

R. Burlingame

H Ö J E Å

30betygsarbete i zoologi

Anders Hoff

Thomas Hertzman

1. Inledning

De abiotiska förändringarna i ett vattendrag förändrar bottenfaunans sammansättning såväl kvalitativt som kvantitativt. (Illies 1961, Nielsen 1969, Zahner 1965). Den eutrofiering, som sker under naturliga förhållanden under ett vattendrags lopp från källan till mynningen påskyndas och förstärks kraftigt vid tillförsel av avloppsvatten. Vid den mikrobiella nedbrytningen av organiskt material, som tillförts genom avloppsvatten, sänks syrgashalten i vattnet. Syrgaskrävande arter slås ut och ersätts med arter som tolererar låg syrgastillgång (Hynes 1963). Utöver detta påverkas faunan även av andra förändringar som t ex ökad grumlighet, förändringar i pH och ren giftverkan, som följer av mänsklig påverkan. De tidigare artrika men ganska individfattiga djursamhällena ersätts med artfattiga men mycket individrika samhällen (Hynes 1963). Föreliggande arbete syftar till att kartlägga den zonering, som blir följden av de avloppsvattenutsläpp som sker i Höje å. Arbetet har utgjorts dels av en kvalitativ och kvantitativ bottenfauna-analys, dels en undersökning av vissa abiotiska faktorer: organisk halt i bottensedimenten, initialsyre och BS_7 , ledningsförmåga och pH, vattenförling, vattenfärg samt vattentemperatur.

De hittills nämnda undersökningarna har genomförts vid tre tillfällen, i slutet av september, oktober och november 1972, för att försöka påvisa eventuella säsongsvariationer. Vid oktober-provtagningen gjordes en analys av vissa tungmetallers förekomst i bottensediment och vidare undersöktes halten PO_4^{3-} i samband med det sista provtagningstillfället. Utöver detta har de olika lokalerna avfiskats medelst elektrofiske i början av oktober. Detta gjordes för att få en approximativ uppfattning av fiskfaunans täthet och artsammansättning.

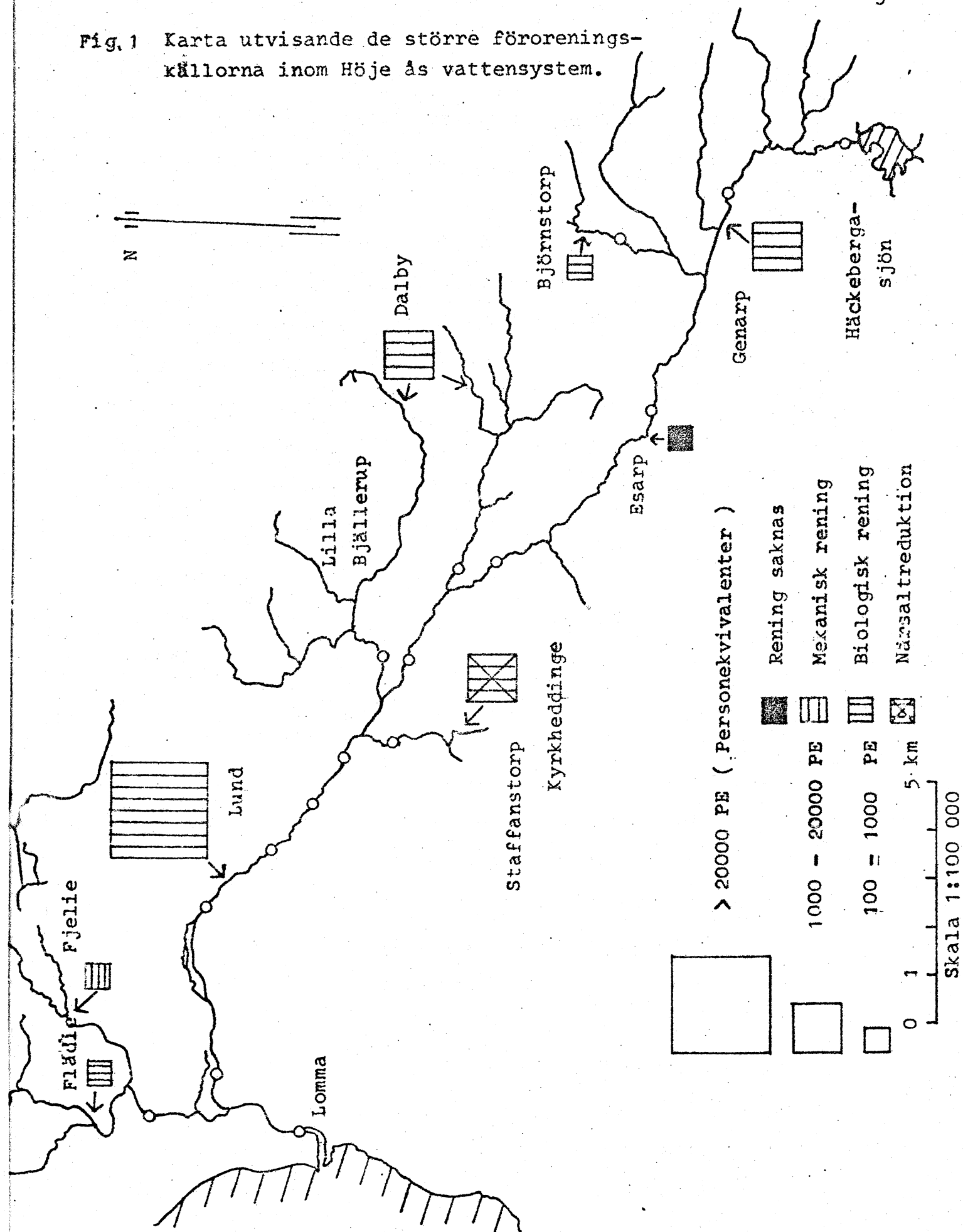
Utöver ovan nämnda arbeten gällande biologiska förhållanden

i vattendrag har specialarbeten gjorts om Höje å. Bland dessa kan nämnas Brinck (1965) gällande fiskfaunan med noteringar om åns allmänna status. Vidare har Lunds kommun bekostat en större utredning om Höje å ur bl a zoologisk (Brinck och Andreasson 1965) och botanisk synvinkel. Härutöver har en undersökning utförts av Sydsvenska Ingenjörbyrå AB (Andersson 1971).

2.1. Beskrivning av Höje å. (Fig 1)

Undersökningen har utförts i Höje å, som rinner upp på Romeleåsens sydvästsluttning och utfaller i Öresund vid Lomma. Den totala längden är ca 41 km och nederbördsområdet har en areal av ca 290 km² (Jeansson 1965). Höje å genomrinner, i sitt övre lopp, två sjöar. Den första är Björkesåkrasjön och den andra är Häckebergasjön. Båda är eutrofa men får anses vara fria från föroreningar. Sedan ån lämnat den senare sjön, norrut, rinner den ut på slätten vid Genarp och möter där sitt första större avloppstillflöde, som kommer från Genarps samhälle (ca 1500 personekvivalenter /PE/). Reningsverket har biologisk rening och är utnyttjat till 100 % (biol. ren., 100 %). Ån fortsätter sedan mot nordväst och får efter en kort sträcka ytterligare ett tillskott av avloppsvatten från Björnstorp (ca 200 PE, biol. ren. 53 %) Esarps by (ca 100 PE), nedströms Björnstorpsbäcken, saknar helt rening av sitt avloppsvatten. Höje å fortsätter sitt nordvästliga lopp och får mottaga avloppsvatten från Dalby (ca 5750 PE, biologisk rening, 61 %) via två diken vid Bjällerup K:a respektive L:a Bjällerup. Staffanstorp (20000 PE, närsaltreduktion, 50 %) bidrar med ytterligare avloppsvatten genom Rabydiket. Den största föroreningskällan inom åns avvattningsområde är Lunds stad (ca 52000 PE, biologisk rening, 131 %, som har sitt utsläpp strax öster om Värpinge. Ån viker sedan av mot västsydväst och samhällena Fjellie (200 PE, mekanisk rening) och Flädie (400 PE, bio-

Fig. 1 Karta utvisande de större föroreningskällorna inom Høje ås vattensystem.



logisk rening, 50 %) utgör de sista föroreningskällorna, via Önnerupsån innan Lomma. (Uppgifterna hämtade från Malmöhus Länsstyrelse och Andersson 1971.)

2.2. Lokalbeskrivning. (Fig 2)

Undersökningen har omfattat den del av Höje å som ligger mellan Häckeberga och Lomma. I huvudfåran har elva lokaler undersökts. Dessa har förlagts till punkter där förändringar i åns status kan förväntas ha inträffat, dvs i allmänhet nedströms avloppsutsläpp. Då utsläppen i allmänhet sker i biflödena har det varit av intresse att undersöka även dessa, för att få en mera fullständig bild av föroreningssituationen i ån. I biflödena har ytterligare fem lokaler undersökts.

De sexton lokalerna har varit:

Nr 1. Häckeberga (VB 010611 enligt UTM-nätet, storruta 33U)

Lokalen är belägen något hundratal meter nedströms åns utlopp ur Häckebergasjön. Ån är här ca 2 m bred och 0,3 m djup. Vattnet är relativt hastigt rinnande och allt finare material bortspolas därför. Vid åns kanter har en kraftig vegetation utbildats bestående av bl a *Typha latifolia*, *Sparganium simplex*, *Iris pseudacorus* och *Phragmites communis*.

Nr 2. Genarp (UB 995638). Ån som här just har passerat landsvägsbron, 0,5 km NE Genarp k:a, är ca 4 m bred och 0,1 - 0,3 m djup. Bottensubstratet är här sand eller mindre stenar, och någon vegetation hade inte utvecklats. Lokalen var beskuggad av kraftiga alridåer (*Alnus glutinosa*).

Nr 3. Björnstorp (UB 984660). Detta biflöde med bl a avloppsvatten från Björnstorps by är här dikat och ca 1 m brett och 0,2 m djupt. Den dyiga botten är här bevuxen med glesa bestånd av *Typha latifolia*.

Nr 4. Esarp (UB 950652). Lokalen är belägen öster landsvägsbron 0,3 km NE Esarp k:a, dvs uppströms kvarndammen. Ån är 4 m bred och maxdjup 0,7 m. Växtligheten bestod av *Callitriche polymorpha*, *Potamogeton gramineus* och vid kanterna *Lemna minor*.

Nr 5. Kyrkheddinge (UB 915684). Proverna togs uppströms landsvägsbron där vegetationen till största delen bestod av *Typha latifolia*, *Potamogeton gramineus* och *Callitriche polymorpha*. Bredden är 4 m, djupet varierar mellan 0,4 och 0,6 m och botten består av sand.

Nr 6. Bäckalid (UB 915693). Bäckens är 1,5 m bred och 0,15 m djup. Botten är belagd med ett kalktuffliknande material. Lokalen hade ingen högre vegetation. Vattendraget medför avloppsvatten från Dalby.

Nr 7. Kvärlöv (UB 895701). Ån är här 4 m bred och då maximdjupet är 0,4 m blir strömhastigheten relativt hög, vilket medför att botten till större delen består av sten. Vegetationen utgjordes här av *Typha latifolia*, *Potamogeton gramineus* och *Nuphar luteum*.

Nr 8. L:a Bjällerup (UB 894710). Liksom föregående biflöde, Bäckalid, medför bäcken vid L:a Bjällerup avloppsvatten från Dalby. Uppströms lokalen är en luftningsbassäng belägen. Vattendraget är här dikat och bredden är 1,5 m och djupet 0,2 m. Vege-

tationen utgjordes av ett glest bestånd av *Typha latifolia*.

Nr 9. Raby (UB 873707). I detta starkt förorenade biflöde, med avloppsvatten från Staffanstorp hade den svarta gyttjan en kraftig stank av svavelväte. Vattenföringen var inte mätbar och vegetationen bestod av *Typha latifolia* och *Phragmites communis*. Bäckens är 2 m bred och 0,4 m djup.

Nr 10. Knästorp (UB 869718). Denna lokal, som är belägen 0,2 km NE Knästorp k:a, har en bredd av 6 m och djup av 0,5 m. Den sandiga botten ger fäste för *Scirpus palustris*, *Potamogeton gramineus* och *Nuphar luteum*.

Nr 11. S:t Lars (UB 860723). Provtagningspunkten är belägen 0,1 km uppströms landsvägsbron (Lundavägen) och är delvis beskuggad av gamla pilar under vilka det växte *Typha latifolia*, *Phragmites communis*, *Nuphar luteum*, *Potamogeton gramineus* och *Lemna minor*. Ån är 5 m bred och 0,8 m djup.

Nr 12. Källby (UB 849732). Lokalen ligger 0,3 km uppströms järnvägsbron och är 5 m bred och maximalt 1,0 m djup. Vegetativt dominerades åns kanter av *Typha latifolia* men även *Scirpus palustris* förekom. Längre ut i ån växte *Potamogeton gramineus* och *Nuphar luteum*.

Nr 13. Värpinge (UB 834747). Provtagningarna gjordes strax nedströms Uardaakademins minnessten. Den kraftiga vegetationen bestod av *Typha latifolia*. Djurproverna togs i det lugnvattensområde som utbildats strax nedströms landsvägsbron, medan vattenföringen mättes i forsen, där bredden var ca 5 m och maxdjupet var 0,45 m.

Nr 14. Lomma k:a (UB 800742). Lokalen är belägen 1,1 km NE Lomma k:a vid Spångarps gård. Ån är här 5,5 m bred och 1,2 m djup och vegetationen bestod av kraftiga bestånd av *Typha latifolia*, *Scirpus lacustris* samt *Polygonum amphibium*.

Nr 15. Önnerup (UB 789757). Provtagningspunkten ligger 0,4 km W Önnerups hållplats och ån medför avloppsvatten från Fjelie och Flädie. Den 2,5 m breda och 0,4 m djupa ån hade en vegetation av *Callitriche polymorpha* och *Typha latifolia*.

Nr 16. Lomma (UB 787725). Lokalen, belägen uppströms landsvägsbron, har ett svavelvätestinkande sediment, som består av dåligt nedbrutna växtrester. Vegetationen bestod av kraftiga bestånd av *Phragmites communis*, *Typha latifolia* och *Sparganium simplex*. Åns djup och bredd har ej uppmätts, men uppskattas till drygt 30 m, resp 2 m.

3. Metoder

3.1. Kemisk-fysikaliska metoder

3.1.1. Organisk halt i bottensubstratet.

Bottensubstratets innehåll av organisk substans bestämdes genom glödningsförlustberäkning (F. Andersson 1968). Materialet togs upp med hjälp av ett tjockväggigt plexiglasrör med cirka 2,5 cm innerdiameter, som borrades ned i sedimentet till ca 10 cm djup.

3.1.2. Initialsyre.

Bestämning av halten löst syre gjordes enligt Winkler (enl IVL C4 1968). Proverna togs vid ytan direkt i glasflaskor med insli-

biomassan i det avfiskade området (Brinck 1965, Cederholm 1963).

4. Resultat

4.1. Resultat av kemisk-fysikaliska analyser. (Tabell 1 och 2. och figur 3 - 11)

4.1.1. Organisk halt i bottensubstratet (Fig 3).

Halten av organiskt material ökade under åns lopp mot havet. Lokalen vid Esarp hade höga värden. Dessa hade dock redan vid nästa lokal normaliserats. Höga halter fanns också i biflödena som erhåller avloppsvatten från Staffanstorp och Dalby. Nedströms Lunds avloppsreningsverk var halten av organiskt material mycket hög. Då kurvorna från de tre provtagningsomgångarna ligger så nära varandra och delvis överlappar varandra, kan någon variation med tiden inte utläsas.

4.1.2. Initialsyre

Syrgashalten i % av mättnadsvärdet visade i samtliga fall en nedgång från källan till havet, och speciellt kraftig var minskningen nedströms Värpinge. Syrgashalten i de av avloppsvatten präglade biflödena låg också i allmänhet lägre än i huvudfåran med undantag för septembermätningens vid L:a Bjällerup, som gav ett mättnadsvärde av 176 %. Vad gäller variationen i tiden gäller att värdena vid den sista provtagningen tenderar att ligga högre än de tidigare.

4.1.3. Biokemiskt syrebehov (Fig 5)

Jämförbara värden för hela ån erhöles endast vid den sista provtagningsomgången. Höga värden erhöles då vid Kvärlöv - Knästorp,

vid och nedströms Värpinge. Relativt högt värde erhöles vid Häckeberga. Vid de fyra översta lokalerna, där värden erhöles vid samtliga provtagningstillfällen, ökade det biokemiska syrebehovet från september till november.

4.1.4. Ledningsförmåga (Fig 6)

Ledningsförmågan visade en ökning under åns lopp. Ökningen var speciellt kraftig i samband med avloppsvattenutsläpp. Vid provtagningssomgång III, då ledningsförmågan låg avsevärt lägre än tidigare, var det en jämn ökning längs hela ån. Biflödenas ledningsförmåga var större än huvudfårans (undantag: Önnerup).

4.1.5. pH (Fig 7)

Vätejonkoncentrationen var i stort sett samma i hela ån och visade ingen säsongsbunden variation. Notabelt är dock det abnormt höga pH-värdet, 11,1, som erhöles vid Bäckalid vid provtagningstillfälle I.

4.1.6. Vattenföring (Fig 8)

Vattenföringen i Höje å ökade så mycket efter Lunds avloppsreningsverk, att åns vatten nedströms utsläppet bestod till mellan 40 och 70 % av avloppsvatten från Lunds stad. Vattenföringen i biflödena var mycket låg, och inte mätbar i Rabydikt. På grund av nederbörd strax innan sista provtagningssomgången blev värdena då mycket höga.

4.1.7. Vattenfärg

Vattenfärgen visade ingen korrelation till tid eller lokal.

4.1.8. Vattentemperatur

En temperatursänkning på mellan 1 och 4° har uppmätts mellan de tre provtagningstillfällena.

4.1.9. Fosfathalt (Fig 9)

Fosfathalten, som endast undersöktes vid sista provtagningsomgången visar en successiv ökning under åns lopp. Även här noteras en god korrelation till avloppsutsläpp, speciellt nedströms Lunds ARV vid Värpinge.

4.1.10. Halt av tungmetaller (Fig 10 och 11)

Liksom fosfaten uppmättes tungmetallhalten endast vid ett tillfälle. Samtliga ämnen visar en tendens till ökning i samband med avloppsutsläpp. Kurvorna visar dock inbördes olikheter. Värdena för metallerna koppar, krom, bly och zink var lägre vid Lomma k:a än vid Värpinge. Värdena för nickel, kadmium och kobolt visar däremot en successiv ökning. Anmärkningsvärt höga är värdena för samtliga tungmetaller vid Esarp.

4.2. Bottenfaunaanalyser (Tabell 3 och fig 12 - 27)

4.2.1. Arternas variation i de olika lokalerna.

Variationen i bottenfauna behandlas i systematisk ordning.

Tubifex. Tubifex och Chironomidae var de enda grupper, som var närvarande vid samtliga lokaler. Tubifex är här en grupp-beteckning och innefattar troligen många arter. Fig 12 visar att Tubifex i de övre lokalerna förekom i relativt små mängder både vad gäller antal och biomassa. Vid Knästorp ökade Tubifex och hade sitt maximum vid S:t Lars och Källby. Lomma k:a och Lomma hade små bestånd av Tubifex. I biflödena var abundans och biomassa av gruppen stor i Önnerup.

Fig.3 Sedimentens halt av organiskt material
uträknat i procent av torrvikten.

