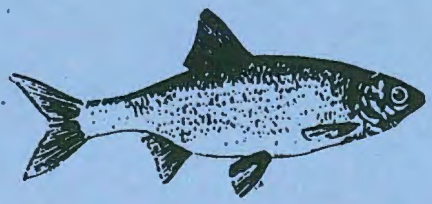
Göteborgs universitet
Zoologiska institutionen
Avdelningen för Ekologisk zoologi
Vattenvård, 10 p, HT 1998

FÄRGELANDA KOMMUN
Miljö- och byggnämnden
Inkom 1999 -02- 16
Dnr | Dpl 4.03.4.3 | H-kort

PROJEKTARBETEN INOM ÖREKILSÄLVENS AVRINNINGSOMRÅDE

HT 1998



FÖRORD

Under tre dagar , 18-20 november 1998, besöktes Örekilsälvens avrinningsområde av en grupp studenter från Göteborg universitet. Kursen i Vattenvård 10 poäng med Jan Stenson som kursledare och Ragnar Lagergren och Jonas Pettersson som kursassistenter var förlagd på Dagsholms vandrarhem. Kursmomentet är en uppföljning av ett arbete som inleddes under vårterminen 1998, Avsikten är att vi genom upprepade undersökningar i området så småningom skall kunna upptäcka trender i förändringar av vattenkvaliteten.

Arbetet inleddes med en rundresa till sjöar, vattendrag, reningsverk, våtmarker etc. under ledning av Bengt Larsson från Projekt Våtmarker och skyddszoner inom Gullmarns avrinningsområde. Resterande tid ägnades åt gruppvisa projektarbeten med olika atyper av fältprovtagning. Huvuddelen av bearbetningen av det insamlade materialet samt analys och rapportskrivning gjordes vid institutionen i Göteborg.

Ett stort tack riktas till Jan Sandell och Curt Svenland för deras information och svar på studenternas intresserade frågor. Ett tack riktas också till Jan-Erik Svensson som från början planerat exkursionen. Vi vill också tacka personalen på Dagsholms vandrarhem för en utmärkt service.

Jan Stenson

INNEHÅLL

I. Fosforhalter och kemi i Valboåns vattensystem
Therèse Andersson, Sissi Gedell, Sara Hansson och Britta Ryberg

II. Bottenfaunaundersökning i Valboånd avrinningsområde 1998
Jens Andersson, Magnus Nilsson, Marcus Bryntesson, Magnus Kokkin och Mårten Bergenkull

III. Vattenkvalitén i Östersjön
Karin Bergsten, Johan Drotz, Mikael Palmqvist och Jill Ågren

IV. Zooplanktonundersökning i Östersjön, november 1998
Matilda Fredriksson, Annica Karlsson och Emma Nilsson

V. Glacialrelikta kräftdjur i Östersjön
Kristina Johansson, Perry Johansson och Mikael Reinhardt

I

Göteborgs universitet
Zoologiska institutionen
Projektarbete inom kursen Vattenvård 10 p, HT 1998
Kursledare: Jan Stenson

FOSFORHALTER OCH KEMI I VALBOÅNS VATTENSYSTEM

Therèse Andersson
Sissi Gedell
Sara Hansson
Britta Ryberg

SAMMANFATTNING

Denna rapport som berör Valboån och dess tillflöden är en uppföljning i en serie provtagningar som gjorts mellan åren 1993 och 1998. Valboån utgör tillflöde till Örekilsälven som mynnar i Gullmarsfjorden. Den senare har under senare tid drabbats hårt av eutrofiering, men även inom Valboåns avrinningsområde är sjöar drabbade av eutrofiering och tidvis syrebrist.

Undersökningen innefattar mätning av turbiditet, fosforhalter och alkalinitet i Valboåns huvudfåra och dess tillflöden från Vången i norr till Ellenösjön i söder. Analyserna visar en liten ökning av fosforhalten i systemet, vilken kanske kan förklaras av att mätningarna utförts under en annan årstid än tidigare. Turbiditeten har dock visat en minskande trend under hela provserien. Vi ger i rapporten förslag till åtgärder för att komma till rätta med problemen.

Innehållsförteckning

- BAKGRUND 1
- FRÅGESTÄLLNINGAR 1
- FAKTA 1-3
  - turbiditet 1
  - totalfosfor 2
  - alkalinitet 2
  - pH-värde 3
  - temperatur 3
  - vattenfärg 3
- MATERIAL OCH METOD 3-4
  - turbiditet och vattenfärg 4
  - totalfosfor 4
  - alkalinitet och pH-värde 4
- PROVPUNKTER 4-5
  - Valboån 4
  - tillflöden 5
- RESULTAT 7-12
  - tabell 7
  - diagram: turbiditet 7
    - totalfosfor 10
    - alkalinitet 12
- DISKUSSION 13-14
  - Turbiditet 13
  - Fosfor 13
  - Alkalinitet 14
  - pH-värden 14
  - Vattenfärg 14
- ÅTGÄRDSFÖRSLAG 14-15
- REFERENSER 15
- BILAGA

BAKGRUND

Jordbruksmarkerna i Valbodalen är de huvudsakliga källorna till de höga fosforhalterna i vattensystemet. Orsaker till detta kan vara att erosionsbenägna jordarter dominerar, och att landskapet lokalt är mycket kuperat och därför extra känsligt för nederbörd. Enligt Exkursionkompendium (1998) har vattenflödet stor betydelse för fosforhalterna i systemet och man har sett ett positivt samband mellan hög nederbörd och höga halter. I Färgelanda kommun dominerar småskaligt skogsbruk landskapsbilden, men det finns även jordbruksmarker med olika fastighetsstorlekar. I regel läcker jordbruksmark ungefär tio gånger mer kväve och fosfor till omgivande vattendrag än vad skogsmark gör. I tre kommuner (Färgelanda, Munkedal och Dals-Ed) är Projekt Våtmarker i gång med att restaurera vattendrag och våtmarker, samt att informera berörda markägare om anledningen till detta. Dessutom ges förslag till hur enskilda kan göra en insats.

Gullmarsfjorden och dess tillhörande vattendrag har höga närsaltsnivåer och med det följer en rad problem. Hälften av närsalttillförseln kommer från jordbruksverksamheten i tillrinningsområdet. Eutrofieringen leder till ökad algtillväxt som vid nedbrytning skapar syrebrist och syrefria bottnar i djupare delar av vattensystemet.

FRÅGESTÄLLNINGAR

I vår undersökning har vi försökt att besvara följande frågor.

- Har fosforhalterna och / eller turbiditeten ändrats sedan tidigare undersökningar i mars -93, -95 och -98?
- Var i vattensystemet sker de stora haltförändringarna?
- Är erosionen av betydelse för näringsämnestransporten?
- Hur bör man lägga upp ett provtagningsprogram som värderar betydelsen av erosion i huvudfåran i relation till andra fosforkällor?
- Vilka åtgärder kan man vidtaga för att komma till rätta med erosionen i huvudfåran?

FAKTA

Turbiditet

Turbiditet är liktydigt med grumlighet och avser partikelhalt i vattnet. Partiklarna kan utgöras av slam, lera, växt- och djurplankton, mikroorganismer, organiskt material och små olösliga partiklar av varierande ursprung. Turbiditeten varierar med storlek, form, sammansättning och brytningsindex hos de suspenderade partiklarna. I rinnande vatten dominerar oorganiska partiklar, men i sjöar och vattendrag finns det mest organiska.

Turbiditet uttrycks i FNU (Formazine Nephelometric Units). Man använder sig av en turbidometer som mäter mängden spritt ljus i rät vinkel mot den genom provkyvetten infallande ljusstrålen.

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

Tabell 1. Turbiditet - tillstånd enligt "Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag". Naturvårdsverkets Allmänna Råd 90:4.

Totalfosfor

Med totalfosfor menas summan av löst oorganiskt fosfor (ortofosfat), polyfosfater (i t ex tvättmedel), löst organiskt fosfor och partikulärt bundet organiskt och oorganiskt fosfor. Dessa utgör en potentiell näringskälla eftersom de kan omvandlas tilll fosfatfosfor som är den formen växter och djur kan utnyttja. Totalfosforhalten, Tot-P, mäts i µg / l. Totalfosforhalten bestäms genom kokning med kemikalier så att ett fosformolybdatkomplex bildas. Absorbansen på detta mäts med hjälp av en spektrofotometer.

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

Tabell 2. Totalfosfor - tillstånd enligt "Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag". Naturvårdsverkets Allmänna Råd 90:4.

Alkalinitet

Alkalinitet är ett mått på vattnets förmåga att neutralisera syror, d v s vattnets förmåga att tåla tillskott av vätejoner utan att reagera med pH-sänkning. Främst joner som vätekarbonat, karbonat- och hydroxidjoner påverkar alkaliniteten. Kolsyrasystemet kan beskrivas med följande jämviktsreaktioner:

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

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

CO_2 = koldioxid CO_3^{2-}=karbonat

HCO_3^-= vätekarbonat H_2CO_3 =kolsyra

När vätejoner tillförs t.ex. vid titrering med saltsyra, drivs jämviktsreaktionerna åt vänster så länge det finns karbonat eller vätekarbonat kvar i provet. Alkalinitet bestäms genom titrering med hjälp av en indikator och uttrycks i mekv / l (milliekvivalenter per liter), vilket är det samma som mmol HCO_3^- / l.

Klass	pH	Alkalinitet (mekv/l)	Benämning baserat på alkalinitet
1	>7,1	>0,5	Mycket god buffertkapacitet
2	6,8-7,1	0,1-0,5	God buffertkapacitet
3	6,3-6,8	0,05-0,1	Svag buffertkapacitet
4	5,7-6,3	0,01-0,05	Mycket svag buffertkapacitet
5	≤5,7	≤0,01	Ingen eller obetydlig buffertkapacitet

Tabell 3. Alkalinitet och pH - tillstånd enligt "Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag". Naturvårdsverkets Allmänna Råd 90:4.

pH-värde
pH-värdet är lika med den negativa logaritmen av vätejonkoncentrationen i mol och mäts med pH-meter.

Temperatur
Temperaturen påverkar bland annat vattnets förmåga att lösa ämnen. Gaser, t ex koldioxid och syrgas, får högre löslighet vid låga temperaturer. Högre halter av koldioxid ger mer kolsyra och därmed lägre pH. Temperatur mäts med termometer.

Vattenfärg
Vattnets färg beror på humusämnen samt järn- och manganföreningar. Primärproduktionen gynnas av humus genom fosfortillförseln, medan djurplankton och bakterier utnyttjar humus som kol- och energikälla. Vattenfärg kan mätas med spektrofotometer eller uppskattas med blotta ögat.

MATERIAL OCH METOD

Vattenprover har tagits från 16 punkter i Valboåns vattensystem. Provpunkterna är samma som vid provtagningar gjorda våren 1998 och våren 1995 då undersökningar i samma syfte utfördes. Analyser som gjordes 1993 skiljde sig däremot något vid val av provtagningsplatser. I denna rapport har endast de provpunkter som sammanfaller tagits med.

Proverna togs den 19 november. Det var under den dagen ett antal minusgrader, svag vind och solsken. Det fanns ett snötäcke på marken och markerna runt provpunkterna var tjälade.

En Ruttnermätare användes för att ta upp vatten som sedan överfördes i provflaskor (tre replikat för varje prov). Proverna togs precis under vattenytan och temperaturen avlästes direkt på plats. Vattenproverna transporterades samma kväll till Göteborg och placerades där i kylskåp. Följande dag mättes pH-värden och övriga analyser gjordes tre dagar senare.

Turbiditet och vattenfärg
Turbiditetsmätningarna utfördes med hjälp av turbidometern Turner. I denna mäts hur mycket av infallande ljus som sprids när strålen går genom provkyvetten. Spridningen ger ett mått på hur mycket suspenderat material som finns i vattnet.

Humusinnehållet i vattnet uppskattades i fält genom att bedöma provernas färg.

Totalfosfor
Vid analysen av totalfosfor frigjordes först det organiskt bundna fosfatet genom en oxidativ hydrolys med kaliumpersulfat. Hydrolysen kräver hög temp och högt tryck och därför användes en autoklav. När fosfatet frigjorts analyserades det enligt fosfat-fosfor (MRP) metoden. MRP står för molybdatreaktivt fosfat vilket bestäms genom att ett blandreagens bestående av svavelsyra, ammoniummolybdat, askorbinsyra och kaliumantimon(III)oxidtartrat får reagera med fosfatet i den avsvalnade lösningen. Absorbansen mäts i spektrofotometer och värdena som erhålls sätts in i formeln nedan. På så sätt fås halterna av totalfosfor fram.

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

Alkalinitet och pH-värde
Alkalinitetsmätning utfördes genom att titrera proverna med 0,02 molar HCl. SBV-indikator som slår om vid pH = 5,4 användes och omslagspunkten indikerades av att provet gråfärgades. Under titreringen tillfördes kvävgas för att driva ut kolsyran som fanns i proverna. På så sätt försköts ekvivalenspunktens pH (pH = 7) mot neutral-punkten och titrerfelet minskades.

En digital pH-mätare av modell Jenko 609 användes för att mäta pH.

PROVPUNKTER

Valboån
1. **Valboån vid bron Vången:** Lugnt strömmande vatten. Omgivande myrmark och gran-, björk- och alsumpskog. Humusfärgat vatten.
2. **Valboån vid bron Intakan:** Mycket lugnt strömmande vatten, fåran isbelagd. Omgivande åkermark med smal bård av al närmast åfåran. Humusfärgat vatten.
3. **Valboån vid Skällsäterbron:** Starkt strömmande vatten. Omgivande betes- och åkermark. Mindre humusfärgat vatten.
4. **Valboån vid bron Härsängen:** Starkt strömmande vatten. Viss erosion. Omgivande åkermark utan skyddszoner. Dikningsarbete pågick. Ingen tydlig humusfärgning av vattnet.
5. **Valboån vid bron Högsäter:** Starkt strömmande vatten. Erosion. Omgivande tätbebyggt område med vegetationstäcke närmast åfåran. Ingen tydlig humus-färgning men lite suspenderat material i vattnet.

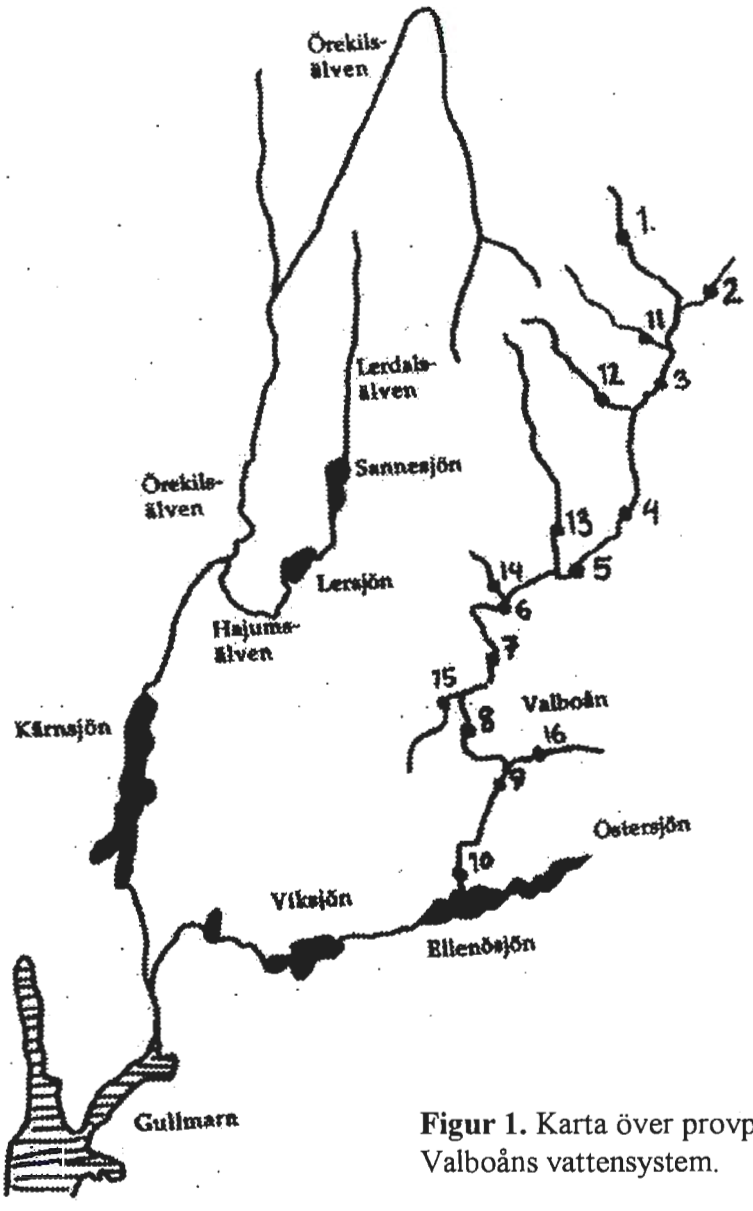
6. **Valboån vid bron Kraketorp:** Måttligt strömmande vatten. Omgivande åkermark utan skyddszoner. Ingen tydlig humusfärgning men suspenderat material i vattnet.
7. **Valboån vid Edstena:** Starkt strömmande vatten. Nedströms kraftverk med omgivande blockig/stenig terräng. Svag humusfärgning och mycket lite suspenderat material i vattnet.
8. **Valboån vid bron Hällekas:** Mycket lugnt strömmande vatten. Uppströms dammbyggnation med omgivande betesmark. Inga välutvecklade skyddszoner. Erosionsrisk. Mycket svag humusfärgning och nästan inget suspenderat material i vattnet.
9. **Valboån vid Rykbron:** Strömmande vatten. Uppströms kraftverk med omgivande vegetationstäcke och trädridå närmast åfåran. Mycket svag humusfärgning och nästan inget suspenderat material i vattnet.
10. **Valboån vid Torp:** Lugnt strömmande vatten. Omgivande åkermark. Branta, steniga kanter, något trädbevuxna. Mycket svag humusfärgning och nästan inget suspenderat material i vattnet.

Tillflöden

11. **Svartebäcken vid bro 172:an:** Nästan stillastående vatten. Helt belagd av tjock is. Omgivande åkermark med vegetationstäcke närmast åfåran. Humusfärgat vatten.
12. **Madbråtsbäcken vid bro 172:an:** Måttligt strömmande vatten. Omgivande betesmark. Erosion. Svag humusfärgning och suspenderat material i vattnet.
13. **Lerån vid bron Solberg:** Strömmande vatten. Omgivande nyplöjd åkermark utan kompletta skyddszoner. Ingen tydlig humusfärgning men mycket suspenderat material i vattnet.
14. **Häråns utlopp i Valboån:** Måttligt strömmande vatten. Omgivande åkermark utan skyddszoner. Åfåran vassbevuxen. Ingen tydlig humusfärgning men lite suspenderat material i vattnet.
15. **Bandenebäckens utlopp i Valboån:** Provpunkten belägen 20 m innan utloppet. Nästan stillastående vatten. Helt isbelagt. Omgivande åkermark utan skyddszoner. Svag humusfärgning och lite suspenderat material i vattnet.
16. **Lillån vid utloppet i Valboån:** Lugnt strömmande vatten. Omgivande tätbebyggt område. Slamavskiljare (brunn) precis bredvid provpunkten. Mycket svag humusfärgning och nästan inget suspenderat material i vattnet.

