



UPPSALA  
UNIVERSITET

# Bottentrålningens direkta och indirekta effekter på bottenfauna

Piotr Rowinski

---

Independent Project in Biology  
Självständigt arbete i biologi, 15 hp, höstterminen 2012  
Institutionen för biologisk grundutbildning, Uppsala universitet

## Sammandrag

I takt med den ökande fiskeansträngningen blir den mänskliga inverkan på havsbottenekosystem allt större. Samtidigt växer intresset för effekterna av bottentrålning som syns i det ökade antalet publicerade forskningsrapporter inom området. Resultaten kan betraktas från olika synvinklar och trålningseffekter kan tolkas på olika sätt. Det här arbetet analyserar hur olika djurgrupper som lever på havsbotten påverkas beroende på habitattyp och trålningsmetod - en så kallad direkt påverkan. Flera studier uppvisar motsägelsefulla resultat som tyder på komplexiteten av problemet. Det visar sig att större, ömtåliga djur med långsam tillväxt drabbas hårdast, d.v.s. koraller (Anthozoa), skaldjur (Crustacea) och stora musslor (Bivalvia). Vidare analyseras en indirekt påverkan av trålning - en hypotes om att bottentrålning kan bidra till ökad produktivitet av kommersiellt viktiga fiskarter. Den viktigaste faktorn som kan bidra till den ökade produktiviteten anses vara ökningen av opportunistiska arter tillhörande grupperna havsborstmaskar (Polychaeta) och fåborstmaskar (Oligochaeta) samt snabbväxande musslor. Tack vare den snabba tillväxten och relativa okänsligheten för trålning blev de, under det senaste seklet, den viktigaste födan för plattfiskar som rödspätta (*Pleuronectes platessa*). Bottentrålningens indirekta effekter för både rödspätta och andra fiskar är dock mindre tydliga på grund av andra faktorer som kan ha bidragit till förändringen av bottenfaunans sammansättning.

## Inledning

Bottentrålning är en av de viktigaste faktorerna när det gäller påverkan på bottenfauna. Medan bottentrålningen tillför mat åt den växande människopopulationen, blir den ett allt större problem för fiskepopulationer i takt med den tekniska utvecklingen som ökar fiskeeffektiviteten med 2-3% per år (Sture Hansson, muntligen). Problemet är globalt och cirka 75 % av kontinentalsockeln har trålats eller muddrats regelbundet de senaste decennierna (Kaiser *et al.* 2002). Samtidigt har man märkt att bottenfaunans sammansättning i världshaven har förändrats under det senaste seklet (Kröncke *et al.* 1998, Rijnsdorp & Vingerhoed 2001). Det finns också andra faktorer, förutom trålningen, som påverkar förändringen i bottenfaunans artsammansättning. Sådana faktorer kan vara t.ex. klimatförändringar, eutrofiering och ändringar av temperatur, havsströmmar och primärproduktionen i världshaven (Rijnsdorp & van Leeuwen 1996, Kröncke *et al.* 1998, Jennings *et al.* 2001). Det finns också andra fiskemetoder som inte tas upp i det här arbetet som förändrar bottenmiljön, exempelvis tidvattenszonens krattning (egen översättning från eng. raking) (Kaiser *et al.* 2006). Odling av musslor (Godet *et al.* 2009) och räkor (Gräslund & Bengtsson 2001) kan ha en stor betydelse för bottenfaunan i kustnära områden medan trålning påverkar områden som inte ligger lika nära kusten. Trålningen anses vara ett av de viktigaste och mest uppenbara orsaker till förändringar av bottenfaunans sammansättning på grund av sin direkta störningsförmåga när det gäller både bottendjur och själva havsbottens topografi (Collie *et al.* 2000).

Vissa forskningsresultat antyder att bottentrålning kan förändra havsbottens ekosystem så att förhållandet mellan olika djurgrupper förändras (Kaiser *et al.* 2000, Jennings *et al.* 2001, Kaiser *et al.* 2006). Mindre stresståliga djurgrupper som skadas och dödas lätt under trålning, t.ex. blötdjur (Mollusca), koraller (Anthozoa), skaldjur (Crustacea), eller tagghudingar (Echinodermata) minskar i mängd efter bottentrålning. Denna minskning möjliggör en ökad förökning av opportunistiska djur som havsborstmaskar (Polychaeta) och fåborstmaskar (Oligochaeta). Vissa forskare har visat att de opportunistiska organismerna kan utföra liknande funktioner som de mindre stresståliga djurgrupperna (Jennings *et al.* 2001). Det kan i sin tur leda till att förutsättningar för produktion av kommersiella fiskarter som rödspätta (*Pleuronectes platessa*) och sjötunga (*Solea solea*) ökar eftersom de plattfiskarterna kan livnära sig på de opportunistiska djuren (Engel & Kvitek 1998, Rijnsdorp & Vingerhoed 2001, Jennings *et al.* 2002, Shephard *et al.* 2010).

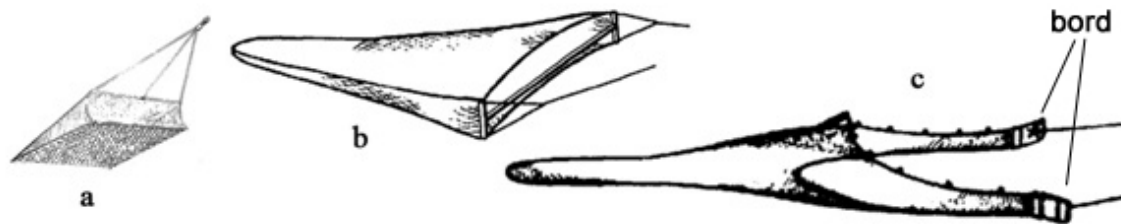
Studier av förändringar av bottenfauna orsakade av trålning är viktiga för att förstå effekter av mänsklig verksamhet som drabbar världshaven, ett ekosystem som är den viktigaste inkomstkällan för en stor del av världens befolkning. Tack vare forskning i området är det möjligt att införa effektiva förvaltningsmetoder som leder till hållbart utnyttjande av havsresurser (Kaiser *et al.* 2006) samt att göra debatten om införandet av marina skyddade områden mer effektiv (Collie *et al.* 2000).

I den här uppsatsen kommer jag att beskriva hur havsbottens artsammansättning förändras av trålning och försöka att svara på frågan om måttlig bottentrålning kan leda till en ökad produktion av kommersiellt viktiga fiskarter.

Effekter av trålning kan delas i två typer - direkta och indirekta. De direkta effekterna är de som uppstår omedelbart efter trålningstillfället, t.ex. förändrad sammansättning av bottenfauna, förstörda habitat samt sedimentförändringar. De indirekta effekterna är hur ekosystemet påverkas på längre sikt, i det här fallet handlar det om hur kommersiella fiskpopulationer påverkas av förändringar i bottenfaunans artsammansättning.

## **Trålningsmetoder**

För att förstå hur bottentrålning påverkar djur som lever på havsbotten måste vi först veta hur fiskeutrustningen fungerar och vilka verktyg som används beroende på botten typ och målart, d.v.s. den art som man har för avsikt att fånga vid ett trålningstillfälle. De tre fångstmetoder som studerats mest är muddring, bomtrålning och trålning med bord (figur 1) och följande sammanställd information om dessa metoder baseras på Von Brandt (1984), om inget annat anges.



Figur 1. En schematisk bild över tre olika tråltyper: a – muddringstrål, b – bomtrål, c – trål med bord. Modifierad efter Von Brandt (1984).

## Muddring

Muddring som fiskemetod används över hela världen för att fånga framförallt musslor, men också snäckor (Gastropoda), skaldjur, plattfiskar, sjögurkor (Holothuroidea) och svampdjur (Porifera). Verktögen som används vid muddring (figur 1a) är oftast speciella trålar som har en ram tillverkad av stål med ett nät av stål eller nylon. Längden ligger på cirka tre meter, men kan bero på bottenyp. Den nedre delen av ramen innehåller "tänder" eller en vass kant som hjälper till att gräva upp bottenlevande djur. Muddring används både på sand- och lerbotten i den grunda tidsvattenzonen och i fallet av fångster av pilgrimsmusslor också i djupare vatten på andra bottenyper (Kaiser *et al.* 2006). Muddringstrålen dras långsamt efter fartyget på botten och den speciella uppbyggnaden med en övre "fena" gör att trålen trycks mot botten och skrapar den. Ibland kan två eller fler sådana trålar dras efter ett fartyg. Traditionella muddringstrålar anses vara ganska ineffektiva verktyg. De samlar endast en liten andel av organismerna och förstör många av dem. Moderna muddringstrålar är mycket mer avancerade maskiner som innehåller pumpar med utblås nära trålramen. Pumparna hjälper till att gräva upp djur som lever djupare och rengöra dem från sand och lera medan de samlas i nätet. En annan pump eller en speciell transportör används för att ta upp fångade musslor ombord. Sådana moderniseringar gör att muddringen nuförtiden kan bli lönsam även på områden med låg musseltäthet.