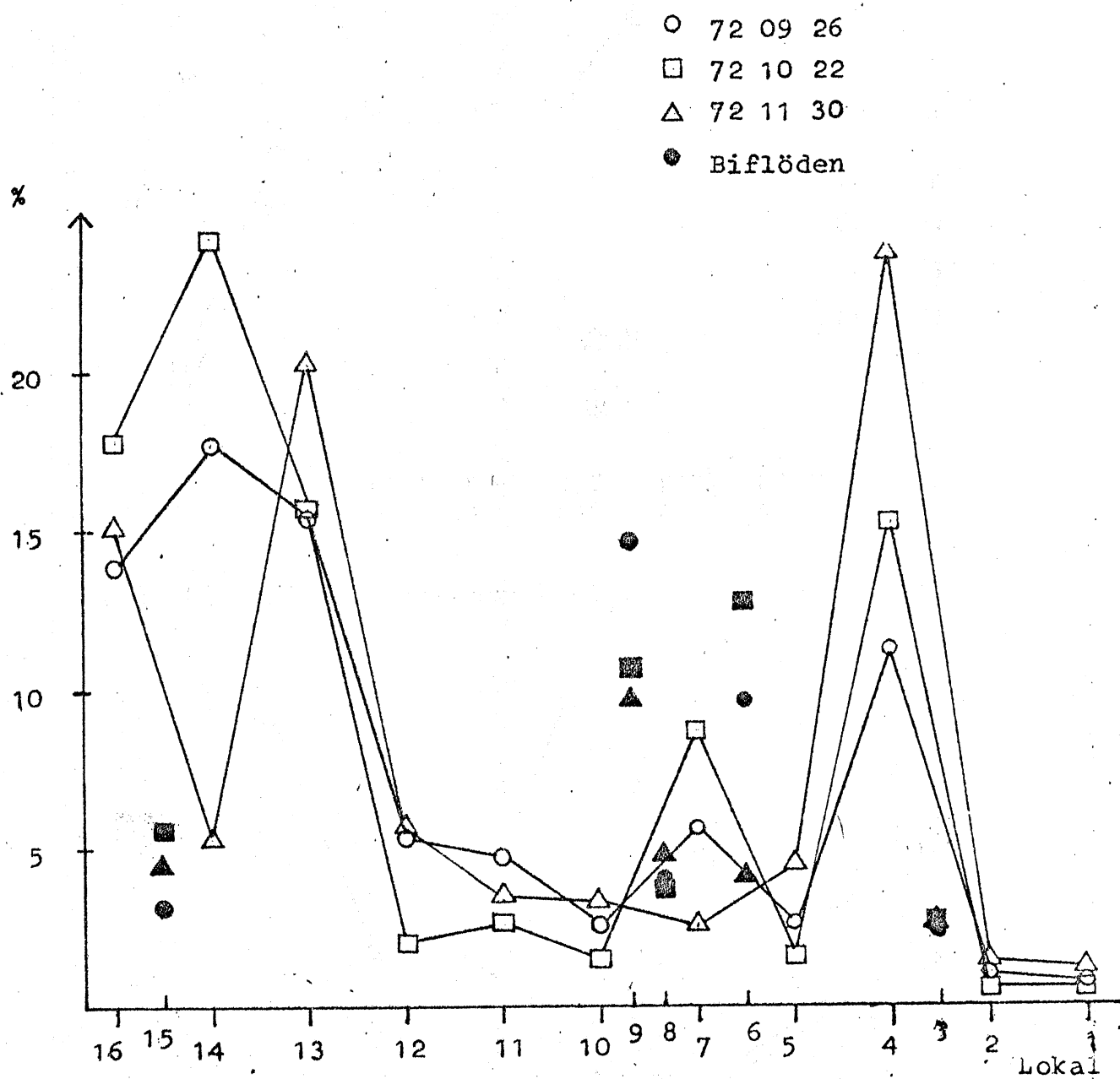


Fig. 4 Initialsyre - mättnadsprocent,

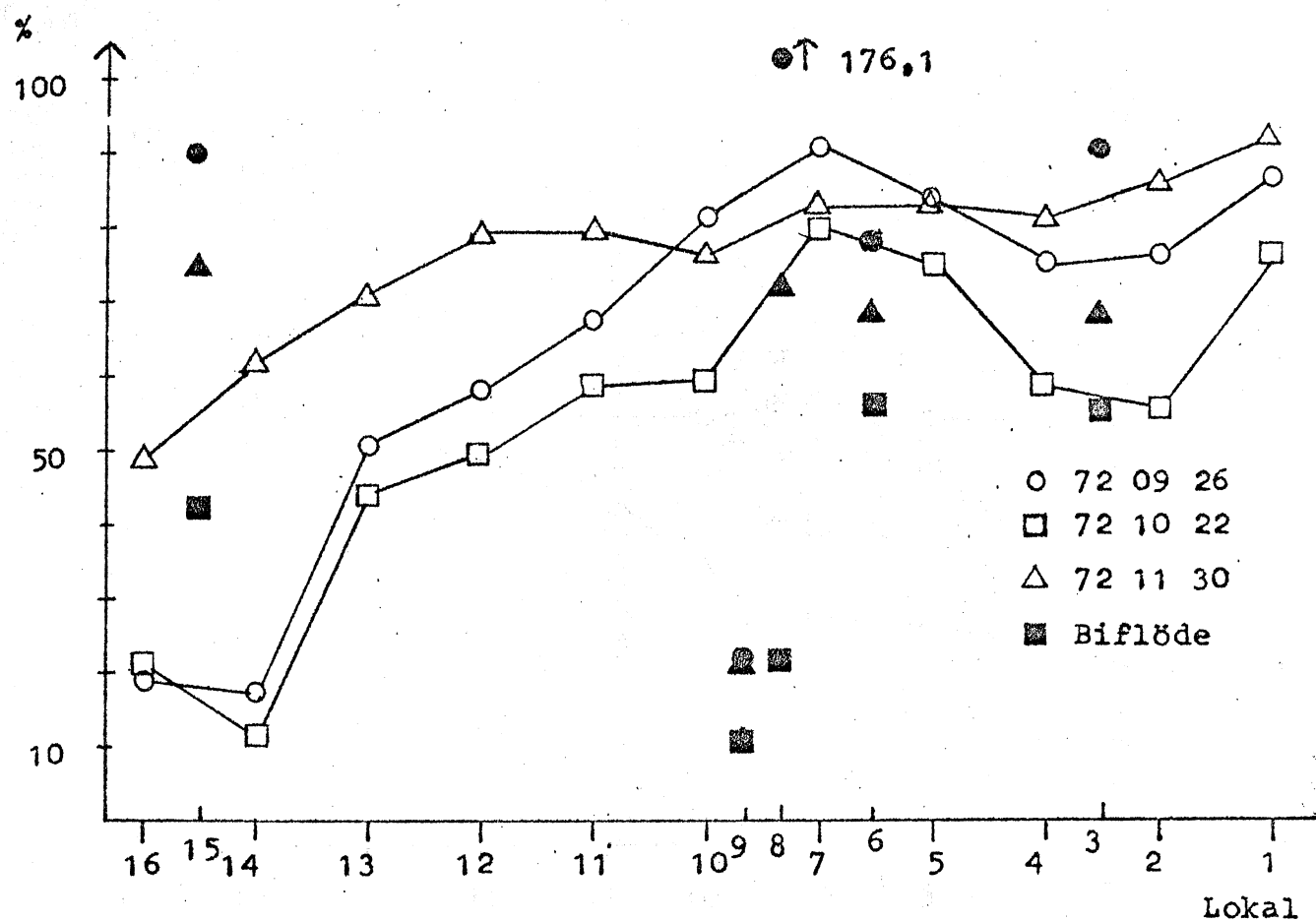
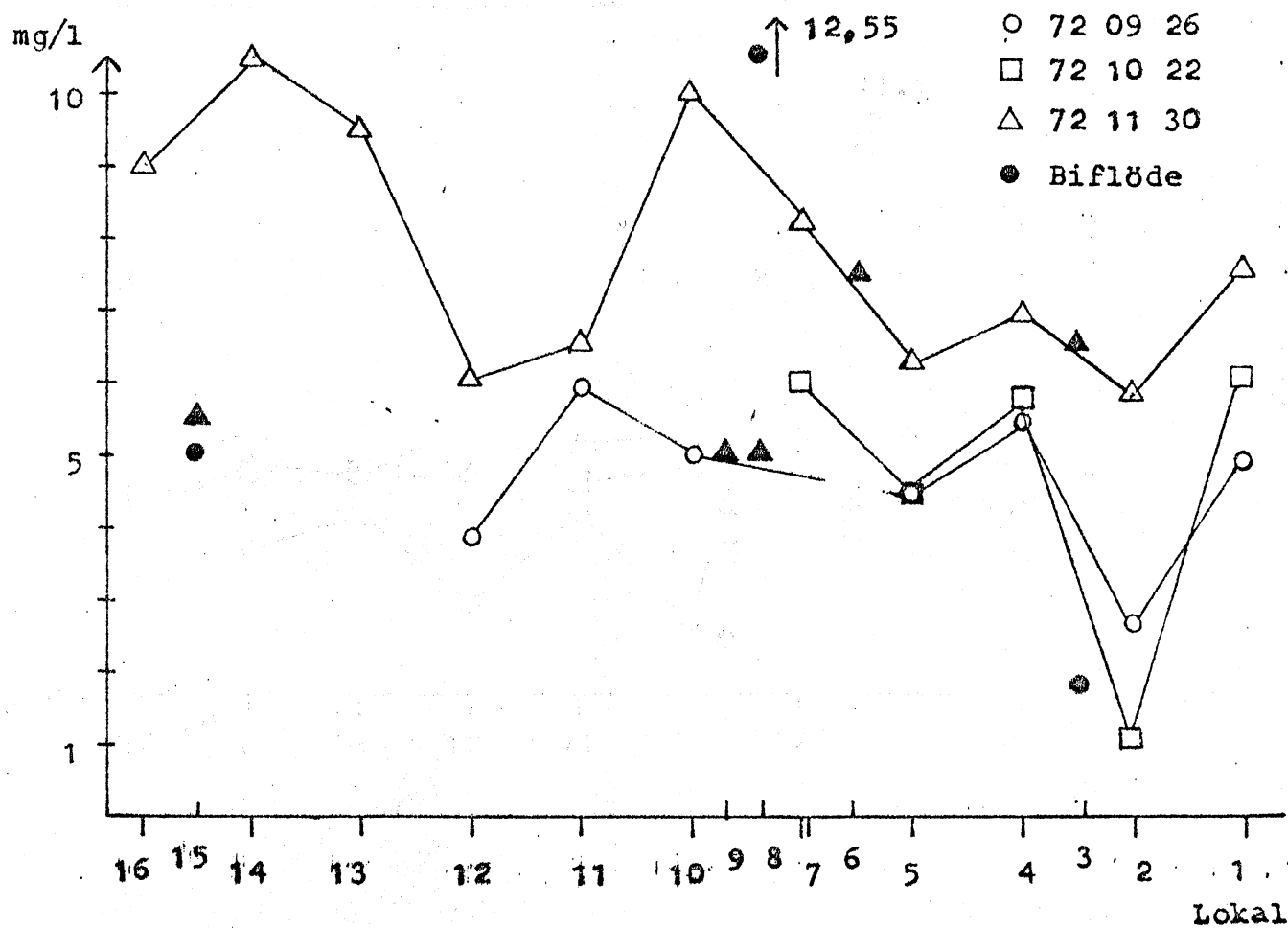
Fig. 5 Biokemiskt syrebehov - BS₇.

Fig. 6 Ledningsförmågan i Höje å.

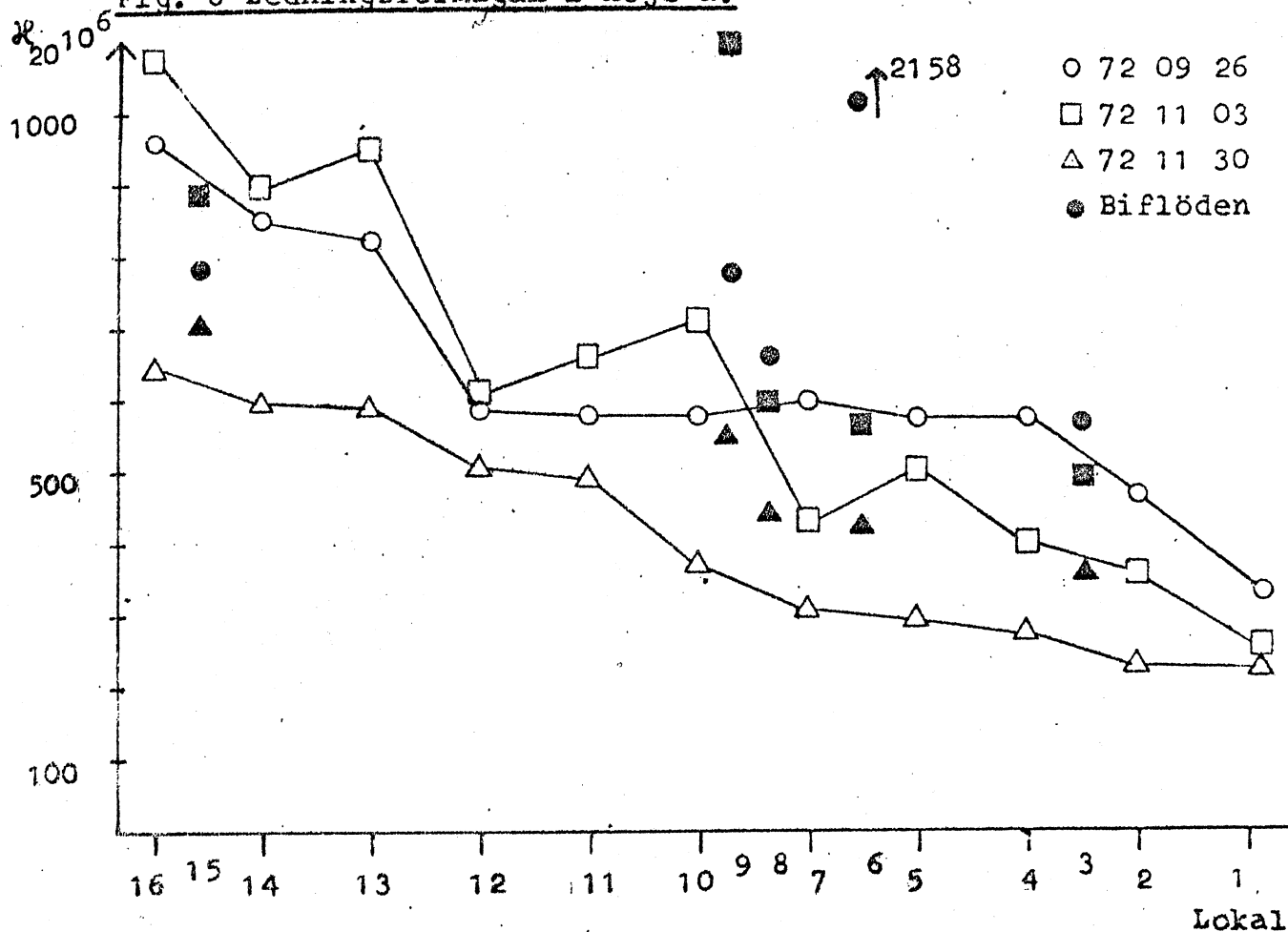


Fig. 7 pH-varyationen i Höje å.

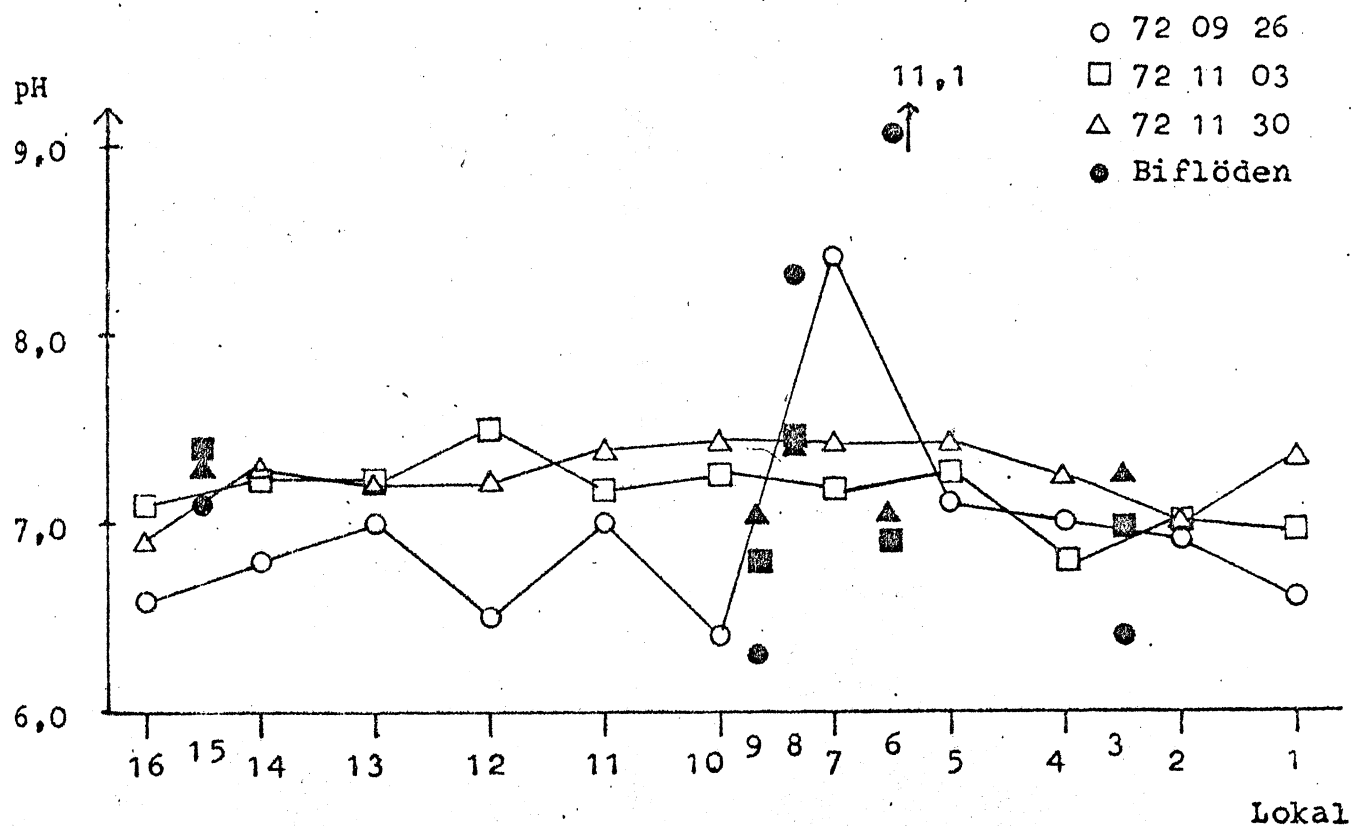


Fig. 8 Vattenföring.

