

Programområde:

Kust och hav

Undersökningstyp:

**Mjukbottenfauna, trend-
och områdesövervakning**

Mål och Syfte

Detektera såväl långsiktiga som kortsiktiga årsvisa förändringar i mjukbottenfaunasamhället. I ett fullt utbyggt program kan eventuella förändringar relateras till lokala, regionala eller storskaliga miljöförändringar. Avvikande mönster från ett år till ett annat kan påvisas, vilket är av stort värde i bl a recipientkontroll.

Att tänka på

Mjukbottenfauna är lämplig som övervakningsinstrument pga dess känslighet för belastning av organiskt material, metaller och miljögifter. Det senare har visats främst för kräftdjur. Genom att följa tillståndet hos den relativt stationära mjukbottenfaunan möjliggörs en koppling till förändringar av lokala förhållanden. Genom etablering av stationsnät i flera områden kan även regionala och storskaliga förändringar följas.

Miljöövervakning med mjukbottenfauna baseras i första hand på provtagning och analys av bentisk makrofauna. I de flesta fall är detta tillräckligt för att upptäcka miljöförändringar. I områden med lågt artantal och biomassor av bentisk makrofauna, kan möjligheten att upptäcka miljöförändringar och tolkning av dessa förändringar underlättas genom att inkludera bentisk meiofauna. Detta gäller speciellt i de delar av Bottenviken där den bentiska makrofaunan är individfattig.

Meiofauna, dvs. metazoer som passerar ett 1 mm såll men fångas upp på ett 40 µm såll utgör en viktig potentiell, men hittills i hög grad outnyttjad, resurs för miljöövervakning i marin miljö (t.ex. Heip, 1980; Bett, 1988). Nya extraktionsmetoder har effektiviserat och gjort arbetet mindre tidskrävande. Det taxonomiska arbetet har underlättats genom tillgång till förhållandevis lättanvända bestämningsnycklar för fr a. nematoder (t.ex. Platt & Warwick, 1983).

För- och nackdelar med mjukbottenfauna i miljöövervakning:

| Fördelar | Nackdelar |
|---|---|
| Relativt stationära vilket är viktigt vid studier av lokala effekter (*M, m). | Stor båt med vinsch-utrustning krävs för provtagning eftersom tung och skrymmande provtagningsutrustning används (M). |
| Välkänd taxonomi, många kunniga i Sverige (M). | Kostsamt och tidskrävande sorterings- och artbestämningsarbete (M på västkusten pga stort artantal), m). |
| Kvantitativ provtagningsmetod väl utarbetad (M, m). | För arter med pelagiskt larvstadium kan populationsresponsen på lokal miljöförändring utebli eller ta lång tid pga den långa generationstiden (M). Gäller dock ej arter med lokal rekrytering t ex kräftdjur och meiofauna. |
| Stor kunskap om effekter av framförallt organisk belastning, men även metallers och klororganiska föreningars inverkan på bottenfaunan(M, (m)). | Orsakssammanhang på populationsnivå kostsamma att verifiera experimentellt pga den långa generationstiden (M). |
| Orsakssammanhang lätta att testa experimentellt vad gäller kortsiktiga effekter på individnivå (M, m). | |

* M=Makrofauna, m=meiofauna

Föreningar adsorberas till stor del på finfraktionen av suspenderat material vilket ansamlas på ackumulationsbottnar. De tidigaste effekterna på bottenfaunan får man således på dessa bottnar, som därför bör föredragas ur "early warning"-synpunkt. Man skall dock vara medveten om att dessa bottnar inte återspeglar den allmänna situationen i ett skärgårdsområde. Speciellt hög organisk belastning får man i s. k. tröskelfjordar, av vilka vi har ett flertal längs den svenska kusten. I dessa vikar är vattenutbytet nedanför tröskeldjupet mycket dåligt under stora delar av året, varför ett val av endast sådana stationer ger en mycket snedvriden bild av situationen längs kusten.

En riktlinje vid val av stationer är att variationskoefficienten för replikaten inom station skall vara så låg som möjligt. Med andra ord, de enskilda stationerna skall vara så homogena som möjligt eftersom endast ett hugg rekommenderas i framtida program. Det blir därför mycket viktigt att detta enda hugg på stationen blir av hög kvalitet. Om misstanke finns att huggaren t ex tagit snett eller om provvolymen avviker markant från tidigare provtagningar bör hugget tas om. Om nya stationer behöver tas fram används information från sjökort och ekolod i första hand. Homogena bottnar finner man lämpligast i centrum på sammanhängande bottenytter med ett och samma djup.