## Bomtrålning

Bomtrålning används framförallt för att fånga plattfiskar och räkor. Bomtrålar (figur 1b) som används i havet är större (cirka 8-12 meter breda) och dras efter fartyget med högre hastighet än muddringstrålar. Detta för att kunna fånga fiskar och djur som är rörliga och kan rymma t.ex. räkor, till skillnad från exempelvis musslor. Nätet är långt och smalt. Ramen i sin tur omsluter bara sidor och ibland toppen så att nedre delen inte förhindrar trålen när den dras snabbt över en ojämn bottenyta. Ibland omvandlas toppdelen av ramen till en bom (varav namnet) som sitter i mitten mellan sidodelar av ramen, som i sin tur kan bli s.k. guider som förbättrar rörligheten. I vissa fall har trålen bara en bom som sitter långt framför nätet och dess funktion är att spänna nätet öppet. Tunga kedjor (upp till 2 ton sammanlagt) kan monteras för att skrämja plattfiskar. Kedjorna hänger framför trålen och dras på bottenytan som skrämmer fiskarna som då simmar uppåt och rakt in i trålöppningen. Kedjorna anses bidra till habitatförstörelse. Det finns även elektriska bomtrålar som ofta används för att fånga räkor. Användningen av dessa trålar vid fångst av plattfiskar reducerar den negativa effekten

på bottenfauna. På bommen monteras skenor för att underlätta rörligheten på ojämna ytor. Vissa bomtrålar har hjul (som i fallet av turkiska bomtrålar) för att förbättra rörligheten. Bomtrålning används på sand- och grusbottnar. Bomtrålning förekommer inte på lera på grund av för stor vikt hos bommen som skulle kunna sjunka ner i sedimentet (Kaiser et al 2006).

### **Trål med bord**

Trålar med bord (figur 1c) används på ett brett spektrum av botten typer (Kaiser *et al.* 2006) men generellt är de mest lämpliga för mjukare sedimenttyper, exempelvis lera och lerig sand (Queirós *et al.* 2006). Trål med bord används för att fånga botten- och nära bottenlevande fiskar samt bläckfiskar (Cephalopoda), vissa skaldjur, musslor och svampdjur. Efter att man hade insett att fiskeeffektiviteten ökar med ökad trålstorlek, försökte man att skapa bredare trålar. Det kunde inte göras med en ram eller en bom, så en ny konstruktion utvecklades. Trål med bord har två s.k. bord (figur 1c), d.v.s. brädor av trä eller stål som monteras på bägge sidor av nätet. Den hydrodynamiska kraften drar brädorna åt sidor, så att nätet hålls öppet. För att hålla nätet öppet vertikalt används det flöten eller fler brädor. Speciella skidor kan monteras på brädorna för att möjliggöra arbete på mjuka botten, t.ex. av lera.

## **Forskningsmetoder**

Forskningsmetoder som rör uppskattning av effekter av botten trålning kan indelas i två olika typer – de som används för att uppskatta graden av trålningens intensitet (fiskeansträngning) och metoder som används för att skatta påverkan på bottenfaunans artsammansättning och artmängd på ett visst område (Jennings *et al.* 2002, Queiros *et al.* 2007, ICES 2012). Studier som undersöker kortvariga, experimentella effekter av trålning på ett skyddat eller tidigare inte fiskat område använder endast den sistnämnda typen av metoder, d.v.s. metoden för att skatta artsammansättning och artmängd. Nedan följer beskrivningen av de mest vanliga metoderna.

### **Fiskeansträngning**

Det är svårt att exakt uppskatta hur mycket en viss area trålas. Det Internationella Havsforskningsrådet (ICES) indelar Atlanten i rektanglar (ICES 2012b). Trålningen mäts med hjälp av rektangulära provytor som i sin tur är indelade i fyra sektorer av storleken på 0,5° i nord-syd riktning och 0,5° i öst-väst riktning (Jennings *et al.* 2001). Eftersom sektorerna är stora går det inte att ta prover från hela arean. Det kan leda till att en provtagning vid ett forskningstillfälle togs från en plats som trålades mycket mer eller mycket mindre än hela sektorn i övrigt (Jennings *et al.* 2001). Sådana situationer kan leda till resultat som inte avspeglar fiskeansträngningen. Nyligen skapade ICES databas över trålningstillfällen (DATRAS) för östra Atlanten och Östersjön. Databasen kommer att avsevärt underlätta uppskattningen av trålningens intensitet eftersom den innehåller information om den exakta positionen för alla trålningstillfällen. Sådan information kan användas av forskare som nu kan veta exakta positioner av trålning och välja ett mer representativt ställe för provtagning.

1. Flyg som bevakar Storbritanniens kust brukar räkna antalet fiskefartyg som skådas och deras exakta position noteras. Metoden SPUE (Sightings Per Unit of aircraft search Effort) uppskattar hur mycket trålning ett givet område utsatts för (Jennings *et al.* 2002). Denna information kan sedan användas för att bestämma relativ trålningsintensitet, d.v.s. hur mycket ett givet område trålats i förhållande till ett annat område. Metoden kan också kallas för ”overflight observations” (Queiros *et al.* 2007). SPUE-metoden användes innan år 2000 när fiskefartyg inte hade använt bevakningssystemet för fartyg, VMS (Vessel Monitoring System) (Jennings *et al.* 2001), som i regelbundna tidsintervall noterar data om fartygets position, riktning och hastighet (figur 2). Det finns ett krav att alla större fiskefartyg inom EU använder VMS (European Commission 2012). Data från SPUE har visat en bra korrelation med VMS-data (Queiros *et al.* 2007).



Figur 2. En figur som visar hur metoden VMS inom EU fungerar. Modifierat efter European Commission (2012).

2. En annan metod är att använda fiskepositionsdata från journalen som finns ombord på fiskefartyg. Problemet är att inte alla fiskefartyg noterar sin exakta position. I vissa fall kan fiskare vara betalda för att notera data om deras fiskeaktiviteter, som i fallet av pilgrimsmussla fiskare vid kusten av Isle of Man, Storbritannien (Kaiser *et al.* 2000).

3. Nästa metod, som används både för att uppskatta trålningsintensiteten och verifiera pålitligheten av en annan metod, är att räkna antalet ärr på musselskal. Långlivade musslor som kan leva längre än 30 år brukar användas, t.ex. *Glycymeris glycymeris*, som möjliggör att en lång trålningshistoria kan återskapas (Kaiser 2000). Skalen analyseras under ett mikroskop.

Ju hårdare trålat området är, desto fler ärr orsakade av trålningsutrustning kan räknas på musselskal. Sandkorn kan inkorporeras, medan musslan växer, mellan skadade ytor och manteln som sitter inuti skalet. Det här underlättar igenkänning av antalet ärr tack vare bättre synlighet av de inkorporerade sandkonerna. Problemet med denna metod är att en del musslor dör och därmed kan man inte erhålla information om trålningsintensitet (Kaiser *et al.* 2000, Jennings *et al.* 2001). Fördelen är att man får information om trålningsintensiteten som är mycket specifika för en exakt plats på havsbotten (Kaiser *et al.* 2000). Antalet ärr på tagghudingar (Kaiser *et al.* 1996) är ett annat alternativ som kan användas för att skatta trålningsintensitet.

4. En annan metod inkorporerar räknande av antalet diken som uppstår vid trålningen (Collie *et al.* 1997). Det här kan utföras tillsammans med t.ex. havsbottenobservation från en u-båt. Detta kan dock endast användas vid uppskattning av de få senaste trålningsstillfällena. Dikena försvinner förr eller senare beroende på bottentyp (Kaiser 2000).