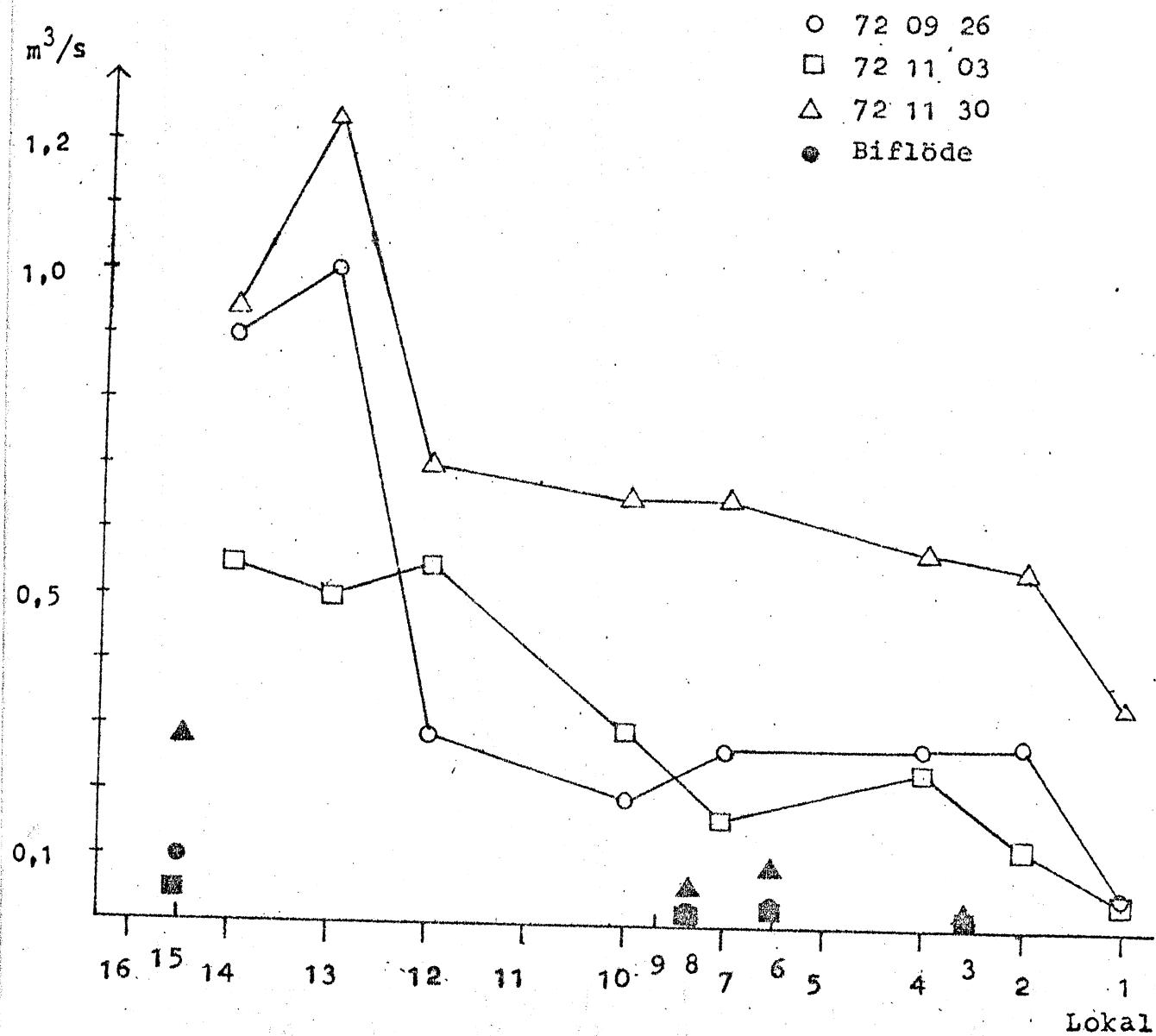


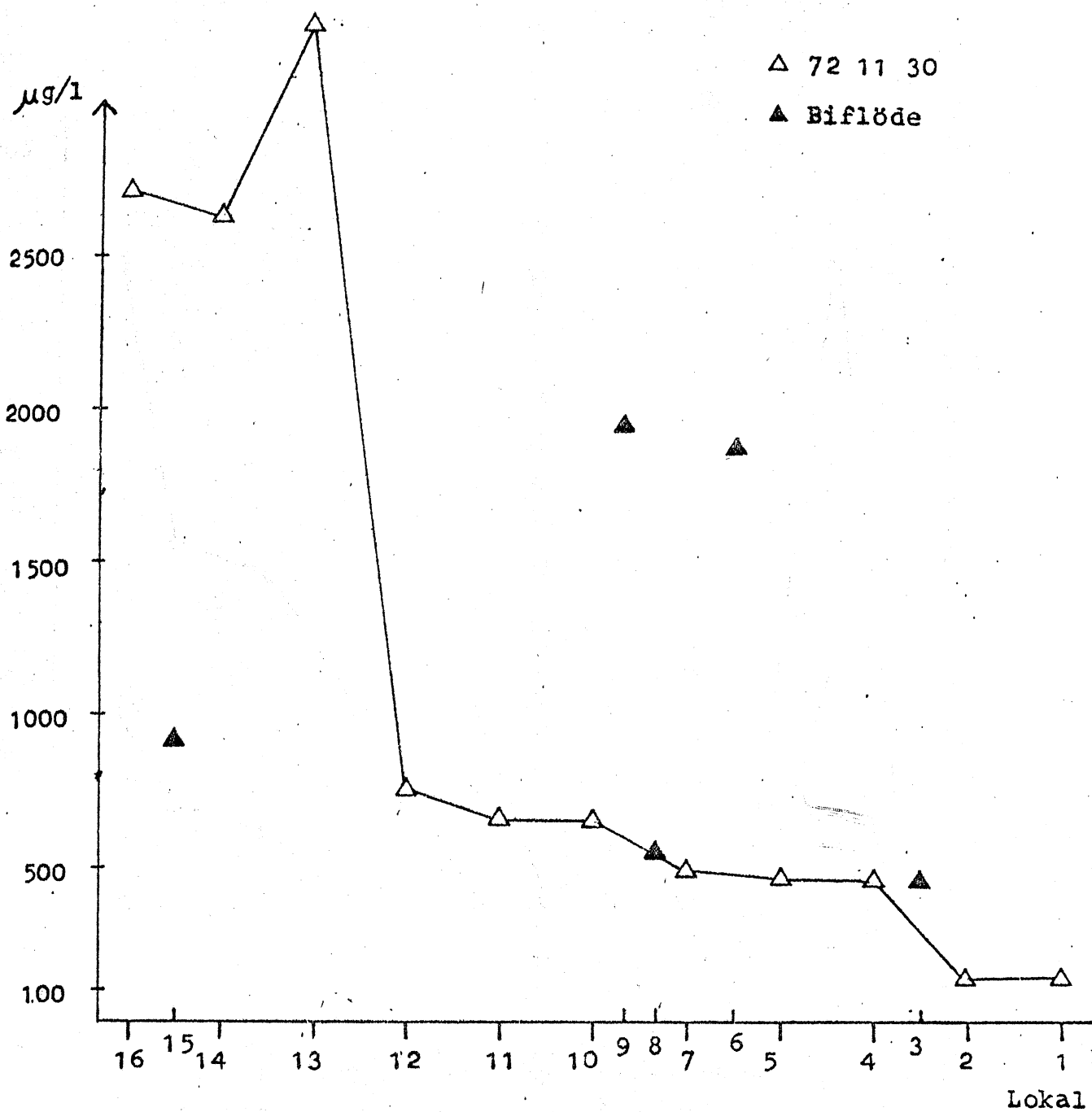
Fig. 9 Vattnets halt av PO_4^{3-} .

Fig. 10 Sedimentens innehåll av tungmetaller.

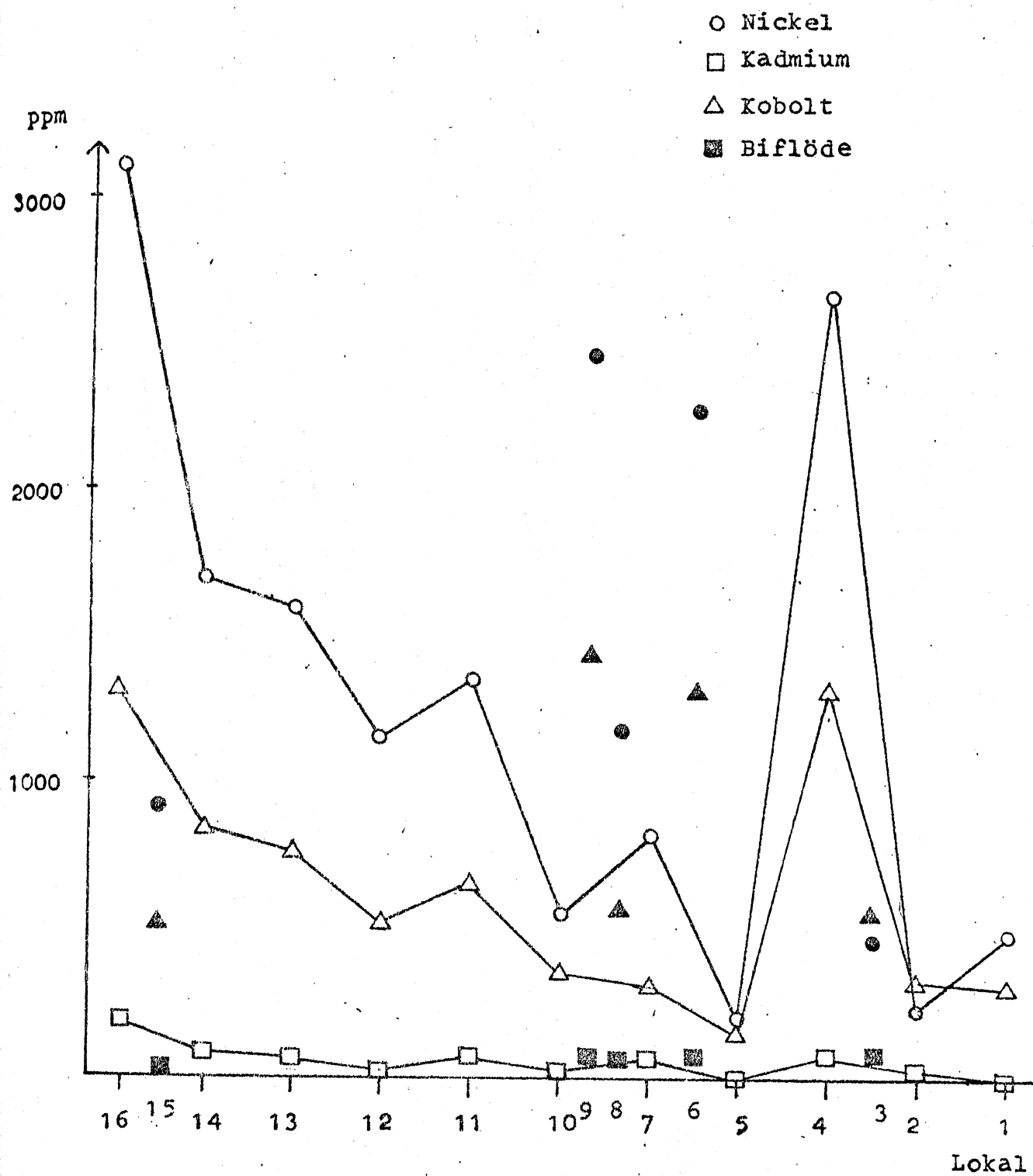
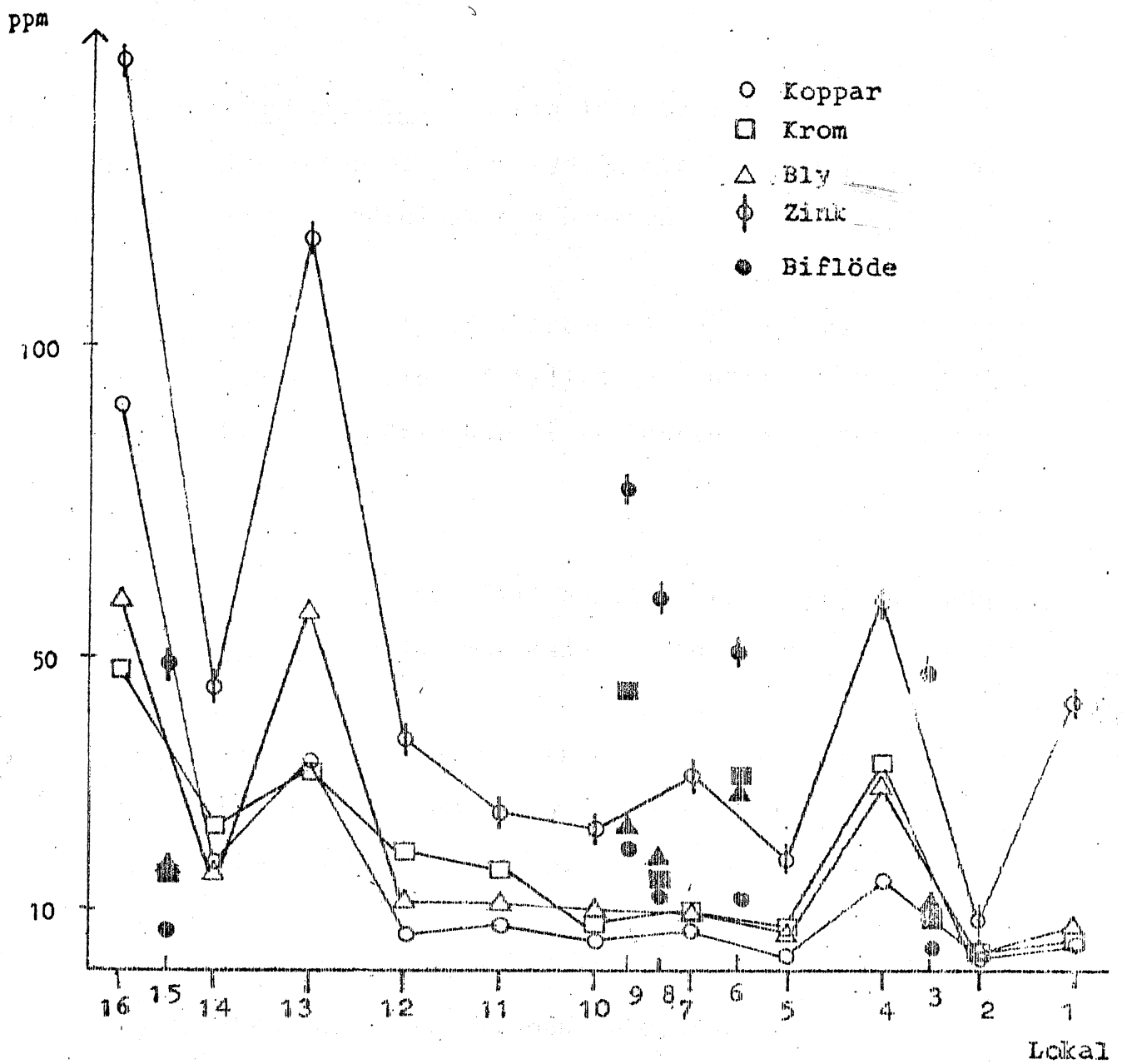


Fig. 11 Sedimentens innehåll av tungmetaller.



Glossosiphonia complanata. Arten fanns i ungefär hälften av lokalerna och var jämt spridd över hela åns lopp.

Helobdella stagnalis. (Fig 13). Denna igel förekom sporadiskt och i lågt antal i åns övre lopp, men fanns i avsevärda mängder i de nedströms Knästorp liggande lokalerna. Värdena i Lomma var mycket låga, liksom i samtliga biflöden utom Önnerup, där de var extremt höga.

Herpobdella octoculata. (Fig 14). Denna art förekom på de flesta av lokalerna och hade tydliga toppar vid Esarp, Kyrkheddinge, Källby, Värpinge och Önnerup.

Asellus aquaticus. (Fig 15). Arten visade en tydlig ökning utefter åns lopp, och vid ett tillfälle erhöles 4000 individ/m² vid Lomma k:a. Att märka här är att motsvarande höga värde inte uppstod i biomassan.

Gammarus pulex. (Fig 16). Till skillnad från Asellus aquaticus uppvisade Gammarus pulex maximala värden i övre delen av ån.

Ephemeroptera och Coleoptera. (Fig 17 och 18). Dessa insektsordningar förekom här med flera arter och var nästan helt begränsade till åns översta delar.

Sialis lutaria. (Fig 19). Arten förekom uteslutande i lokalerna Esarp, Kyrkheddinge, Kvärlöv och Knästorp.

Trichoptera. (Fig 20). Denna insektsordning förekom i övre delen av ån och var mycket vanlig vid Häckeberga. Av de olika arterna hade Hydropsyche sp den vidaste spridningen, medan Rhyacophila

och Plectrocnemia var bundna till Genarp resp Håckeberga. Dessutom fanns några få Limnophilider och Sericostomatider på ett par lokaler.

Tipulidae och Simulidae. Grupperna förekom sporadiskt.

Chironomidae. (Fig 21). Familjen förekom genom hela ån och visade en ökning efter Knästorp. Gruppen var också talrik vid Håckeberga. I biflödena hade speciellt Raby och Björnstorp stora mängder Chironomidae.

Acroloxus lacustris. (Fig 22). Arten var endast av betydelse vid Genarp.

Sphaerium sp. (Fig 23). Arten förekom i hela ån utom i de mest förorenade lokalerna.

Övriga mollusker förekom sporadiskt. Noteras bör de sammanlagt tre exemplar av Unio pictorum, som erhöles vid Kyrkheddinge. Dessa gav lokalen en extremt hög biomassa.

4.2.2. Artsammansättningsvariation på de olika lokalerna
Arternas fördelning i procent av den totala biomassan (fig 24) visade tydliga variationer, liksom även arternas fördelning i procent av det totala individantalet (fig 25). Fig 24 och 25 hänför sig till förhållandena i den mellersta provtagningsomgången. Lokalerna kan indelas i fyra huvudgrupper (A - D) beroende på vilken/vilka arter som dominerade biomassan. Lokalgrupp A: De översta två lokalerna dominerades av Trichoptera spp. Vid Genarp var dessutom Acroloxus lacustris vanlig. Övriga arter

av betydelse i dessa två lokaler var Gammarus pulex och Sphaerium sp.

Lokalgrupp B utgjordes av Esarp, Kyrkheddinge och Kvärlöv. Dessa dominerades av Gammarus pulex och Sphaerium sp. I övrigt fanns huvudsakligen Herpobdella octoculata. *Scalis.*

Lokalgrupp C: L:a Bjällerup, S:t Lars, Källby, Värpinge och Önnerup dominerades av Tubifex. Även här utgjorde Herpobdella octoculata en avsevärd del av biomassan.

Lokalgrupp D: På lokalerna Raby, Lomma k:a och Lomma, var Chironomidae den rikligast förekommande gruppen. På de två sistnämnda lokalerna var andelen Asellus aquaticus betydande. Tubifex var den enda formen utöver Chironomidae i Raby.

Ur tabell 3.5. och figur 26 kan en minskning av antalet former från källan till mynningen utläsas. Dessutom märks ett minimum vid Genarp. Högt formantal hade biflödena Önnerup och Björnstorp, medan de övriga hade lågt antal grupper. Rabydiket hade endast 2 arter. I figur 26 har ovanför nollstreckets inritats de former som tillkommit totalt sett från översta lokalen, dvs de arter som inte fanns uppströms lokalen ifråga. Staplarna nedanför nollinjen visar det antal former, som bortfallit vid jämförelse med samtliga uppströms belägna lokaler. Detta visar dessutom att redan vid lokalerna Häckeberga och Genarp förekom nästan samtliga av de representerade formerna och nedströms S:t Lars tillkom inte någon ny form. Staplarna nedanför nollinjen visar att formantalet minskade kraftigt från Häckeberga till Lomma. Figur 26 gäller provtagningsomgång II.

4.2.3. Bottenfaunans variation vid de olika provtagningsställfällena (Fig 12 - 23).

Någon tendens till förändringar i abundans hos de olika arterna under den korta provtagnings tiden kan i allmänhet inte utläsas.

Det enda, som går att utläsa är en minskning hos Trichoptera och Ephemoptera (Figur 17 och 20).

4.2.4. Variationer i den totala individtätheten och biomassan på de olika lokalerna och vid de olika provtagningstillfällena (Figur 27).