Strategi

Intensiva insatser på ett fåtal platser ger inte relevant information för statistisk analys av storskaliga miljöförändringar. Ett enskilt intensivområde kan inte heller fungera som referens till recipientundersökningar eftersom det visat sig att

Arbetsmaterial : 1994-08-26

mellanårsvariationen inte behöver vara synkron ens inom havsbassänger. För att kunna avgöra om det är en lokal, regional, storskalig förändring, eller slumpen som orsakar eventuella signifikanser i statistiska tester krävs flera referensområden och tillräckligt antal replikat inom de enskilda områdena. Med ett område avses här ett eller flera kluster av stationer. Stationerna inom ett kluster förläggs inom en yta på ca 100-400 km². Antalet stationer per kluster baseras på erfarenheter från statistisk styrkeanalys av befintligt material, t ex från nationella programmens intensivområden. Tidigare besökta stationer kan med fördel inkluderas inom sådana kluster.

Hög statistisk styrka (=power) bör eftersträvas och om sådan ej kan uppnås inom befintliga ekonomiska ramar bör övervägningar göras om programmet skall utföras. Fördelen med hög statistisk styrka är uppenbar även då inga signifikanta skillnader kan påvisas, antingen över tiden mellan referensområdena eller i recipienter som jämförs med flera referensområden. I en sådan situation kan man med stor säkerhet veta att det faktiskt inte har skett någon förändring. Med en för låg statistisk styrka kan mycket väl en förändring ha skett, men utformningen av provtagningen medger inte att denna förändring upptäcks.

Genom att samma strategi tillämpas på alla delar inom miljöövervakningen, dvs nationella, regionala, lokala inklusive recipientkontroll, kan ett mycket stort material användas vid såväl analys av storskaliga förändringar som effekter av punktutsläpp. Alla delar inom miljöövervakningsorganisationen tjänar på en gemensam strategi. En samlad analys med alla data ökar den statistiska styrkan i testerna och därmed även möjligheterna att kunna påvisa eventuella förändringar orsakade av antropogen verksamhet.

Antalet referensområden inom en havsbassäng är avhängigt bassängens eller snarare kuststräckans längd. En lämplig provtagningsstrategi för mjukbottenfauna är att använda 3-4 referensområden per havsbassäng (t ex i Bottenviken respektive Bottenhavet) och tre stationskluster inom respektive referensområde. Dessa stationskluster förläggs till olika strata inom området och täcker relativt stora områden. Antal stationer per kluster behandlas under rubriken statistiska aspekter.

Två 'kluster' förläggs till två olika strata inom skärgårdsområdet, t ex ett kluster på mjukbotten grundare än 30 m och det andra på botten djupare än 30 m (om sådana djup finns). Gränsen 30 m har valts för att sommartermoklinen ofta ligger kring detta djup. Förhållandena för botten djuren skiljer sig därför markant mellan dessa två strata. Det tredje 'klustret' förläggs till botten utanför skärgårdsområdet djupare än 30 m. Stationerna i 'klustret' i öppet hav (djupare än 30 m) förläggs till ett område av storleksordningen 20x20 km. Kust'klustren' bör alltid ligga i anslutning till 'klustret' i öppet hav för att kunna räknas till samma område. Utsjö'klustret' kan utgå ur recipientkontrollen för att hellre öka antalet replikat på stationerna inom de två skärgårds'klustren'.

Årlig provtagning är att föredra framför provtagning med flera års mellanrum. Detta gäller framförallt ur miljöstrategisk synvinkel, att faktiska förändringar skall kunna upptäckas snarast möjligt. Vid provtagning med längre tidsintervall riskerar man att missa tillfälliga effekter till följd av produktions eller processförändringar. Dessutom är risken stor att falska förändringar påvisas pga sämre upplösning av den naturliga mellanårsvariationen.

Statistiska aspekter

I den regionala och nationella övervakningen är det önskvärt att varje referensområde har lika många kluster för att få en ortogonal och balanserad statistisk design. Antalet stationer inom respektive kluster skall vara lika för att få en balanserad design vid den statistiska analysen. För bottenfaunaövervakning bör antalet stationer inom de enskilda klustren vara minst 10. De enskilda stationerna tas på fasta positioner inom referensområdet och kan utgöras av tidigare stationer för att bibehålla kontinuiteten. En enskild station bör förläggas centralt inom en yta med homogen bottenstruktur. På detta sätt minimeras heterogeniteten i faunasammansättningen inom station, dvs ytterligare hugg på en sådan station bidrar i mycket liten utsträckning till att öka precisionen i medelvärdesskattningen inom station.

