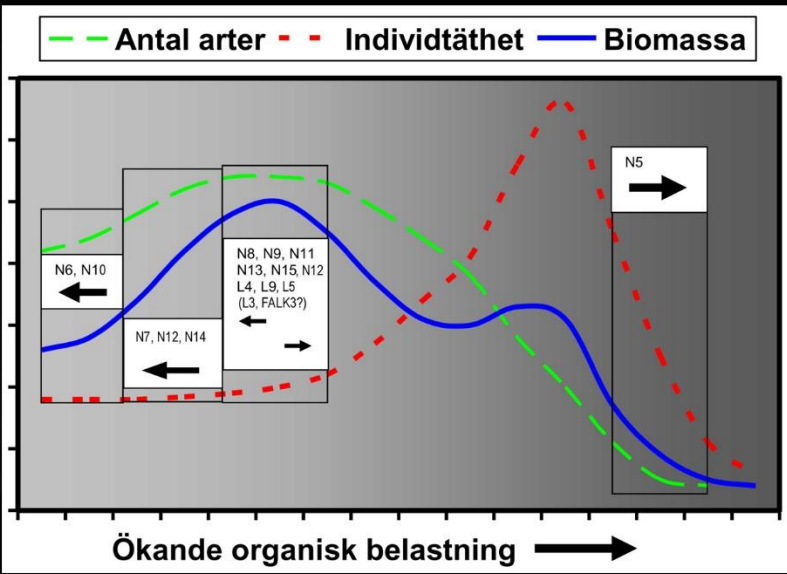
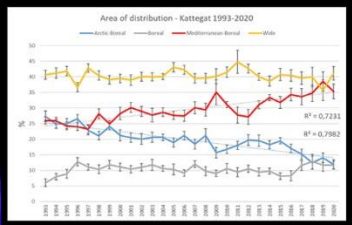
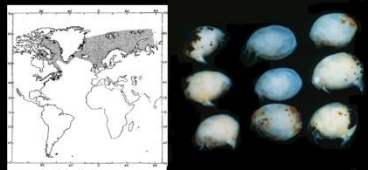


**BOTTENFAUNAN
LÄNGS
HALLANDSKUSTEN
2020
och under perioden 1993-2020**

PETER GÖRANSSON

Omslagsbilden:

Överst från vänster: rödlistade nordliga arter *Ophiura robusta*, *Haploops tenuis* och *Euspira pallida*. Därunder tre diagram som visar när rödlistade arter påträffats för sista gången, hur nordliga arter minskar norrut samt hur det totala antalet taxa minskar när kvävehalterna minskar och temperaturen ökar.

Vänstra raden uppifrån och ner: Ökning av bottenvattnets temperatur på station L9, nedgången av kvävehalter på station N7 och utvecklingen för samma station 1993-2020 som MDS. Underst den rödlistade *Calocaris macandreae* som tidigare funnits på de djupaste stationerna.

Högra raden uppifrån och ner: Global utbredning för *Philomedes brenda* som minskat kraftigt. Utveckling av zoogeografiska grupper 1993-2020. Utbredningskartor för *Nucula nitidosa* som ökat kraftigt och den rödlistade *Nuculana pernula* som minskat. Längst ner bilder på *Nuculana pernula* och *Nucula nitidosa* som har ett likartat födoupptag men olika slags larvtyp.

Längst underst i mitten: Tolkad utveckling med avseende på organisk belastning för 16 stationer 1993-2020 enligt Pearson-Rosenbergs modell.

**BOTTENFAUNAN
LÄNGS
HALLANDSKUSTEN
2020**

Peter Göransson

**Form: Anita Göransson
Foto: Peter Göransson ©**

PAG

Miljöundersökningar

KUSTGATAN 40 B, 252 70 RÅÅ • TELEFON +46 0705-26 10 75

E-MAIL: pag.miljo@gmail.com

HEMSIDA: pagenvironment.com

INNEHÅLLS FÖRTECKNING

INLEDNING	5
METODIK	11
RESULTAT och DISKUSSION	14
Sediment	14
Sedimentets egenskaper	14
Sedimentets redoxpotential	16
Bottenfauna	22
Totalt antal arter	22
Artsammansättning, ovanliga och rödlistade arter 2020	25
Tillståndsklassning enligt Naturvårdsverket	26
Skillnader mellan 2019 och 2020 för hela området	29
Skillnader mellan 2019 och 2020 för enskilda stationer	29
Storlek hos <i>Abra nitida</i>	33
Miljöpåverkan i området	36
Miljögifter	35
Bottentråkning	38
Eutrofiering	38
UTVECKLINGEN 1993-2020	44
Trendanalyser	44
BQI	54
MDS	65
Klimatförändringar	77
Klimatförändringar och eutrofiering	88
Rödlistade arter och klimat	90
Sammanfattande tolkning av trendanalyser, BQI och MDS med hänsyn till organisk belastning	94
SAMMANFATTNING	98
REFERENSER	102
Appendix 1. Artlista 2019	108
Appendix 2. Rådata 2019	111
Appendix 3. BQI-värden 2019	123

INLEDNING

Bakgrund

På uppdrag av Länsstyrelsen i Hallands län har följande undersökning av makrobottenfauna utförts under 2020 på 16 stationer längs Hallandskusten som ingår som en del av de regionala samordnade kustkontrollprogrammet för Hallands län som startade 1993. Under perioden 1993-2011 har programmet omfattat 13 stationer men utökades 2012 med 2 extra stationer (L3 och L5) och 2013 - 2020 har tre extra stationer (L3, L5 och FALK3) undersökts i södra delen av länets kustvatten.

Bottenfaunaundersökningarna längs Hallandskusten har under 1993-1995 utförts av Peter Göransson och Sven Bertil Johnson (Göransson & Johnson 1993, 1994 och 1995) samt 1996-2016 av Peter Göransson (Göransson 1996, 1997, 1998, 1999, 2000, 2001, 2002, 2003, 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019 och 2020).

Kvantitativa bottenfaunaundersökningar längs Hallandskusten har tidigare utförts inom kontrollprogrammet för Värö bruk (Smith 1991). Fem stationer som ingått i detta program ingår numera i det regionala samordnade programmet för Hallandskusten. Övriga provtagningsplatser har hämtats från Naturvårdsverkets PMK (1 station, Josefson 1988), recipientkontrollen i Kungsbackafjorden (2 stationer, Olsson 1987) samt från tidigare undersökningar i Laholmsbukten (3 stationer). Slutligen har en station i Laholmsbukten utvalts i samråd med SMHI och en station utgörs av SMHI:s befintliga hydrografistation "Fladen 1".

Bottenfaunan som mått på miljöförhållandena

Bottenfaunan ger ett integrerat långsiktigt mått på miljöförhållandena. Detta beror på att de flesta djuren är stationära och fleråriga vilket innebär att de får utstå varierande miljöförhållanden på samma plats under en lång tidsperiod. Födobasen för djurlivet på havsbotten är plankton vars tillväxt i sin tur gynnas av närsalter som kommer från aktiviteter på land. Bottenfaunan ger alltså ett sammanfattande mått på de snabba förlopp som är karakteristiska för produktionen i ytvattnet och som ofta är svåra att få grepp om.

Miljögifter kan också ackumuleras i djurens vävnader. Havsbottenarna utgör alltså slutstationer för alla de näringsämnen och miljögifter som hanteras på land. Detta gäller framförallt de djupa ackumulationsbottenarna. En del näringsämnen och miljögifter återcirkuleras dock från bottendjuren till andra organismer.

Bottenfaunan påverkas av ökande organisk belastning enligt den vedertagna Pearson-Rosenberg-modellen (Pearson & Rosenberg 1978). I mycket grova drag innebär denna att faunan gynnas av ökande belastning upp till en viss nivå då antalet arter och den totala biomassan ökar. Över denna belastningsnivå kan syrebrist uppträda vilken påverkar faunan negativt och antalet arter och den totala biomassan sjunker. Vid extrema situationer dominerar någon art kraftigt

och den totala individtätheten kan bli onormalt hög. Man brukar räkna med att de känsligaste djuren påverkas negativt vid syrehalter under ca 1 ml/l (15 % mättnad) i bottenvattnet (Rosenberg et al 1991). Syrebrist kan dock uppstå i kraftigt organiskt belastade sediment även om syrehalterna i bottenvattnet är förhållandevis goda. Syrehalten sjunker ofta drastiskt alldeles invid själva bottenytan. Detta är omöjligt att upptäcka vid traditionella provtagningar i vattnet.

När det gäller miljögifter är det mindre känt hur bottendjuren påverkas. Man känner dock till att reproduktion, tillväxt och dödlighet förändras vid hög exponering. I närheten av belastningskällor dominerar oftast små opportunistiska arter och biomassan blir därför låg. Många bottendjur ackumulerar miljögifter och halterna i djuren är ofta högre än i de omgivande bottenarnas sediment. Djuren är därför värdefulla mätare på föroreningsbelastningen i ekosystemet. Det kan vara helt missvisande att enbart utgå från halterna av föroreningar i sedimenten och det räcker ofta inte heller att mäta halterna i en enda art om man vill ha ett mått på belastningen i ekosystemet (Göransson & Karlsson 1997).

Bottenfaunan påverkas också av temperatur- och salthaltsförhållanden. Antalet arter ökar genomgående med djupet vilket beror på att flertalet marina organismer har höga salthaltskrav. En del arter har dessutom speciella temperaturkrav. På de bottenar som ligger kring det s.k. salthaltssprångskiktet (haloklinen) är svängningarna i temperatur och salthalt ofta plötsliga och dramatiska vilket innebär en fysiologisk stress för bottendjuren. Djur som lever på dessa bottenar kan vara särskilt utsatta för syrebrist (Rosenberg et al 1992). Om haloklinen ligger nära botten kan tillgängligheten för syre i det avgränsade bottenvattnet bli mycket liten (Göransson 1990).

Fysikaliska störningar kan dessutom påverka bottenfaunan. Omlagringen av sediment på erosionsbottenar, dumpning och bottenrålning är exempel på detta. Sådana störningar brukar ge ungefär samma effekter som vid hög organisk belastning och resulterar ofta i dominans av små arter som lever vid sedimentytan (Rhoads et al 1978).

Främmande arter som lyckas etablera sig i nya områden kan förändra bottenfaunans struktur och funktion. Ett exempel på detta är introduktionen av havsborstmasksläktet *Marenzelleria* i Östersjön via ballastvatten från handelsfartyg. Dessa maskar dominerar ställvis bottenfaunan i Östersjön och har trängt undan inhemska arter. Dessutom kan maskarnas aktiviteter medföra ökad frigörelse av miljögifter från sedimenten (Hedman 2008) men också fastläggning av fosfor (Norkko et al 2012). En av arterna, *Marenzelleria cf viridis*, har påträffats i låga individtätheter sedan 2002 i Öresund (Göransson P, Börjesson L & M. Karlsson 2003) och sedan 2006 längs Hallandskusten (Göransson 2006).

Data från Skagerack tyder på att bottenfaunans individtäthet genomgår 7-8 åriga svängningar som kan korreleras till klimatet som i sin tur påverkas av tryckskillnader mellan Azorerna och Island, det s.k. NAO (North Atlantic Oscillation)-index (Tunberg 1998). Temperaturen i Skageracks bottenvatten kan korreleras till NAO med ett års eftersläpning. Det tycks också föreligga en korrelation mellan avrinningen från land och NAO och en mycket tydlig negativ korrelation mellan avrinningen och syrehalten i bottenvattnet.

Sammantaget pekar resultaten på att ett år med hög avrinning från land leder till att bottenfaunans individtäthet når ett maximum 2 år efteråt.

Det har också visats att bottenfaunans biomassa i danska estuarier hänger samman med belastningen av näringsämnen (Josefson & Rasmussen 2000). Biomassan påverkas positivt och linjärt upp till en mycket hög belastningsnivå varefter ökningen avtar. I vissa fall noteras minskande biomassa vid mycket hög belastning. I vilken grad bottenfaunans biomassa påverkas beror troligen på uppehållstiden i estuariet.

Jämförelser mellan data från början och slutet av 1900-talet tyder på förändrad artsammansättning och mindre biologisk variation i Öresund och Skälderviken numera. Detta kan bero på övergödning och belastning av miljögifter. Förändringarna av artsammansättningen i Öresundsområdet har många paralleller med förändringar i Kattegatt (Göransson 2002).

Det finns flera förutsägelser om att klimatförändringar påverkar bottenfaunan, men hittills finns endast få rapporter som pekar på smärre förändringar. Minskningar av det totala antalet taxa och arter med nordlig utbredning parallellt med en ökning av arter med sydlig utbredning längs Hallandskusten 1993-2016 kan vara resultatet av klimatförändringar (Göransson 2017). Ökningen av bottenvattnets temperatur är den mest troliga förklaringen. Ökad temperatur kan förändra arternas utbredningsområde men också innebära att primärproduktionen minskar, vilket kan påverka arternas rekrytering och tillväxt. Dessutom kan ökad temperatur öka förekomsten av syrebrist. Syrebrist och bottenstrålning kan samverka till förändringar av faunan.

En sparsam förekomst av arter med arktisk-boreal (nordlig) utbredning varav flera bjälklagsarter och karaktärsarter (som *Haploops*-bottnar och hästmusselbankar) är tecken på minskad variation och kan vara tidiga varningssignaler på ett varmare klimat. Kattegatts nordliga fauna under salthaltssprångskiktet är särskilt utsatt på grund av att många arter har begränsad spridningsförmåga och relativt svag reproduktionsförmåga. Det är alltså inte bara tropiska och arktiska arter som drabbas av ett förändrat klimat. Eftersom många arter i Kattegatt lever på gränsen av sitt utbredningsområde kommer storskaliga förändringar därför att upptäckas i ett tidigt skede. Det är viktigt att skydda relativt ostörda bottenmiljöer i Kattegatt som refrensområde för framtida studier, men också för att bevara ett stort antal ekosystemtjänster, biotoper och habitat.

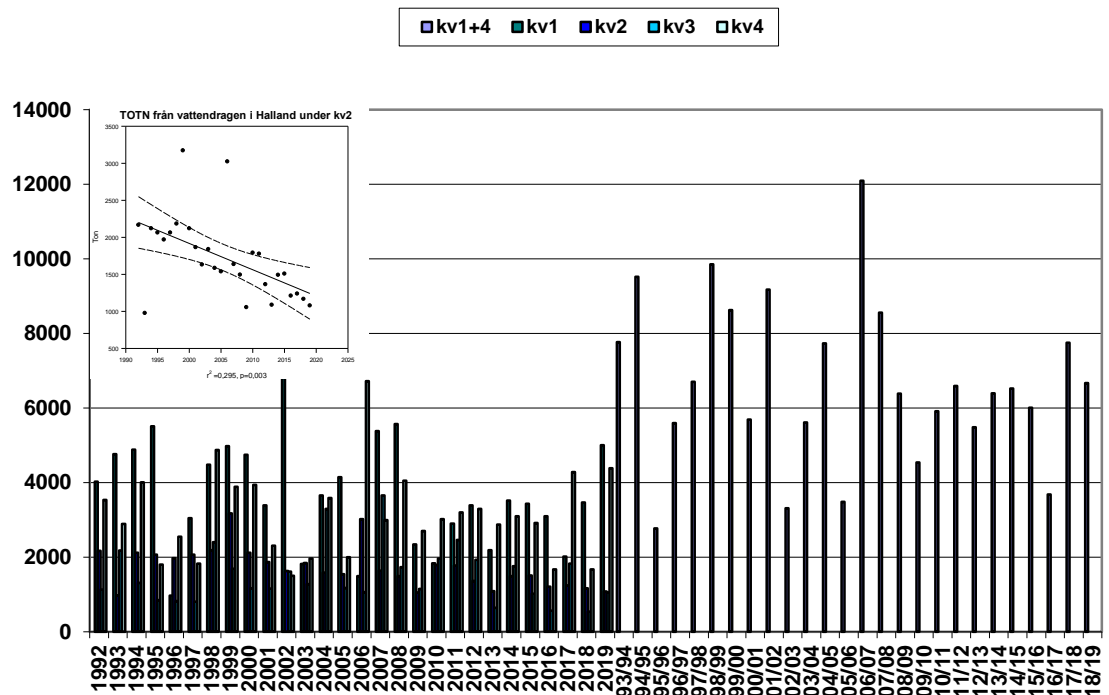
Sammantaget kan alltså bottenfaunan påverkas på många olika sätt men svarar tydligt vid kraftig påverkan. Återkolonisation av en utslagen botten upptäcks dock med viss tidsförskjutning (ca 1/2-1 år) eftersom nyetablerade arter behöver viss tid för att tillväxa till sådan storlek att de erhålles i proverna vid undersökningarna.

Lokala faktorer som påverkar faunan i undersökningsområdet

Övergödning

Södra Kattegatt och särskilt Laholmsbukten är sedan 1980-talet känt för att vara påverkat av övergödning (eutrofiering). Avrinningen från land styr till stor del transporten av näringsämnen till havet. Vattendragen har här en nyckelroll eftersom de för med sig stora mängder näringsämnen, framförallt kväve men även fosfor och kisel. Näringsrikt vatten från Nordsjön, Öresund och Östersjön påverkar också den regionala havsmiljön.

En sammanställning av kväveutflödet från land till Hallandskusten under senare år (efter data från Stibe, länsstyrelsen i Hallands län) visar att det totala kväveutflödet till havet från Hallandskusten var högt under 1994 och 1995 men blev avsevärt lägre 1996 och 1997 samt var åter högt 1998-2002, med undantag för 2001. Det näst lägsta kväveutflödet noteras för 2003. För åren 2004-2018 noteras förhållandevis låga transporter utom 2006-2008. 2019 års kvävetransport var däremot relativt hög. Transporterna under vinterhalvåret var i särklass högst 2006/2007 men kan även under 2017/2018 och 2018/2019 betraktas som relativt höga (Fig. 1). Det är kanske denna transport, under vinterhalvåret, som främst styr produktionen lokalt, genom att höga halter byggs upp före vårbloomingen av växtplankton. Långsiktigt har transporterna gått ner och nedgången är statistiskt signifikant för kvartal 2 under perioden 1992-2019. Ansträngningar för att minska övergödningen har alltså varit lyckosamma. År 2019 har alltså varit ett år med hög avrinning från land. Gödningseffekten på bottenfaunan borde alltså vara jämförelsevis hög. Övergödningen kan orsaka syrebrist i bottenvattnet vilket kan betyda att en del av bottenfaunan slås ut. Bottendjurens reproduktion och tillväxt kan däremot också påverkas i positiv riktning av övergödning eftersom djurens basföda är de plankton som produceras med hjälp av de näringsämnen som förs ut till havet.



Figur 1. Transporten av totalkväve i ton från vattendragen till Hallandskusten under åren 1992-2019 kvartalsvis och för vinterhalvåren 1992/93-2018/2019. Infälld graf: nedgången är statistiskt signifikant för kvartal 2.

Låga syrehalter har särskilt uppmätts i Laholmsbukten. På stationerna L9 och L4 har syremättnaden i bottenvattnet under hösten ibland endast uppgått till ca 20 %. På övriga stationer har syreförhållandena varit avsevärt bättre (Schultze 1997). Vissa förbättringar av syreförhållandena i Laholmsbukten kunde skönjas under åren 1996-98, medan försämringar noterades under 2000-talet. Under 2019 noterades som lägst 2,1 ml/l vid botten på station L9 i november (Simonsson 2021) vilket är på gränsen till effekter för bottenfaunan. För inga andra stationer noterades halter neråt 2 ml/l som brukar anses som ungefärlig gräns för allvarlig påverkan. De uppmätta syrehalterna var alltså godtagbara för bottenfaunan under 2019. Man bör dock tänka på att mätvärdena endast ger en ögonblicksbild av förhållandena eftersom provtagning endast sker en gång per månad. Kontinuerliga mätningar med sond på station L9 under 2015 visar på kortvarigt avsevärt lägre halter än vad som framkommit vid de månadsvisa mätningarna. Bottendjuren ger dock ett sammanfattande mått på effekter av syrebrist. Hänsyn bör också tagas till att återetablerandet av tidigare utslagna arter kan ta mer än ett år.

Miljögifter

Södra Cell Värö (Värö Bruk) var tidigare den största punktkällan för klorerade organiska substanser. Bruket har emellertid under de senaste åren arbetat med att minska utsläppen kraftigt (Omholt pers komm 2011). Användningen av klor/klordioxid upphörde 1993.

Vattendragens transport av olika miljögifter är betydande. Detta gäller främst olika metaller, men även organiska miljögifter. Organiska tennföreningar, som numera är förbjudna som bottenfärger på fartyg, är ytterst giftiga för marina evertetrater.

Temperaturpåverkan

Kärnkraftverket Ringhals berör undersökningsområdet. Kylvatten med övertemperaturer som släpps ut späds dock snabbt och anses påverka ett förhållandevis litet område. Två stationer inom kustkontrollprogrammet, N8 och N9, ligger i yttre kanten av den zon där temperaturen snabbt sjunker till normala förhållanden. Övertemperaturer har främst konstaterats i ytvattnet men kan förekomma tillfälligt ner till 15 meters djup. Pelagiska larver kan omkomma i verkets kylsystem (Grimås et al 1988). Förhöjd temperatur i ytvattnet kan också tänkas påverka de pelagiska larvernans utveckling jämfört med omgivningen. Förhöjd temperatur i bottenvattnet kan dessutom påverka nerbrytningshastighet och därmed syrekonsumtion. Vidare minskar syrets löslighet i vatten med ökad temperatur.

För perioden 1993-2013 finns statistiskt signifikant ökande trender för samtliga stationer (SMHI 2013).

Trålfiske

Omfattande trålfiske förekommer längs Hallandskusten. Enligt P. O. Larsson, Havsfiskelaboratoriet i Lysekil, är det främst bottentrålning efter havskräfta som kan skada bottenarna. Denna verksamhet har ökat i södra Kattegatt (söder om

Varberg) under senare år eftersom havskräftorna kommit tillbaka efter de besvärliga syreförhållandena i slutet av 1980-talet.

Resultaten av en undersökning av räktrålningens effekter på bottenfaunan i Gullmarsfjorden talar inte för någon omfattande påverkan av bottentrålningen. Endast tagghudingar uppvisade en viss nedgång i trålade områden jämfört med kontrollområden. Sedimentprofilfotografering visade dock att trålning påverkar den bentiska miljön negativt (Hansson et al 1997). En nyligen publicerad studie av trålfiskets påverkan på bottnarna i Kattegatt pekar på att bottentrålningen minskar diversiteten men ökar förekomsten av nergrävda ormstjärnor (Sköld et al 2017).

Introducerade arter

Den amerikanska havsborstmasken *Marenzelleria cf viridis* påträffades 2006 för första gången längs Hallandskusten. Under 2007-2017 har arten påträffats på grunt vatten ut till 9 meters djup, framförallt i Kungsbackafjorden. Inga observationer gjordes dock under 2018. Masken har inte heller påträffats inom det samordnade programmet för Hallandskusten som huvudsakligen berör bottnar djupare än 20 meter.

METODIK

Provtagning

Provtagningarna genomfördes med undersökningsbåten Robusta från Råå den 2-20 maj 2020. Samtliga stationer kunde besökas. Under provtagningsdagarna var vindarna svaga till måttliga. Provtagningarna utfördes på samma 16 positioner som under de föregående åren. Provtagningspositioner och djup anges nedan i tabell 1 samt i figur 2.

Vid provtagningarna användes en modifierad Smith-McIntyre bottenhuggare (Smith-McIntyre 1954) med 0,1 m² provtagningsyta. På varje station togs 5 prover som sållades i 1,0 mm såll. Sållresten konserverades i 96 % etanol med tillsats av 5% glycerin. Formalin har däremot använts 1997-2015. Proverna från Hallandskusten har däremot vid 1993-1996 års provtagningar samt från och med 2016 konserverats i 96 % etanol.

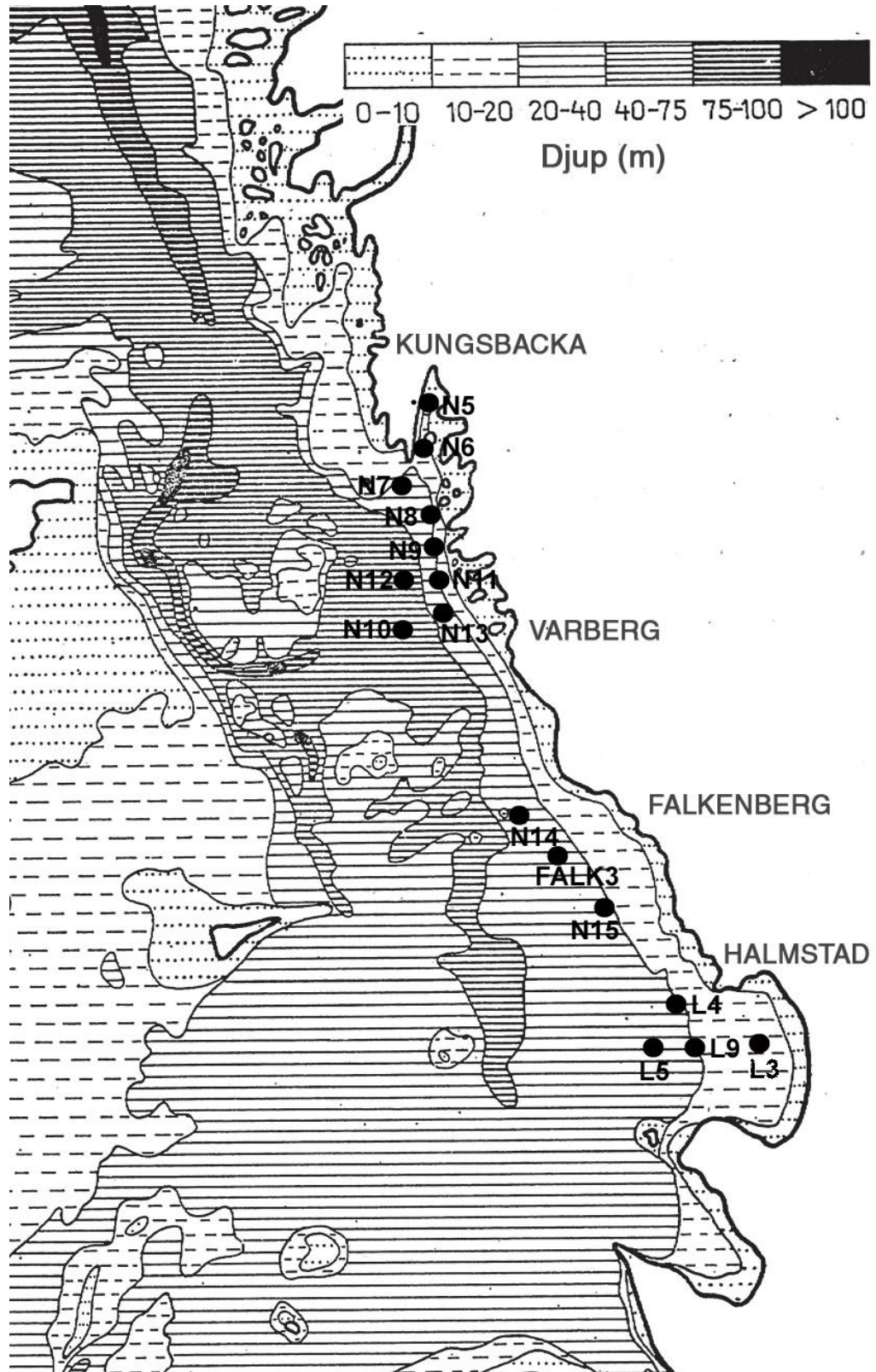
Tabell 1. Positioner och djup för bottenfaunastationer längs Hallandskusten 2020.

Station	Tidigare Benämning	Latitud	Longitud	Djup m	Vattenförekomst
---------	-----------------------	---------	----------	-----------	-----------------

L3	-	56 33 70	12 49 50	16	Laholmsbukten
L4	-	56 37 00	12 38 44	21	Laholmsbuktens kustvatten
L5	-	56 34 10	12 36 80	21	Laholmsbuktens kustvatten
L9	YG ⁽¹⁾	56 33 90	12 43 20	20	Laholmsbukten
N5	63 ⁽²⁾	57 24 40	12 03 00	16	Inre Kungsbackafjorden
N6	69 ⁽²⁾	57 21 60	12 01 75	27	Yttre Kungsbackafjorden
N7	Fladen1 ⁽³⁾	57 18 20	11 59 30	26	Norra mell. Hallands kustvatten
N8	nr 7 ⁽⁴⁾	57 16 12	12 05 00	19	Vendelsöarkipelagen
N9	nr 1 ⁽⁴⁾	57 13 50	12 04 45	21	Norra mell. Hallands kustvatten
N10	nr 4 ⁽⁴⁾	57 07 20	12 01 18	50	-
N11	nr 2 ⁽⁴⁾	57 10 80	12 05 00	20	Norra mell. Hallands kustvatten
N12	nr 3 ⁽⁴⁾	57 10 80	12 01 10	48	-
N13	K1 ⁽¹⁾	57 08 20	12 06 40	24	Norra mell. Hallands kustvatten
N14	FALK 1 ⁽⁵⁾	56 56 40	12 12 70	31	-
N15	K2 ⁽¹⁾	56 43 30	12 26 50	23	-
FALK3	-	56 50 80	12 18 10	24	-

(1) = Rydberg m fl , (2) = Olsson 1987, (3) = SMHI, (4) = Smith 1991, (5) = Josefson 1988

På varje station togs två sedimentprov (0-1 cm). De båda proven slogs samman till ett sammelprov och analyserades med avseende på organisk halt. Sedimentet besiktigades också visuellt vid provtagningarna. Sedimentets lukt och färg kan ge en viss uppfattning om de oxiderade förhållandena. Redoxpotentialen i sedimentet uppmättes vertikalt från sedimentytan och ner till ca 8 centimeters djup.



Figur 2. Kattegatt med djupförhållanden och provtagningspunkter inom Hallandskustens kontrollprogram för bottenfauna (Tillstånd har inhämtas från H. Brattström).

Analysarbete

I laboratoriet sorterades, räknades och artbestämdes makrofaunan (djur > 1 mm) under preparermikroskop. Svårbestämda arter detaljgranskades i genomlysningsmikroskop.

Längden på samtliga individer av musslan *Abra nitida* uppmättes med skalmått under mikroskop. Biomassan bestämdes som våtvikt efter torkning mot läskpapper och mollusker vägdes med skal. Sjöborrar punkterades först och tömdes på vätska innan vägning. Alla djur fördes slutligen etiketterade över i 80 % etanol för slutförvaring på Zoologiska Museet i Lund.

Kvalitetssäkring

PAG Miljöundersökningar deltar löpande i interkalibreringar och workshops i ICES/HELCOM: s regi. Metodik och utrustning följer rekommendationer som utarbetats för Svenska västkusten (Gröndahl: Provtagning och behandling av huggprover vid svenska västkusten, enligt pmk).

All utrustning kontrolleras avseende funktion före varje provtagningsomgång. Redoxpotentialmätare kalibreras.

Svårbestämda taxa kontrolleras i genomlysningsmikroskop.

Under vägningsproceduren kontrolleras att antalet taxa och antalet individer överensstämmer med laboratorieprotokollen.

Alla primärdata lagras på CD-rom som förvaras i brandsäkert kassaskåp. All data levereras till nationell datavärd (SMHI).

Alla djur förs artvis etiketterade till Zoologiska Museet i Lund för slutförvaring. Det senare utgör en kvalitetsgaranti, men innebär också att materialet sparas i en miljöbank så att eventuella fortsatta studier eller analyser kan utföras.

Statistisk bearbetning av data

Vid den statistiska bearbetningen av data har standard error genomgående använts som spridningsmått.

Skillnader i resultat mellan år testades med t-test (parvis och icke parvis) eller Wilcoxon Signed Ranks Test alternativt Mann-Whitney Rank Sum test. Testerna föregreps av normalfördelningstest och Equal Variance Test (Sokal & Rohlf 1995). Trender testades med linjär regression och redovisas också med klusterdiagram och MDS enligt PRIMER (Clarke & Warwick 1994). Korrelationer har utförts med Pearson Product Moment Correlation (normalfördelade variabler) och Spearman rank correlation (ej normalfördelade variabler).

För att illustrera resultatet av Hallandsprogrammet i form av de nya bedömningsgrunderna (Naturvårdsverket 2007) redovisas statusen för varje station och hela Hallandskusten med hjälp av Benthic Quality Index (BQI). Indexet bygger på ES50-värden för olika arter som beräknas för varje enskilt prov.

RESULTAT OCH DISKUSSION

Sediment

Sedimentens egenskaper ger en bild av hur partiklar ackumuleras eller transporteras samt hur de oxiderade förhållandena varierar. I skilda typer av sediment finns också olika slags bottendjur. Redoxpotentialen i sedimentet ger en uppfattning om hur de oxiderade förhållandena i själva botten varierar i djupled. Detta ger ett visst mått på levnadsbetingelserna för bottenfaunan. Bottendjurens aktiviteter påverkar oxidation och nedbrytning av olika substanser på ett positivt sätt.

Sedimentens egenskaper och karaktär

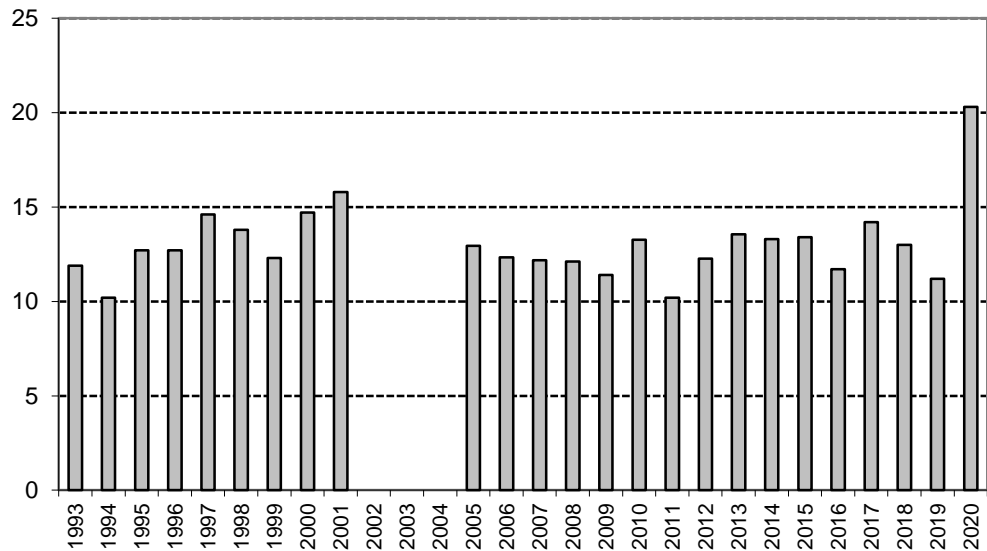
Vid provtagningstillfället noterades visuellt att det översta sedimentet var oxiderat och hade en gråbrun till brungrå färg på nästan alla stationer ner till minst 4 centimeters djup (Tab. 2).

Detta var ungefär samma resultat som föregående år. På station N5 noterades dock ett ljust ytskikt på endast ca 1 cm. Delvis nedbrutet organiskt material förekommer rikligt på denna botten. På många av de övriga stationerna var de visuella observationerna jämförbara med vad som framkom av senare års undersökningar. Sammantaget förefaller det alltså inte ha skett några påtagliga förändringar sedan 2019 för flertalet stationer. De visuella observationerna ger dock inget helt säkert mått. Resultat från mätningar av redoxpotential ger däremot en bättre uppfattning, eftersom man då erhåller ett riktigt mätvärde på de oxiderade förhållandena.

Tabell 2. Sammanställning av sedimentdata för bottenfaunastationer längs Hallandskusten under 2020.

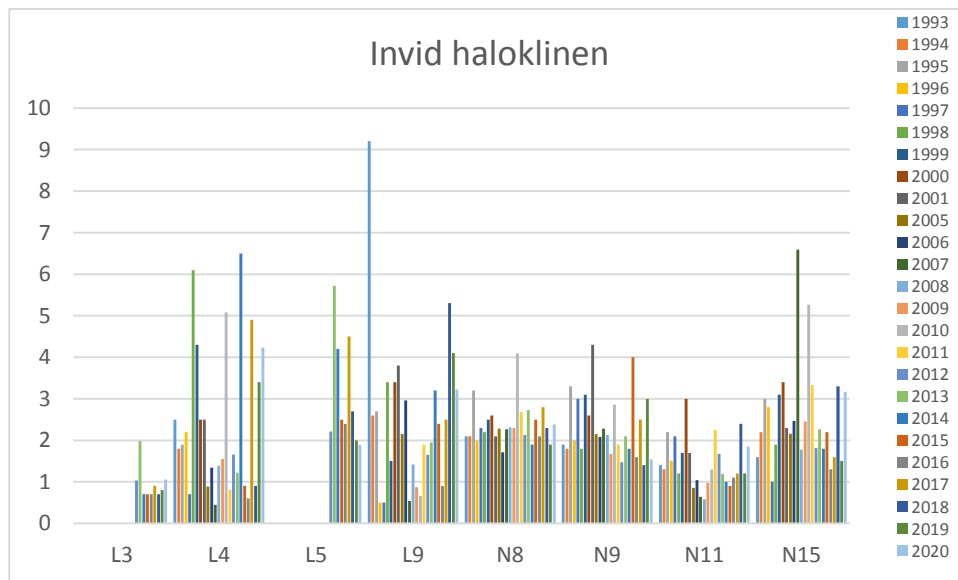
Station	Sedimenttyp	Sedimentprofil	H ₂ S ytligt (+/-)
L3	Sand	0-10 brun	-
L4	Lerig silt	0-6 gråbrun, grå under	-
L5	Siltig sand	0-6 gråbrun, grå under	-
L9	Lerig silt	0-6 gråbrun, grå under	-
N5	Silt, org mtr	0-1 gråbrun, svart	-
N6	Silt	0-5 gråbrun, svart	-
N7	Lerig silt	0-6 gråbrun, grå	-
N8	Silt, finsand	0-4 gråbrun, svart	-
N9	Silt, finsand	0-6 gråbrun, mörkgrå	-
N10	Silt	0-8 gråbrun, mörkgrå	-
N11	Silt, finsand	0-6 gråbrun, grå	-
N12	Silt	0-8 gråbrun, mörkgrå	-
N13	Finsand, silt	0-5 gråbrun, mörkgrå	-
N14	Silt	0-2 gråbrun, grå	-
N15	Lerig silt, sten	0-5 gråbrun, grå	-
FALK3	Lerig silt	0-6 gråbrun, grå	-

Sedimentens organiska halt varierade avsevärt på de 16 stationerna. Den enda stationen ovanför salthaltssprångskiktet, station N5 i Kungsbackafjorden, kan karaktäriseras som ackumulationsbotten med hög organisk halt (Fig. 3). För 2020 noteras en ovanligt hög halt jämfört med hela perioden 1993-2020. Det kan inte uteslutas att detta beror på mätfel.



Figur 3. Glödförlust i ytsediment (% av torrsubstans) under åren 1993-2001 och 2005-2020 på station N5 ovanför haloklinen (16 m).

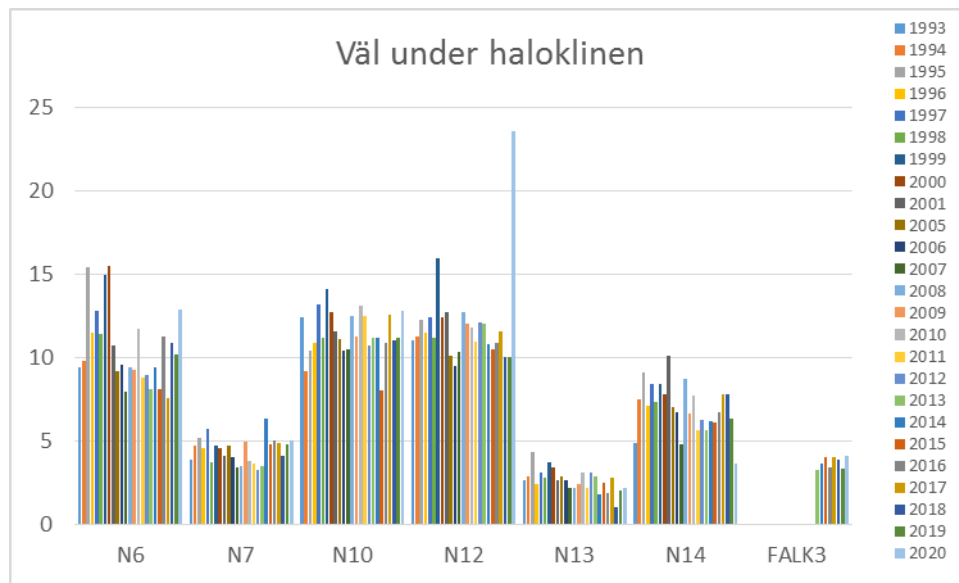
De åtta stationerna invid haloklinen (16-21m) föll alla grovt sett inom kategorin erosions/transportbottnar med glödförlust understigande 5 % av torrsubstansen. Jämförelsevis både låga och höga organiska halter för hela mätperioden 1993-2020 noterades under 2020 på de olika stationerna (Fig.4). Stora variationer kan också noteras för hela mätperioden. Bottendynamiken är troligen avsevärd på dessa bottnar.



Figur 4. Glödförlust i ytsediment (% av torrsubstans) under åren 1993-2001 och 2005-2020 på 8 stationer invid haloklinen (16-21 m).

De djupaste 8 stationerna var mera jämförbara när det gällde sedimentets organiska halt (Fig. 5). Tre av stationerna N6, N10 och N12 har dock mera karaktär av ackumulationsbottnar än de övriga. Den grundaste stationen, N13 vid Balgö, avvek som tidigare mest från de övriga. Relativt normala till låga

värden uppmättes på flertalet stationer under 2020 med undantag för station N12. Det kan inte uteslutas att detta beror på mätfel.



Figur 5. Glödförlust i ytsediment (% av Torrsubstans) under åren 1993-2001 och 2005-2020 på 7 stationer under haloklinen (24-50 m).

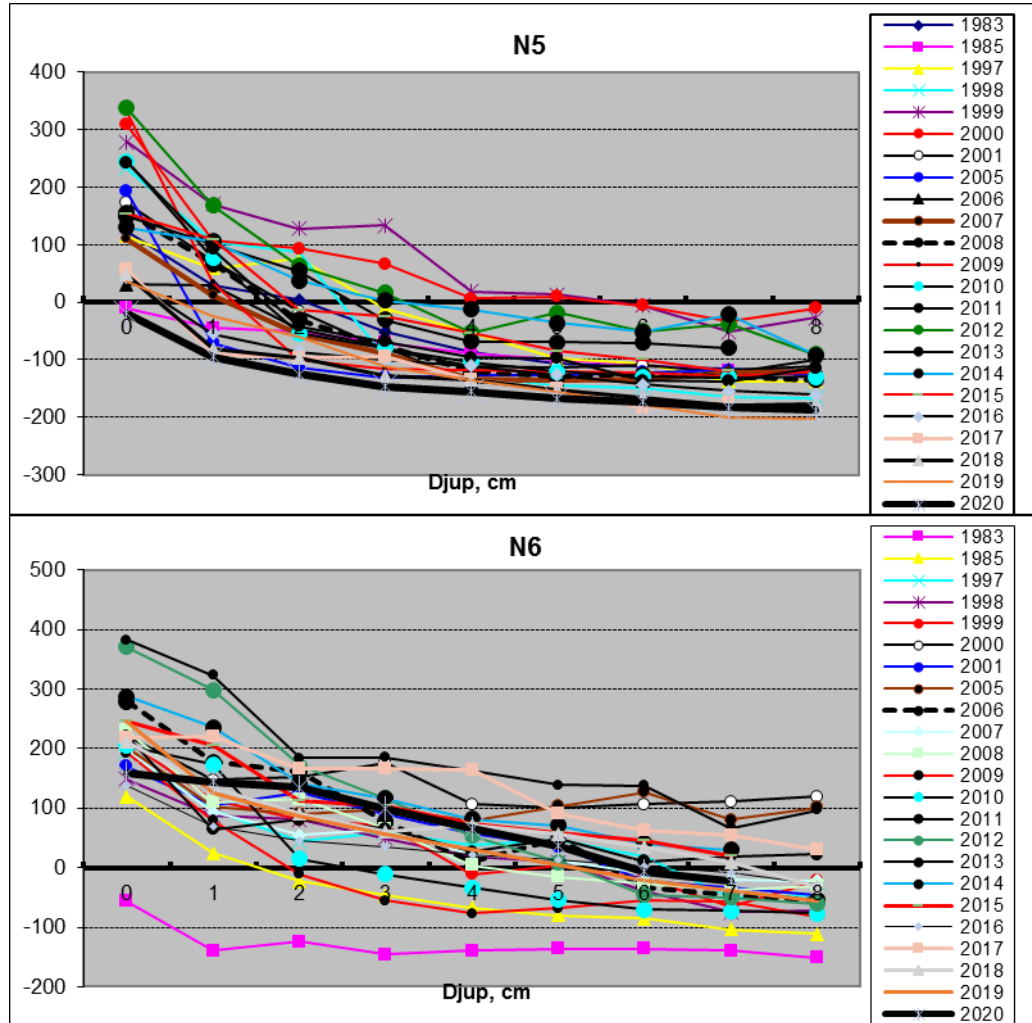
Sammanfattningsvis kan stationerna grovt indelas i tre grupper efter djupförhållanden. På den grundaste botten ovanför salthaltssprångskiktet rådde särskilda sedimentationsförhållanden (ackumulation) medan haloklinnära (erosion och transport) och särskilt djupa stationer (transport och ackumulation) var mera jämförbara.

Under 2020 uppmättes tämligen normala organiska halter jämfört med hela undersökningsperioden 1993-2020 på alla stationer utom N5 och N12. Det senare beror troligtvis på mätfel.

Sedimentens redoxpotential

Kungsbackafjorden

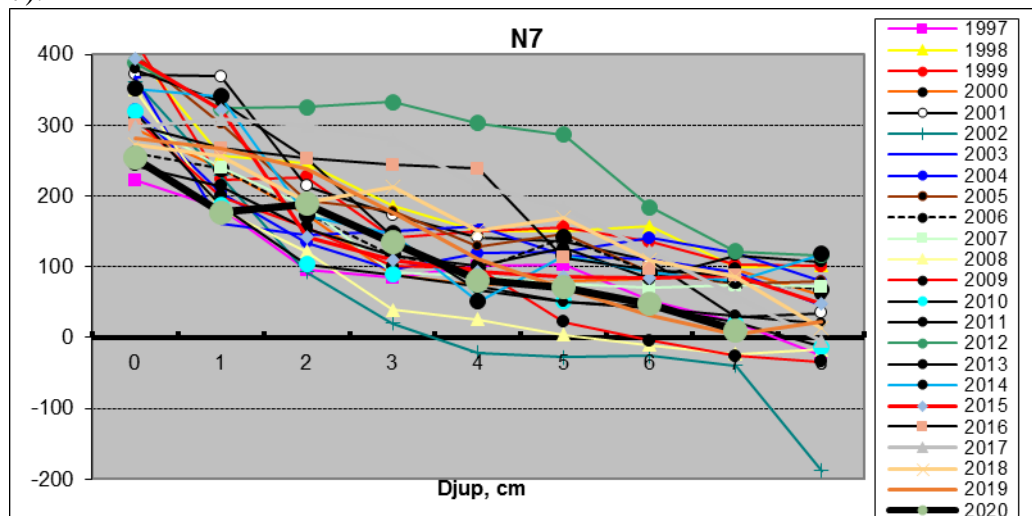
De oxiderade förhållandena på de båda stationerna i Kungsbackafjorden har under 1990-talet varit avsevärt bättre än vad som framkom av mätningar under 1980-talet (Olsson 1987). Station N5 har dock åter försämrats från och med 2001. För 2020 noteras en redoxövergång på under 1 cm. (Fig. 6). För station N6 noterades försämringar 2008 och särskilt 2009, då resultaten var jämförbara med vad som framkom under 1980-talet. För 2020 noteras dock en redoxövergång på ca 6 cm vilket är tämligen genomsnittligt.



Figur 6. Redoxpotential (Eh, mV) på olika djup i sedimentet på stationerna N5 och N6 i Kungsbackafjorden i juni 1983 och maj 1985 (Olsson 1987) samt i maj/juni 1997-2001 och 2005-2020.