Studerade parametrar:

- Strömningshastighet
- Isbeläggning
- Vattenfärg
- Omgivningar
- Erosionsskador



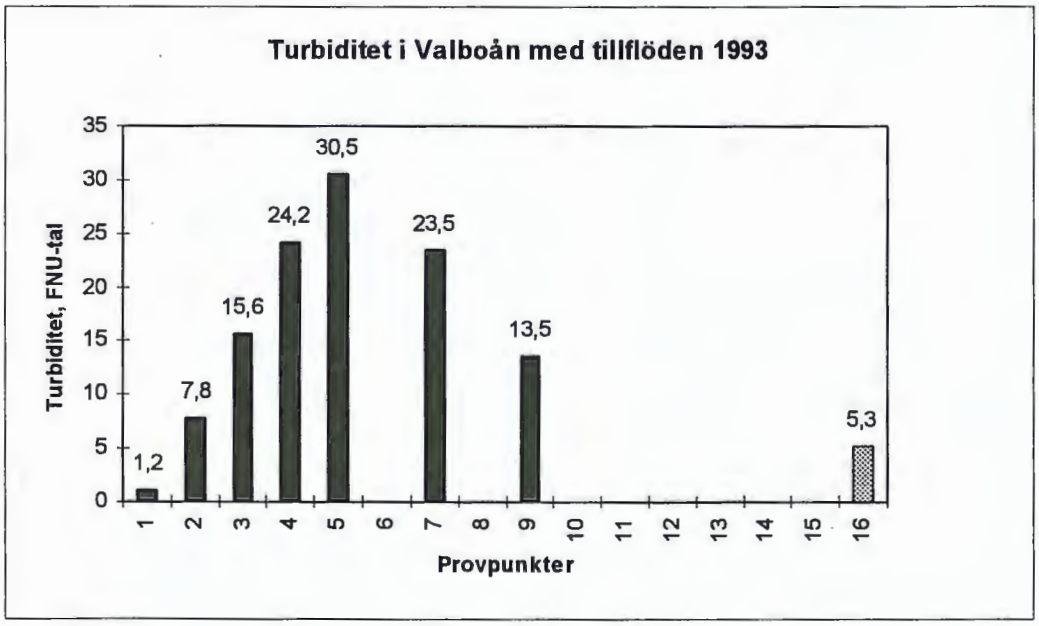
Figur 1. Karta över provpunkter i Valboåns vattensystem.

RESULTAT

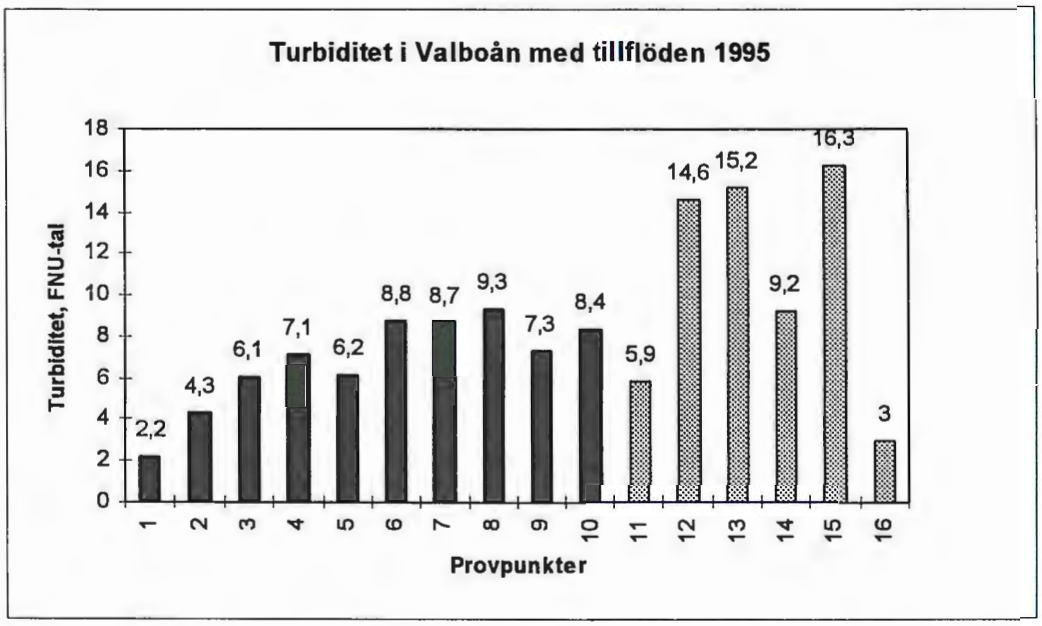
Resultaten redovisas i tabell- och diagramform nedan (tabell **4** och figur **2** t o m **12**). Svarta staplar är provpunkter i Valboåns huvudfåra, och gråtonade staplar visar dess tillflöden.

Plats	Temperatur	pH-värde	Alkalinitet	Totalfosfor	Turbiditet
1	0,4	6,3	0,38	82	0,2
2	0,2	6,5	0,42	20	0,4
3	0,3	6,7	0,43	18	1,07
4	0,2	6,7	0,47	36	1,26
5	0,5	6,8	0,5	33	2,37
6	0,5	6,8	0,51	43	1,9
7	0,3	6,9	0,52	41	1,5
8	0,2	6,8	0,51	48	1,92
9	0,4	6,9	0,42	41	1,53
10	0,15	6,8	0,43	38	1,58
11	0,2	6,1	0,26	38	0,82
12	0,3	6,8	0,82	54	2,59
13	0,2	6,7	0,64	59	4,51
14	1,9	6,7	0,4	41	1,39
15	0,4	6,6	0,46	82	2,46
16	1,6	6,7	0,34	31	0,86

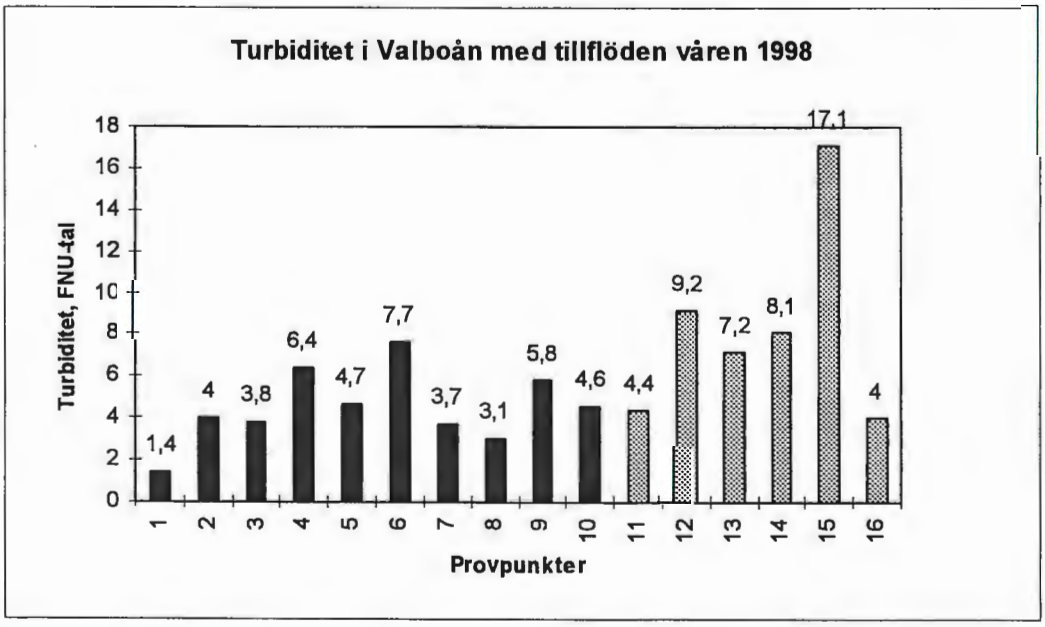
Tabell 4. Värden från analyser av vattenprover.



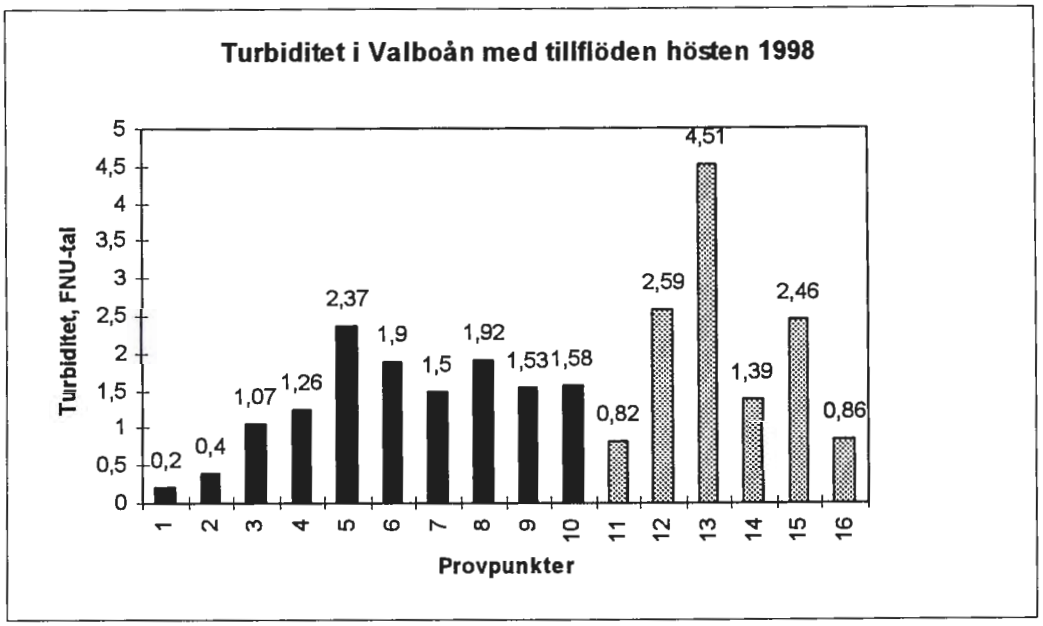
Figur 2. Vattnet i huvudfåran klassificeras som starkt grumligt.



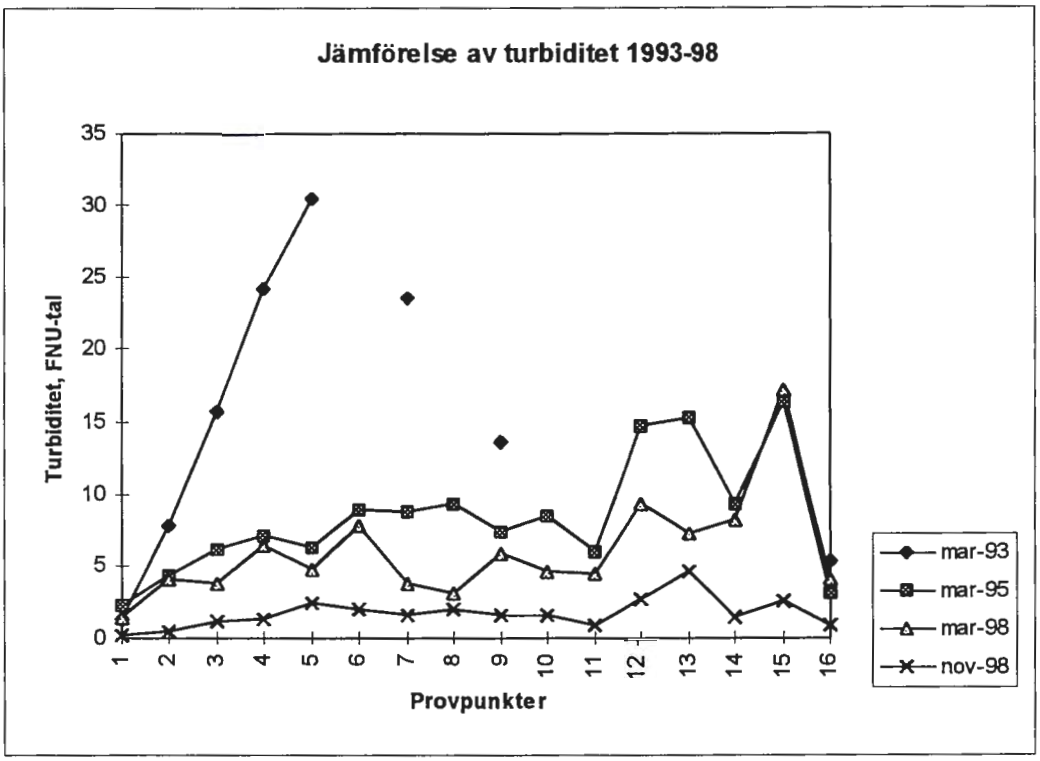
Figur 3. Vattnet klassificeras som starkt grumligt, både i huvudfåran och i dess tillflöden.



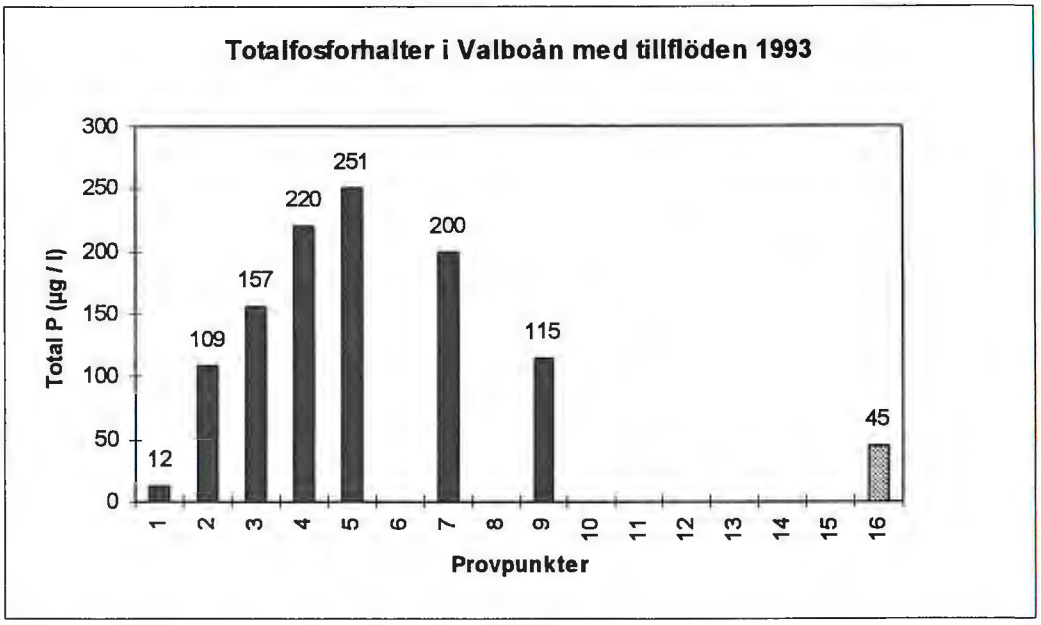
Figur 4. Vattnet klassificeras som betydligt grumligt i huvudfåran och starkt grumligt i tillflödena.



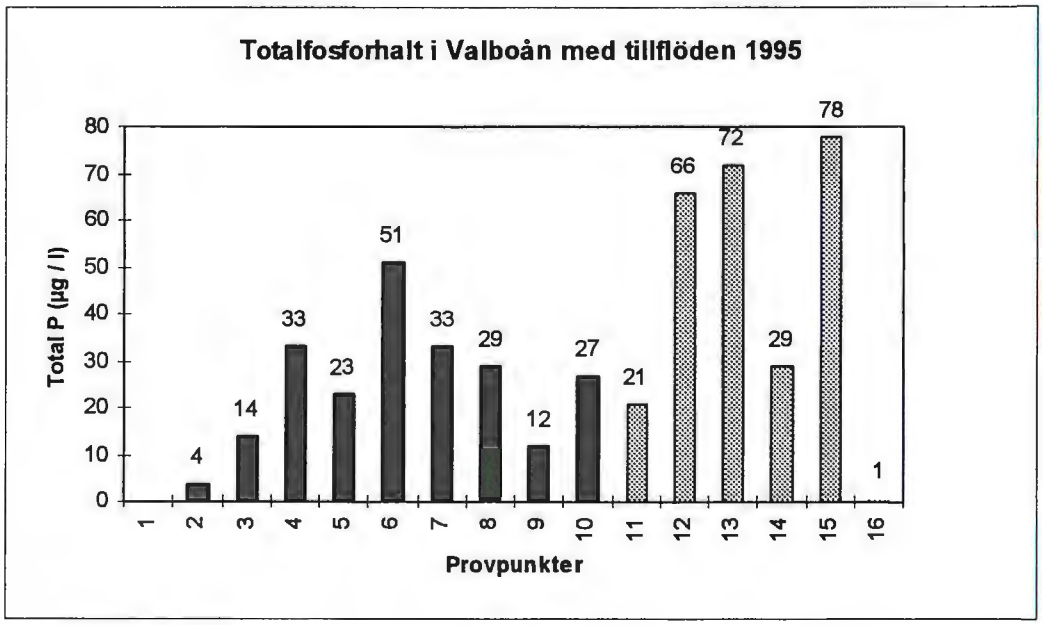
Figur 5. Vattnet klassificeras som måttligt grumligt i huvudfåran och måttligt till betydligt grumligt i tillflödena.



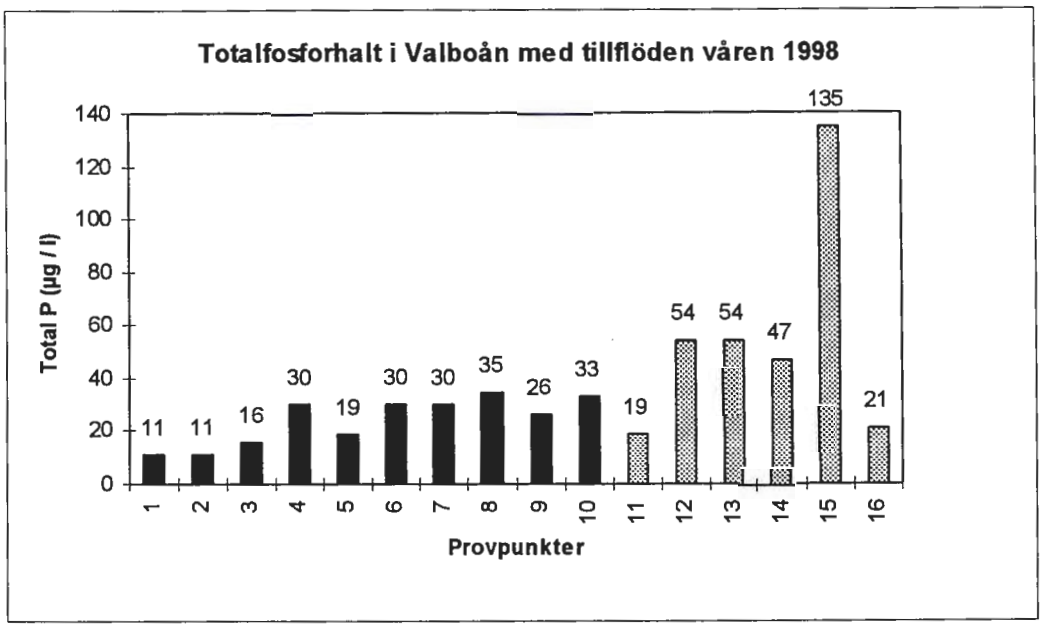
Figur 6. Turbiditeten har sjunkit under tiden 1993 - 98, och halterna är nu nere i under hälften av de "ursprungliga". Huvudfårans halter varierar mycket lite, men biflödenas turbiditetshalter varierar något mer.