Övriga parametrar i delprogrammet för bottenfauna har avsevärt lägre varians inom station, vilket innebär att dessa inte behöver provtas parallellt vid samtliga 10 stationer. Omvärldsvariablerna (undersökningstyp Sediment basbeskrivning) skall i de flesta fall fungera som hjälpvariabler vid den statistiska analysen och det torde därför räcka att 5 prover insamlas av respektive parameter inom enskilda kluster. Sedimentprover samlas lämpligen in från de kuststationer med mjukaste bottenarna. Bottenvattentemperatur som hjälpvariabel har begränsad användning som hjälpvariabel om den endast registreras en gång per år.

En statistisk design som kan användas vid tester är att använda område bestående av tre stationskluster som block och kluster som nivå inom block. Ett kraftfullt test som kan användas till både trendanalys och recipientkontroll blir då variansanalys, "repeated measures", eftersom provtagningen upprepas över tiden på fasta stationer. Repeated measure är närmast att likna en kraftfull utökning av parvis t-test till mer än ett par. Med vanlig variansanalys kan även testas om resultaten från senaste provtagningstillfället avviker från tidigare tillfällen, både inom och mellan områden. Ett viktigt krav för att kunna använda dessa parametriska tester är att variansen är homogen (för förklaring se statistikbok eller manual till statistikprogramvaran). Smärre avvikelser från normalfördelning är däremot inget allvarligt problem vid den provtagningsnivå som föreslås här och ger i sig inte anledning till att använda icke-parametriska tester. Ett alternativ som kan användas inom recipientkontrollprogrammen är att använda omkringliggande referensområdets årsmedelvärden som kovariater för att reducera mellanårsvariationen. Därmed ökar möjligheten att upptäcka kortsiktiga förändringar.

I områden med många arter rekommenderas multivariat analys som inkluderar samtliga arter i ett och samma test för att reducera risken att signifikanser uppstår pga slumpen. Lämplig programvara för detta ändamål är PRIMER som har utvecklats av Bob Clarke vid det marina laboratoriet i Plymouth, England. Dimensions- och faktorkomponenterna kan sedan testas med "repeated measure" variansanalys.

Omvärldsdata används om möjligt som kovariater för att reducera variansen i bottenfaunaresultaten och därmed underlätta påvisandet av eventuell antropogen påverkan.

Arbetsmaterial : 1994-08-26

Variabler

Insamlad makrofauna bestäms normalt till art. För vissa svårbestämda grupper anges högre taxonomisk nivå, såsom släkte eller familj. Om meiofauna inkluderas i undersökningen bestäms den i första hand till högre taxa (klass eller ordning). Nematoder, vilka normalt kraftigt dominerar meiofaunan på mjuka bottenar, bestäms till familj. Bestämning till lägre taxonomisk nivå (art eller släkte) ökar inte nämnvärt möjligheten att upptäcka föroreningsinducerade förändringar i samhällsstruktur (Warwick, 1988).

Vid bottenfaunaundersökningarna räknas varje taxon som två variabler en för abundans (individtäthet) och en för biomassa (f n våtvikt av formalinkonserverade djur). Dessutom räknas den totala abundansen och biomassan (medelvärde av summan av alla individer per m²) som egna variabler. Vid utvärderingen av resultaten kan taxa aggregeras i olika grupper beroende på deras födosätt, taxonomisk gruppstillhörighet eller föroreningskänslighet. Dessa grupper utgör då nya variabler.