Nidingen

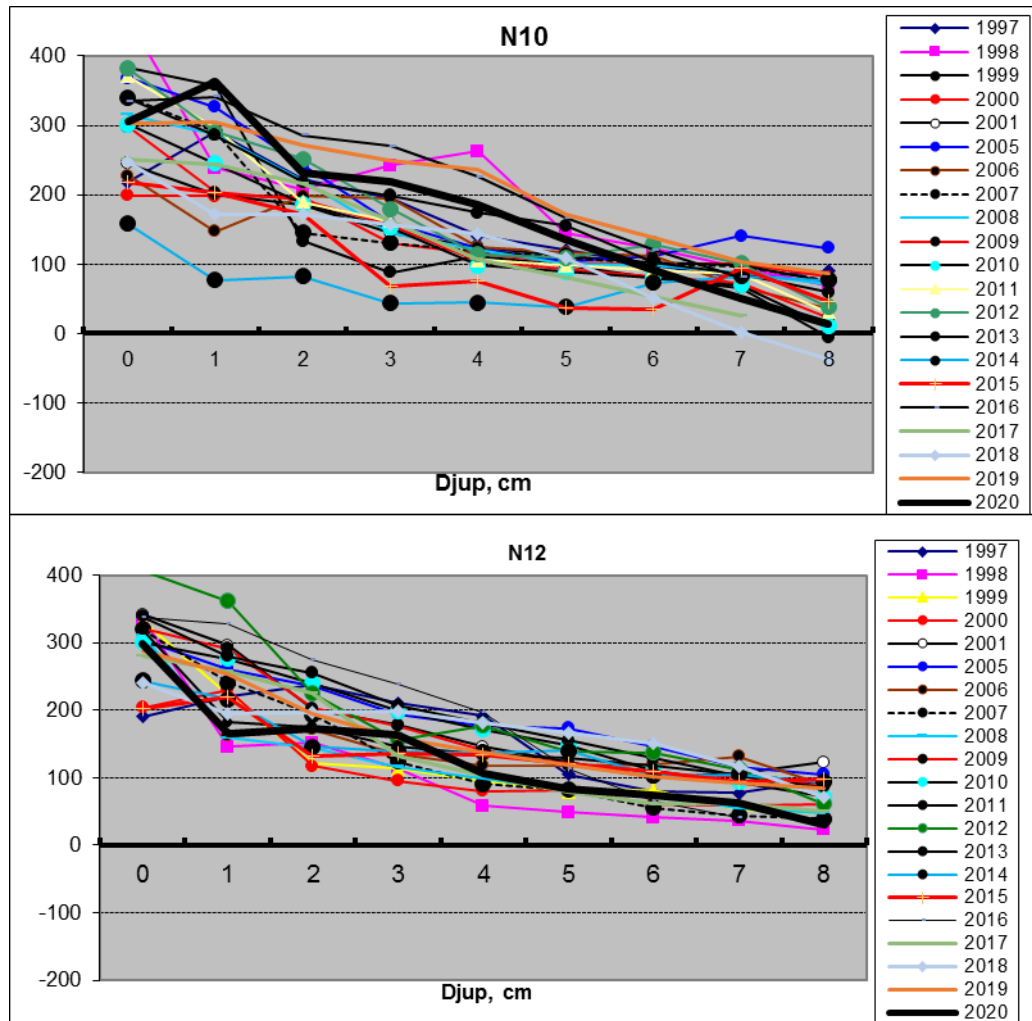
Syreförhållandena är betydligt bättre än i Kungsbackafjorden på denna yttre, mera exponerade station och syresättningen av sedimentet är tillfredsställande. Årets resultat är, liksom tidigare, mycket bra med redoxövergång djupare än 7 cm (Fig. 7).



Figur 7. Redoxpotential (Eh, mV) på olika djup i sedimentet på station N7 vid Nidingen i maj/juni 1997-2001 och 2005-2020.

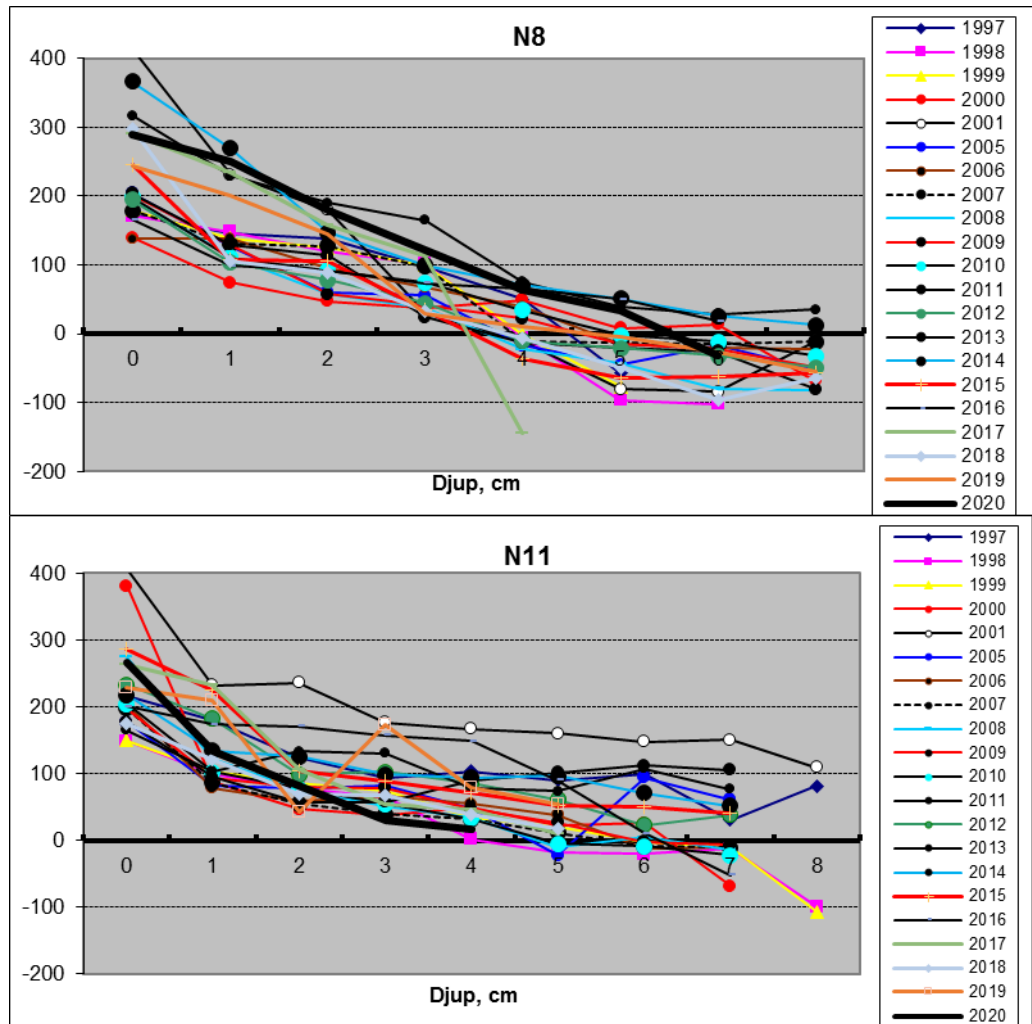
Området vid Ringhals-Värö

De uppmätta värdena indikerar mycket goda oxiderade förhållanden på stationerna N10 och N12 under alla år (Fig. 8).



Figur 8. Redoxpotential (Eh, mV) på olika djup i sedimentet på stationerna N10 och N12 i området vid Ringhals-Värö i maj/juni 1997-2001 och 2005-2020.

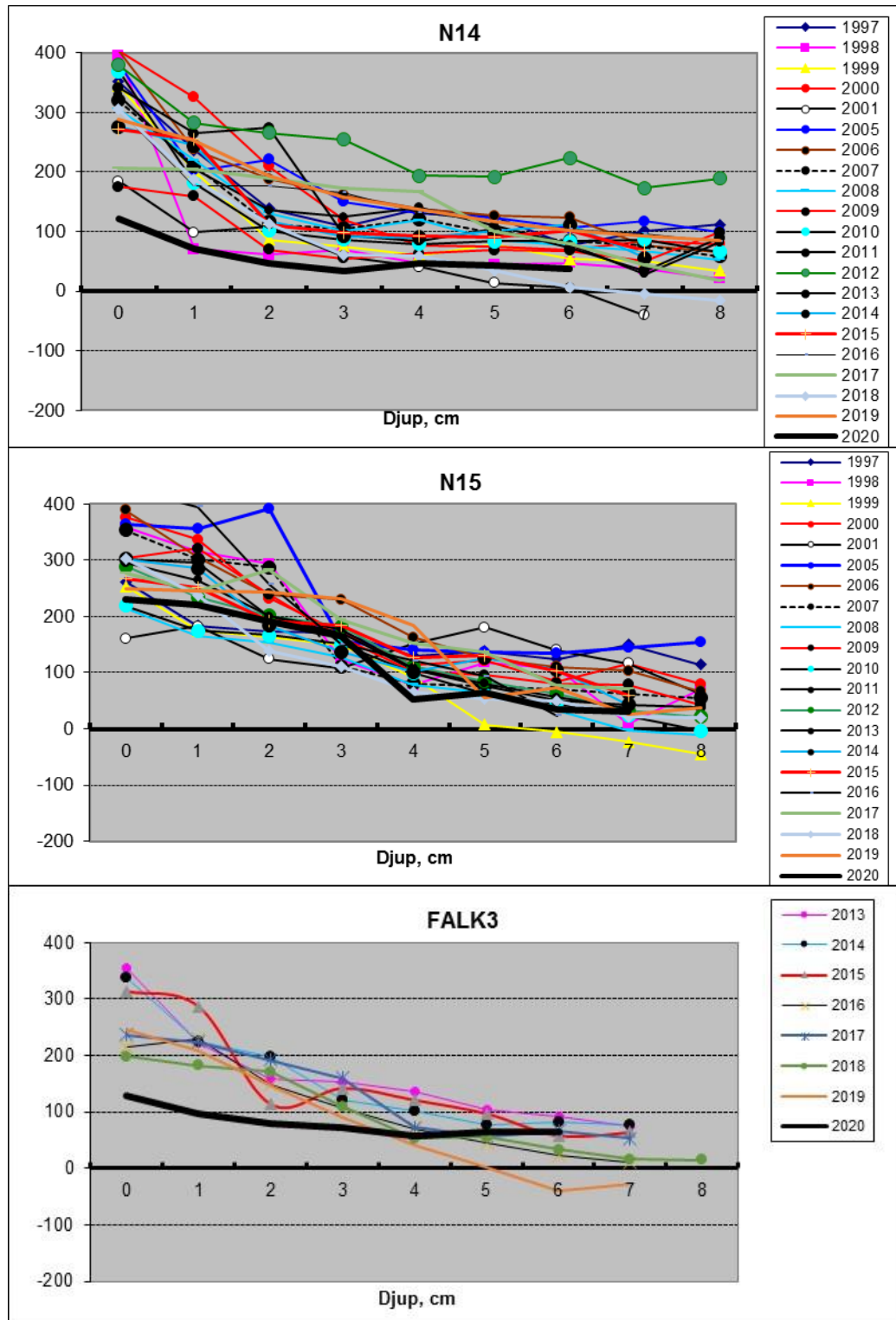
Något sämre resultat har dock noterats för stationerna N8 vid Ringhals och N11 närmast Värö. På båda stationerna noterades dock redoxövergångar på över 5 centimeter (Fig. 9).



Figur 9. Redoxpotential (Eh, mV) på olika djup i sedimentet på stationerna N8 och N11 i området vid Ringhals-Värö i maj/juni 1997-2001 och 2005-2020.

Utanför Falkenberg

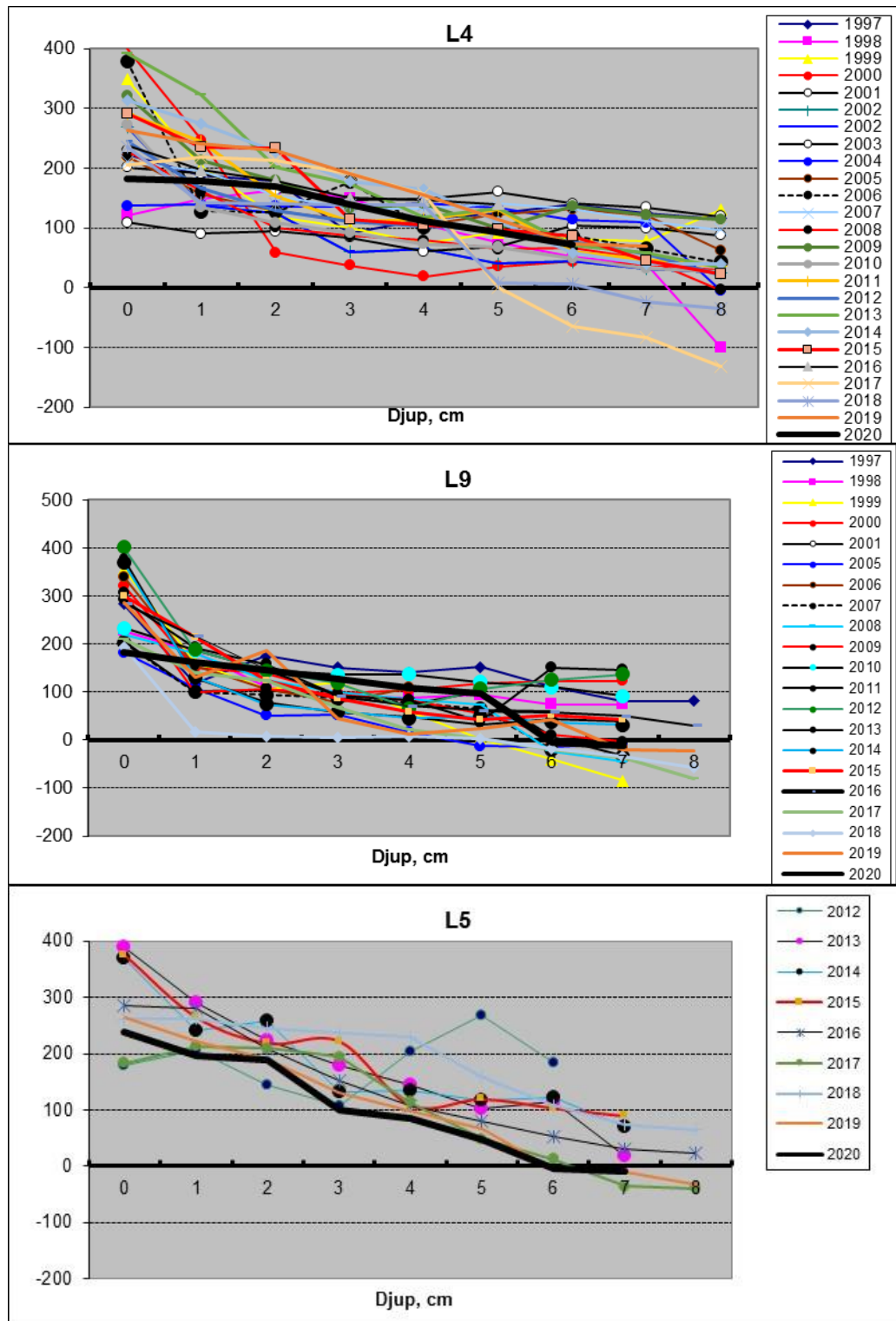
Sedimenten är väloxiderade på alla tre stationerna utanför Falkenberg (Fig. 10). Förhållandena under 2020 var dock något sämre än för hela perioden 1997-2019.



Figur 10. Redoxpotential (Eh, mV) på olika djup i sedimentet på stationerna N14, N15 och FALK3 utanför Falkenberg i maj/juni 1997-2001 och 2005-2020.

Laholmsbukten

Sedimenten är relativt väloxiderade på alla tre stationerna i Laholmsbukten trots att området ofta utsätts för tillfällig syrebrist (Fig. 11). Årets resultat var relativt genomsnittliga för hela perioden 1997-2020. Man kan anta att sedimenten på stationerna i Laholmsbukten är ganska välventilerade och därför snabbt svarar på förändrade syreförhållanden.



Figur 11. Redoxpotential (Eh, mV) på olika djup i sedimentet på stationerna L4 , L9 och L5 i Laholmsbukten i maj/juni 1997-2001 och 2005-2020.

Sammanfattningsvis var de oxiderande förhållandena i sedimenten på de flesta stationerna längs Hallandskusten 2020 relativt genomsnittliga eller något sämre än för hela perioden 1997-2020. En återgång till sämre förhållanden kan särskilt noteras för station N5 i mellersta Kungsbackafjorden.

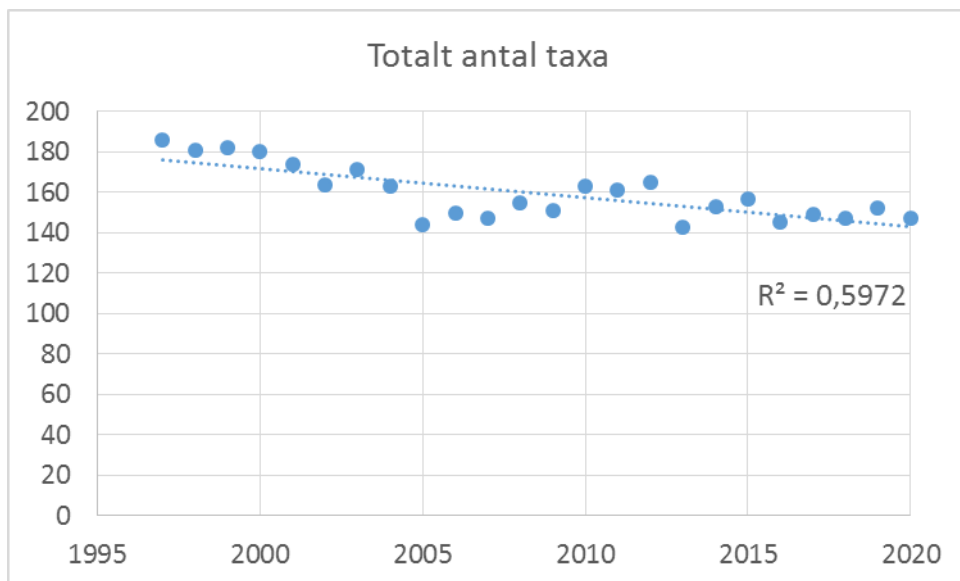
Bottenfauna (Stationsvis sammanställning av data i appendix)

Bottenfaunan ger det bästa sammanfattande måttet på miljöförhållandena och den biologiska mångfalden. De flesta arterna är fleråriga och relativt stationära varför de upplever de starkt varierande miljöförhållanden i Kattegatt som är karakteristiskt för övergångszonen mellan Nordsjön och Östersjön. Den skarpa salthaltsskiktningen och den höga avrinningen från de södra jordbruksbygderna är sannolikt i första hand de faktorer som strukturerar faunan.

Totalt antal arter (taxa)

Det totala antalet arter är en viktig variabel eftersom den ger ett direkt mått på den biologiska mångfalden och variationen. Antalet arter ökar naturligt i djupled med salthalten. Om arter försvinner kan detta vara ett allvarligt tecken på miljöförändringar. I vissa skeden av en förändringsprocess, t ex vid övergödning, kan dock antalet arter öka upp till en viss belastningsgräns eller omvänt minska vid reducerad belastning (Pearson & Rosenberg 1978).

I hela området (13 stationer) påträffades totalt 147 taxa (arter och systematiska grupper) under 2020. Detta var fem färre än föregående och innebär att det fortfarande finns en statistiskt signifikant minskande linjär trend för hela perioden (Fig. 12).



Figur 12. Totala antalet taxa på 13 stationer längs Hallandskusten 1997-2020. Linjär regression.

En kraftig nedgång kan noteras fram till 2005, därefter ökade antalet taxa fram till 2012 för att åter minska kraftigt. Under de senaste åren har en viss stabilisering skett men på en lägre nivå än tidigare. Utvecklingen pekar framförallt på lägre antal taxa under 2000-talet jämfört med 1990-talet.

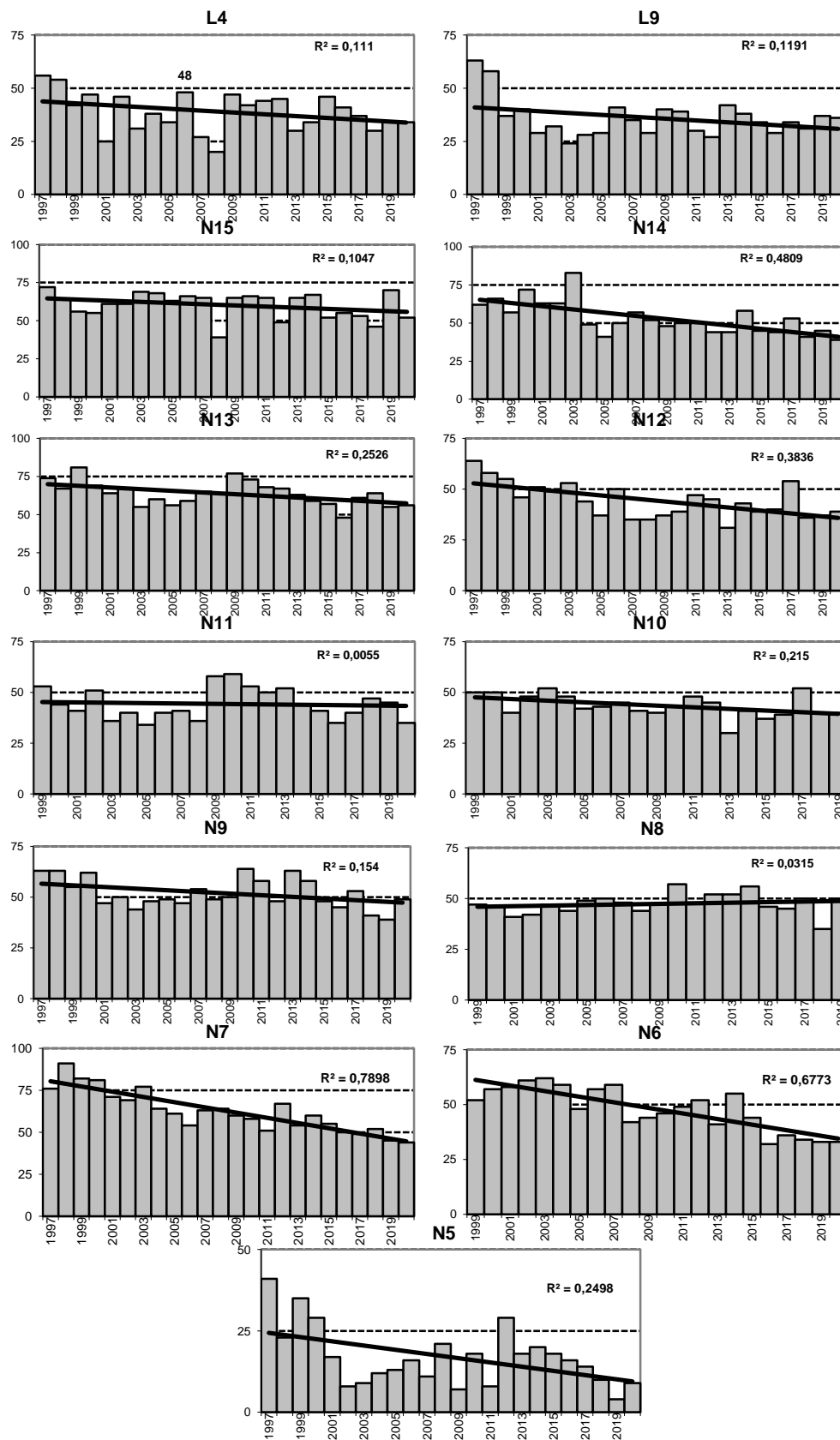
Vid detta slags jämförelser är det viktigt att jämföra data från samma utförare eftersom det vid interkalibreringar visat sig att resultaten kan skilja sig väsentligt mellan olika utförare.

Ett minskat antal taxa kan både bero på minskad (initial fas av övergödning) och ökad övergödning (sen fas av övergödning) enligt Pearson-Rosenbergs modell

(Pearson & Rosenberg 1978). Det minskade antalet taxa längs Hallandskusten kan bero på minskad föda eller försämrade levnadsbetingelser för bottendjuren. Förhållandena är dock mycket komplexa och området belastas i stor grad av näringsämnen från diffusa källor.

För 5 av de 13 stationerna minskade det totala antalet taxa mellan 2019 och 2020 (Fig. 13). Långsiktigt minskade trender finns för djupa stationer (N14, N12, N10, N7 och N6).

Under 2020 varierade antalet taxa mellan 9 och 56 på de olika stationerna. Det högsta antalet taxa noterades för station N13 utanför Värö. På station N5, i Kungsbackafjorden, fanns det lägsta antalet taxa.



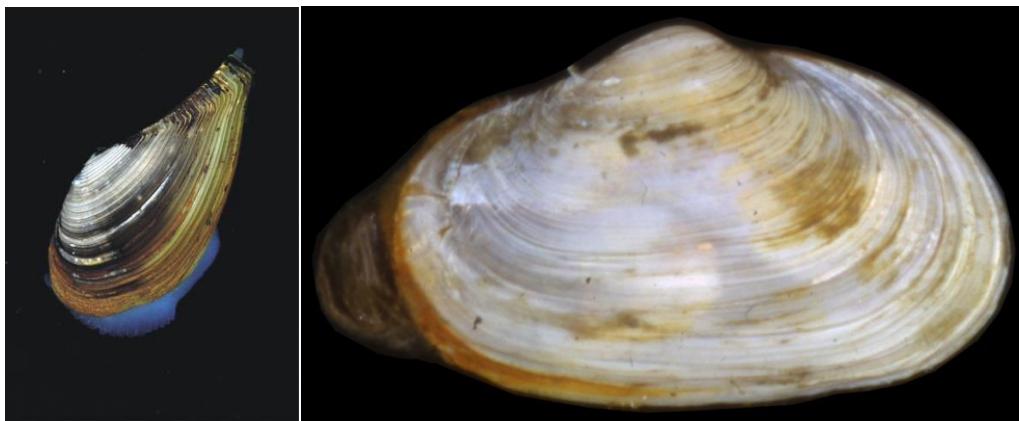
Figur 13. Totala antalet taxa på 13 stationer längs Hallandskusten 1997-2020. De minskande trenderna för stationerna N6, N7, N10, N12 och N14 är statistiskt signifikanta.

Artsammansättning

Rödlistade arter

Två rödlistade arter påträffades i 2020 års prover musslorna *Mya truncata* och *Nuculana minuta* (ArtDatabanken 2020).

Ett exemplar vardera av musslorna *Mya truncata* och *Nuculana minuta* påträffades på station L4 i Laholmsbukten.



Liten skaftmussla *Nuculana minuta* och trubbig sandmussla *Mya truncata* är två rödlistade arter som påträffades i proverna från station L4 i Laholmsbukten under 2020.

Mya truncata som bedöms sårbar av ArtDatabanken har cirkumpolär utbredning i norra Atlanten och Stilla havet. Längs Västeuropas kuster finns arten från Nordnorge ned till Bretagne i Frankrike, med enstaka fynd i norra Biscaya. Den är ganska allmän runt Brittiska öarna. Den är mycket vanlig vid Svalbard och även runt Grönland. Från östra Kanada går arten söderut ned till Georges bank utanför Massachusetts i USA. I Norra Stilla havet når arten söderut till Berings sund. I våra vatten är *Mya truncata* sparsamt förekommande längs hela västkusten, och den når även in i sydöstra Östersjön.

L.A. Jägerskiöld hittade under sina inventeringar under 1920- och 1930-talen arten vid 52 lokaler längs med västkusten, varav åtta i Skagerrak, resten i Kattegatt. Under Utsjöbanksinventeringen 2004-2005 gjordes två fynd i Kattegatt, på Stora och Lilla Middelgrund, samt fynd på Persgrundet i Skagerrak. Under Svenska artprojektets marina inventering 2006-2009 gjordes inga fynd av trubbig sandmussla. Arten har alltså gått tillbaka starkt under senare år, särskilt i Kattegatt. I HELCOM's rödlista för Östersjön och Kattegatt klassas arten som Nära hotad, NT.

Nuculana minuta som bedöms nära hotad lever på mjuka- sandiga och grusiga bottnar, oftast på djup mellan 30 och 100 m. Arten förekommer i prover från miljöövervakningen efter hela svenska västkusten, men har minskat i förekomst, speciellt under den senaste 10-årsperioden. En minskning av populationen pågår eller förväntas ske. Minskningen avser förekomstareal och antalet reproduktiva individer. Minskningstakten har uppgått till 20 (10-70) % under de senaste 10 åren. Bedömningen baseras på ett för arten lämpligt abundansindex och minskad geografisk utbredning och/eller försämrade habitatkvalitet. Beroende på vilka av de skattade värdena som används varierar bedömningen från Livskraftig (LC) till Starkt hotad (EN). Baserat på de troligaste värdena hamnar arten i kategorin Nära

hotad (NT). Minskningstakten för den svenska populationen bedöms vara nära gränsvärdet för Sårbar (ArtDatabanken 2020).

Inga märkräftor av släktet *Haploops* påträffades under 2020 liksom under föregående år. Dessa rörbyggande kräftdjur satte tidigare sin prägel på södra Kattegatts djupa botten.

Introducerade arter

Inga, i modern tid, introducerade arter förekom i proverna.

Förändringar i artsammansättning mellan 2018 och 2019 avseende systematiska grupper

Om man ser till hela undersökningsområdet har faunans sammansättning med avseende på systematiska grupper varit mindre stabil under de sista åren än tidigare. Mellan 2019 och 2020 noterades 9 fler bortgående taxa än tillkommande taxa (Tab. 3). Alla bortgående grupper ökade. Mellan 2018 och 2019 var däremot tillkommande taxa avsevärt fler än bortgående taxa.

Tabell 3. Tillkommande och bortgående taxa fördelat på arter och systematiska grupper i proverna för hela området under 2020 jämfört med 2019.

Taxa	Antal tillkommande taxa 2020	Antal bortgående taxa 2020
ANNELIDA	10	12
Errantia	4	6
Sedentaria	6	6
MOLLUSCA	8	11
Opisthobranchia	2	-
Gastropoda	2	3
Bivalvia	4	8
ARTHROPODA	5	3
Cumacea	-	-
Mysidacea	-	-
Gammaridea	2	1
Decapoda	2	2
Övriga	1	-
ECHINODERMATA	2	3
VARIA	-	5
TOTALT	25	34

ANNELIDA=havsbörstmaskar och marina daggmaskar, Errantia=frilevande, Sedentaria=rörbyggare och grävande. MOLLUSCA=blötdjur, Opisthobranchia=bakgälade snäckor, Gastropoda=(framgälade) snäckor, Bivalvia=musslor, ARTHROPODA=leddjur, Cumacea="kommaräkor", Mysidacea=pungräkor, Gammaridea=märlor, Decapoda=tiofotade kräftdjur ("räkor och krabbor"), ECHINODERMATA=tagghudingar (sjöborrar, sjöstjärnor, sjögurkor och ormstjärnor). VARIA= djurgrupper med enstaka representanter (koralldjur, svampdjur, mossdjur, stjärnmaskar, priapulider, sjöpungrar m fl).

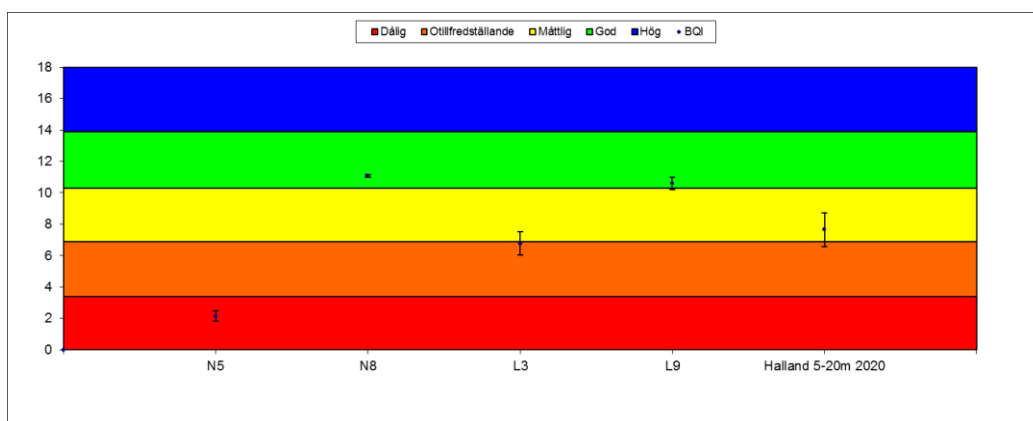
Tillståndsklassning enligt Naturvårdsverket

Bedömning av status enligt bedömningsgrunder

Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för bottenfauna har tillämpats (Naturvårdsverket 2007) för bedömning av status för enskilda vattenförekomster enligt EU:s vattendirektiv. För att använda bedömningsgrunden behövs data från minst fem stationer från en vattenförekomst. I samband med arbetet av statusklassningen har Länsstyrelsen i Halland initierat ett stort antal provtagningar av bottenfauna under åren 2006-2008, 2012, 2013, 2016, 2017, 2018, 2019 och

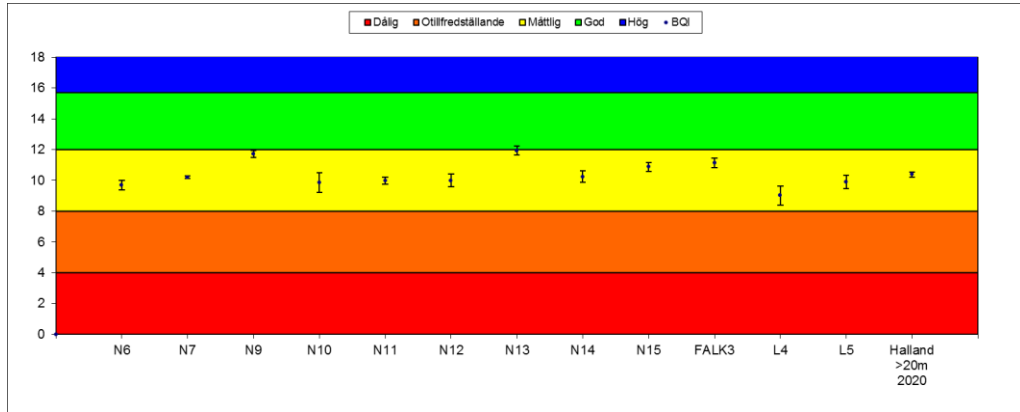
2020 vilket genererat mycket data. Sammantaget har 15 av Hallands 19 kustvattenförekomster bedömts enligt bedömningsgrunderna. De resterande fyra är för grunda för att omfattas av bedömningsgrunderna (Bo Gustafsson pers komm). För att illustrera resultatet av Hallandsprogrammet 2020 i form av bedömningsgrunderna redovisas statusen för varje station och hela Hallandskusten. Benthic Quality Index (BQI), som bygger på ES50-värden för olika arter, har beräknats för varje enskilt prov (hugg). Resultaten redovisas i figur 14 & 15, för olika djupintervall, där också olika statusgränser lagts in.

En av de fyra stationerna i djupintervallet 5-20 m, L9 i Laholmsbukten, uppvisar BQI-värden som kan betecknas som måttliga medan N8 utanför Ringhals kan betecknas som goda (Fig. 14). Station N5, i inre Kungsbackafjorden, och station L3, i inre Laholmsbukten, har dock betydligt lägre BQI-värden och resultaten kan betecknas som dåliga respektive otillfredsställande. De senare är de grundaste stationerna i kontrollprogrammet och båda är belägna på 16 meters djup. Sammanvägt (lägsta konfidensgränsen för de fyra stationerna) beräknas statusen till otillfredsställande för djupintervallet 5-20 m. Detta beror framförallt på de svaga resultaten för de grundaste stationerna L3 och N5. Resultatet är antagligen inte ovanligt för dessa bottenar som regionalt utsätts för ett flertal stressfaktorer då de är belägna i eller strax under salthaltssprångskiktet. Dessutom är BQI-värdena starkt beroende av djupet så att grunda stationer genomgående erhåller lägre värden än djupa stationer. Man bör alltså inte jämföra stationer på olika djup.



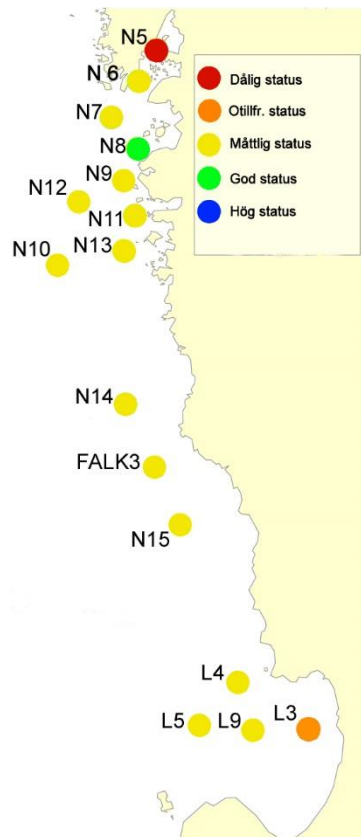
Figur 14. Benthic Quality Index (BQI) för station N5 i inre Kungsbackafjorden, N8 vid Ringhals L9 i yttre Laholmsbukten och L3 i inre Laholmsbukten samt totalt för hela djupintervallet 5-20 meter under 2020. Medelvärden och konfidensintervall för fem prov. Olika kvalitetsgränser för 5-20 meters djup inlagda.

Alla de tolv djupaste stationerna på över 20 meters djup uppvisar BQI-värden i intervallet för måttlig status (Fig. 15). Sammanvägt beräknas statusen till måttlig för djup över 20 meter. Detta är ett gott resultat med tanke på att en del av dessa bottenar är relativt grunda och belägna strax under salthaltssprångskiktet vilket innebär att de egentligen inte bör jämföras med djupare stationer. Resultaten från 2020 är för hela området något sämre än de fem närmast föregående åren då en till tre stationer nådde god status.



Figur 15. Benthic Quality Index (BQI) för 12 bottenfaunastationer längs Hallandskusten och totalt för djup mer än 20 meter i hela området under 2020. Medelvärden och konfidensintervall för fem prov. Olika kvalitetsgränser för mer än 20 meters djup inlagda.

Sammantaget uppgår statusen för 13 av de 16 bottenfaunastationerna till måttlig, medan 1 station uppvisar god status, 1 station uppvisar otillfredsställande status och 1 station uppvisar dålig status (Fig. 16). Detta är ett sämre resultat än för hydrografi och växtplankton för vilka god till hög status dominerar. Man bör dock vara medveten om att statusen för olika variabler sätts utifrån helt olika bedömningsgrunder.



Figur 16. Benthic Quality Index (BQI) för 16 bottenfaunastationer inom det samordnade programmet för Hallandskusten under 2020.

Skillnader mellan 2019 och 2020 avseende olika faunavariabler för hela undersökningsområdet

Ingen statistiskt signifikant skillnad framkom vid jämförelser mellan resultaten för 2019 och 2020 för de tre huvudvariablerna som gäller 13 stationer i hela undersökningsområdet längs Hallandskusten (Tab. 4). Mellan 2018 och 2019 ökade däremot både individtätthet och biomassa.

Tabell 4. Jämförelse av bottenfaunan mellan 2019 och 2020 längs Hallandskusten. Medelvärden och standardavvikelser för huvudvariabler. Skillnader mellan åren testade med parvis t-test (W = Wilcoxon Signed Ranks Test). NS= icke signifikant skillnad. *= $p < 0,05$, $n=13$.

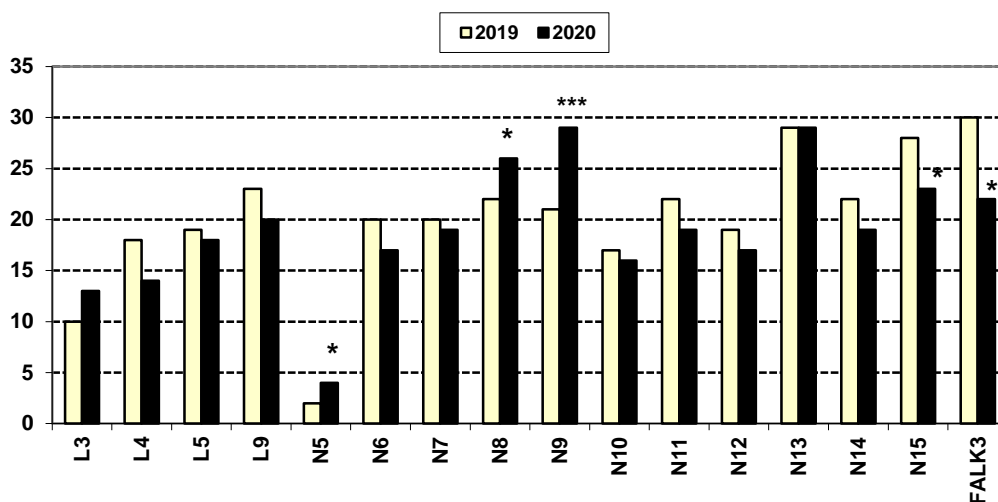
Variabel	Medelvärde 2019	Standard- avvikelse	Medelvärde 2020	Standard- avvikelse	Signifikans nivå p
Totalt antal taxa	40	15	40	12	0,864NS
Biomassa exkl <i>A.islandica</i> , <i>B. lyrifera</i>	73,25	30,78	62,43	28,60	0,191NSW
Total individtätthet	1652	760	1467	753	0,065NS

Skillnader mellan 2018 och 2019 för enskilda stationer

Jämförelse mellan stationer inbördes är meningsfull då samma plats undersöks på samma sätt och vid motsvarande tidpunkt varje år. Därför är detta troligen den mest relevanta jämförelse av resultaten som kan göras. Det sammanlagda antalet arter bör vara lika mellan olika år om ingen större förändring av miljön inträffat. Hela fem statistiskt signifikanta förändringar noterades (stationerna N5, N8, N9, N15 och FALK3) på de 16 stationerna mellan 2019 och 2020. På stationerna N5, N8 och N9 ökade antalet taxa medan antalet taxa minskade på stationerna N15 och FALK3. Förändringarna var relativt måttliga.

Tabell 5. Antal taxa per prov för alla stationer i kustkontrollprogrammet som undersökts 2019 och 2020. Medelvärden och standardavvikelser. Signifikansnivån avser jämförelse mellan de båda åren (t-test, M = Mann-Whitney Rank Sum test). NS= icke signifikant skillnad. *= $p<0,05$, **= $p<0,01$, ***= $p<0,001$. $n=5$

Station	medelvärde 2019	standardavvikelse	medelvärde 2020	standardavvikelse	signifikansnivå p
L3	10	2	13	3	0,136NS
L4	18	1	14	4	0,066NS
L5	19	1	18	3	0,190NS
L9	23	2	20	3	0,084NS
N5	2	1	4	1	0,014*
N6	20	2	17	2	0,056NSM
N7	20	4	19	1	0,158NS
N8	22	4	26	2	0,037*
N9	21	2	29	3	<0,001***
N10	17	1	16	3	0,204NS
N11	22	3	19	1	0,072NS
N12	19	2	17	4	0,194NS
N13	29	5	29	4	0,414NS
N14	22	5	19	3	0,139NS
N15	28	4	23	2	0,021*
FALK3	30	5	22	3	0,014*

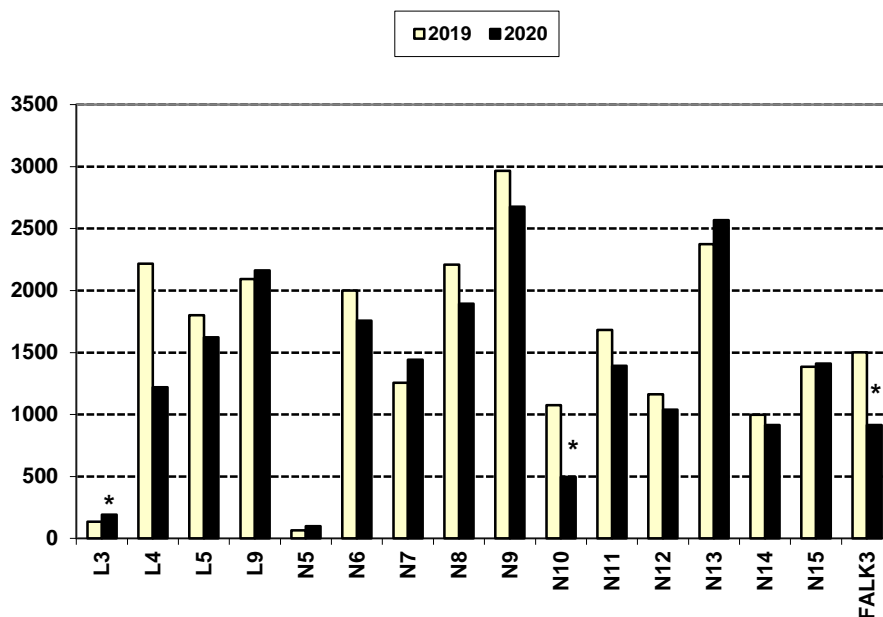


Figur 17. Antal taxa per prov för alla stationer i kustkontrollprogrammet som undersökts 2019 och 2020.* avser signifikant skillnad $p<0,05$, (**= $p<0,01$), (**= $p<0,001$) mellan de båda åren.

Individdtätheten är mindre jämförbar än antalet arter beroende på större naturliga och tillfälliga svängningar. Statistiskt signifikanta förändringar kunde konstateras för 3 av de 16 stationerna mellan 2019 och 2020 (Tab. 6, Fig. 18). På station L3 ökade individdtätheten medan individdtätheten minskade på stationerna N10 och FALK3. På de två sistnämnda stationerna var minskningarna kraftiga.

Tabell 6. Individtäthet (ind/m²) för alla stationer i kustkontrollprogrammet under 2019 och 2020. Medelvärden och standardavvikelser. Signifikansnivån avser jämförelse mellan de båda åren (t-test, M = Mann-Whitney Rank Sum test). NS= icke signifikant skillnad. *= $p<0,05$, **= $p<0,01$, ***= $p<0,001$. n=5

Station	medelvärde 2019	standardavvikelse	medelvärde 2020	standardavvikelse	signifikansnivå p
L3	134	34	192	29	0,020*
L4	2216	229	1220	997	0,151NSM
L5	1800	251	1624	291	0,168NS
L9	2092	280	2162	313	0,360NS
N5	66	48	98	22	0,151NSM
N6	2000	405	1756	203	0,131NS
N7	1256	136	1442	174	0,094NS
N8	2210	516	1894	234	0,124NS
N9	2966	792	2676	255	0,229NS
N10	1074	411	498	272	0,031*
N11	1682	213	1394	395	0,095NS
N12	1162	223	1038	224	0,1203NS
N13	2374	282	2568	156	0,107NS
N14	998	310	914	395	0,375NS
N15	1386	416	1410	464	0,375NS
FALK3	1502	377	914	303	0,026*



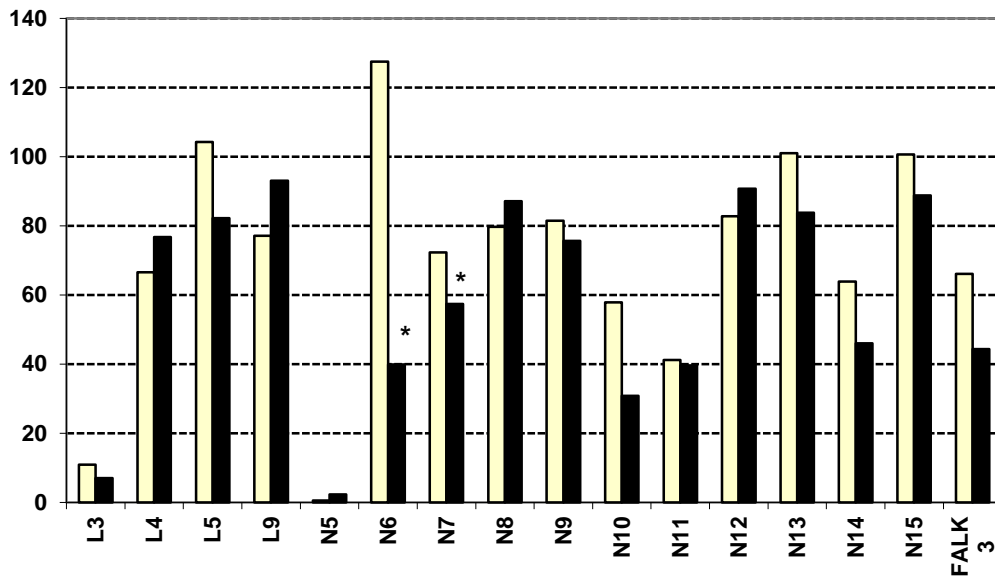
Figur 18. Individtäthet (ind/m²) för alla stationer i kustkontrollprogrammet som undersökts 2019 och 2020.* avser signifikant skillnad $p<0,05$, (**= $p<0,01$), (**= $p<0,001$) mellan de båda åren.

Biomassan är en tillförlitlig variabel och inte så känslig för tillfälliga fluktuationer som individtätheten. Problemet här är istället att slumpvis förekommande tunga djur ofta får stort genomslag. Spridningen mellan olika prov blir därför mycket stor. De två största och mest glest förekommande arterna, islandsmusslan *Arctica islandica* och lysrjöborren *Brissopsis lyrifera*, har därför inte medräknats vid jämförelsen.