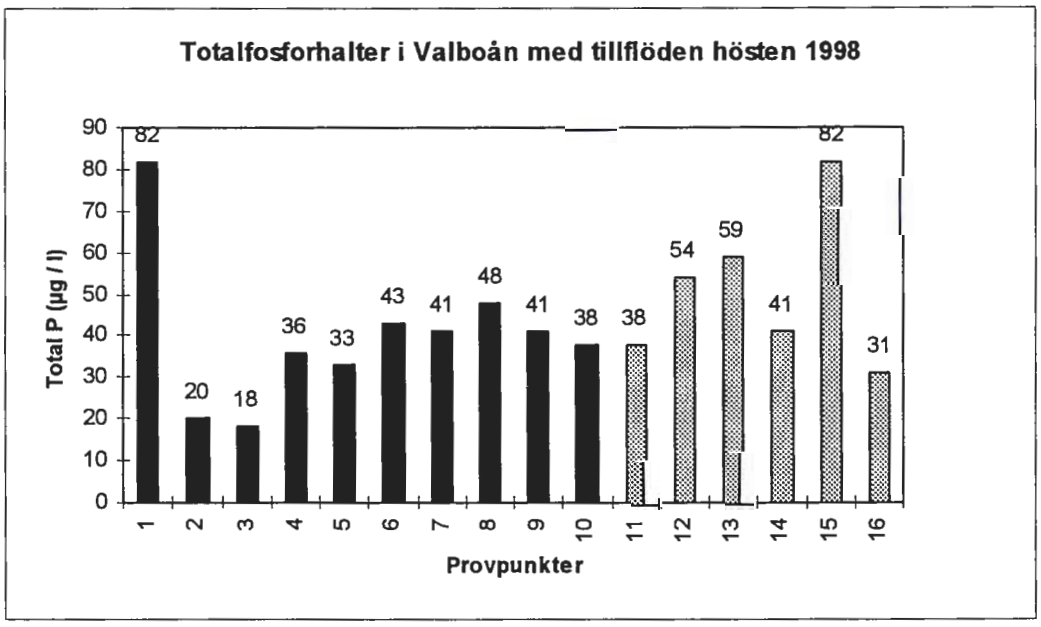
Figur 7. Mycket höga fosforhalter i huvudfåran. Vattnet kan klassificeras som mycket näringsrikt.



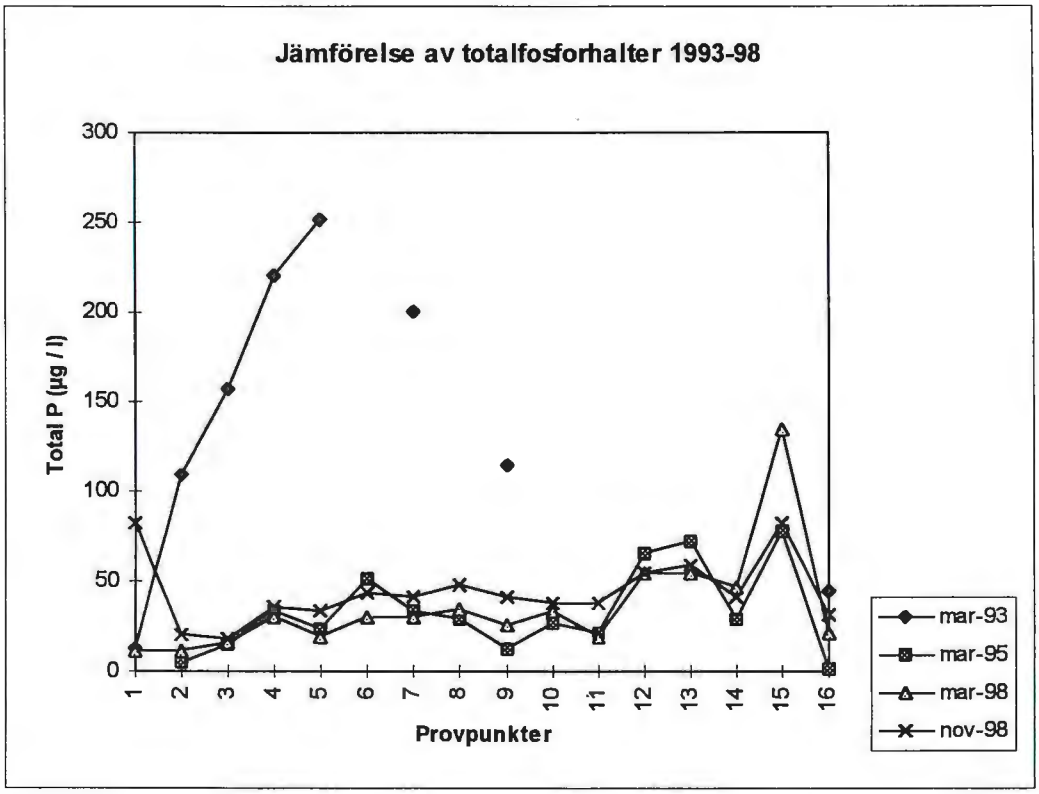
Figur 8. Totalfosforhalterna varierar i både huvudfåran och i tillflödena. Halterna i tillflödena är i genomsnitt högre.



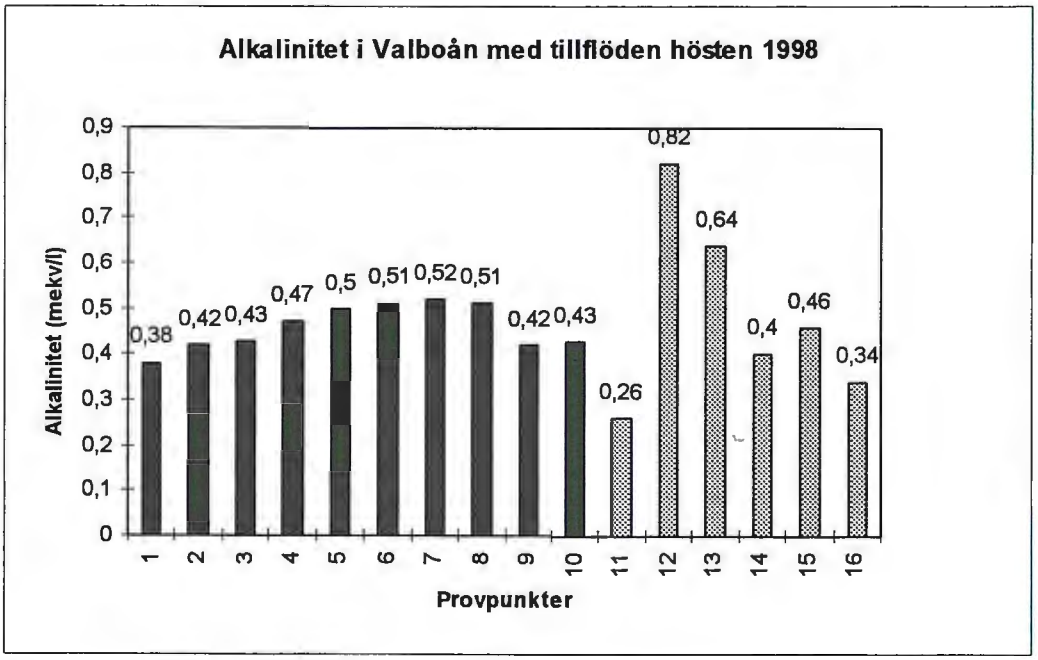
Figur 9. Relativt jämna totalfosforhalter i huvudfåran, vilken kan klassificeras som måttligt näringsrik till näringsrik. Halterna i tillflödena varierar mer. De är i genomsnitt högre än huvudfårans och kan klassificeras som mycket näringsrika.



Figur 10. Huvudfåran har höga fosforhalter och klassificeras som näringsrik. I tillflödena är halterna ännu högre och dessa klassificeras som näringsrika till mycket näringsrika.



Figur 11. Under 1993 höga totalfosforhalter, följande provtillfällen var halterna betydligt lägre och skiljer sig inte heller nämnvärt från varandra. Fosforhalterna har dock generellt sett ökat i huvudfåran sedan det sista mättillfället våren 1998. (Notera provpunkt 1 som har mycket högre fosforhalt nov -98, än under övriga provtillfällen.)



Figur 12. Hela ån med tillflöden har vatten med klassifikationen god eller mycket god buffertkapacitet.

DISKUSSION

Vid vårt besök var bara en projekterad damm, "Connys damm", färdigställd. En våtmark nedströms reningsverket i Hedekas skulle göras färdig under vintern. Ingen av våra provpunkter låg i närheten av dessa platser, så inför nästa provtagningstillfälle rekommenderar vi att man undersöker vattnet både upp- och nedströms dessa konstgjorda näringsfällor. Sedan några år har det har funnits en stor konstgjord våtmark nära Ödeborg. Den anlades av Färgelanda kommun för att bromsa vattenhastigheten och för att gynna fågellivet. Detta skedde dock inte inom Projekt Våtmarker.

Där vattendragen rann genom jordbruksmark fanns på inga ställen tillfredsställande skyddszoner. En skyddszon innebär att marken inte brukas ända ner till strandkanten, utan ett antal meter blir bevuxna med träd och buskar. Dessa fungerar som filter för närsalter, minskar jorderosion samt bromsar upp vattnets flöde ner mot ån. Det är därför angeläget att sådana anläggs i större utsträckning. Vår avsikt var även att titta på eventuella erosionsskador längs vattendragen, men vädrets makter tillät inte detta. Snö och is hindrade oss från att studera denna parameter.

Turbiditet

Under de fem år som undersökningar har gjorts inom kursen Vattenvård vid Göteborgs universitet har turbiditetsvärdena inte varit så låga som vid våra analyser. En anledning till detta skulle kunna vara att det nu är tjäle i marken och isbeläggning på vattendragen. Då marken är frusen följer inte jordpartiklar lika lätt med vattenströmmar ut i åfårorna och grumlar vattnet. Isbeläggningen skulle också kunna minska vattnets hastighet och därmed förenkla sedimentation.

I vår undersökning kan man se att turbiditeten är relativt låg och jämn i huvudfåran medan biflödenas halter är högre och varierar mer (se figur 6). Detta tyder på att erosionen är lägre i huvudfåran än i biflödena. Erosionen verkar också vara lägre än under tidigare år eftersom turbiditetshalterna har sjunkit. Betande boskap trampar ner jorden ner mot vattendragen och det innebär att erosionen ökar på slänterna. Vid vårt besök i Färgelanda sågs få betande djur vid vattendragen. Om haltförändringar sker snabbt kan det vara en anledning till att grumligheten har minskat. Troligen ligger boskapens påverkan dock till största delen i att växttäcket försvinner och att läckaget ökar på grund av detta.

De fyra huvudsakliga faktorerna som ökar erosion är att åkerkanterna når ända fram till vattendragen, naturliga skyddszoner av lövträd och buskar saknas, rätningar av vattendrag och utdikningar av våtmarker sätter naturens egen reningsförmåga ur spel och ökar dessutom erosionen på vattendragens bottnar, samt att åkerdränering leder markvatten direkt ut i vattendragen (KM Lab 1997).

Fosfor

Att fosforhalterna var högre vid detta tillfälle än vid tidigare kan bland annat bero på att sommaren och hösten var ovanligt nederbördsrika. Som tidigare nämnts finns det en stark korrelation mellan hög nederbörd och höga fosforhalter i vattendragen. Det är en stor andel lerjordar i området vilket innebär en låg infiltrationskapacitet. Detta leder

till hög ytavrinning och därmed ökat läckage av närsalter. Vid vårt besök var det dessutom på många håll nyplöjt och gödslat och med tjäle i marken kan detta ha orsakat ytterligare läckage. Till skillnad från tidigare år då undersökningarna skett på våren var vi där på hösten. Det innebär att de tidigare undersökningarna troligen skett innan vårflod och vårbruk kommit igång, vilket kan ha lett till lägre halter av närsalter (fosfor i detta fall).

Fosforhalterna är generellt sett lägre i huvudfåran än i tillflödena. I huvudfåran ökar halterna nedströms. Undantag är den första provpunkten som har högst värde av alla, vilket kan bero på ett mätfel, och de provpunkter som ligger nedströms Lillån. Enligt KM Lab (rapport 1997) tillför Lillån renare vatten till huvudfåran och det stämmer med våra resultat av fosfor-, turbiditet- och alkalinitetanalyser.

Alkalinitet
Buffertkapaciteten har visat sig vara god till mycket god i våra prover. För att få tillförlitliga värden på alkaliniteten bör man räkna ut ett medelvärde som grundar sig på prover tagna under ett antal år (Wiederholm 1989). Våra prover togs vid ett enda tillfälle och kan därför egentligen inte användas som grund för klassificering. Men med de fakta vi har anser vi att risken för försurning är liten i Valboån. Fosfatfosfor har en buffrande förmåga och alltså borde god tillgång på fosfor ge en högre alkalinitet. I vårt fall har vi generellt höga fosforhalter och god buffertkapacitet men ser man till enskilda provpunkter saknas det sambandet. Eftersom näringsrika vatten även karaktäriseras av höga kalciumkarbonathalter tror vi att det är dessa som har störst inverkan här.

pH-värden
Valboåns pH-värden ligger strax under neutralt pH och vi ser ett samband med den goda buffertförmågan. Det kan till och med vara så att vi har fått lite för låga värden på grund av pH-meterns temperaturkalibrerare var felaktigt inställd. Provernas temperatur var ca 8 °C och pH-metern var inställd på 18 °C. Därmed kompenserar apparaten för en ökad aktivitet hos vätejonerna och visar aningen låga värden.

Vattenfärg
Vattenfärgen har i stort sett varit den samma som vid tidigare provtagningar, men eftersom olika personer har avläst färg vid de skilda tillfällena innebär det en stor osäkerhet i bedömningen. Vi drar därför inga slutsatser.

ÅTGÄRDSFÖRSLAG

Vattnets uppehållstid i markerna måste förlängas så att de självrenande processerna får en möjlighet att verka. Dessutom måste erosionen i området närmast vattendragen minskas. Detta kan åstadkommas genom att anlägga våtmarker av olika slag, skyddszoner runt vattendrag samt att se till att plöjning på åker sker parallellt med vattendrag. Plöjning och gödsling på hösten bör undvikas eftersom det då inte finns några växter

som kan ta upp näringsämnena vilket medför att mycket närsalter rinner ut i vattendragen. I pågående Projekt Våtmarker försöker man få dessa mål uppfyllda.

Andra viktiga åtgärder är att se till så att stallgödsel tas omhand på ett riktigt sätt för att på så sätt förhindra läckage av närsalter. Om man hindrar betesdjur från att gå på slänterna nära vattendragen kan erosionen minskas. Man kan stensätta erosionskänsliga passager och därmed minska erosionen i åkanterna. Genom att skapa bipassager till vattendrag kan man minska flödeshastigheten och därmed erosionen.

I övergödda vatten är det viktigt att vattnet är syresatt eftersom järnet då kan binda fosfat vilket leder till att eutrofieringen minskas. Järnfosfatet som bildas gör fosforn otillgänglig för biologiska processer. För att öka syresättningen kan vattentrappor och liknande mekaniska hjälpmedel som virvlar upp vattnet anläggas i mindre tillflöden.

REFERENSER

Bjerner, M., Douglas, G., Lindström, M., Litzen, A., Skrapste, A., Skårman, T. 1998. Fosforhalter och erosionsproblem i Valboåns dalgång. Inklusive förslag till åtgärdsprogram. Zoologiska institutionen, Göteborgs universitet.

Bydén, S., Larsson, A-M., & Olsson, M. 1992. Mäta vatten. Undersökningar av sött och salt vatten. Institutionen för tillämpad miljövetenskap, Göteborgs universitet/ Bokskogen.

Goedkoop, W. & Sonesten, L. Laborationsmanual för kemiska och fysikaliska analyser av inlandsvatten och sediment. Limnologiska institutionen, Uppsala universitet.

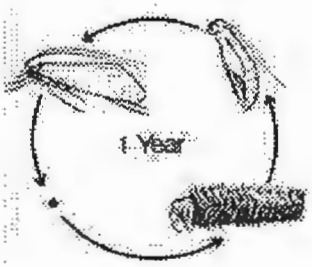
KM Lab Miljökontroll. 1997. Valboån och Lerdalsälven 1994-96. Färgelanda kommun.

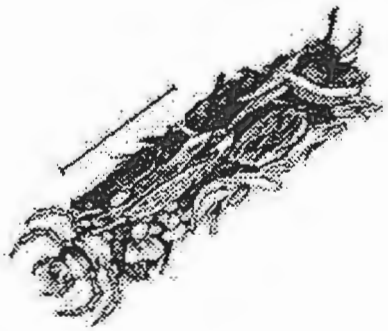
Svenland, C., Svensson, J-E., Stenson, J. 1998. Vattenvårdande åtgärder i Örekilsälvens vattensystem. Exkursionskompendium. Göteborgs universitet.

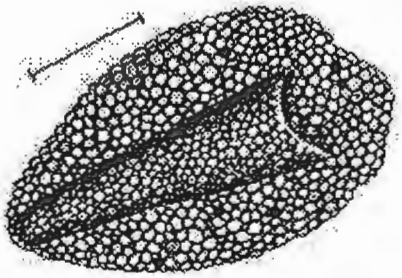
Wiederholm, T. 1989. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Bakgrundsdokument 1. Näringsämnen, syre, ljus, försurning. Naturvårdsverket, Rapport 3627.

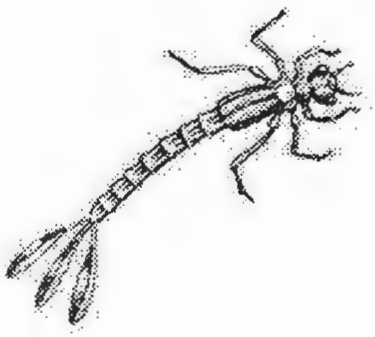
II

BOTTENFAUNAUNDERSÖKNING I VALBOÅNS AVRINNINGSOMRÅDE 1998









Utförd av: Jens Andersson
Magnus Nilsson
Marcus Bryntesson
Magnus Kokkin
Mårten Bergenkull

Handledare: Jan Stenson
Johan Höjesjö

Göteborgs Universitet 1998

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

SAMMANFATTNING	S.3
INLEDNING	S.3
FRÅGESTÄLLNINGAR	S.3
BOTTENFAUNAN SOM MILJÖINDIKATOR	S.4
METODER	S.4
KARTA ÖVER PROVLOKALERNA	S.5
RESULTAT & DISKUSSION	S.6-8
REFERENSER	S.9

SAMMANFATTNING

Vi har tagit bottenfaunaprov ur Valboån som ingår i Örekilsälvens avrinningsområde. Detta gjordes i fyra lokaler med hjälp av sparkprovsmetoden. Det skulle ha varit fem lokaler men på grund av is omöjliggjordes provtagning på en av lokalerna. Vid jämförelse med tidigare undersökningar hittade vi fler arter och jämfört med undersökningen som gjordes 980303 hade vi också större individtäthet.

INLEDNING

Denna undersökning har utgjort en del av kursen "Vattenvård" och ingår i en större utredning av Örekilsälvens vattensystem med avseende på dess övergödningseffekt på Gullmarsfjorden (Sveriges enda tröskelfjord).

Färgelanda kommun har ett regelbundet program för att kontrollera bottenfauna var tredje år i nämnda område. Tidigare undersökningar har gjorts 1989, 1992, och 1995. Detta har möjliggjort för oss att jämföra våra resultat med tidigare gjorda undersökningar och se eventuella trender alternativt förändringar.

Valboåns avrinningsområde domineras av skogsmark (69%) men ett relativt stort inslag av jordbruksmark (31%) finns också i området. Punktutsläpp sker från sex kommunala avloppsreningsverk i Färgelanda (2500-3000), Högsäter (1500), Stigen (1000), Ödeborg (1000), Ellenö (200) och Skallsäter (150). Siffror inom parentes motsvarar ungefärliga antalet personer som är anslutna till respektive reningsverk. Befintliga industrier är till största delen anslutna till de kommunala reningsverken (Bottenfaunaundersökning i Valboåns avrinningsområde 1992).