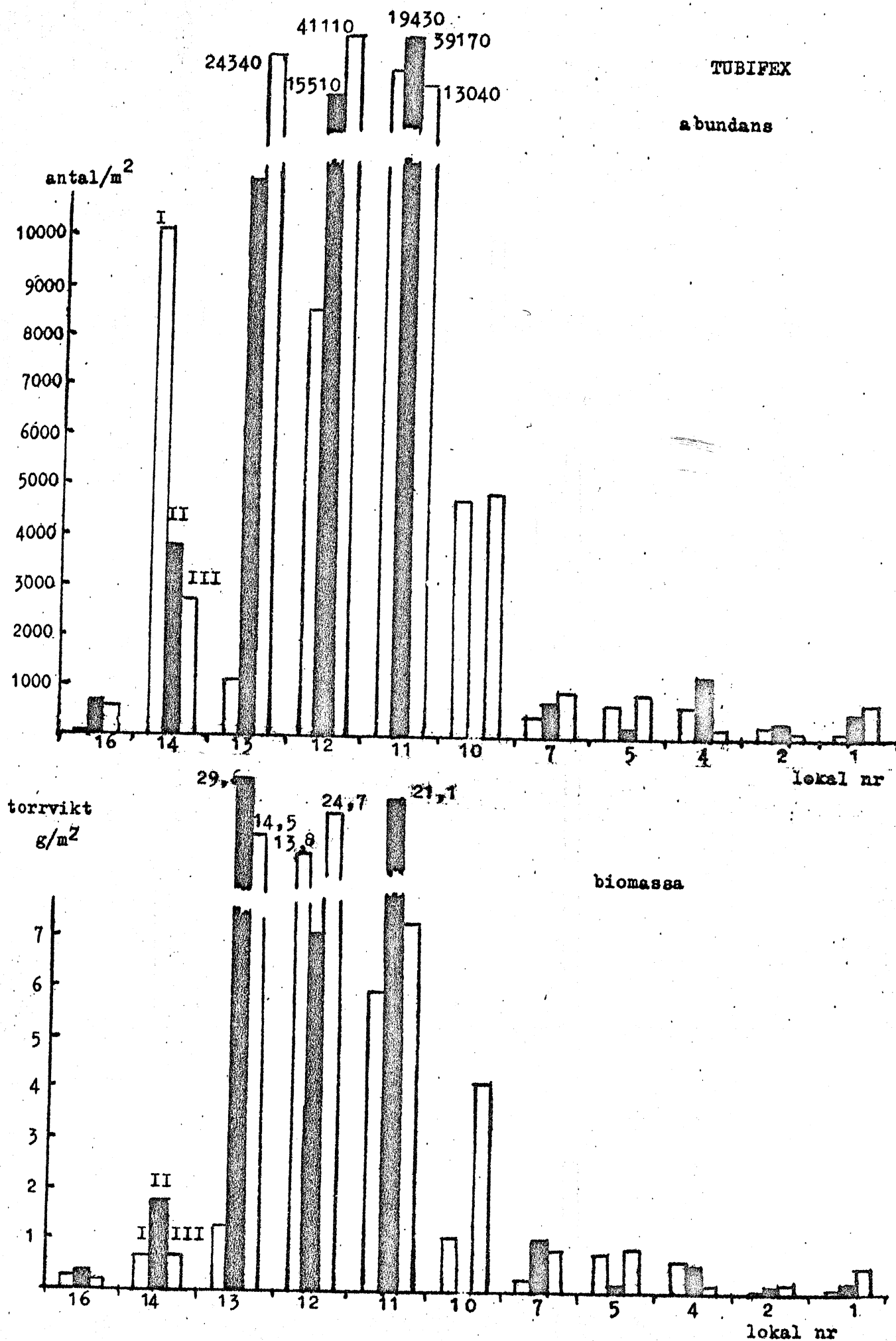
De i figur 27 summerade värdena på biomassan visar ingen regelbunden variation med avseende på tid och lokal. Individdtätheten är störst inom de s k Tubifex-lokalerna (lokalgrupp C).

4.3. Fiske (Tab 4, Fig 28).

I tabell 4 har RT_n och RT_w beräknats. I fig 28 redovisas RT_w och totala fångstvikten. Fisket i huvudfåran gav vad gäller totala fångstvikten och RT_w (se ovan 3.3.) lägst värden vid Häckeberga och Genarp i övre delen av ån. I det nedre loppet hade Värpinge och Källby ringa fiskvikt. Lomma k:a var helt utan fisk. Vid Knästorp och S:t Lars erhöles stora mängder fisk. Lokalen vid Lomma avfiskades ej. Av biflödena var det endast Önnerup och L:a Bjällerup, som visade sig innehålla någon fisk. Båda lokalerna hade låg biomassa. I ån hittades 10 arter (fig 28). Av dessa fanns gäddan (Esox lucius) i samtliga lokaler utom två. Övriga arter hade mer begränsad utbredning. Ål (Anguilla anguilla) utgjorde en stor del av biomassan där den fanns dvs vid Esarp, Kyrkheddinge och Kvärlöv. Även mörten (Leusiscus rutilus) hade där den förekom, mellan Kvärlöv och Värpinge, stor del i biomassan. Id (Leusiscus idus) förekom i Källby, S:t Lars samt Kyrkheddinge medan björkna (Abramis blicca) fångades i ett exemplar i Knästorp. I Esarp och Kyrkheddinge fanns bäcknejonöga (Lampetra planeri) och småspigg (Gasterosteus pungitius) erhöles vid Esarp och Önnerup. Utöver dessa arter fanns aborre (Perca fluviatilis) vid Häckeberga samt elritsa (Phoxinus phoxinus) vid Genarp och Kyrkheddinge. En sutare (Tinca tinca) fångades i Esarp.

Abundans och biomassa hos TUBIFEX i Høje Ås huvudfåra vid
provtagning I - III och lokal 1 - 16

Fig. 12.

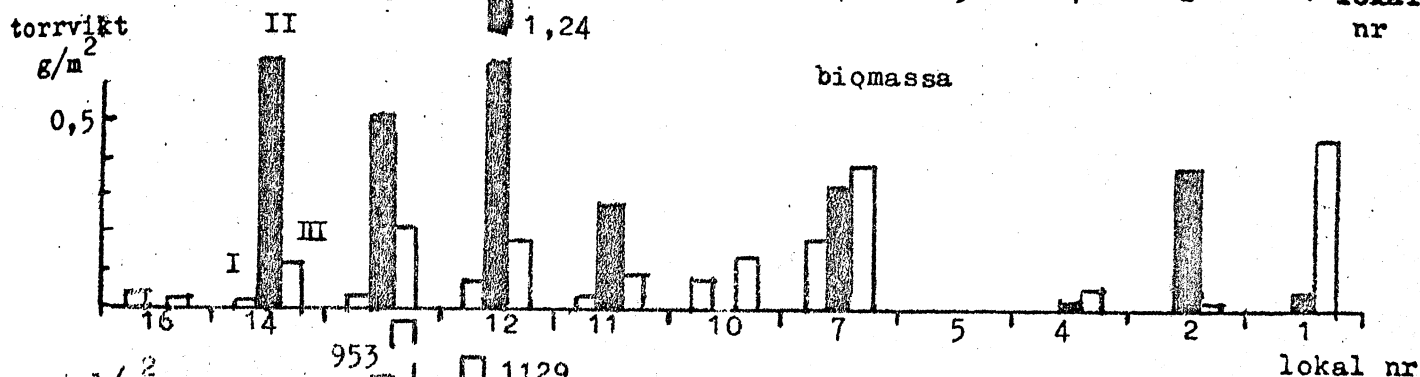
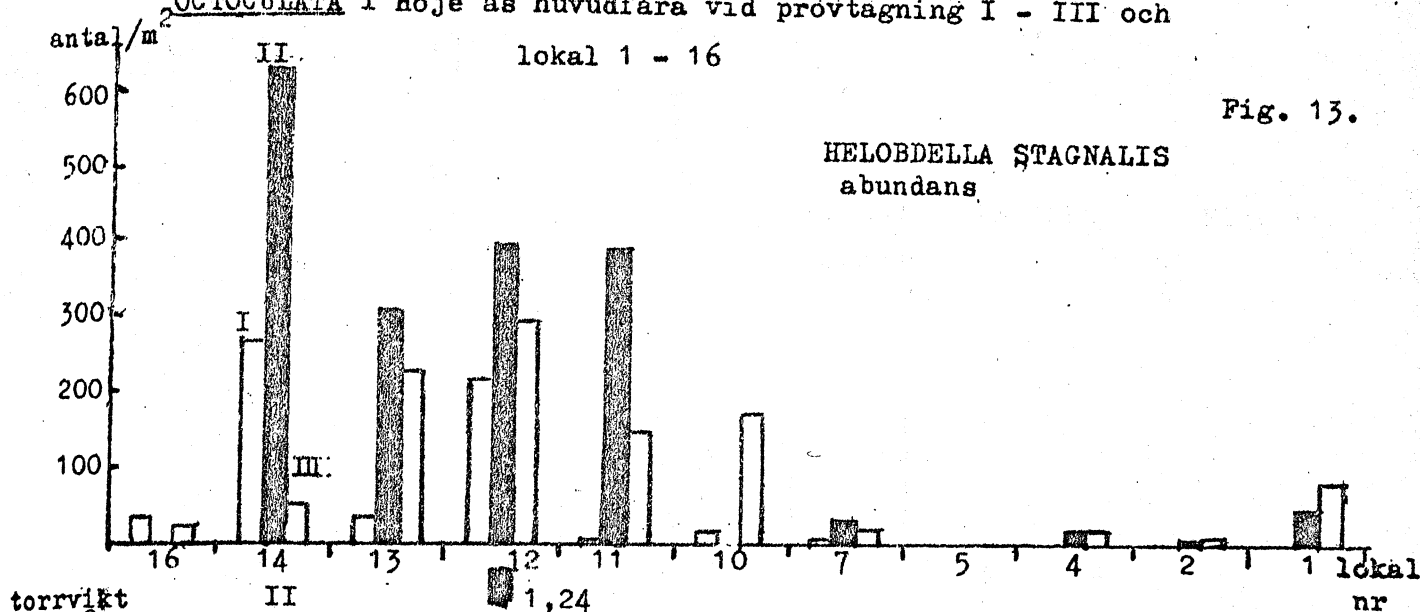


OCTOCULATA i Høje Ås huvudfåra vid provtagning I - III och

lokal 1 - 16

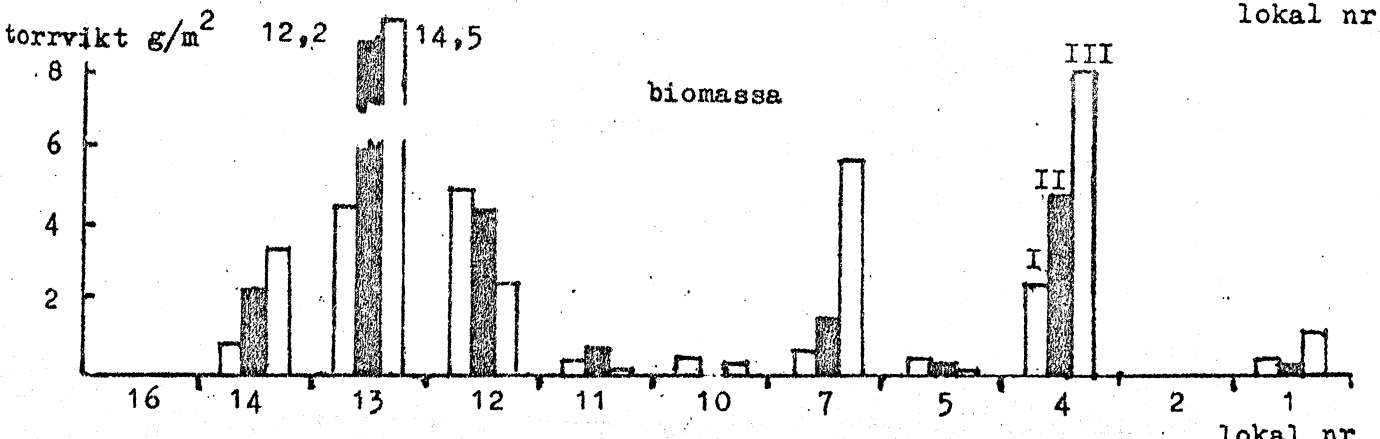
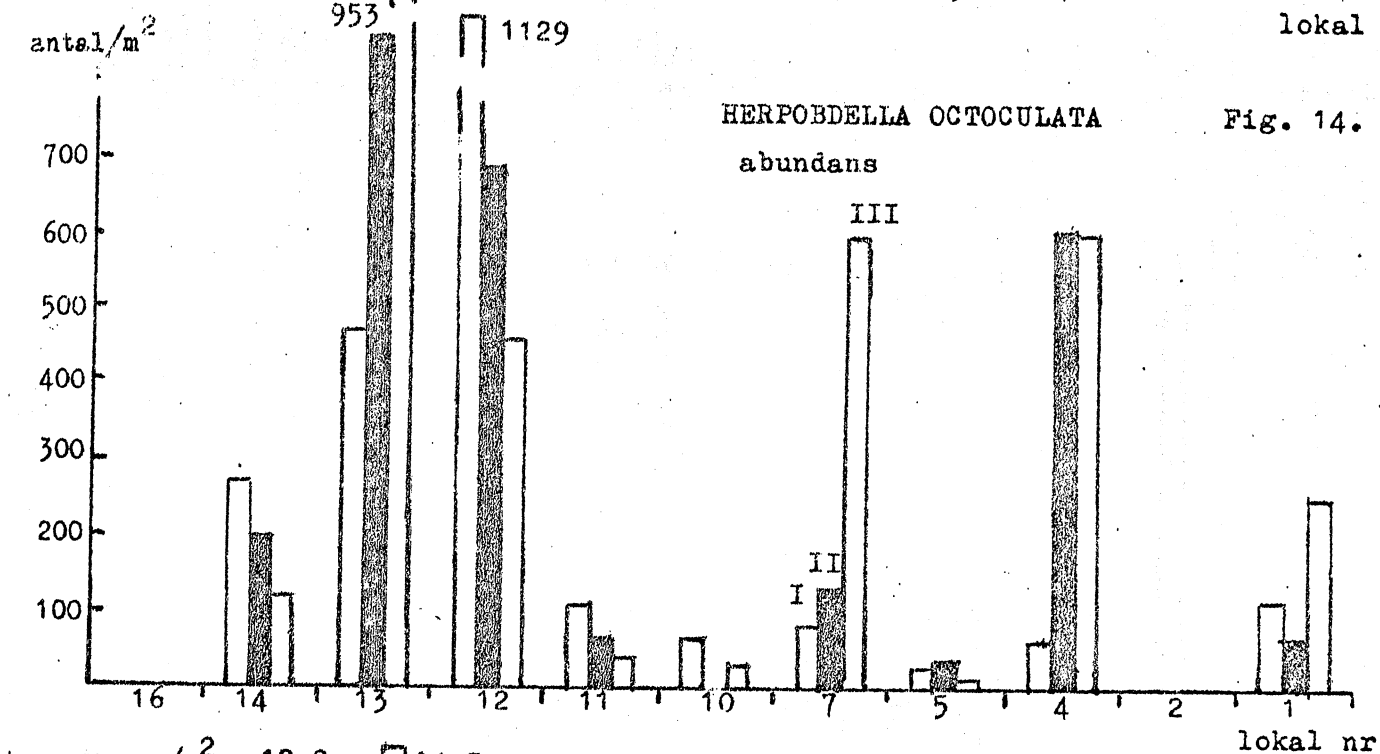
Fig. 13.

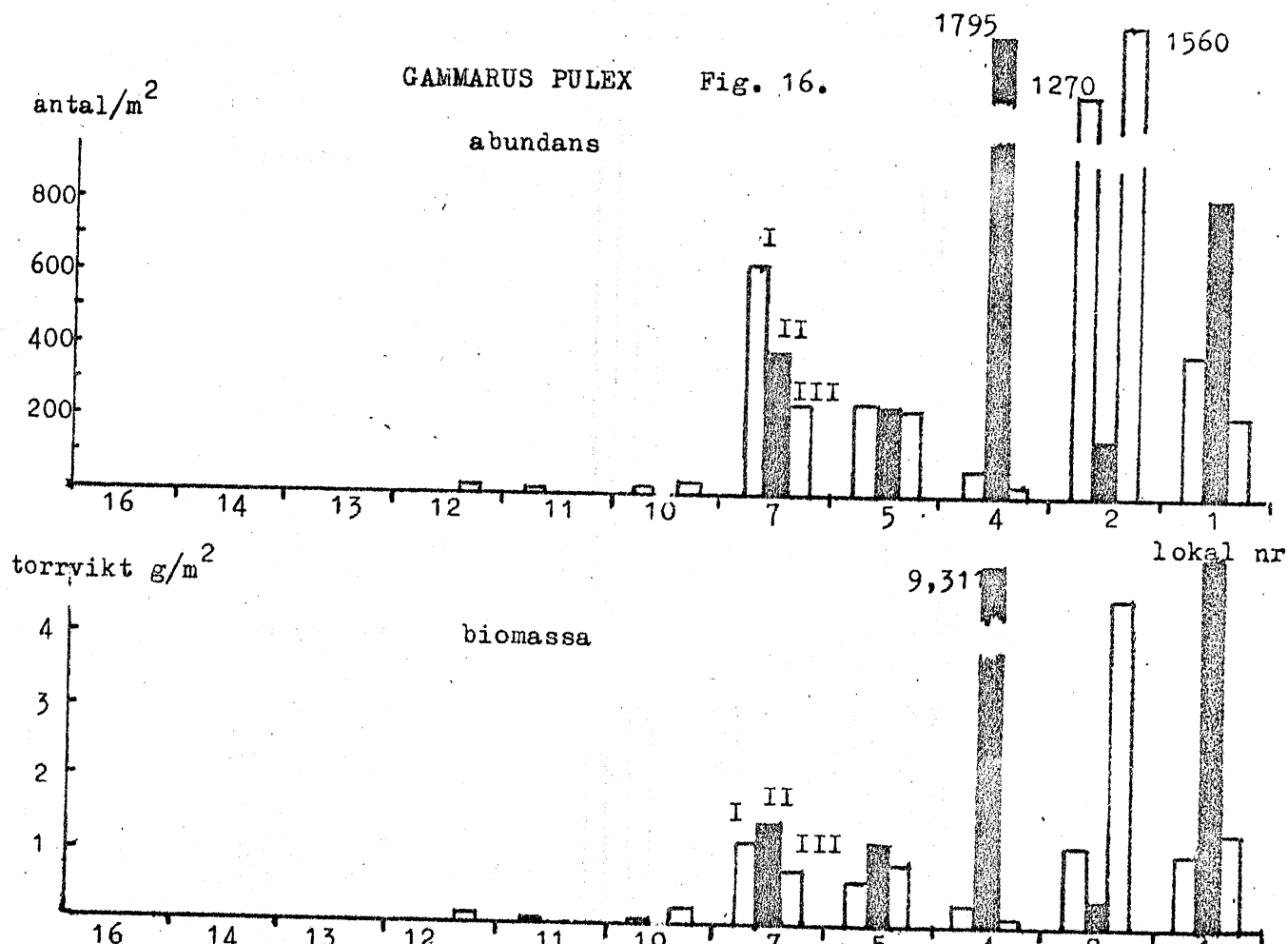
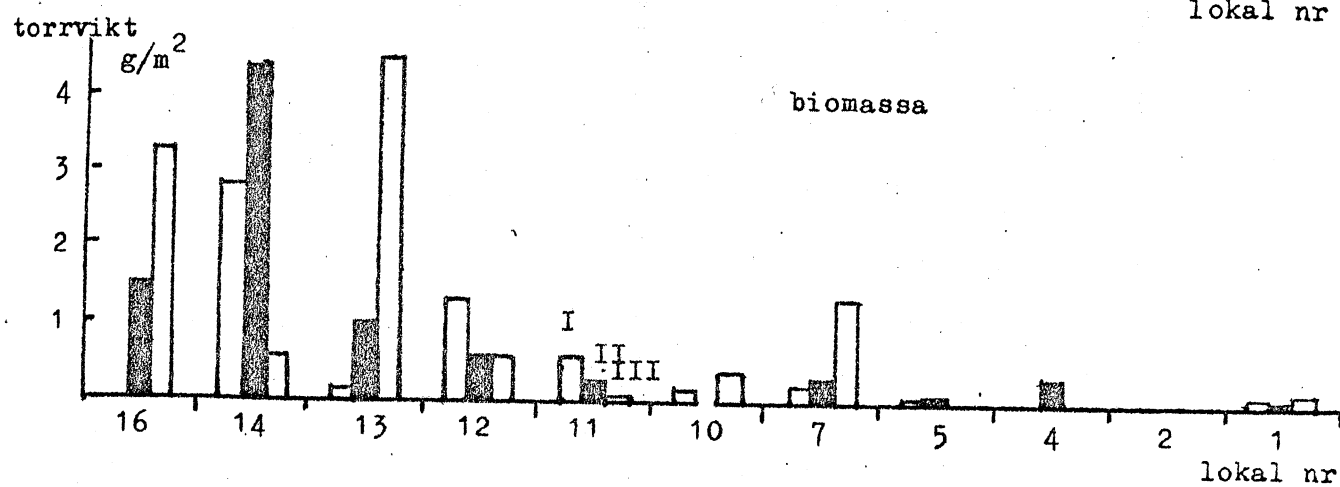
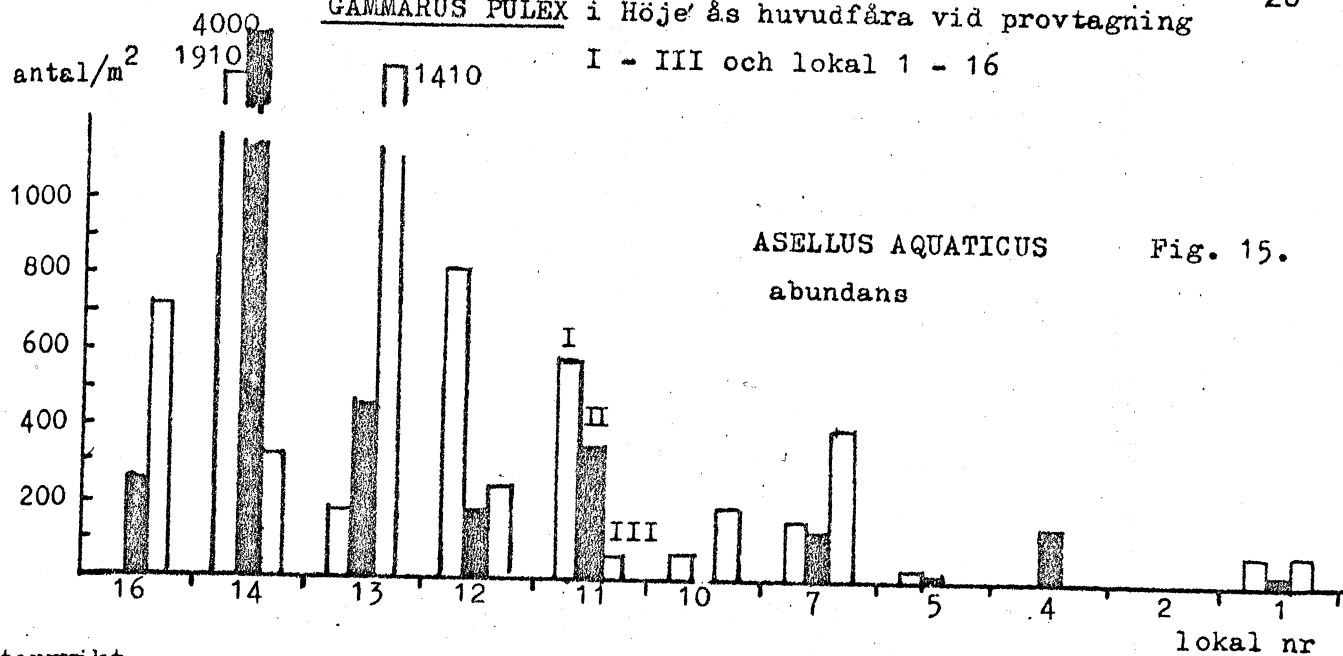
HELOBDELLA STAGNALIS
abundans