| Vad skall mätas | Obligatorisk/frivillig | Provtagningsfrekvens | Provtagningsmetod | Analysmetod |
|---|------------------------|---------------------------------|-------------------|--------------|
| Antal makrofaunataxa | Obl. | årligen våren | SM 11 och 13 | SM 11 och 13 |
| Antal av varje makrofaunataxon | Obl. | årligen våren | SM 11 och 13 | SM 11 och 13 |
| Biomassa av varje makrofaunataxon | Obl. | årligen våren | SM 11 och 13 | SM 11 och 13 |
| Förekomst av svavelvätedoft | Obl. | årligen våren eller sensommaren | SM 11 och 13 | SM 11 och 13 |
| Sedimentbeskrivning (subjektiv bedömning) | Obl. | årligen våren | SM 11 och 13 | SM 11 och 13 |
| Storleksfördelning av dominerande makrofaunaarter | Friv. | årligen våren | SM 11 och 13 | SM 11 och 13 |
| Antal meiofaunataxa | Friv. | årligen våren | Widbom, 1994 | Widbom, 1994 |
| Antal av varje meiofaunataxon | Friv. | årligen våren | Widbom, 1994 | Widbom, 1994 |

| Vad skall mätas | Obligatorisk/frivillig | Provtagningsfrekvens | Provtagningsmetod | Analysmetod |
|----------------------------------|------------------------|---------------------------------|-------------------|--------------|
| Biomassa av varje meiofaunataxon | Friv. | årligen våren | Widbom, 1994 | Widbom, 1994 |
| Syrehalt i bottenvattnet | Friv. | årligen våren eller sensommaren | | SIS ? |
| Syremättnad i bottenvattnet | Friv. | årligen våren eller sensommaren | | SIS ? |
| Temperatur i bottenvattnet | Friv. | årligen våren eller sensommaren | | SIS ? |
| Salthalt i bottenvattnet | Friv. | årligen våren eller sensommaren | | SIS ? |

Antalet taxa som erhålls på en lokal utgör en variabel. Observera dock att man vid jämförelse mellan stationer där olika antal hugg tagits måste räkna ut medelantalet taxa per hugg, för att få en korrekt jämförelse. Notera också att det härvid är väsentligt att notera om meiofauna inkluderats i undersökningen eller ej.

Vid nedbrytningen av det organiska materialet som tillförts bottensedimenten åtgår syre. När syret tar slut bildas i stället svavelväte, en giftig gas med lukt av ruttna ägg. En enkel variabel att bestämma genom att lukta på sedimentet är huruvida svavelvätelukt förekommer eller ej.

För mjukbottenfaunaövervakning är syrehalten i bottenvattnet relevant på större djup där värcirkulationen inte har någon nämnvärd inverkan. Enbart vårprovtagning av syrehalt inomskärs på grundare bottnar än 30 m är föga meningsfullt.

Bottensubstratet har stor betydelse för faunans sammansättning på olika lokaler. En enkel bedömning gjord genom att iakta och känna på sedimentet säger mycket om vilken fauna man kan förvänta sig på lokalen. En grov klassificering av sedimentets hårdhet erhålles från provvolymen i bottenfaunahugget. Denna variabel bör alltid föras in i databasen för att eventuellt utvärderas om faunansammansättningen förändras. Den allmänna sedimentbeskrivningen i fält är också viktig för att avgöra om man befinner sig på samma plats som vid tidigare besök på samma station.

Dominerande taxas storleksfördelning är en mycket användbar variabel för att förklara variationer i abundans och biomassa. Ur denna kan man utläsa förändringar i tillväxten, om djuren fortplantat sig tidigare eller senare än normalt eller t o m hoppat över fortplantningen ett helt år. Tidigarelagd könsmognadsålder förekommer ibland vid ökad födotillgång och kan därför vara ett tecken på ökad organisk belastning. Med hjälp av storleksfördelningarna kan även mortaliteten för en eller flera åldersklasser skattas och användas som en fristående variabel. Mortaliteten kan vara användbar för att upptäcka effekter av toxiska substanser.

Metoder

För provtagning och analys av bentisk makrofauna föreskrivs de metoder som anges i SM 11 och SM 13, version 1994. Dessa överensstämmer i huvudsak med de rekommendationer som utgivits av BMB (Dybern et al. 1976) och de föreskrifter som ges i Guidelines for BMP (HELCOM 1988), men är mer detaljerade. För provtagning och analys av bentisk meiofauna föreskrivs de metoder som anges i Widbom (1994).

Bakgrundsinformation

I samband med bottenfaunaundersökningar bör alltid sedimentets basegenskaper bestämmas (Se undersökningstyp: Sediment basbeskrivning).

För att tolka resultaten är dessutom tillgång till följande data värdefullt:

1. Meteorologiska data såsom månadsmedelvärden av lufttemperatur, nederbörd och vindar
2. Hydrografiska data såsom vattentemperatur, salthalt och syrgashalt på olika djupnivåer under året.
3. Data rörande pelagisk biologi, t ex planktonbiomassa, klorofyll, primärproduktion och sedimentation.
4. Data om förändringar i den bottenlevande fiskfaunans sammansättning och mängd. Helst från samma område som bottenfaunastationerna.