FRÅGESTÄLLNINGAR

- Hur förändras bottenfaunan under Valboåns flöde, från skogsbygderna genom jordbrukslandskapet i Valbodalen, samt efter att ån runnit genom Ellenösjön?
- Har det skett några förändringar i bottenfaunans täthet och sammansättning jämfört med tidigare undersökningar?

BOTTENFAUNAN SOM MILJÖINDIKATOR

Med bottenfauna menas evertebrater, tex insektslarver, blötdjur, maskar, musslor och kräftdjur som lever på botten av sjöar och vattendrag. Olika arter har olika krav på livsmiljö tex syreförhållanden, surhetsgrad och näringstillgång. Genom att studera indikatorarter kan man få information om vilka miljöförhållanden som råder i vattnet. Förändringar i artstrukturen kan indikera drastiskt försämrade miljöförhållanden såsom giftutsläpp, syrebrist och pH-sänkningar och kan därför komplettera kemiska analyser.

Genom att studera artdiversiteten kan vattenkvaliteten bedömas. I förorenade vatten är artdiversiteten oftast lägre än i opåverkade vatten. Beräkning av artdiversiteten kan ske med hjälp av Shannon-index (S-I):

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

x = antalet individer i arten/taxat t = totalt antal individer

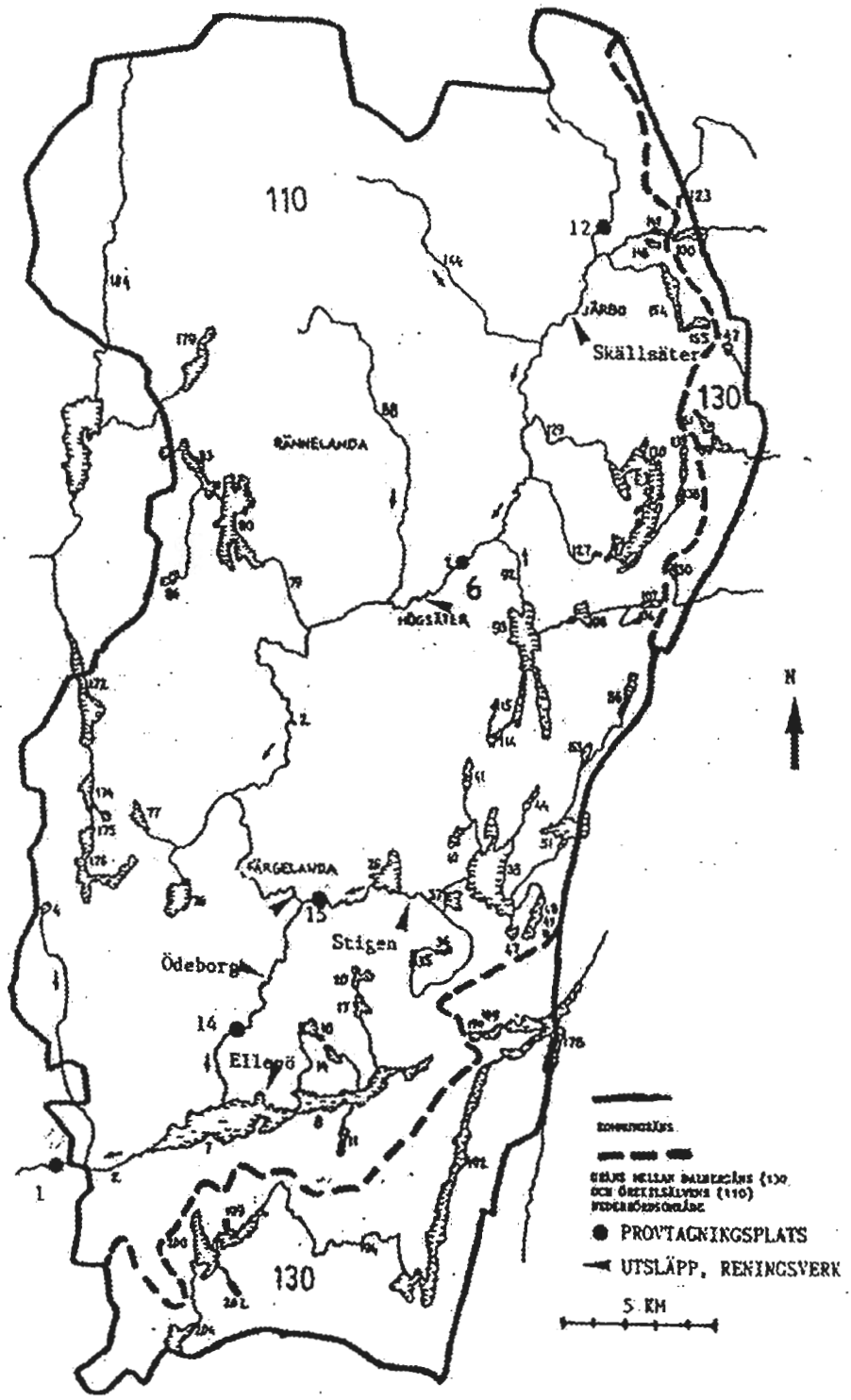
I denna beräkning tas i beaktning både antalet arter/taxa och varje arts/taxas relativa frekvens. Värden på 2 och högre är tecken på bra bottenmiljö medan värden på 1 och lägre är tecken på dålig bottenmiljö i stillastående vatten. Motsvarande värde för dålig bottenmiljö i rinnande vatten är 1,5 och lägre. Oftast är indexvärdena högre i rinnande vatten och littoralen än i sjöar och profundalen.

METODER

Provtagning av bottenfaunan i Valboån/Lillån utfördes den 19 november 1998. Provet bestod av 3 lokaler i Valboån och en i Lillån. En lokal (nr 14 i tidigare undersökningar) var istäckt och utgick därför. På varje lokal utfördes 5 delprov. Som provmetod användes standardiserat sparkprov. Sparkprovet rör upp bottensediment som samlas upp med håv nedströms provtagaren. Provet pågår under 90 sekunder då provtagaren sparkar nedströms. Håven var 30 x 30 cm och hade en maskstorlek på 0,5 mm. Proven utfördes på en sträcka av 10 m i följd av varandra på ett djup av 0,5-1,5 m. Strömhastigheten uppskattades genom att se på ett flytande föremål och notera den sträcka det tillryggalade per tidsenhet.

Bottensedimentet förvarades i plastburkar med lock och konserverades med finsprit (95% etanol). Djuren plockades ut, studerades och art- och gruppbestämdes under lupp med hjälp av handledare och litteratur påföljande vecka. Utvärdering skedde genom att se på indikatorarter samt använda Shannon-index. Vi jämförde de olika lokalerna med varandra för att se om det fanns några skillnader. Indexvärdena och arterna jämfördes även med två av de tidigare utgivna rapporterna.
Siffrorna från 1992-års rapport avlästes ur diagram i rapporten från 980303. Shannon-index från undersökningen 980303 utlästes också ur diagram i samma rapport.

Figur 1



Tabell 1. Beskrivning av provtagningslokaler i rinnande vatten i Valboån och Lillån.

Lokal	Strömhastighet (m/s)	Bredd / Provdjup (m)	Bottenstruktur
Nr.12 Valboån vid Törud 10-20m uppströms bilbron.	1	3/1,0	sten/grus/sand
Nr. 6 Valboån vid Tångelanda 20-30m uppströms broruin.	2	4/0,5	sten/grus
Nr.15 Lillån i Färgelanda vidgäst-giveriet 20-30m uppströms bron.	0,1	4/1,5	sediment/växter
Nr. 1 Valboån bron efter Ellenösjöns utlopp rakt under bilbron.	< 0,1	17/1,5	sediment/sten

RESULTAT & DISKUSSION

Vid en jämförelse mellan de olika provlokalerna (från Nr.12 som ligger vid Törud ner till Nr. 1 som ligger i utloppet av Ellenesjön) visar det sig att individtätheten ökar ju längre nedströms man kommer i Valboån. En svag tendens är också ökningen av antal arter längre ner i systemet. Likaså ökar de arter som finns i vatten klassade som "högradigt förorenade av jordbruk" t ex *Asellus aquaticus* och *Neuroclipsis bimaculata* (Tabell 2 & 3). Anledningar till den allmänna ökningen av antalet arter kan vara att näringstillförseln ökar, liksom vegetationsgraden och vattendragets bredd, samtidigt som strömhastigheten och syremängden minskar och fiskfaunan förändras.

Tabell 2
Asellus aquaticus

Lokal	Antal
12	0
6	0
15	23
1	20

Tabell 3
Neuroclipsis bimaculata

Lokal	Antal
12	0
6	0
15	8
1	8

Tabell 2 och 3 visar fördelningen av *A. aquaticus* och *N. bimaculata* på de olika lokalerna.

Dessa förändringar kan tänkas missgynna vissa arter och gynna andra, exempelvis genom ändrade konkurrensförhållanden. Fiskfaunan övergår förmodlingen från strömlevande till sjölevande arter, vilket i sin tur kan förändra bottenfaunastrukturen.
Vi kan även förvänta oss en ökning av pH ju längre nedströms i Valboån vi kommer. Detta på grund av att de omkringliggande markerna övergår från skogsmark till jordbruksmark och därmed ökad buffringskapacitet.

Tabell 4
Bäcksländor (*Plecoptera*)

Lokal	Antal
12	34
6	16
15	3
1	1

Tabellen visar i vår undersökning att antalet bäcksländor minskar längre nedströms i systemet. Denna grupp kräver i allmänhet goda syrgasförhållanden.

Jämförelser mellan våra provtagningar och de provtagningar som utfördes 92xxxx och 980303 visar att vi har fler arter än dessa. Anledningen är troligen att många arter/individer dör under vintern pga konkurrens, predation, klimatförhållanden mm. Vissa arter kan kläcka tidigt under våren, t ex bäcksländor, vilket leder till en minskad artdiversitet.

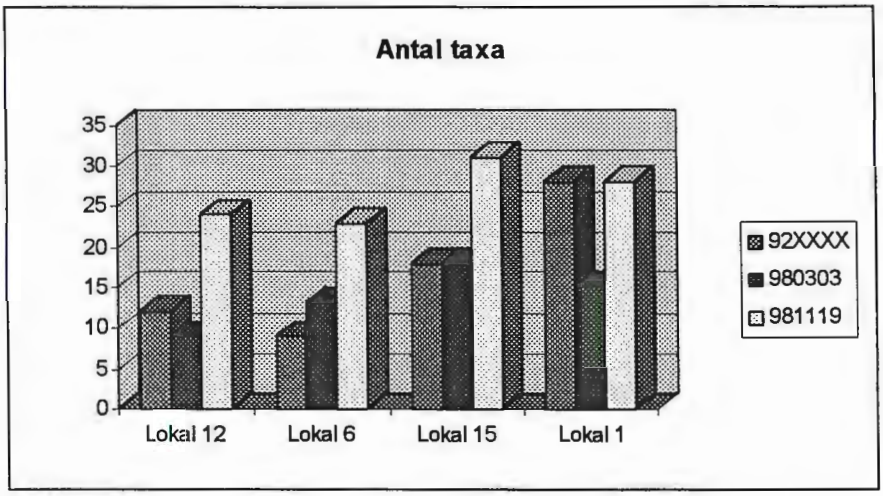


Diagram 1.

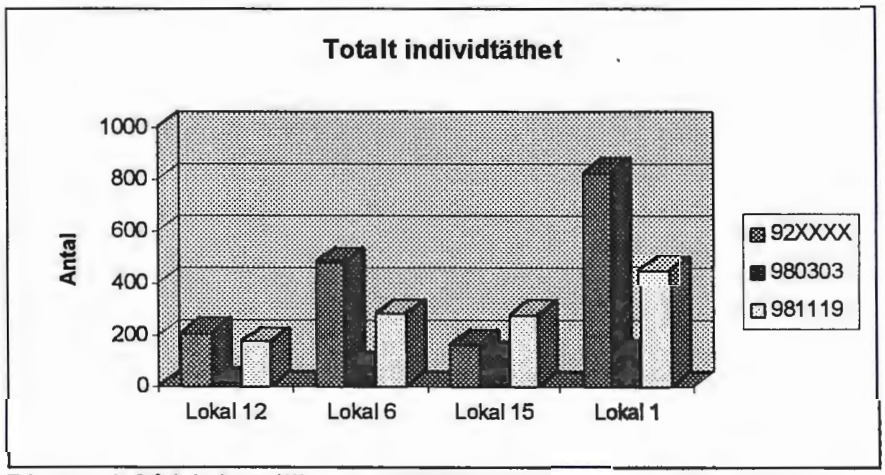


Diagram 2. På lokal 15 tillkommer 2 400 knottlarver som togs bort för att underlätta avläsningen av diagrammet.

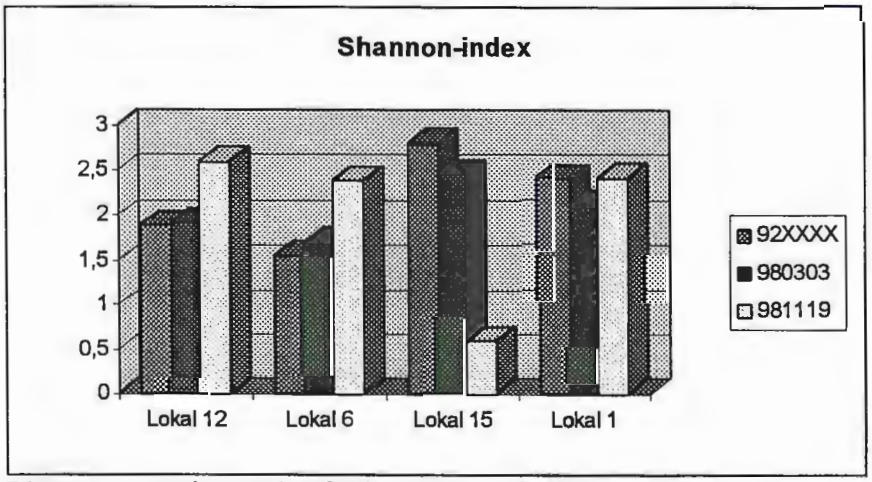


Diagram 3. Det låga värdet på lokal 15 beror på det höga antalet knottlarver. I denna lokal fanns annars det högsta antalet arter.

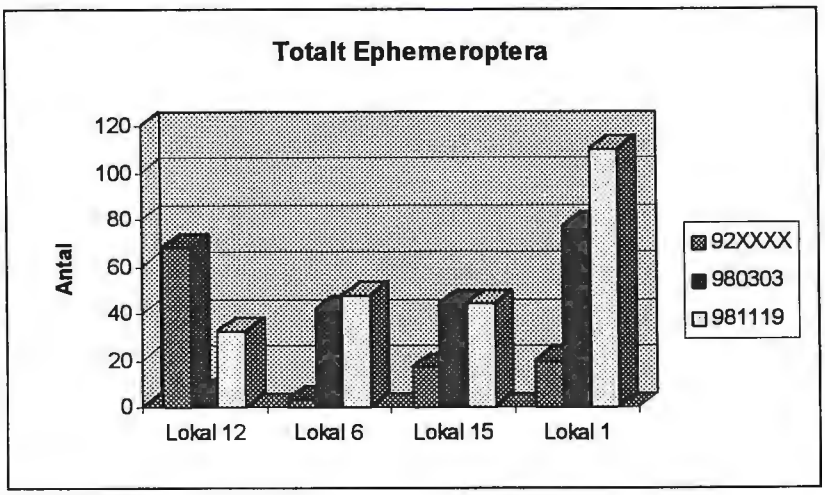


Diagram 4.

Vår undersökning visade att *E.danica* (åsandslända) dominerade i lokal 12, medan *E. vulgata* (sjösandslända) dominerade i lokalerna 15 och 1. Avsaknad av båda arter i lokal 6 beror troligen på de extrema isförhållandena.

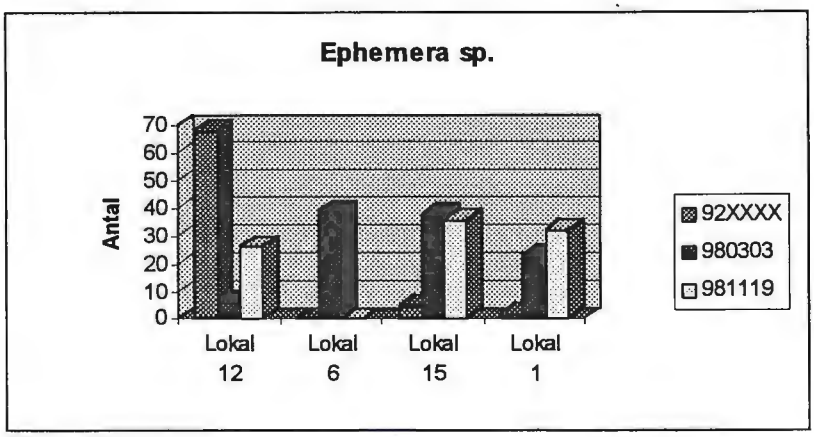


Diagram 5.

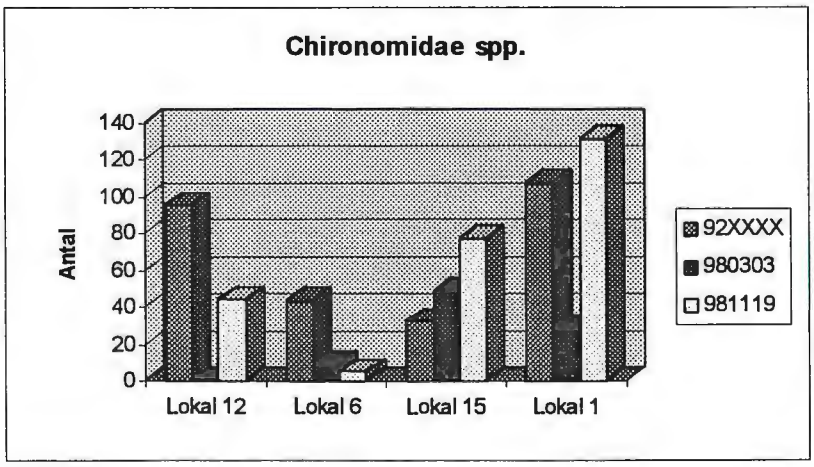


Diagram 6.

REFERENSER

Mandahl-Barth G. (1978).
Småkryp i sötvatten. Fältbiologerna

Mandahl-Barth G. (1991).
Vad jag finner i sjö och å. Färgserien

Mann K. H. (1964)
A key to the british freshwater leeches. Freshwater biological association scientific publication No.14

Nilsson A. (1996)
Aquatic insects of north europe. (volym 1)

Nilsson A. (1997)
Aquatic insects of north europe. (volym 2)

Svenland C. , Svennson, J-E. , Stenson J. (1998)
Vattenvårdande åtgärder i Örekilsälvens vattensystem.
Exkursionskompendium från Göteborgs Universitet.

Svensson B. (1986)
Sveriges Dagsländor (Ephemera), bestämmning av larver

Bilaga 1

Taxa i de olika provpunkterna, antal av taxa samt förteckning över:

A: Taxats försurningskänslighet där

0= okänd
1=tålighet mot pH< 4,5
2= 4,5-4,9
3= 4,9-5,4
4= tål ej pH< 5,5.