### **Metoder för att skatta artsammansättning och abundans**

Vissa forskningsresultat tyder på att olika djurgrupper är aktiva och förflyttar sig beroende på dygnstid (Sonnewald & Turkay 2012). Provtagning vid samma tider på dygn är viktig för att kunna kontrollera för skillnader i beteende hos olika arter vid olika tidpunkter och få jämförbara resultat (Hixon & Tissot 2007, Sonnewald & Turkay 2012).

1. Nederländska institutet för havsforskning (NIOZ) har utvecklat en speciell borrh som används för att ta vertikala bottenprover i mjuka sediment (NIOZ 2012). Jennings *et al.* (2002) använde en borrh som kan ta upp cirkulära sedimentprover med arean 0,1 m<sup>2</sup> och som är 40 cm djupa. Proverna sållades genom finmaskigt nät och alla djurarter/grupper bestämdes. Metoden kan användas för att uppskatta mängden av infauna, d.v.s. djur som lever i sedimentet.

2. En annan provtagningsmetod är trålning med hjälp av små trålar över kort tid t.ex. två meter bred bomtrål som dras i 5 minuter (Kaiser *et al.* 2000, Hinz *et al.* 2009, Sonnewald & Turkay 2012). Ekolodning kan användas för att följa trålens position exakt (Kenchington *et al.* 2006). Akustisk avsändare på trålen kan också användas för att sedan kunna komma tillbaka till samma ställe med hjälp av GPS eller ultrakort basal akustisk spårning (Freese *et al.* 1999). Denna metod är effektiv vid provtagning av epifauna, d.v.s. djur som lever på botten (Kaiser *et al.* 2000).

3. Ankarmuddring (anchor dredge) är lämplig vid provtagning av större infauna på grova substrat. Trålen har ett nät av kanvas som ankras i en minut på havsbotten och sedan dras upp (Kaiser *et al.* 1998, Kaiser *et al.* 2000).

4. Vissa forskare använder en undervattensbåt vid provtagning och inventering av bottenfauna (Engel & Kvitek 1998, Freese *et al.* 1999, Hixon & Tissot 2007, Sonnewald & Turkay 2012).

En klar fördel med användning av u-båtar, speciellt på stora djup, är att man lätt kan verifiera om arean har varit trålad tack vare de synliga spår som efterlämnas (Hixon & Tissot 2007). På grundare bottenar kan sådana spår försvinna på grund av kraftiga vattenrörelser. Observatörer spelar in sina kommentarer och antecknar sedan dessa efter inventeringstillfället (Hixon & Tissot 2007) för att underlätta arbetet senare. Alternativt kan bottenen videofilmas och alla synliga djur artbestämmas efteråt (Freese *et al.* 1999). Freese *et al.* (1999) anger att artbestämning av djur som är mindre än fem cm inte är möjligt med hjälp av det inspelade videomaterialet, och att svampdjur blir särskild svåra att artbestämma vilket gör att en annan metod måste användas för denna typ av djur.

## Direkt påverkan

Den mänskliga påverkan genom bottenrålning beror, i hög grad, på vilken sorts habitat rålningen sker på. Vi kan dela in habitat efter deras stabilitet, botten typ (lera, sand, grus, hård botten av stenar), djup och tidigare påverkan (skyddade habitat eller sådana som redan har trålats). Störningsgraden beror också på bottenfaunan. Större djur blir lättare skadade av rålning än små djur (Gilkinson *et al.* 1998).

## Störning

Det skapas nya möjligheter för kolonisation av olika djurgrupper efter störning av en viss area på grund av rålning. Beroende på bottenfaunans sammansättning och fiskeintensiteten kan återhämtningen ta längre eller kortare tid. På stabila habitat har successionen kunnat verka i lång tid och har lett till utvecklingen av en viss jämvikt. Vid regelbundna störningar av sådana miljöer kan det hända att det inte finns någon möjlighet för samhällen att återuppnå deras ursprungliga jämvikt. Vissa samhällen kan uppnå en ny, annorlunda jämvikt men det är svårt att förutse hur den ser ut. Störningen kan leda till en ekosystemförändring eller ett s.k. regim skifte (Folke 2006) vilket medför att ekosystemet aldrig kan återfå sitt ursprungliga tillstånd (Michael Tedengren, muntligen). Resilienta samhällen kan återuppnå det ursprungliga tillståndet därför att i sådana samhällen finns det tillräcklig diversitet och abundans av arter som tillhör de funktionella grupperna. Chansen att upprätthålla viktiga ekosystemfunktioner efter störning är större i resilienta samhällen. Långlivade djur med sen könsmognad, som t.ex. *Modiolus* eller *Astarte* musslor som är en viktig del av samhällena på Western Bank (nordöstra Atlanten) (Kenchington *et al.* 2006), kommer sent i successionen och de samhällena är därför mycket känsliga för regelbundna störningar såsom rålning. Djur med hårda kroppar som kan krossas, t.ex. musslor, tagghudingar och skaldjur, är också speciellt känsliga för bottenrålning (Shephard *et al.* 2010).

Organismsamhällen på habitat som är naturligt utsatta för störning (på grund av t.ex. starka strömmar och lösa substrat som drabbas hårt under oväder) karakteriseras av högre resiliens och kan återhämta sig efter störningar betydligt snabbare (Brylinsky *et al.* 1994, Kaiser & Spencer 1996) än habitat som är mer stabila t.ex. lerbotten utan naturliga störningar (Tuck *et al.* 1998). Hårda och biogeniska bottenhabitat som utvecklar komplexa djursamhällen,



bestående av huvudsakligen långsamt växande och ömtåliga djur som koraller och svampdjur, har det också betydligt svårare att återhämta sig. Djur som har förmåga att regenerera förlorade kroppsdelar eller som har livshistorieegenskaper som främjar snabb återhämtning (på individ och populationsnivå), t.ex. sjöstjärnor (Asteroidea), krabbor (Brachyura), små havsborstmaskar och små musslor, har betydligt större chans att överleva trålning (Kaiser *et al.* 2000).

Freese *et al.* (1999) har visat att en area i Alaskabukten, som befinner sig på cirka 200 - 270 meters djup, drabbades av en signifikant minskning i mängden korall- och svampdjur efter experimentell trålning i forskningssyfte. Långsam återhämtning är dock inte alltid en regel i fallet av komplexa samhällen och Van Dolah *et al.* (1987) har t.ex. observerat en snabb återhämtning (efter 12 månader) av kraftigt decimerade svampdjurspopulationer efter experimentell trålning på 20 meters djup nära Georgia i USA (Atlanten). I denna studie kunde den snabba återhämtningen tillskrivas det relativt grunda djupet, som indikerar att samhället är anpassat till störningar. Båda de sistnämnda studierna (Van Dolah *et al.* 1987, Freese *et al.* 1999,) undersökte effekter av trålning på områden som inte trålats tidigare. Jennings *et al.* (2001) anger att ett mildare vattenflöde som förknippas med djupt vatten, samt finare sedimentpartiklar kan medverka till den ökade känsligheten för trålning.

### **Bottentyp**

Bottentyp kommer att ha en stor betydelse för hur bottenfaunan påverkas av trålning. Olika botten typer förknippas med olika arter och olika anpassningar mellan populationer av samma art (Shephard *et al.* 2010). Påverkan på hårbotten har redan beskrivits ovanför i avsnittet ”Störning”.

#### *Grov sand och grus*

Bottnar som består av grov sand och grus kan hysa känsliga djurarter. Koraller, tagghudingar, snäckor (Gastropoda), musslor kan skadas vid trålning. Beroende på livslängd, reproduktionstakt samt livshistoriestrategi, kan arter uppvisa olika förmåga till återhämtning efter störning. Kaiser *et al.* (2000) har visat att biomassan av *Alcyonium digitatum* (koralldjur), *Buccinum undatum* (snäcka), *Echinus esculentus* (sjöborre) och *Glycimeris glycimeris* (mussla) var lägre på hårt fiskade områden än det var på områden med låg fiskeintensitet (fiske med muddring – men som författaren antyder, andra typer av trålning skulle ha en likadan effekt). *Alcyonium digitatum* är en specialiserad filtrerande predator, *G. glycimeris* är också filtrerare, *E. esculentus* betar på öppna och ytor och filtrerar, medan endast *B. undatum* är en allätare, predator och asätare (WoRMS 2012). Samtidigt hittar Kaiser *et al.* (2000) att biomassa av opportunistiska ormstjärnor *Ophiura albida* och *Ophiocomina nigra* (som båda är allätare, predatorer och asätare) är högre på de hårt trålade områden, i jämförelse med de undersökta områden som har fiskats extensivt. Dieten hos *O. albida* består av små havsborstmaskar (WoRMS 2012). Det studerade samhällets sammansättning ändrades från ett som innehöll ganska många större djurarter, till ett som är mer rikt på små arter. Beroende på att de kan hantera störningar på grund av muddring bättre.