HERPOBDELLA OCTOCULATA
abundans

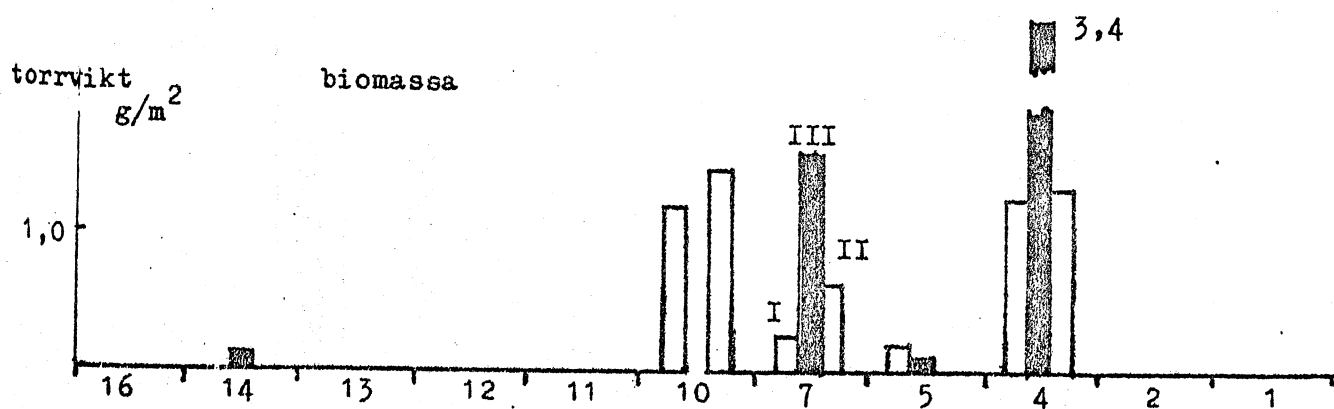
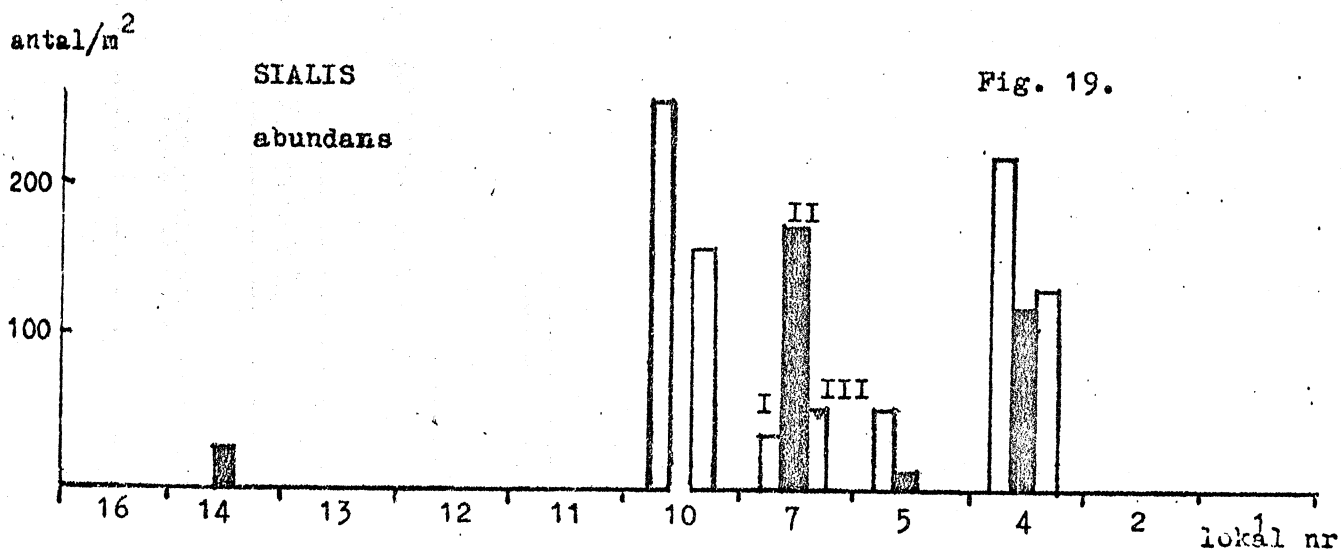
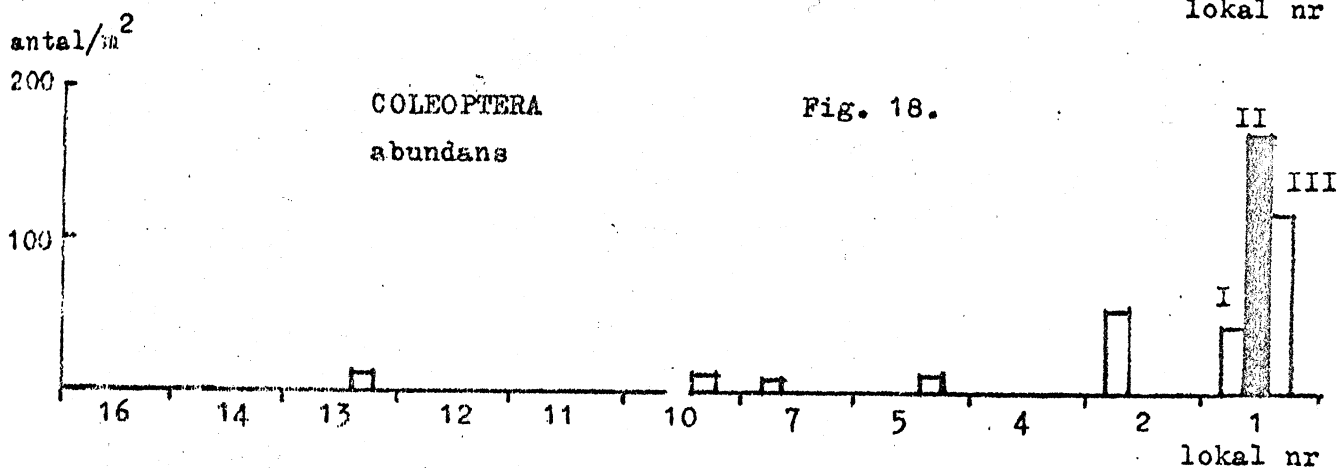
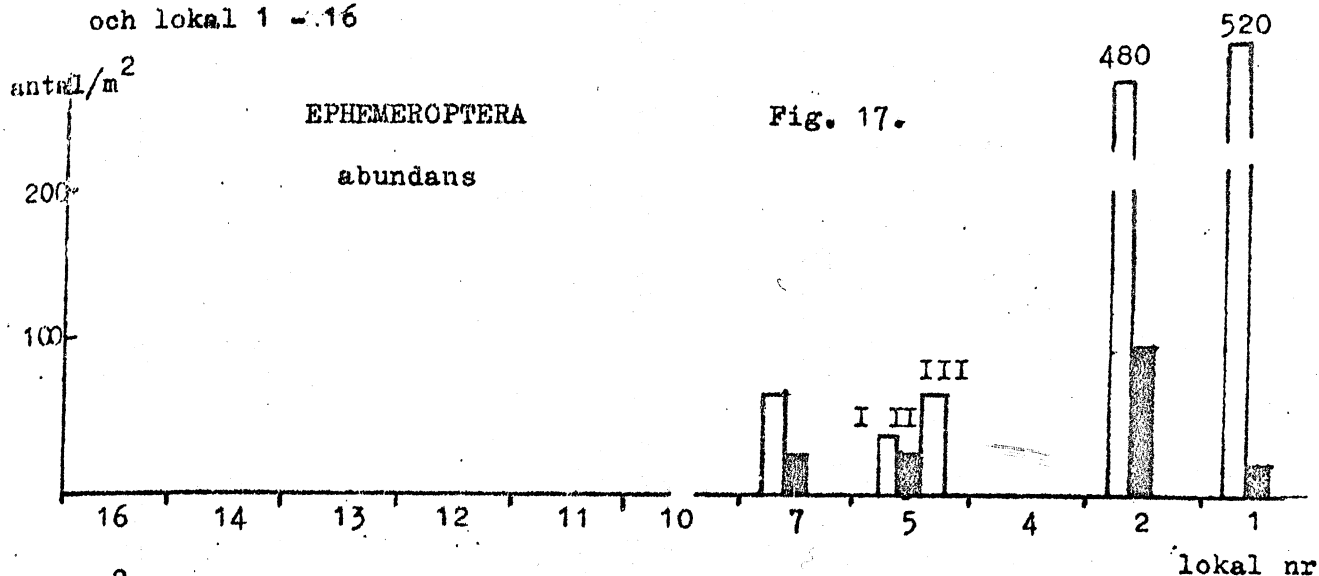
Fig. 14.



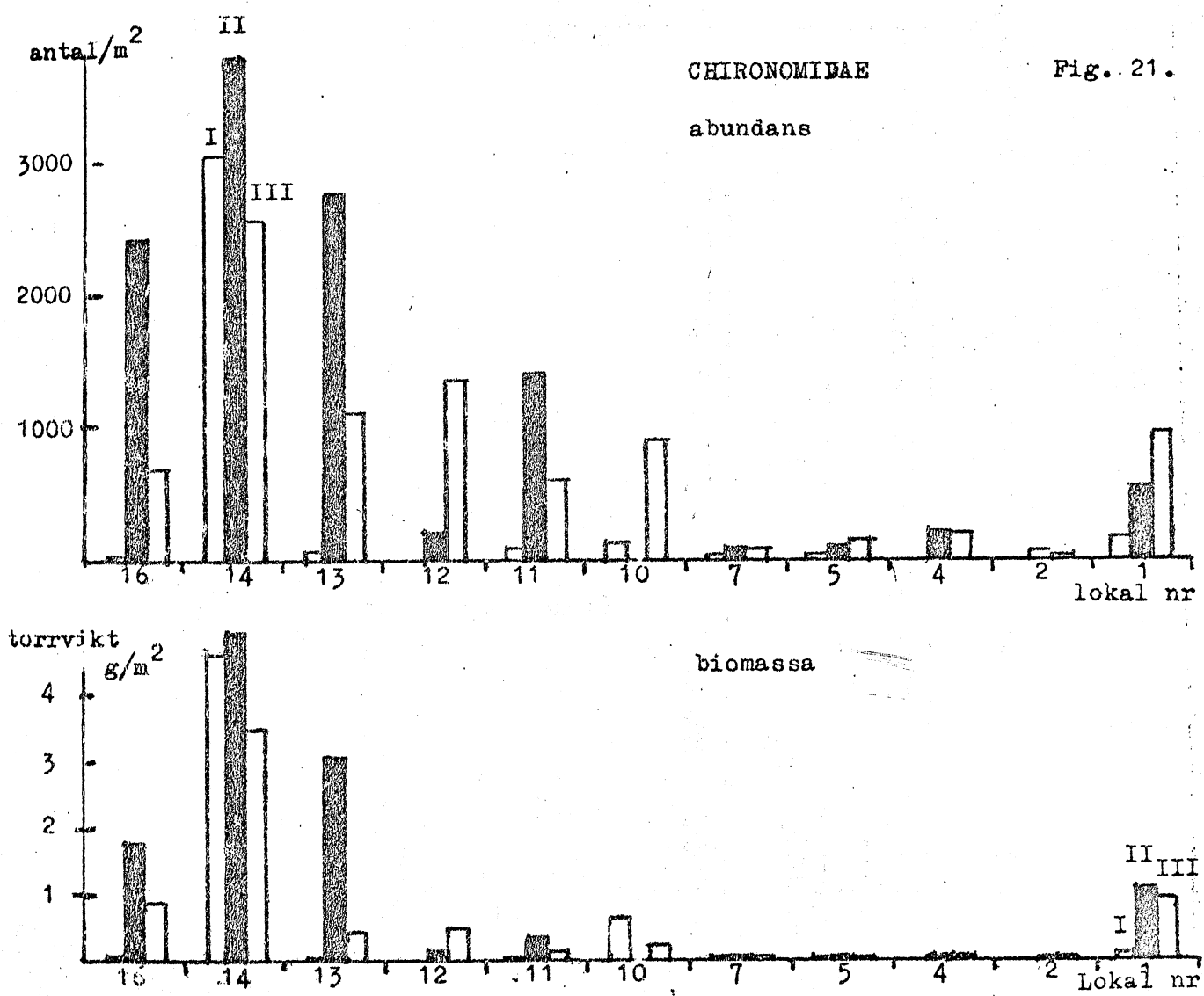
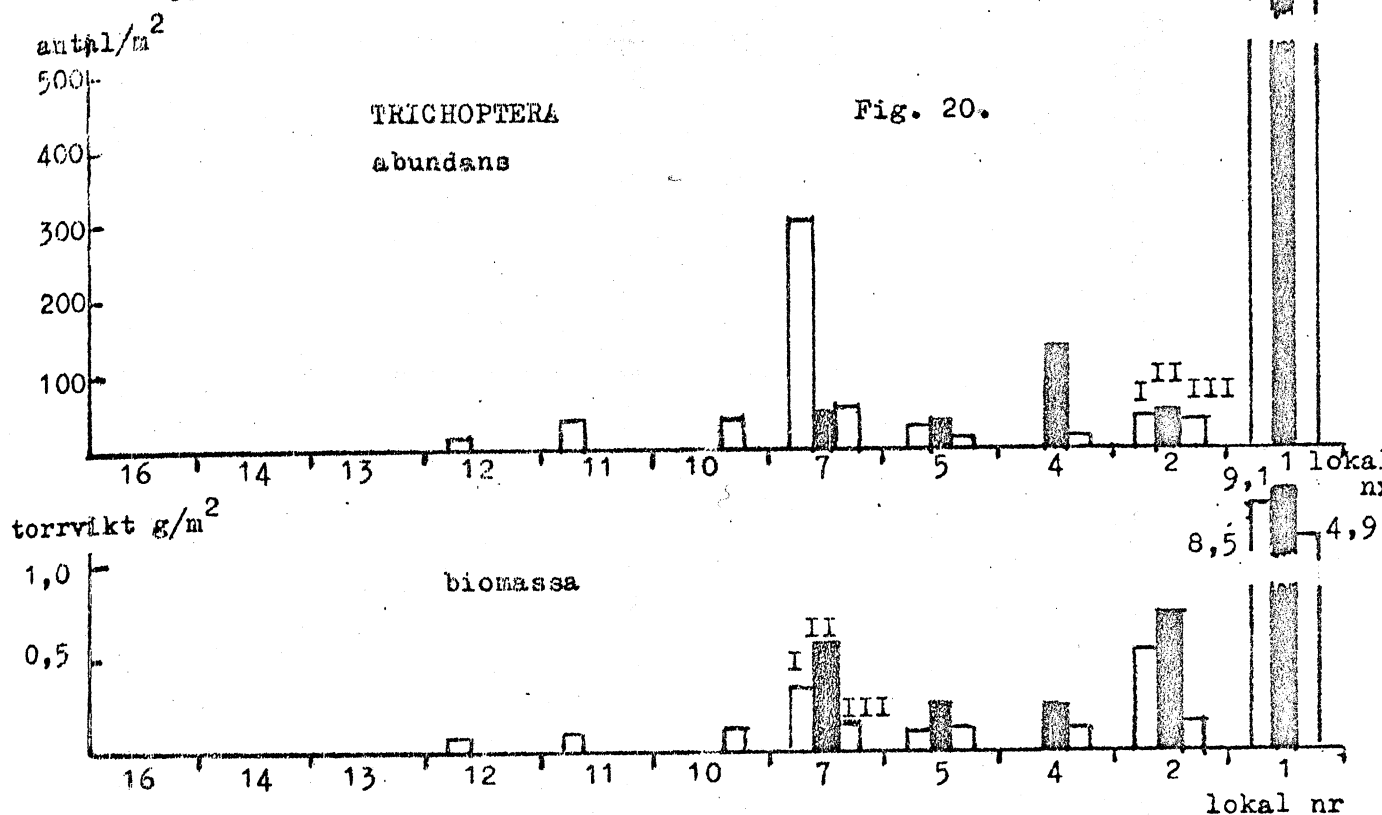