B: Taxats funktionella grupp där

0= okänd
1= filtrerare
2= detritusätare
3= predatorer
4= skrapare
5= sönderdelare

C: Tolerans mot organiskt förorenat vatten där

0= okänd,
1= påträffats i höggradigt förorenat vatten.
2=påträffats i vatten som är höggradigt förorenade av jordbruk.
3=påträffats i måttligt jordbrukspåvarkade vattendrag.
4= typisk taxa för vattendrag på sin höjd belastade av skogsbruk.
5= taxat påträffas huvudsakligen i vattendrag med låg ledningsförmåga (Engblom & Lingdell 1987).

		Lokal 12		Lokal 6		Lokal 15		Lokal 1	
ARTNAMN	A B C	N ART	SH PT 1	N ART	SH PT 1	N ART	SH PT 1	N ART	SH PT 1
***Petromyzontidae*, nejonögon**									
Lampetra planeri		5	-0,01		0,00		0,00		0,00
***Bivalvia*, mussior**							0,00		
Anodonte cygnea	0 1 0		0,00		0,00	2	-0,02		
Sphaerium corneum	2 1 0	2	-0,01	1	-0,02		0,00	11	-0,09
***Crustacea*, kräftdjur**							0,00		
Asellus aquaticus	1 5 2		0,00		0,00	23	-0,15	20	-0,14
***Coleoptera*, skalbaggar**							0,00		
Brychus elevatus		1	0,00		0,00		0,00		0,00
Coleoptera (j) sp	0 0 0		0,00	1	-0,02		0,00		0,00
Gyrinidae sp	0 3 0		0,00		0,00	4	-0,04	3	-0,03
Haliplus sp	0 3 0		0,00	15	-0,16		0,00		0,00
Helmidae spp			0,00	12	-0,13		0,00		0,00
Limnius sp	0 4 0		0,00	70	-0,35	23	-0,15		0,00
***Cryptocerata*, vattenskinnbaggar**							0,00		
Nepa cinarea	1 3 2		0,00		0,00		0,00	1	-0,01
***Diptera*, tvåvingar**							0,00		
Chironomidae spp	0 2 0	44	-0,07	5	-0,07	77	-0,30	131	-0,36
Dicranota sp	0 3 0	13	-0,03	1	-0,02		0,00		0,00
Diptera spp		2	-0,01	1	-0,02		0,00		0,00
Simuliidae sp	1 1 0	6	-0,01	5	-0,07	2400	9,06	71	-0,29
Tipulidae spp	0 0 0	13	-0,03		0,00		0,00	2	-0,02
***Ephemoptera*, dagsländor**							0,00		
Baetis rhodani	2 4 2		0,00	48	-0,30	1	-0,01		0,00
Caenis sp	0 4 0		0,00		0,00	1	-0,01	6	-0,06
Ephemera danica	4 2 3	23	-0,04		0,00	6	-0,06		0,00
Ephemera vulgata	4 2 3	3	-0,01		0,00	30	-0,18	32	-0,19
Ephemeridae spp		3	-0,01		0,00	6	-0,06		0,00
Heptagenia sulphurea		1	0,00		0,00		0,00	3	-0,03
Leptophlebia sp	0 4 0		0,00		0,00		0,00	59	-0,27
Paraleptophlebia sp		2	-0,01		0,00		0,00	10	-0,09
***Gastropoda*, snäckor**							0,00		
Acroloxus lacustris	3 4 2		0,00				0,00	1	-0,01
Ancylus fluviatilis	3 4 3		0,00	11	-0,13		0,00		0,00
Gastropoda spp			0,00		0,00	1	-0,01	1	-0,01
***Hirudinea*, iglar**							0,00		
Helobdella stagnalis	3 3 2		0,00		0,00	2	-0,02	13	-0,10
Herpobdella octoculata	1 3 2		0,00		0,00	4	-0,04	8	-0,07
Hirudinea spp			0,00		0,00		0,00	2	-0,02
***Hydrocarina*, kvalster**	0 3 0						0,00		
Limnochares aquatica			0,00		0,00		0,00	6	-0,06
***Nematoda*, rundmaskar**							0,00		
Nematoda spp	0 2 0		0,00	8	-0,10	17	-0,12	2	-0,02
***Zygoptera*, flicksländor**							0,00		
Calopteryx virgo	3 3 3		0,00		0,00		0,00	1	-0,01
***Oligochaeta*, fåborstmaskar**							0,00		
Oligochaeta spp	0 2 0	6	-0,01	20	-0,19	6	-0,06	12	-0,10
***Plecoptera*, bäcksländor**							0,00		
Capnia sp	0 5 0	3	-0,01	1	-0,02	1	-0,01		0,00
Isoperla grammatica	0 3 0	1	0,00	2	-0,04		0,00		0,00
Nemoura sp	0 5 0	9	-0,02	3	-0,05		0,00	1	-0,01
Perlodes microcephala	0 5 0		0,00	1	-0,02		0,00		0,00
Perlodidae spp		14	-0,03		0,00		0,00		0,00
Plecoptera sp	0 0 0	7	-0,02	9	-0,11	1	-0,01		0,00
Taeniopteryx nebulosa	1 5 4		0,00		0,00	1	-0,01		
***Megaloptera*, sävsländor**							0,00		
Sialis sp	0 3 0		0,00		0,00	2	-0,02	5	-0,05
***Trichoptera*, nattsländor**							0,00		
Anabolia sp	0 5 0		0,00		0,00	6	-0,06		
Athripsodes aterrimus	1 5 2		0,00		0,00	2	-0,02		
Cyrnus trimaculata	2 1 3		0,00		0,00		0,00	1	-0,01
Glossosome sp	0 4 0		0,00		0,00	4	-0,04		
Goera sp			0,00		0,00	1	-0,01		
Hydropsyche sp	0 1 0	2	-0,01	44	-0,29		0,00		0,00
Limnophilus sp	0 5 0	11	-0,02	2	-0,04	20	-0,14	3	-0,03
Lype reducta	4 2 3	1	0,00		0,00		0,00		0,00
Molanna angustata	2 5 3		0,00		0,00	1	-0,01		
Neuroclipsis bimaculata	1 1 2		0,00		0,00	8	-0,07	8	-0,07
Phrygnea bipunctata	1 5 3		0,00		0,00	3	-0,03		
Polycentropus sp	0 1 0	1	0,00	1	-0,02	5	-0,05	26	-0,17
Potamophylax sp	0 5 0		0,00		0,00	8	-0,07		
Ryacophila sp	0 3 0	1	0,00	17	-0,17		0,00		0,00
Trichoptera spp	0 0 0		0,00	4	-0,06	10	-0,09	7	-0,07
		S:a	**Sh-index**	**S:a**	**Sh-index**	**S:a**	**Sh-index**	**S:a**	**Sh-index**
		174	0,35	282	2,38	2676	-7,12	446	2,42
Antal arter		24		23		31		28	

III

Vattenvård HT -98
Göteborgs Universitet, Zoologiska instutitionen
Karin Bergsten
Johan Drotz
Mikael Palmqvist
Jill Ågren

Vattenkvalitén i Östersjön

Sammanfattning

Vattenprover har tagits i Östersjön, 981119, i syfte att ta reda på vattnets kvalité med särskild hänsyn till fosforhalten. Vattenproverna analyserades på lab genom att undersöka pH, alkalinitet, turbiditet, konduktivitet och total-fosforhalt.
Resultaten visade att sjön ej är försurad, ej grumlig, har en låg konduktivitet och en bra buffrande förmåga inom kolsyrasystemet samt att totalfosforhalten tenderar att öka.
Med utgångspunkt från resultaten kan därmed konstateras att Östersjöns vatten har en medelgod vattenkvalitet.

Innehållsförteckning

Inledning 2

Metod 3

Resultat 4

Diskussion 5

Referenser 8

Bilaga 1 9

Bilaga 2 10

Bilaga 3 11

Inledning

En fältundersökning har gjorts den 19/11-98 i Östersjön i Färgelanda kommun. Variabler som undersöktes var totalfosfor, pH, alkalinitet, turbiditet, konduktivitet och temperatur.
Syftet med undersökningen var att ta reda på Östersjöns vattenkvalitet, främst med avseende på totalfosforhalten. Vad gäller totalfosfor och temperatur finns tidigare mätvärden som kan jämföras med årets resultat. För övriga variabler är syftet att en uppföljning ska ske varje år för att i framtiden kunna göra en jämförelse för Östersjön. Flera variabler som indikatorer på att ett system går i en viss riktning styrker alltid en hypotes mer än vad ett fåtal parametrar gör. Detta innebär en säkrare utvärdering.

Frågeställningen för undersökningen är:
- Är Östersjön en fosforfälla eller en fosforkälla?
- Kan man med den information som finns tillgänglig idag ge ett kvalitativt svar på denna fråga?
- Hur lägger man upp en undersökning som ger ett kvantitativt svar på denna fråga?

Östersjön ingår i Valboåns avrinningsområde som är ca 457 km^2 (se bilaga 1). Östersjön är belägen öster om Ellenösjön och förbinds med denna genom ett sund som är ca 24 m brett och 6 m djupt. Sjöns avrinningsområde är ca 27 km^2 och vattnet rinner mest genom skogsbeklädd mark. Omsättningstiden är 14,3 månader. Maxdjupet är ca 30 m (Wemmer 1997). Det dominerande trädslaget runt sjön är gran.

Normalt rinner vattnet från Östersjön via Ellenösjön till Valboån och därifrån vidare till Gullmarsfjorden som slutligen mynnar i Skagerak. Vid västliga vindar händer det att vattnet istället flödar från Ellenösjön till Östersjön vilket medför att näringsrikt vatten transporteras till Östersjön där bland annat fosfor kan sedimentera (Svenland et.al. 1998). Enligt Dahlbäck (1991) är fosforhalterna höga i Östersjöns sediment.

Flera års studier av Valboåns vattensystem visar på dålig vattenkvalitet. Sjöarna kring ån innehåller höga halter av fosfor och kväve, vilket tyder på övergödning. Dessutom är vattnet grumligt, en trolig orsak är det lermaterial som ån drar med sig vid erosion. Avrinningsområdet innefattar skogsmark såväl som jordbruksmark (Wemmer 1996).

EU lämnade år 1996 ett gemensamt ramdirektiv för vatten med syftet att skydda och förbättra vattentillgångarna i Europa. Till följd av detta fick representanter för bland annat länsstyrelsen i uppdrag att genomföra metodstudier för olika typer av avrinningsområden där Gullmarsfjordens avrinningsområde ingår som ett av projekten. För denna studie behövs kontinuerliga data från Valboåns avrinningsområde.

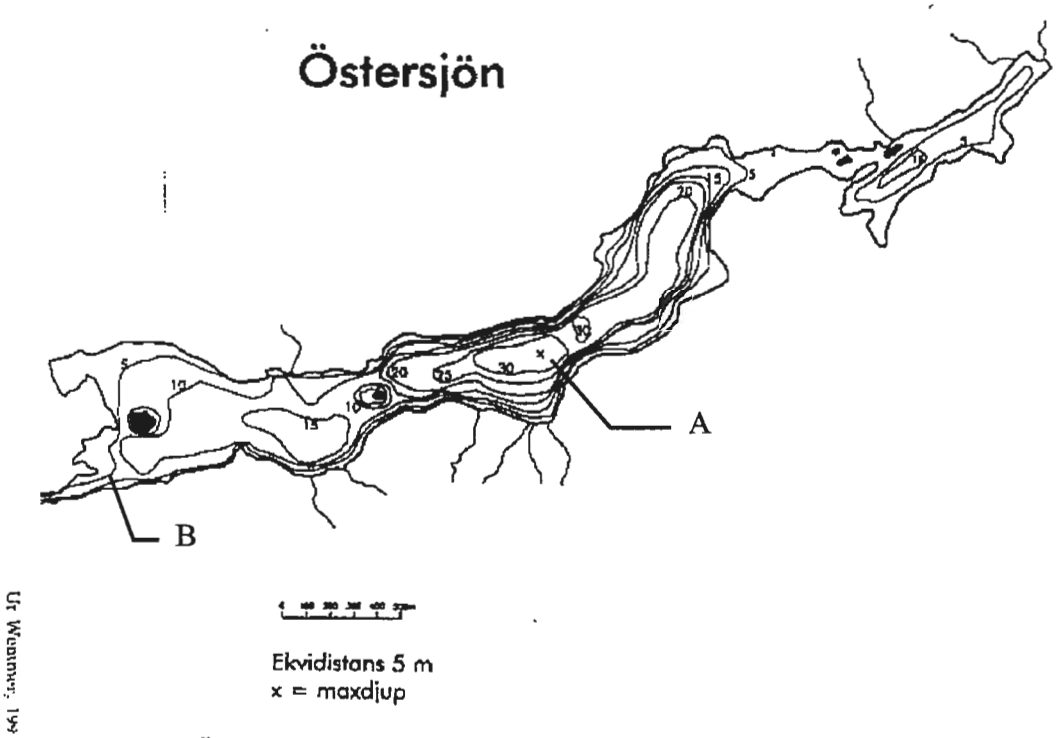
Miljömålen för ytvatten enligt EUs direktiv är att alla ytvattenförekomster ska ha en god ekologisk och kemisk status senast sex år efter ett upprättat

åtgärdsprogram. Naturvårdsverkets bedömningsgrunder har använts för att definiera god status i EUs ramdirektiv för vatten. Anledningen till detta är att man får ett användbart verktyg för att definiera status och att parametrarna överensstämmer väl med svenska vatten. Kvalitetsmål för totalfosfor finns för sjöar och vattendrag i Gullmarns avrinningsområde där halten ska minskas med 50% t.o.m. år 2005.

Som styrmedel kan lagar användas, till exempel miljöbalken, regeringens proposition 1997/98:45 (gäller fr o m 1/1 1999). Miljöbalkens övergripande mål enligt kapitel 1. §1. är att bland annat
"främja en hållbar utveckling som innebär att nuvarande och kommande generationer tillförsäkras en hälsosam och god miljö". Tredje kapitlet M.B. (miljöbalken) innehåller grundläggande bestämmelser för hushållning med mark- och vattenområden, till exempel §6 som säger att områden som är av riksintresse för naturvården eller friluftslivet ska så långt möjligt skyddas mot åtgärder som kan påtagligt skada natur- eller kulturmiljön. I plan- och bygglagen 1987:10 anges regler för markanvändningen samt bestämmelser om Ö.P. (översiktsplanen) och områdesbestämmelser. Varje kommun ska i en Ö.P. ange hur mark och vattenområden är avsedda att användas och hur bebyggelseutvecklingen ska ske. I Ö.P. kan bland annat redovisas var kantzoner och våtmarker bör anläggas. Ö.P. är ej juridiskt bindande för senare beslutsfattande men den måste ingå som en del i beslutsunderlaget. Även ekonomiska styrmedel kan användas såsom miljöavgifter. Information, utbildning och forskning är andra möjliga styrmedel.

Metod

Efter stor möda att bryta sig genom 7 cm tjock is vid den sydvästra stranden i Östersjön kunde två båtar sjösättas. Vattenprover hämtades på två ställen med en Ruttnerhämtare. Det första hämtades i sjöns största djup, punkt A, (uppmätt 29 m med handlod) med intervallen 0,5 m, 5 m, 10 m och 25 m. Detta djup är markerat med X på lodkartan (se figur 1). Det andra vattenprovet hämtades vid Östersjöns utlopp nära sundet mot Ellenösjön, punkt B, vid 0,5 m och 5 m djup. Syremängden skulle ha noterats i respektive vattenprov direkt på plats men detta kunde inte göras då apparaturen vägrade fungera. Mätningarna av Ellenösjön skulle göras andra dagen men frös inne på grund av alldeles för tjock is.
Vattenproverna analyserades på lab enligt lab. handledningar från Limnologerna (alkalinitet och totalfosfor). Avvikelser från lab. handledning (totalfosfor): 2,4 M H_2SO_4 användes istället för 2,5 M. Absorbansen för kalibreringsprovet låg ej inom korrekt intervall (A_{kal} = 0,039). pH och konduktivitet mättes med elektrod. Turbiditeten mättes med spektrofotometer.



Figur 1. Karta över Östersjön (Wemmer 1997).

Resulat

Vid provtagningen 981119 visade temperaturen på vattenproverna att sjön är ordentligt omblandad (tabell1). Dock var det lite lägre temperatur vid utloppet mot Ellenösjön (punkt B) än i mitten på sjön (punkt A).
pH var högt på alla proverna varför man kan konstatera att sjön inte är försurad (tabell 1). Även alkalinitetsvärdena (varierar mellan 0,25 mekv/l - 0,47 mekv/l), som ligger i klass 2 (Naturvårdsverkets allmänna råd 90:4), visar på att sjön har en god förmåga att neutralisera syror (tabell 1).

Prov (m)	pH	Temp vid provtagning	Alkalinitet (mekv/l)
A (0,5)	6,9	4,6	0,25
A (5)	6,9	4,9	0,28
A (10)	7,2	4,6	0,47
A (25)	6,8	4,7	0,28
B (0,5)	6,7	3	0,32
B (5)	6,7	3,7	0,42

Tabell 1

Konduktiviteten, dvs halten lösta joner i vattnet, är ganska låg (tabell 2), jämfört med det normala för svenska sjöar som ligger mellan 5 - 40 mS/m. Turbiditeten var mindre än 0,5 FNU (tabell 2) vilket betyder att vattnet är endast obetydligt grumlat. Halten suspenderat material i vattnet är låg.

Totalfosforhalten är vid punkt A 22,1 µg/l och vid punkt B 29,4 µg/l (tabell 2). Den varierar inte med djupet men skiljer sig alltså mellan utloppet och mitten av sjön. Om man jämför med värden från i våras (bilaga 3) så är det en höjning men detta är inte onormalt då fosforhalten fluktuerat mycket genom åren med både högre och lägre värden.

Prov (m)	Konduktivitet (mS/m)	Turbiditet (FNU)	Total P (ug/l)
A (0,5)	6,20	0,39	22,1
A (5)	4,53	0,29	22,1
A (10)	4,40	0,26	22,1
A (25)	4,33	0,24	22,1
B (0,5)	5,15	0,29	29,4
B (5)	5,34	0,29	29,4

Tabell 2

Diskussion

Vi har nedan tolkat våra resultat från undersökningen i Östersjön och avslutar med en diskussion kring frågeställningarna.

För alla kemiska variabler har Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Allmäna Råd 90:4 använts.

Temperaturen i sjön på ca 4°C vid samtliga djup visar att sjön är väl omblandad. Tidigare undersökningar visar att då sjön är väl omblandad är den också väl syresatt vid botten.
pH är neutralt vilket innebär att det inte finns någon belastning på djur- och växtlivet i sjön. Ett högt pH minimerar läckage av tungmetaller från sedimentet.
Alkaliniteten ligger i klass 2 det vill säga att sjön har en god buffertkapacitet med avseende på kolsyrasystemet. Ur försurningssynpunkt är Östersjön välmående.
Konduktiviteten är låg och håller sig inom normala värden (5-40 mS/m). Som ett enstaka mätvärde säger inte konduktiviteten så mycket, däremot om en mätserie finns under många år kan denna variabel kopplas till andra variabler som t ex pH och alkaliniteten och därigenom få indikationer på om Östersjön håller på att bli mer eutrofierad eller försurad.
Turbiditeten i vattnet är mindre än 0,5 FNU och klassas som "Ej eller obetydligt grumlat vatten". Östersjön är en klarvattensjö vilket gör den till en lämplig badsjö. Siktdjupet ökar vid låg turbiditet vilket medför att fåglar som dyker ned för att fånga sin föda gynnas. Även fiskar som använder synen för födosök gynnas. Primärproduktionen gynnas också då siktdjupet ökar.
Totalfosforhalten i sjön ligger inom klass 3 och benämns "måttligt näringsrikt" och är i år högre jämfört med förra hösten. Vid sundet är total-fosforhalten högre och hamnar i klass 4, "näringsrikt tillstånd". Detta beror troligen på västliga vindar som transporterar fosforrikt vatten från Ellenösjön till Östersjön. Enligt diagram 2 (bilaga 2) är trenden svagt ökande. Samtidigt

som syrehalten vid botten är svagt avtagande enligt diagram 1 (bilaga 2). När syrehalten sjunker ökar fosforläckage från sedimenten. En jämviktsförskjutning sker då mindre fosfor än tidigare tillförs systemet. Detta leder till att mer fosfor kommer att lämna Östersjön än vad som tillförs. En minskning av fosfortillförseln har skett enligt rapport från Vattenvårdskurs mars 1998.