Tabell 7. Biomassa (g/m^2) exklusive *Arctica islandica* och *Brissopsis lyrifera* för alla stationer i kustkontrollprogrammet som undersökts 2019 och 2020. Medelvärden och standardavvikelser. Signifikansnivån avser jämförelse mellan de båda åren (t-test, M = Mann-Whitney Rank Sum test). NS= icke signifikant skillnad. *= $p<0,05$, **= $p<0,01$, ***= $p<0,001$. n=5

Station	medelvärde 2019	standard-avvikelse	medelvärde 2020	standard-avvikelse	signifikans-nivå p
L3	10,88	7,08	7,00	7,61	0,222NS
L4	66,52	15,72	76,70	32,64	0,274NS
L5	104,26	36,30	82,20	7,03	0,310NSM
L9	77,06	17,88	93,06	19,08	0,104NS
N5	0,48	0,38	2,32	3,91	0,310NSM
N6	127,48	82,85	39,90	15,70	0,032*M
N7	72,32	7,33	57,38	4,89	0,005**
N8	79,68	7,35	87,08	16,17	0,189NS
N9	81,44	20,66	75,64	18,79	0,327NS
N10	57,86	36,20	30,80	21,84	0,190NS
N11	41,20	6,86	39,56	11,68	0,397NS
N12	82,70	20,48	90,72	19,64	0,273NS
N13	101,00	13,42	83,78	21,95	0,086NS
N14	63,84	29,37	45,96	10,57	0,118NS
N15	100,64	23,01	88,74	36,10	0,276NS
FALK3	66,12	22,10	44,32	19,68	0,069NS

□ 2019 ■ 2020



Figur 19. Biomassa (g/m^2) exklusive *Arctica islandica* och *Brissopsis lyrifera* för alla stationer i kustkontrollprogrammet som undersökts 2019 och 2020.* avser signifikant skillnad $p<0,05$, (**= $p<0,01$), (***)= $p<0,001$) mellan de båda åren.

Två statistiskt signifikanta skillnader framkom vid jämförelser mellan 2019 och 2020 (Tab. 7, Fig. 19). Biomassan minskade på station N6 och N7. På station N6 var minskningen kraftig.

Biomassan var under 2020 avvikande låg på stationerna L3 och N5. Detta har även varit fallet under flertalet tidigare år.

Sammanfattningsvis har förändringarna mellan 2019 och 2020 berört såväl antalet taxa som individtätheten och biomassan. För antal taxa och individtäthet noterades både ökning och minskningar medan enbart minskningar noterades för biomassan. Förändringarna berörde stationer på olika djup och i olika områden. Det senare kan bero på storskaliga påverkansfaktorer.

Storlek hos *Abra nitida*

Djurens storlek kan ge värdefull information om miljöförhållandena. Medelstorleken ger ett grovt mått, medan individernas storleksfördelning bättre karakteriserar populationernas ålderssammansättning.

Den art som jämförts 1997-2020 på de olika stationerna är musslan *Abra nitida* (Tab. 8 & 9). Denna mussla är ett omtyckt bytesdjur för många flatfiskar, men anses som relativt känslig för syrebrist.

Redovisningen av musslornas storlek har delats upp på stationer nära (19-21 meters djup) och väl under salthaltssprångskiktet (> 24 meters djup) på grund av stora skillnader i omvärldsbetingelser.

Resultaten för år 2020 är relativt normala, både för grunda och djupa stationer.



Den nergrävda musslan *Abra nitida* är karakteristisk för mjukbottnar längs Västkusten. Musslan lever av plankton som fallit ner på havsbotten och är en typisk depositionsätare.

Tabell 8. Längden hos *Abra nitida* för haloklinnära stationer (19-21m) längs Hallandskusten 1997-2020.

Parameter	Station	L4	L9	N8	N9	N11	N15
Antal musslor 1997		14	16	16	2	1	3
Range (min-max) mm		6-12	4-10	2-5	6-7	6	4-9
Antal årsklasser(uppskattat)		2	2	1	1	1	1
Antal musslor 1998		62	11	13	0	1	2
Range (min-max) mm		2-15	3-10	3-9	-	6	6-9
Antal årsklasser(uppskattat)		3	2	1	0	1	1
Antal musslor 1999		12	0	15	9	4	3
Range (min-max) mm		5-9	-	4-8	4-6	4-6	3-4
Antal årsklasser(uppskattat)		2	-	1	1	1	1
Antal musslor 2000		22	3	19	2	0	1
Range (min-max) mm		8-14	3-11	1-8	7	-	9
Antal årsklasser(uppskattat)		2	2	1	1	-	1
Antal musslor 2001		0	0	4	1	0	1
Range (min-max) mm		-	-	4-8	6	-	2
Antal årsklasser(uppskattat)		-	-	1	1	-	1
Antal musslor 2002		6	2	2	3	0	3
Range (min-max) mm		5-9	7-10	4-5	3-6	-	4-8
Antal årsklasser(uppskattat)		1	1	1	1	-	1
Antal musslor 2003		0	0	4	2	0	0
Range (min-max) mm		-	-	1-8	7	-	-
Antal årsklasser(uppskattat)		-	-	1	1	-	-
Antal musslor 2004		0	1	10	4	0	4
Range (min-max) mm		-	7	2-10	2-7	-	3-5
Antal årsklasser(uppskattat)		-	1	2	1	-	1
Antal musslor 2005		64	1	17	2	0	0
Range (min-max) mm		1-13	5	2-10	5-8	-	-
Antal årsklasser(uppskattat)		2	1	2	1	-	-
Antal musslor 2006		26	12	73	14	1	2
Range (min-max) mm		1-14	2-12	2-8	2-10	5	3-6
Antal årsklasser(uppskattat)		2	2	2	2	1	1
Antal musslor 2007		0	0	32	21	0	1
Range (min-max) mm		-	-	2-9	1-11	-	8
Antal årsklasser(uppskattat)		-	-	2	2	-	1
Antal musslor 2008		0	0	4	9	0	0
Range (min-max) mm		-	-	4-10	3-11	-	-
Antal årsklasser(uppskattat)		-	-	1	2	-	-
Antal musslor 2009		16	15	9	14	9	16
Range (min-max) mm		3-13	3-10	2-10	4-11	4-7	2-6
Antal årsklasser(uppskattat)		2	2	2	2	1	1
Antal musslor 2010		4	0	7	5	5	4
Range (min-max) mm		3-11	-	2-6	2-9	2-8	4-10
Antal årsklasser(uppskattat)		2	-	1	2	2	2
Antal musslor 2011		0	0	3	1	2	6
Range (min-max) mm		-	-	2-7	4	2-6	2-6
Antal årsklasser(uppskattat)		-	-	1	1	1	1
Antal musslor 2012		2	0	0	2	0	0
Range (min-max) mm		6-9	-	-	3-5	-	-
Antal årsklasser(uppskattat)		1	-	-	1	-	-
Antal musslor 2013		5	216	10	6	3	21
Range (min-max) mm		1-7	2-12	1-7	2-8	2	1-10
Antal årsklasser(uppskattat)		1	2	2	2	1	2
Antal musslor 2014		5	96	9	12	5	21
Range (min-max) mm		4-10	3-11	2-10	3-9	2-9	3-11
Antal årsklasser(uppskattat)		2	2	2	2	2	2
Antal musslor 2015		13	16	20	16	1	14
Range (min-max) mm		3-9	2-11	1-10	1-10	2	1-7
Antal årsklasser(uppskattat)		2	2	2	2	1	2
Antal musslor 2016		11	18	4	6	1	1
Range (min-max) mm		2-11	2-12	3-10	1-10	2	4
Antal årsklasser(uppskattat)		2	2	2	2	1	1
Antal musslor 2017		9	4	3	3	1	2
Range (min-max) mm		2-13	3-12	3-5	2-9	7	1-2
Antal årsklasser(uppskattat)		2	2	1	2	1	1
Antal musslor 2018		1	4	2	0	0	3
Range (min-max) mm		7	7-12	6-10	-	-	7-9
Antal årsklasser(uppskattat)		1	1	1	-	-	1
Antal musslor 2019		21	10	6	1	1	4
Range (min-max) mm		2-13	3-11	6-19	10	6	6-10
Antal årsklasser(uppskattat)		2	2	1	1	1	1
Antal musslor 2020		1	2	12	2	2	7
Range (min-max) mm		2	10-12	2-8	3-5	3-8	4-14
Antal årsklasser(uppskattat)		1	1	2	1	2	3

Tabell 9. Längden hos *Abra nitida* för stationer under haloklinen (26-50 m) längs Hallandskusten 1997-2020.

Parameter	Station	N6	N7	N10	N12	N13	N14
Antal musslor 1997		231	7	16	6	4	4
Range (min-max) mm		1-15	3-9	3-13	2-13	3-8	5-11
Antal årsklasser(uppskattat)		3	2	3	3	2	2
Antal musslor 1998		411	3	6	2	3	6
Range (min-max) mm		4-17	4-7	5-11	6-7	2-6	2-8
Antal årsklasser(uppskattat)		2	1	2	1	1	2
Antal musslor 1999		149	16	5	18	9	11
Range (min-max) mm		2-13	2-6	2-12	2-13	3-5	3-7
Antal årsklasser(uppskattat)		3	2	2	3	1	2
Antal musslor 2000		63	7	18	4	1	14
Range (min-max) mm		1-12	2-10	5-14	6-8	6	1-12
Antal årsklasser(uppskattat)		3	2	2	1	1	3
Antal musslor 2001		116	1	3	6	1	2
Range (min-max) mm		3-15	5	5-9	4-8	7	3-7
Antal årsklasser(uppskattat)		3	1	2	2	1	2
Antal musslor 2002		84	5	6	9	1	8
Range (min-max) mm		2-14	6-8	8-10	3-10	3	2-12
Antal årsklasser(uppskattat)		3	1	1	2	1	3
Antal musslor 2003		125	3	0	1	5	1
Range (min-max) mm		3-14	4-8	-	8	3-5	4
Antal årsklasser(uppskattat)		3	1	-	1	1	1
Antal musslor 2004		102	1	0	1	2	1
Range (min-max) mm		1-15	8	-	8	6-7	4
Antal årsklasser(uppskattat)		3	1	-	1	1	1
Antal musslor 2005		57	3	0	0	4	0
Range (min-max) mm		2-10	2-9	-	-	3-6	-
Antal årsklasser(uppskattat)		2	2	-	-	1	-
Antal musslor 2006		161	11	5	3	6	6
Range (min-max) mm		1-15	2-5	7-10	4-7	2-9	2-9
Antal årsklasser(uppskattat)		2	1	1	1	1	1
Antal musslor 2007		262	35	32	8	13	50
Range (min-max) mm		1-13	2-11	2-13	2-10	2-9	2-14
Antal årsklasser(uppskattat)		3	2	3	2	1	3
Antal musslor 2008		14	35	5	5	5	25
Range (min-max) mm		3-9	2-11	10-13	10-14	5-8	2-15
Antal årsklasser(uppskattat)		2	2	1	1	1	3
Antal musslor 2009		39	17	2	2	54	0
Range (min-max) mm		3-9	2-10	8-10	3-13	2-8	-
Antal årsklasser(uppskattat)		2	2	1	2	2	-
Antal musslor 2010		66	19	1	0	8	7
Range (min-max) mm		6-16	2-11	8	-	2-9	4-11
Antal årsklasser(uppskattat)		2	2	1	-	2	2
Antal musslor 2011		62	8	13	18	3	11
Range (min-max) mm		2-10	1-5	2-6	2-12	3-4	2-6
Antal årsklasser(uppskattat)		2	1	1	2	1	1
Antal musslor 2012		8	3	1	2	0	1
Range (min-max) mm		6-9	8-9	7	3-4	-	8
Antal årsklasser(uppskattat)		1	1	1	1	-	1
Antal musslor 2013		107	9	0	1	4	3
Range (min-max) mm		1-9	2-8	-	8	6-8	2-5
Antal årsklasser(uppskattat)		2	2	-	1	1	1
Antal musslor 2014		163	13	0	1	3	3
Range (min-max) mm		4-14	2-9	-	4	2-6	3-7
Antal årsklasser(uppskattat)		2	2	-	1	1	1
Antal musslor 2015		226	38	2	5	14	14
Range (min-max) mm		1-15	2-11	2-4	2-10	1-7	6-9
Antal årsklasser(uppskattat)		3	2	1	2	2	2
Antal musslor 2016		14	8	2	1	0	0
Range (min-max) mm		3-11	3-10	9-10	10	0	0
Antal årsklasser(uppskattat)		2	2	1	1	0	0
Antal musslor 2017		69	10	2	5	4	1
Range (min-max) mm		2-10	2-12	2	1-2	1-8	8
Antal årsklasser(uppskattat)		2	2	1	1	2	1
Antal musslor 2018		2	2	2	2	0	2
Range (min-max) mm		2-6	9-12	2-9	8-9	-	11-12
Antal årsklasser(uppskattat)		1	1	2	1	-	1
Antal musslor 2019		13	8	4	2	4	21
Range (min-max) mm		3-10	2-6	3-6	3-5	6-10	2-13
Antal årsklasser(uppskattat)		2	1	1	1	1	2
Antal musslor 2020		44	16	4	1	0	7
Range (min-max) mm		2-10	2-13	3-6	13	-	3-13
Antal årsklasser(uppskattat)		2	3	1	1	-	3

MILJÖPÅVERKAN I OMRÅDET

Bottendjuren i undersökningsområdet påverkas av många olika omvärldsfaktorer. De "naturliga" som salthalt och temperatur tas inte direkt upp här, men har mycket stor betydelse. De cykliska storskaliga förlopp som styrs av tryckskillnader ute i norra Atlanten är kanske orsaken till många av de förändringar som noteras i resultaten. Denna påverkan bör dock vara ganska likartad över hela området och styr också avrinningen från land. Avrinningen kan variera lokalt, men grovt sett har medelavrinningen följt samma förlopp under senare år längs Hallandskusten.

De föroreningar som följer med vattnet ut i havet på olika ställen orsakar sannolikt skillnader i påverkan mellan olika platser och står här istället i fokus. Det är också främst dessa som vi kan göra något åt lokalt för att förbättra förhållandena i havsmiljön. De faktorer som tas upp är miljögifter, bottentråkning och övergödning.

Miljögifter

Södra Cell Värö (Värö Bruk) har under dom sista tjugo åren kraftigt reducerat utsläppen. Detta har resulterat i en bättre situation för faunan på stationerna i närområdet. Bruket ändrade från ECF (klordioxid) till TCF-blekning (peroxid/perättiksyra) under första halvan av 90-talet och eliminerade då utsläppen av klorerade organiska föreningar. Resultat visar att halterna av klorerade organiska föreningar i krabbsmör och valthornssnäckor gått ner till bakgrundsnivå som en följd av brukets åtgärder (Stibe pers komm 2000). Den andra stora utsläppsreduktionen från bruket inträffade 2002 med idrifttagande av en extern biologisk rening för avloppsvattnet. Anläggningen har reducerat utsläppen av TOC (totalt organiskt kol) från bruket med 60-70% (Omholt pers komm 2011).

Den mera diffusa transporten av föroreningar från land som främst sker från vattendragen är till stor del okänd och här borde också intresset för undersökningar utökas. Vi har inte ens lämnat problemen med de kända miljögifterna, t ex DDT och PCB, bakom oss. Nya farliga substanser upptäcks ständigt i havsmiljön och dessa når så småningom de djupa havsbottenarna. Resultat från senare års undersökningar av sediment i Viskan indikerar att en stor del av de organiska ämnen som släppts ut från främst textilindustrin har transporterats till mynningsområdet (Stibe pers komm 2000).

Organiska tennföreningar, som numera inte får användas som bottenfärger på fartyg, är ytterst giftiga för marina evertetrater. Färgerna har använts för att skydda fartygsskroven mot beväxning men har även spritt sig i den övriga havsmiljön. Reproduktionen hos gruppen snäckor kan påverkas kraftigt redan av spårmängder av dessa substanser (Waldock et al 1987). Som väl är förbjöds användningen helt och hållet 2008.

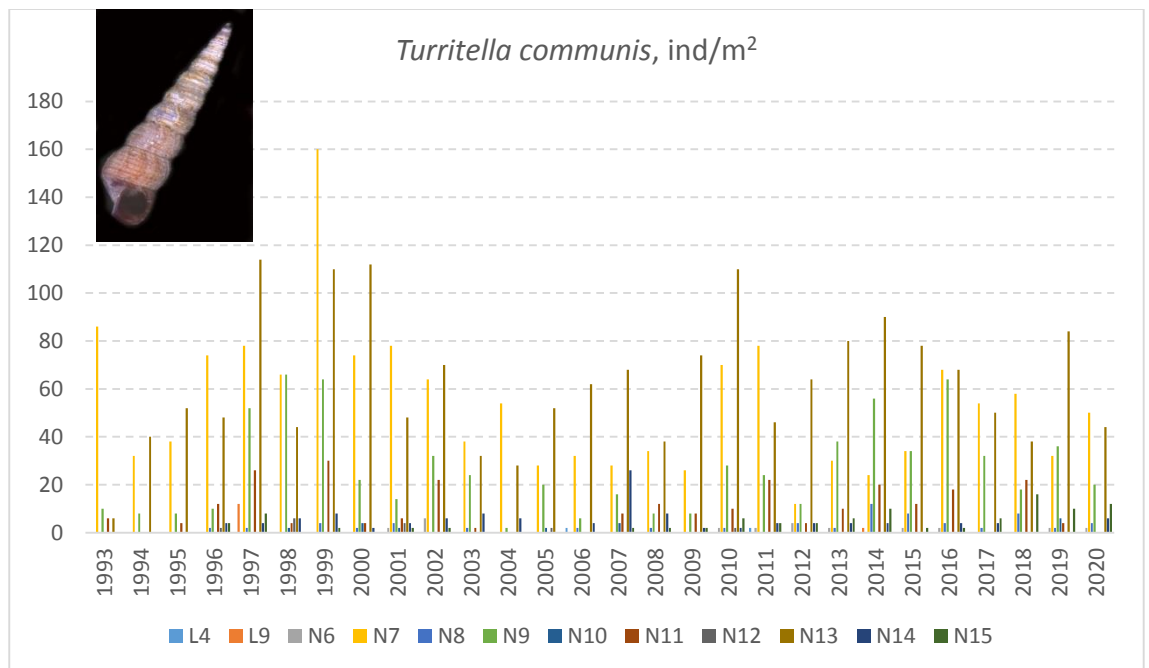
Tornsnäckornas återkomst och tillbakagång?

Längs Hallandskusten finns en art av snäcka som eventuellt kan tänkas vara påverkad av de organiska tennföreningarna, tornsnäckan *Turritella communis*. När det gäller just denna art är dess känslighet däremot, mig veterligen, okänd. Övergödningen kan också påverka förekomsten av denna snäcka. Flera faktorer kan anges i detta sammanhang - syrebrist, förändring av bottensubstrat, förändrade konkurrensförhållanden mm. Hur som helst är det intressant att få följa den fortsatta utvecklingen längs Hallandskusten.

Ett av de mest glädjande tecknen vid Hallandskusten har varit den successiva ökningen av tornsnäckan *Turritella communis* under 1990-talet. Snäckan var tidigare något av en karaktärsart i området men befanns ha minskat avsevärt sedan början av seklet både i Kattegatt (Pearson et al 1985) och i Öresund och Skälderviken (Göransson 1996 & 2002). Arten var däremot vida utbredd i Kattegatt vid början av 1900-talet och kunde finnas i tätheter upp till åtminstone 250 individer/m² på 15-30 meters djup (Petersen 1913).

Under 2000-talet minskade dock tornsnäckan åter. En viss återhämtning sker från 2010 (Fig. 20). 2020 års resultat är jämförelsevis svagt med undantag för stationerna N7 och N13.

Inga tydliga trender finns för hela perioden 1993-2020.

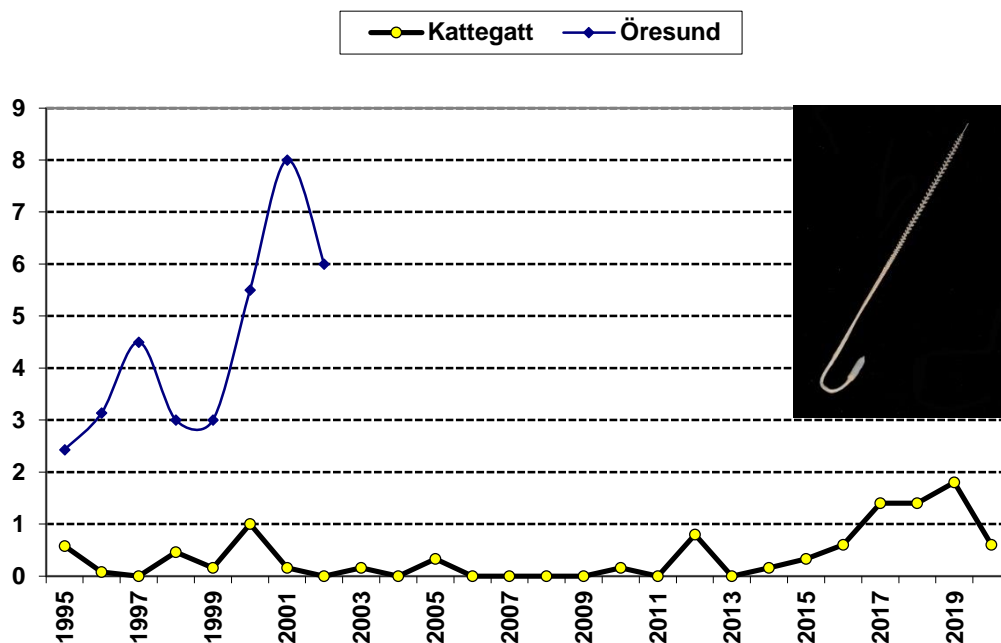


Figur 20. Individdensitet (ind/m²) för tornsnäckan *Turritella communis* under åren 1993-2020 på 12 stationer längs Hallandskusten.

Bottentrålning

Man kan misstänka att bottentrålning påverkar djur negativt som väsentligt sticker upp ovanför sedimentytan. Av dessa arter är sjöpennan *Virgularia mirabilis*, som kallas liten piprensare, en av de mest frekvent förekommande i

området Öresund-Kattegatt. Trålningen är omfattande i Kattegatt men är förbjuden i Öresund. Det fanns också mycket stora skillnader i täthet mellan dessa områden av *Virgularia* i ett jämförbart djupintervall under perioden 1995-2002 (Göransson 2002). Dessa djur kan dock förekomma oregelbundet och fläckvis, vilket påtalats tidigare. Under 2012 fanns 5 exemplar i proverna från Hallandskusten, varav 4 på station N10 utanför Värö (Fig. 21). Detta var det näst högsta antalet under 20 år. Under 2017 och 2018 fanns 7 piprensare vardera i de 50 proverna under haloklinen. Under 2019 noterades 9 exemplar. Detta var det allra högsta antalet under perioden 1993-2019. Under 2020 noterades 3 exemplar, samtliga på station N15.



Figur 21. Medeltäthet (ind/m²) per station av liten piprensare *Virgularia mirabilis* på stationer under haloklinen (20-50m) längs Hallandskusten under perioden 1993-2020. Data från Öresund 1995-2002 inlagda som jämförelse.

Eutrofiering (Övergödning)

Övergödning är förmodligen den faktor som mest storskaligt påverkar faunan i undersökningsområdet. Två typer av påverkan kan därvid förväntas. I områden där syrebrist uppträder kan faunan delvis slås ut under besvärliga år. I områden där goda syreförhållanden råder kan biomassan förväntas öka med ökande övergödning. I båda fallen kan artsammansättningen förändras, vissa arter gynnas medan andra missgynnas. Totalt sett resulterar dock extrema miljöförhållanden oftast i lägre biologisk variation jämfört med ett opåverkat naturligt tillstånd. Jämförelser mellan faunan vid förra seklets början och slut pekar på lägre biologisk variation i Öresund numera (Göransson 2002).

Den södra delen av undersökningsområdet längs Hallandskusten, Laholmsbukten med omnejd, är ett stort ganska öppet område som utsatts för

syrebrist vid flera tillfällen, särskilt under slutet av 1980-talet och i början av 90-talet, men även tillfälligt under senare år. Under 2000-talet har åter mycket låga syrehalter uppmätts i bottenvattnet i Laholmsbukten. Vattenutbytet i själva bukten är förmodligen i viss mån begränsat jämfört med det öppna Kattegatt. Typiskt är också att vatten med hög salthalt ibland tränger upp på relativt grunt vatten och medför en mycket skarp salthaltsskiktning invid botten, vilket innebär jämförelsevis stor risk för syrebrist.

Skiktningen mellan det bräckta Östersjövattnet och det salta Nordsjövattnet är kraftigast i undersökningsområdets södra del. Smärre, mera inneslutna, områden norrut med hög organisk belastning och ackumulation kan också påverkas av syrebrist. Ett exempel på detta är inre delen av Kungsbackafjorden. Här har också låga syrehalter uppmätts i bottenvattnet under 2000-talet.

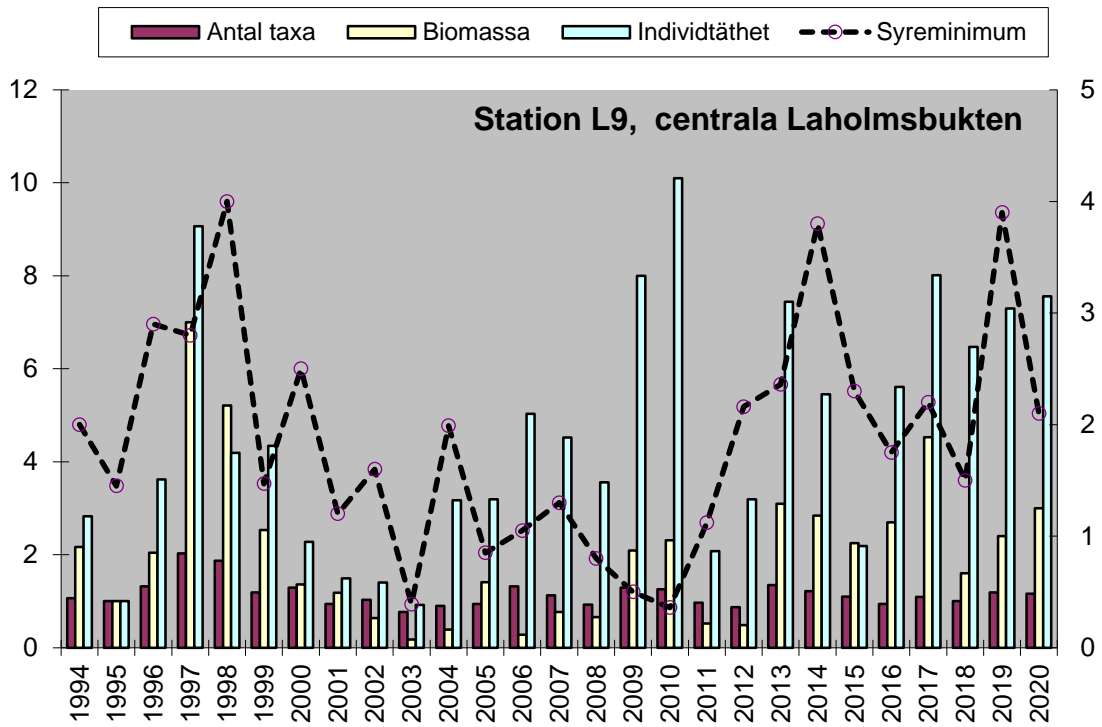
Bottenfaunans utveckling under de allra senaste åren visar på en uppgång för station L9 i Laholmsbukten sedan 2012 års svaga resultat. I inre delen av Kungsbackafjorden är förhållandena fortfarande mycket ansträngda.

Fortsättning på det korta perspektivet, 1993-2020, på station L9 i Laholmsbukten

I föregående årsrapporter gjordes ganska omfattande genomgångar av förändringarna på denna station. Utvecklingen var mycket positiv fram till 1998. Under 1999 och 2001 noterades däremot tydliga försämringar som troligen kunde knytas till syrebrist i bottenvattnet. Under hösten 2009 uppmättes det lägsta minimivärdet för syrehalt i Laholmsbuktens bottenvatten (0,36 ml/l) under perioden 1993-2019. Det uppmätta minimivärdet för syrehalt i bottenvattnet har under en rad av år minskat statistiskt signifikant men denna trend bröts under de fem senaste åren då ingen halt under 2 ml/l uppmättes. Under 2019 uppmättes som lägst 2,1 ml/l (Fig. 22).

Gränsen för allvarliga effekter på faunan ligger på ca 1 ml/l men även varaktigheten har stor betydelse. Man brukar räkna med att några veckor med låga halter räcker för att påverka de känsligaste arterna. De hydrografiska mätningarna ger tyvärr en osäker bild av varaktigheten av syrebristen. Bottendjuren ger däremot ett integrerat mått på hur länge en syrebrist varat och under vilka betingelser som den verkat. Bottendjuren är ju hela tiden på plats medan mätningarna i vattnet endast sker vid ett enda tillfälle per månad. Djuren får också utstå de växlande salthaltsförhållanden som dessutom verkar stressande på faunan. Bottenfaunaundersökningen ger med andra ord ett sammanfattande mått på det värdefullaste i havet, den biologiska mångfalden.

Under perioden 1993-2020 har stora och gamla isländsmusslor *Arctica islandica* alltid dominerat biomassan. Dessa musslor är ovanligt tåliga mot syrebrist och överlever även om syrebristen varar i en hel månad. Under de ”goda åren” i början av perioden fanns även stora sjöborrar och stora havsborstmaskar som lever djupt nere i botten. Under senare år har små ytligt levande havsborstmaskar dominerat faunan men under de allra senaste åren har nötmusslorna blivit vanligare.



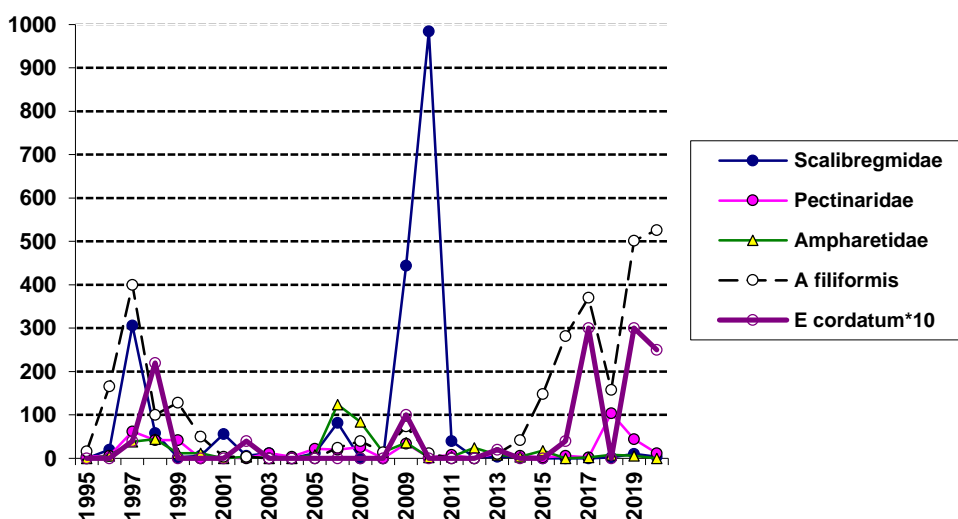
Figur 22. Syreminimum och bottenfaunan i Laholmsbukten. Totala antalet taxa, total individtäthet (exklusive havsborstmaskfamiljen Oweniidae) och total biomassa (exklusive islandsmusslan *Arctica islandica*) samt Oweniidae på station L9 i yttre Laholmsbukten under åren 1994-2020. Syreminimum hösten innan provtagningen av bottenfaunan. Vänster y-axel = faunavariabler. Höger y-axel = syrehalter i ml/l. Index 1 = år 1995 (31 taxa, 286 ind/m², 32 g/m²). Underst bilder på dominerande arter under olika perioder.

Även om det inte finns kontinuerliga data för syreförhållandena i bottenvattnet för att ge en helhetsbild av den påverkan som sker av syrebristen i Laholmsbukten, finns vissa svaga statistiskt belagda samvariationer mellan uppmätt syreminimum och totala antalet taxa samt den totala biomassan, tabell 10.

Tabell 10. Korrelationer (Pearson) mellan syreminimum i Laholmsbukten och olika faunavariabler på station L9 1994-2020. Normalfördelade variabler. NS = ej statistiskt signifikant. N = 27.

Variabel	korrelationskoefficient	Signifikansnivå, p
Totalt antal taxa	0,397	0,040
Total biomassa exklusive stora djur	0,418	0,010
Individtäthet	0,028	NS

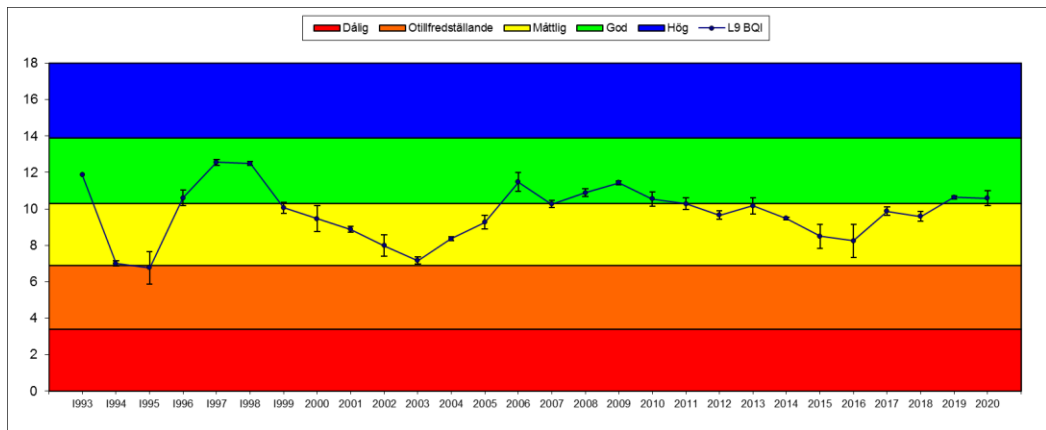
En grupp av taxa som reagerat mycket kraftigt på förändringarna i Laholmsbukten är de som lever djupt ner i botten (Fig. 23). Dessa djur fanns i mycket låga tätheter eller överhuvudtaget inte alls på botten i Laholmsbukten under de första "svåra åren" 1993-95. Deras reaktion på de förbättrade syreförhållandena var dramatisk 1996-98. Under 1999 gick däremot flera grupper och arter kraftigt tillbaka. Ingen större återhämtning inträffade under 2000, då också ormsjärnan *Amphiura filiformis* och havsborstmaskfamiljen Pectinaridae minskade. 2001-års resultat pekade på ytterligare minskningar, med undantag för små maskar av familjen Scalibregmidae. Ett glädjande tecken under 2002 var återkomsten av den grävande sjöborren *Echinocardium cordatum*. 2003 års resultat visar att dessa små uppväxande sjöborrar försvann helt. De enda djupgrävande arter som förekom 2003 var små maskar av familjerna Pectinaridae och Scalibregmidae. Ingen betydande återhämtning inträffade heller 2004 och 2005. Under 2006 ökade framförallt havsborstmaskfamiljerna Ampharetidae och Scalibregmidae. 2007 och 2008 års resultat var sämre. Under 2009 verkar förhållandena förbättrats avsevärt för den i sedimentet djuplevande faunan, samtliga grupper ökar kraftigt. Under 2010 minskar alla grupper utom havsborstmaskfamiljen Scalibregmidae, i detta fall endast representerade av den opportunistiska arten *Scalibregma inflatum*. Under 2011 och 2012 sker en kraftig minskning av flertalet arter varefter en försiktig ökning kan noteras för 2013 och 2014. Under 2015 till 2020 märks framförallt en ökning av ormsjärnan *Amphiura filiformis* och sjöborren *Echinocardium cordatum*.



Figur 23. Individtäthet (ind/m²) för fem taxa (arter och grupper) som lever nere i botten på station L9 i yttre Laholmsbukten under åren 1993-2020. Individtätheten för sjöborren *Echinocardium cordatum* har multiplicerats med 10 för att öka överskådligheten.

De gångna årens undersökningar visar att miljöförhållandena är ytterst labila i Laholmsbukten. Skillnaden mellan goda år och dåliga år är påtaglig för faunan. Den biologiska mångfalden drabbas kraftigt under de svåra åren, men de ekonomiska konsekvenserna är också avsevärda (Göransson 2001). Den långsiktiga utvecklingen ser för tillfället något bättre ut än tidigare med tanke på att de uppmätta syrehalterna i bottenvattnet varit förhållandevis höga. Det är inte säkert att dessa helt beror på övergödningen. Förhöjning av temperaturen i bottenvattnet kan medverka till syrebrist genom förstärkt skiktning, högre syrekonsumtion och lägre löslighet för syre. Benthic Quality Index (BQI) för station L9 svänger kraftigt under perioden 1993-2020 och ingen tydlig tendens

kan noteras för hela perioden (Fig. 24). Stationen pendlar mellan god och otillfredsställande status.

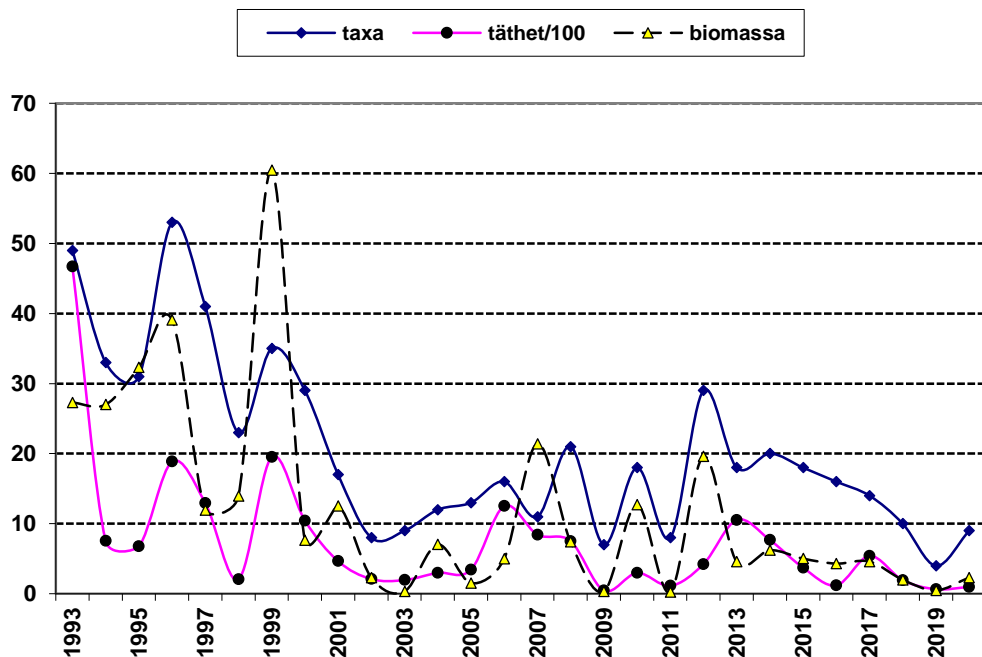


Figur 24. Benthic Quality Index (BI) för station L9 under perioden 1993-2020. Medelvärden och konfidensintervall. Olika kvalitetsgränser inlagda.

Det korta perspektivet, 1993-2020, på station N5 i inre Kungsbackafjorden

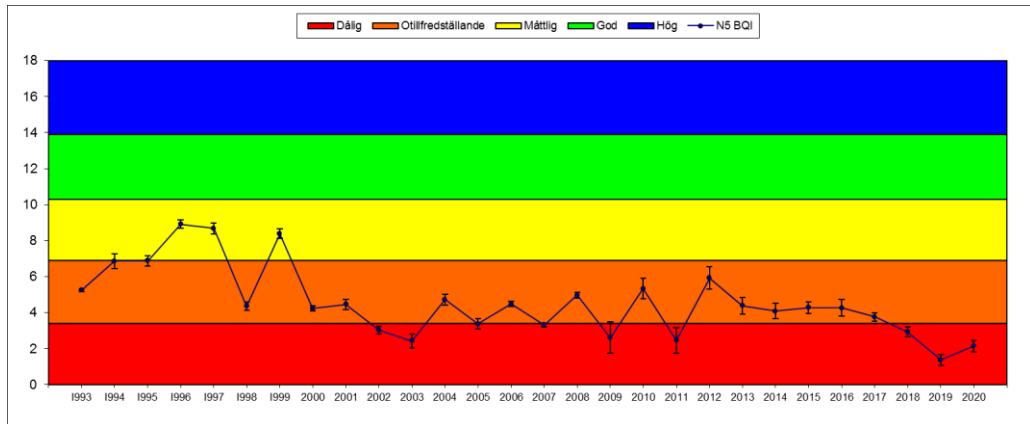
Med tanke på de negativa resultat som framkommit av undersökningarna de allra senaste åren redovisas förändringarna även på denna station under åren 1993-2020 (Fig. 25). Såväl det totala antalet taxa som individtäteten och biomassan har ökat och minskat flera gånger under denna tidsperiod. Dessvärre måste man konstatera att utvecklingen för perioden som helhet betraktad är mycket negativ även om hoppet om en återhämtning väcktes under några år.

Utvecklingen är inte parallell med faunan i Laholmsbukten utan mera långsiktigt negativ. Detta kan bero på det mer skyddade läget inne i en fjord. Här är vattenrörelserna mera begränsade än i Laholmsbukten. Dessutom har organiskt material ackumulerats som tär på bottenvattnets syreförråd.



Figur 25. Totala antalet taxa, total individtätet ($\text{ind}/\text{m}^2 * 0,01$) och total biomassa (g/m^2) på station N5 i inre Kungsbackafjorden under åren 1993-2020. Individtäteten delad med 100 för att öka upplösningen för samtliga variabler.

Benthic Quality Index (BQI) för station N5 minskar grovt sett fram till 2000 varefter låga värden noteras. Stationen har under senare år stabiliserats på otillfredsställande status (Fig. 26). Under 2018, 2019 och 2020 noteras dock dålig status.



Figur 26. Benthic Quality Index (BQI) för station N5 under perioden 1993-2020. Medelvärden och konfidensintervall. Olika kvalitetsgränser inlagda.

Vad beror den negativa utvecklingen i Kungsbackafjorden på? Svaret är inte lika givet som i fallet Laholmsbukten, men orsaken är troligtvis densamma – övergödning eller snarare organisk belastning. Den lokala näringsämnesbelastningen är inte på långa vägar så stor som i Laholmsbukten men stationen i Kungsbackafjorden ligger i ett mera skyddat läge där vattenrörelserna är mindre. Partiklar tillåts sedimentera permanent och den organiska depositionen kan därför bli mycket hög. Effekterna kan bli mycket mera långsiktiga än i Laholmsbukten. Även i detta fall medverkar förhöjd temperatur i bottenvattnet, framförallt genom högre syrekonsumtion och lägre löslighet för syre.

Belastningen på Kungsbackafjorden beror inte endast på det lokala bidraget utan kommer också från många diffusa, perifera källor. Detta är även fallet i Laholmsbukten och på många andra ställen där negativa effekter uppstår. De platser som drabbas särskilt negativt ligger antingen i skyddade områden (t ex fjordar) eller i mera öppna områden (Öresund, Bälthavet och sydöstra Kattegatt) i mötet mellan Nordsjön och Östersjön. Den starka haloklinen gör dessa områden särskilt känsliga för syrebrist.

UTVECKLINGEN 1993-2020

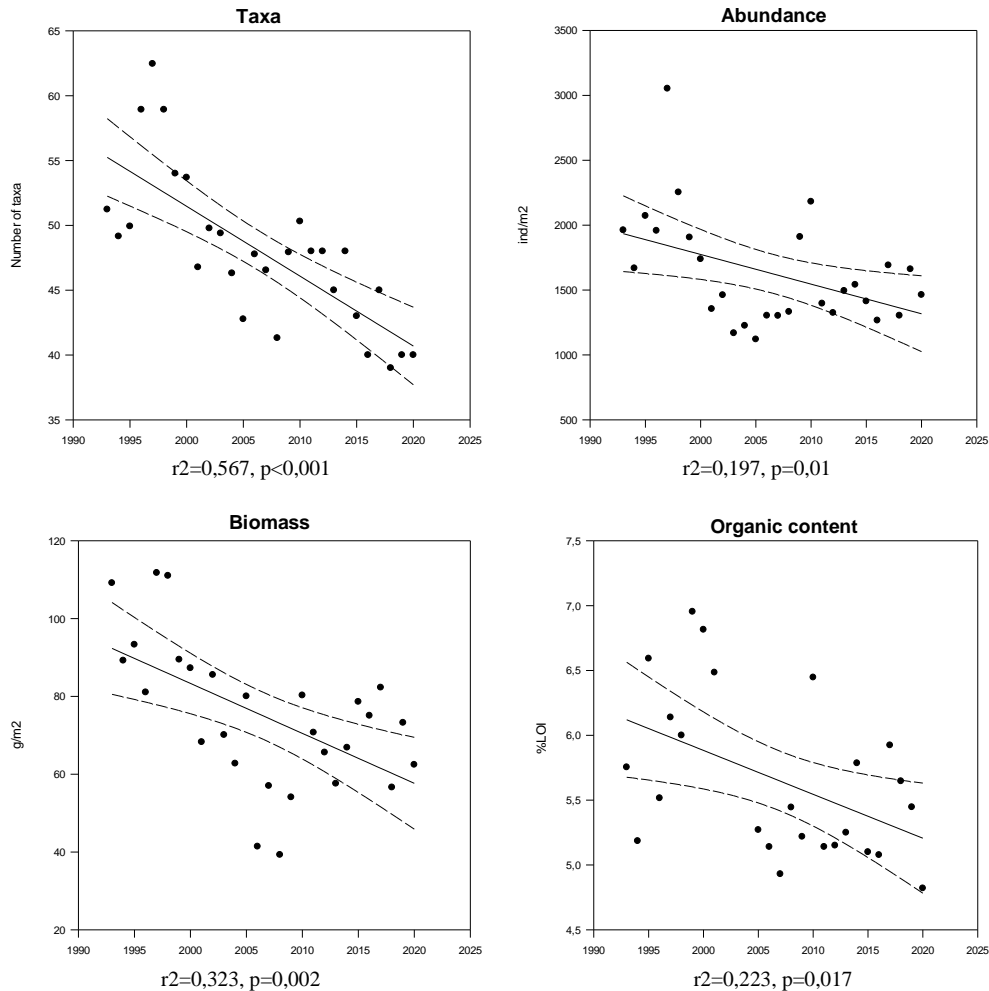
Trendanalyser för arter, individtäthet och biomassa

Utvecklingen i området 1993-2020 presenteras för hela området, området uppdelat i olika djupintervall och för enskilda stationer. Resultaten för antalet taxa, individtätheten, biomassan och sedimentets organiska halt har sammanställts för hela undersökningsperioden. Trendanalyser (linjär regression) har genomförts för samtliga variabler. Utvecklingen presenteras separat för varje variabel i grafisk form. Presentationen för olika djupintervall har delats upp i stationer i haloklinen (15 meters djup), invid haloklinen (19-21 meters djup) och väl under haloklinen (23-50 meters djup). Presentationen för de enskilda stationerna har delats upp i olika områden från norr till söder.

Hela området

Medelvärde för samtliga stationer när det gäller antal taxa (arter), individtäthet och biomassa samt sedimentets organiska halt minskar statistiskt signifikant för hela perioden (Fig. 27). Det totala antalet taxa minskar med ca 24 %, individtätheten med ca 25 %, biomassan minskar med 23 % samt den organiska halten med ca 15 % under perioden 1993-2020.

Det verkar finnas en viss positiv samvariation mellan sedimentets organiska halt och faunavariablerna som är statistiskt signifikanta för alla variabler för perioden 1993-2020 (Tab. 11). Den organiska halten är mycket snedfördelad inom området varför Spermans rank correlation använts. Samvariationerna betyder inte att det finns ett absolut samband mellan den organiska halten och faunans utveckling utan kan endast tas som en indikation på detta. Helt säkert påverkas bottenfaunan av ett flertal andra faktorer.



Figur 27. Utvecklingen av totalt antal taxa, individtätet och biomassa hos bottenfaunan samt organisk halt i sedimentet i hela det undersökta området längs Hallandskusten under perioden 1993-2020. Årsmedelvärden för 13 stationer. Linjär regression. N = 28.

