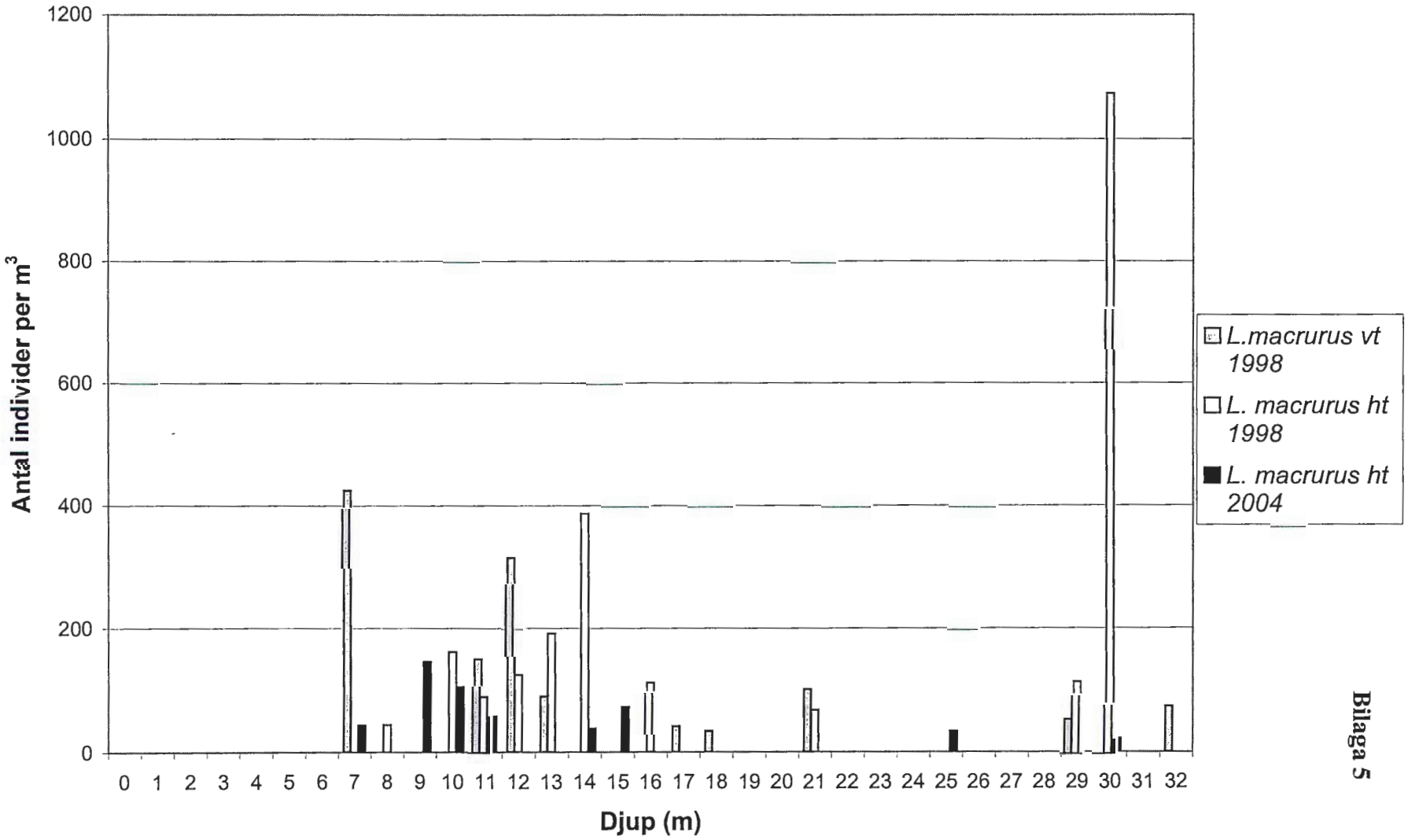
Bilaga 3

Bilaga 4

Tabell 3. Tabell över de data som använts till diagrammet i bilaga 3

M. relicta	Vt 1998	Ht 1998	Ht 2004
Djup (m)	Antal / m^2	Antal / m^2	Antal / m^2
1			
2			
3			
4			
5			
6			
7		0	
8		0	
9			
10		0	5
11	0		
12		0	
13		0	
14			
15		0	60
16			
17	7		
18			
19		25,46	
20			96
21			
22			
23			
24			
25		56,02	68
26		20,37	
27			
28		76,39	
29	15		
30			

Fördelning av *Limnocalanus macrurus* per m^3 i Östersjön 1998 och 2004



Bilaga 5

Bilaga 6

Tabell 4. Förteckning av de data som använts i diagrammet på bilaga 5

L. macrurus	Vt 1998	Ht 1998	Ht 2004
Djup (m)	Antal / m^3	Antal / m^3	Antal / m^3
1			
2			
3			
4			
5			
6			
7	424		43
8		43,77	
9			146
10		162,34	105
11	150	89,71	57
12	314	124,67	
13	89	190,99	
14		386,52	37
15			72
16		111,41	
17	41		
18	33		
19			
20			
21	101	66,69	
22			
23			
24			
25			32
26			
27			
28			
29	54	111,96	
30		1072,7	20
31			
32	72		