Den normala nederbördsmängden för området är 94 mm för september och 111 mm för oktober. Under hösten har 92,9 mm nederbörd i september och 193,7 mm under oktober fallit. Alla värden enligt SMHI:s mätningar från Dingle mätstation belägen ca 2,5 mil väster om Färgelanda. Den rikliga nederbörden under oktober månad har dragit med sig organiskt material, vilket kan vara en bidragande orsak till att fosforhalterna har ökat jämfört med förra året. Ytterligare orsak till förhöjd fosforhalt kan vara ett kalhygge på sjöns södra sida. Den rikliga nederbörden har troligtvis fört med sig mer organiskt material än normalt, eftersom ett kalhygge binder jorden sämre än skogsmark.

Östersjön är större och djupare än Ellenösjön. Vattnets omsättningstid för Östersjön är 14,3 månader och betydligt längre än Ellenösjöns 13 dagar. Fosfor har chans att sedimentera i Östersjön då den har tillräckligt lång omsättningstid jämfört med Ellenösjön där vattnet byts ut mycket snabbt.

Fosforkälla eller fosforfälla?
På frågan om Östersjön är en fosforfälla eller fosforkälla har höstens mätvärden gett en indikation på att fosforhalten i sjön ökar. Då trenden är svag är det osäkert att ge ett entydigt svar på om sjön är på väg mot att bli en fosforkälla. Fortsatta mätningar krävs för att kunna säkerställa om det är en tillfällig fluktuation eller en trend. Utöver de variabler som undersöks nu kan även färg, bottenfauna, fosfatfosforhalt och nitrathalt undersökas.
Färgen indikerar humushalten i vattnet och ger ytterligare upplysningar om erosionen i tillrinningsområdet. Bottenfaunans sammansättning visar tydligare syreförhållandena på botten i sjön. Fosfatfosforhalt och nitrathalt indikerar hur mycket näring som finns tillgängligt för primärproduktion. Det visar också om något ämne finns i överflöd då de ska finnas i förhållandet 1:7. Oftast är nitrat i överflöd och för mycket kväve i vattnet gör att sjön blir olämplig som badsjö.
Det är viktigt att även i fortsättningen mäta syrehalten, men det kunde vid denna undersökning inte genomföras då apparaturen ej fungerade.
Framtida undersökningar bör genomföras minst två gånger per år och helst på flera platser i sjön.

Kraftiga algblomningar de senaste åren (Wemmer 1997) försämrar badvattnet. Algblomningarna beror delvis på att näringsrikt vatten tillförs från Ellenösjön. För att minska vattentransporten mellan sjöarna har det tidigare funnits idéer om att helt eller delvis stänga igen sundet mellan sjöarna. Genom att stänga sundet delvis minskas vattenflödet. Samma mängd vatten kommer att passera sundet vid västliga vindar fast under en längre tidsperiod (Wemmer 1997). Idag kan sjöarna betraktas som ett sammanhängande ekosystem. Vid en stängning av sundet skulle istället två olika ekosystem

skapas. Detta kan få till följd att fiskfaunan i Ellenösjön förändras. Syrekrävande fiskar, bland andra rovfiskar, missgynnas. En stängning av sundet gör det omöjligt för fisk i Ellenösjön att migrera till Östersjön under syrefria förhållanden.

Referenser

Harlen.A., 1998, *EU:s ramdirektiv för vatten- en tillämpning på Gullmarns avrinningsområde. Utkast till förvaltningsplan.*

Wemmer,R., 1997, *En hydrologisk undersökning av Ellenösjön och Östersjön i Dalsland samt funderingar kring framtida åtgärder*

Färgelanda kommun, 1996, *Valboån och Lerdalsälven 1994-96*

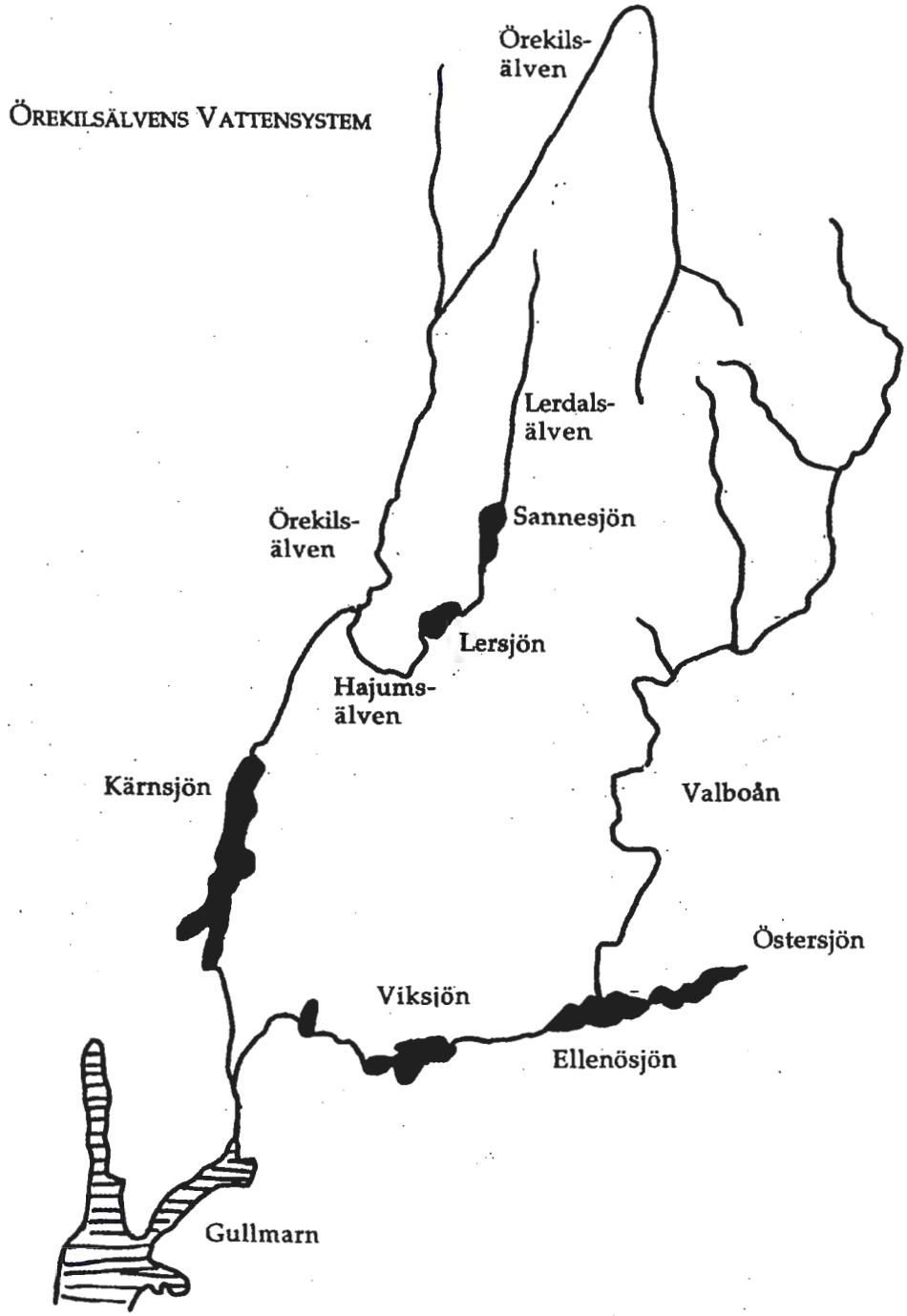
Naturvårdsverket, 1990, *Allmänna råd 90:4 Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag*

Projektarbeten inom Örekilsälvens avrinningsområde, 1998, Vattenvård 10p, Zoologiska Institutionen, Göteborgs Universitet

Regeringens proposition 1997/98:45, 1998, *Miljöbalk*

Goedkoop, W., Sonesten, L., *Laborationsmanual för kemiska och fysikaliska analyser av inlandsvatten och sediment.* Limnologiska institutionen, Uppsala universitet

Bilaga 1



Karta över Örekilsälvens vattensystem (Vattenvårdande åtgärder I Örekilsälvens vattensystem. Exkursionskompendium 1998).

Bilaga 2

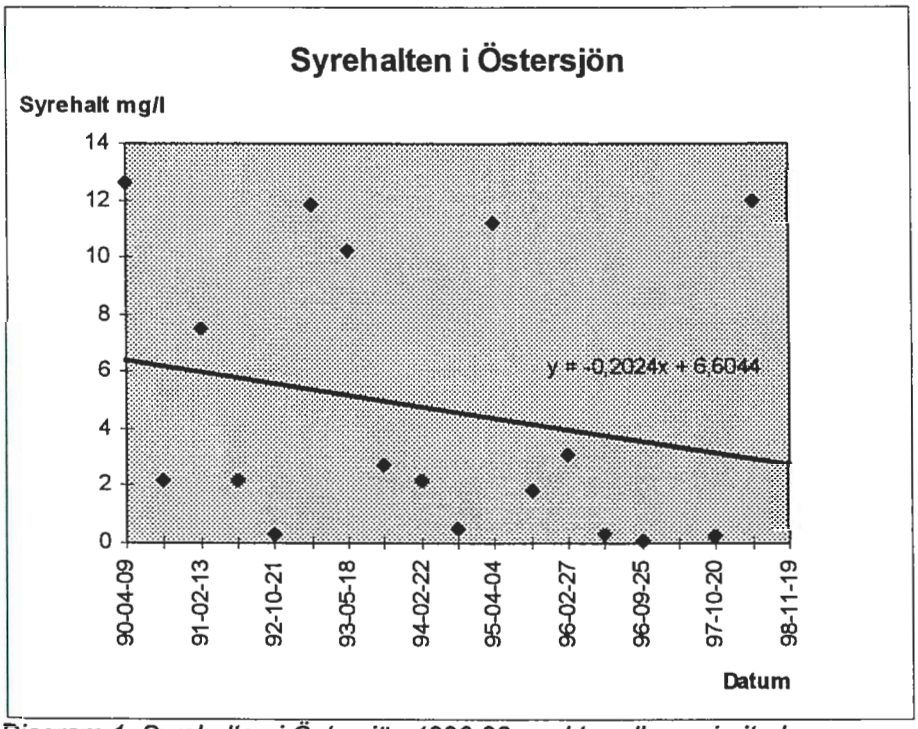


Diagram 1. Syrehalten i Östersjön 1990-98 med trendkurva inritad. Proverna är tagna på djup mellan 25-27,5 m under höst och vår men vid varierade tidpunkter.

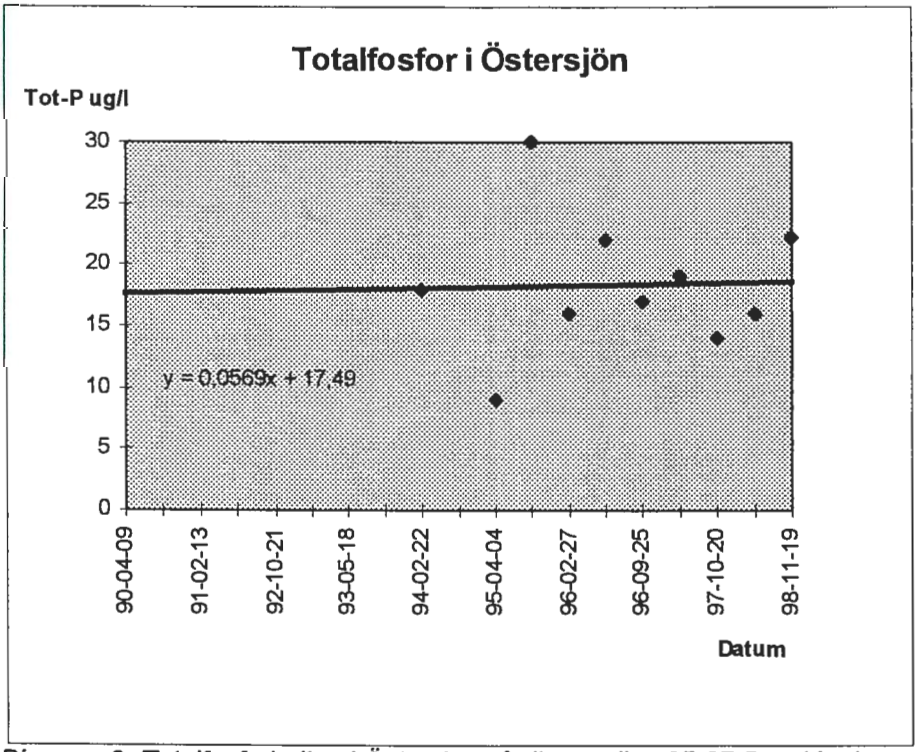


Diagram 2. Totalfosforhalten i Östersjön på djup mellan 25-27,5 m. Värden saknas mellan 1990-93 varför trendlinjen fram till 22:e februari -94 ska bortses ifrån.

Bilaga 3

Datum	Djup (m)	Temperatur (C)	Syrehalt (mgO2/l)	Totalfosfor (ug/l)
900409	0	5,1	12,4	
	25	4,9	12,6	
900824	0	18,6	10,4	
	26,5	6,8	2,2	
910213	0	1,8	13	
	27,5	2,5	7,5	
920716	0	20	9,8	
	27,5	7	2,2	
921021	0	8,3	8,9	
	26-26,5	7,4	0,3	
930420	0	5,1	12,2	
	26-26,5	4,5	11,8	
930518	0	14,2	11	
	26-26,5	5,4	10,2	
930617	0	16,5	10,4	
	26-26,5	5,8	2,7	
940222	0,5	0,4	12,2	15
	27	3,7	2,2	18
940824	0,5	18,6	7,5	
	27	6,3	0,5	
950404	0,5	3,3	11,6	11
	27	3,6	11,2	9
950828	0,5	19,2	9	30
	27	7,5	1,8	30
960227	0,5	2,5	13,5	23
	27	4	3,1	16
960828	0,5	20	8,9	16
	27	7	0,3	22
960925	0,5	13,5	9,3	18
	27	7	0,1	17
970428	1	6,8	11,5	4
	28	6		19
970530	0,5	14		16
	26	8		13
970611	0,5	21	10,3	17
	26	7,5	8,1	20
970630	0,5	17	9,3	18
	26	7,7	5,5	17
970723	0,5	23,4	10,2	18
	26	7,8	0,2	21
970819	0,5	23,4	9,4	35
	26	7,7	1,3	29
970902	0,5	20,8	9	28
	26	7,5	0,6	13
971020	0,5	10	9	16
	26	7,5	0,2	14

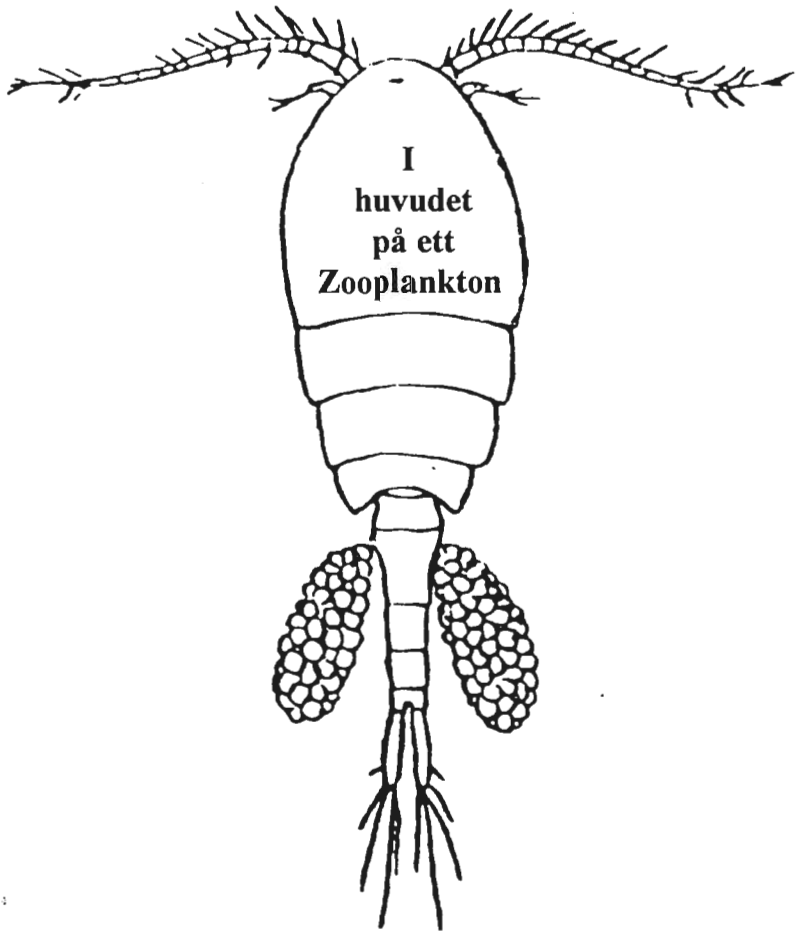
(Dahlbäck 1991, Dahlbäck 1994, KM Lab 1997)

Datum	Djup (m)	Temperatur (C)	Syrehalt (mgO2/l)	Totalfosfor (ug/l)
980303	0,5	2,5	12	16
	5	2,5	12,2	
	10	2,5	12,2	14
	25	3	12	
	27,5	3	12	16
B*		2	12,2	
981119	0,5	4,6		22,1
	5	4,9		22,1
	10	4,6		22,1
	25	4,7		22,1
B	0,5	3		29,4
B	5	3,7		29,4

Syrehalt och totalfosforhalt i Östersjön från 0,5 till 27,5 m djup.
Proverna märkta med B är tagna vid sundet mellan Östersjön och Ellenösjön.
Provet märkt med B är ej taget vid maximalt djup. Provtagningsplatsen är dock okänd.*

IV

98-12-01
Vattenvård
Göteborgs Universitet



Zooplankton undersökning i Östersjön November 1998

Sammanställt av:
Matilda Fredrikson
Annica Karlsson
Emma Nilsson

Sammanfattning

Den 11 november tog vi ett antal planktonprov i Östersjön i Dalsland, och fann då en dominans av rotifera och copepoda. Den relativt stora art-diversiteten och de kemiska egenskaperna (se sammanställning över sjöns kemiska egenskaper i detta kompendium) i sjön pekar på en måttligt eutrof sjö, som inte är allvarligt hotad. Några jämförande studier har inte kunnat göras då detta är första gången denna typ av undersökning genomförs.

Inledning

Det senaste årtiondet har Ellenösjön och Östersjön varje sommar drabbats av algblomning. Detta beror på de stora mängder fosfor och kväveföreningar som från omgivande jordbruksmark läcker ut i Valboån och dess tillflöden. Minst drabbad av dessa två sjöar är Östersjön som endast med ett smalt sund är förbundet med Ellenösjön och resten av systemet. Som en restaureringsåtgärd i Ellenösjön har biomanipulering diskuterats. Genom att genomföra en fiskreduktion skulle man få ett förändrat djurplanktonsamhälle som i sin tur skulle kunna reducera antalet växtplankton. För att denna åtgärd ska lyckas måste dock näringstillförseln till de båda sjöarna decimeras. Genom att titta på sjöns djurplanktonsamhälle och dess sammansättning kan slutsatser om sjöns näringsstatus dras. En frisk sjö har normalt en hög artdiversitet.