Abundans hos EPHEMEROPTERA och COLEOPTERA och abundans och
biomassa hos SIALIS i Hölje ås huvudfåra vid provtagning I - III
och lokal 1 - 16

29



Abundans och biomassa hos TRICHOPTERA och CHIRONOMIDAE i Høje ås huvudfåra vid provtagning I - III och lokal 1 - 16



Abundans och biomassa hos ACROLOXUS LACUSTRIS och SPHAERIUM
i Høje ås huvudfåra vid provtagning I - III och lokal 1 - 16

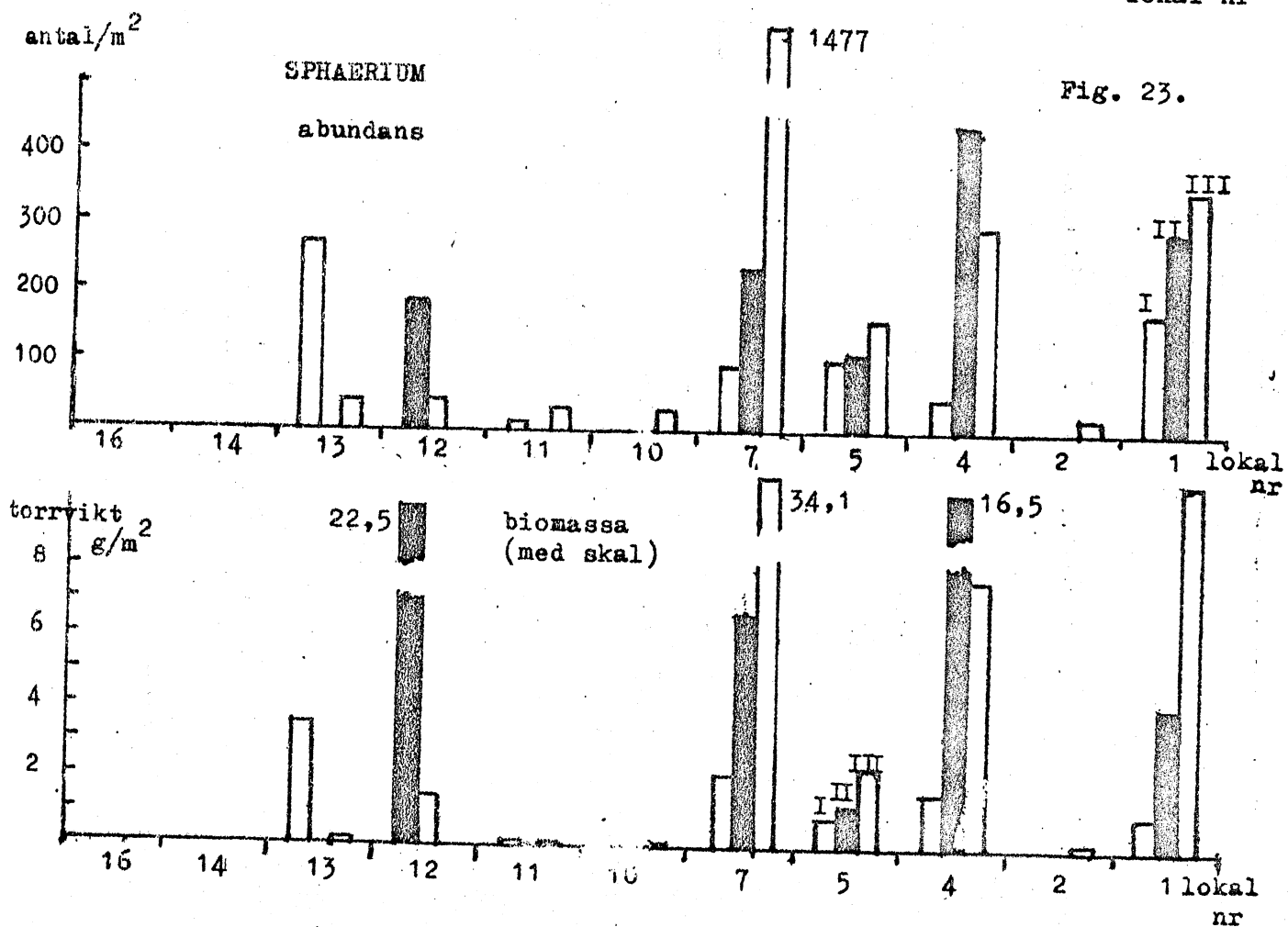
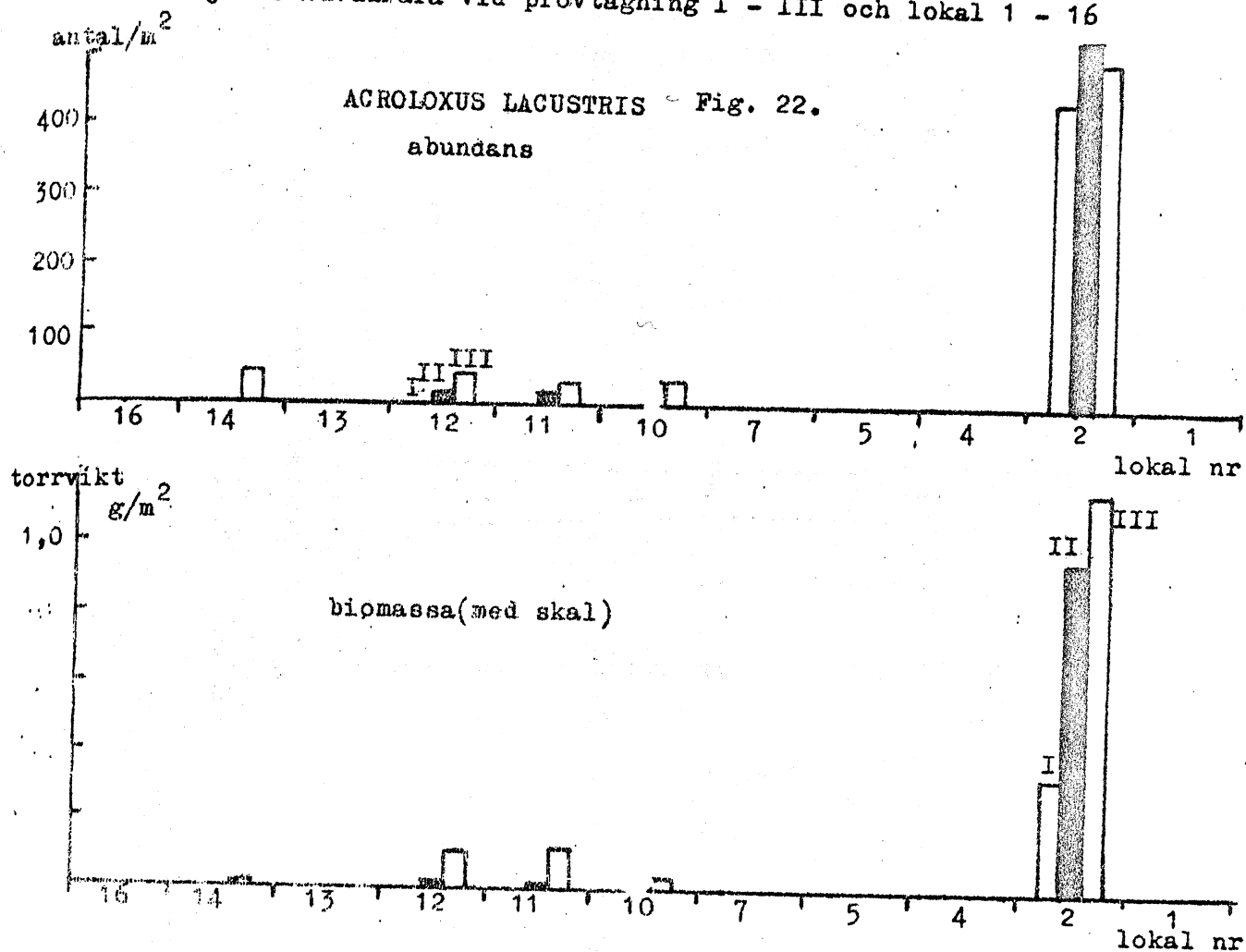


Fig. 24. Den procentuella sammansättningen av den bentiska faunans biomassa i Höje & vid provtagning II. Biflöden streckade och ej anslutna till förbindelselinjer.

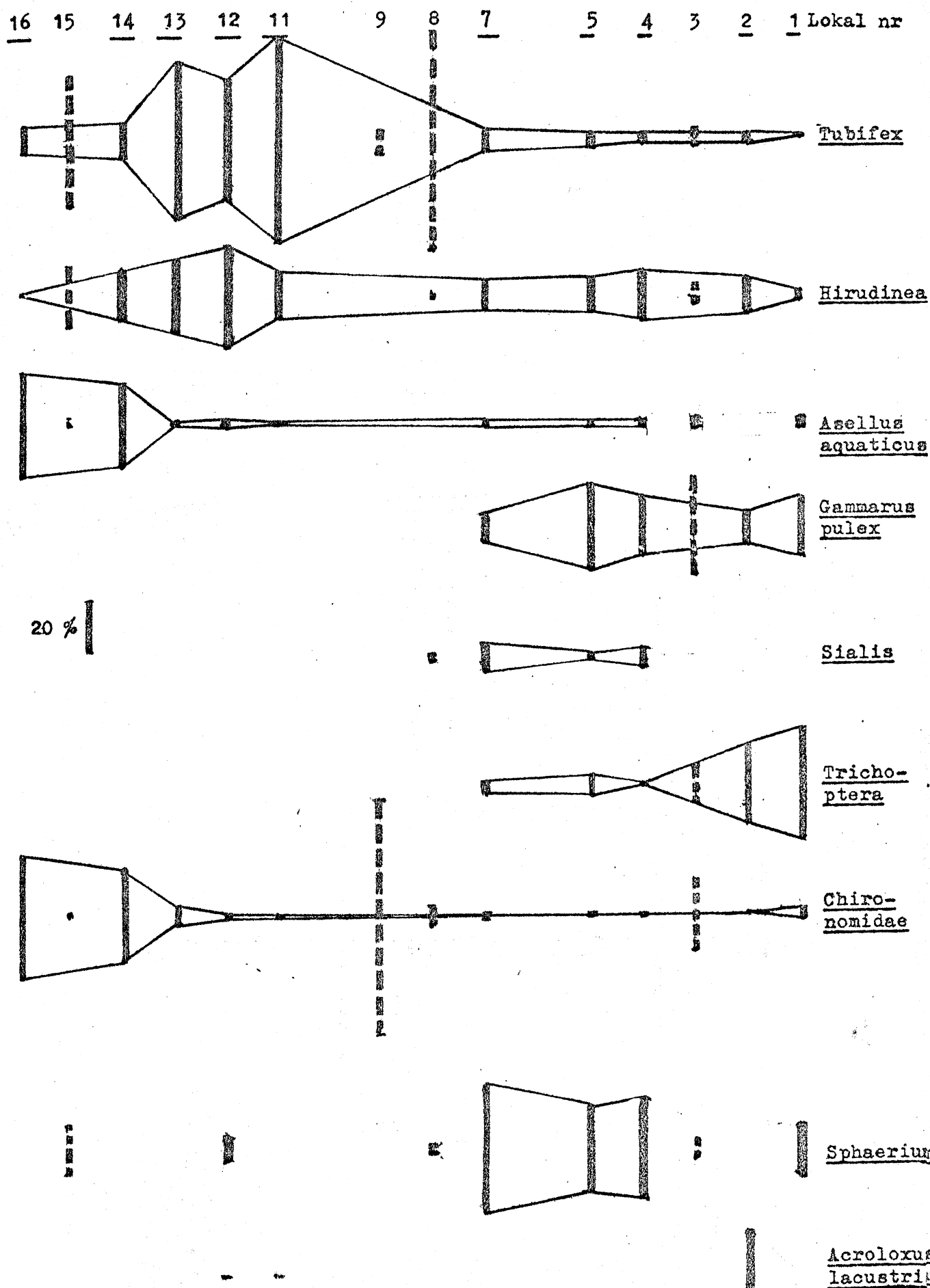


Fig. 25. Den procentuella sammansättningen av den bentiska faunans abundans i Höje å vid provtagning II. Biflöden streckade och ej anslutna till förbindelselinjer

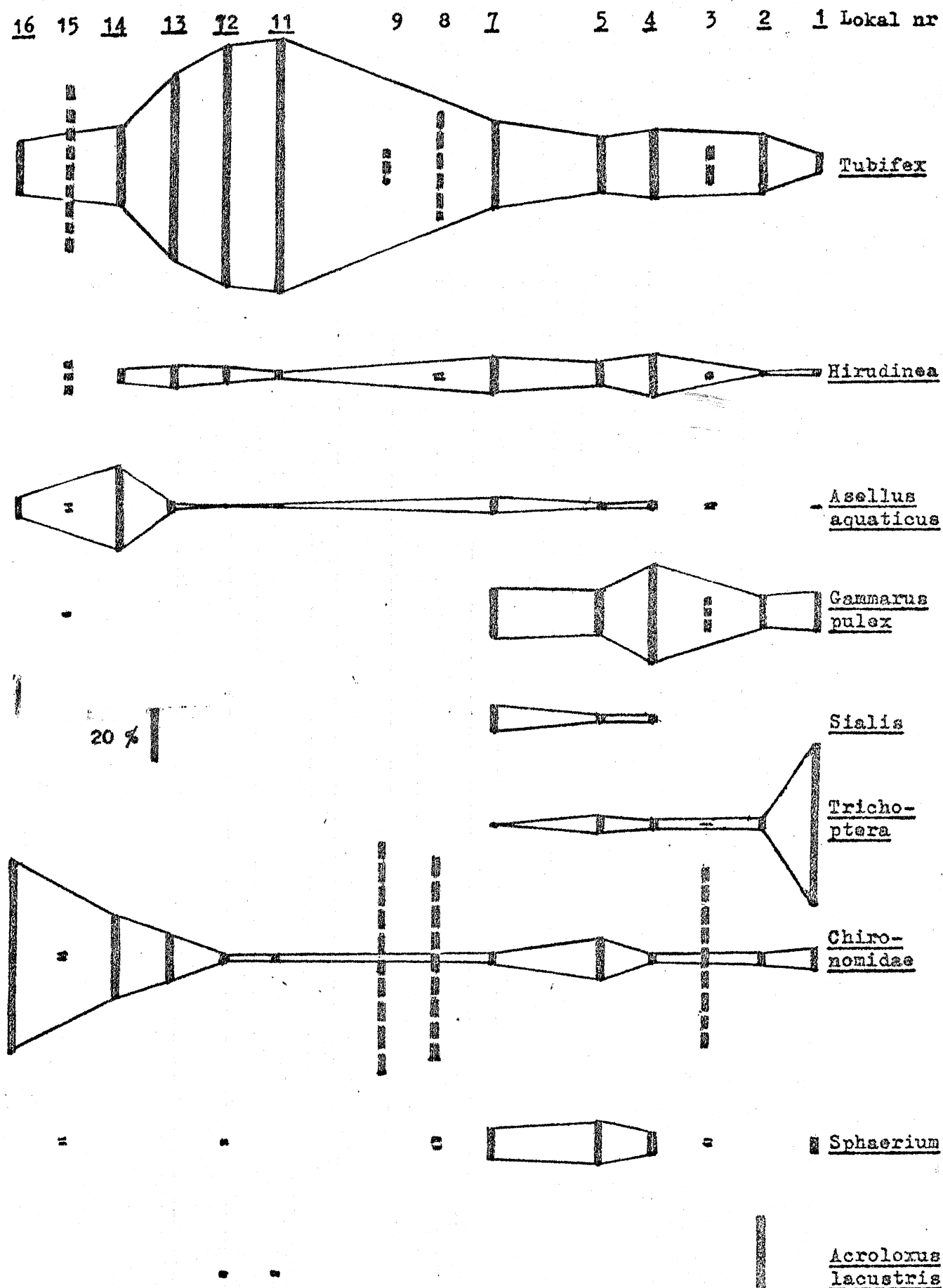


Fig. 26 Bottenfaunans variation i förhållande till de uppströms liggande lokalerna. Tillkommande arter=arten finns ej uppströms. Bortfallande arter=arten finns uppströms men ej vid lokalen i fråga.

Lokal nr.	16	14	13	12	11	7	5	4	2	1
Artantal	3	6	6	8	8	12	11	12	8	15

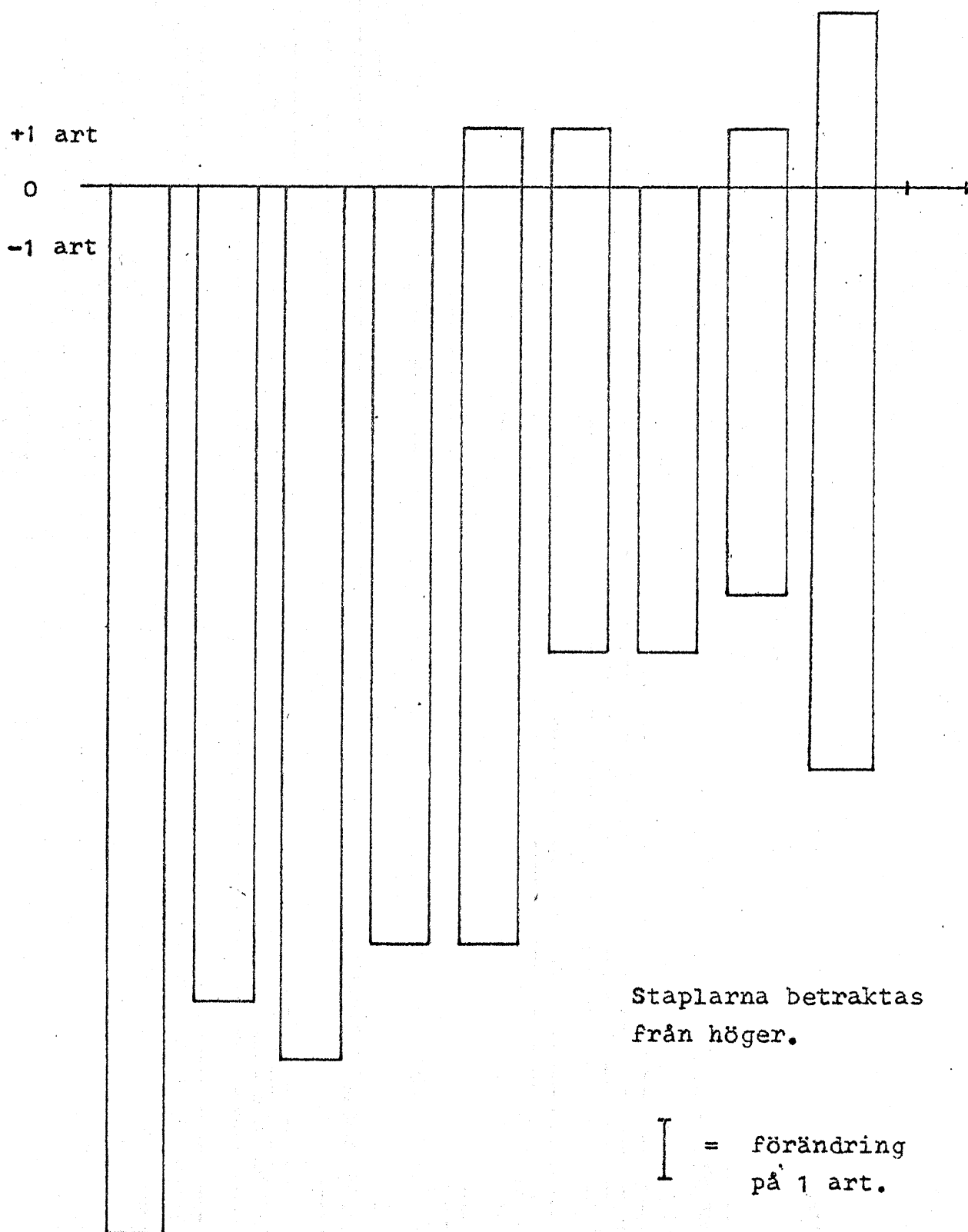


Fig. 27.