## *Sand*

Sandbotten har högre återhämtningsförmåga eftersom sådana miljöer domineras av rörliga arter, som har möjlighet att snabbt kolonisera nyligen trålade ytor (Jennings *et al.* 2001, Collie *et al.* 2000).

Jennings *et al.* (2001) undersökte trofiska effekter av bottentrålning på sandbotten i Silver Pits och Hills regioner i Atlanten. Resultat visar att ingen ändring när det gäller den trofiska strukturen har skett. Däremot har biomassan av både epifauna och infauna minskat signifikant på mer fiskade områden jämfört med mindre fiskade områden (arean trålas regelbundet med bomtrål och trål med bord). Det blev förhållandevis mer små havsborstmaskar än spatangoider (en ordning sjöborrar -Spatangoida) och musslor. Det betyder att ingen förändring i biomassan av havsborstmaskar har skett, utan det är endast den minskade biomassan av musslor och spatangoider som ansvarar för det minskade förhållandet av de två grupperna relativt havsborstmaskar. Ingen förändring i den trofiska strukturen betyder att vissa djurgrupper har tagit över funktioner från de grupper som minskade i ekosystemet. I det här fallet var det smådjur som har tagit över funktionen från de större djuren som förstördes. Det är tvärtemot vad Queiros *et al.* (2006) påstår - att små djur inte kan utnyttja resurser som blir tillgängliga efter borttagning av större djur. Båda undersökningar gjordes i Nordsjön. Jennings *et al.* (2001) forskade på sandbotten och Queiros *et al.* (2006) på lera och sandbotten.

Påföljande studier av Jennings *et al.* (2002) som undersökte effekter av bomtrålning i Silver Pits regionen och av Queiros *et al.* (2006), som forskade i Dogger Bank och Irländska sjön, har inte heller visat något samband mellan trålningsintensiteten och biomassan av infauna eller havsborstmaskar. Queiros *et al.* (2006) påstår däremot att undersökta samhällen redan är anpassade för naturliga störningar så att de redan domineras av små havsborstmaskar. Det finns dock bevis på att södra Nordsjöns bottenfauna har förändrats sedan början av 1900- talet på grund av långvarig trålning i området (Rijnsdorp & Vingerhoed 2001). Analyser av rödspättans maginnehåll och jämförelser med historiska data tyder på att bottenfaunans sammansättning ändrades från början av 1900 talet från musseldominerad till borstmaskdominerad, speciellt i södra Nordsjön. Prover på maginnehåll som togs på fyra olika ställen i Nordsjön visar en tydlig skillnad mellan början av 1900-och 2000-talet (tabell 1). Andelen musslor som dominerade rödspättans diet i början av 1900-talet minskade och andelen små havsborstmaskar som *Pectinaria* sp. ökade på 2000-talet. När det gäller musslor så är opportunistiska arter, som *Spisula* sp. (små, kortlivade, snabbväxande musslor) ett exempel på arter som nuförtiden dominerar rödspättans och sjötungans diet (Rijnsdorp & Vingerhoed 2001).

Tabell 1. Andelen rödspättor ( %) som äter en viss föda enligt två studier från år 1907 respektive 2001. Bearbetad efter Rijnsdorp & Vingerhoed (2001).

År	Crustacea	Echinodermata	Mollusca	Polychaeta
1907	22	12	81	30
2001	12	30	50	78

Muddring, som utförs på sandbotten har en stor potential att störa bottenfauna. Currie och Parry (1996) som gjorde sina studier i Port Phillip Bay (Australien), har noterat att 68 % av organismerna befinner sig i de övre 5 cm av botten substratet och 91 % i de övre 10 cm. Muddring som gick ner djupare än 5cm dödade och rubbade upp havsborstmaskar och gjorde de tillgängliga till t.ex. fisk (Currie & Parry 1996).

### Lera

Botten bestående av lera kan också innehålla ömtåliga djurarter. Sedentära organismer som koralldjur i ordern sjöpennor (Pannatulacea) karakteriseras av långsam tillväxt och långt liv (Wilson *et al.* 2002). En studie i Norra Stilla Havet har visat att sjöpennor av släktet *Stylatura* nästan har försvunnit på trålade områden, medan de var en dominerande djurgrupp på ett avgränsat skyddat område. I stället var det djur som eremitkräftor (Paguridae), sjöborrar (*Allocentrotus fragilis*), sjöstjärnor (*Mediaster aequalis*), sjögurkor (*Parastichopus* sp.) och solstjärnor (*Rathbunaster* spp. och *Pycnopodia* spp.) som dominerade de fiskade regionerna (Hixon & Tissot 2007). Hixon och Tissot (2007) har jämfört två områden med olika djup – det trålade området var 274-361 meters djupt medan det skyddade området var något grundare – 182-215 meters djupt. Det är dock svårt att hitta en betydelse av denna djupskillnad eftersom vattenrörelse på båda djupen är svag och båda områdena borde tåla störningar på likadant sätt. Engel och Kvitek (1998) har också kommit fram till att det finns signifikant lägre densitet av sjöpennor, havsanemoner, sjöstjärnor och sniglar på mer intensivt trålade områden i Stilla Havet, Monterey Bay. Samtidigt var densiteten av havsborstmaskar högre på extensivt trålade områden och densiteten av fåborstmaskar (Oligochaeta), rundmaskar (Nematoda) och ormstjärnor högre på de intensivt trålade områdena. Fåborstmaskar och rundmaskar är kända som opportunistiska djurgrupper (Engel & Kvitek 1998).

Hinz *et al.* (2007) rapporterar en ökning i biomassan av havsborstmaskar inom endast ett släkte *Prionospio* spp. på botten av lera, medan Schratzberger *et al.* (2002) inte hittar någon förändring i biomassan och artrikedomen av meiofauna (fauna av medelstorlek) eller Nematoda i Botney Cut och Western Mud Hole (Nordsjön). Detta är förmodligen därför att sådana små djur klarar trålningen bra och blir inte förstörda i lika stor utsträckning som större djur.

### Artrikedomen

Det som är intressant är att artrikedomen och artjämnheten hos makrovertebrater var högre på de fiskade områdena i vissa studier (Tuck *et al.* 1998, Hixon & Tissot 2007) medan andra

studier visar en negativ korrelation mellan trålningsintensiteten och diversiteten (Engel & Kvitek 1998, Hinz *et al.* 2007). Alla studier undersökte effekter av trål med bord på lerbotten. McConnaughey *et al.* (2000) har hittat en minskad artrikedom på trålade sandbottnar. Analysen, som gjordes på 39 forskningsresultat på olika botten typer av Collie *et al.* (2000) detekterade inte något signifikant samband mellan artrikedom och trålningsintensitet. Slutsatsen av denna studie är att det kan bero på skiftningar i abundans mellan olika taxa, d.v.s. förhållandet mellan olika arters förekomst förändrades. Den högre mångfalden kan delvis förklaras med hypotesen som berör betydelsen av måttliga störningar. Hypotesen säger att en måttlig störning ger utvecklingsmöjligheter till arter som annars konkurreras ut utan störningen och att störning kan leda till en mer heterogen miljö (Ricklefs 2010). Hypotesen är dock inte välundersökt i havsmiljö (Thrush & Dayton 2002) och McConnaughey *et al.* (2000) samt Engel och Kvitek (1998) har i sina studier påvisat att botten trålningen kan orsaka en minskad heterogenitet. Thrush och Dayton (2002) tyder på att hypotesen av måttliga störningar inte är implementerbar speciellt vid trålning på mjuka botten av t.ex. lera eftersom det inte finns några bevis på konkurrens över utrymme och föda på mjuka botten.

Hixon och Tissot (2007) undersökte skillnader mellan trålade och skyddade områden medan de flesta andra resultat visar skillnader i sammansättning av bottenfauna mellan områden som trålas med högre eller mindre intensitet. Artjämnheten var högre på trålade än på skyddade områden i denna studie (Hixon och Tissot 2007) och det är tvärtemot det man skulle förvänta sig. Det visade sig att ostörda botten hade en större artrikedom och en mer heterogen miljö som ofta är kopplad till en högre förmåga till resiliens. Fenomenet kan också förklaras av att trålningen attraherar mer asätare vilket kommer att diskuteras senare.