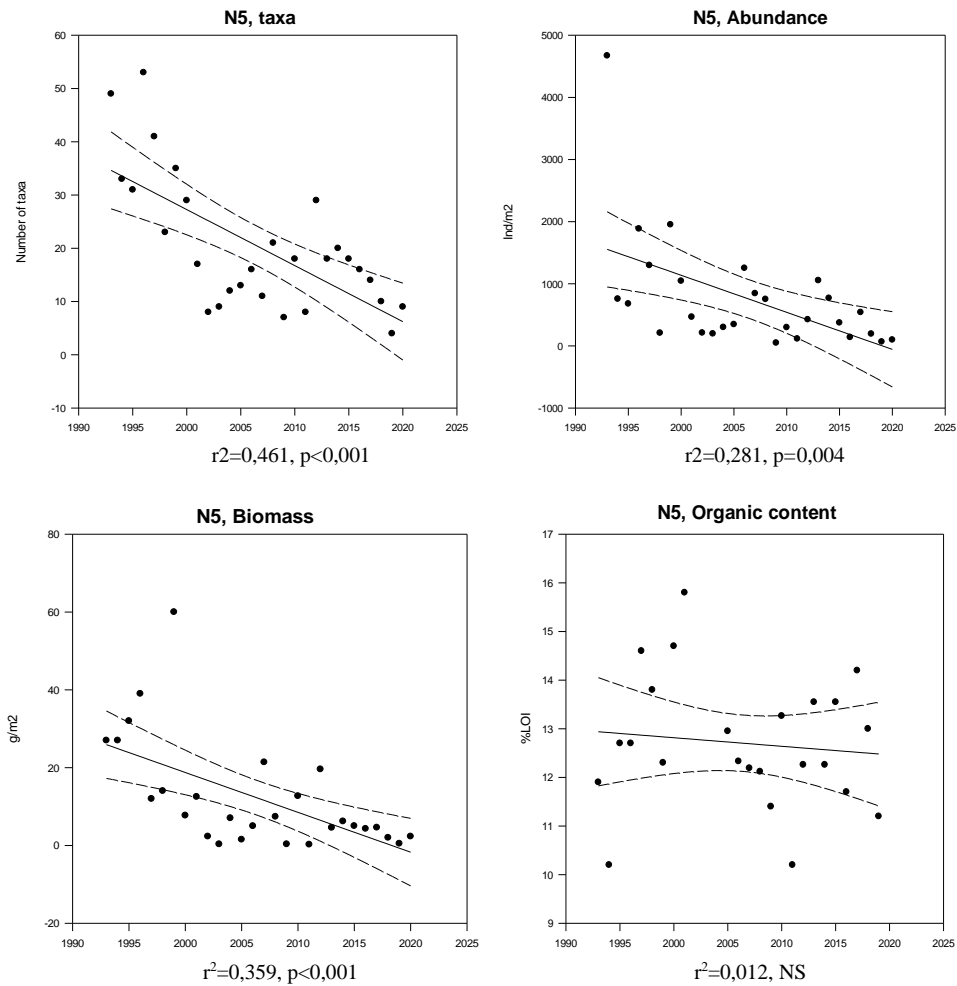
Tabell 11. Korrelationer (Spearman) mellan sedimentets organiska halt och olika faunavariabler i hela det undersökta området längs Hallandskusten under perioden 1993-2020. N = 25.

Variabel	korrelationskoefficient	Signifikansnivå, p
Totalt antal taxa	0,555	0,004
Total biomassa exklusive stora djur	0,570	0,003
Individtäthet	0,624	<0,001

I haloklinen

Samtliga faunavariabler minskar statistiskt signifikant för den enda stationen i haloklinen, N5 (Fig. 28). Det totala antalet taxa minskar med ca 70 % medan individtäteten och biomassan minskar med mer än 80 % under perioden 1993-2020. Förändringar av sedimentets organiska halt är däremot inte statistiskt signifikanta.

Det finns ingen samvariation mellan sedimentets organiska halt och faunavariablerna för perioden 1993-2019 på station N5.

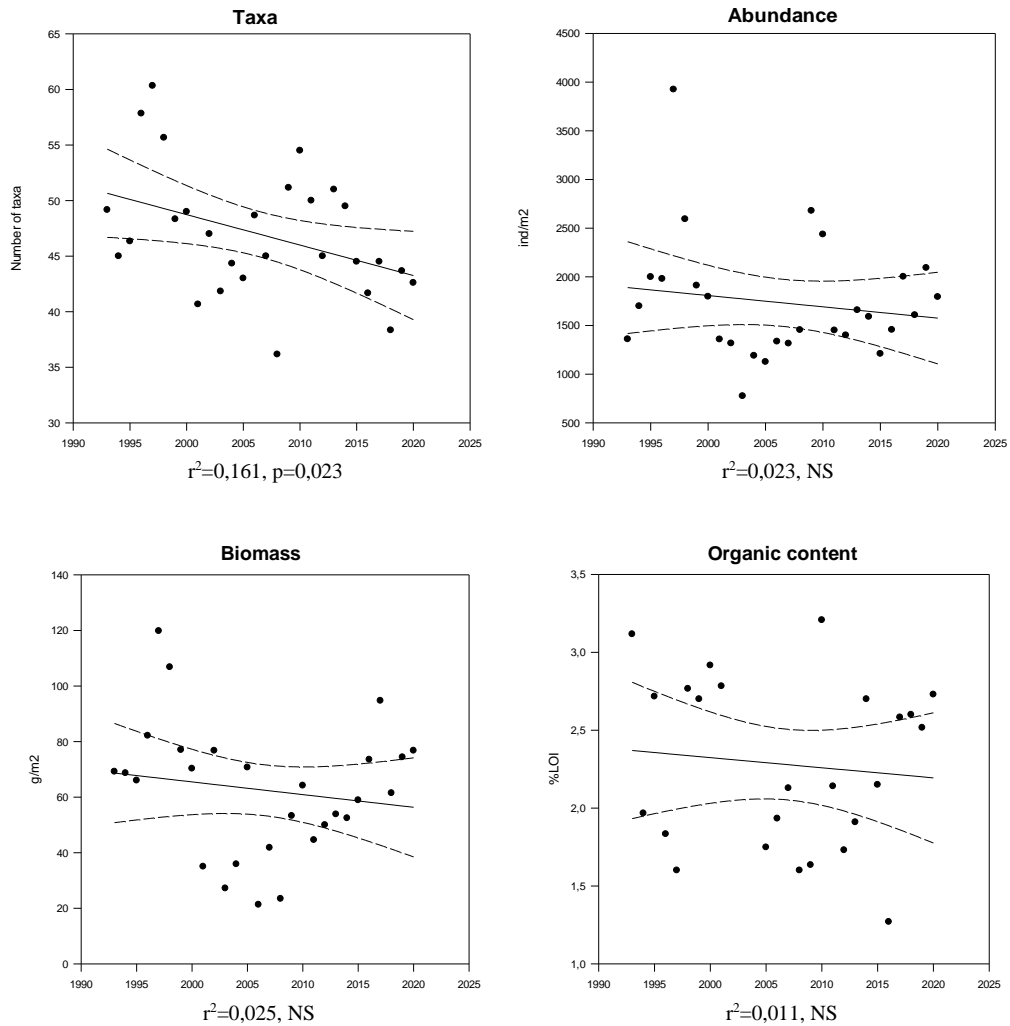


Figur 28. Utvecklingen av totalt antal taxa, individtäthet och biomassa hos bottenfaunan under perioden 1993-2020 samt organisk halt i sedimentet för station N5 i inre Kungsbackafjorden under perioden 1993-2019. Årsmedelvärden. Linjär regression. NS = icke statistiskt signifikant trend.

Strax under haloklinen

För stationer strax under haloklinen finns en statistiskt signifikant förändring. Antalet taxa minskar under perioden 1993-2020. (Fig. 29).

Det finns ingen samvariation mellan sedimentets organiska halt och faunavariablerna för perioden 1993-2020 på stationerna strax under haloklinen.

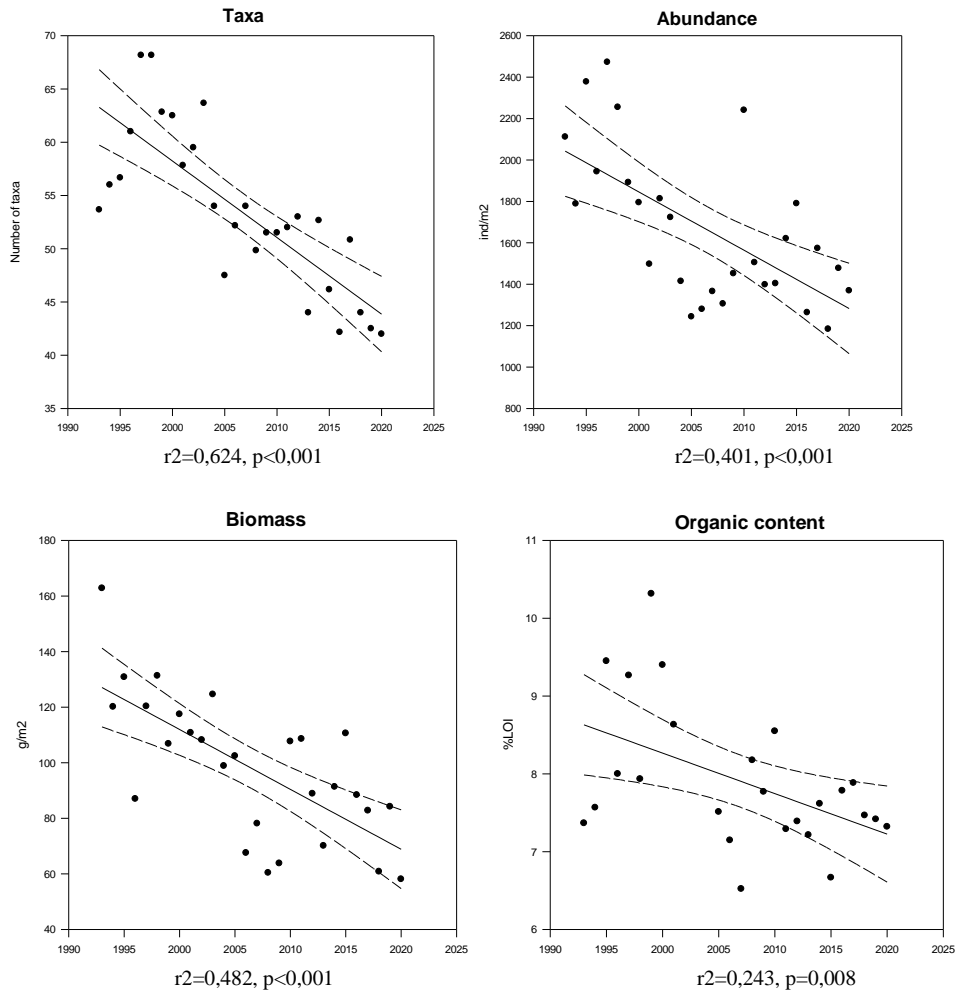


Figur 29. Utvecklingen av totalt antal taxa, individtätthet och biomassa hos bottenfaunan samt organisk halt i sedimentet på bottnar strax under haloklinen längs Hallandskusten under perioden 1993-2020. Årsmedelvärden för 6 stationer. Linjär regression. NS = icke statistiskt signifikant trend.

Väl under haloklinen

För stationer väl under haloklinen minskar samtliga faunavariabler statistiskt signifikant. Det totala antalet taxa och individtättheten minskar med ca 30-40 % och biomassan minskar med ca 50 % under perioden 1993-2019. Den organiska halten minskar med ca 15 % (Fig. 30).

Det verkar finnas en viss positiv samvariation mellan sedimentets organiska halt och det totala antalet taxa och individtättheten för perioden 1993-2020 (Tab. 12). Samvariationerna betyder inte att det finns ett absolut samband mellan den organiska halten och faunans utveckling utan kan endast tas som en indikation på detta. Helt säkert påverkas bottenfaunan av ett flertal andra faktorer.



Figur 30. Utvecklingen av totalt antal taxa, individtätthet och biomassa hos bottenfaunan samt organisk halt i sedimentet på bottnar väl under haloklinen längs Hallandskusten under perioden 1993-2020. Årsmedelvärden för 6 stationer. Linjär regression.

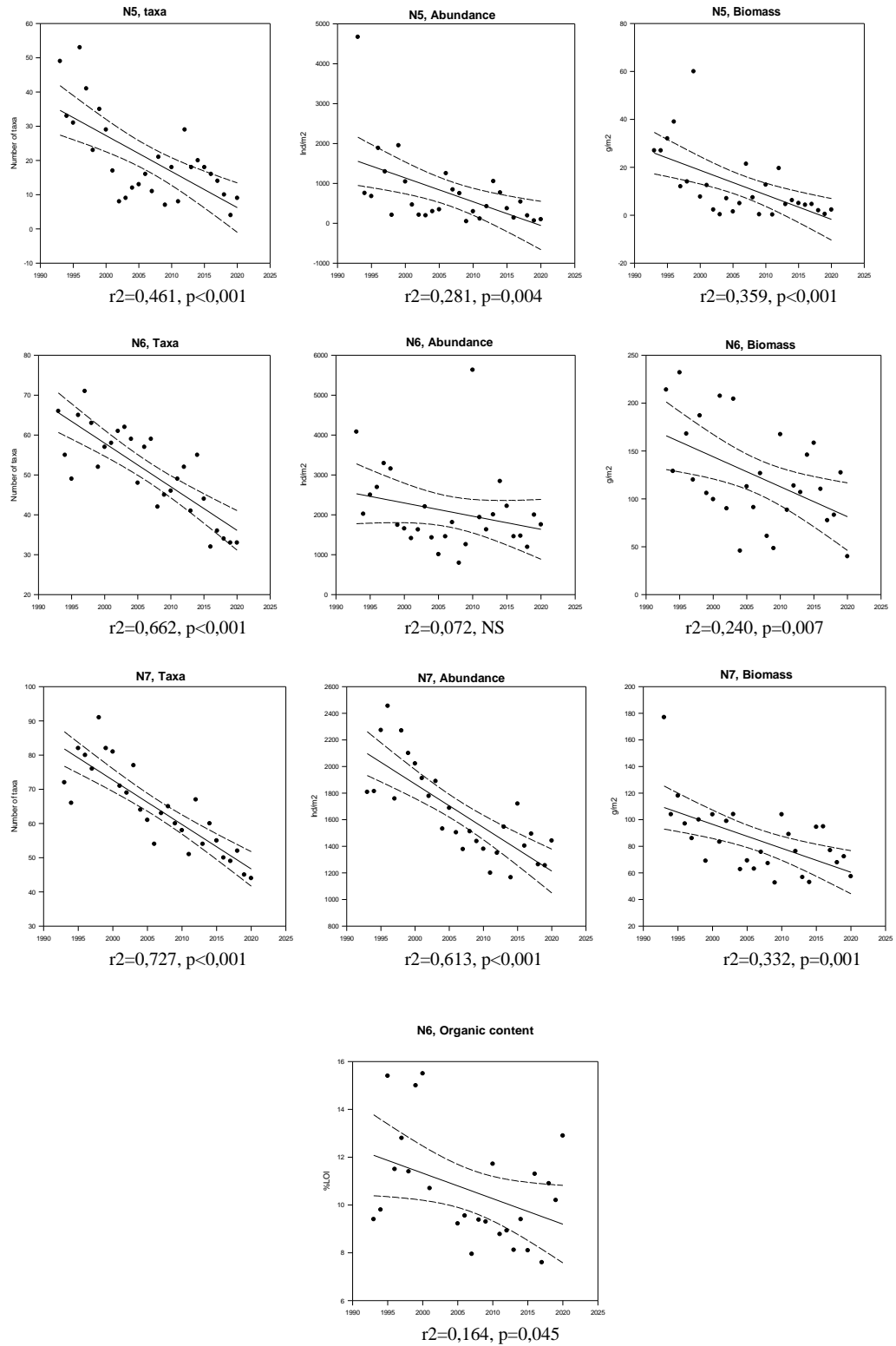
Tabell 12. Korrelationer (Pearson) mellan sedimentets organiska halt och olika faunavariabler på bottnar väl under haloklinen längs Hallandskusten under perioden 1993-2020. Normalfördelade variabler. N = 25.

Variabel	korrelationskoefficient	Signifikansnivå, p
Totalt antal taxa	0,523	0,007
Total biomassa exklusive stora djur	0,363	NS
Individtätthet	0,508	0,010

Enskilda stationer

Kungsbackafjorden och Nidingen

Åtta statistiskt signifikanta minskande trender kan noteras av nio möjliga (Fig. 31). Endast förändringen av individtättheten på station N6 är ej statistiskt signifikant. Minskningarna är framförallt kraftiga på station N5 (ca 70-80 %), men är även betydande på stationerna N6 och N7 (30-40 %). Minskningen av sedimentets organiska halt är statistiskt signifikant för station N6.



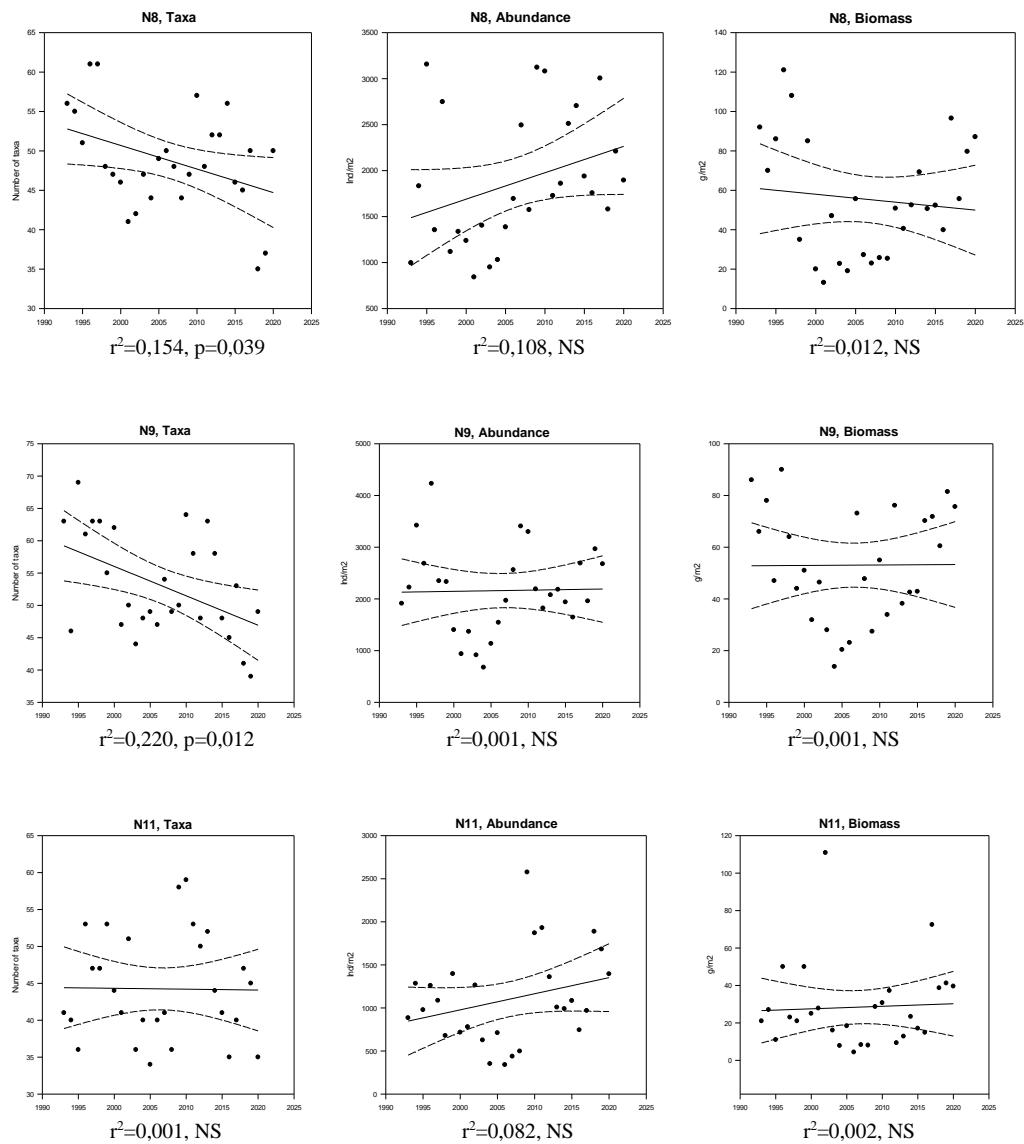
Figur 31. Utvecklingen antalet taxa, individtäteten (ind/m²) och biomassan (g/m²) på stationerna N5, N6 och N7 under perioden 1993-2019 samt organisk halt för station N6 under samma period. Linjär regression.

Det finns ingen samvariation mellan sedimentets organiska halt och faunavariablerna för perioden 1993-2020 på stationerna i Kungsbackafjorden och vid Nidingen.

Ringhals-Värö

Två statistiskt signifikanta trender kan noteras av nio möjliga för tre stationer strax under haloklinen (Fig. 32). Det minskade antalet taxa på stationerna N8 och N9 är statistiskt signifikanta. Minskningarna är måttliga (ca 15-20 %).

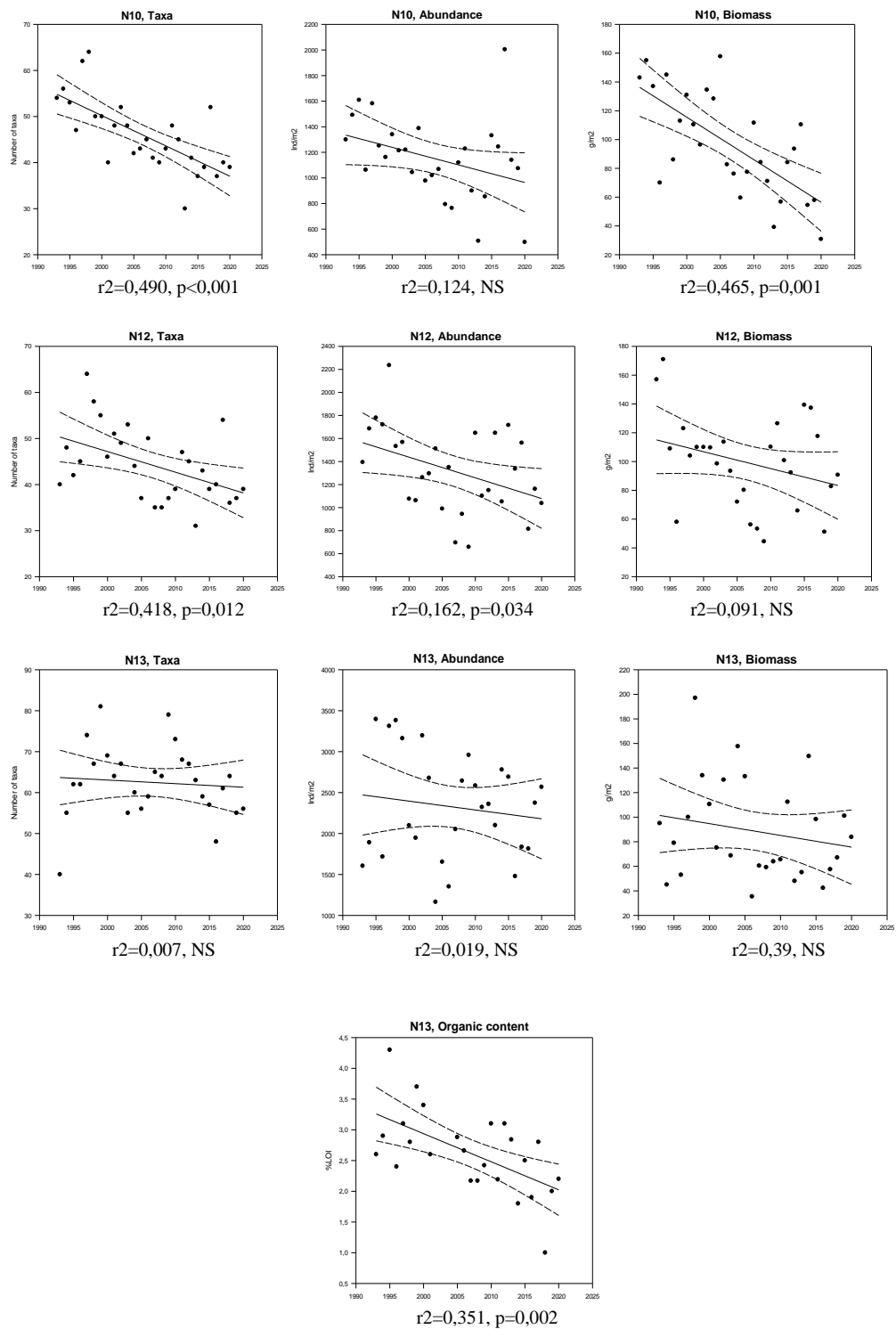
Det finns en viss samvariation mellan sedimentets organiska halt och individtäteten och biomassan på station N11 ($r_s = 0,420$, $p = 0,036$ respektive $r_s = 0,449$, $p = 0,025$).



Figur 32. Utvecklingen av antalet taxa, individtäteten (ind/m²) och biomassan (g/m²) för stationerna N8, N9 och N11 på 19-21 meters djup i Ringhals/Värö-området under perioden 1993-2020.

Fyra statistiskt signifikanta trender kan noteras av nio möjliga för tre stationer väl under haloklinen (Fig. 33). Det totala antalet taxa minskar på station N10 och N12. Även biomassan minskar på N10 och individtäteten minskar på station N12. Minskningarna är måttliga till kraftiga (ca 20-56 %). Det finns ingen

samvariation mellan sedimentets organiska halt och faunavariablerna för perioden 1993-2020 på stationerna väl under haloklinen i området vid Ringhals-Värö.



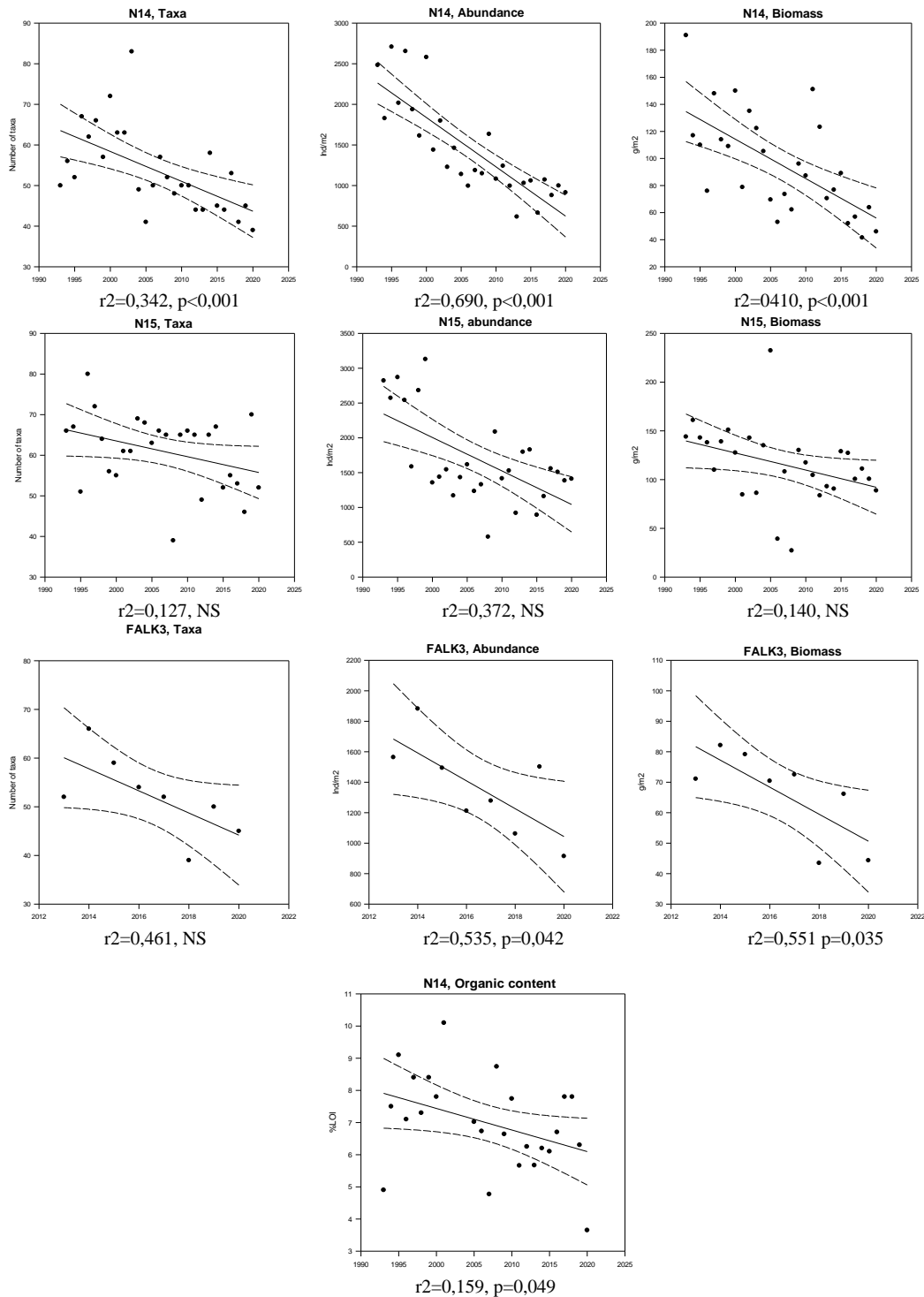
Figur 33. Utvecklingen av antalet taxa, individtäteten (ind/m²) och biomassan (g/m²) för stationerna N10, N12 och N13 på 24-50 meters djup i Ringhals/Värö-området under perioden 1993-2020 samt sedimentets organiska halt för station N13 under samma period.

Falkenberg

Fem statistiskt signifikanta trender kan noteras av nio möjliga för tre stationer (Fig. 34). Individtätheten och biomassan minskar på station FALK3 och samtliga variabler minskar på station N14. Minskningarna är kraftiga (ca 40-70 %). Den organiska halten minskar signifikant på station N14.

Det finns två samvariationer mellan sedimentets organiska halt och faunavariablerna för perioden 1993-2020 på station N14 (Antal taxa $r_s = 0,450$, $p = 0,024$, individtäthet $r_s = 0,407$, $p = 0,043$).

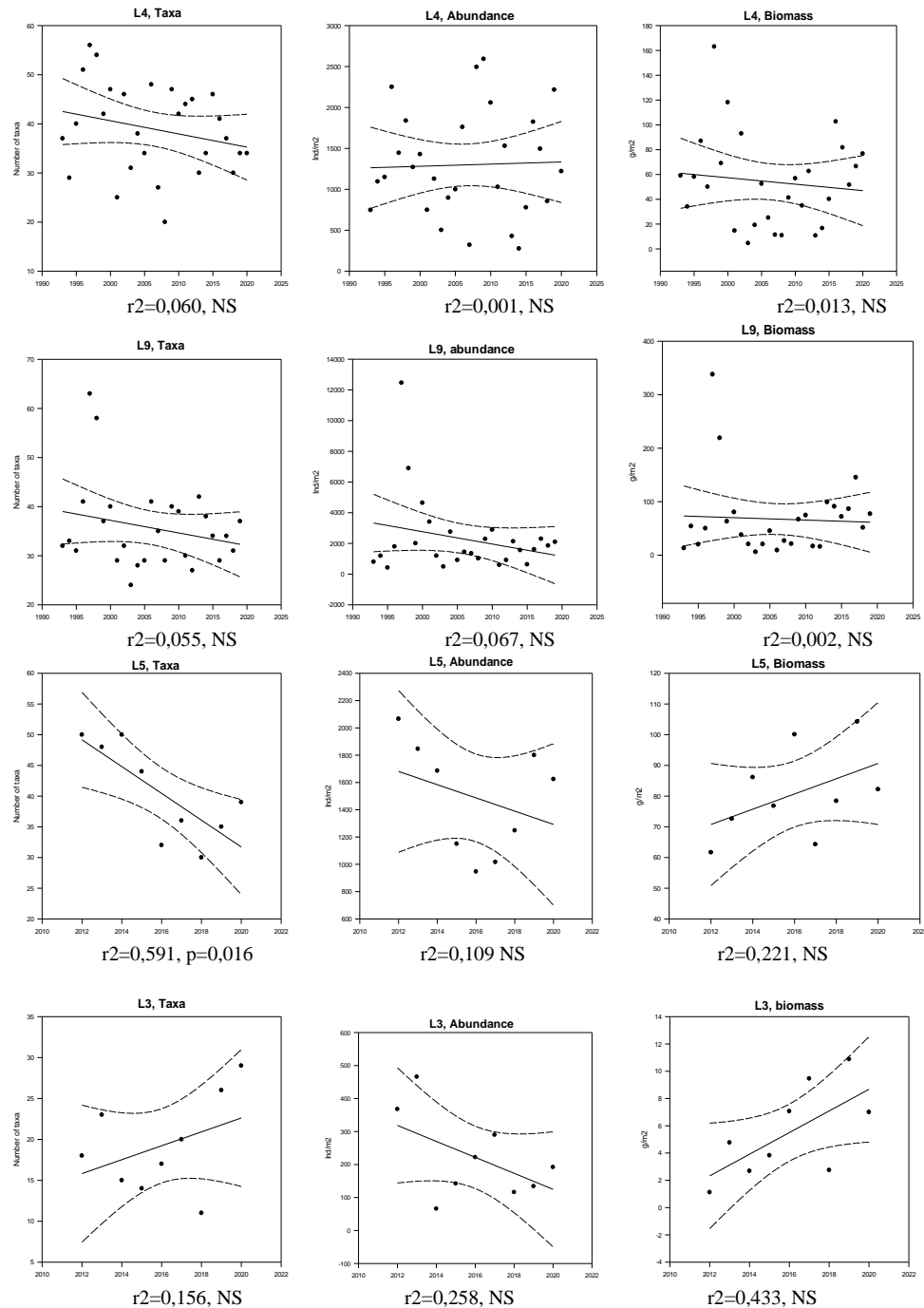
havsområdet utanför Falkenberg.



Figur 34. Utvecklingen av antalet taxa, individtätheten (ind/m²) biomassan (g/m²) och organisk halt (% glödförlust) för stationerna N14 och N15 under perioden 1993-2020 och FALK3 för perioden 2014-2020. Linjär regression

Laholmsbukten

En statistiskt signifikant trend kan noteras av tolv möjliga för fyra stationer under perioden 1993-2020 (Fig 35). Det totala antalet taxa minskar med ca 40% på station L5. Det finns ingen samvariation mellan sedimentets organiska halt och faunavariablerna för perioden 1993-2020 på stationerna i Laholmsbukten.



Figur 35. Utvecklingen av antalet taxa, individtätheten (ind/m²) och biomassan (g/m²) för stationerna L3, L4, L5 och L9 i Laholmsbukten under perioden 1993-2020.

Sammantaget kan ett högt antal (42%) statistiskt signifikanta förändringar noteras för hela området längs Hallandskusten för perioden 1993-2020. Endast statistiskt signifikanta minskningar noteras. Detta gäller tydligast för de djupaste stationerna väl under haloklinen. De finns tre samvariationer mellan sedimentets organiska halt och de tre faunavariablerna på de sexton stationerna.

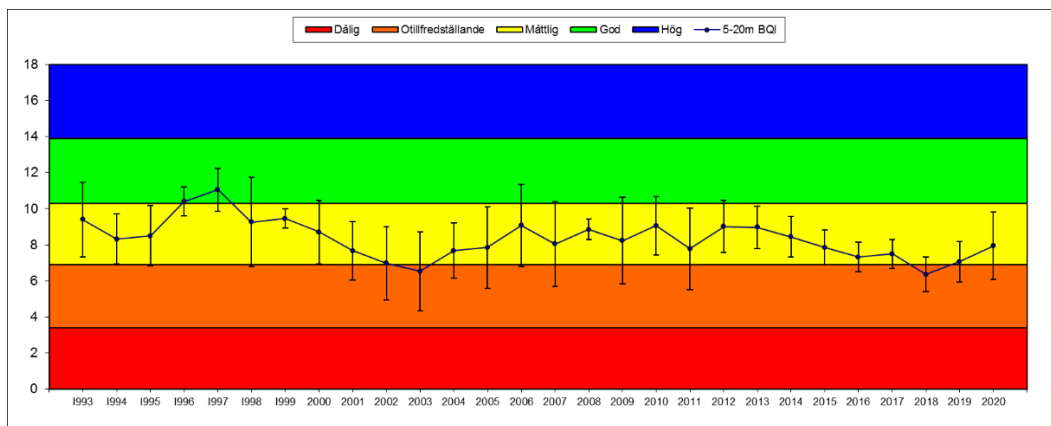
BQI, Benthic Quality Index

Utvecklingen i området 1993-2020 presenteras för hela området uppdelat i olika djupintervall och för enskilda stationer. Benthic Quality Index, som används för Naturvårdsverkets bedömningsgrunder, har beräknats och sammanställts för hela undersökningsperioden. Trendanalyser (linjär regression) för utvecklingen av BQI för hela perioden har genomförts. BQI kan främst betraktas som ett mått på djurvärldens diversitet (mångformighet) och är starkt beroende av antalet arter men tar inte alls hänsyn till biomassan.

Hela området

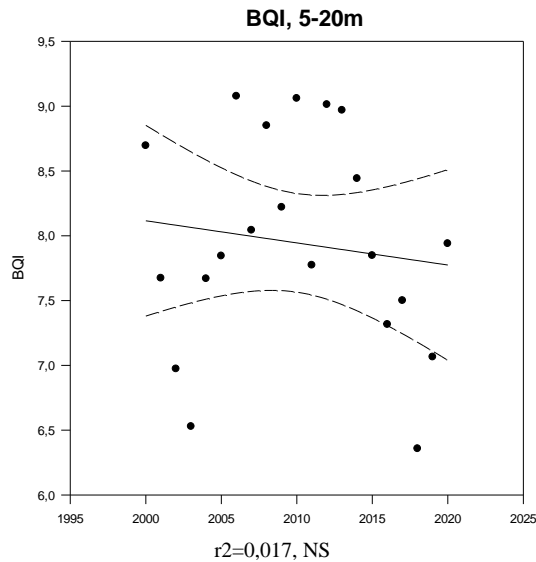
Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder finns två djupintervall, 5-20 meters djup och djupare än 20 meter.

Tre stationer längs Hallandskusten ingår långsiktigt i djupintervallet 5-20 m, N5 i Kungsbackafjorden, N8 utanför Ringhals och L9 i Laholmsbukten. Sammanvägt (lägsta konfidensgränsen för de tre stationerna) varierar statusen mellan måttlig och otillfredsställande för djupintervallet 5-20 m under perioden 1993-2020 (Fig. 36). Höga konfidensintervall pekar på stora variationer i resultat mellan stationerna. Detta beror troligen på variationer i ett flertal omvärldsfaktorer som förekommer i eller strax under salthaltssprångskiktet.



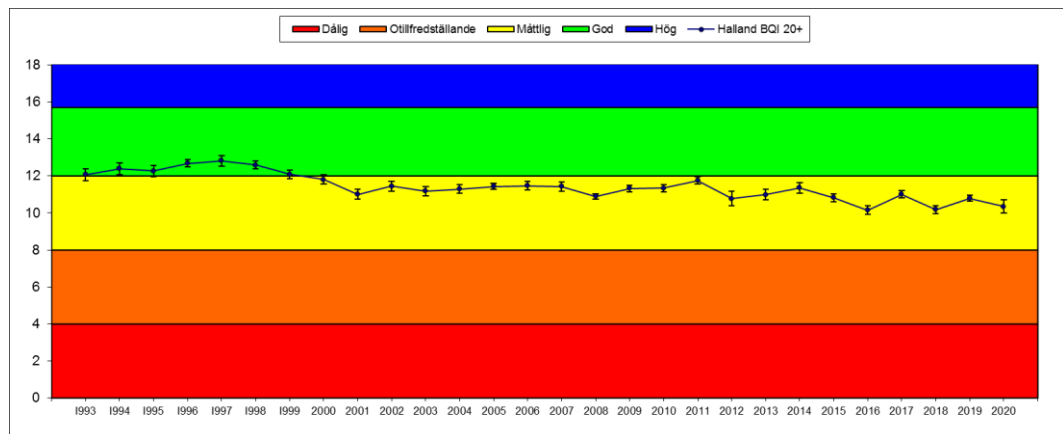
Figur 36. Benthic Quality Index (BQI) 1993-2020 för djupintervallet 5-20 m längs Hallandskusten (station N5 i inre Kungsbackafjorden, N8 vid Ringhals och L9 i yttre Laholmsbukten). Medelvärden och konfidensintervall. Olika kvalitetsgränser för 5-20 meters djup inlagda.

Utvecklingen av BQI är svagt fallande för djupintervallet 5-20 meter och statistiskt signifikant för perioden 1993-2020 (Fig. 37). Tre år, 1996 och 1997, avviker med särskilt höga värden medan det omvända gäller 2002, 2003 och 2018.



Figur 37. Utvecklingen av Benthic Quality Index (BQI) 1993-2020 för djupintervallet 5-20 m längs Hallandskusten. Linjär regression. Regressionslinje och konfidensintervall.

De 10 djupaste stationerna, på djup över 20 m, uppvisar BQI-värden i intervallen för måttlig status till god status (Fig. 38). Låga konfidensintervall pekar på relativt jämna resultat mellan stationerna. Detta beror troligen på avsevärt mindre variationer i omvärldsfaktorer under salthaltssprångskiktet än på grundare bottenar.

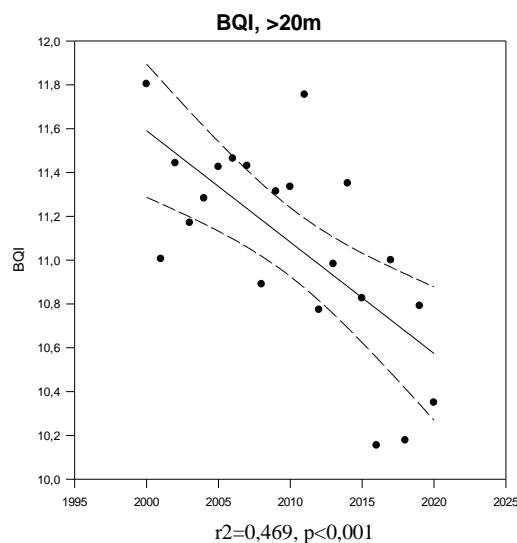


Figur 38. Benthic Quality Index (BQI) 1993-2020 för stationer djupare än 20 m längs Hallandskusten. Medelvärden och konfidensintervall. Olika kvalitetsgränser för mer än 20 meters djup inlagda.

Utvecklingen av BQI är relativt jämnt fallande för djup större än 20 meter för perioden 1993-2020 och trenden är statistiskt signifikant (Fig. 39). Perioden 1996-1998 avviker med särskilt höga värden medan det omvända gäller under det senaste decenniet.

Utifrån BQI-värdena förefaller ett något sämre miljötillstånd inträtt från och med 2001. Detta kan möjligen bero på försämrade nyrekrytering av den djupare bottenfaunan vilket i sin tur kan bero på lägre planktonproduktion och sämre födobetingelser kopplat till lägre halter av kväve (SMHI 2013).

Klimatförändringar, bottentråning och vitaminbrist är andra möjliga och samverkande faktorer till utvecklingen.



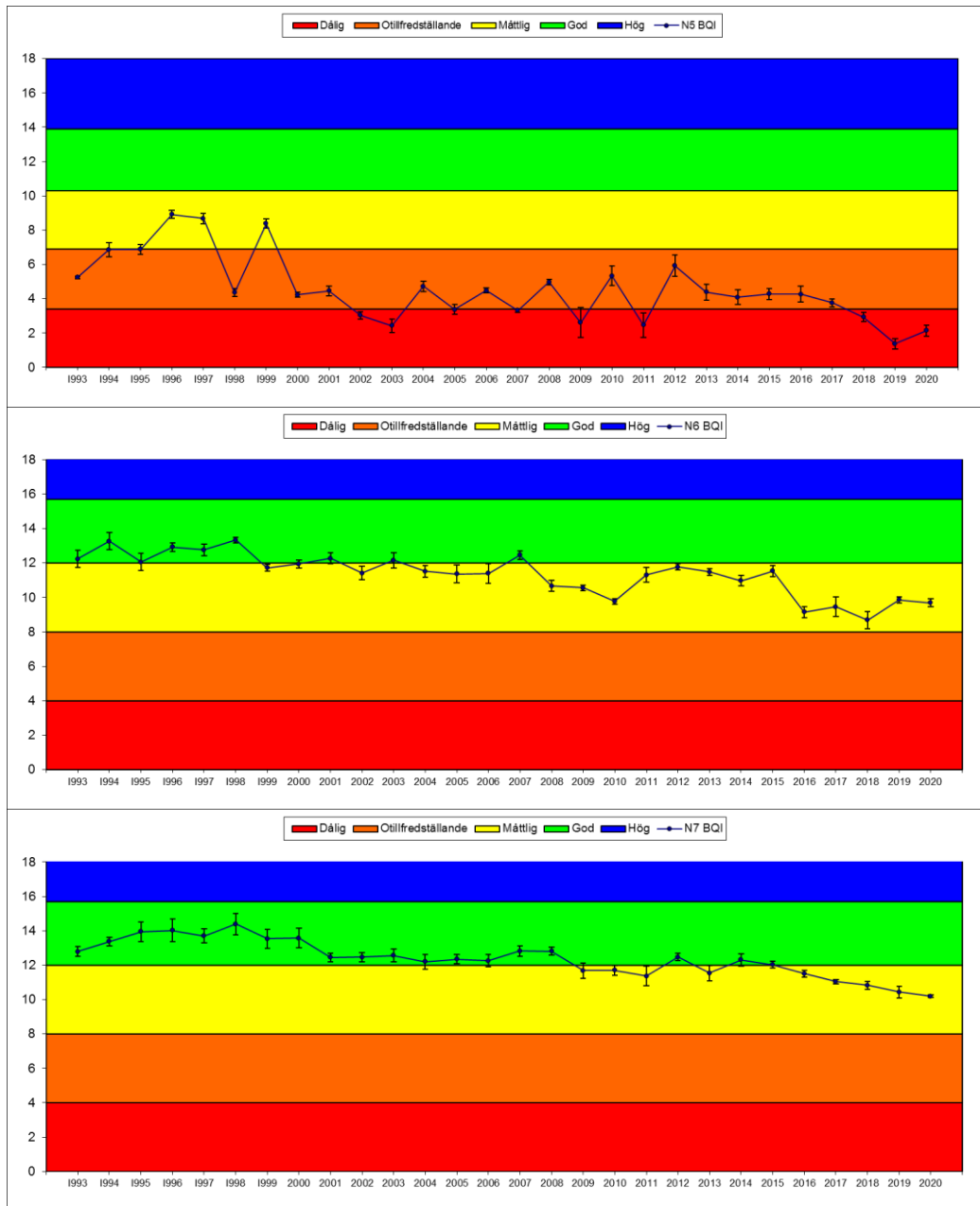
Figur 39. Utvecklingen av Benthic Quality Index (BQI) 1993-2020 för stationer djupare än 20m längs Hallandskusten. Linjär regression. Regressionslinje och konfidensintervall.

Sammantaget är utvecklingen för BQI fallande både för djupintervallet 5-20 meter och djup större än 20 meter för perioden 1993-2020. Likheter i resultat mellan de olika djupen finns också avseende avvikande år, höga värden under perioden 1996-1998 och låga värden under 2001-2003. Det avvikande toppåret 1997 överensstämmer helt för de olika djupkategorierna.

Enskilda stationer

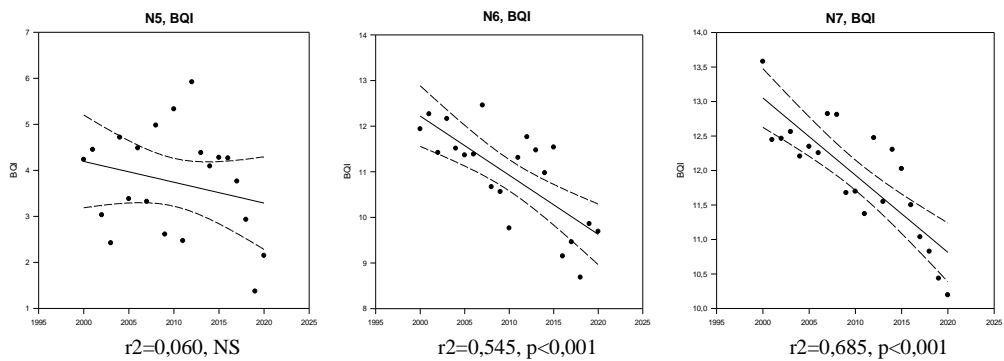
Kungsbackafjorden och Nidingen

För samtliga tre stationer är tendensen att BQI faller under perioden 1993-2020 (Fig. 40). Den grundaste stationen, N5, pendlar mellan måttlig och dålig status. De djupare stationerna N6 och N7 utvecklas från god till måttlig status.



Figur 40. Benthic Quality Index (BQI) 1993-2020 för stationerna N5, N6 och N7 längs Hallandskusten. Medelvärden och konfidensintervall. Olika kvalitetsgränser inlagda.