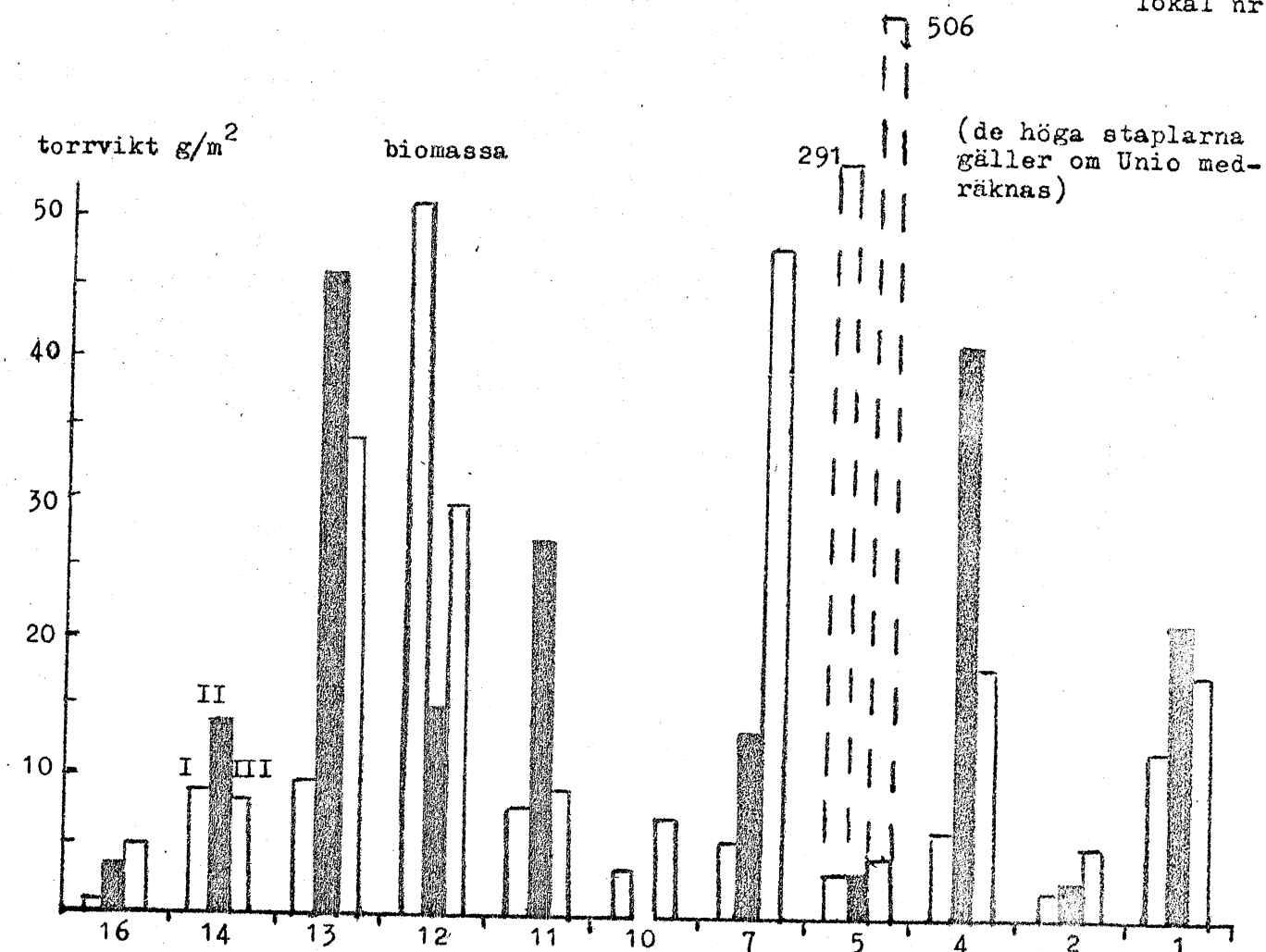
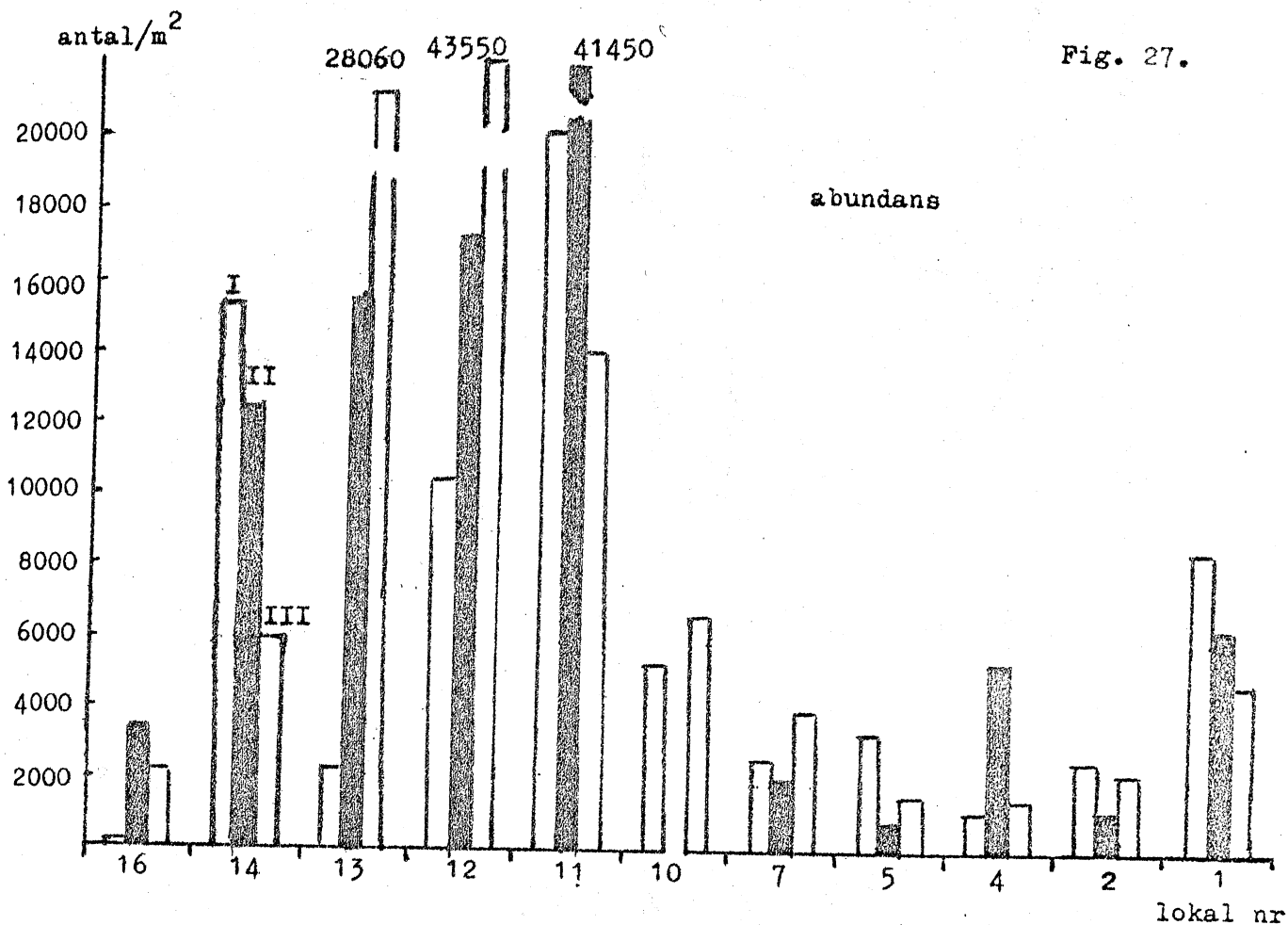
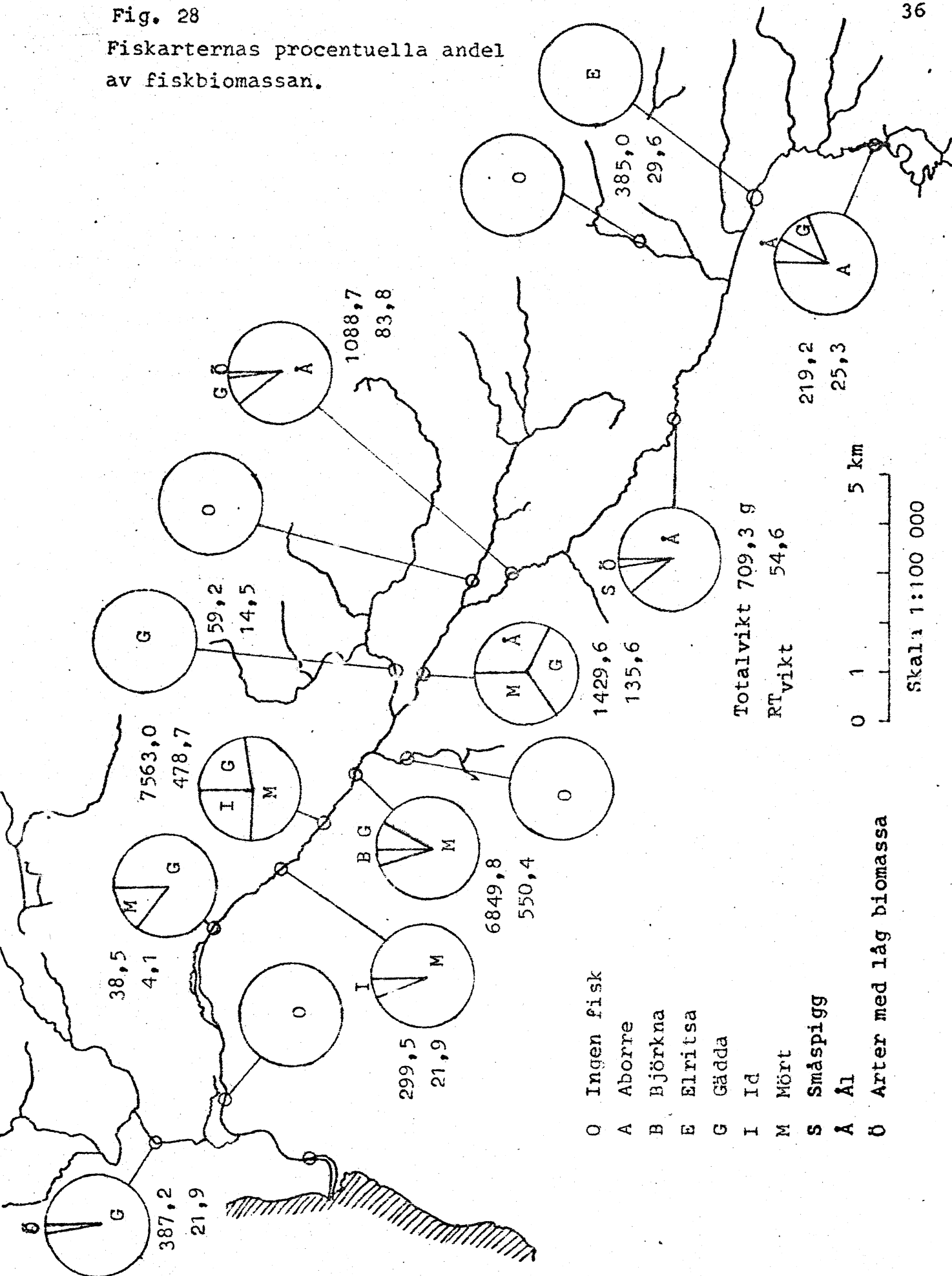


Fig. 28

Fiskarternas procentuella andel
av fiskbiomassan.



5. Diskussion

5.1. Urval av lokaler

Vid val av provtagningslokaler bör man sträva efter att lägga dessa på punkter, som är representativa för en längre sträcka av ån. Så har också i allmänhet skett, men lokalen vid Genarp är troligen atypisk för denna del av åns lopp. Analyserna har här tagits där strömningshastigheten har varit högre än i omkringliggande delar av ån. Detta har t ex gett låg halt av organiskt material och en "strömningsfauna". Lokalerna i huvudfåran skulle kanske ha utplacerats omedelbart uppströms och nedströms biflöden och avloppsvattensutsläpp, för att ge en tydligare bild av föroreningarnas påverkan.

5.2. Metodik

5.2.1. Kemisk-fysikaliska metoder

Av de metoder, som använts vid bestämning av kemisk-fysikaliska data, är de flesta väl utarbetade och behöver icke vidare diskuteras. Bestämningen av det biokemiska syrgasbehovet (BS_7) är dock diskutabel. BS_7 anses vara ett relativt mått på ett vattens innehåll av syrekrävande substans. Härvid medräknas dock ej den syretäring som kommer till stånd som sekundär effekt av tillförda närsalter (SOU 1967:43). Vid flera av lokalerna räckte den ursprungliga O_2 -halten inte till för den kraftiga syreförbrukning, som här ägde rum. Provvattnet späddes därför. Enligt IVL 1968 skall spädvattnet utgöras av syresatt näringslösning med kända

koncentrationer av vissa närsalter. Detta görs för att skaffa goda näringsförhållanden för de mikroorganismer, som ombesörjer nedbrytningen av det organiska materialet. I dessa undersökningar har dock destillerat vatten använts.

Vattenfärg. Den platinabaserade vattenfärgskalan är en orange-färgskala och är troligen ursprungligen avsedd för myrvatten och är ganska inadvekat i Höje ås grågrumliga vatten (Ruttner 1962). Mer relevanta värden hade erhållits om vattnets grumlighet (JTU) hade mätts.

5.2.2. Bottenfauna - metoder

Vid upptagningen av bottenfaunan vid första provtagningstillfället användes en kloaxskopa. Denna visade sig dock ge alltför osäkra resultat. Speciellt gällde detta vid lokaler där botten inte kunde ses och där denna var mycket lös. Här kunde lätt de översta delarna av provet spolas bort, då kloaxskopan saknar lock.

Vid de övriga provtagningarna användes därför en Ekmanhuggare, som är försedd med lock för att förhindra bortspolning av provets ytlager. Ekmanhuggaren tar, till skillnad från kloaxskopan, upp ett prov med lodräta sidor. Speciellt markant är skillnaden i indvidental mellan provtagning I och II vid Lomma, och denna skillnad får till största delen tillskrivas den effektivare Ekmanhuggaren. Detta gäller troligen också den allmänna ökning av abundans och biomassa mellan provtagning I och II. Den mest fulländade metoden - där botten och vattendjupet är lämpliga - är att borra ned ett plaströr (Macan 1958) till 40 cm djup och sedan gräva upp det. Många organismer lever ned till detta djup (Coleman & Hynes 1970).

Det upptagna antalet prover, 2 - 4, kan inte anses tillfredsställande för att ge en rättvisande bild av bottenfaunans sammansättning.

Då utplockningen av djuren var mycket tidsödande, gjordes försök att driva ut djuren ur bottenmaterialet med formalin, sprit, torkning (jfr Tullgrensträtt) och elektricitet. Vi använde oss i det senare fallet av växelström, likström och hackad likström, på ca 7 Hz, som leddes till ett dissektionsbäcken med aluminiumfolie som elektroder. Spänningen varierades från 10 - 150 V (Schwoerbel 1966, Dittmar 1951). Ingen av metoderna visade sig vara användbar, utan djuren fick plockas ut för hand.

5.3. Resultat

5.3.1. Kemisk-fysikaliska resultat

De variationer, som förekommer i Höje å är till stor del bundna till de avloppsvattenutsläpp, som sker i ån. Ån skulle utan mänsklig påverkan vara eutrof då den dels rinner upp i eutrofa sjöar och dels flyter över den näringsrika lerslätten (bl a lågbaltisk morän). Det mänskliga inflytandet är lätt påvisbart i flertalet av de faktorer, som undersökts. Tydligast framgår denna påverkan på PO_4^{3-} (fosfatfosfor), som visar höga värden i samband med utsläppen (Figur 9). Den minskning, som sker nedströms Värpinge beror på fosfatfosfors snabba omsättning i vattnet (Kormondy 1969). Att de höga värdena i biflödena inte får större effekt i huvudfåran beror på de förras ringa vattenföring (stor utspädning då de blandas med huvudfåran).

Variationen av initialsyre (Figur 4) har ej samma tydliga förlopp, men visar dock en kraftig nedgång i samband med en större koncentration av avloppsvatten. Nedgången av initialsyret beror på den stora mängd organiskt material, som bryts ned. Detta återspeglas även i BS-värdena (Figur 5). Kombinationen av högt initialsyre och hög BS-halt vid Häckeberga beror på närheten till sjön varur rikligt med organiskt material (plank-

ton mm) utspolas samtidigt som den kraftiga strömmen och turbulensen medför en god syresättning. Det extremt höga värdet på initialsyret 176 %, som erhöles vid L:a Bjällerup vid provtagning I, berodde på en uppströms belägen luftningsbassäng. Vid den sista provtagningsomgången fick initialsyrekurvan ett avvikande förlopp, vilket troligtvis berodde på den rikliga nederbörden, med åtföljande hög vattenomsättning (fig 8). BS-värdena förväntades öka under undersökningens gång. Detta beroende på att den sjunkande temperaturen medförde lägre biologisk aktivitet och således en ansamling av organiskt material. De erhållna värdena synes överensstämma med denna teori.

Någon större variation av pH i Höje å kan inte påvisas (fig 7). Ett notabelt värde var pH 11,1, som erhöles vid Bäckalid vid provtagning I, vilket hänger samman med det samtidigt höga värdet av ledningsförmågan (fig 6). Den senare variabeln visade speciellt vid det sista provtagningstillfället, i samband med nederbörd en jämn ökning från Håckeberga till Lomma. Vid de tidigare mätningarna hade kraftigare öknings i ledningsförmågan uppmätts vid avloppsvattenutsläppen.

Avloppsvatten från reningsverken innehåller avsevärda mängder organiskt material (fig 3). Detta sedimenterar delvis och nedströms utsläppen erhöles höga värden på organisk halt.

I god korrelation med den organsika halten står tungmetallförekomsten. Tungmetallerna binds vid det organiska materialet i bottensubstratet (Bengtsson och Wieslander 1972). Denna bindning sker tämligen omgående och nedströms liggande lokaler har avsevärt lägre värden.

Ur figurerna för de abiotiska faktorerna fås att biflödena i allmänhet innehåller en högre halt av föroreningar än huvudfåran (Figur 3 - 11). Biflödena Önnerup och Björnstorp verkar som utspädare, d v s har en lägre föroreningsgrad.