### **Metaanalyser**

Sammanfattningsvis kan man säga att det är väldigt svårt att få en helhetsbild av hur trålning påverkar bottenfaunans sammansättning beroende på substrattyp, trålningsmetod och andra faktorer, genom att analysera enskilda studier. Deras resultat skiljer sig mycket och är ofta motsägelsefulla. Endast genom att titta på metaanalysstudier kan man bilda sig en uppfattning av trender och erhålla en mer tydlig helhetsbild (Collie *et al.* 2000, Kaiser *et al.* 2006). Metaanalyser grupperar data från flera olika studier och analyserar dessa som oberoende replikat (Collie *et al.* 2000). Collie *et al.* (2000) har analyserat data från 39 studier och Kaiser *et al.* (2006) från 101 studier.

Kaiser *et al.* (2006) undersökte hur olika trålningsmetoder på olika substrat påverkar bottenfauna (tabell 2). Det visar sig att det är biogeniska substrat (som bildas av levande organismer som sjögräs, mattor av musslor, rev av koraller och svampdjur – Collie *et al.* 2000) i kombination med muddring efter pilgrimsmusslor (Pectinidae) och muddring i tidvattenzoner på sand samt lerig sand som hade störst negativ inverkan. Collie *et al.* (2000) visar också att det är muddring som har den största negativa effekten på bottenfauna. Generellt kan man också avgöra att det är de biogeniska substrat som blir mest påverkade på grund av

den stora andelen av långsamt växande arter (Collie *et al.* 2000). Båda studierna har pekat på att bomtrålning på sandbotten karakteriseras av relativt låg störningsgrad.

Tabell 2. Data som visar hur en kombination av tråltyp och bottenotyp påverkar bottenfaunans respons över tiden. Höga F-värden betyder mer destruktiv inverkan på bottenfaunans artrikedom (F-värden sammanställda utifrån signifikanta resultat av studier grupperade i fyra olika tidsperioder: 0-1, 2-7, 8-50, >50 dagar). Bearbetad efter Kaiser *et al.* (2006).

Tråltyp/bottenotyp	Tidsperiod (dagar)	F-värde <sup>1</sup>	Df <sup>2</sup>
muddring <sup>3</sup> /biogenisk	> 50	46,4	1,26
muddring <sup>4</sup> /sand	> 50	22,8	2,16
muddring <sup>4</sup> /lerig sand	> 50	21,3	2,31
trål med bord/biogenisk	> 50	14,2	1,42
trål med bord/lera	2-7	11,1	3,3
muddring <sup>3</sup> /lerig sand	8-50	7,6	2,98
bomtrålning/sand	2-7	3,9	1,59
bomtrålning/lerig sand	8-50	3,3	2,64
trål med bord/sand	0-1	1,8	2,14
muddring <sup>3</sup> /grus	2-7	1,7	2,26
muddring <sup>3</sup> /sand	2-7	0,7	2,11

<sup>1</sup>F-värden baseras på olika antal replikat för varje kombination

<sup>2</sup>frihetsgrader

<sup>3</sup>pilgrimsmussla

<sup>4</sup>tidvattenszon

Återhämtningstider för bottenfauna som blivit störda av olika tråltyper på olika botten typer visar också stor variation, men bekräftar mönstret att det är muddring som har den största påverkan och att den biogeniska botten typen är bland de som har det svårast att återhämta sig efter störning (tabell 3). Sandhabitat blir minst störda när det gäller artrikedomen och antalet individer (Collie *et al.* 2000, Kaiser *et al.* 2006).

Tabell 3. Data som visar hur en kombination av tråltyp och bottentyp påverkar bottenfaunans genomsnittliga och maximala återhämtningstider. Bearbetad efter Kaiser *et al.* (2006).

Tråltyp	Bottentyp	Genomsnittlig tid	Maximal tid
		(dagar <sup>1</sup> )	(dagar <sup>1</sup> )
Bomtrålning	grus	NA <sup>2</sup>	NA <sup>2</sup>
	lerig sand	11	236
	sand	NA <sup>2</sup>	NA <sup>2</sup>
Muddring <sup>3</sup>	biogenisk	972	1175
	grus	ingen återhämtning	ingen återhämtning
	lerig sand	88	589
	sand	39	>8 år
Muddring <sup>4</sup>	lera	NA <sup>2</sup>	NA <sup>2</sup>
	lerig sand	897	>8 år
	sand	109	193
Trål med bord	biogenisk	188	>8 år
	grus	NA <sup>2</sup>	NA <sup>2</sup>
	lera	4	8
	lerig sand	NA <sup>2</sup>	NA <sup>2</sup>
	sand	NA <sup>2</sup>	NA <sup>2</sup>

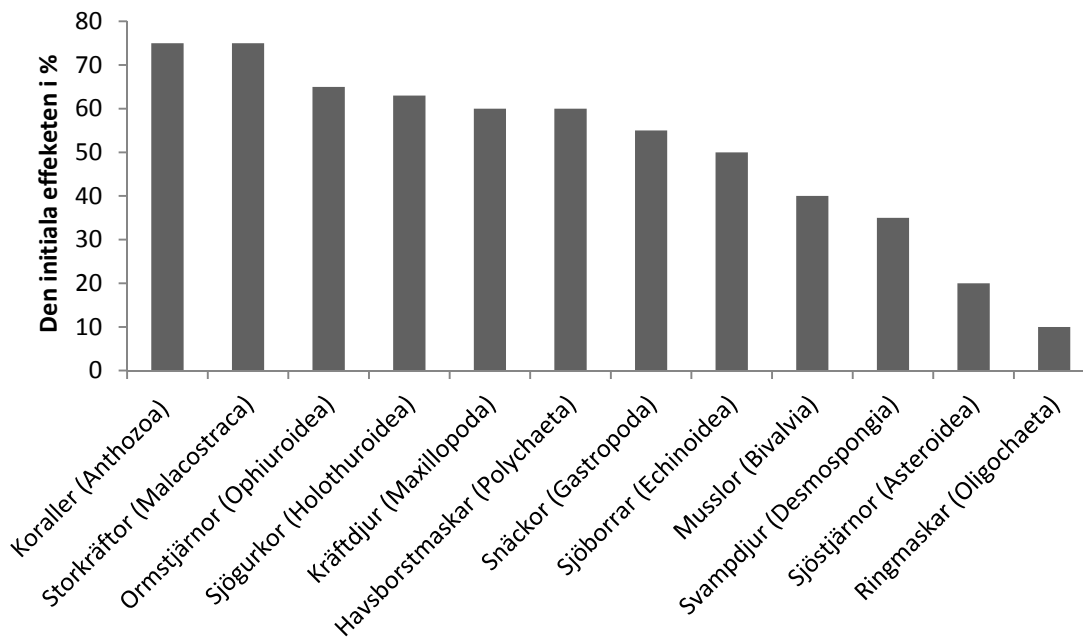
<sup>1</sup>Tid i dagar om inte annat anges.

<sup>2</sup>NA – data inte tillgängliga.

<sup>3</sup>pilgrimsmussla

<sup>4</sup>tidvattenszon

Collies *et al.* (2000) metaanalys visar att det har skett en initial 46 % minskning av det totala antalet individer och 27 % minskning av artantalet på fiskade områden. När det gäller den initiala negativa effekten på olika djurgrupper påpekar båda metaanalyserna att det är filtrerare t.ex. koraller och detrivorer som ormstjärnor och sjögurkor som drabbas hårdast (figur 3). Enligt Kaiser *et al.* (2006) var det gruppen ringmaskar (innehållande sådana djur som opportunistiska Polychaeta och Oligochaeta) som återhämtar sig snabbast på sandbotten, redan efter 98 dagar i genomsnitt. Det här resultatet är i enlighet med resultatet av Collies metaanalys som visade att Oligochaeta var minst känsliga för den initiala störningen d.v.s. den störning som inträffar direkt efter trålningstillfället (figur 3).



Figur 3. Den initiala destruktiva effekten (minskning i %) av trål med bord, bomtrålning, muddring samt tidvattenszonens krattnig på olika grupper av bottenfauna. Bearbetad efter Collie *et al.* (2000).