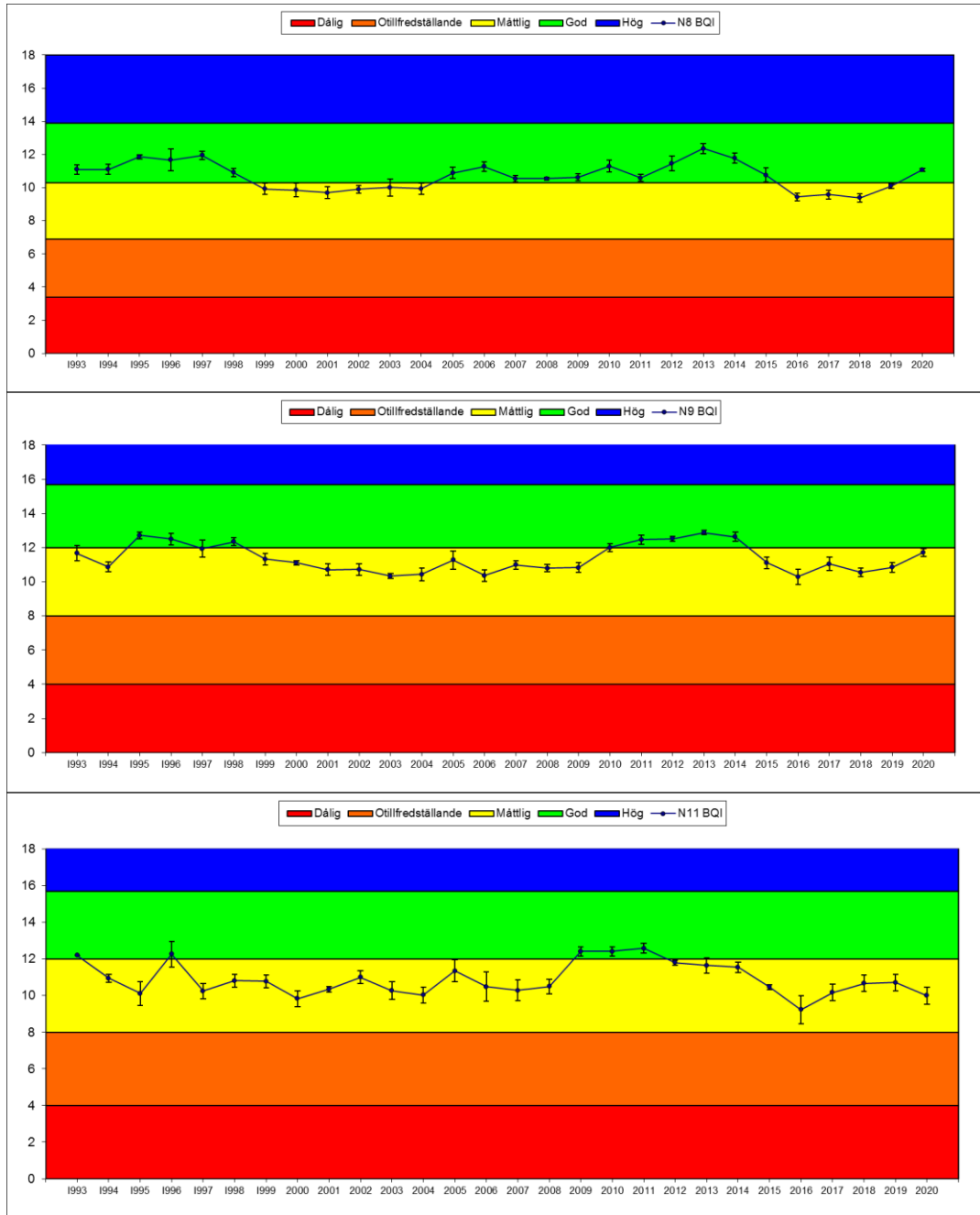
Samtliga trender är statistiskt signifikanta (Fig. 41). Framförallt avviker åren 1993, 1998, 2004 och 2010, 2011 samt de sista åren från de övriga resultaten.



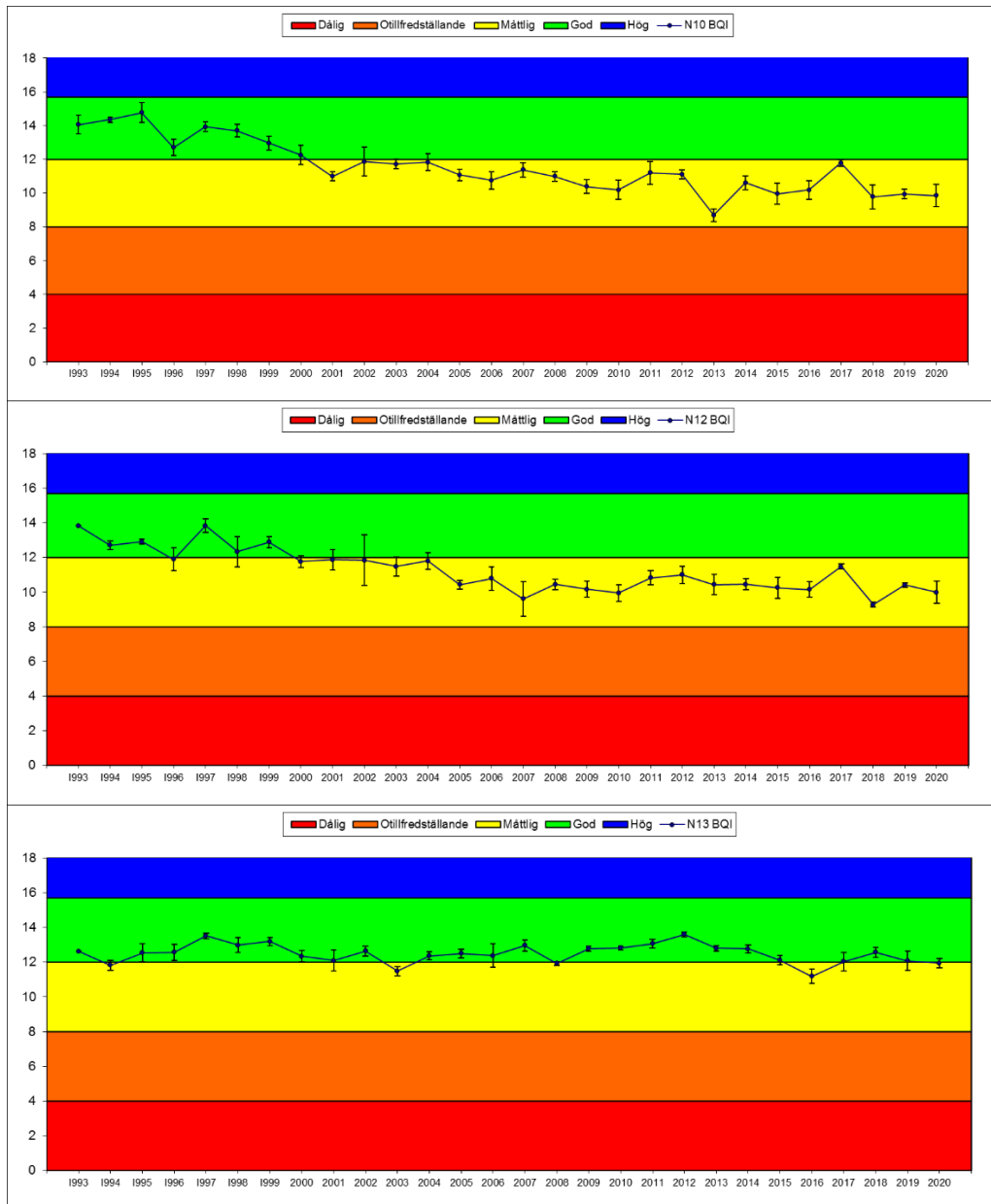
Figur 41. Utvecklingen av Benthic Quality Index (BQI) för stationerna N5, N6 och N7 under perioden 1993-2020. Linjär regression. Regressionslinje och konfidensintervall.

Ringhals-Värö

För de grundaste tre stationerna är tendensen att BQI faller något under början av perioden 1993-2020 därefter öka något för att slutligen minska (Fig. 42). De grundaste stationerna, N8, N9 och N11, pendlar mellan god och måttlig status. För de två djupaste stationerna, N10 och N12, är tendensen att BQI faller tydligt, medan resultatet för den medeldjupa N13 är relativt oförändrat (Fig. 43). De djupare stationerna, N10 och N12 utvecklas från god till måttlig status. Den medeldjupa station N13 pendlar mellan god och måttlig status.

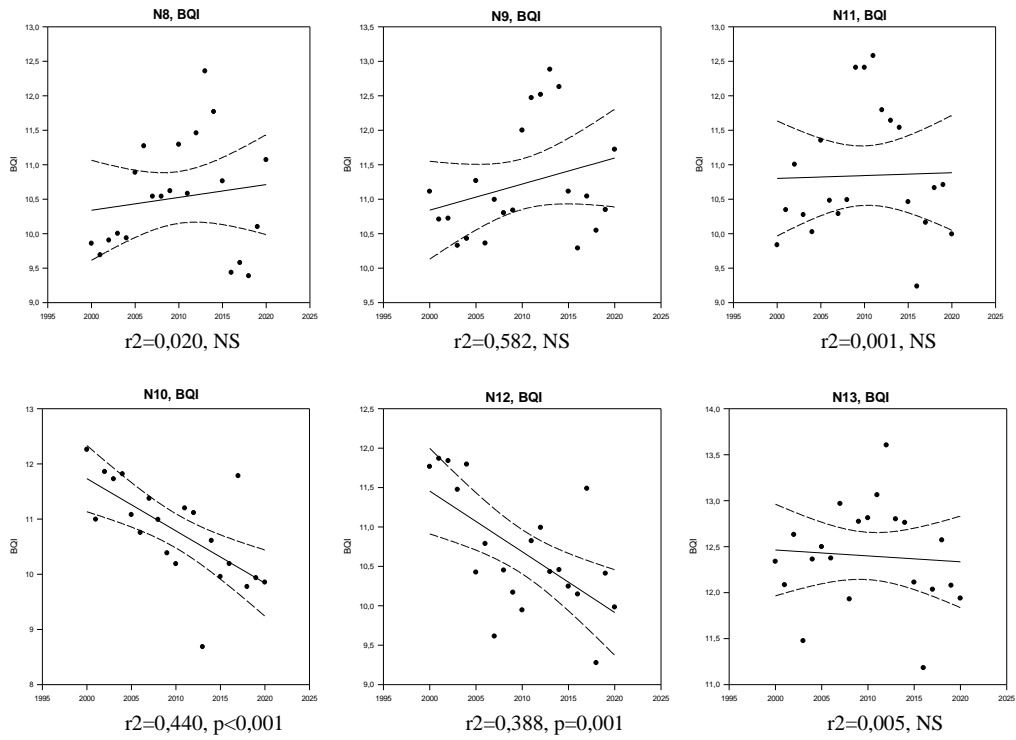


Figur 42. Benthic Quality Index (BQI) 1993-2020 för stationerna N8, N9 och N11 längs Hallandskusten. Medelvärden och konfidensintervall. Olika kvalitetsgränser inlagda.



Figur 43. Benthic Quality Index (BQI) 1993-2020 för stationerna N10, N12 och N13 längs Hallandskusten. Medelvärden och konfidensintervall. Olika kvalitetsgränser inlagda.

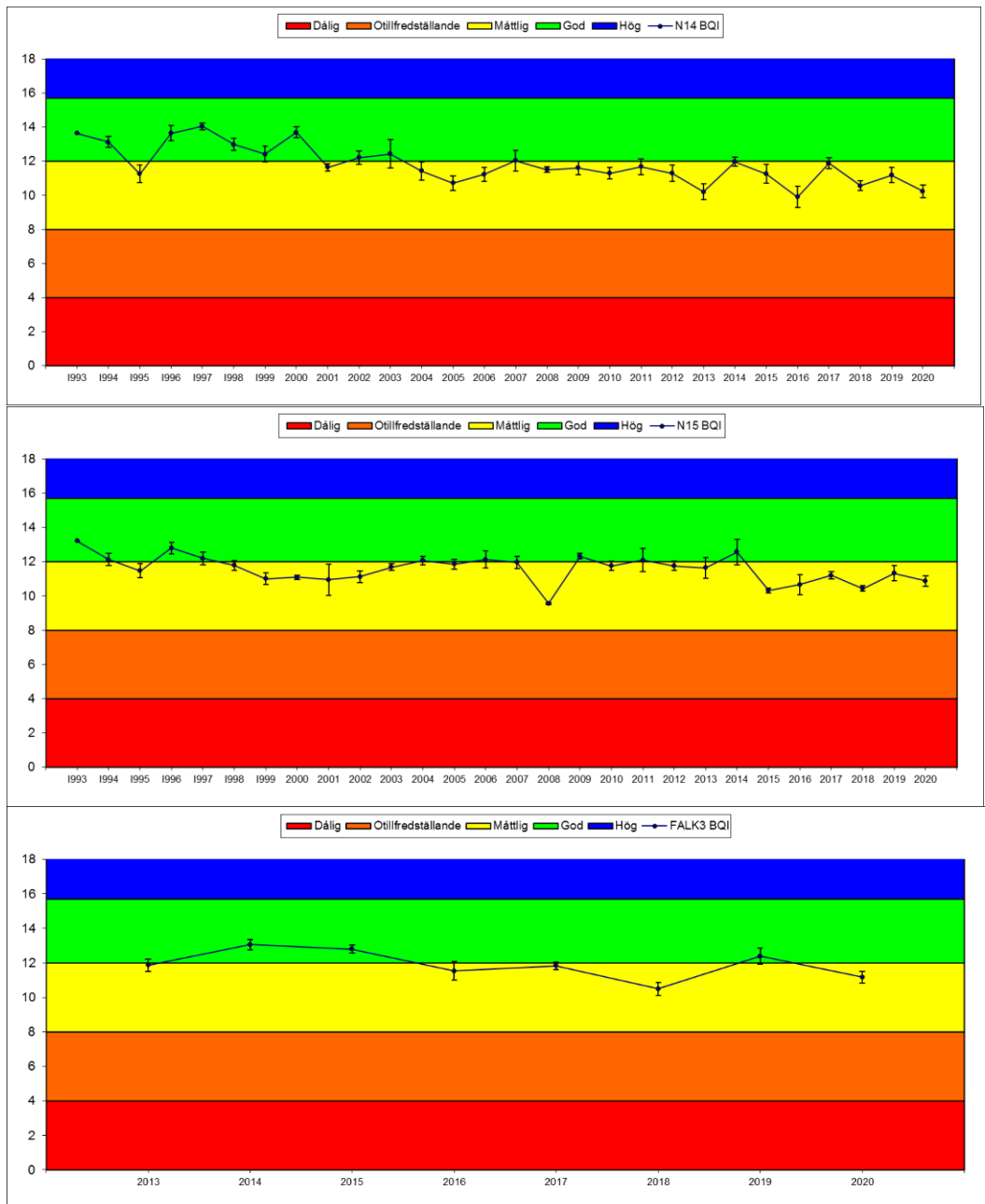
För två av stationerna, de tre djupaste, N10, N12 och N13, är trenderna statistiskt signifikanta (Fig. 44). Framförallt avviker åren 1995, 1997, 2003, 2007, 2012, 2013 och de senaste åren från de övriga resultaten.



Figur 44. Utvecklingen av Benthic Quality Index (BQI) för stationerna N8, N9, N10, N11, N12 och N13 under perioden 1993-2020. Linjär regression. Regressionslinje och konfidensintervall.

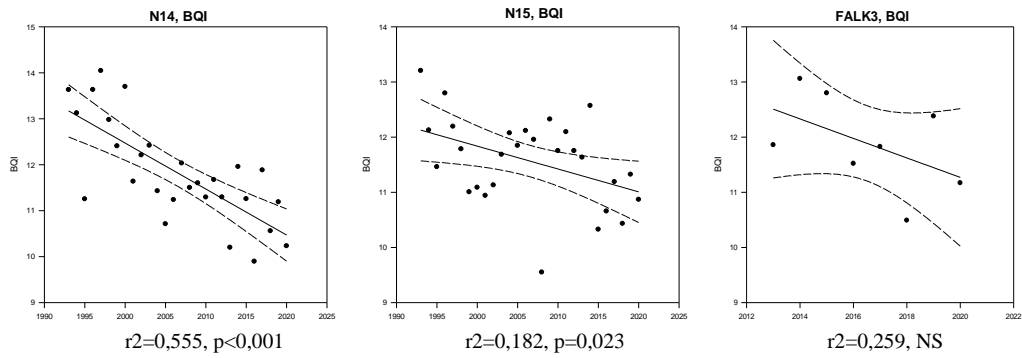
Falkenberg

För station N14 är tendensen för BQI tydligt fallande medan detta är mindre tydligt för station N15 under perioden 1993-2020 (Fig. 45). Den djupare stationen, N14, utvecklas från god till måttlig status. Den medeldjupa station N15 pendlar mer mellan god och måttlig status vilket även gäller station FALK3 med betydligt kortare mätserie.



Figur 45. Benthic Quality Index (BQI) 1993-2020 för stationerna N14, N15 och FALK3 utanför Falkenberg. Medelvärden och konfidensintervall. Olika kvalitetsgränser inlagda.

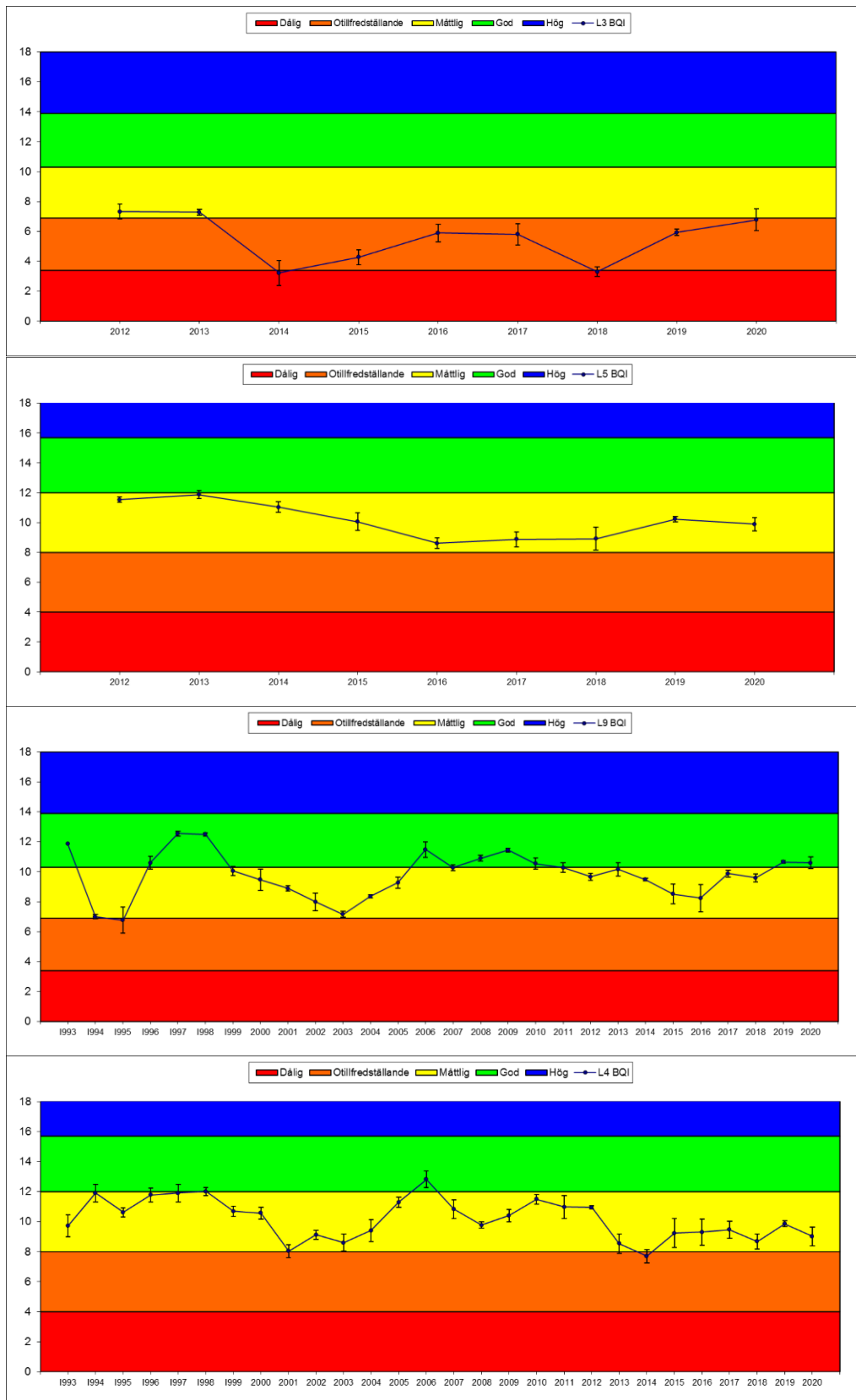
För stationerna N14 och N15 är den minskande trenden statistiskt signifikant (Fig. 44). Framförallt avviker åren 1995, 1997, 2008 och de senaste åren från de övriga resultaten.



Figur 46. Utvecklingen av Benthic Quality Index (BQI) för stationerna N14 och N15 under perioden 1993-2020. Linjär regression. Regressionslinje och konfidensintervall.

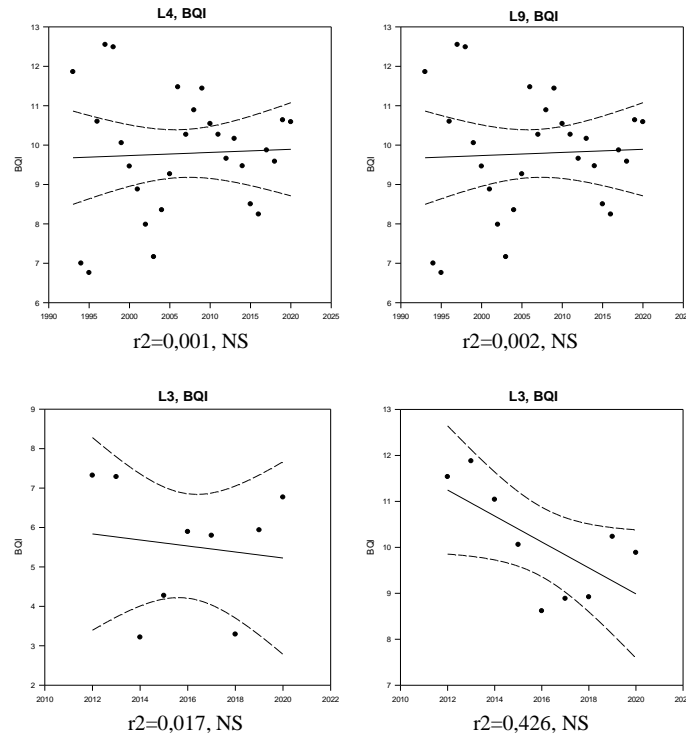
Laholmsbukten

BQI för stationerna L4 och L9 svänger kraftigt och på ett likartat sätt under perioden 1993-2020. En viss minskning noteras för station L4 vilket även gäller station L5 med betydligt kortare mätserie. För den grundare station L3 finns ingen tydlig tendens (Fig. 47).



Figur 48. Benthic Quality Index (BQI) 1993-2020 för stationerna L4, L9, L5 och L3 i Laholmsbukten. Medelvärden och konfidensintervall. Olika kvalitetsgränser inlagda.

Inga statistiskt signifikanta förändringar kan noteras för hela perioden 1993-2020 respektive 2012-2020 (Fig. 48). Framförallt avviker åren 1995, 1997, 2001, 2006, 2014 och de senaste åren från de övriga resultaten.



Figur 48. Utvecklingen av Benthic Quality Index (BQI) för stationerna L4 och L9 under perioden 1993-2020. Linjär regression. Regressionslinje och konfidensintervall.

Sammantaget är utvecklingen för BQI svagt fallande för djup 5-20 meter och kraftigt fallande för djup större än 20 meter. Trenderna är statistiskt signifikanta för djup större än 20 meter. Stora variationer förekommer inom och mellan stationerna. För 9 av de 16 stationerna (56%) finns statistiskt signifikant minskande trender för perioden 1993-2020. Detta gäller framförallt de fem djupaste stationerna som utvecklas från god till måttlig status.

Det bör framhållas att BQI främst är ett diversitetsindex och endast ett av flera mått på faunans status. BQI passar bäst för djupa finkorniga bottenar men betydligt sämre för grundare bottenar och bottenar på alla djup med relativt grovt substrat.

Ofta urskiljer sig bottenfaunan med sämre status jämfört med övriga variabler som växtplankton och makroalger. Detta beror troligen inte på att faunans status är sämre utan främst på att man använder olika måttstock.

Multidimensionell skalning (MDS)

Utvärdering av resultaten från perioden 1993-2020 har skett med MDS-ordination på dubbelrottransformerade data och Bray-Curtis likhetskoefficient enligt PRIMER (Clark & Warwick 1994). Likhetskoefficienten ger sammanvägda mått på hur lika observationerna är avseende artsammansättning och individtäthet.

MDS ordination ger däremot inget kvantitativt metriskt mått på skillnader. I den erhållna MDS-plotten kan endast jämförelser göras med relativa mått inom figurerna.

Stress, som anges i MDS-plottarna, är ett mått på MDS-diagrammens tolkbarhet. Stress $<0,05$ anses ge en mycket bra representation utan förväntad feltolkning medan stress $<0,1$ ger en bra representation utan förväntad feltolkning. Stress $<0,2$ ger endast en potentiellt användbar bild och detaljer bör tolkas med skepsis. Stress $>0,3$ indikerar däremot att punkterna i diagrammet är mer eller mindre slumpmässigt placerade.

Utvecklingen 1993-2020 presenteras först för området som helhet betraktat och sedan för de båda grupperna stationer strax under haloklinen och stationer väl under haloklinen. Slutligen studeras utvecklingen för de 13 av stationerna med lång tidsserie enskilt. Presentationen har som tidigare delats upp i olika områden från norr till söder.

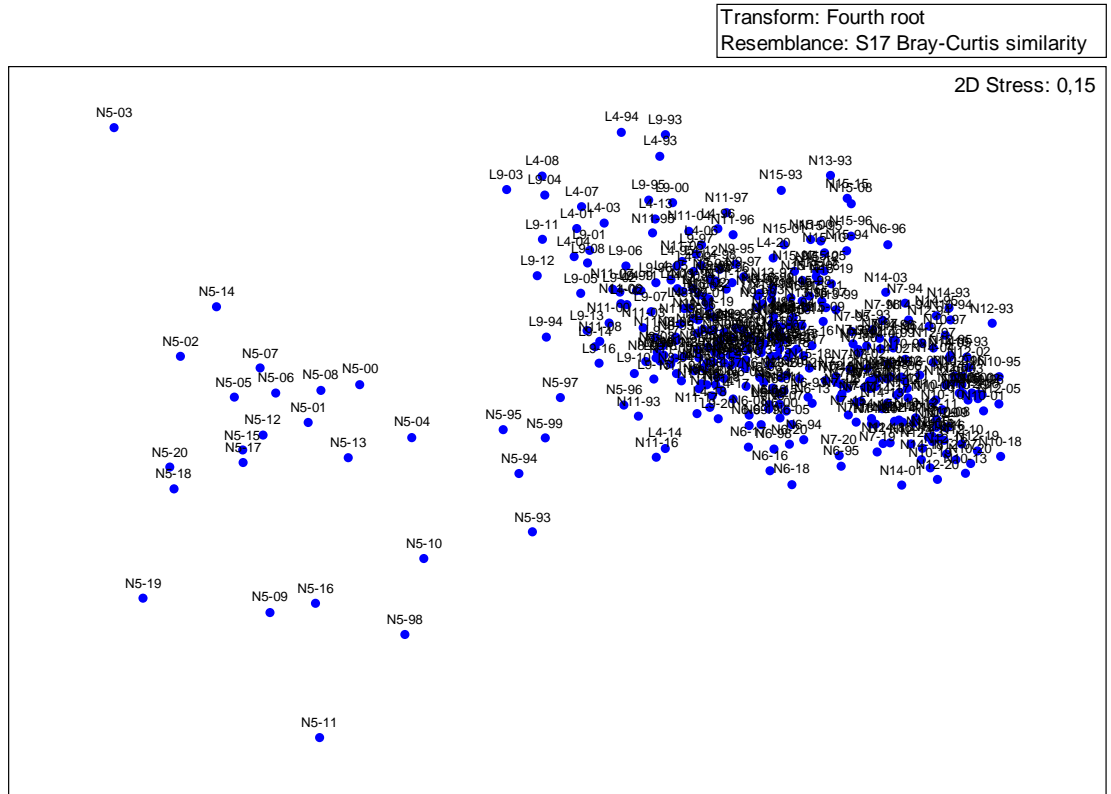
Hela området

När det gäller hela området är resultaten för stationerna mest lika inbördes men det finns också en viss gruppering inom samma djupintervall (Fig. 49). Station N5, som är grundast avviker tydligt från de övriga. Resultaten från stationerna L4 och L9 i Laholmsbukten ligger i utkanten av vad som är normalt för området under perioden 1993-2020. Resultaten från de 3 första åren 1993-1995 ligger också, för flera stationer, i utkanten av vad som är normalt för området under perioden.

Stress för MDS-plotten uppgår till 0,15 vilket endast ger en potentiellt användbar bild och detaljer bör därför tolkas med skepsis.

HALLAND 1993-2020

Non-metric MDS



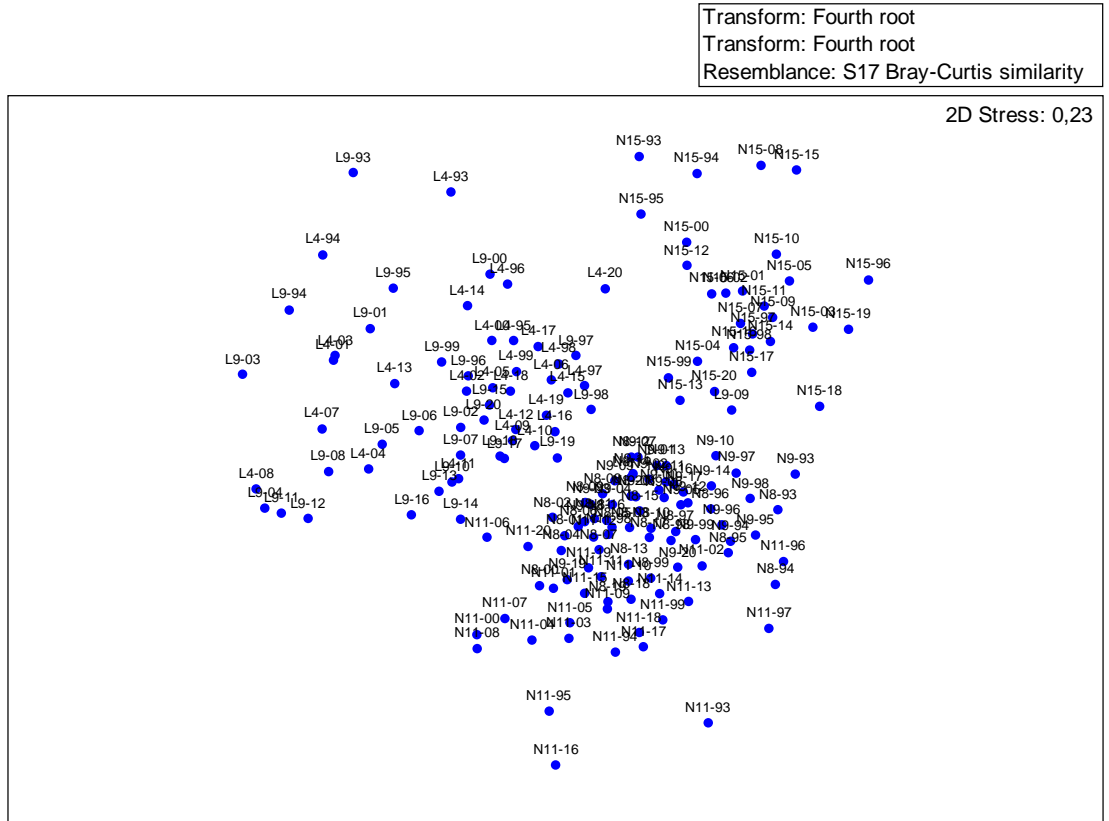
Figur 49. Likheter mellan Hallands kustkontrollprogramms 13 stationer för perioden 1993-2020. Multidimensionell skalning (MDS) baserad på Bray-Curtis likhetskoefficient (dubbelrot-transformerade data).

Stationerna uppdelade strax under och väl under haloklinen

När det gäller stationer strax under haloklinen är resultaten för stationer inom samma geografiska område genomgående mest lika (Fig. 50). Stationerna kan grovt sett grupperas i 3 geografiska områden med ca 50% inbördes likhet, Laholmsbukten (L4 och L9), Falkenberg (N15) och Ringhals/Värö (N8, N9, N11). Resultaten för stationerna i Laholmsbukten är mest olika mellan år.

Stress för MDS-plotten uppgår till 0,23 vilket endast ger en potentiellt användbar bild och detaljer bör därför tolkas med skepsis.

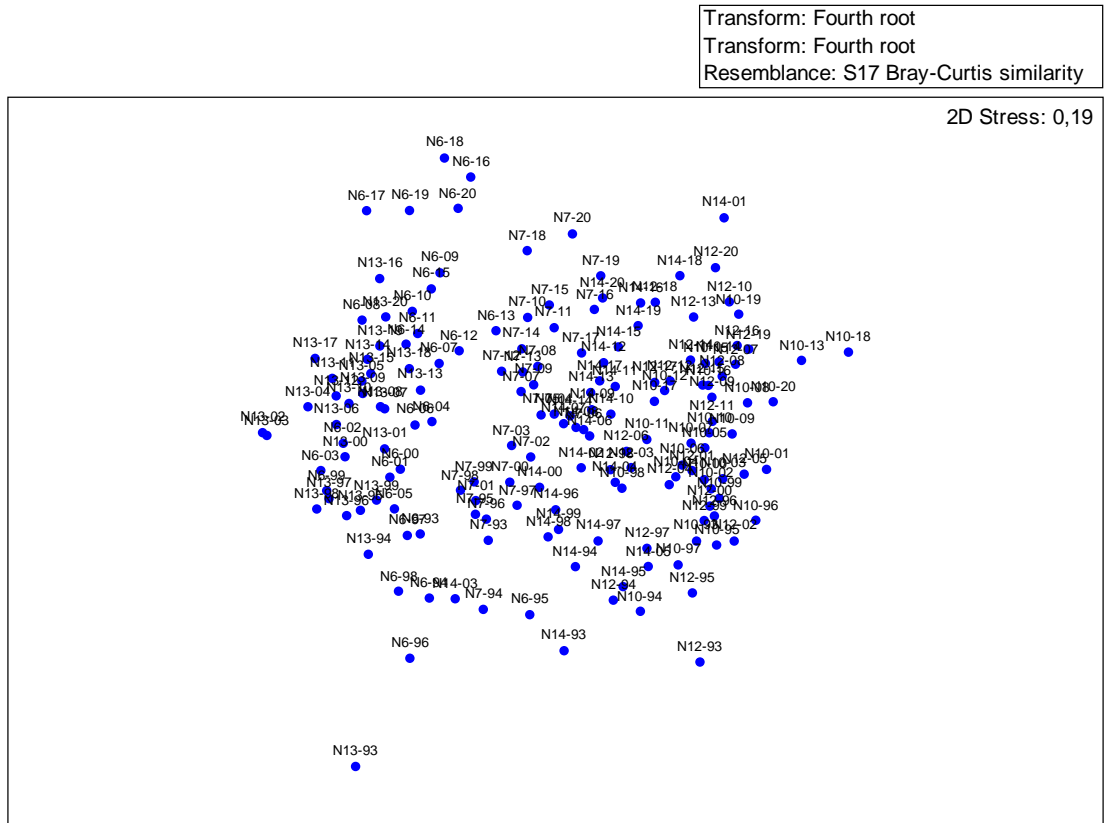
HALLAND 1993-2020, 19-23m Non-metric MDS



Figur 50. Likheter mellan Hallands kustkontrollprogramms stationer strax under haloklinen för perioden 1993-2020. MDS baserad på Bray-Curtis likhetskoefficient (dubbelrot-transformerade data).

När det gäller stationer väl under haloklinen är resultaten mellan och inom stationerna mera lika än strax under haloklinen (Fig. 51). Resultaten för stationerna N6 och N13, som är två av de tre grundaste, skiljer sig något från de övriga. Stress för MDS-plotten uppgår till 0,19 vilket endast ger en potentiellt användbar bild och detaljer bör därför tolkas med skepsis.

HALLAND 1993-2020, 24-50m Non-metric MDS



Figur 51. Likheter mellan Hallands kustkontrollprogramms stationer väl under haloklinen för perioden 1993-2020. MDS baserad på Bray-Curtis likhetskoefficient (dubbelrot-transformerade data).

Sammantaget visar resultaten för området som helhet betraktat på stor likhet inom samma station men grupperar grovt sett stationerna efter djupintervall och geografiskt område under perioden 1993-2020. Station N5 i inre Kungsbackafjorden och de båda stationerna L4 och L9 i Laholmsbukten avviker mest från övriga stationer.

Stationer strax under haloklinen kan grovt sett grupperas i 3 geografiska områden, Laholmsbukten, Falkenberg och Ringhals/Värö. Mest avvikande resultat noteras för stationerna i Laholmsbukten. Stationerna väl under haloklinen är mest lika inbördes men kan i viss mån grupperas efter djupkategori.

Utvecklingen för enskilda stationer under perioden 1993-2020

Kungsbackafjorden och Nidingen

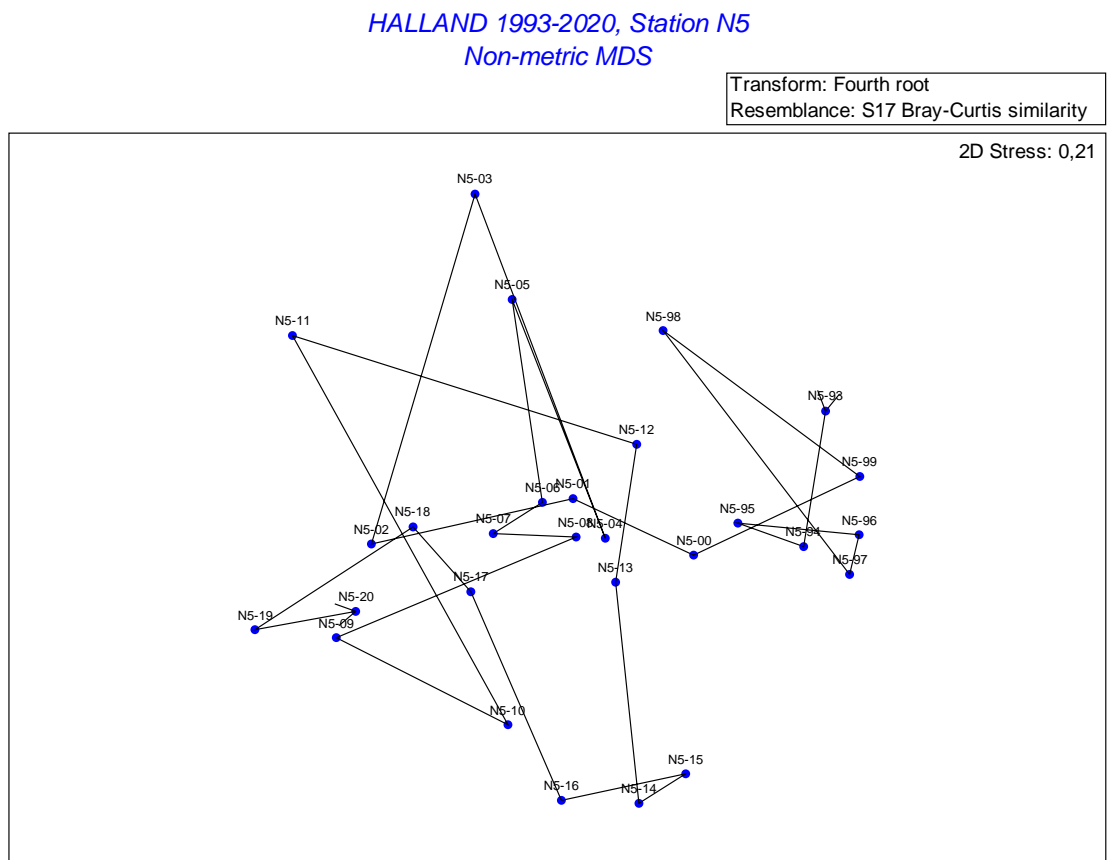
Utvecklingen för de båda stationerna i Kungsbackafjorden, N5 och N6, samt N7 vid Nidingen har varit något olika (Fig. 52, 53 & 54). Gemensamt för stationerna är dock att resultaten från de sista åren skiljer sig mycket från de första.

På station N5 förefaller det finnas två jämviktslägen, 1993-2000 och 2001-2013 samt därefter en utveckling 2013-2020.

På station N6 sker stora förändringar 1993-97 och under perioden 1999-2004 verkar förändringarna ske kring ett jämviktsläge, vilket tyder på stabilisering. Resultaten från 2005-2009 pekar åter på stora förändringar som går mot ett nytt jämviktsläge 2011-2015 samt därefter ett ytterligare jämviktsläge 2016-2020.

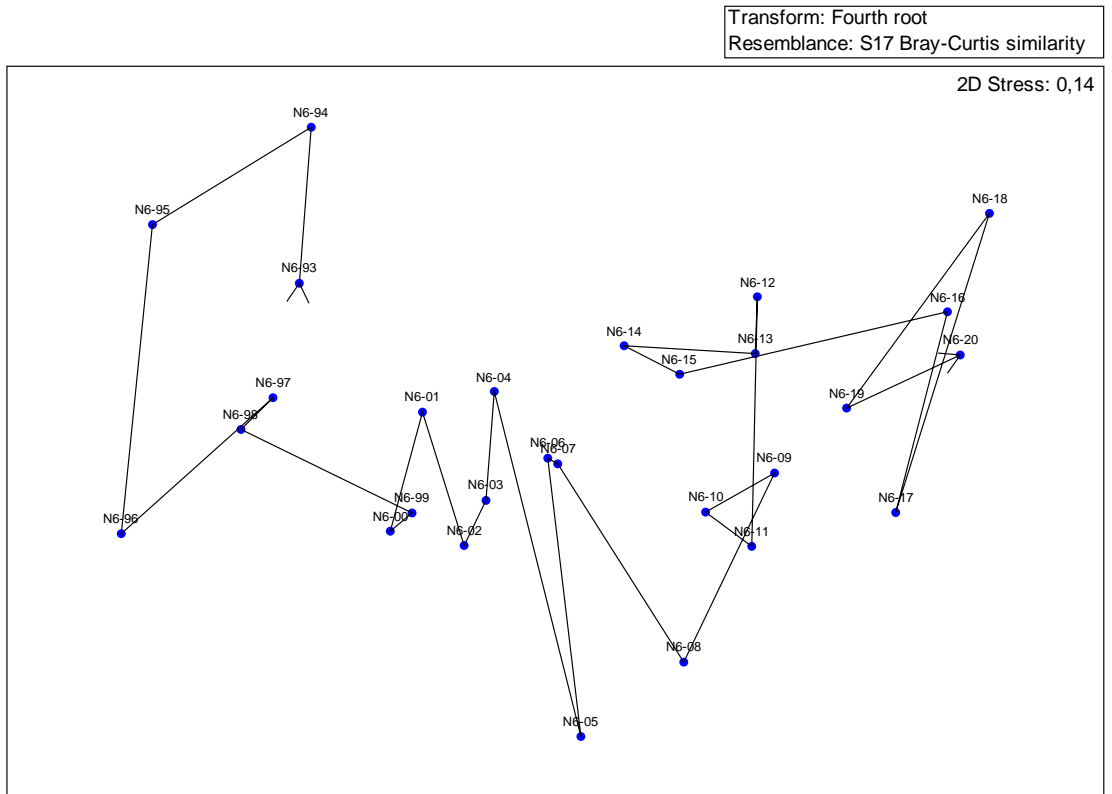
Resultaten för station N7 tycks successivt förändras på ett likartat men mera riktat sätt och fjärrar sig allt mer från startåret. Möjligen sker tillfällig stabilisering 2010-2017.

De likartade resultaten från de 3 stationerna antyder att de påverkas av samma faktor/faktorer. Stress för MDS-plottarna uppgår till mellan 0,13 och 0,21 vilket endast ger en potentiellt användbar bild och detaljer bör därför tolkas med skepsis.



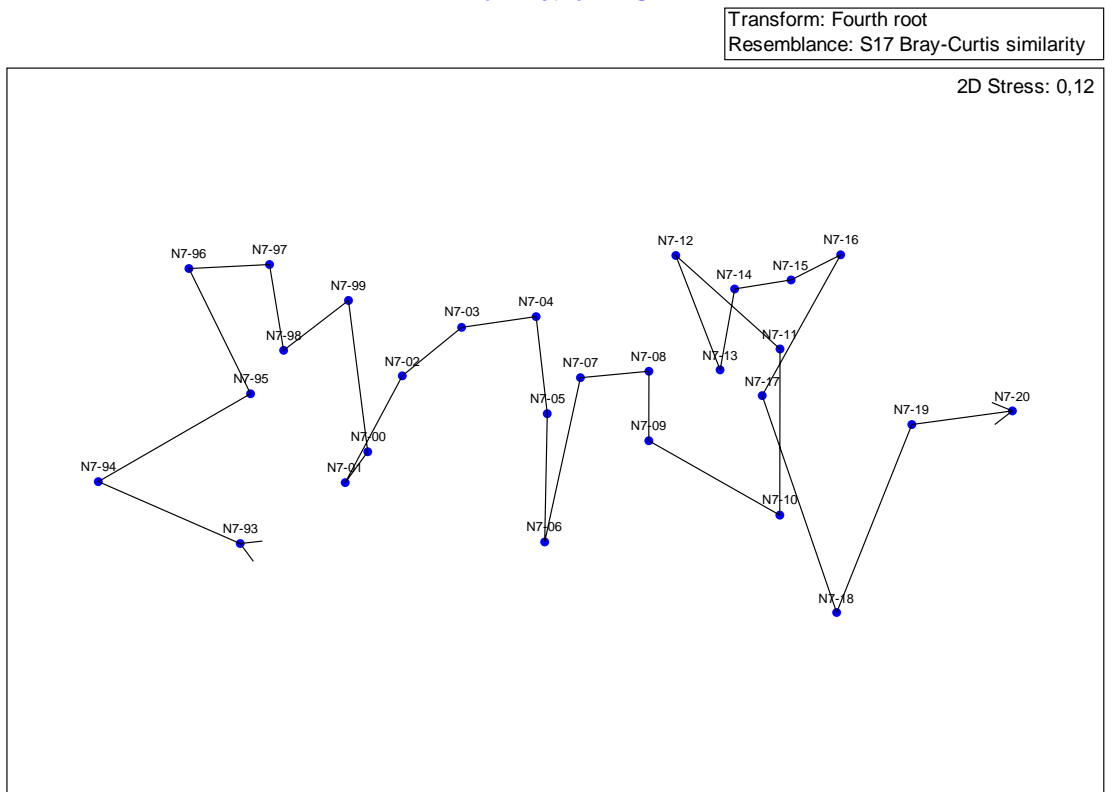
Figur 52. Utvecklingen på station N5 under perioden 1993-2020. MDS baserad på Bray-Curtis likhetskoefficient (dubbelrot-transformerade data).

HALLAND 1993-2020, station N6
Non-metric MDS



Figur 53. Utvecklingen på station N6 under perioden 1993-2020. MDS baserad på Bray-Curtis likhetskoefficient (dubbelrot-transformerade data).

HALLAND 1993-2020, station N7
Non-metric MDS

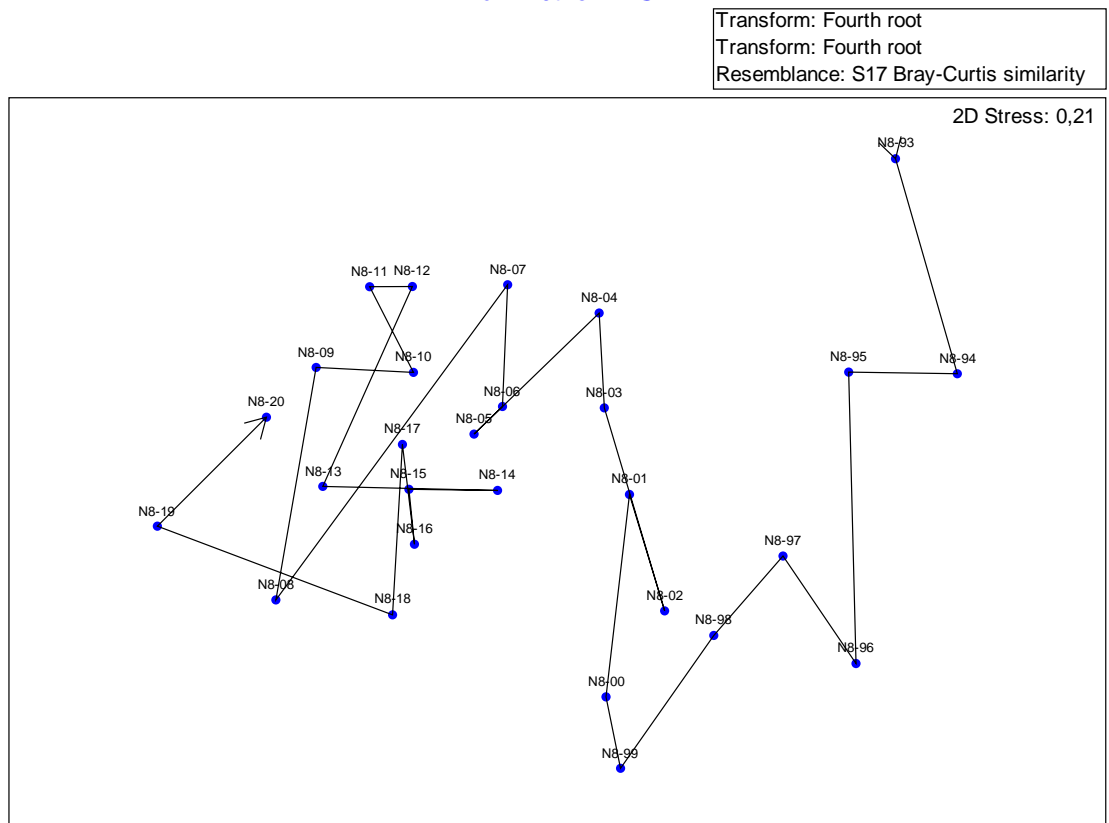


Figur 54. Utvecklingen på station N7 under perioden 1993-2020. MDS baserad på Bray-Curtis likhetskoefficient (dubbelrot-transformerade data).