Metod

Vi tog 9 stycken planktonprover från botten till ytan från 9 skilda lokaler med olika djup (se bilaga 1).

En planktonhåv med masktätheten 100 µm användes. Håven sänktes med hjälp av en tyngd och repet drogs in med ca 1 m/s. Varje håvdrag samlades i en 100 ml burk med skruvlock. För att plankton som fastnat i håven skulle följa med sköljdes håven en gång och samlades med orginalprovet. Före nästa provtagning sköljdes håven noga. Varje prov fixerades med 10 droppar lugollösning. Antal djurplankton artbestämdes i möjligaste mån räknades för varje prov med hjälp av ett inverterat mikroskåp.

(Att artbestämma och räkna in 9 stycken prover tog oss tre dagar mha. 2 stycken mikroskop).

Antal djurplankton per kubikmeter, varians och standardavvikelse (SD) räknades ut. Varians och standardavvikelse är ett mått på de enskilda mätvärdenas spridning kring medelvärdet.

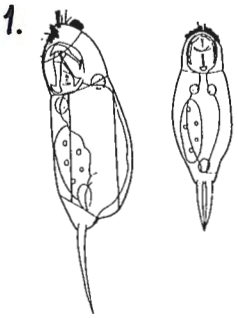
Rotifera - hjuldjur

Främst limnisk förekomst. Tre fjärdedelar är fastsittande och associerade med litorala substrat. De planktoniska arterna utgör en betydande del av djurplankton biomassan. De flesta arter, både fastsittande och planktoniska, är icke predatorer utan omnivorer som med hjälp av den cilieförsedda kransen för in "mat" i munhålan.

Reproduktionen sker främst genom partenogenes. Under speciella förhållanden, såsom stress, kan meios förekomma vilket leder till produktion av haploida hanar och honor. Viloägg bildas då vars kläckning kan fördröjas under långa perioder.

Säsongsvariationen, dvs förekomst, hos planktoniska rotiferer är komplex. Många perenna arter (bildar ej viloägg, lever som vuxen individ under hela sin livcykel) uppvisar maximum under tidig sommar, kallstenoterma arter (tolererar endast kallt vatten) uppvisar höga densiteter under vinter och tidig vår och ytterligare andra arter har två eller fler maxima under sommaren.

1. *Cephalodella spp.* L. 100-150 µm. Förekommer bland vegetation.



2. *Conchilus hippocrepis*. L. 500-800 µm. Kolonilevande. Vanlig i strandregionen.

3. *Filinia terminalis*. L. 70-90 µm. Perenna i oligotrofa sjöar. Föredrar hypolimnion i skiktade sjöar.

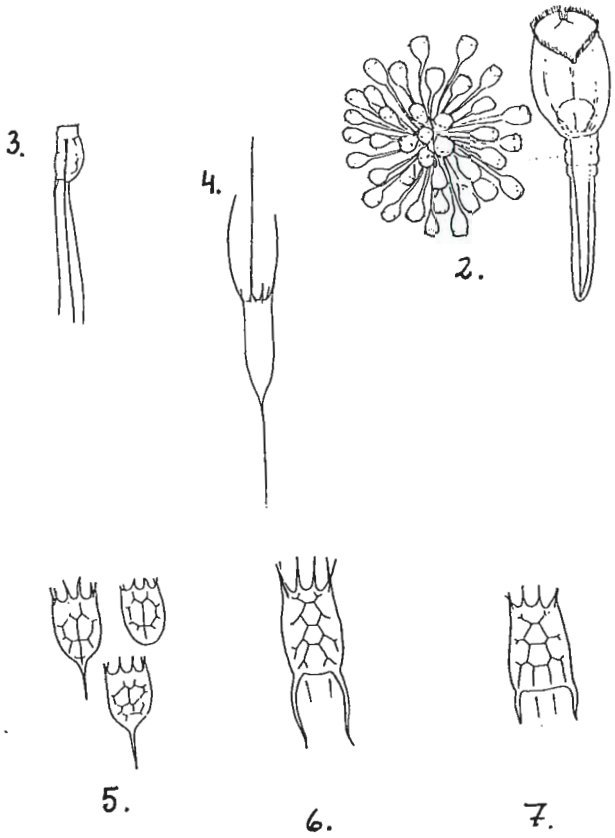
4. *Kellicottia longispina*. L. 350-860 µm. Mycket vanlig. Oftast i oligotrofa sjöar. Förekommande hela året, maxima på sommarn och ofta även på vintern.

5. *Keratella cochlearis*. L. 80-320 µm. Mycket vanlig i de flesta sjötyper. Två maxima per år. Vanligtvis perenna.

6. *K. hiemalis*. L. 200 µm. Kallstenoterm art som under sommaren söker sig ned till det kallare hypolimnionskiktet.

7. *K. quadrata*. L. 150-350 µm. Variabel. Vanlig i de flesta sjötyper.

8. *Trichocerca spp*. L. 180-460 µm. Förekomst; sen sommar och vintern. Planktonisk i stillastående vatten. Relativt sällsynt.



Copepoda - hoppkräftor

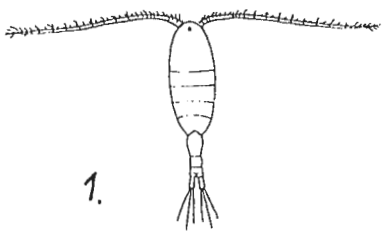
Copepoder är skildkönade. Befruktningen sker med hjälp av ett spermapaket som fästs vid honans könsöppning. Hos de flesta former bärs äggen under embryonalutvecklingen i en eller två äggsäckar, fästade vid honans bakkropp. Äggen kläcks till nauplierlarver, som genomgår flera metanauplius och copepod-stadier.

Copepoder kan även påträffas i relativt sura miljöer. Man kan utskilja två underordningar, *Cyclopoida* och *Calanoida*. *Cyclopoida* finns i både söt- och saltvatten. De flesta arter är rovlevande.

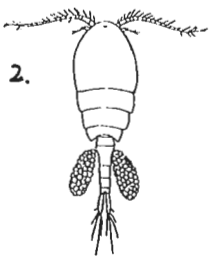
Livscykeln hos *Cyklopoida* är indelade i två perioder en aktiv- respektive vilofas, vilofasen genomlevs som nauplie. När dessa perioder inträffar beror på faktorer som arttillhörighet, födotillgång, minskad temperatur, predation och ökad konkurrens mm.. De flesta *Calanoida* är marina och endast ett fåtal släkten är sötvattens-levande. Växtplankton-ätande arter dominerar. Livscykeln är generellt sett längre än hos *Cyclopoida*.

Calanoidernas ägg är mycket tåliga och kan överleva långa perioder av torka och kyla. En del arter fortplantar sig under vinter.

1. *Calanoida* copepoder. L. 1,2-2,2 mm. Första antennparet långt. En äggsäck. Planktonisk, sällsynt litoral.



2. *Cyklopoida* copepoder. L. 0,66-2,5 mm. Första antennparet kort. Pariga äggsäckar. Huvudsakligen planktoniska i sötvatten, annars främst litorala.



Cladocera - hinnkräftor

De större arterna kan bli 2-4 mm långa medan de mindre endast ett par tiondels millimeter. De förekommer framför allt i sötvatten, endast få släkten är marina. De flesta lever av växtplankton och är själva viktig mat för fisk, särskilt fiskyngel. Stora arter (>2 mm) äts snabbt upp och finns mest i sjöar utan planktonätande fisk.

Fortplantningen sker i huvudsak på partenogenetisk väg (jungfrufödsel) då endast honor produceras. Äggen förvaras i yngelrum som honorna har på ryggen, mellan skalhalvorna. Äggen kläcks som små färdiga cladocerer.

När temperaturen sjunker, om det är risk för torka eller något annat i miljön förändras så bildas en del hanar. Honorna producerar då haploida ägg som befruktas av hanarna. När ägget är befruktat så förtjockas yngelrummets väggar och antar en mörkare färg. Ägget kan vila i långa tider och i vårt klimat tjänar de i de flesta fall som övervintringsstadier.

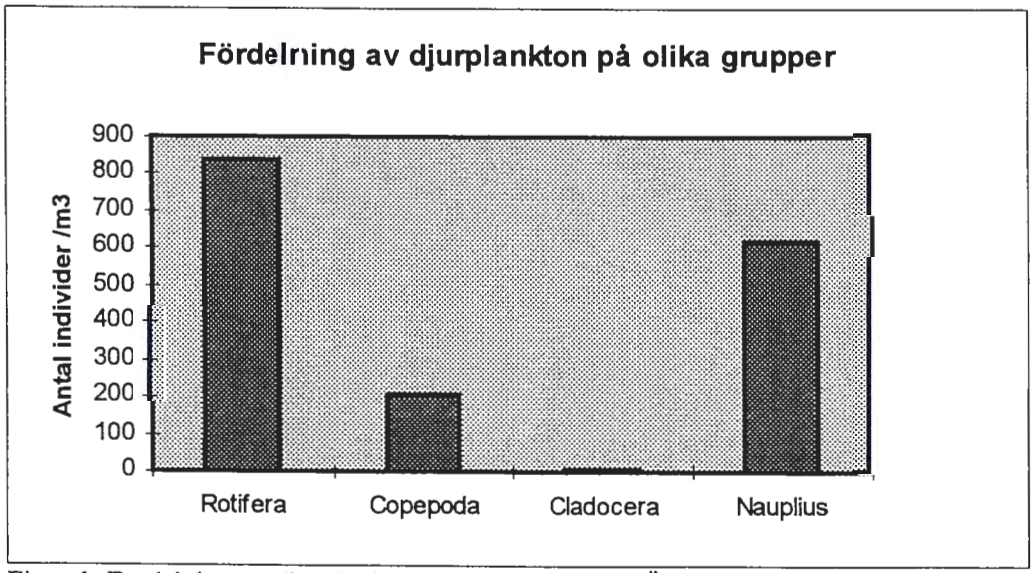
De arter med viloägg (*Bosmina, Daphnia*) har populations-maximum på våren och sommaren då vattnet är relativt varmt. De fåtal arter som är perenna kan uppvisar mer oregelbundna maximum.

Släktet *Bosmina* klarar relativt sura vatten. Släktet *Daphnia* brukar saknas i sura sjöar, troligen på grund av för höga aluminium-halter.

1. *Bosmina spp.* L. 0,23-1,5 mm. Förekomst både i litoralen och pelagialen. Livnär sig av växtplankton.

Resultat

Se bilaga 2 för fullständigt resultat med standardavvikelse och varians för det funna materialet.



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

Diskussion

Våra resultat visar på en låg förekomst av cladocera vilket förklaras av att de övervintrar i form av viloägg. Däremot fann vi gott om rotifera och copepoda, detta beror på att en del av dessa är perenna och klarar av ett liv i kallt vatten. Det släkte som vi fann mest av bland calanoiderna var *Limnocalanus* som har sin fortplantning under senvintern. Detta kan vara en av anledningarna till att de var så många.

Några jämförande studier med tidigare undersökningar av Östersjön är inte möjliga då dessa har utförts i augusti månad. Populations-toppar i antal och artdiversitet inträffar oftast under vår och sommar. Det kan dock nämnas att Gertrud Cronbergs undersökningar av Östersjön, från 1990 till 1997 i augusti, visar att Östersjön domineras av eutrofa organismer. Små cladocera dominerade, i antal, över copepoda och av copepoderna fanns det flest *Cyclopoida* i motsats till vår undersökning då vi fann en övervägande dominans av *Calanoida.*

Östersjöns relativt stora artdiversitet påvisar att vattnet utgör en någorlunda god levnadsmiljö för zooplankton och att eutrofieringen inte är så allvarlig. Då vi gjort provtagningen vintertid kan några direkta slutsatser dock ej dras.

Utifrån våra resultat kan vi se att variansen är mycket större än medelvärdet, vilket visar på en klumpad fördelning av planktonförekomsten. För att få en bättre överensstämmelse med verkliga förhållanden måste fler prover tas.

Referenser

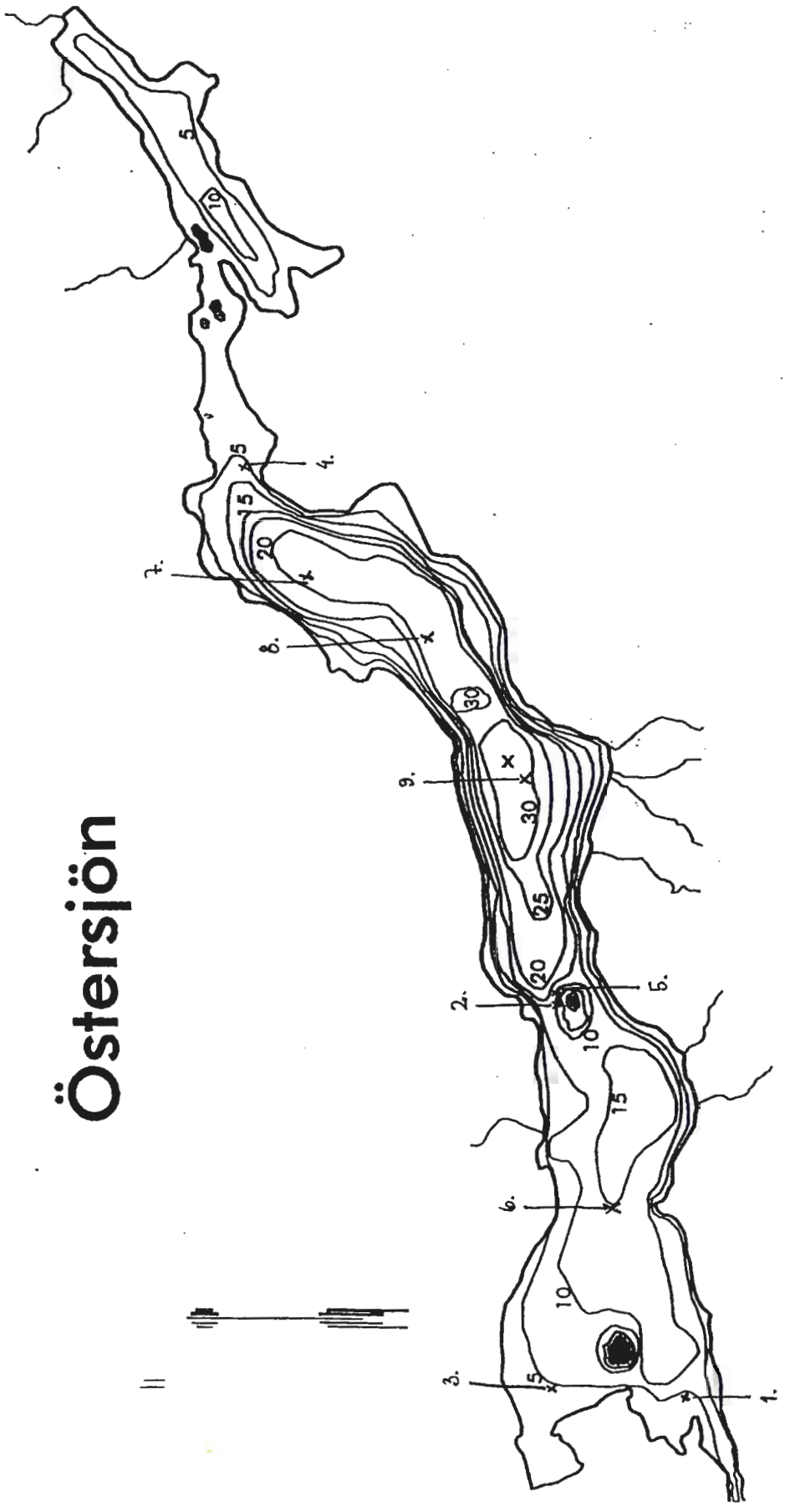
Cronberg, G. 1996. Växt- och djurplankton i Ellenösjön och Östersjön, augusti 1996

Eliasson, Y. & Larsson, P. 1978 Limniskt djurplankton. Fortbildningsavdelningen i Göteborg.

Pontin, M. R. 1978. A key to British Freshwater Planktonic Rotifera. Freshwater Biological Association nr.38

Wetzel, R. 1983. Limnology (2-d Ed.). Saunders.

Wemmer, R. 1997. En hydrologisk under-sökning av Ellenösjön och Östersjön i Dalsland. Rapport nr.9 från Avdelningen för tillämpad miljövetenskap, Göteborgs universitet.



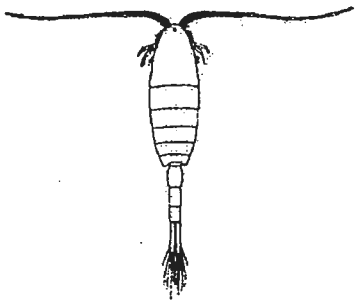
Ur Wemmer, 1997

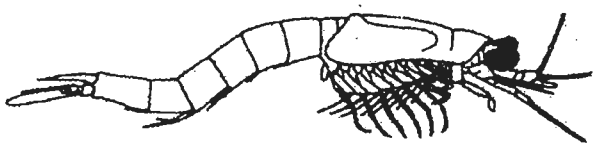
		prov 1	prov 2	prov 3	prov 4	prov 5	prov 6	prov 7	prov 8	prov 9				
	EG	**4 m**	**4m**	**5 m**	**6m**	**8 m**	**8m**	**19 m**	**20 m**	**25 m**		Medel	SD	Varians
spp	-	0	7	6	1	9	9	19	5	9		7	6	31
pocrepis	E	1	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0
	I	3	0	0	0	0	1	0	0	1		1	1	1
ispina	I	67	70	106	50	121	198	167	84	211		119	59	3534
learis	I	54	67	96	34	96	185	80	68	74		84	43	1819
alis	O	0	1	0	0	2	1	5	3	2		2	2	3
rata	E	2	0	0	1	0	0	2	1	1		1	1	1
p	E/I	0	0	0	0	0	0	0	0	1		0	0	0
		1	0	2	1	0	0	3	1	3		1	1	1
		128	**145**	**210**	**87**	**228**	**394**	**276**	**162**	**302**		**215**	**97**	**9398**
ter		**1019**	**1154**	**1337**	**462**	**907**	**1568**	**462**	**258**	**385**		**839**	**467**	**217942**
	I	7	11	28	33	19	14	134	425	158		92	137	18723
p	I	0	1	0	5	3	2	18	18	16		7	8	63
	I	39	119	196	75	178	243	140	144	413		172	109	11931
		46	**131**	**224**	**113**	**200**	**259**	**292**	**587**	**587**		**271**	**195**	**37842**
ter		**366**	**1042**	**1426**	**599**	**796**	**1031**	**489**	**934**	**747**		**826**	**325**	**105478**
	E/I	1	0	0	3	3	0	10	0	4		2	3	11
		1	**0**	**0**	**3**	**3**	**0**	**10**	**0**	**4**		**2**	**3**	**11**
ter		**8**	**0**	**0**	**16**	**12**	**0**	**17**	**0**	**5**		**6**	**7**	**50**
		175	**276**	**434**	**203**	**431**	**653**	**578**	**749**	**893**		**488**	**249**	**62222**
ter		**1393**	**2196**	**2763**	**1077**	**1715**	**2598**	**968**	**1192**	**1137**		**1671**	**686**	**471074**