### Substratförändringar

Själva trålningen kan också påverka sammansättningen av bottensubstrat (Queiros *et al.* 2006). Det visar sig att intensivt trålade områden har större andel finare partiklar (Trimmer *et al.* 2005), men att detritus (dött organiskt material) blir mer upplöst i vatten, i jämförelse med områden som inte trålats, där detritus kan ackumuleras ostört (Engel & Kvitek 1998). Trålning gör att fiskade arealer innehåller färre stenar och ytan blir mer homogen (Engel & Kvitek 1998) och innehåller spår som lämnas av utrustningen (Engel & Kvitek 1998, Tuck *et al.* 1998). Det är trålar med bord som lämnar de mest tydliga dikena (Tuck *et al.* 1998). Delvis därför att man med den metoden brukar tråla på mjuka botten där trålbräddor kan gå djupare in och lämna tydligare spår. Bomtrålning och muddring brukar släta ut trålade ytor (Currie & Perry 1996) men bomtrålningen kan också lämna diken på mjuka botten.

Muddring har en förmåga att döda djur genom att gräva ner dem. Sedimentet som tas upp i vattenmassorna faller sedan ner och kan också orsaka stor dödlighet för vissa arter (Currie & Perry 1996). *Corbula cf. coxi* musslor har det t.ex. svårt att ta sig upp ur sanden om de är nergrävda djupare än 5 cm (Krantz 1974).

### Indirekt påverkan

Få forskningsresultat påvisar att trålning kan bidra till en ökning av biomassan av kommersiellt fångade fiskarter. Däremot kan man diskutera om direkta effekter kommer att bidra till en ökning. Av 15 utvalda artiklar som presenteras i tabell 4 är det fem som visar på

effekter som kunde bidra till förbättrade förutsättningar för ökning av biomassa av fiskarter som fångas. Ökad abundans av Polychaeta (studie 2 och 7, tabell 4), ökad abundans av opportunistiska skaldjur (studie 8, tabell 4), ökad fiskstorlek på sandbottnar (studie 10 tabell 4) och ökad biomassa av opportunistiska djur (studie 15, tabell 4) kunde ha orsakat ökad abundans av kommersiellt fångade fiskarter. Samtidigt presenterar tabell 4 effekter som kunde ha en negativ inverkan på fiskar. Hixon och Tissot (2007) (studie 3, tabell 4) visar att abundans och mångfald av fiskar minskades efter trålning. Produktiviteten av ekosystemet minskade i Irländska sjön (studie 6, tabell 4), fiskstorlek minskade på grusbottnar (studie 10, tabell 4), lämplighet av ekosystemet för fiskar minskade (studie 11, tabell 4) och abundans av Polychaeta minskade (studie 14, tabell 4). Freese *et al.* (1999) och Van Dolah *et al.* (1987) (studie 12 och 13) tyder på att tätheten av svampdjur och koralldjur minskade på trålade bottnar. Biogeniska habitat som innehåller dessa djurgrupper kan vara en viktig plats där fisklarver och yngel har en ökad överlevnadsförmåga innan de blir könsmogna. Förstörelse av sådana habitat kan därför ha en negativ effekt på fiskabundans (Freese *et al.* 1999).

Tabell 4. Effekter av bottentrålning som kan ha betydelse för biomassan av kommersiellt intressanta fiskpopulationer. ”-” minskning, ”+” ökning, ”0” ingen förändring av den studerade parametern.

Effekter	Lokal	Referens
<b>1.</b> Bottenfauna: abundans+/diversitet, jämnhet -	Skotska havet	Tuck <i>et al.</i> 1998
<b>2.</b> En art av Polychaeta: abundans +/ infauna: abundans, biomassa, mångfald -/epifauna: abundans, mångfald -, biomassa 0	NÖ Irländska sjön, Kambriska kusten	Hinz <i>et al.</i> 2009
<b>3.</b> Fisk, evertebrater: abundans -/fisk: mångfald-/evertebrater: mångfald +	Conquille Bank - Norra Stilla Havet	Hixon & Tissot 2007
<b>4.</b> Meiofauna, Nematoda: mångfald, biomassa 0	Botney Cut, Western Mud Hole-Nordsjön	Schratzberger <i>et al.</i> 2002
<b>5.</b> Polychaeta, infauna: mångfald, biomassa 0	Silver Pit- Atlanten	Jennings <i>et al.</i> 2002
<b>6.</b> Produktivitet: Irländska sjön -, Dogger Bank 0	Irländska sjön (Sellafeld), Dogger Bank-Nordsjön	Queirós <i>et al.</i> 2006
<b>7.</b> Evertebrater (epifauna): abundans+ / opportunistiska Oligochatea, en art av Polychaeta, sjöborrar, Nematoda: abundans +/opportunistiska Polychaeta: mångfald -	Stilla Havet, Monterey Bay	Engel&Kvitek 1998
<b>8.</b> Opportunistiska Crustacea: abundans+/Polychaeta: tillgängliga för fiskar	Port Phillip Bay- Australia	Currie & Perry 1996
<b>9.</b> Polychaeta: biomassa 0/infauna, epifauna: biomassa -	Silver Pit, Hills- Atlanten	Jennings <i>et al.</i> 2001
<b>10.</b> Fisk storlek: sand+/grus-	Keltiska havet	Shephard <i>et al.</i> 2010
<b>11.</b> Epifauna: biomassa -/infauna: biomassa +/lämplighet för fiskar -	Söder om Isle of Man, Storbritannien	Kaiser <i>et al.</i> 2000
<b>12.</b> Porifera, Anthozoa: täthet -	Eastern Gulf of Alaska	Freese <i>et al.</i> 1999
<b>13.</b> En art av svampdjur: täthet -	Southeast of Savannah, Georgia, USA	Van Dolah <i>et al.</i> 1987
<b>14.</b> Epifauna: biomassa -/Polychaeta: abundans -	Western Bank, Nordvästra Atlanten	Kenchington <i>et al.</i> 2006
<b>15.</b> Opportunistiska djur: biomassa +	Södra Nordsjön	Rijnsdorp & Vingerhoed 2001

En del forskningsresultat tyder på att trålning bidrar till minskad fiskbiomassa. Hixon och Tissot (2007) noterar att trots högre artjämnhet av bottenfauna på trålade botten, minskar



abundansen och mångfalden av fiskar. Dessutom leder trålning till stora förändringar i artsammansättning som kan få oväntade effekter (Hixon & Tissot 2007). Queiross *et al.* (2006) resultat, i kontrast till Jennings *et al.* (2001), tyder på att en ökning av fiskbiomassa på trålade botten är osannolik eftersom små djur som kunde bli fiskföda inte kan utnyttja resurser som blir tillgängliga när större djur tas bort. På det sättet kan vissa funktioner i ekosystemet förloras t.ex. när djur som finns i botten av näringsväven försvinner och inte kan ersättas blir näringsväven bristfällig. I en sådan situation kan vissa fiskarter försvinna på grund av kaskadeffekter som orsakar födobrist (McConnaughey *et al.* 2000).

### **Bottentyp**

Indirekt effekt på bottenlevande fiskar som t.ex. rödspätta kan också variera beroende på bottentyp (Shephard *et al.* 2010). Vissa populationer som lever på grusbotten kan drabbas hårdare eftersom deras föda i större utsträckning består av trålningsdrabbad infauna som skaldjur, blötdjur eller tagghudingar (Amezcuca *et al.* 2003, Shephard *et al.* 2010), än sandlevande populationer (Shephard *et al.* 2010). Detta eftersom trålning kan öppna nya tillväxtpotentialer för sandbottenslevande havsborstmaskar som har förhållandevis hög förmåga till populationstillväxt (Brey 1999) och hög överlevnad vid trålning (Jennings *et al.* 2001, Shephard *et al.* 2010). Shephard *et al.* (2010) har kommit fram till att trålning har en betydlig negativ effekt på rödspättans storlek när det gäller populationer som lever på grusbotten i Keltiska Havet relativt populationer som lever på sandbotten. Rijnsdorp & Vingerhoed (2001) påpekar också att rödspättans diet i Nordsjön kan variera beroende på distribution och djup, med havsborstmaskarna som utgör en större del av föda hos grunt levande fiskar.

### **Plattfiskar**

Studier som analyserades indikerar att vid ökning av biomassan av smådjur, eller ökning av deras relativa mängd i förhållande till andra djur, som kan hända efter trålning (Kaiser *et al.* 2000, Jennings *et al.* 2001, Schratzberger *et al.* 2002, Kaiser *et al.* 2006), är det mest plattfiskar som gynnas. Engel och Kvitek (1998) visar t.ex. att en havsborstmask *Chloea pinnata* är den viktigaste födan för sådana plattfiskar som *Citharichthys sordidus*, *Parophrys vetulus* och sjötunga. Det tidigare nämnda resultatet av Rijnsdorp och Vingerhoed (2001) (tabell 1) visar på att också rödspättas diet nu huvudsakligen består av havsborstmaskar. Detta på grund av långvarig trålning av Nordsjön, som har förändrat bottenfaunans sammansättning under 1900-talet.