Ringhals-Värö

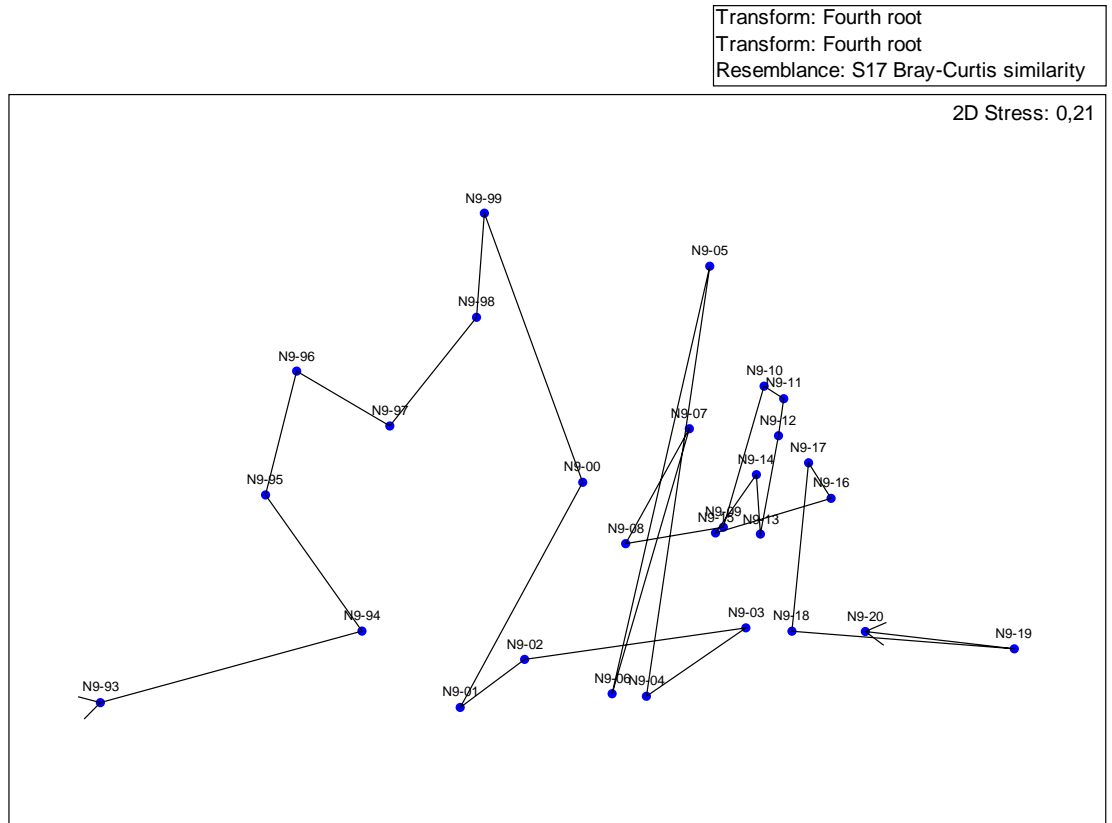
Utvecklingen för alla stationer sker på ett likartat sätt (Fig. 55-60). Utvecklingen sker riktat och fjärrnar sig från startårets resultat. Under de första åren sker ofta jämförelsevis stora förändringar som avtar successivt. En viss stabilisering kring ett nytt jämviktsläge under senare år antyds, tydligast för N8, N9, N10 och N12. De likartade resultaten tyder på samma påverkansfaktor/faktorer. Vissa skillnader i utvecklingsmönster mellan de djupaste och grundaste stationerna beror troligen på skillnader i omvärldsfaktorer strax under haloklinen och väl under haloklinen. Det är troligt att de djupare, yttre stationerna i högre grad påverkas av periferin än de grundare mera kustnära stationerna som troligen påverkas i större grad av kustnära förhållanden. Stress för MDS-plottarna uppgår dock till mellan 0,15 och 0,21 vilket endast ger en potentiellt användbar bild och detaljer bör därför tolkas med skepsis.

HALLAND 1993-2020, station N8 Non-metric MDS



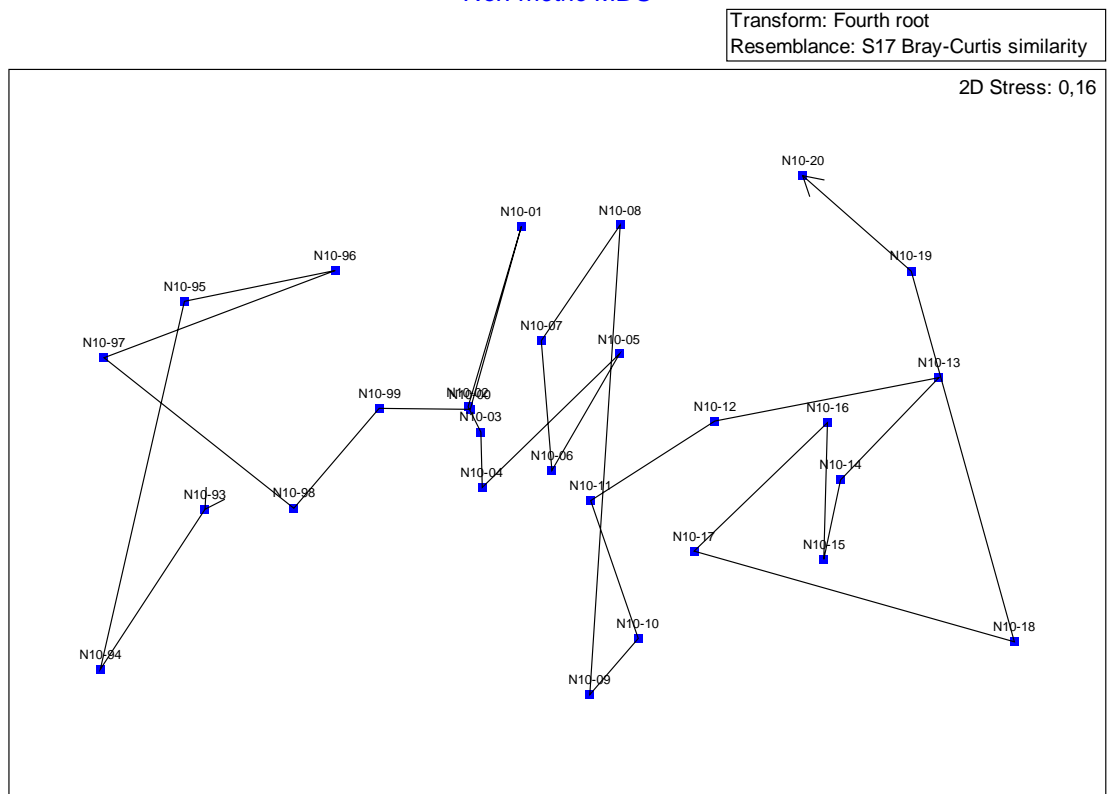
Figur 55. Utvecklingen på station N8 under perioden 1993-2020. MDS baserad på Bray-Curtis likhetskoefficient (dubbelrot-transformerade data).

HALLAND 1993-2020, station N9
Non-metric MDS



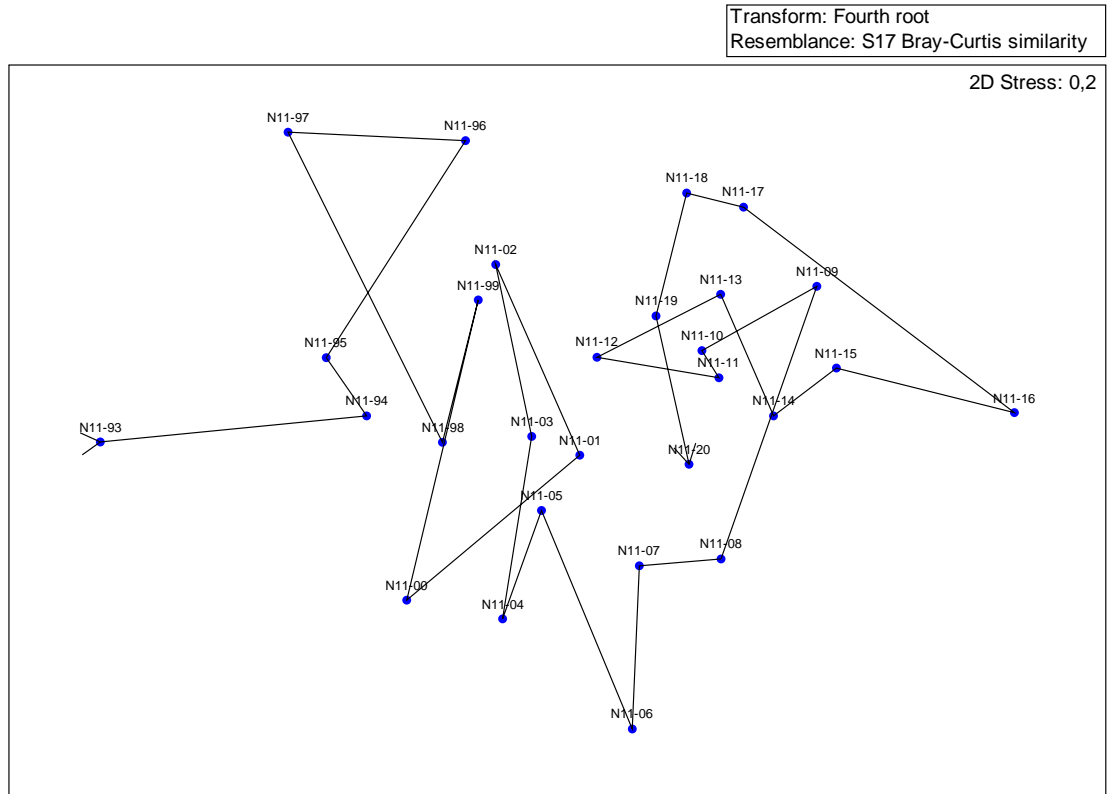
Figur 56. Utvecklingen på station N9 under perioden 1993-2020. MDS baserad på Bray-Curtis likhetskoefficient (dubbelrot-transformerade data).

HALLAND 1993-2020, station N10
Non-metric MDS



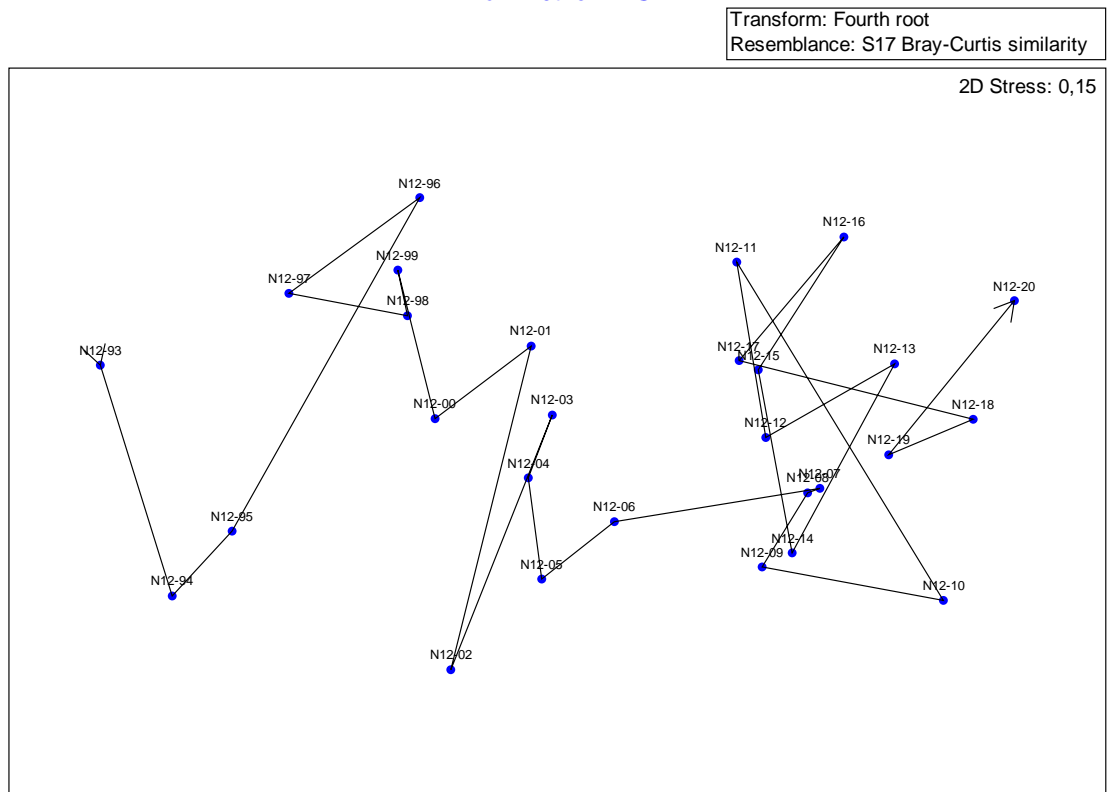
Figur 57. Utvecklingen på station N10 under perioden 1993-2020. MDS baserad på Bray-Curtis likhetskoefficient (dubbelrot-transformerade data).

HALLAND 1993-2020, station N11
Non-metric MDS



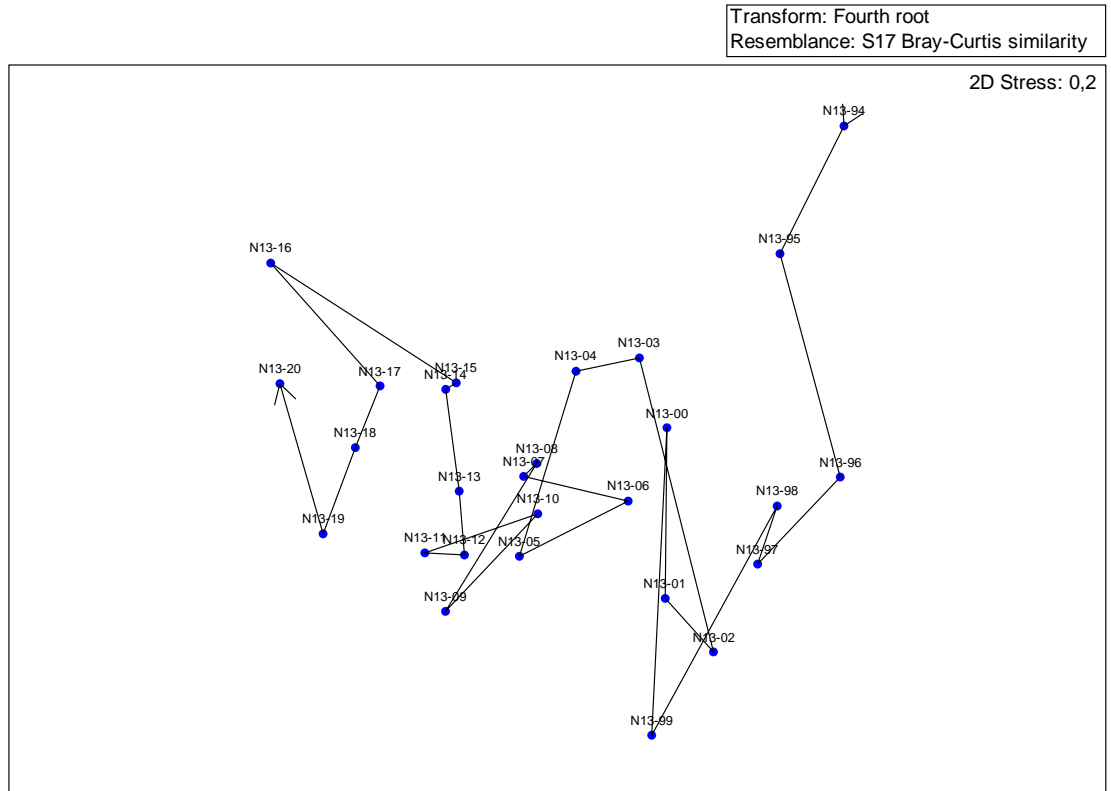
Figur 58. Utvecklingen på station N11 under perioden 1993-2020. MDS baserad på Bray-Curtis likhetskoefficient (dubbelrot-transformerade data).

HALLAND 1993-2020, station N12
Non-metric MDS



Figur 59. Utvecklingen på station N12 under perioden 1993-2020. MDS baserad på Bray-Curtis likhetskoefficient (dubbelrot-transformerade data).

HALLAND 1994-2020, station N13
Non-metric MDS

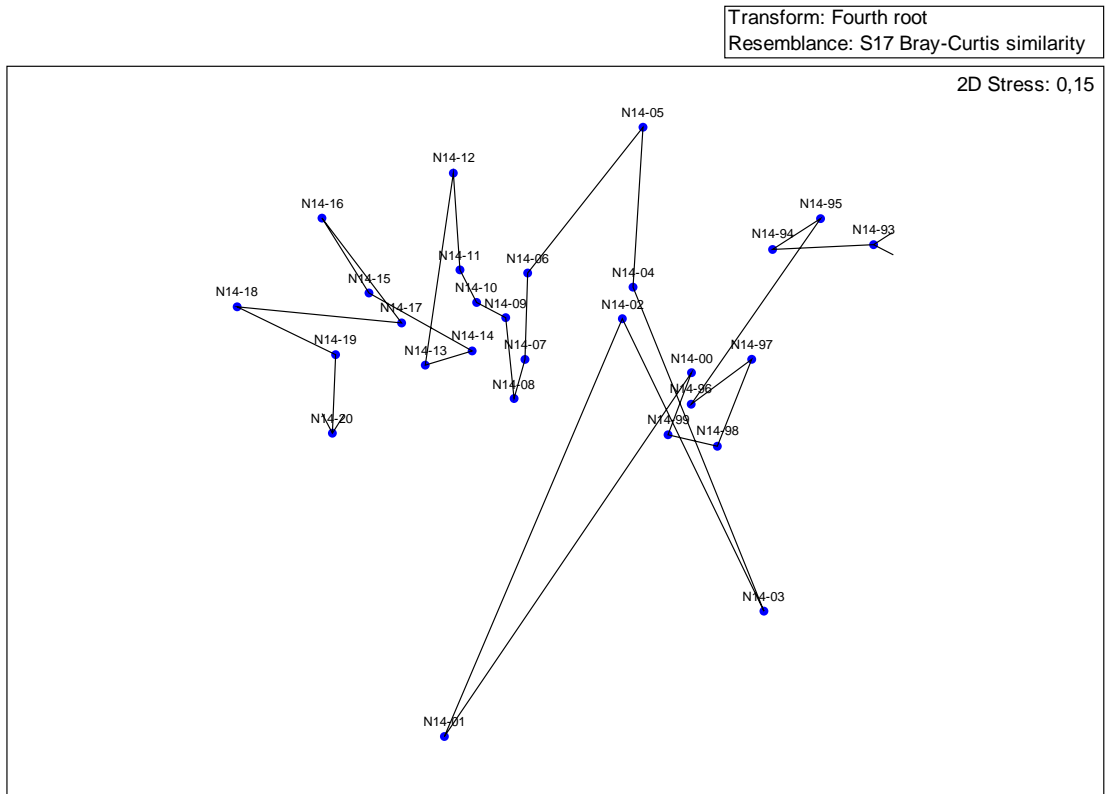


Figur 60. Utvecklingen på station N13 under perioden 1994-2020. MDS baserad på Bray-Curtis likhetskoefficient (dubbelrot-transformerade data). Data för 1994 ingår inte i analysen på grund av avvikelser.

Falkenberg

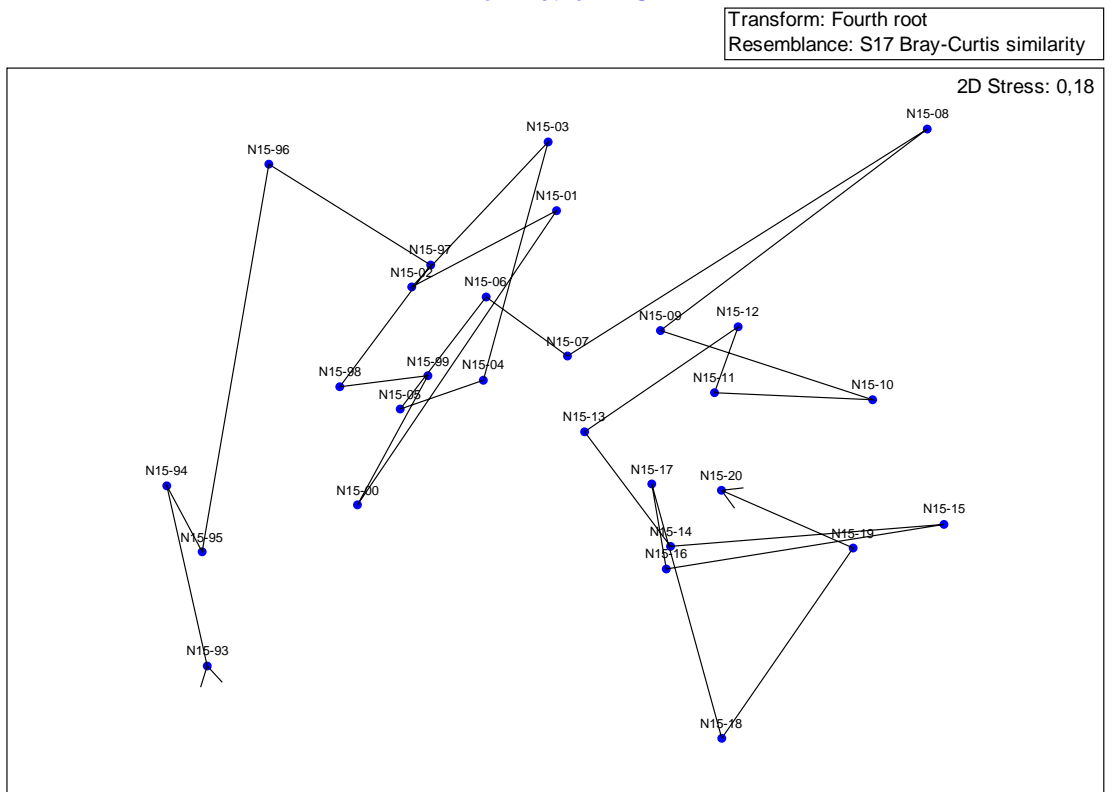
Resultaten för de 2 stationerna utanför Falkenberg, N14 och N15 utvecklas också på ett likartat sätt (Fig. 61 & 62). Resultaten från senare år skiljer sig från de första. För station N14 sker stora förändringar framförallt under början av 2000-talet. Från och med 2006 finns ett visst jämviktsläge. Även för station N15 verkar finnas ett visst jämviktsläge men från år 2009. De till viss del lika resultaten tyder på att de båda stationer påverkas av en eller flera faktor/faktorer av samma slag. Stress för MDS-plottarna uppgår till mellan 0,15 och 0,18 vilket ger en potentiellt användbar bild och detaljer bör tolkas med skepsis

HALLAND 1993-2020, station N14
Non-metric MDS



Figur 61. Utvecklingen på station N14 under perioden 1993-2020. MDS baserad på Bray-Curtis likhetskoefficient (dubbelrot-transformerade data).

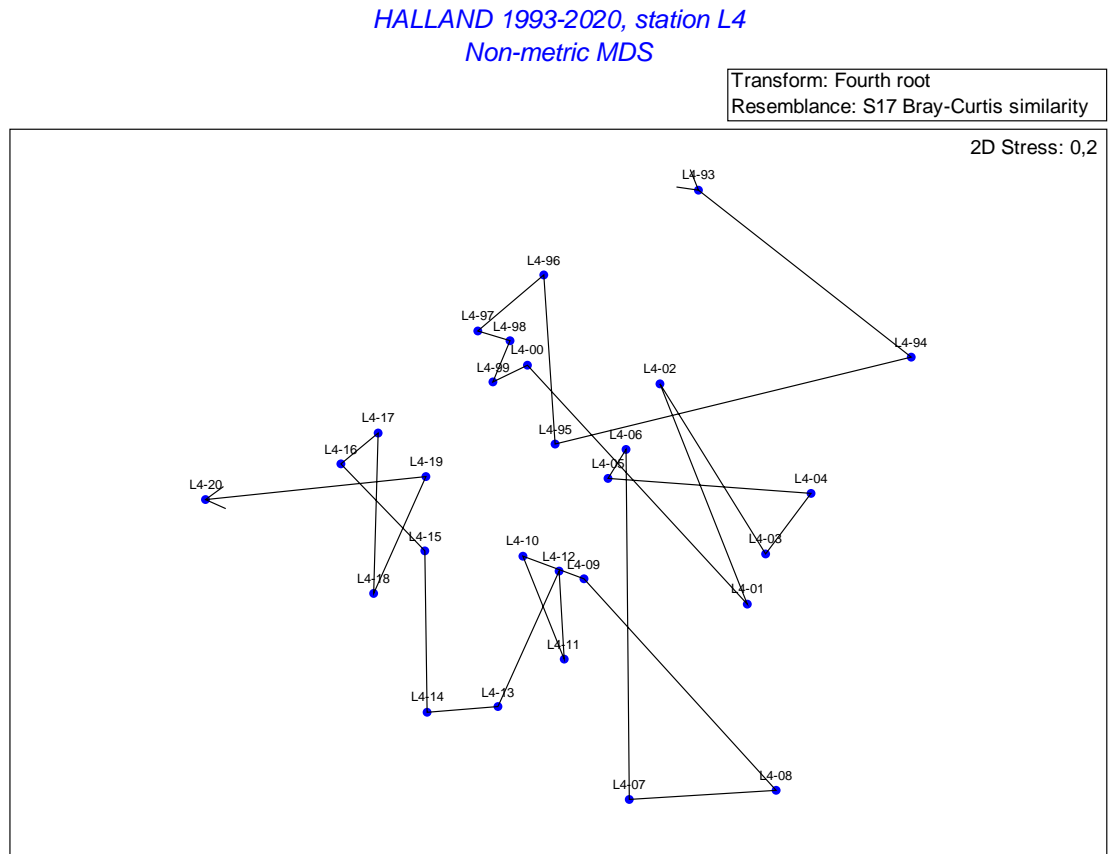
HALLAND 1993-2020, station N15
Non-metric MDS



Figur 62. Utvecklingen på station N15 under perioden 1993-2020. MDS baserad på Bray-Curtis likhetskoefficient (dubbelrot-transformerade data).

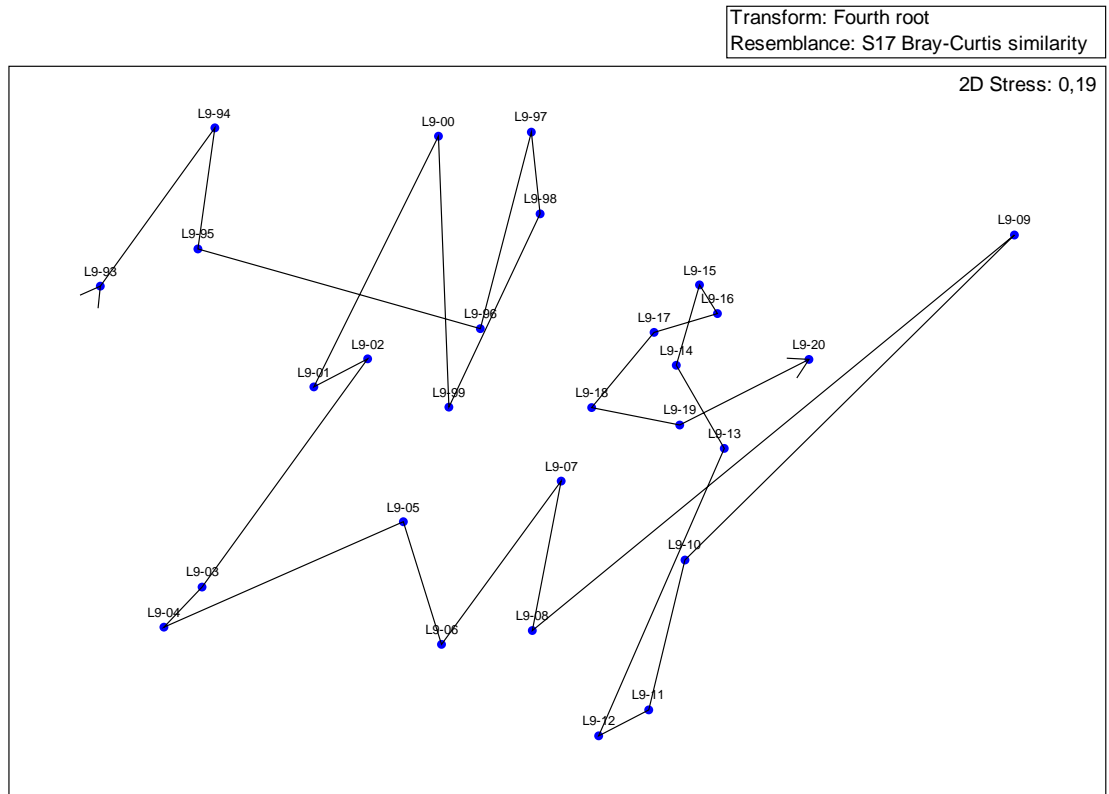
Laholmsbukten

Utvecklingen för de båda stationerna i Laholmsbukten, L4 och L9, är grovt sett likartad (Fig. 63 & 64). Mycket stora förändringar avlöses av tendenser till stabilisering. Detta speglar troligen de labila förhållandena i ytterkanten av Laholmsbukten. Resultaten för stationerna verkar möjligen gå mot jämviktslägen under de allra sista åren, 2016-2020 respektive 2013-2020. De likartade resultaten antyder gemensamma påverkansfaktorer. Stress för MDS-plottarna uppgår till 0,19-0,2 vilket innebär att detaljer bör tolkas med skepsis.



Figur 63. Utvecklingen på station L4 under perioden 1993-2020. MDS baserad på Bray-Curtis likhetskoefficient (dubbelrot-transformerade data).

HALLAND 1993-2020, station L9
Non-metric MDS



Figur 64. Utvecklingen på station L9 under perioden 1993-2020. MDS baserad på Bray-Curtis likhetskoefficient (dubbelrot-transformerade data).

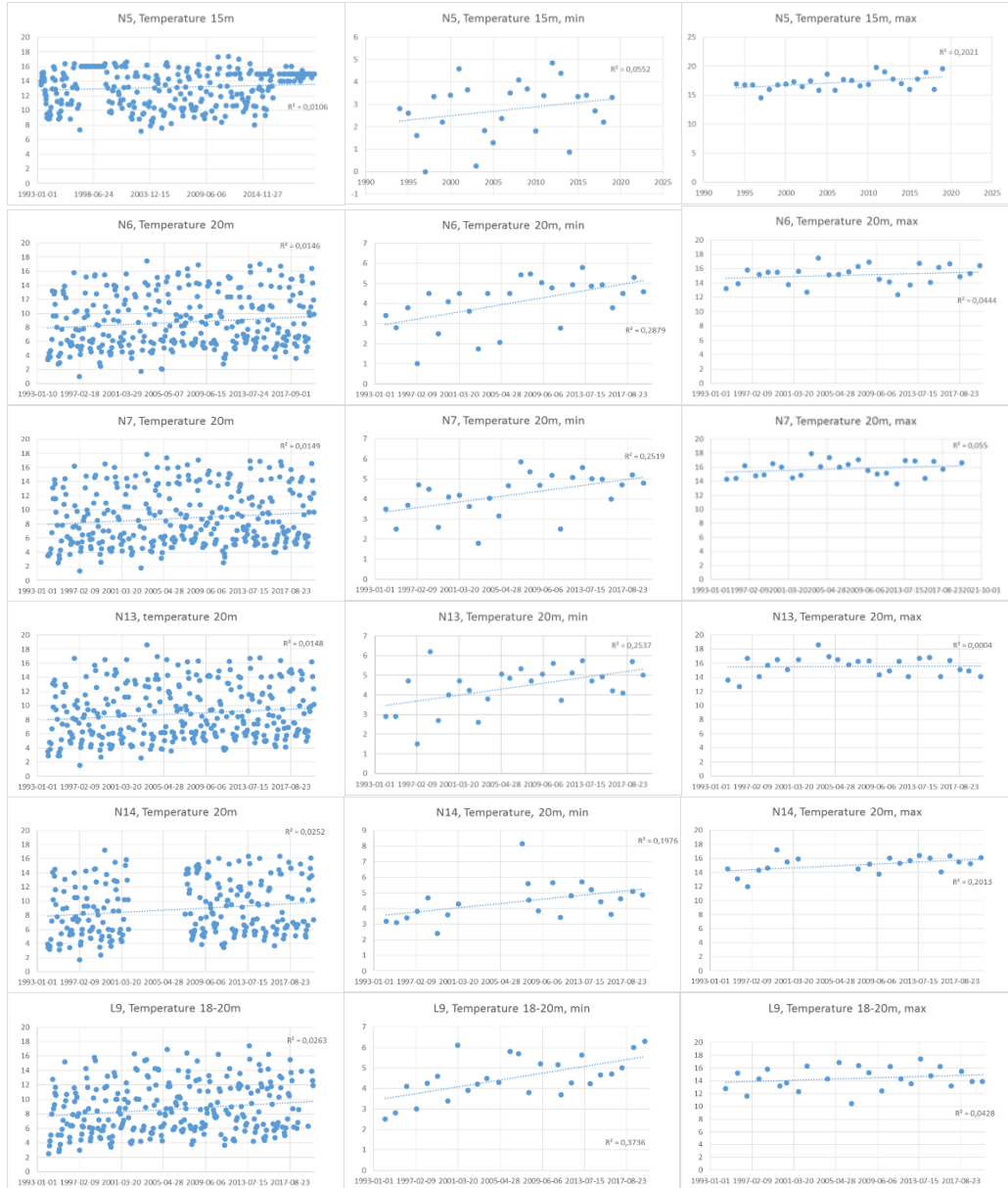
Om man generaliserar mycket grovt förändras flertalet stationer efter ett likartat mönster. Detta kan bero på att de påverkas av samma faktor/faktorer. Sammantaget innebär förändringarna under hela perioden 1993-2020 att resultaten från de sista åren skiljer sig från de första. På många stationer tenderar resultaten att stabiliseras kring vad som förefaller vara ett nytt jämviktsläge under senare år.

Klimatförändringar

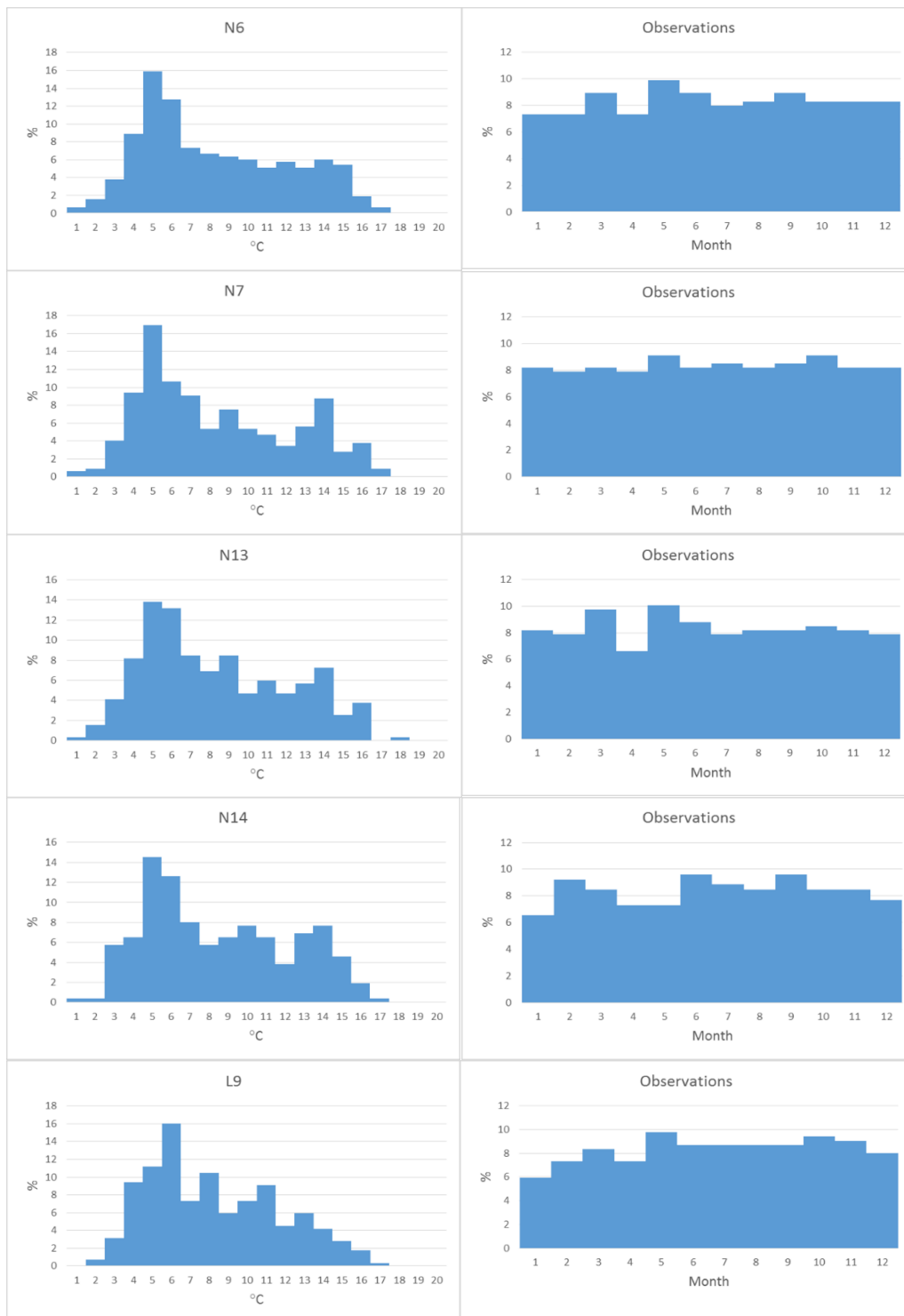
Det finns flera förutsägelser om att klimatförändringar påverkar bottenfaunan, men hittills finns endast få rapporter som pekar på smärre förändringar. Minskningar av det totala antalet taxa och arter med nordlig utbredning parallellt med en ökning av arter med sydlig utbredning längs Hallandskusten 1993-2016 kan dock vara ett resultat av klimatförändringar (Göransson 2017). Ökningen av bottenvattnets temperatur är den mest troliga förklaringen. Ökad temperatur kan förändra arternas utbredningsområde men också innebära att primärproduktionen minskar (Henriksen 2009), vilket kan påverka arternas rekrytering och tillväxt. Syrebrist och bottenrålning kan samverka till förändringarna av faunan.

Ökningen av bottenvattnets temperatur är statistiskt signifikant för hela perioden 1994-2019 (fig. 65). Detta gäller i synnerhet minimumtemperaturer och i viss mån maximumtemperaturer. Det kan vara extremer som dessa som har mest biologisk betydelse. Det är dock problematiskt att följa den reella utvecklingen av extremerna med dagens metodik då prover endast tas vid ett tillfälle per

månad. Om man betraktar den procentuella fördelningen av uppmätta temperaturer på de olika hydrografistationerna i det samordnade programmet framstår stora likheter i resultat. Man kan dock skönja en viss tendens i minskad frekvens låga temperaturer och ökad frekvens höga temperaturer norrut på 20 meters djup (fig. 66). Data för station N5 ligger på ca 15 meters djup och är därför inte jämförbara.



Figur 65. Förändring av bottenvattnets temperatur på hydrografstationer längs Hallandskusten 1994-2020. Linjär regression. Stationerna presenteras norr till söder uppifrån och ner. Samtliga uppmätta värden från 20 meters djup samt årliga min- och maxtemperaturer. Trender för samtliga värden och minimivärden är statistiskt signifikant ($p < 0,05$).



Figur 66. Procentuell fördelning av uppmätta temperaturer på 20 meters djup på hydrografistationer längs Hallandskusten 1994-2020. Andel temperaturer för varje grad till vänster och andel observationer i varje månad till höger. Stationerna presenteras norr till söder uppifrån och ner. Samtliga uppmätta värden från 20 meters djup samt årliga min- och maxtemperaturer.

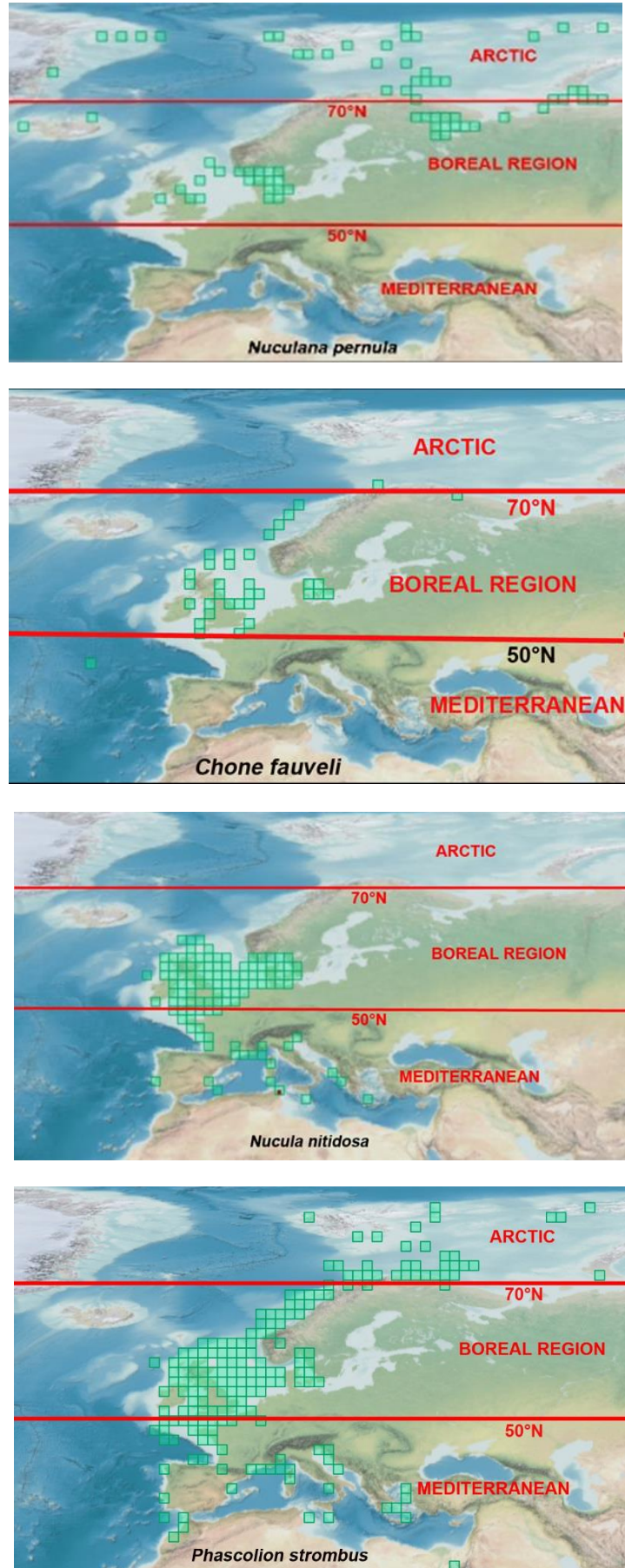
En sammanställning av faunans karaktär längs Hallandskusten 1993-2010 visar att 3% av arterna är rödlistade vilket innebär att de minskar och kan vara hotade av olika skäl (tabell 13). Individtätheten för 8% av arterna minskar statistiskt signifikant medan endast 3% ökar under hela perioden. Faunan är relativt jämnt fördelad på olika zoogeografiska grupper.

Tabell 13. Sammanställning av faunans karaktär längs Hallandskusten 1993-2020. Påträffade taxa och arter, rödlistade arter och förändrad individtätthet samt fördelning av arter på zoogeografiska grupper.

Variabel	Antal/%
TOTALT PÅTRÄFFADE TAXA	456
TOTALT PÅTRÄFFADE ARTER	374
Rödlistade	13
Rödlistade %	3
Signifikant minskande arter	31
Signifikant ökande arter	13
Signifikant minskande arter %	8
Signifikant ökande arter %	3
Arktisk-Boreala arter %	25
Boreala arter %	22
Mediterran-Boreala arter %	30
Arter med vid utbredning %	24

Indelningen i zoogeografiska grupper har gjorts med ledning av Ekman (1953) vilket ger en grov bild av djurarternas utbredning. Utbredningskartor har hämtats från World Register of Marine Species (WORMS 2020). Tolkningen av utbredningen för varje art har utgått från observationernas mönster. Generellt sett finns fyra regioner som berör vårt område. Den Boreala regionen ligger mellan 50°N och 70°N. Dessa kan betraktas som ursprungliga arter i vårt område under nuvarande tid. Den Arktisk-Boreala regionen fortsätter från 70°N och upp i Arktis. Dessa arter kan betraktas som nordliga i relation till vårt område. Den Mediterran-Boreala regionen omfattar den Boreala regionen och fortsätter söderut från 50°N och in i Medelhavet och kan betraktas som sydliga arter. Då arternas utbredning är mer eller mindre kontinuerliga både upp i Arktis och ner i Medelhavet kan de anses ha en vid utbredning. För att få en tydlig bild av utbredningen för varje art har det inte tagits hänsyn till enstaka observationer som faller utanför dessa utbredningsmönster. Särskilt gäller detta isolerade fynd och som inte ger ett kontinuerligt utbredningsmönster. Exempel på utbredningsmönstren ges i figur 67.

Sammanställningar av arter som minskat och ökat längs Hallandskusten presenteras i tabell 14 och 15. För dessa arter redovisas utbredningsmönster och larvtyp. Det senare har betydelse för deras spridningsförmåga. Arter med pelagiska larver har genomgående stor spridningsförmåga medan arter med icke pelagiska larver har betydligt sämre. De senare har istället en bättre överlevnadsförmåga. Detta beror på att arter med pelagiska larver producerar massor av larver som kan finnas i vattenmassan upp till flera månader. De kan därför kolonisera stora områden när betingelserna är rätt ibland i massförekomster. Dessa larver kommer från små gulefattiga ägg med lite reservnäring och är därför starkt beroende av planktonförekomsten som föda, vilken kan variera oerhört. Dödligheten är mycket stor och ytterst få larver överlever. Arter med icke pelagiska larver (även kort pelagiskt larvstadium) härrör från stora gulerika ägg som näring och är därför mindre eller inte alls beroende av förekomsten av plankton. Dessa arter har få ägg. En del arter har yngelvård. Dödligheten är väsentligt lägre än för pelagiska larver.



Figur 67. Exempel på arter med olika utbredningsområde. Uppifrån och ner: Arctic-Boreal, Boreal, Mediterranean-Boreal och Wide. Kartor från WORMS 2020.

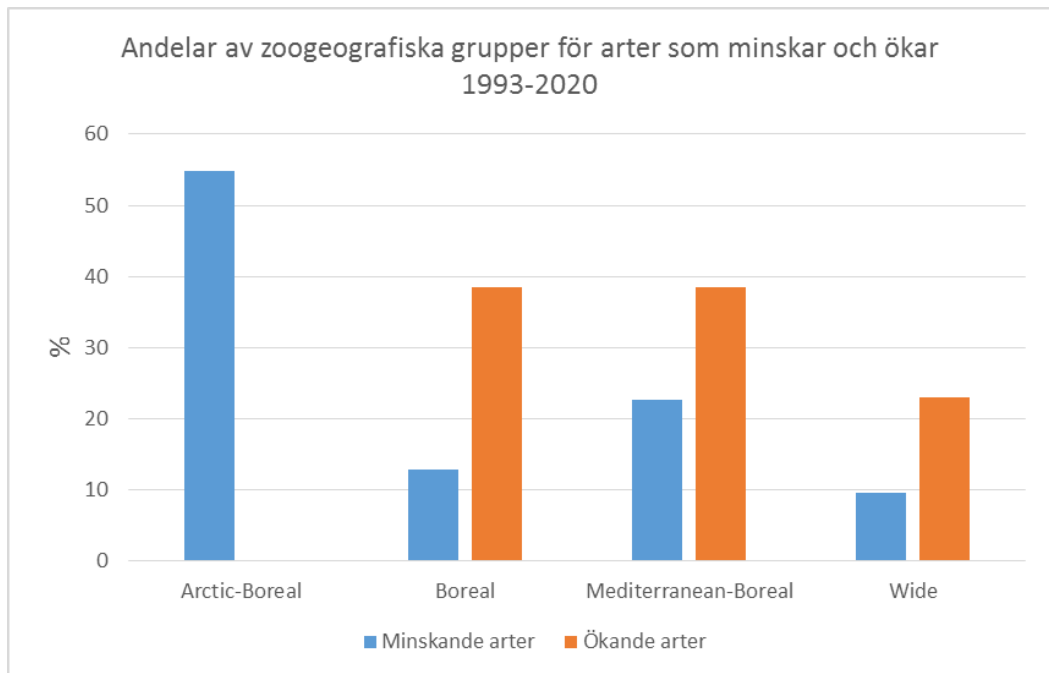
Tabell 14. Sammanställning av arter som minskat längs Hallandskusten 1993-2020 och dessas fördelning av på zoogeografiska grupper och larvtyp.