Utvärdering

Abundans- och biomassadata utvärderas taxon för taxon för dominerande grupper och för samtliga taxon om dessa är få. I artrika områden rekommenderas multivariat analys (PRIMER). Summa abundans och biomassa utvärderas alltid, liksom artantal och diversitetsindex. Olika arter/taxa är olika känsliga gentemot föroreningar (för makrofauna se t ex Leppäkoski 1975, för meiofauna se t.ex. Heip, 1980, Raffaelli, 1982) och kan efter föroreningskänslighet indelas i olika grupper (se Leppäkoski 1975). Resultaten bör utvärderas mot bakgrund av denna kunskap. Vid utvärderingen utnyttjas ovan nämnda bakgrundsinformation samt kunskaper om den naturliga variationen hos bottenfaunasamhällena. Gedigna kunskaper om olika taxas miljökrav, föroreningskänslighet och naturliga variationer är en förutsättning för att data skall kunna utvärderas rätt.

Vid den statistiska bearbetningen beräknas först s k "basic statistics" d v s medelvärden, standard error, occurrence och dominans. Dessa siffror redovisas för varje enskilt stationskluster. För jämförelser mellan olika kluster samt mellan olika tidpunkter för samma kluster används i första hand parametriska tester såsom ANOVA och "repeated measures"-ANOVA och om varianserna ej är homogena eller går att transformera för att erhålla homogenitet, används icke parametriska tester som t ex Mann-Whitney U-test, Friedmans two-way analysis by ranks, eller Wilcoxon signed-rank test (Clarke 1980). Vid upprepade tester på samma material divideras

Arbetsmaterial : 1994-08-26

signifikansnivån $\alpha = 0.05$ med antalet tester! För samtliga tester som görs på materialet redovisas även statistisk styrka för att kunna bilda sig en uppfattning om säkerheten i testens utfall. För närmare information om statistik styrkeanalys se t ex Cohen (1988) och Fryer & Nicholson (1993).

När tidsserier av någorlunda längd erhållits bör statistisk tidsserieanalys genomföras (se t ex Andersson et al. 1983). Här ingår olika sätt att uppskatta en eventuell trend, samt prognostisera framtida tidsutveckling. Dessa metoder finns i de flesta statistiska programpaket.

Data bör redovisas dels i tabellform för varje stationskluster och provtagningstillfälle (basstatistik enl. ovan) dels kan den redovisas aggregerat för större områden (referensområde, havsbassäng etc) och olika djupintervall (0-30 m, 30-70 m, >70 m). Dessutom redovisas tidsutvecklingen i diagramform (stapel eller kurvdiagram med spridningsmått inlagda) för varje stationskluster (ev också för aggregat av kluster).

Kvalitetssäkring

Kvalitetssäkringsarbetet bedrivs dels genom att strikt följa standardiserad metodik (i detta fall SM 11 och 13, resp. Widbom, 1994), dels genom internkontroller på laboratoriet, genom att i utvärderingsarbetet identifiera s k "outliers", samt genom att delta i nationella och internationella interkalibreringar.

Vad som skall uppmärksammas i samband med provtagningen framgår av SM 11 och 13 och Widbom (1994). Kontinuitet hos personalen är av stort värde då man genom jämförelse av botten sedimentets beskaffenhet kan avgöra om stationerna lokaliseras korrekt.

De olika momenten i sorterings- och analysarbetet finns beskrivna i SM 11 och 13. För arbetet med att artbestämma djuren är det av stor vikt att man har tillgång till personer med god kännedom om bottenfaunataxonomi. Internkontroller av sorteringspersonalens effektivitet kan göras genom att sållresterna sparas och gås igenom av annan person än den som sorterat. Alternativt gås hela provet igenom, djuren räknas och återförs därefter till sållresterna, varefter provet får sorteras av annan person. Dessa kontroller utförs givetvis i form av stickprovs-kontroller.