### **Återkolonisering, rekrytering och asätare**

Vissa forskningsresultat tyder på att djur snabbt kan återkolonisera experimentellt trålade områden (Jennings *et al.* 2002, Sonnerwald & Turkay 2012), men mer forskning behövs för att undersöka hur stor del av de populationer som befinner sig på trålade områden är de populationer som immigrerade efter trålningstillfället. Mönstret kan troligtvis kopplas till artens livshistorieegenskaper. Trots att t.ex. rödspätta kan migrera avstånd på cirka 200 kilometer, visar den en stark anknytning till en plats under den icke migrerande perioden

(Hunter *et al.* 2003). Det är också intressant att se hur länge de ökade mängderna av invaderade djur kan upprätthållas beroende på trålningens intensitet (Sonnerwald & Turkay 2012). Det ser ut som att en möjlig mekanism är att det hela tiden är nya, opportunistiska djur som invaderar nytrålade områden och det kan i sin tur bidra till en ökning av produktiviteten på de områdena varifrån djuren kommer. Minskade tätheter i de områdena skulle kunna skapa förutsättningar för en ökad populationstillväxt tack vare en ökad tillgång till resurser och en minskad konkurrens. Det här skulle fungera i fall populationsstorleken huvudsakligen begränsas av täthetseffekter.

Under vissa förhållanden är det dock inte inomartskonkurrens som reglerar populationstätheten och trålningen kan ha stor inverkan på rekrytering och predation i området (Kenchington *et al.* 2006). Rekrytering av nya känsliga djurarter kan bli bristfällig genom störning av botten medan predation kan påverkas på två olika sätt. Första sättet är att en del fiskar fångas och predationstrycket minskas därmed (McConnaughey *et al.* 2000). Det andra sättet är att det kommer nya predatorer och asätare till nyligen trålade områden för att exploatera på de dödade djuren. Detta händer eftersom det lämnas döda djurkroppar efter bottentrålning (Engel & Kvitek 1998, Kaiser *et al.* 2000, Rijnsdorp & Vingerhoed 2001, Brown *et al.* 2005, Kenchington *et al.* 2006, Hinz *et al.* 2009, Sonnerwald & Turkay 2012). Större och skalbildande djur krossas och blir tillgängliga för fiskar eller blir dödade och nedgrävda i sanden och kan ätas upp av infauna.

Analys av maginnehåll av rödspätta och sjötunga har inte visat något bevis på att dessa arter koloniserar nytrålade områden (Rijnsdorp & Vingerhoed 2001). Andra arter i sin tur kan utnyttja den ökade födotillgängligheten genom att äta den förstörda bottenfaunan (Kenchington *et al.* 2005). Torsk (*Gadus morhua*), kolja (*Melanogrammus aeglefinus*), lerskädda (*Hippoglossoides platessoides*) och flundror (*Pseudopleuronectes americanus* samt *Pleuronectes ferruginea*) ökar sitt intag av *Mediolus* sp. musslor efter trålning och alla förutom *Pseudopleuronectes americanus* har ökad konsumtionen av rörmaskar (*Thelepus cincinnatus*) (Kenchington *et al.* 2005). Fiskar som vanligtvis äter skaldjur kan på trålade bottenar äta mer infauna och bli asätare, som t.ex. sjötungor (*Lyopsetta exilis* och *Glyptocephalus zachirus*) (Hixon & Tissot 2007).

## Diskussion

Kommersiellt fångade fiskpopulationer påverkas generellt på två olika sätt av mänsklig påverkan såsom bottentrålning kan utgöra. För det första minskas populationsdensiteten vilket medför en större tillgång till resurser och minskad inomartskonkurrens. Det här leder i sin tur till förbättrade förutsättningar för snabbare tillväxt av fiskpopulationer (Lorenzen & Enberg 2002). För det andra fångar människan större fiskar vilket selekterar för tidigarelagd könsmognad och resulterar i en större andel små fiskar i populationen (Greenstreet & Rogers 2006). I fallet vid fångsten av bottenlevande fiskar med hjälp av trålning blir ytterligare en faktor mycket mer tydlig. Förändringen av bottenfaunans sammansättning som har beskrivits i

arbetet är något som påverkar inte bara bottenlevande fiskpopulationer, men också alla andra populationer som direkt eller indirekt är beroende av havsbottenresurser, till och med människor.

Även om det finns bevis för en ökning av mängden opportunistiska djur, som i sin tur kan öka produktiviteten av plattfiskar, finns det också andra faktorer som gör att den generella effekten av måttlig bottentrålning på kommersiellt fångade fiskpopulationer inte blir tydlig.

Minskning av bottenlevande bytesdjur leder till minskning av ekosystemets bärkraft d.v.s. förmågan hos ekosystemet att uppehålla en viss fiskmängd kan minska (Shephard *et al.* 2010). Trålning kan också leda till förändringar i artsammansättning av fiskar som kan orsaka oväntade effekter (Hixon & Tissot 2007). Det är möjligt t.ex. att rörliga fiskarter som torsk och kolja kan förflytta sig till nyligen trålade område för att exploatera död bottenfauna medan mer stationära fiskarter som rödspätta i vissa fall kan förlora sin födokälla.

Den andra otydligheten gäller hur stor andel av påverkan som man kan tillskriva trålningseffekter, och hur stor andelen orsakas av andra faktorer (Gislason & Sinclair 2000), som eutrofiering, ökning av primärproduktion och klimatförändringar. Även andra komplikationer tillkommer, t.ex. faktumet att populationer som lever på grundare vatten påverkas mest av eutrofieringen, medan djuplevande arter påverkas mest av trålning (Rijnsdorp & Van Leeuwen 1996). Det är särskilt svårt att bedöma påverkan av de olika faktorerna därför att alla av dem redan har verkat i årtionden under det senaste seklet (Queiros *et al.* 2006) och de flesta forskningsresultat visar förändringar på de områden som redan anpassats till trålning. Mer forskning behövs för att bestämma om det verkligen är trålning som orsakar det ökade tillväxten av plattfiskpopulationer. Det är viktigt att skilja mellan trålningseffekter och effekter av andra faktorer när studierna utförs. Det här kräver i sin tur en mer tvärvetenskapligt forskarinställning som leder till bättre förståelse för de processer som studeras.

## Tack

Jag vill tacka handledaren Katariina Kiviniemi för stöd, inspiration och korrigerering samt studenter Daniel Holm och Gustav Pettersson för både saklig och språklig korrigerering. Jag vill också uttrycka min tacksamhet för kursledaren Jan Örberg för den tydliga och välorganiserade kursledningen.

## Referenser

- Amezcuca F, Nash RDM, Veale L. 2003. Feeding habits of the order Pleuronectiformes and its relation to the sediment type in the north Irish Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the UK* **83**: 593-601.
- Brey T. 1999. Growth performance and mortality in aquatic macrobenthic invertebrates.