Species	r ²	p	Zoogeographical group	Larvae
<i>Ampelisca macrocephala</i>	0,361	<0,001	Arctic-Boreal	Non pelagic
<i>Aphrodita aculeata</i>	0,304	0,002	Wide	Pelagic
<i>Artacama proboscidea</i>	0,525	<0,001	Arctic-Boreal	Non pelagic
<i>Bradabyssa villosa</i>	0,653	<0,001	Arctic-Boreal	Unknown
<i>Byblis gaimardii</i>	0,256	0,006	Arctic-Boreal	Non pelagic
<i>Calocaris macandreae</i>	0,358	<0,001	Mediterranean-Boreal	Non pelagic
<i>Diastylis lucifera</i>	0,485	<0,001	Arctic-Boreal	Non pelagic
<i>Diastylis rathkei</i>	0,284	0,003	Arctic-Boreal	Non pelagic
<i>Echinocardium cordatum</i>	0,186	0,022	Mediterranean-Boreal	Pelagic
<i>Galathowenia oculata</i>	0,326	0,001	Arctic-Boreal	Pelagic
<i>Labidoplax buskii</i>	0,32	0,002	Arctic-Boreal	Non pelagic
<i>Leucon nasica</i>	0,519	<0,001	Arctic-Boreal	Non pelagic
<i>Maera loveni</i>	0,251	0,007	Boreal	Non pelagic
<i>Maldane sarsi</i>	0,65	<0,001	Arctic-Boreal	Non pelagic
<i>Mya truncata</i>	0,303	0,002	Arctic-Boreal	Pelagic
<i>Nuculana pernula</i>	0,394	<0,001	Arctic-Boreal	Non pelagic
<i>Ophiocten affinis</i>	0,324	0,002	Boreal	Pelagic
<i>Ophiura albida</i>	0,492	<0,001	Mediterranean-Boreal	Pelagic
<i>Owenia fusiformis</i>	0,206	0,015	Wide	Pelagic
<i>Oxydromus flexuosus</i>	0,357	<0,001	Mediterranean-Boreal	Non pelagic
<i>Panthalis oerstedii</i>	0,246	0,007	Mediterranean-Boreal	Unknown
<i>Paraleptopentacta elongata</i>	0,478	<0,001	Mediterranean-Boreal	Non pelagic
<i>Phascolion strombus</i>	0,47	<0,001	Wide	Non pelagic
<i>Phaxa pellucida</i>	0,373	<0,001	Mediterranean-Boreal	Pelagic
<i>Philomedes brenda</i>	0,504	<0,001	Arctic-Boreal	Non pelagic
<i>Polyphysia crassa</i>	0,559	<0,001	Arctic-Boreal	Unknown
<i>Protomedeia fasciata</i>	0,161	0,034	Boreal	Non pelagic
<i>Rhodine gracilior</i>	0,438	<0,001	Arctic-Boreal	Unknown
<i>Scoletoma fragilis</i>	0,517	<0,001	Arctic-Boreal	Unknown
<i>Sphaerodorum flavum</i>	0,363	<0,001	Arctic-Boreal	Unknown
<i>Westwoodilla caecula</i>	0,405	<0,001	Boreal	Non pelagic

Tabell 15. Sammanställning av arter som ökat längs Hallandskusten 1993-2020 och dessas fördelning av på zoogeografiska grupper och larvtyp.

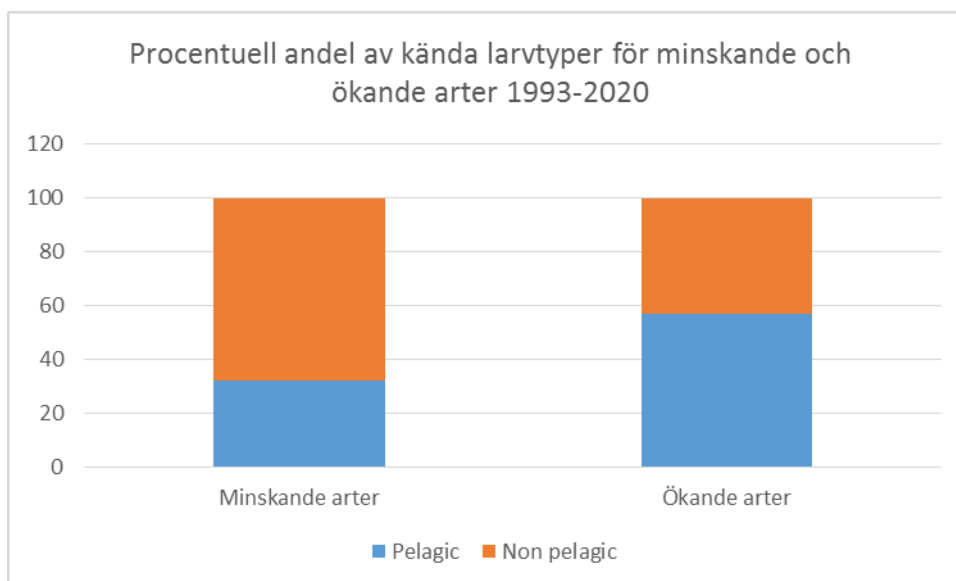
Species	r ²	p	Zoogeographical group	Larvae
<i>Abyssoninoe hibernica</i>	0,66	<0,001	Boreal	Unknown
<i>Chone fauveli</i>	0,309	0,002	Boreal	Unknown
<i>Cylichna cylindracea</i>	0,353	<0,001	Mediterranean-Boreal	Pelagic
<i>Diplocirrus glaucus</i>	0,198	0,018	Mediterranean-Boreal	Unknown
<i>Harpinia antennaria</i>	0,265	0,005	Wide	Non pelagic
<i>Hyalia vitrea</i>	0,673	<0,001	Mediterranean-Boreal	Pelagic
<i>Lipobranchius jeffreysii</i>	0,325	0,002	Boreal	Unknown
<i>Notomastus latericeus</i>	0,519	<0,001	Wide	Pelagic
<i>Nucula nitidosa</i>	0,538	<0,001	Mediterranean-Boreal	Pelagic
<i>Orbinia sertulata</i>	0,476	<0,001	Boreal	Unknown
<i>Phole pallida</i>	0,473	<0,001	Boreal	Non pelagic
<i>Praxillella praetermissa</i>	0,174	0,027	Wide	Unknown
<i>Thyone fusus</i>	0,224	0,011	Mediterranean-Boreal	Non pelagic

När man betraktar fördelningen av zoogeografiska grupper på minskande och ökande arter framstår stora skillnader (Figur 68). Nordliga arter dominerar arter som minskar medan ”hemmarterna”(Boreala) och sydliga står för den största ökningen.



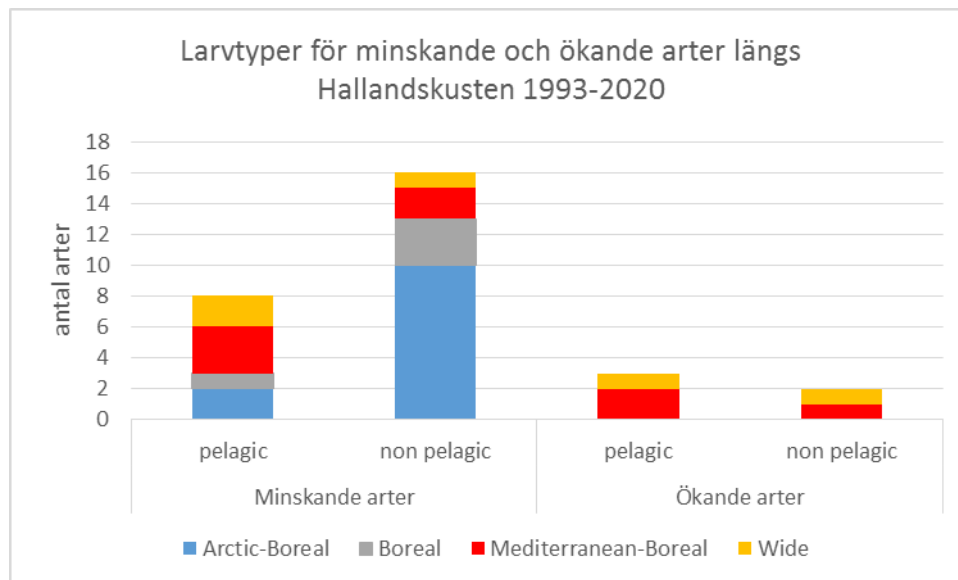
Figur 68. Andelar av zoogeografiska grupper för arter med minskad respektive ökad individtätthet 1993-2020.

Även när det gäller fördelningen av larvtyp på minskande och ökande arter finns stora skillnader (Figur 69). Icke pelagisk larvtyp dominerar arter som minskar medan pelagisk larvtyp är vanligast bland arter som ökar.



Figur 69. Larvtyp för arter med minskad respektive ökad individtätthet 1993-2020.

Mera specifikt berörs endast nordliga arter av minskningar, med en kraftig dominans för arter med icke pelagiska larver (Figur 70). När det gäller ökande arter berörs däremot endast sydliga och vitt utbredda arter, framförallt med pelagisk larv.

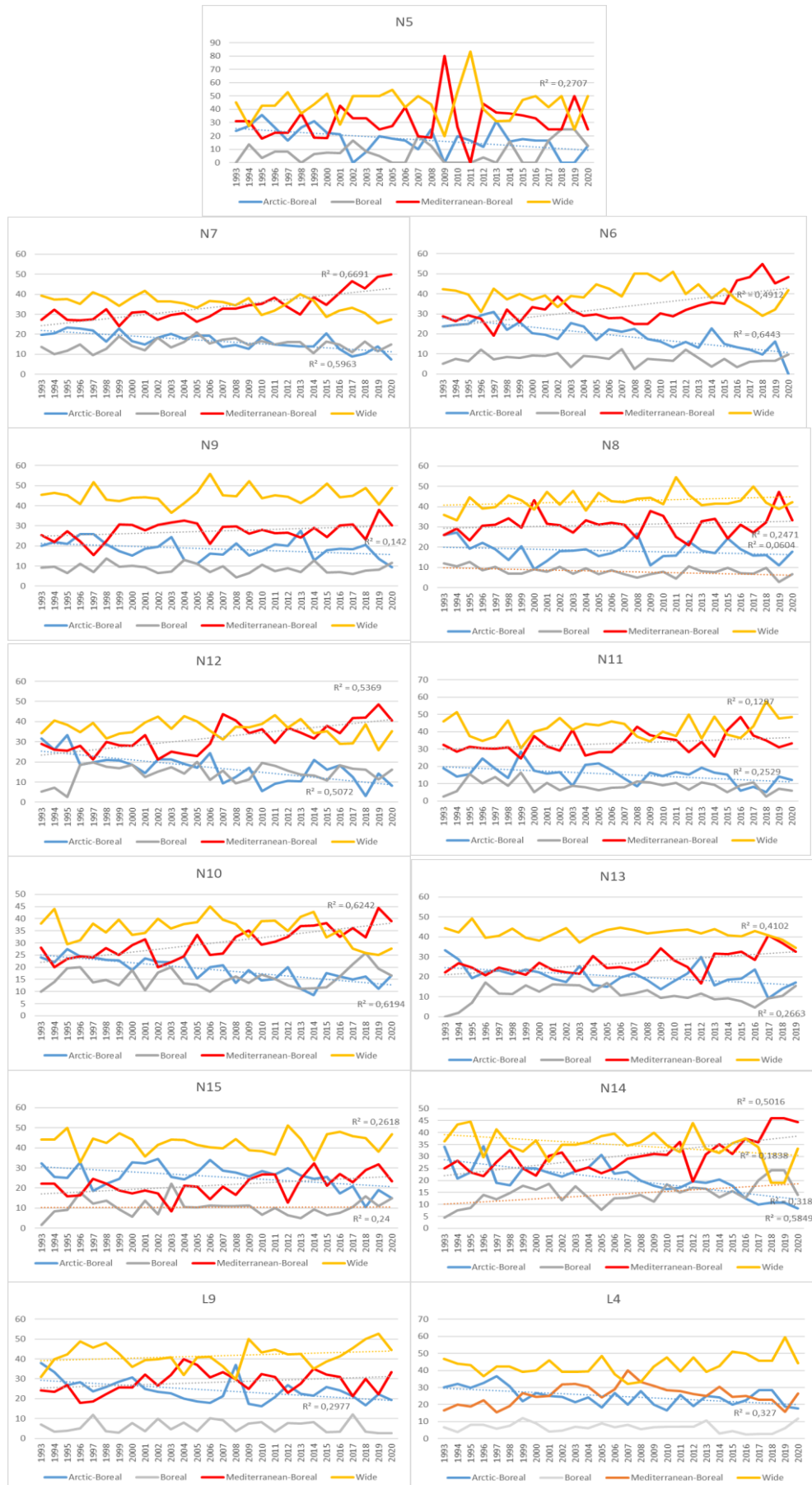


Figur 70. Larvtyp för arter med minskad respektive ökad individtätthet 1993-2020.

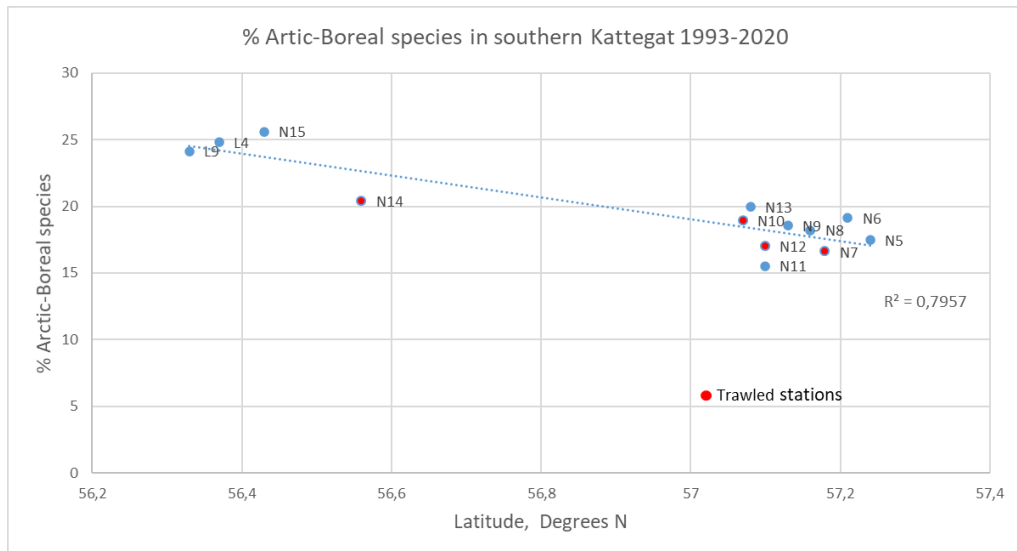
Utvecklingen av zoogeografiska grupper på de enskilda stationerna som övervakats 1993-2020 presenteras i figur 71. På alla stationer, utom den grundaste, N5, finns en statistiskt signifikant nedgång av nordliga arter och dessutom en statistiskt signifikant uppgång för sydliga arter. Förändringarna är kraftigast och mest tydliga på de djupaste stationerna N6, N7, N10, N12 och N14.

Om andelen nordliga arter 1993-2020 plottas stationsvis mot latituden i en nord-sydlig gradient fås ett tämligen starkt samband (Figur 72). Tre av fyra stationer som ligger området där trålning efter havskräfta förekommer uppvisar jämförelsevis låga andelar nordliga arter, vilket även gäller station N11 strax utanför Värö. Omvänt uppvisar stationerna N6 (Kungsbackafjorden), N13 (Värö, perifert) och N15 (Falkenberg) jämförelsevis höga andelar. Bottentrålning, djup och lokala omvärldsförhållanden kan alltså ha inverkat på resultaten. Den minskande andelen nordliga arter mot norr beror troligen på att bottenvattnets temperatur följer detta mönster längs västkusten. Det senare beror på den avkylning som skapas av Östersjön i söder.

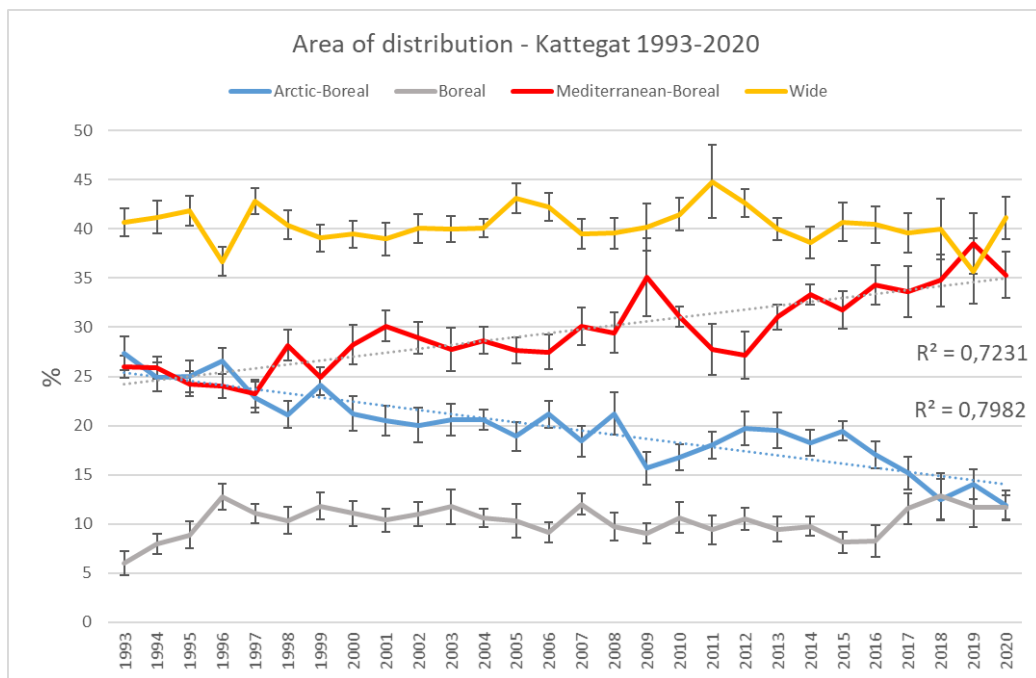
En sammanfattande bild av utvecklingen av zoogeografiska grupper längs Hallandskusten presenteras i figur 73. Av denna framgår att nordliga arter minskar och sydliga arter ökar statistiskt signifikant under perioden medan förändringen av ”hemmarater” och vitt utbredda arter inte förändras signifikant. Utvecklingen av nordliga kallvattenarter speglar utvecklingen av sydliga varmvattenarter och det finns en starkt negativ statistiskt signifikant korrelation mellan utvecklingen av dessa grupper (Tabell 16).



Figur 71. Utvecklingen av zoogeografiska grupper av bottenfauna längs Hallandskusten 1993-2020. Procentuella andelar av nordliga (Arktisk-Boreala), Boreala, sydliga (Mediterran Boreala) och vitt utbredda arter på olika stationer. Stationerna presenteras från norr till söder uppifrån och ner. Linjär regression.



Figur 72. Procentuell andel nordliga arter av bottenfauna (Arktisk-Boreala) i en nord-sydlig gradient av stationer längs Hallandskusten 1993-2020. Rödmarkerade stationer ligger i ett område där trålning efter havskräfta förekommer. Linjär regression, $p < 0,001$.



Figur 73. Utvecklingen av zoogeografiska grupper av bottenfauna längs Hallandskusten 1993-2020. Procentuell andelar av nordliga (Arktisk-Boreala), Boreala, sydliga (Mediterran Boreala) och vitt utbredda arter i hela området.

Tabell 16. Korrelationer för utvecklingen av olika zoogeografiska grupper längs Hallandskusten 1993-2020. Pearson Product Moment Correlation. $N = 28$.

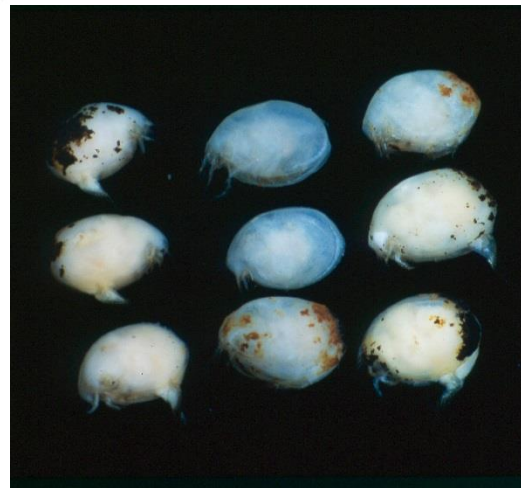
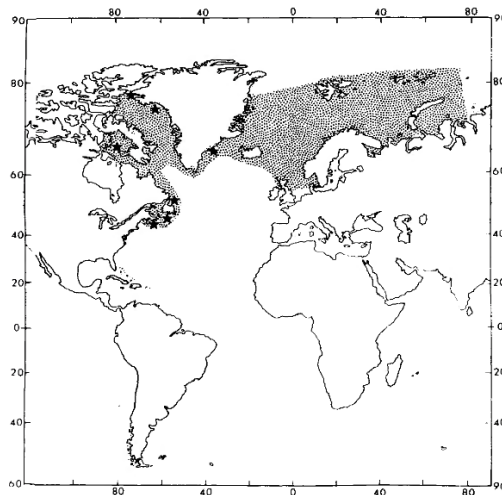
Zoogeografisk grupp	Boreal	Mediterranean-Boreal	Wide
Arctic-Boreal	$r = -0,353$ $p = 0,065NS$	$r = -0,876$ $p < 0,001$	$r = 0,024$ $p = 0,83NS$
Boreal		$r = 0,124$ $p = 0,529NS$	$r = -0,373$ $p = 0,051NS$
Mediterranean-Boreal			$r = -0,353$ $p = 0,065NS$

Förändringarna av nordliga och sydliga arter kan sammanhånga med förändringar av klimatet. Troligtvis är det extremerna när det gäller

temperaturerna som spelar störst biologisk roll. Dessvärre ger de månatliga mätningarna inte en fullständig bild av dessa. Statistiskt signifikanta samvariationer finns dock för nordliga och sydliga arters utveckling när det gäller minimitemperaturer i bottenvattnet. Nordliga arter samvarierar negativt med ökande minimitemperaturer medan däremot sydliga arter samvarierar positivt (Tabell 17). Det totala antalet arter samvarierar dessutom negativt med de ökade minimitemperaturerna. Korrelationerna är inte starka men man kan misstänka att nordliga kallvattenarter är anpassade till låga temperaturer och omvänt för sydliga varmvattenarter till exempel när det gäller reproduktionen. Hypotetiskt kan detta ha med mognad av gonader och timing för frisättning av larver.

Tabell 17. Korrelationer för utvecklingen av olika zoogeografiska grupper och totala antalet taxa längs Hallandskusten mot temperaturförhållanden 1994-2019. Perioden 1997-2020 har använts för totalt antal taxa då samma utförare gjort analyserna. Pearson Product Moment Correlation.

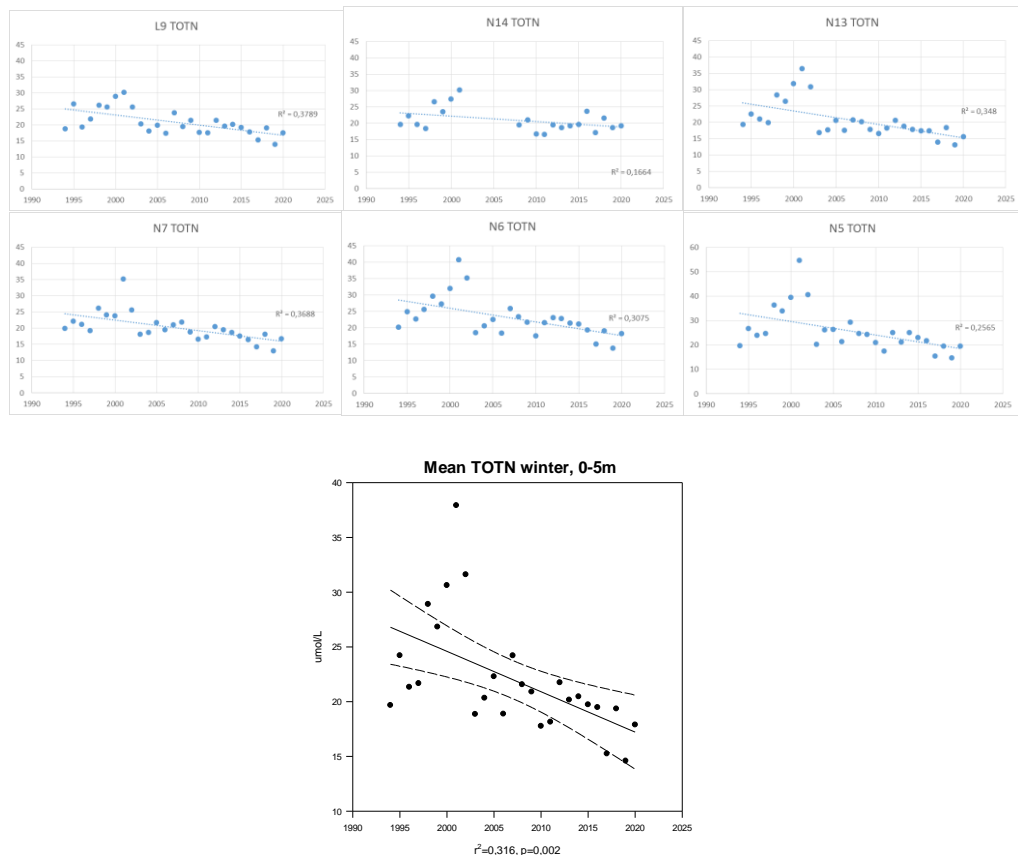
Variabler	Temperature Minimum 1994-2019	Temperature Minimum 1997-2019
Zoogeografisk grupp/ Total antal taxa		
Arctic-Boreal species % 1994-2019	r = -0,570 p = 0,002 n = 26	
Mediterranean-Boreal species % 1994-2019	r = 0,630 p <0,001 n = 26	
Totalt antal taxa 1997-2019		r = -0,558 p = 0,006 n = 23



Musselkräftan *Philomedes brenda* hade en typisk Arktisk-Boreal utbredning 1982 (Kornicker 1982). Den fanns ställvis i höga individtätheter i Kattegatt fram till slutet av 1980-talet och på *Haploops*-bottnarna i Öresund fram till 2007. Därefter har den endast påträffats sporadiskt och enstaka. Arten har alltså levt på gränsen av sitt utbredningsområde i svenska vatten.

Klimatförändringar och eutrofiering

Kvävehalterna har minskat kraftigt, ca 30-40%, på alla stationer under perioden 1993-2020 (Figur 74). Därför är det intressant att studera om detta haft betydelse för bottenfaunan som genomgått stora förändringar under samma tidsperiod. Kvävehalterna kan betraktas som ett indirekt mått på övergödningen (eutrofieringen). Kväve anses ju i första hand vara utbytesbestämmande för produktionen av växtplankton som är första steget i näringskedjan (Nixon 1988, Howarth & Marino 2006).



Figur 74. Utvecklingen av totalkvävehalter ($\mu\text{mol/L}$) i ytvattnet (0-5m) under vintern (nov-feb) på olika stationer och medelvärdena för perioden 1993-2020. Linjär regression.

I syfte att jämföra temperaturens och totalkvävehaltens inverkan på det totala antalet taxa har korrelationer utförts för data under samma tidsperiod (Tabell 18). Resultaten pekar på att de minskade kvävehalterna samvarierar positivt med antalet minskande taxa medan de ökade minimitemperaturerna samvarierar negativt med antalet taxa.

Tabell 18. Korrelationer för utvecklingen totala antalet taxa längs Hallandskusten mot totalkvävehalter under vintern och minimitemperaturer på 20 meters djup 1997-2019. Pearson Product Moment Correlation.

Variabel	Totalt antal taxa 1997-2019
Mean TOTN 0-5m depth winter (nov-feb) 1997-2019	$r = 0,757$ $p < 0,001$ $n = 23$
Min Temperature 0-5m depth 1997-2019	$r = -0,558$ $p = 0,006$ $n = 23$

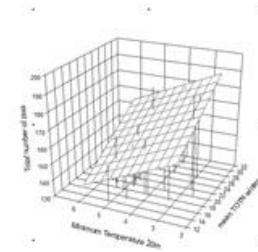
--	--

Med stöd av detta kan man anta att totalkvävehalter och minimitemperaturer tillsammans är betydelsefulla för utvecklingen av det totala antalet taxa under perioden 1997-2019. En multipel regression antyder att dessa tillsammans förklarar mer än 50% av variationen i utveckling, vilket bör anses som en ganska bra förklaringsgrad med låga p-värden ($p < 0,005$, respektive $p = 0,003$), tabell 20.

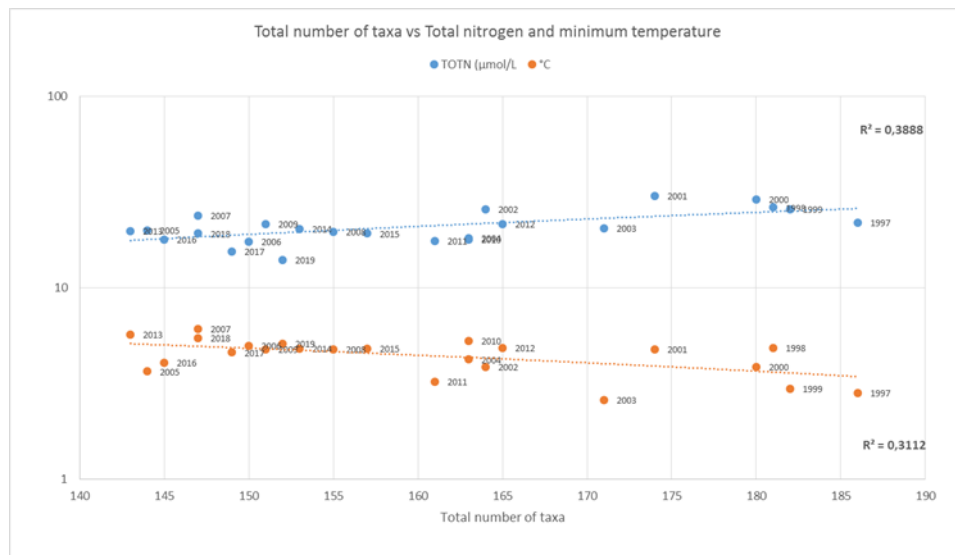
Tabell 19. Multipel linjär regression för utvecklingen av totala antalet taxa längst Hallandskusten där totalkvävehalter och minimumtemperaturer på 20 meters djup sammantaget ger $r = 0,737$ och $r^2 = 0,544$.

Variabel	Totalt antal taxa 1997-2019
Mean TOTN 0-5m depth winter (nov-feb) 1997-2019	$p = 0,005$ $n = 23$
Min Temperature 20m depth 1997-2019	$p = 0,003$ $n = 23$

Total number of taxa in county of Halland vs winter Total nitrogen winter and minimum Temperature 1997-2019, Multiple Linear regression



Man kan också åskådliggöra detta genom att plotta utvecklingen av totala antalet taxa mot totalkvävehalter och minimitemperaturer separat (Figur 75). Man erhåller därvid inte så hög förklaringsgrad som vid multipel regression men det är lättare att följa den årliga utvecklingen. Den senare visar att de lägsta antalet taxa erhållits i proverna från det senaste decenniet och det omvända gäller det högsta antalet taxa.



Figur 75. Totala antalet taxa längs Hallandskusten och förändring av totalkvävehalter och bottenvattnets temperatur 1997-2019. Årtal för observationer. Logaritmisk y-axel. Linjär regression.

Rödlistade arter och klimat

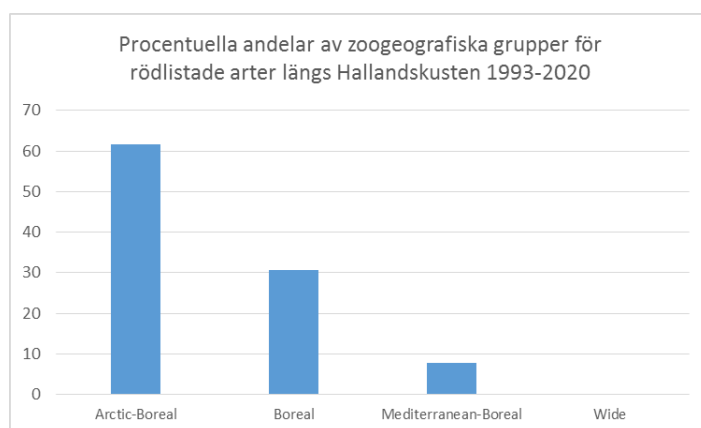
I tabell 20 redovisas de rödlistade arter som påträffats i proverna 1993-2020. För samtliga, utom två som observerats vid enstaka tillfällen, minskar individtäteten och för fem är trenden statistiskt signifikant. Flertalet arter kan betraktas som nordliga och icke pelagisk larvtyp dominerar. En art betraktas som akut hotad och en art betraktas som starkt hotad medan tre arter betraktas som nära hotade. Resterande arter betraktas som sårbara.

Tabell 20. Rödlistade arter längs Hallandskusten 1993-2020. Förändring (r^2 , p). Stationer med förekomst, zoogeografisk grupp, larvtyp och rödlistekategori. CR = Critically Endangered (Akut hotad), EN = Endangered (Starkt hotad), NT = Near Threatened (Nära hotad), VU = Vulnerable (Sårbar).

Species	r^2	p	Stations	Zoogeo. group	Larvae	Red list
<i>Ampelisca macrocephala</i>	0,361 Decrease	<0,001	N6, N7, N8, N9, N10, N11, N12, N14, N15	Arctic-boreal	Non pelagic	NT
<i>Byblis gaimardii</i>	0,256 Decrease	0,006	N10, N12	Arctic-boreal	Non pelagic	CR
<i>Calocaris macandreae</i>	0,358 Decrease	<0,001	N7, N10, N12	Mediterranean-Boreal	Non pelagic	EN
<i>Crangon allmanni</i>	0,013 Decrease	NS	N8, N12, N14	Boreal	Pelagic	VU
<i>Crenella decussata</i>		NS	L4	Arctic-boreal	Pelagic	VU
<i>Euspira pallida</i>		NS	L9	Arctic-boreal	Non pelagic	VU
<i>Haploops tenuis</i>	0,024 Decrease	NS	N14, N15	Boreal	Non pelagic	NT
<i>Modiolus modiolus</i>	0,179 Decrease	NS	N8, N9, N14	Boreal	Pelagic	NT
<i>Musculus niger</i>	0,078 Decrease	NS	N6, N15	Arctic-boreal	Non pelagic	VU
<i>Mya truncata</i>	0,303 Decrease	0,002	L4, L9, N8, N9, N11	Arctic-boreal	Pelagic	NT
<i>Nuculana minuta</i>	0,076 Decrease	NS	L4, N6, N7, N8, N11, N13, N14, N15	Boreal	Non pelagic	VU
<i>Nuculana pernula</i>	0,394 Decrease	<0,001	L4, N6, N10, N12, N13, N14, N15	Arctic-Boreal	Non pelagic	VU
<i>Ophiura robusta</i>	0,045 Decrease	NS	N7, N14, N15	Arctic-boreal	Pelagic	VU

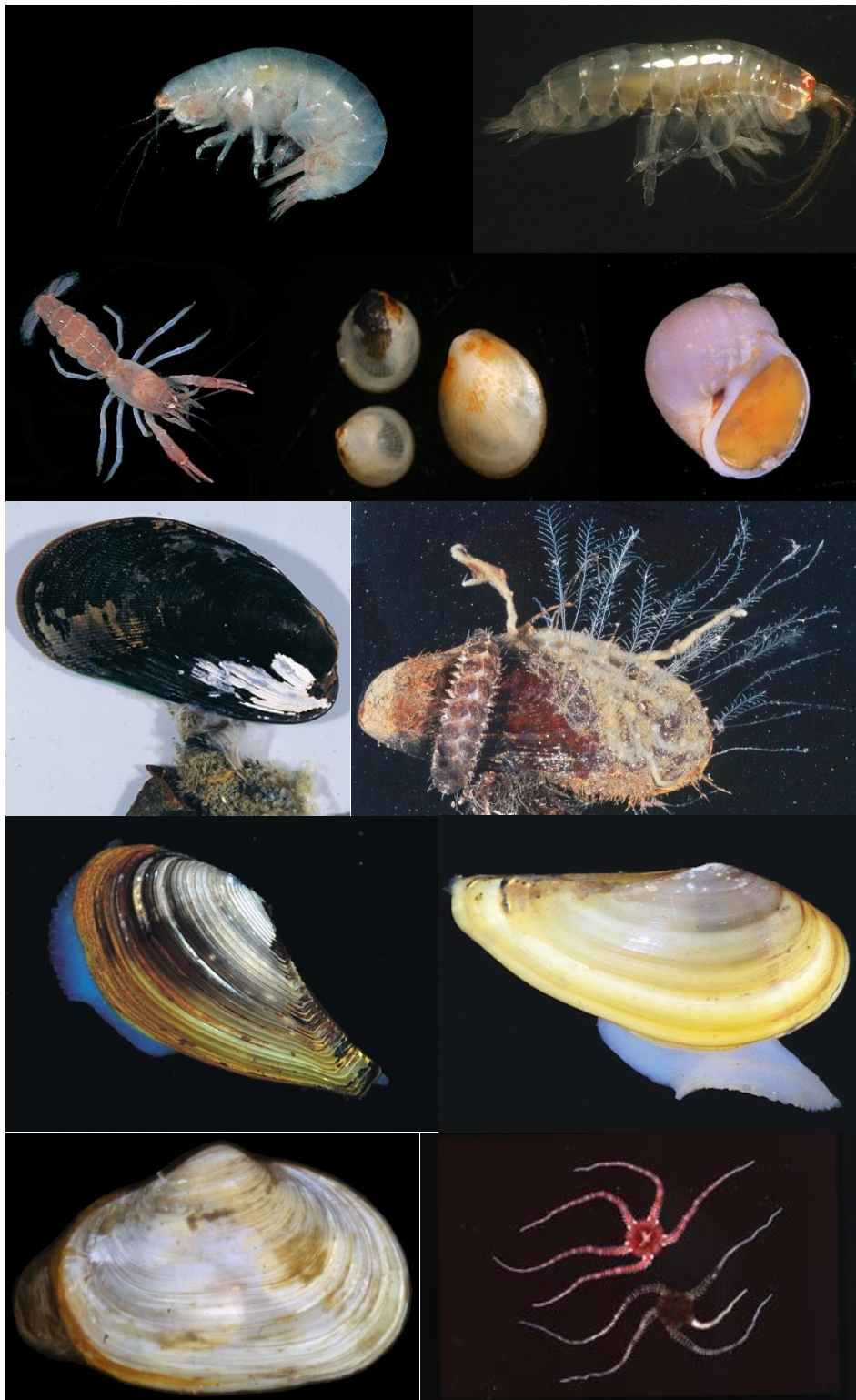
De flesta av de nordligaste arterna har framförallt påträffats i den sydligaste delen av Hallandskusten (stationerna L9, L4, N15 och N14). Detta beror troligen på det allt kallare bottenvattnet söderut.

De nordliga arterna dominerar helt bland rödlistade arter vilket ytterligare pekar på att förändringen av artsammansättningen kan bero på klimatförändringar (Figur 76).



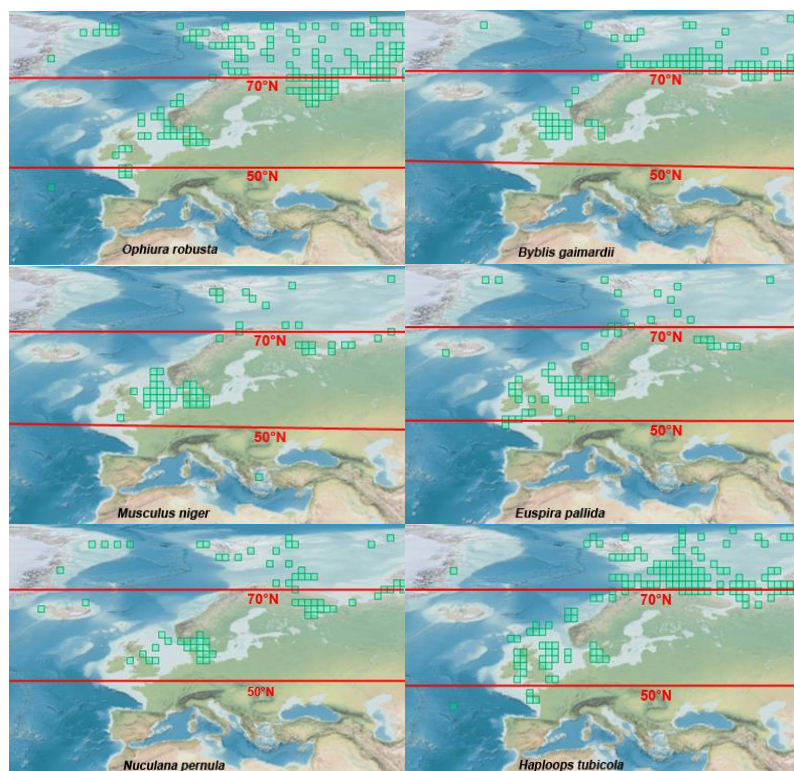
Figur 76. Procentuella andelar av zoogeografiska grupper för rödlistade arter 1993-2020.

Utvecklingen av individtäteten för enskilda rödlistade arter 1993-2020 längs Hallandskusten visar generellt på ett tydligt avtagande mönster under perioden (Figur 77.). För nordliga arter är detta kraftigast och förändringen är statistiskt signifikant. Det senare gäller även den enda sydliga rödlistade arten *Calocaris*



Rödlistade arter längs Hallandskusten. Översta raden från vänster: *Ampelisca macrocephala* och *Haploops tenuis*, Rad 2: *Calocaris macandreae*, *Crenella decussata* och *Euspira pallida*, Rad 3: *Musculus niger* och *Modiolus modiolus*, Rad 4: *Nuculana minuta* och *Nuculana pernula*, Understa raden: *Mya truncata* och *Ophiura robusta*.

I figur 78 redovisas sista observationsår för rödlistade arter under perioden 1993-2020. Av figuren framgår generellt att de nordligaste arterna verkar ha minskat först. Ingen av dessa arter har observerats för sista gången under de första sju åren 1993-1999. Först från millennieskiftet 2000 rapporteras arter för sista gången med 1-3 års intervall fram till 2014. Tre arter observerades innevarande år, 2021. Flertalet av de arter med allra nordligast utbredning, *Ophiura robusta*, *Musculus niger*, *Nuculana pernula*, *Byblis gaimardii* och *Euspira pallida* har inte observerats sedan 2007, dvs på de senaste 13 åren. Flera av dessa arter ligger i vårt närområde på gränsen till sitt storskaliga utbredningsområde (Figur 79). *Byblis gaimardii* och *Nuculana pernula* ligger precis på denna gräns. För *Ophiura robusta* och *Musculus niger* finns få observationer söder om vårt närområde. *Haploops tubicola*, som inte alls påträffats 1993-2020, men som var vanlig fram till senare delen av 1900-talet, är också kraftigt nordlig. Utbredningen har en tydlig tonvikt mot norr och de sydligaste fynden som anges beror troligen på felbestämningar av arten.



Figur 79. Utbredningskartor i ett större perspektiv för de nordligaste rödlistade arterna längs Hallandskusten. Dessutom har *Haploops tubicola*, som var vanlig fram till senare delen av 1900-talet tagits med (flera sydliga observationer av denna är dock troligen felaktiga bestämningar av arten). Kartor från WORMS 2020.

Sammanfattningsvis pekar resultaten för rödlistade arter på att klimatförändringar troligen har stor betydelse för förändringar av artsammansättningen. Bland de arter som minskar dominerar nordliga kallvattenarter, dessa minskar kraftigast och verkar minska allra först när klimatet blir varmare.

Sammanfattande tolkning av trendanalyser, BQI och MDS med hänsyn till organisk belastning

En sammanfattande tolkning av resultaten från trendanalyser av faunavariabler (antal taxa, individtätthet och biomassa) och Benthic Quality Index (BQI) samt utvecklingen enligt Multidimensionell Skalning (MDS) redovisas i tabell 21.

Utvecklingen av faunavariablerna visar att antal taxa minskar på 8 stationer och individtätthet och biomassa minskar på 4 respektive 5 stationer. Opportunistiska peakar i individtätthet förekommer på fyra stationer framförallt i början av perioden 1993-1998.

BQI minskar på 6 stationer varav flertalet minskar i antal taxa vilket är naturligt eftersom det är ett diversitetsindex.

Utvecklingen av MDS visar på varierande antal jämviktslägen. Stationerna N7, N8, N9 och L9 stabiliseras i endast ett jämviktsläge under senare år. Station N5 har två jämviktslägen som delar hela perioden 1993-2020. Detta gäller grovt sett även N11 och i viss mån N10. Stationerna N12 och L4 delar hela perioden på tre jämviktslägen, medan resterande stationer (N6, N13 och N15) har fyra. Grovt sett pekar MDS-analyserna på kraftiga förändringar under 28-årsperioden. Framförallt skiljer sig de första åren från de sista. Möjligen sker viss stabilisering av utvecklingen under senare år.

Tabell 21. Sammanfattning av trender och utveckling enligt MDS. För faunavariabler och BQI redovisas signifikanta trender 1993-2020. För MDS redovisas årsperioder med jämviktslägen och eventuell riktad utveckling under senare år. OP = Opportunistisk peak.

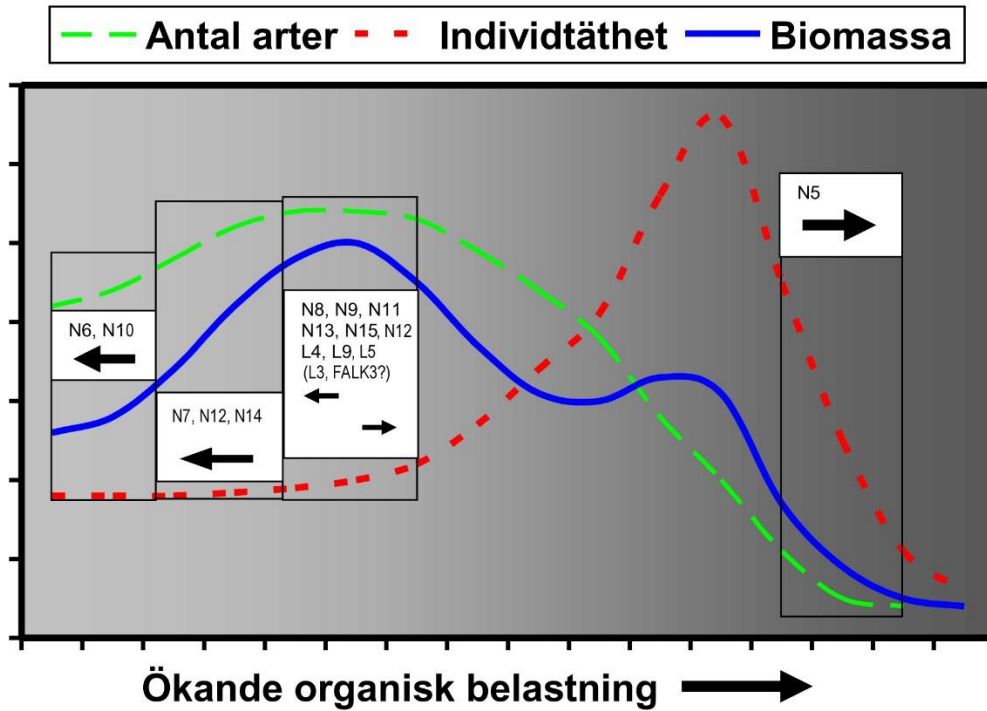
Station	Antal taxa	Individtätthet	Biomassa	BQI	MDS (jämviktslägen, utveckling)	Periodicitet
N5	Minskar kraftigt	Minskar kraftigt OP 1993	Minskar kraftigt		1993-1999, 2001-2020	7 20
N6	Minskar kraftigt	OP 2010	Minskar kraftigt	Minskar	1993-1998, 1999-2011, 2012-2015 2016-2020	6 13 4 5
N7	Minskar kraftigt	Minskar kraftigt	Minskar kraftigt	Minskar	2011-2017	7
N8	Minskar				2005-2020	16
N9	Minskar	OP 1997			2007-2017	11
N10	Minskar kraftigt		Minskar kraftigt	Minskar	2000-2008, 2013-2018	9 6
N11					1998-2005, 2009-2020	8 12
N12	Minskar			Minskar	1996-1999, 2003-2006, 2007-2019	4 4 13
N13					2000-2004, 2005-2013, 2014-2017, 2018-2020	5 9 4 3
N14	Minskar kraftigt	Minskar kraftigt	Minskar kraftigt	Minskar	1993-1995, 1997-2000, 2006-2020	3 4 15
N15		Minskar		Minskar	1993-1995, 1997-2007, 2009-2012, 2014-2017	3 11 4 4
L4					1995-2000, 2009-2012, 2015-2019	6 4 5
L9		OP 1997, 1998			2013-2020	8

Förändringen av faunavariablerna är lättast att förstå och beror endast på obearbetade data från provtagningarna. BQI och MDS är däremot konstlade mått som bygger på statistiskt bearbetning av data. BQI ger dessutom signifikanta minskande trender för flertalet stationer där antalet taxa minskar signifikant. MDS ger däremot ett visst bidrag till förståelsen som dock är mera svårtolkat. Framförallt pekar MDS-analyserna på kraftiga och riktade förändringar under 28-årsperioden. Framförallt skiljer sig de första åren fram till ungefär millennieskiftet från det sista decenniet. Detta pekar på ett nytt miljötilstånd under senare år.