Vid undersökningar med meiofauna, vilka är mycket små och ibland svåra att upptäcka och dessutom är mycket rikt förekommande med normalt flera 1000-tal individer i ett prov, utgör räkning och utsortering av djuren en stor felkälla. Internkontroller av sorteringspersonalens effektivitet är här av mycket stor vikt. Erfarenhet spelar en stor roll i detta sammanhang, varför kontinuitet hos labpersonalen är betydelsefull. Vid undersökningar av bentisk makrofauna torde räkningen av de utsorterade djuren vara en mycket liten felkälla. Däremot har det vid interkalibreringar visat sig att variationerna i våtviktsbestämningen kan vara stora. Det är utomordentligt viktigt att metodbeskrivningen följs minutiöst. Även här kan internkontroller genomföras, genom att samma djur vägs av flera personer. Vid valet av djur bör ej sköra djur som t ex maskar användas, enär dessa gärna fragmenterar vid hanteringen. Kräftdjur och musslor är därför att föredra.

Interkalibreringar måste göras nationellt för de laboratorier som arbetar i samma eller angränsande havsområden. Dessutom organiseras interkalibreringar av HELCOM.

Rapportering, presentation

Datalagring, datavärd

Kostnadsuppskattning

I genomsnitt kräver varje bentiskt makrofaunaprov (taget med 0.1 m² van Veen-huggare) 5-10 mantimmar arbetstid beroende på artrikedom och abundans (fr o m provtagning t o m datainlagring). Materialkostnaderna beräknas f n (jan. 1994) uppgå till ca 440 Kr per hugg (fartygskostnader och förvaltningspåslag ej inräknat). Med motsvarande beräkningar drar varje bentiskt meiofaunaprov (taget med Kajak-hämtare) i genomsnitt ca 24 mantimmar arbetstid (inkl. provtagning, provbearbetning, utsortering och bestämning av meiofauna samt datalagring). Materialkostnaderna för meiofauna blir ungefär desamma som för makrofauna.

Övrigt

I samband med provtagning och sällning grumlans vattnet kring fartyget. Det är därför av vikt att sedimentationsmätningar ej genomförs i omedelbar närhet av bottenfaunastationerna, eller att några sedimentationsfällor i alla fall inte är utsatta under den tid bottenprovtagningen äger rum.

Rekommenderad litteratur

- Andersson, G., U. Jorner & A. Ågren, 1983. Regressions och tidsserieanalys med och utan datorstöd. Studentlitteratur, Lund, 223 s.
- Bett, B.J. (1988). Monitoring with meiofauna. Mar. Pollut. Bull., 19: 293-294.
- Clarke, G. M. 1980. Statistics and Experimental Design. Edward Arnold, London, 188 s.
- Cohen, J. 1988. Statistical power analysis for the behavioural sciences. Lawrence Erlbaum Associates, Publishers, New Jersey.
- Dybern, B. I., H. Ackefors & R. Elmgren, 1976. Recommendations on methods for marine biological studies in the Baltic Sea. BMB Publ. No. 1, 98 s.
- Fryer, R. J. & M. D. Nicholson. 1993. The power of a contaminant monitoring programme to detect linear trends and incidents. ICES J. mar. Sci., 50: 161-168.
- Gerlach, S.A. (1977). Means of meiofauna dispersal. Mikrofauna Meeresboden, 61: 89-103
- Heip., C. (1980). Meiobenthos as a tool in the assessment of marine environmental quality. Rapp. P.-v. Reun. Cons. int. Explor. Mer, 179: 182-187.

- HELCOM, 1988. Guidelines for the Baltic Monitoring Programme for the third stage. Biological Determinands. BSEP No 27D, 91-100.
- HELCOM, 1990. Third Biological Intercalibration Workshop. 27-31 August 1990. Visby, Sweden. BSEP No 38, 153 s.
- Leppäkoski, E. 1975. Assessment of degree of pollution on the basis of macrozoobenthos in marine and brackish-water environments. Acta Acad. Aboensis, Ser. B, Vol. 35, nr 2, 90 pp.
- Platt, H.M. & R.M. Warwick (1983). Freelifving marine nematodes. I. British enoplids. Synopsis of the British Fauna (New Series). Cambridge University Press, 28: 303 pp.
- Raffaelli, D. (1982). An assessment of the potential of major meiofauna groups for monitoring organic pollution. Mar. Environ. Res., 7: 151-164.
- SM 11
- SM 13
- Warwick, R.M. (1988). The level of taxonomic discrimination required to detect pollution effects on marine benthic communities. Mar. Pollut. Bull., 19: 259-268.
- Widbom, B. (1994). Metodik för provtagning och analys av bentisk meiofauna för miljöövervakning.