EG = ekologisk grupp
E = eutrofa organismer, dvs de som framför allt förekommer under näringsrika förhållanden.
O = oligotrofa organismer, dvs de som föredrar näringsfattiga förhållanden.
I = indifferenta organismer, dvs organismer med bred ekologisk tolrans.
SD =Standardavvikelse

V

Glacialrelikta kräftdjur i Östersjön





Kristina Johansson, Perry Johansson och Mikael Reinhardt
Vattenvård, 10 poäng, ht-98
Zoologiska Institutionen, Göteborgs Universitet
Handledare: Jan Stenson och Ragnar Lagergren

SAMMANFATTNING

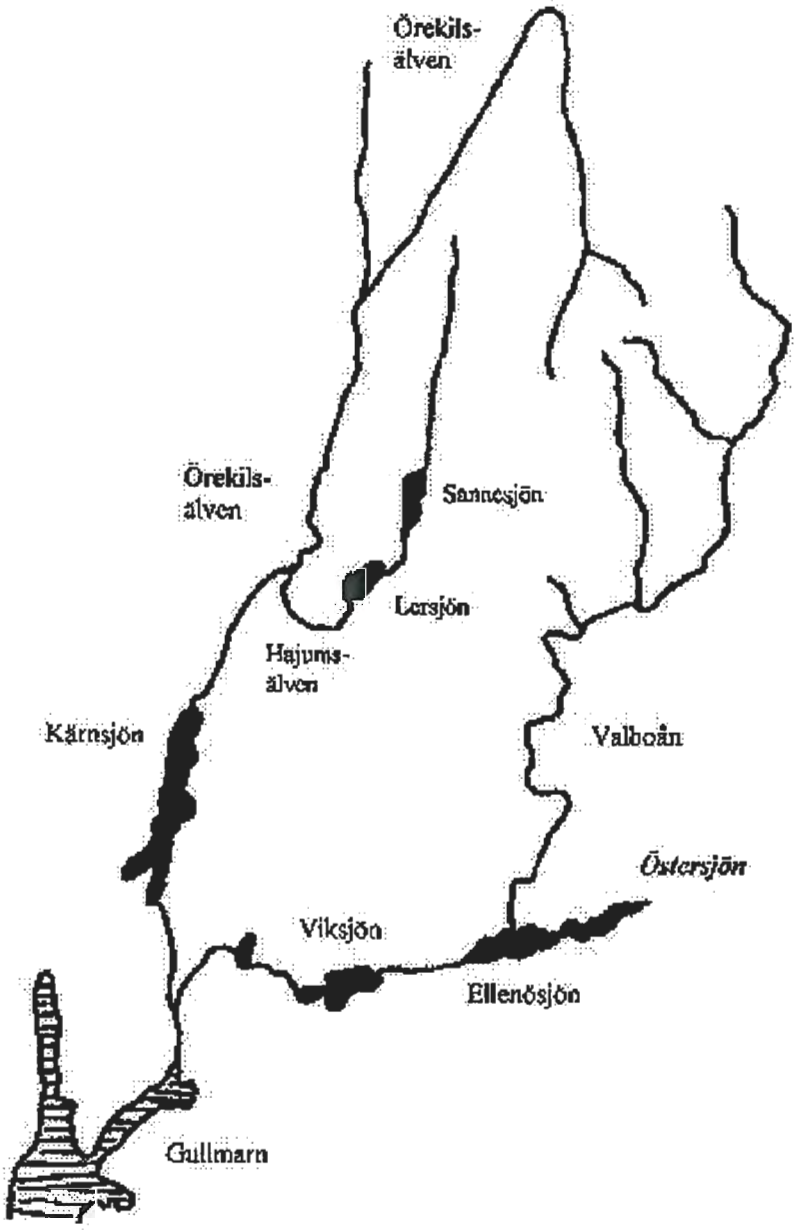
Åtminstone två glacialreliktarter, pungräkan *Mysis relicta* och hoppkräftan *Limnocalanus macrurus*, finns i Östersjön i södra Dalsland. Båda arterna äts av rovfisk och genom att under dagen uppehålla sig på djupt vatten eller på botten undviks predation. Djuren trivs inte i försurade sjöar eller i syrefattiga miljöer. I dagsläget verkar inte detta vara ett problem i Östersjön, vi fann såväl *M. relicta* som *L. macrurus* i de djupaste delarna av sjön. Medan *L. macrurus* fanns på alla provpunkter oberoende av djup så fanns inte *M. relicta* där bottendjupet var 15 meter eller mindre. Tätheterna enligt våra undersökningar är i genomsnitt 236 individer/m^3 för *L. macrurus* och 18 individer/m^2 för *M. relicta*.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

Inledning 3
Mysis relicta 4
Limnocalanus macrurus 4
Metod och material 5
Utförande 5
Tabellberäkningar 5
Resultat 5
Tabell och diagram för *M. relicta* 6
Tabell och diagram för *L. macrurus* 7
Diskussion 8
Referenslista 9

INLEDNING

Östersjön ligger i södra Dalsland och är genom Ellenösjön förbunden med Valboåns vattensystem som mynnar i Gullmarsfjorden. De båda sjöarna är mycket eutrofa (Hamrin et al, 1998), vilket kan leda till syrebrist i vattnet, framför allt i de djupare delarna.



Figur 1. Karta över Örekilsälvens och Valboåns vattensystem (Svenland, 1998).

I Östersjön lever två glacialreliktarter, *Mysis relicta* och *Limnocalanus macrurus.* Glacialrelikterna upptäcktes ursprungligen av Gustav Cederström som 1859 hittade en skorv (*Saduria entomon*) nära Aspa i Vättern och senare samma år en *Mysis relicta.* De kallades först "marin-glaciala relikter" innan man upptäckte att de hade funnits redan i den sötvattenhållande Baltiska issjön, namnet ändrades då till glacialrelikter. Definitionen på en relikt är, enligt Ekman; en art vars uppträdande i en region endast kan förklaras med antagandet att den själv eller dess förfäder kvarlämnades där under annorlunda förhållanden än de nuvarande (Kinsten, 1986).
Utmärkande för glacialrelikter är deras spridningssvårigheter. De finns i sjöar som ligger under högsta kustlinjen, vilket är den högsta strandlinje som bildats av Baltiska issjön, Yoldiahavet, Ancylussjön eller Littorinahavet (Svärdsson et al, 1988).

Mysis relicta

M. relicta (pungräka) är den mest kända relikten. Den blir 15 - 20 mm lång. Födan består av detritus, växtplankton och även av predation på cladocerer, vilket är utmärkande för *M. relicta.* Dagtid lever den vid botten för att vid skymningen röra sig hastigt uppåt (<120 m/h) dock ej över eventuellt språngskikt. Efter leken på senhösten dör hanarna. Honorna bär ungarna i marsupiet (pungen) fram till senvintern då de kläcks. *M. relicta* har ursprungligen en ettårig livscykel. I Vättern är tätheten mellan 0-300/ m^2 beroende på strömmar, djup, bottentyp, temperatur och ljus (Svärdsson, 1988). Det lägsta pH den hittats i är 5,9, vilket innebär att arten är väldigt försurningskänslig.
M. relicta har en naturlig utbreding under högsta kustlinjen men har sedan mitten av 60-talet till och med 1986 blivit inplanterad i 61 sjöar, många i Norrland. Det är tänkt att *M. relicta* ska föra enegi från djupbotten till pelagiska fiskbestånd men även fungera som föda åt bottenlevande fiskar (Fürst et al, 1984).

Limnocalanus macrurus

L. macrurus är en copepod som blir 1-2 mm lång. Den lever i hypolimnion och äter främst rotatorier, alger och copepoditer (Svärdsson, 1988). Dess extrema oförmåga att själv sprida sig beror på att den inte har några viloägg. Honan bär inte någon äggsäck utan droppar dem ett och ett mot botten. Livscykeln är ettårig och den fortplantar sig vintertid. Förekomsten av *L. macrurus* gynnas av sjödjup, högt pH, vattenhårdhet och hög konduktans (Kinsten 1986).

Både *Mysis* och *Limnocalanus* är viktig föda för fisk, som är visuella predatorer dvs är beroende av ljus för att fånga föda. Genom vertikal dygnsmigration, där djupt vatten och botten utnyttjas som refugier dagtid, minskar predationsrisken. Syrebrist till följd av eutrofiering kan alltså vara ett hot mot dessa relikter, eftersom de tvingas mot grundare vatten där de inte är lika skyddade (Svenland et al, 1998).

Syftet med projektarbetet har varit att undersöka förekomst och täthet av *M. relicta* och *L. macrurus* i Östersjön.

METOD OCH MATERIAL

Utförande

Vattenprover togs i Östersjön på eftermiddagen den 19 november. Två olika typer av håvar användes; för att fånga *M. relicta* användes en håv med diametern 0,5 m och masktäthet 1 mm, för *L. macrurus* användes en håv med diametern 0,2 m och masktäthet 0,1 mm. Proverna togs från båt och tio dragningar gjordes med varje håv på slumpvis utvalda platser i sjön. Håvarna drogs från botten och uppåt med en hastighet av ca 0,5 m per sekund, och proven överfördes sedan till burkar. Sprit (95 %) tillsattes för konservering till 70 %. Senare räknades djuren och täthetsberäkningar gjordes.

Tabellberäkningar

Efter insamling och konservering artbestämde vi *M. relicta* och *L. macrurus* på zoologiska institutionen i Göteborg med hjälp av bestämningslitteratur (Enckell 1980 och Harding 1974), lupp och mikroskop med räknekammare.

M. relicta beräknades per ytenhet (m^2) och *L. macrurus* per volymsenhet (m^3). Beräkningarna gjordes utifrån håvens diameter och för *L. macrurus* även utifrån djupet för provtagningen.

Formler som användes: $\text{Volym} = \pi * r^2 * d$
(r = radie, d = djup) $\text{Yta} = \pi * r^2$

Standardavvikelsen är ett spridningsmått som anger stickprovsenheternas avvikelse från medelvärdet. Det visar hur populationen är fördelad. Om standardavvikelsen i kvadrat, den så kallade variansen är lika med medelvärdet har vi en jämn fördelning, men är variansen mycket större än medelvärdet så är populationen klumpad. Konfidensintervallet är ett slags kvalitetsmått, som visar hur säker vår skattning av medelvärdet är. Ett snävare intervall fås med ökat antal stickprovsenheter.

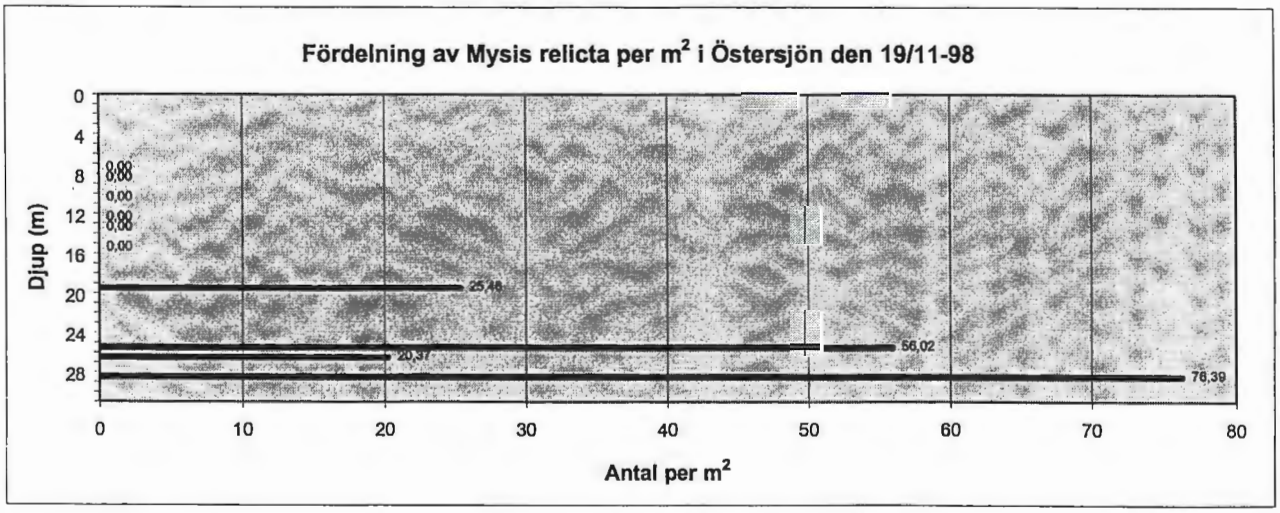
RESULTAT

Mysis relicta finns inte på grunda bottnar utan dyker upp någonstans där bottendjupet ligger mellan 15 meter och 19 meter och lever även i de djupaste delarna av sjön.

Limnocalanus macrurus finns vid alla provpunkterna och ökar med ökat bottendjup ner till 14 meter. Sedan avtar antalet, för att nå ett maximum där djupet är 30 meter. Den grundaste provpunkten var på 8 meters djup. Eftersom vår djupaste provpunkt var på 30 meter som även är det ungefärliga maxdjupet i sjön så kan vi konstatera att *L. macrurus* förekommer från 8 meters djup och hela vägen ner till de djupaste bottnarna. Vi kan inte utesluta att de finns på grundare vatten, eftersom vi ej hade några stickprovsenheter från så grunda vatten.

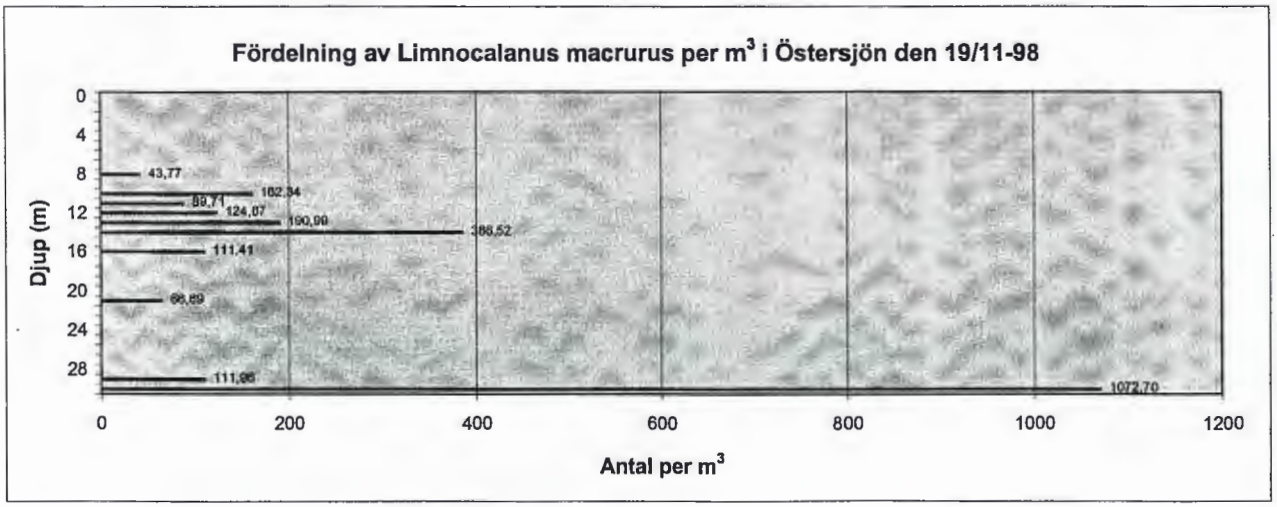
Djup (m)	Mysis/m^2
0	
1	
2	
3	
4	
5	
6	
7	0,00
8	0,00
9	
10	0,00
11	
12	0,00
13	0,00
14	
15	0,00
16	
17	
18	
19	25,46
20	
21	
22	
23	
24	
25	56,02
26	20,37
27	
28	76,39
29	
30	

Medelvärde	17,83
Standardavvikelse	27,61
Konf.intervall 95%	19,75
Nedre gräns	-1,92
Övre gräns	37,57



Djup (m)	Limnocalanus/m^3
0	
1	
2	
3	
4	
5	
6	
7	
8	43,77
9	
10	162,34
11	89,71
12	124,67
13	190,99
14	386,52
15	
16	111,41
17	
18	
19	
20	
21	66,69
22	
23	
24	
25	
26	
27	
28	
29	111,96
30	1072,70

Medelvärde	236,08
Standardavvikelse	309,21
Konf.intervall 95%	221,18
Nedre gräns	14,89
Övre gräns	457,26



DISKUSSION

Vi fann *L. macrurus* i alla stickprovsenheter. Troligtvis lever de även där bottendjupet är mindre än 8 meter. *M. relicta* dyker upp någonstans där bottendjupet ligger mellan 15 meter och 19 meter, och lever även i de djupaste delarna av sjön. Eftersom tätheten av *L. macrurus* ökar från 8 till 14 meters bottendjup och sedan minskar, samtidigt som *M. relicta* dyker upp skulle man kunna misstänka att arterna inte kan leva tillsammans. Dock fås en populationstopp för *L. macrurus* på 30 meters djup, där även *M. relicta* finns i stor täthet. Skälet till denna topp kan vara att djuren ligger inaktiva i så kallad diapaus vid botten, de största djupen kan då vara de mest skyddade platserna.

Tätheten hos *M. relicta* är i genomsnitt 18 individer/m^2. Då vårens undersökningar (Ek et al, 1998) genomfördes med reliktfällor istället för håv säger en jämförelse inte speciellt mycket. Provtagningen av *L. macrurus* utfördes däremot på samma sätt båda gångerna. Tidigare låg spridningen mellan 33 och 424 djur/m^3, med ett medelvärde på 115 djur/m^3. Vår undersökning gav en spridning mellan 44 och 1073 djur/m^3, medelvärdet ligger på 236 djur/m^3. En förklaring till skillnaderna kan vara att undersökningarna gjordes vid olika årsstider.

Undersökningar av sjöns kemiska och fysikaliska egenskaper gjordes samtidigt som denna undersökning (Bergsten et al, 1998). Enligt temperaturkurvan är sjön inte skiktad, alltså borde det föreligga totalcirkulation då hela vattenmassan syresätts. Det innebär att *M. relicta* och *L. macrurus* även kan leva i de djupare delarna av sjön. Fosforhalten i Östersjön har ökat något jämfört med förra höstens mätningar. Håller den tendensen i sig kan eutrofieringsproblem uppstå; syrebrist kan då bli följden. pH-värdet i sjön var neutralt, vilket gynnar båda arterna.

Diverse faktorer kan ha påverkat vårt resultat. Vi påbörjade vår provtagning strax före skymning, vilket skulle kunna påverka tätheten av relikterna. Robertson (1968) har visat att *M. relicta* kan leva i sedimenten, men kommer upp efter skymningen, tätheten skulle då bli högre än under de ljusa timmarna innan. Dessutom kan flyktbeteende, dvs hur effektivt kräftdjuren undviker håvarna, påverka resultatet. Detta skulle framför allt gälla *M. relicta* som är mycket rörlig.

För att få en så säker skattning som möjligt på populationen behövs ett större antal stickprovsenheter. Dessutom krävs upprepade provtagningar vid samma tidpunkter under flera år. Då bör även t ex kemiska och fysikaliska parametrar mätas för att kunna förklara eventuella populationsförändringar.

REFERENSLISTA

Bergsten, K., Drotz, J., Palmqvist, M. och Ågren, J. 1998. Vattenkvalitén i Östersjön. Vattenvård 10 p., Zoologiska Institutionen, Göteborgs Universitet, Sverige.

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

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

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

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

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

Harding, J. P. och Smith, W. A. 1974. A Key to the British Freshwater Cyclopoid and Calanoid Copepods. FBA No. 18. Second edition. Storbritannien.

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

Robertson, A., Powers, F. och Anderson, F. 1968. Direct observations on Mysis relicta from a submarine. Limnology and Oceanography 13(4):700-702.

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

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