5.3.2. Bottenfauna resultat

Tidigare undersökningar har visat att Tubifex är en typisk smutsvattenart. (Zahner 1965). Den har p g a sitt hemoglobinhaltiga blod möjlighet att överleva under dåliga syrgasförhållanden. Arten förekom i stora mängder i de mycket förorenade lokalerna (fig 12), men i de mest förorenade lokalerna, Raby, Lomma k:a och Lomma hade biomassan minskat till låga värden. Hirudineas utbredning (fig 13 - 14) inom ån var alltför heterogen för att man skall kunna dra någon slutsats angående deras optimala livsmiljö. Utbredningsområdena för Asellus aquaticus och Gammarus pulex var nästan helt skilda (fig 15 - 16). Enligt Hynes (1966) kan inte Gammarus pulex fortplanta sig tillfredsställande i förorenat vatten. Dessutom är syrekraven troligen olika. Den förekom i överensstämmelse med detta endast uppströms Kvärlöv, medan Asellus aquaticus fanns huvudsakligen nedströms.

De i Höje å funna formerna inom ordningarna Ephemeroptera och Trichoptera är som regel beroende av och anpassade till relativt rent strömmande vatten (Hynes 1970), vilket tillför näring och syre (Illies 1961). Dessa grupper fann vi uteslutande i de övre delarna av åns lopp, där vattnet var rent och rikt på syre (fig 17 och 20). Sialis sp., den så kallade smutsvattensländan, förekom i måttligt förorenade lokaler (fig 19). Den är den tåligaste av "sländorna". Chironomidae (fig 21) förekom utefter hela ån men iaktogs i nämnvärda mängder endast i de mest förorenade lokalerna. Den låga syrgashalten vid dessa lokaler gjorde att endast ett fåtal djurformer hade möjlighet att etablera sig. Då de här funna chironomidaerna är fysiologiskt anpassade (hemoglobinbesläktat ämne) till låg syrgashalt och då näringstillgången var god kunde de utveckla stora bestånd. Av molluskerna är Acroloxus lacustris den art, som är bäst strömanpassad. Den förekom (fig 22) därför vid den mest utpräglade strömlokalen, Genarp. Sphaerium

hade en relativt bred utbredning men hade största abundans vid de måttligt förorenade lokalerna med inte alltför mjuk botten (Hynes 1966). Förekomsten av Unio pictorum vid Kyrkheddinge torde kunna förklaras genom organisk drift av larver från den uppströms belägna Esarps kvarndamm.

5.3.3. Fiskeresultat

Av de arter som erhållits är bäcknejonöga och elritsa beroende av rent vatten (Brinck 1965). Dessa erhöles också i de renare lokalerna. Gädda och mört är mycket tåliga mot förorenat vatten (Brinck 1965). Mört upptogs i stora mängder i måttligt förorenade lokaler, medan gädda erhöles i nästan samtliga lokaler där fisket gav resultat. Då id och ål är vandringsfiskar kan de erhållna resultaten inte anses visa någon preferens för rent eller smutsigt vatten. De är dock hårdiga arter (Brinck 1965). Småspigg är egentligen en mycket föroreningstålig art (Brinck 1965), men erhöles endast vid relativt rena lokaler (Esarp och Önnerup). De vid Håckeberga erhållna aborrarna kom troligtvis från den närliggande sjön.

6. Sammanfattning

Höje å rinner upp på Rommeleåsen ur sjöarna Björkesåkrasjön och Håckebergasjön i SW Skåne. Utflödet sker i Öresund i Lomma. Ån är redan vid källan eutrof, eftersom ovan nämnda sjöar är eutrofa och den rinner sedan över en näringsrik lerslätt. Ån får mottaga stora mängder avloppsvatten. Nedströms Lunds reningsverk bestod åns vatten till mellan 40 och 70 % av avloppsvatten från Lund.

Vattnets föroreningsgrad var lätt mätbar i flera fysikalisk-kemiska faktorer: ledningsförmåga, BS_7 , fosfatfosforhalt och sedimentens innehåll av tungmetaller. Dessa faktorer ökade nedströms de vid ån liggande reningsverken.

Samtliga förändringar verkar negativt på den ursprungliga renvattenfaunan, som karakteriserades av trichopterer, Gammarus pulex och ephemeropterer. Dessa slogs ut fullständigt. I stället ökade den smutsvattengynnade faunan och då speciellt Tubifex, Chironomidae och Acellus aquaticus. Tubifex uppnår mycket hög individtäthet, uppemot 40 000 ind./m², vid vissa lokaler.

Fiskfaunan visar en liknande fördelning i ån. I de övre delarna erhöles renvattenformer t ex elritsa. I de mest förorenade lokalerna fanns antingen ingen fisk alls eller hårdiga arter som gädda och mört.

7. Referenser

- | | | |
|----------------------------------|-------|---|
| Andersson, F. | 1968 | Handledning i växtekologisk fält- och laboratoriemetodik, Lund. |
| Andersson, T. | 1971 | Vattenföroreningssituationen i Höje å. Stencil. Sydsvenska ingenjörbyrå AB. |
| Bengtsson, G. and Wieslander, J. | 1972 | Heavy Metals in Freshwater Ecosystems. Stencil. Zoologiska Institutionen, Lund |
| Brinck, P. | 1965 | Skånsk vattenvärld. Skånes natur 52. Lund. |
| Brinck, P. - Andreasson, S. | 1965 | Höje å undersökningen: Zoologisk del. Stencil, Lund. |
| Cederholm, L. | 1963 | Metodologiska studier över el-fiske utförda i Kävlingeån. Svenska Lax- och Laxöringsföreningen upa. Malmö. |
| Coleman, M.J. and Hynes, H.B.N. | 1970. | The vertical distribution of the invertebrate fauna in the bed of a stream. Limnology and Oceanography Vol. 15. |
| Dittmar, H. | 1952 | Anwendungsmöglichkeiten des zerhackten Gleichstroms für ökologische Arbeiten. Arch. Hydrobiol. 45. |
| Hynes, H.B.N. | 1963 | The Biology of Polluted Waters. Liverpool. |
| Hynes, H.B.N. | 1970 | The Ecology of Running Waters. Liverpool. |
| Illies, J. | 1961 | Die Lebengemeinschaften des Bergbaches. Wittensberg. |
| IVL C3 | 1968 | Bestämning av löst syre i vatten enl. Winkler. Institutet för vatten och luftvårdsforskning. Stockholm. |
| IVL C4 | 1968 | Bestämning av biokemiskt syrebehov hos industriella avloppsvatten. Institutet för vatten och luftvårdsforskning. Stockholm. |

- | | | |
|------------------|------|---|
| Jeansson, N.R. | 1965 | Höje å undersökningen. Kulturgeogra-,
fisk del. Stencil. Lund. |
| Kormondy, E.J. | 1969 | Concepts of Ecology. Englewood Cliffs. |
| Macan, T.T. | 1958 | Methods of sampling the bottom fauna
in stony streams. Mitt. Int. Ver.
Limnol. 8. |
| Macan, T.T. | 1963 | Freshwater Ecology. London. |
| Murphy and Riley | 1962 | Anal. Chim. Acta. 27. |
| Nielsen, A. | 1969 | Dyrelivet i rindende vand og kilder.
Danmarks Nat. 5. Köbenhavn |
| Ruttner, F. | 1962 | Grundriess der Limnologie. Berlin. |
| Schwoerbel, J. | 1966 | Methoden der Hydrobiologie.
Stuttgart. |
| SOU | 1967 | Miljövårdsforskning. Statens offent-
liga utredningar 1967: 43. Lund |
| Zahner, R. | 1965 | Organismen als Indikatoren für den
Gewässerzustand. Arch. f. Hyg. u.
Baht. Band 149 Heft 3/4. |

Tabell 2.

Bottensedimentens innehåll av tungmetaller

72-10-22

	Koppar	Krom	Nickel	Bly	Zink	Kadmium	Kobolt
1. <u>Häckeberga</u>	4,28	4,84	4,90	7,67	43,61	-	3,01
2. <u>Genarp</u>	1,85	2,23	2,36	3,21	8,19	0,28	3,17
3. <u>Björnstorp</u>	3,69	8,58	4,69	10,37	47,37	0,84	5,66
4. <u>Esarp</u>	14,43	33,06	26,72	19,67	59,19	0,72	13,02
5. <u>Kyrkheddinge</u>	2,30	7,39	2,14	5,72	17,77	-	1,48
6. <u>Bäckalid</u>	10,82	31,00	22,85	18,40	50,89	0,69	13,31
7. <u>Kvärlöv</u>	6,58	9,92	8,32	9,33	31,07	0,60	3,03
8. <u>L:a Bjällerup</u>	11,99	14,64	11,93	18,28	59,30	0,62	5,70
9. <u>Raby</u>	19,65	44,07	24,71	23,68	77,79	0,77	14,44
10. <u>Knästorp</u>	4,38	7,86	5,60	9,25	23,32	0,22	3,48
11. <u>S:t Lars</u>	7,09	16,07	13,75	10,82	25,39	0,78	6,50
12. <u>Källby</u>	5,34	19,16	11,70	10,79	37,10	0,22	5,18
13. <u>Värpinge</u>	33,84	32,03	16,04	57,45	117,43	0,64	7,80
14. <u>Lomma k:a</u>	17,45	23,44	17,05	15,03	45,41	0,81	8,43
15. <u>Önnerup</u>	6,69	15,27	9,18	15,87	49,25	0,29	5,20
16. <u>Lomma</u>	90,13	48,39	31,28	59,69	146,21	1,94	13,05

Första värdet anger antalet individ/m² och det andra biomassan i g/m² (torrvikt).

			Tubifex	Glossosiphonia compl.	Helobd. stagn.	Herpobdella octoculata	Asellus aquaticus	Gammarus pulex
HÄCKE-BERGA	1	I	74 0,05	31 0,24		114 0,51	67 0,09	394 1,04
		II	500 0,20	13 0,07	53 0,06	67 0,39	20 0,004	720 5,10
		III	667 0,54	20 0,08	87 0,46	253 1,40	67 0,14	220 1,30
GENARP	2	I	203 0,03					1273 1,11
		II	260 0,14		10 0,38			150 0,31
		III	53 0,16		13 0,01			1560 4,52
BJÖRNS-TORP	3	I	508 0,40	222 0,35		28 0,66	194 0,51	574 1,45
		II	779 0,29	121 0,34			27 0,08	725 1,54
		III	470 0,43			27 0,42	13 0,07	1441 2,30
ESARP	4	I	639 0,74	9 0,06		65 2,55		65 0,29
		II	1235 0,58	215 3,32	27 0,03	605 4,94	134 0,33	1795 9,31
		III	121 0,10	27 0,06	27 0,06	591 8,25		13 0,30
KYRK-HEDDINGE	5	I	638 0,74			28 0,38	18 0,02	250 0,61
		II	134 0,18	27 0,12		40 0,32	13 0,06	242 1,15
		III	792 0,82			13 0,07		215 0,83
BÄCKALID	6	I	1545 1,34			18 0,38		
		(II)						
		III	6753 2,93			7 0,04		7 0,05
KVÄRLÖV	7	I	407 0,24	18 0,10	9 0,19	83 0,80	157 0,22	629 1,14
		II	752 1,07		40 0,32	134 1,65	134 0,27	376 1,49
		III	859 0,79	81 0,90	27 0,39	591 5,89	403 1,34	242 0,80
L:A BJÄLLERUP	8	I	574 0,79		37 0,09		18 0,06	
		II	1047 6,40		13 0,06	13 0,08		
		III	6686 3,87				537 1,49	
RABY	9	I	65 0,03					
		II	1539 0,68					
		III	1046 0,46					
KNÄSTORP	10	I	4736 1,07		18 0,08	65 0,44	74 0,13	18 0,07
		(II)						
		III	4847 4,13		175 0,14	27 0,31	188 0,41	27 0,25
S:T LARS	11	I	19430 5,94		9 0,04	111 0,30	574 0,60	9 0,03
		II	39170 21,1	27 4,11	389 0,28	67 0,74	345 0,22	
		III	13040 7,29	27 0,19	148 0,09	40 0,11	54 0,07	
KÄLLBY	12	I	8464 13,8	74 0,22	222 0,08	1129 5,01	814 1,34	
		II	15510 7,17	81 0,29	403 1,24	685 4,51	175 0,58	
		III	41110 24,7	54 0,23	295 0,18	457 2,47	235 0,58	13 0,15
VÄRPINGE	13	I	1119 1,25		37 0,04	472 4,48	176 0,19	
		II	11200 29,6		309 0,51	859 12,2	470 1,05	
		III	24340 14,5		228 0,22	953 14,5	1410 4,51	
LOMMA K:A	14	I	10100 0,69		268 0,02	259 0,72	1914 2,79	
		II	3800 1,83	13 0,02	631 0,65	197 2,15	4001 4,40	
		III	2685 0,71		54 0,12	121 3,33	322 0,60	
ÖNNERUP	15	I	19190 17,7	99 0,30	4255 0,98	752 28,1	2738 4,14	
		II	27230 18,5	129 1,62	2223 1,64	365 5,48	1053 0,85	22 0,07
		III	25190 16,3	57 0,26	1770 1,57	295 4,39	161 0,36	13 0,07
LOMMA	16	I	9 0,31		37 0,04			
		II	685 0,36				255 1,52	
		III	564 0,21		27 0,03		730 3,30	

I - III anger de olika provtagningarna, dvs senare hälften av månaderna september, oktober och november 1972.

Understruket lokalnummer anger lokal i huvudfåran.

Bottenfaunans sammansättning i Höje &.

Bilaga 3.2.

Ephemer- optera sp	Calopte- ryx virgo (Odon.)	Taenio- pteryx sp(Plec)	Halipus sp(Col)	Helmis sp(Col)	Agabus sp(Col)	Oretochilus villosa(Col)	Sialis sp(Neur)	Hydropsyche sp(Trich)
1	523 20	11				48 0,06 173 0,11 120 0,09		6264 8,17 3713 9,04 1887 4,80
2	480 95		35	3		17 0,03		7 0,06
3							18 0,63	
	67							
4							222 1,16 121 3,44 134 1,23	94 0,13
5	37 27 67		27	13			55 0,18 13 0,08	28 0,09 40 0,28 13 0,13
6								27 1,33
7	65 27			9			37 0,24 175 1,45 54 0,59	305 0,38 27 0,59 54 0,12
8							13 0,11	204 0,25
9								
10					13		259 1,10	
					13		161 1,36	40 0,15
11								
12								19 0,11
13								
					13			
14							27 0,17	
15			25					
16								

Bottenfaunans sammansättning i Höje å. Bilaga 3.3.

	Rhyaco- phila sp (Trich)	Plectro- cnemia sp (Trich)	Limne- phelidae sp(Trich)	Serico- stomatidae sp (Trich)	Tipulidae	Simul- iidae	Chironomidae	Bithynia tentaculata
<u>1</u>		529 0,36 87 0,09 67 0,14			7	7	185 0,10 560 1,08 953 0,93	8 0,56 7 0,43
<u>2</u>	45 0,64 30 0,67 13 0,13			27 0,19 27 0,13	13		60 27	
<u>3</u>			54 0,55 27 0,91		13		509 0,27 3961 0,94 13910 7,93	
<u>4</u>	40 0,09						228 201 0,08	13 2,78
<u>5</u>					27 54	9	46 107 148	
<u>6</u>							1558 0,16	
					33		180 0,08	
<u>7</u>			13 0,10		13	18	9 94 81	54 3,56
<u>8</u>					13		1452 0,89 1463 0,61 422 0,42	
<u>9</u>							9324 2,87 10120 8,03 2068 1,49	
<u>10</u>					9		102 0,65	
							900 0,27	
<u>11</u>	37 0,10						102 0,06 1423 0,38 578 0,14	9 0,23
					13			
<u>12</u>							215 0,14 1343 0,49	
<u>13</u>							74 0,03 2766 3,03 1088 0,41	
<u>14</u>							3043 4,55 3786 4,87 2590 3,49	
<u>15</u>					67 11 13		27 618	12 1,00 32 1,52 13 0,76
<u>16</u>							12 2430 1,78 712 0,90	27 2,84

Bilaga 3.4.

16

Bottenfaunans sammansättning i Höje å.

Bilaga 3.5.

		Antal prov	Antal arter (grupper)	Biomassa/m ² utan Unio	Individantal/m ²
<u>1</u>	I	2	14	12,16	8417
	II	3	15	20,81	6236
	III	3	11	17,48	4688
<u>2</u>	I	2	8	2,13	2390
	II	2	8	2,64	1162
	III	3	9	5,16	2220
<u>3</u>	I	4	10	4,56	1799
	II	4	7	4,04	5829
	III	4	9	12,21	15708
<u>4</u>	I	4	6	6,27	1046
	II	4	12	41,15	5265
	III	4	8	17,75	1410
<u>5</u>	I	4	12	291,25	3,25 3220
	II	4	11	3,34	777
	III	4	11	506,21	4,21 1530
<u>6</u>	I	4	3	1,88	3121
	(II) III	3	5	4,43	6977
<u>7</u>	I	4	14	5,42	2586
	II	4	12	13,40	1839
	III	4	11	48,48	3923
<u>8</u>	I	4	6	2,17	2331
	II	4	7	7,50	2656
	III	4	5	6,14	7765
<u>9</u>	I	2	2	2,20	9389
	II	2	2	8,71	11659
	III	2	2	1,95	3114
<u>10</u>	I	4	8	3,54	5272
	(II) III	4	12	7,20	6459
<u>11</u>	I	4	10	7,58	20299
	II	4	8	26,88	41447
	III	4	9	8,09	13954
<u>12</u>	I	4	8	51,29	10916
	II	4	8	15,31	17122
	III	4	8	28,91	43547
<u>13</u>	I	4	6	9,47	2147
	II	4	6	46,39	15617
	III	4	6	34,16	28059
<u>14</u>	I	4	7	8,95	15657
	II	4	6	13,20	12428
	III	4	5	8,25	5915
<u>15</u>	I	4	14	57,05	27482
	II	4	11	36,86	31460
	III	4	10	31,24	28160
<u>16</u>	I	4	3	1,35	58
	II	4	3	3,66	3370
	III	4	5	5,32	2060

I - III anger de olika provtagningarna, dvs senare hälften av månaderna september, oktober och november 1972.

Understruket lokalnummer anger lokal i huvudfåran.

Tabell 4.1.

Fiskf nans sammansättning i Höje l.

	Bäck- nejönöga	Gädda	Sutare	Elritsa	Mört	Id	Björkna	Al	Småspigg	Aborre	ΣRT_w
Häckeberga nr 1	antal RT_n RT_w	1 0,1 2,7						1 0,1 1,7		6 0,7 20,9	25,3
Genarp nr 2	antal RT_n RT_w			110 8,5 29,6							29,6
Björnstorp nr 3											
Esarp nr 4	antal RT_n RT_w	1 0,1 0,5	1 0,1 0,4	1 0,1 0,3				2 0,2 48,4	66 5,1 5,0		54,6
Kyrkheddinge nr 5	antal RT_n RT_w	2 0,2 0,9	6 0,5 7,5	1 0,1 <0,1		1 0,1 <0,1		14 1,1 75,3			83,8
Bäckalid nr 6											
Kvärlöv nr 7	antal RT_n RT_w	5 0,5 44,0			10 0,9 46,8			2 0,2 43,8			135,6

L:a Bjällerup
nr 8

antal	1
RT _n	0,2
RT _w	14,5

14,5

Raby
nr 9

antal	2
RT _n	0,2
RT _w	46,3

159	1
12,2	0,1
481,4	22,7

550,4

S:t Lars
nr 11

antal	2	61	12
RT _n	0,1	3,9	0,8
RT _w	108	253,2	117,5

478,7

Källby
nr 12

antal	1	2
RT _n	0,1	0,1
RT _w	1,3	20,6

21,9

Värpinge
nr 13

antal	1	2
RT _n	0,1	0,2
RT _w	3,5	0,6

4,1

Lomma k:a
nr 14

antal	2
RT _n	0,1
RT _w	21,4

5	3
0,3	0,2
0,3	0,2

21,9