- Advances in Marine Biology **35**:153–223.
- Brown EJ, Finney B, Hills S, Dommissie M. 2005. Effects of commercial utter trawling on enthic communities in the southeastern Bering Sea. American Fishing Society Symposium **41**: 439–460.
- Brylinsky M, Gibson J, Gordon DC. 1994. Impacts of flounder trawls on the intertidal habitat and community of the Minas Basin, Bay of Fundy. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **51**: 650-661.
- Collie JS, Escanero G, Valentine PC. 1997. Effects of bottom fishing on the benthic megafauna of Georges Bank. Marine Ecology Progress Series **155**: 159-172.
- Collie JS, Hall SJ, Kaiser MJ, Poiner IR. 2000. A quantitative analysis of fishing impacts on shelf sea benthos. Journal of Animal Ecology **69**:785–798.
- Currie DR, Parry GD. 1996. Effects of scallop dredging on a sort sediment community: a large scale experimental study. Marine Ecology Progress Series **134**:131-150.
- Engel J, Kvitek R. 1998. Effects of utter trawling on a benthic community in Monterey Bay National Marine Sanctuary. Conservation Biology **12**: 1204–1214.
- European Commission 2012. WWW – document:  
[http://ec.europa.eu/fisheries/cfp/control/technologies/vms/index\\_en.htm](http://ec.europa.eu/fisheries/cfp/control/technologies/vms/index_en.htm).  
 Hämtad 2012-11-15.
- Folke C. 2006. Resilience: The emergence of a perspective for social–ecological systems analyses. Global Environmental Change **16**: 253–267.
- Freese L, Auster PJ, Heifetzl J, Wing BL. 1999. Effects of trawling on seafloor habitat and associated invertebrate taxa in the Gulf of Alaska. Marine Ecology Progress Series **182**: 119-126.
- Gilkinson K, Paulin M, Hurley S, Schwinghamer P. 1998. Impacts of trawl door scouring on infaunal bivalves: results of a physical trawl door model/dense sand interaction. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology **224**: 291–312.
- Gislason H, Sinclair MM. 2000. Ecosystem effects of fishing. ICES Journal of Marine Science **57**: 466–467.
- Godet L, Toupoint N, Fournier J, Le Mao P, Retière C, Olivier F. 2009. Clam farmers and Oystercatchers: Effects of the degradation of *Lanice conchilega* beds by shellfish farming on the spatial distribution of shorebirds. Marine Pollution Bulletin **58**: 589–595.
- Greenstreet SPR, Rogers SI. 2006. Indicators of the health of the North Sea fish community: identifying reference levels for an ecosystem approach to management. ICES Journal of Marine Science **63**: 573-593.
- Gräslund S, Bengtsson BE. 2001. Chemicals and biological products used in south-east Asian shrimp farming, and their potential impact on the environment - a review. The Science of the Total Environment **280**: 93-131.
- Hinz H, Prieto V, Kaiser MJ. 2009. Trawl disturbance on benthic communities: chronic effects and experimental predictions. Ecological Applications **19**: 761–773
- Hixon MA, Tissot BN. 2007. Comparison of trawled vs untrawled mud seafloor assemblages of fishes and macroinvertebrates at Coquille Bank, Oregon. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology **344**: 23–34.

- Hunter E, Metcalfe JD, Reynolds JD. 2003. Migration route and spawning area fidelity by North Sea plaice. *Proceedings of the Royal Society Biological Sciences* **270**: 2097–2103.
- ICES – International Council for the Exploration of the Sea 2012. WWW – document: <http://geo.ices.dk>. Hämtad 2012-12-03.
- ICES b– International Council for the Exploration of the Sea 2012. WWW – document: <http://www.ices.dk/env/refcodes/icear.htm>. Hämtad 2012-12-11.
- Jennings S, Pinnegar JK, Polunin NVC, Warr KJ. 2001. Impacts of trawling disturbance on the trophic structure of benthic invertebrate communities. *Marine Ecology Progress Series* **213**: 127–142.
- Kaiser MJ, Hill AS, Ramsay K, Spencer BE, Brand AR, Veale LO, Prudden K, Rees EIS, Munday BW, Ball B, Hawkins SJ. 1996. Benthic disturbance by fishing gear in the Irish Sea: a comparison of beam trawling and scallop dredging. *Aquatic Conservation. Marine and Freshwater Ecosystems* **6**: 269-285.
- Kaiser MJ, Armstrong PJ, Dare PJ, Flatt RP. 1998. Benthic communities associated with a heavily fished scallop ground in the English Channel. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* **78**: 1045-1059.
- Kaiser MJ, Ramsay K, Richardson CA, Spencer FE, Brand AR. 2000. Chronic fishing disturbance has changed shelf sea benthic community structure. *Journal of Animal Ecology* **69**: 494-503.
- Kaiser MJ, Collie JS, Hall SJ, Jennings S, Poiner IR. 2002. Modification of marine habitats by trawling activities: prognosis and solutions. *Fish and Fisheries* **3**:114–136.
- Kaiser MJ, Clarke KR, Hinz H, Austen MCV, Somerfield PJ, Karakassis I. 2006. Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. *Marine Ecology Progress Series* **311**: 1–14.
- Kaiser MJ, Spencer BE. 1994. Fish scavenging behaviour in recently trawled areas. *Marine Ecology Progress Series* **112**: 41–49.
- Kenchington EL, Gordon DC, Bourbonnais-Boyce C, MacIsaac KG, Gilkinson KD, McKeown DL, Vass WP. 2005. Effects of experimental otter trawling on the feeding of demersal fish on Western Bank, Nova Scotia. *American Fisheries Society Symposium* **41**: 391–409.
- Kenchington ELR, Gilkinson KD, MacIsaac KG, Bourbonnais-Boyce C, Kenchington TJ, Smith SJ, Gordon Jr DC. 2006. Effects of experimental otter trawling on benthic assemblages on Western Bank, northwest Atlantic Ocean. *Journal of Sea Research* **56**: 249–270.
- Kranz PM. 1974. The anastrophic burial of bivalves and its paleological significance. *The Journal of Geology* **82**: 237-265.
- Kröncke I, Dippner JW, Heyen H, Zeiss B. 1998. Long-term changes in macrofaunal communities off Norderney (East Frisia, Germany) in relation to climate variability. *Marine Ecology Progress Series* **167**:25–36.
- Lorenzen K, Enberg K. 2002. Density-dependent growth as a key mechanism in the regulation of fish populations: evidence from among-population comparisons. *Proceedings of the Royal Society B Biological Sciences* **269**: 49–54.

- McConnaughey A, Mier KL, Dew CB. 2000. An examination of chronic trawling effects on soft-bottom benthos of the eastern Bering Sea. *ICES Journal of Marine Science* **57**: 1377-1388.
- NIOZ 2012 - Royal Netherlands Institute for Sea Research. WWW – document: [http://wwwold.nioz.nl/nioz\\_nl/775f7ca4f5ae2e62341850e65713502e.php](http://wwwold.nioz.nl/nioz_nl/775f7ca4f5ae2e62341850e65713502e.php). Hämtad 2012-11-15.
- Ricklefs ER. 2010. *The Economy of Nature*. 6:e uppl. W.H. Freeman and Company, New York.
- Rijnsdorp AD, Van Leeuwen PI. 1996. Changes in growth of North Sea plaice since 1950 in relation to density, eutrophication, beam-trawl effort, and temperature. *ICES Journal of Marine Science* **53**: 1199–1213.
- Rijnsdorp AD, Vingerhoed B. 2001. Feeding of plaice *Pleuronectes platessa* and sole *Solea solea* in relation to the effects of bottom trawling. *Journal of Sea Research* **45**: 219–229.
- Schratzberger M, Dinmore TA, Jennings S. 2002. Impacts of trawling on the diversity, biomass and structure of meiofauna assemblages. *Marine Biology* **140**: 83–93.
- Shephard S, Brophy D, Reid DG. 2010. Can bottom trawling indirectly diminish carrying capacity in a marine ecosystem? *Marine Biology* **157**: 2375–2381.
- Sonnewald M, Turkey M. 2012. Abundance analyses of mega epibenthic species on the Dogger Bank (North Sea): Diurnal rhythms and short term effects caused by repeated trawling, observed at a permanent station. *Journal of Sea Research* **73**: 1–6.
- Thrush ST, Dayton PK. 2002. Disturbance to marine benthic habitats by trawling and dredging: implications for marine biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* **33**: 449-473.
- Tuck ID, Hall SJ, Robertson MR, Armstrong E, Basford DJ. 1998. Effects of physical trawling disturbance in a previously unfished sheltered Scottish sea loch. *Marine Ecology Progress Series* **162**: 227-242.
- Queirós AM, Hiddink JG, Kaiser MJ, Hinz H. 2006. Effects of chronic bottom trawling disturbance on benthic biomass, production and size spectra in different habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **335**: 91–103
- Van Dolah RF, Wendt PH, Nicholson N. 1987. Effects of a Research Trawl on a Hard-Bottom Assemblage of Sponges and Corals. *Fisheries Research* **5**: 39-54.
- Von Brandt A. 1984. *Fish Catching Methods of the World*. 3:e uppl. Fishing News Books Ltd. Farnham, Surrey, England.
- Wilson MT, Andrews AH, Brown AL, Cordes EE. 2002. Axial rod growth and age estimation of the sea pen, *Halipteris willemoesi* Kölliker. *Hydrobiologia* **471**: 133–142.
- WoRMS 2012 – World Register of Marine Species. WWW – document: <http://www.marinespecies.org>. Hämtad 2012-11-15.