Det är svårt att helt säkert uttala sig om vad de minskande trenderna beror på. På en station, N5 i inre Kungsbackafjorden, kan nedgången troligen kopplas till hög organisk belastning och reducerade förhållanden i sedimentet. Övriga trender är svårare att förstå men flera faktorer påverkar bottenfaunan i området. Två viktiga faktorer är tillgången på föda och syrebrist som kan slå ut djurlivet. Mindre föda till botten skulle kunna förklara den storskaliga nedgången av bottenfaunan. Detta kan bero på minskad förekomst av växtplankton eller förändringar av omsättningen av plankton i pelagialen, alternativt förändrad skiktning av vattenpelaren. Detta borde särskilt påverka rekryteringen av bottendjur. Syrebrist påverkar framförallt områden med begränsad vattenomsättning och kraftig skiktning nära botten. Detta gäller framförallt inre Kungsbackafjorden och Laholmsbukten och kan förklara en del av variationerna i dessa områden. I övriga delar av området förekommer knappast kraftig syrebrist.

De sammantagna resultaten av trendanalyser och MDS pekar alltså, grovt sett, på minskande antal taxa, individtätheter och biomassor samt minskade svängningar och viss stabilisering av resultaten. Dessa resultat kan relateras till övergödningsförhållandena. Pearson-Rosenbergs modell (Pearson & Rosenberg 1978) beskriver hur den organiska belastningen påverkar antalet taxa, individtätheten och biomassan hos bottenfaunan (Figur 80). Generellt sett är svängningarna i resultat kraftigare vid hög organisk belastning än vid lägre organisk belastning enligt modellen. Viss stabilisering talar därför för att flertalet stationer rör sig mot lägre belastning. Parallella minskningar av antal taxa, individtäthet och biomassa sker dock både vid kraftigt ökad belastning och kraftigt minskad belastning.

Stora förändringar av individtäthet sker däremot endast vid hög organisk belastning och detta gäller främst station N5 där över 90 % minskning konstaterats. Dessutom inträffade den typiska opportunistiska peaken i individtäthet under de första åren. Detta talar för att stationen befinner sig på ”utförsbacken” mot högre organisk belastning. I motsatt ände, med extremt låg organisk belastning, verkar de båda djupa stationerna N6 och N10 befinna sig. På båda stationerna minskar antalet taxa och biomassan. Något mera till höger antas de övriga djupa stationerna, N7, N12 och N14, placeras. På samtliga minskar såväl antalet taxa som individtäthet och biomassa. Resterande stationer ligger troligen i ett vändläge för samtliga variabler vid måttlig organisk belastning.



Figur 80. Pearson-Rosenbergs modell för hur den organiska belastningen påverkar antalet taxa, individtätheten och biomassan hos bottenfaunan (omritad efter Pearson & Rosenberg 1978) med tolkat läge för stationerna längs Hallandskusten under hela perioden 1993-2020.

Även om det är svårt att exakt tolka förändringarna i området i relation till modellen kan man misstänka att den organiska belastningen minskat på flertalet stationer och kraftig nedgång i biomassa noteras på alla djupa stationer. Detta kan också bero på bottentrålning men station N6, som inte ligger inom trålade områden, har samma utveckling som övriga trålade stationer. För hela området finns dessutom en svag tendens mot minskande organisk halt i sedimenten. När det gäller ett delområde är dock förhållandena speciella. I inre Kungsbackafjorden är den organiska belastningen extremt hög med kraftigt reducerade sediment. Här pekar förändringarna på ökad belastning under perioden och N5 ligger troligen långt till vänster i Pearson-Rosenbergs modell. Flertalet av de övriga stationerna är däremot avsevärt mindre belastade, de bör därför ligga långt till höger i modellen. Minskningar av antal taxa, individtäthet och biomassa samt stabilisering av resultat tyder alltså i dessa fall på minskad organisk belastning. Detta kan bero på en långsiktig minskad belastning av kväve för hela området södra Östersjön-Kattegatt kopplad till förekomsten av växtplankton. Detta anses även bero på ökad temperatur (Henriksen 2009). Det senare kan vara en viktig förklaring till förändringarna av faunan i området.

Sammanfattningsvis kan för tjugosjuårsperioden 1993-2020 konstateras enbart minskande trender för bottenfaunas individtäthet, biomassa och antal taxa längs Hallandskusten. Trenderna berör såväl stationer kring salthaltssprångskiktet som stationer väl under salthaltssprångskiktet. Trenderna kan också påvisas i olika delområden, förutom i Laholmsbukten. Trenderna är mycket lika för flera stationer, med jämförelsevis höga värden under 1990-talet och därefter väsentligt lägre värden. Detta kan tyda på gemensamma påverkansfaktorer. Utvärdering med multidimensionell skalning pekar också på en riktad utveckling under perioden 1993-2020 med viss tendens till stabilisering under de senaste åren. Liknande resultat har konstaterats för Skälderviken och södra

Laholmsbukten (Lundgren 2015), norra och yttre Kattegatt (Agrenius muntl 2016) samt danska Kattegatt och danska inre vatten (Josefson & Hansen 2010) vilket talar för storskaliga förändringar.

Josefson & Blomqvist (2015) har inom ramen för forskningsprogrammet Waters presenterat resultat som till stor del bygger på stationerna längs Hallandskusten. En uppdelning på arter med planktotrofa larver och arter med lecitotrofa larver/direktutveckling visar att det är främst de senare som minskat och särskilt under de senaste decennierna. Minskningarna av individtäthet och diversitet är kraftigast på de djupaste bottenarna. Deras slutsatser är att resultaten beror på faktorer som påverkar reproduktionen men inte på tillfällig syrebrist utan på bottentrålning och minskad sedimentation till djupa bottenar. Bottentrålningen efter havskräfta resulterar dock framförallt i minskad biologisk variation och en mycket ensartad miljö på de djupaste bottenarna (Sköld et al 2017).

Eftersom det helt säkert finns flera omvärldsfaktorer som påverkar bottenfaunan i området kan man dock inte vara säker på att minskad förekomst av bottendjur enbart beror på bottentrålning och minskad övergödning. De kraftiga svängningarna av faunan i Laholmsbukten kan till viss del bero på återkommande syrebrist som inte enbart beror på organisk belastning utan också på den speciella hydrografen och periodvis höga temperaturer i bottenvattnet. Det senare kan sammanhånga med klimatförändringar. Klimatförändringar kan förändra arternas utbredningsområde och minska den biologiska variationen i området. Syrebrist och bottentrålning kan samverka till detta (Göransson 2017).

SAMMANFATTNING

Årsrapport 2020

Hallandskusten är storskaligt påverkad av övergödning och detta gäller särskilt dess södra del vilket beror på hög närsalttillförsel i kombination med kraftigt utbildad skiktning av vattnet. Lokalt blir denna påverkan också tydlig i mera skyddade områden som Kungsbackafjorden. Syrebrist uppstår vid kraftig organisk belastning och kraftig skiktning av vattenpelaren. Detta är mycket negativt för djurvärlden. Höjning av temperaturen i bottenvattnet kan förstärka uppkomsten och varaktigheten av syrebrist. Den omfattande trålningen längs Hallandskusten kan påverka en del arter av bottenjur negativt. Flera omvärldsfaktorer påverkar alltså faunan.

Sediment 2020

Under 2020 uppmättes tämligen normala organiska halter jämfört med hela undersökningsperioden 1993-2020.

De oxiderande förhållandena i sedimenten på de flesta stationerna längs Hallandskusten 2020 var relativt genomsnittliga eller något sämre än för hela perioden 1997-2020. En återgång till sämre förhållanden kan särskilt noteras för station N5 i mellersta Kungsbackafjorden.

Bottenfauna 2019

Bottenfaunan i undersökningsområdet som helhet betraktat

Inga statistiskt signifikanta skillnader mellan resultaten för 2019 och 2020 framkom för de 3 huvudvariablerna som gäller 13 stationer i hela undersökningsområdet längs Hallandskusten.

Tillståndsklassning för olika djup

Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder bedöms bottenfaunans status som otillfredsställande i djupintervallet 5-20 meter och som måttlig för stationer djupare än 20 meter.

Bottenfaunan på enskilda stationer

Antalet funna taxa per prov ökade på 3 stationer och minskade på 2 stationer. Förändringarna var relativt måttliga.

Individtätheten ökade statistiskt signifikant på 1 station och minskade på 2 av 16 stationer. På station N10 och FALK3 minskade individtätheten kraftigt. Förändringarna kan betraktas som normala för undersökningsperioden.

Biomassan ökade på 2 av 16 stationer. På station N6 minskade biomassan kraftigt. Förändringarna var för övrigt normala för perioden.

Enskilda arter

Två rödlistade arter påträffades i 2020 års prover, musslorna *Mya truncata* och *Nuculana minuta*. Ett exemplar vardera fanns i proverna från station L4 i Laholmsbukten.

Resultaten för *Abra nitida* år 2020 är relativt normala för både grunda och stationer. För tornsnäckan *Turritella communis* låg 2020 års resultat var förhållandevis svagt. Inga statistiskt belagda trender finns för hela perioden 1993-2020.

Det kan inte uteslutas att den förhållandevis höga trålningsaktiviteten i området inneburit att den lilla piprensaren *Virgularia mirabilis* är mycket ovanlig. Under 2020 fanns 3 piprensare i de 50 proverna under haloklinen. Detta var högt för perioden 1993-2020.

Inga märkräfter av släktet *Haploops* påträffades under 2020. Dessa rörbyggande kräftdjur satte tidigare sin prägel på södra Kattegatts djupa bottnar.

Inga, i modern tid, introducerade arter förekom i proverna.

Övergripande bedömning 2020

Skillnader i resultat mellan de djupaste och grundaste stationerna beror troligen på skillnader i omvärldsfaktorer strax under och väl under haloklinen. Det är troligt att de djupare, yttre stationerna, i högre grad påverkas av periferin än de grundare mera kustnära stationerna som troligen påverkas i högre grad av kustnära förhållanden.

Hallands kustvatten

Genomgående minskande trend för antal taxa längs större delen av Hallandskusten beror troligen på minskad näringsämnesbelastning och långsiktig nedgång av växtplanktonproduktionen. Detta är särskilt tydligt för djupa stationer under salthaltssprångskiktet, vilket kan bero på att minskningen i belastning främst är storskalig. Klimatförändringar med ökad temperatur kan också spela in liksom bottenrålning på de djupaste bottarna.

Delområde Laholmsbukten

Varierande resultat på olika stationer. Detta beror troligen på naturligt labila syreförhållanden med kraftigt och föränderligt salthaltssprångskikt. Någon kraftig utslagning av faunan har dock inte noterats under senare år. Stabilisering i förekomsten av musslor på station L9 och återkolonisering av sjöborrar är ytterligare hälsotecken.

Delområde Falkenberg

Minskning av antalet taxa och individtäthet på två stationer.

Delområde Väröhalvön

Ökning av antalet taxa på två stationer.

Delområde Kungsbackafjorden

Minskning av biomassan på två stationer och ökat antal taxa på en station.

Övergripande bedömning 1993-2020

Hallands kustvatten

Genomgående minskande trender för bottenfaunans individtäthet, biomassa och antal taxa längs större delen av Hallandskusten beror troligen på minskad organisk belastning men kan även bero på bottentrålning och klimatförändringar. Detta är särskilt tydligt för djupa stationer under salthaltssprångskiktet vilket kan bero på att minskningen i belastning främst är storskalig.

Vissa skillnader i utvecklingsmönster mellan de djupaste och grundaste stationerna beror troligen på skillnader i omvärldsfaktorer strax under haloklinen och väl under haloklinen. Det är troligt att de djupare, yttre stationerna i högre grad påverkas av periferin än de grundare mera kustnära stationerna som troligen påverkas i större grad av kustnära förhållanden. På djupaste stationerna är den relativa temperaturförändringen större än på grundare stationer vilket gör faunan på de djupaste stationerna känsligare för klimatförändringar.

Delområde Laholmsbukten

De minskande trenderna är inte lika tydliga i Laholmsbukten. Detta beror troligen på de naturligt labila syreförhållandena med kraftigt och föränderligt salthaltssprångskikt. Någon kraftig utslagning av faunan har dock inte noterats under senare år vilket är ett hälsotecken liksom ökning av känsliga musslor och sjöborrar.

Delområde Falkenberg

Kraftiga minskningar av individtäthet och antal taxa tyder på kraftigt minskad belastning, men kan också bero på bottentrålning och klimatförändringar.

Delområde Väröhalvön

Kraftiga minskningar av den djupare faunan, varav i det närmaste en halvering av biomassan, tyder på kraftigt minskad organisk belastning men kan också bero på bottentrålning och klimatförändringar. Detta är dock inte så tydligt för den grundare faunan strax under salthaltssprångskiktet. De grundare stationerna är naturligt mindre stabila vilket innebär att det är svårare att upptäcka trender.

Delområde Kungsbackafjorden

Kraftiga minskningar för båda stationerna och framförallt på den grundaste mitt i fjorden. Förändringarna på den djupaste stationen beror troligen, som för övriga djupa stationer längs Hallandskusten, på storskaligt minskad organisk belastning och klimatförändringar. De lokala förhållandena på den grundaste stationen är mycket speciella, här samlas mängder av växtmaterial som kväver botten, vilket resulterar i en mycket fattig fauna.

Utvecklingen 1993-2020

Sammanfattningsvis kan för tjugoåttårsperioden 1993-2020 konstateras enbart minskande trender för bottenfaunans individtäthet, biomassa och antal taxa längs Hallandskusten. Trenderna berör såväl stationer kring salthaltssprångskiktet som stationer väl under salthaltssprångskiktet. Trenderna kan också påvisas i olika delområden, förutom i Laholmsbukten. Trenderna är mycket lika för flera stationer, med jämförelsevis höga värden under 1990-talet och därefter väsentligt lägre värden. Detta kan tyda på gemensamma påverkansfaktorer. Utvärdering med multidimensionell skalning pekar också på en riktad utveckling under perioden 1993-2020 med viss tendens till stabilisering under de senaste åren. Liknande resultat har konstaterats för omgivande områden vilket talar för att förändringarna beror på storskaliga faktorer.

Det är däremot svårt att helt säkert uttala sig om vad de minskande trenderna beror på. På en station, N5 i inre Kungsbackafjorden, kan nedgången troligen kopplas till hög organisk belastning och reducerade förhållanden i sedimentet. Övriga trender är svårare att förstå men främst två faktorer påverkar bottenfaunan i området, tillgången på föda och syrebrist som kan slå ut djurlivet. Mindre föda till botten skulle kunna förklara den storskaliga nedgången av bottenfaunan eftersom ingen storskalig syrebrist uppmätts. Minskad föda till bottendjuren kan bero på minskad förekomst av växtplankton eller förändringar av omsättningen av plankton i pelagialen alternativt förändrad skiktning av vattenpelaren. Detta borde särskilt påverka rekryteringen av bottendjur.

Helt säkert finns det flera omvärldsfaktorer som påverkar bottenfaunan i området och inte enbart övergödning och bottentrålning. De kraftiga svängningarna av faunan i Laholmsbukten kan till viss del bero på återkommande syrebrist som inte enbart beror på organisk belastning utan också på den speciella hydrografin och de periodvis höga temperaturerna i bottenvattnet. Det senare kan sammanhålla med klimatförändringar. Klimatförändringar kan förändra arternas utbredningsområde och minska den biologiska variationen i området. Syrebrist och bottentrålning kan samverka till detta. Förekomsten av kallvattenarter fortsätter parallellt med ökningen av varmvattenarter när bottenvattnet blir allt varmare. Resultaten för rödlistade arter pekar dessutom på att klimatförändringar har stor betydelse för förändringar av artsammansättningen. Bland de arter som minskar dominerar nordliga kallvattenarter, dessa minskar kraftigast och de allra nordligaste verkar minska först när klimatet blir varmare

Minskningarna av bottenfaunan får konsekvenser för hela ekosystemet, både avseende den samlade biodiversiteten, omsättning av bottenmaterial och mängden tillgänglig föda för våra konsumtionsfiskar. Arbetet för att minimera vår negativa påverkan på havsmiljön måste alltså fortsätta på många sätt.

REFERENSER

- Anon. 2016. <https://dce2.au.dk/pub/SR253.pdf>
- ArtDatabanken. 2015. <http://www.artdata.slu.se>
- Clarke K.R., Warwick R.M. 1994. Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth Marine Laboratory.
- Edman A, A-T Skjevik & P Moreno-Arancibia. 2007. Årsrapport 2007. Hydrografi & Växtplankton. Med utvärdering av perioden 1993-2007. Hallands Kustkontrollprogram. *Rapport till Länsstyrelsen i Hallands län.*
- Ekman S. 1953. Zoogeography Of The Sea.
<https://archive.org/details/in.ernet.dli.2015.74439/page/n129/mode/2up>
- Grimås U, Jacobsson A & E Neuman. 1988. Biologiska och radioekologiska undersökningar vid Ringhals kärnkraftverk 1968-1987. Laboratoriet för miljökontroll. *Naturvårdsverket Rapport 3463.*
- Göransson P. 1993. undersökning av bottenfaunan vid Hven och djuphålan väster om Landskrona. *Rapport till miljönämnden i Landskrona.*
- Göransson P. 1995. Supplementary Baseline Studies of Benthic Fauna in the Öresund - Deep Waters. *Öresundskonsortiet. Dokument No. 95/138/1E.*
- Göransson P. 1996a. Undersökning av bottenfaunan vid Hallandskusten 1996. *Rapport till länsstyrelsen i Hallands län.*
- Göransson P. 1996b. Undersökning av den djupare mjukbottenfaunan inom Kullabergs marina reservat 1996. *Rapport till länsstyrelsen i Malmöhus län.*
- Göransson P. 1997. Bottenfaunan i Skälderviken, södra Laholmsbukten och längs Hallandskusten 1997. *Rapport till länsstyrelsen i Hallands län och Nordvästskånes Kustvattenkommitté.*
- Göransson P. 1997b. Undersökning av bottenfauna och sediment i Öresund 1997. *Rapport till Öresunds vattenvårdsförbund.*
- Göransson P. 1998. Bottenfaunan i Skälderviken, södra Laholmsbukten och längs Hallandskusten 1998. *Rapport till länsstyrelsen i Hallands län och Nordvästskånes Kustvattenkommitté.*
- Göransson P. 1998b. Undersökning av bottenfauna och sediment i Öresund 1997. *Rapport till Öresunds vattenvårdsförbund. Manus.*
- Göransson P. 1998c. Bottenfaunan i Skälderviken, södra Laholmsbukten och längs Hallandskusten 1998. *Rapport till länsstyrelsen i Hallands län och Nordvästskånes kustvattenkommitté'.*

- Göransson P. 1999. Bottenfaunan i Skälderviken, södra Laholmsbukten och längs Hallandskusten 1999. *Rapport till länsstyrelsen i Hallands län och Nordvästskånes Kustvattenkommitté.*
- Göransson P. 1999b. Undersökning av bottenfauna och sediment i Öresund 1999. *Rapport till Öresunds vattenvårdsförbund.*
- Göransson P. 1999c. Miljömål för bottenorganismer. Ur: Nya mål for Øresund? *Diskussionsoplæg for Øresundsvandsamarbejdet. ISBN 87-88920-97-6.*
- Göransson P. 1999d. Det långa och korta perspektivet i södra Kattegatt - boddendjurens berättelse från två provpunkter. *Fauna och Flora 94:3, 125-138.*
- Göransson P. 1999e. Undersökning av den djupare mjukbottenfaunan inom Kullabergs marina reservat 1999. *Rapport till länsstyrelsen i Skåne län.*
- Göransson P. 2000. Bottenfaunan längs Hallandskusten 2000. *Rapport till länsstyrelsen i Hallands län.*
- Göransson P. 2001. Bottenfaunan längs Hallandskusten 2001. *Rapport till länsstyrelsen i Hallands län.*
- Göransson P. 2001. Undersökning av bottenfauna och sediment i Öresund 2001. *Rapport till Öresunds vattenvårdsförbund.*
- Göransson P. 2002. Petersen's benthic macrofauna stations revisited in the Öresund area (southern Sweden) and species composition in the 1990's – signs of decreased biological variation. *Sarsia 87:263-280.*
- Göransson P. 2002b. Undersökning av bottenfauna och sediment i Öresund 2001. *Rapport till Öresunds vattenvårdsförbund. Manus.*
- Göransson P. 2002. Bottenfaunan längs Hallandskusten 2002. *Rapport till länsstyrelsen i Hallands län.*
- Göransson P. 2003. Bottenfaunan längs Hallandskusten 2003. *Rapport till länsstyrelsen i Hallands län.*
- Göransson P, Börjesson L & M. Karlsson 2003. Kontrollprogram för Helsingborg, Årsrapport 2003. *Rapport till miljönämnden i Helsingborg.*
- Göransson P. 2004. Bottenfaunan längs Hallandskusten 2004. *Rapport till länsstyrelsen i Hallands län.*
- Göransson P. 2005. Bottenfaunan längs Hallandskusten 2005. *Rapport till länsstyrelsen i Hallands län.*
- Göransson P. 2006. Bottenfaunan längs Hallandskusten 2006. *Rapport till länsstyrelsen i Hallands län.*

- Göransson P. 2007. Bottenfaunan längs Hallandskusten 2007. *Rapport till länsstyrelsen i Hallands län.*
- Göransson P. 2008. Bottenfaunan längs Hallandskusten 2008. *Rapport till länsstyrelsen i Hallands län.*
- Göransson P. 2009. Bottenfaunan längs Hallandskusten 2009. *Rapport till länsstyrelsen i Hallands län.*
- Göransson P. 2010. Bottenfaunan längs Hallandskusten 2010. *Rapport till länsstyrelsen i Hallands län.*
- Göransson P. 2011. Bottenfaunan längs Hallandskusten 2011. *Rapport till länsstyrelsen i Hallands län.*
- Göransson P. 2012. Bottenfaunan längs Hallandskusten 2012. *Rapport till länsstyrelsen i Hallands län.*
- Göransson P. 2013. Bottenfaunan längs Hallandskusten 2013. *Rapport till länsstyrelsen i Hallands län.*
- Göransson P. 2014. Bottenfaunan längs Hallandskusten 2014. *Rapport till länsstyrelsen i Hallands län.*
- Göransson P. 2015. Bottenfaunan längs Hallandskusten 2015. *Rapport till länsstyrelsen i Hallands län.*
- Göransson P. 2016. Bottenfaunan längs Hallandskusten 2016. *Rapport till länsstyrelsen i Hallands län.*
- Göransson P. 2017. Changes of benthic fauna in the Kattegat - An indication of climate change at mid-latitudes? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 194: 276-285.
- Göransson P. 2017b. Bottenfaunan längs Hallandskusten 2017. *Rapport till länsstyrelsen i Hallands län.*
- Göransson P. 2018. Bottenfaunan längs Hallandskusten 2018. *Rapport till länsstyrelsen i Hallands län.*
- Göransson P. 2019. Bottenfaunan längs Hallandskusten 2019. *Rapport till länsstyrelsen i Hallands län.*
- Göransson P. & S. B. Johnson. 1993. Undersökning av bottenfaunan vid Hallandskusten 1993. *Rapport till länsstyrelsen i Hallands län.*
- Göransson P. & S. B. Johnson. 1994. Undersökning av bottenfauna vid Hallandskusten 1994. *Rapport till länsstyrelsen i Hallands län.*
- Göransson P. & S. B. Johnson. 1995. Undersökning av bottenfaunan vid Hallandskusten 1995. *Rapport till länsstyrelsen i Hallands län.*

- Göransson P, Börjesson L & M Karlsson. 2002. Kustkontrollprogram för Helsingborg 2001. *Rapport till Miljönämnden i Helsingborg, Helsingborgs Hamn AB och Kemira Kemi AB 2001.*
- Hansen JLS, Josefson AB & J Carstensen. 2003. Opgørelse af skadevirkninger på bundfaunaen efter iltsvindet i 2002 i de inre danske farvande. *Faglig rapport fra DMU, nr 456.*
- Hansson H G. 1998. (Comp) NEAT (North Atlantic Taxa). Scandinavian marine Mollusca Check-List.
- Hansson M, Valentinsson D, Ulmestrand M, Lindahl A, Lindegarth M, Nilsson H C & R Rosenberg. 1997. Räktrålnings effekter i Gullmarsfjorden. Rapport. *Fiskeriverket. Havsfiskelaboratoriet. 49 sid.*
- Hartmann-Schröder G. 1996. Polychaeta. Die Tierwelt Deutschlands. 58 Teil. *Gustav Fischer Verlag. Jena 1996.*
- HELCOM 2013. <http://helcom.fi/baltic-sea-trends/biodiversity/red-list-of-species/red-list-of-benthic-invertebrates>
- Howarth R W & Marino R. 2006. Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: Evolving views over three decades. *Limnol. Oceanogr, 51(1, part 2), 2006, 364–376.*
- Henriksen P. 2009. Long-term changes in phytoplankton in the Kattegat, the Belt Sea, the Sound and the western Baltic Sea. *J Sea Res. 6:114–123.*
- Hurrell, James & National Center for Atmospheric Research Staff (Eds). Last modified 16 Aug 2016. "The Climate Data Guide: Hurrell North Atlantic Oscillation (NAO) Index (station-based)." Retrieved from <https://climatedataguide.ucar.edu/climate-data/hurrell-north-atlantic-oscillation-nao-index-station-based>
- Josefson A. 1988. Övervakning av mjukbottenfauna längs Sveriges västkust. Rapport från verksamheten 1987. *SNV rapport 3504.*
- Josefson A B. & B Rasmussen. 2000. Nutrient retention by benthic macrofaunal biomass of Danish estuaries: importance of nutrient load and residence time. *Estuarine, Coastal and Shelf Science, 50: 205-216.*
- Josefson A B & J L.S. Hansen. 2010. Bundfauna. Marine områder 2008 NOVANA . Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten. *Faglig rapport fra DMU nr. 760 2010.*
- Josefson A B & M. Blomqvist. 2015. Long term trends in alpha diversity of benthic macro-invertebrates in the Kattegat are influenced by differences in reproductive traits. *Waters Symposium, Malmö May 6-7 2015.*
- Jägerskiöld L A. 1970. A survey of the marine benthonic macro-fauna along the Swedish west coast 1921-1938. *Kungl. Vetenskaps o. Vitterhetssk. Göteborg.*

- Kanneworff E. & W. Nicolaisen. 1973. The "Haps" a frame-supported bottom corer. *Ophelia*, 10: 119-129.
- Kornicker, Louis S. 1982. "[A Restudy of the Amphiatlantic Ostracode *Philomedes brenda* \(Baird, 1850\) \(Myodocopina\).](https://doi.org/10.5479/si.00810282.358)" *Smithsonian Contributions to Zoology*. 1–28. <https://doi.org/10.5479/si.00810282.358>
- Lundgren F. 2017. Bottenfauna. Nordvästskånes kustvattenkommitté. Undersökningar i Skälderviken och södra Laholmsbukten. Årsrapport 2016. Toxicon.
- Naturvårdsverket 2007. Handbok 2007:4, bilaga B. Bedömningsgunder för kustvatten och vatten i övergångszon.
- Nixon, S. W. [ED.]. 1988. Comparative ecology of freshwater and marine ecosystems. *Limnol. Oceanogr.* 33.
- Norkko J, Reed D C, Timmermann K, Norkko A, Gustafsson B G, Bonsdorff E, Slomp C P, Carstensen J & D J Conley. 2012. A welcome can of worms? Hypoxia mitigation by an invasive species. *Global Change Biology Volume 18, Issue 2, pages 422–434, February 2012.*
- Omholt K. 2011. Uppgifter om miljöarbetet vid Södra Cell AB. Pers komm.
- Pearson T H & Rosenberg R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann Rev.* 16: 229-311
- Rhoads D C, McCall P L & Y Yingst. 1978. Disturbance and production on the estuarine seafloor. *Am Sci.* 66: 577-586.
- Rosenberg R, Hellman B. & Johansson B. 1991. Hypoxic tolerance of marine benthic fauna. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 79: 127-131.
- Rosenberg R, Loo L-O & Möller P. 1992. Hypoxia, salinity and temperature as structuring factors for marine benthic communities in a eutrophic area. *Neth J Sea Res* 30: 121-129.
- Rosenberg R, Dimming A & M Blomqvist. 2003. Klassificering av tåliga och känsliga bottendjur. Rapport till Naturvårdsverket. 4 sid.
- Sköld M, Göransson P, Jonsson P, Bastardie F, Blomqvist M, Agrenius S, Hiddink J G, Nilsson h C, Bartolino V. 2017. Effects of chronic bottom trawling on soft seafloor macrofauna in the Kattegat. *Mar Ecol Prog Ser.* 586, 41-55. <https://doi.org/10.3354/meps12434>
- SMHI.2013. Sammanfattning. Slutsatser av resultat 2013 och trender 1993-2013.
- Schultze L. 1997. Samordnad kustvattenkontroll i Halland 1994-1996. Sammanfattning av resultat. *Länsstyrelsen i Hallands län.*

- Smith S. 1991. Utdrag från: Miljörapport för Värö bruk 1991.
- Smith S. 1993. Utdrag från: Miljörapport för Värö bruk 1993.
- Smith W & McIntyre A D. 1954. A spring-loaded bottom sampler. *J Mar Biol Assoc. U. K.* 33.1954. sid 261.
- Sokal R R & F J. Rohlf. 1995. Biometry. The principles and practice of statistics in biological research. Third edition. W H Freeman and company.
- Stibe L. 2013. Kvävehalterna sjunker i våra vattendrag. Miljöövervakning i Halland. *Länsstyrelsen i Hallands län.*
- Tunberg B. 1998. Övervakning av mjukbottenfauna längs Sveriges västkust. Sammanfattande rapport över utvecklingen 1996-1997. Långtidstrender. Klimatpåverkan. *Naturvårdsverket. Kristinebergs Marina Forskningsstation.* 12 sid.
- Waldock M J, J E Thain & M E Waite. 1987. The distribution and potential toxic effects of TBT in UK estuaries during 1986. *Appl. Organomet. Chem.* 1: 287-301
- WORMS 2020. <https://www.marinespecies.org/>
- VBB. 1987. Spridning och utspädning i recipienten av Värö bruks avloppsvatten. 12 sid. *Rapport till Värö bruk.*
- Younge C M. 1946. On the habits of *Turritella communis* Risso. *J Mar Biol Ass.* Vol XXVI. 377-380.

Appendix 1. Artlista 2020 med synonymer

Gällande namn	Annat namn
<i>Abra alba</i>	
<i>Abra nitida</i>	
<i>Abyssoninoe hibernica</i>	<i>Lumbrineris scopa</i>
<i>Acteon tornatilis</i>	
<i>Alitta virens</i>	
<i>Alvania</i>	
<i>Ampelisca brevicornis</i>	
<i>Ampelisca macrocephala</i>	
<i>Ampelisca tenuicornis</i>	
<i>Ampharete baltica</i>	
<i>Amphiura chiajei</i>	
<i>Amphiura filiformis</i>	
<i>Anobothrus gracilis</i>	
<i>Anoplodactylus petiolatus</i>	
<i>Aoridae</i>	
<i>Aphrodita aculeata</i>	
<i>Aporrhais pespelecani</i>	
<i>Arctica islandica</i>	
<i>Artacama proboscidea</i>	
<i>Astarte montagui</i>	
<i>Bathyporeia</i>	
<i>Bela brachystoma</i>	
<i>Brada villosa</i>	
<i>Brissopsis lyrifera</i>	
<i>Chaetoderma nitidulum</i>	
<i>Chaetozone setosa</i>	
<i>Chamelea striatula</i>	
<i>Cheirocratus sundevallii</i>	
<i>Chone fauveli</i>	
<i>Corbula gibba</i>	
<i>Cylichna cylindracea</i>	
<i>Diaphana minuta</i>	
<i>Diastylis</i>	
<i>Diastylis lucifera</i>	
<i>Diastylis rathkei</i>	
<i>Diplocirrus glaucus</i>	
<i>Dosinia lupinus</i>	
<i>Echinocardium cordatum</i>	
<i>Echinocyamus pusillus</i>	
<i>Edwardsia</i>	
<i>Enipo kinbergi</i>	
<i>Ennucula tenuis</i>	
<i>Eriopisa elongata</i>	
<i>Eteone flava</i>	
<i>Eteone longa</i>	
<i>Eudorella emarginata</i>	
<i>Eudorella truncatula</i>	
<i>Galathowenia oculata</i>	

<i>Gari fervensis</i>	
<i>Gattyana cirrhosa</i>	
<i>Glycera alba</i>	
<i>Glycera rouxii</i>	
<i>Glycinde nordmanni</i>	
<i>Golfingia</i>	
<i>Goniada maculata</i>	
<i>Harmothoe imbricata</i>	
<i>Harpinia antennaria</i>	
<i>Heteromastus filiformis</i>	
<i>Hyala vitrea</i>	
<i>Hydractinia carnea</i>	
<i>Leptopentacta elongata</i>	<i>Cucumaria elongata</i>
<i>Leucon nasica</i>	
<i>Leucothoe lilljeborgii</i>	
<i>Levinsenia gracilis</i>	
<i>Liocarcinus depurator</i>	
<i>Lipobranchius jeffreysii</i>	
<i>Macoma calcarea</i>	
<i>Maera loveni</i>	
<i>Magelona alleni</i>	
<i>Magelona minuta</i>	
<i>Magelona mirabilis</i>	
<i>Maldane sarsi</i>	
<i>Mangelia attenuata</i>	
<i>Mya truncata</i>	
<i>Mysella bidentata</i>	
<i>Mysia undata</i>	
<i>Nassarius nitidus</i>	<i>Nassarius reticulatus</i>
<i>Nemertea</i>	<i>Nemertini</i>
<i>Nephtys caeca</i>	
<i>Nephtys hombergii</i>	
<i>Nephtys incisa</i>	
<i>Nephtys longosetosa</i>	
<i>Notomastus latericeus</i>	
<i>Nucula nitidosa</i>	
<i>Nuculana minuta</i>	
<i>Oligochaeta</i>	
<i>Ophelia borealis</i>	
<i>Ophelina acuminata</i>	
<i>Ophiocten affinis</i>	
<i>Ophiodromus flexuosus</i>	
<i>Ophiura albida</i>	
<i>Orbinia sertulata</i>	
<i>Pagurus bernhardus</i>	
<i>Panthalis oerstedii</i>	
<i>Paradoneis eliasoni</i>	
<i>Parvicardium minimum</i>	
<i>Pectinaria auricoma</i>	
<i>Pectinaria belgica</i>	
<i>Pectinaria koreni</i>	
<i>Peringia ulvae</i>	
<i>Perioculodes longimanus</i>	
<i>Phascolion strombus</i>	
<i>Phaxas pellucida</i>	
<i>Philine aperta</i>	
<i>Philine scabra</i>	

<i>Philocheras bispinosus</i>	
<i>Pholoe baltica</i>	
<i>Pholoe pallida</i>	
<i>Phoronis muelleri</i>	
<i>Photis longicaudata</i>	
<i>Phyllodoce groenlandica</i>	
<i>Phyllodoce rosea</i>	
<i>Pectinaria auricoma</i>	
<i>Pectinaria belgica</i>	
<i>Pectinaria koreni</i>	
<i>Perioculodes longimanus</i>	
<i>Phascolion strombus</i>	
<i>Phaxas pellucida</i>	<i>Cultellus pellucidus</i>
<i>Philine aperta</i>	
<i>Philine scabra</i>	
<i>Pholoe baltica</i>	
<i>Pholoe pallida</i>	
<i>Phoronis muelleri</i>	
<i>Phyllodoce groenlandica</i>	
<i>Phyllodoce rosea</i>	
<i>Pisidia longicornis</i>	
<i>Pododesmus patelliformis</i>	
<i>Poecilochaetus serpens</i>	
<i>Polycirrus medusa</i>	
<i>Polydora coeca</i>	
<i>Polynoidae</i>	
<i>Polyphysia crassa</i>	
<i>Praxillella praetermissa</i>	
<i>Priapulus caudatus</i>	
<i>Prionospio fallax</i>	
<i>Prionospio multibranchiata</i>	
<i>Processa</i>	
<i>Rhodine gracilior</i>	
<i>Rhodine loveni</i>	
<i>Saxicavella jeffreysi</i>	
<i>Scalibregma inflatum</i>	
<i>Scolelepis tridentata</i>	
<i>Scoloplos armiger</i>	
<i>Siphonoecetes kroeyeranus</i>	
<i>Sphaerodorum flavum</i>	
<i>Spio filicornis</i>	
<i>Spiophanes bombyx</i>	
<i>Spiophanes kroeyeri</i>	
<i>Sthenelais limicola</i>	
<i>Tellimya tenella</i>	
<i>Terebellides stroemi</i>	
<i>Thracia papyracea</i>	
<i>Thyasira equalis</i>	
<i>Thyasira flexuosa</i>	
<i>Thyone fusus</i>	
<i>Timoclea ovata</i>	
<i>Trichobranchus roseus</i>	
<i>Turbellaria</i>	
<i>Turritella communis</i>	
<i>Upogebia deltaura</i>	
<i>Westwoodilla caecula</i>	
<i>Virgularia mirabilis</i>	

Appendix 2. Rådata 2020

Station: L3	2020		individer/prov					g/prov				
Gällande namn	a 1	a 2	a 3	a 4	a 5	v 1	v 2	v 3	v 4	v 5		
Abra alba					2					0,09		
Ampharete baltica				1					0,01			
Arctica islandica			1					75,12				
Chaetozone setosa	3	7		4	1	0,01	0,01		0,01	0,01		
Corbula gibba	1	1	3	1		0,01	0,01	0,01	0,01			
Diastylis rathkei	2	1	1	1		0,01	0,01	0,01	0,01			
Echinocardium cordatum	1					1,71						
Echinocyamus pusillus			1	1				0,02	0,01			
Edwardsia				1					0,01			
Heteromastus filiformis	1					0,01						
Hydractinia carnea				1					0,01			
Magelona mirabilis				1					0,01			
Nassarius nitidus				1					0,38			
Nemertea	1	1			1	0,01	0,01			0,01		
Nephtys caeca	1					0,10						
Nephtys hombergii	3	2	1	3	1	0,01	0,01	0,01	0,13	0,01		
Nephtys longosetosa			1	1				0,01	0,04			
Nucula nitidosa			1					0,01				
Ophelia borealis	1	1	1	1		0,05	0,01	0,01	0,01			
Ophelina acuminata	1					0,01						
Pectinaria koreni					6					0,32		
Periculodes longimanus			1	1	2			0,01	0,01	0,01		
Phaxas pellucida		1			1		0,01			0,08		
Philine aperta		1	1		2		0,01	0,01		0,01		
Pholoe baltica	2			1		0,01			0,01			
Phoronis muelleri	1			1		0,01			0,01			
Poecilochaetus serpens	1					0,01						
Scoloplos armiger		2	3	2	2		0,02	0,01	0,01	0,02		
Spio filicornis	1	1		1	1	0,01	0,01		0,01	0,01		
Thracia papyracea					1					0,05		

Station: L4	2020					g/prov				
	individer/prov									
Gällande namn	a 1	a 2	a 3	a 4	a 5	v 1	v 2	v 3	v 4	v 5
Abra nitida				1	1				0,01	
Ampelisca tenuicornis				1	1				0,01	0,01
Amphiura						2,64	3,01	1,49	4,12	3,31
Amphiura filiformis	19	117	31	226	37	0,26	1,53	0,53	3,17	0,71
Anobothrus gracilis		2					0,05			
Arctica islandica		1		1			94,88		39,32	
Astarte montagui		1					0,10			
Chaetoderma nitidulum				1					0,02	
Chaetozone setosa	1					0,01				
Chamelea striatula				1	1				2,73	2,06
Chone fauveli	1					0,01				
Corbula gibba		1		1			0,29		0,01	
Cylichna cylindracea	2		3	2	1	0,06		0,03	0,02	0,02
Diplocirrus glaucus			1	2	3			0,01	0,01	0,01
Dosinia lupinus			1					2,34		
Edwardsia		1	1	2	3		0,02	0,01	0,02	0,02
Glycera alba	1			3	1	0,01			0,25	0,01
Goniada maculata	3	1	1	2	4	0,06	0,01	0,01	0,04	0,02
Mya truncata		1					5,21			
Mysella bidentata					2					0,01
Notomastus latericeus		1	1	5			0,06	0,05	0,34	
Nucula nitidosa		1	10	10			0,01	0,11	0,07	
Nuculana minuta				1					0,01	
Ophelina acuminata				1					0,02	
Pectinaria auricoma			2					0,01		
Pectinaria belgica				1					0,11	
Phaxas pellucida				1					0,01	
Pholoe baltica	9	4	2	10	15	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Phoronis muelleri	8	5	7	14	4	0,11	0,05	0,11	0,31	0,14
Priapulus caudatus			1					2,42		
Prionospio fallax		1					0,01			
Scalibregma inflatum	1	1	1	3		0,01	0,01	0,01	0,01	
Scoloplos armiger					2					0,01
Sphaerodorum flavum					1					0,01
Spio gonioccephala					1					0,01

Station: L5	2020	individer/prov					g/prov				
Gällande namn	a 1	a 2	a 3	a 4	a 5	v 1	v 2	v 3	v 4	v 5	
Abra nitida	8	7	6	1	3	0,49	0,63	0,51	0,04	0,17	
Ampelisca tenuicornis		1					0,01				
Amphiura						3,14	5,12	5,51	4,22	3,37	
Amphiura chiajei		1					0,06				
Amphiura filiformis	102	122	135	89	108	1,61	1,68	2,47	1,71	2,51	
Anobothrus gracilis	1	2		1	1	0,01	0,01		0,01	0,01	
Arctica islandica	7	1	1	2	3	157,26	50,24	29,78	81,22	118,47	
Brada villosa			1					0,01			
Chaetoderma nitidulum	2	1				0,04	0,02				
Corbula gibba	1			2	1	0,12			0,41	0,28	
Cylichna cylindracea		3	2	1			0,03	0,01	0,02		
Diplocirrus glaucus	2	8	2	1	2	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	
Edwardsia					1					0,01	
Ennucula tenuis	1	2				0,02	0,01				
Gari fervensis					1					0,61	
Glycera alba		1					0,01				
Golfingia				1	1				0,02	0,03	
Goniada maculata		1	1	2			0,01	0,01	0,04		
Hyalia vitrea			3					0,01			
Leptopentacta elongata	1					0,38					
Leucothoe lilljeborgii				1					0,01		
Maldane sarsi		2	1	2	1		0,01	0,10	0,01	0,03	
Mysella bidentata		1					0,01				
Nemertea	1					0,01					
Nephtys hombergii	1				1	0,02				0,01	
Nephtys incisa		1					0,01				
Notomastus latericeus		1	1				0,04	0,06			
Nucula nitidosa	10	6	17	5	4	0,36	0,29	0,09	0,32	0,45	
Pagurus bernhardus	1					1,24					
Pectinaria auricoma	1				1	0,03				0,01	
Pectinaria koreni			1	1				0,05	0,01		
Pholoe baltica	11	7	3	1		0,01	0,01	0,01	0,01		
Pholoe pallida			1					0,01			
Phoronis muelleri	5	18	15	19	11	0,11	0,27	0,25	0,58	0,22	
Praxillella praetermissa			3					0,13			
Priapulus caudatus	1					0,79					
Prionospio fallax	1	2				0,01	0,01				
Scalibregma inflatum	1	1			1	0,01	0,01			0,02	
Sphaerodorum flavum	1		1			0,01		0,01			
Spiophanes kroeyeri		1					0,01				

Station: L9	2020	individer/prov					g/prov				
Gällande namn	a 1	a 2	a 3	a 4	a 5	v 1	v 2	v 3	v 4	v 5	
Abra alba	4	1	2	6	2	0,04	0,01	0,01	0,05	0,01	
Abra nitida			1	1				0,09	0,05		
Acteon tornatilis					1					0,02	
Amphiura						4,91	2,54	1,02	2,63	3,42	
Amphiura filiformis	71	56	31	40	65	1,68	1,11	0,41	0,77	1,65	
Aporrhais pespelicani		1					3,17				
Arctica islandica	4		1		5	79,22		40,76		94,76	
Chaetozone setosa	1			1		0,01			0,01		
Corbula gibba		2	5	3	1		0,06	0,01	0,01	0,04	
Cylichna cylindracea			1					0,01			
Diastylis rathkei	3	30	1	2	3	0,01	0,08	0,01	0,01	0,01	
Diplocirrus glaucus	35	14	14	26	12	0,07	0,02	0,02	0,05	0,02	
Echinocardium cordatum	5		2	2	1	2,53		1,64	2,17	0,56	
Edwardsia	1	1				0,01	0,01				
Ennucula tenuis	4		1	3	2	0,11		0,02	0,10	0,09	
Glycera alba	1		1	1		0,05		0,01	0,04		
Goniada maculata	1	1			1	0,04	0,04			0,01	
Heteromastus filiformis	1					0,01					
Hyalia vitrea	2					0,01					
Levinsenia gracilis	2	1				0,01	0,01				
Macoma calcarea				1					1,12		
Mysella bidentata	1		9		3	0,01		0,02		0,01	
Nephtys hombergii				1	1				0,06	0,13	
Nephtys incisa	1	1	1			0,08	0,06	0,01			
Nucula nitidosa	28	57	70	97	112	0,40	1,07	2,79	2,77	3,31	
Ophiura albida	5		1	1		0,44		0,07	0,28		
Pectinaria auricoma	3	2				0,03	0,06				
Pectinaria belgica					1					0,12	
Pholoe baltica	27	7	15	16	12	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	
Phoronis muelleri	21	32	8	24	25	0,25	0,45	0,03	0,26	0,33	
Phyllodoce groenlandica					1					0,01	
Priapulus caudatus	2				1	0,01				0,51	
Prionospio fallax			1					0,01			
Scalibregma inflatum	1	1				0,01	0,01				
Terebellides stroemi	3	1	2	1	1	0,10	0,01	0,02	0,01	0,01	
Thracia papyracea					1					0,04	
Thyasira flexuosa	1	1				0,03	0,02				

Station: N5	2020		individer/prov					g/prov				
Gällande namn	a 1	a 2	a 3	a 4	a 5	v 1	v 2	v 3	v 4	v 5		
Abra alba				1					0,03			
Corbula gibba	4		2	2		0,01		0,01	0,01	0,01		
Harmothoe imbricata					1					0,01		
Hydractinia carnea		1			1		0,01			0,01		
Mysella bidentata	1					0,01						
Nassarius nitidus		1			1		0,02			0,84		
Nephtys hombergii		3	3	4	3		0,02	0,01	0,05	0,05		
Oligochaeta		3	5		3		0,01	0,01		0,01		
Peringia ulvae	7					0,02						
Trochochaeta multisetosa			1					0,01				

Station: N6	2020		individer/prov					g/prov				
Gällande namn	a 1	a 2	a 3	a 4	a 5	v 1	v 2	v 3	v 4	v 5		
Abra nitida	4	16	8	8	8	0,04	0,02	0,10	0,02	0,02		
Amphiura						3,97	1,15	1,45	2,06	1,02		
Amphiura chiajei	1		1	4		0,01		0,05	0,05			
Amphiura filiformis	77	112	75	99	110	1,05	0,95	0,64	1,03	0,99		
Chaetoderma nitidulum	1			1		0,01			0,01			
Chaetozone setosa				1					0,01			
Corbula gibba	5	2	2	5	4	0,03	0,02	0,03	0,02	0,03		
Cylichna cylindracea	1	2		1		0,01	0,01		0,01			
Diplocirrus glaucus	3		3	1	3	0,01		0,01	0,01	0,01		
Echinocardium cordatum					1					3,55		
Eudorella truncatula		1					0,01					
Goniada maculata	1	1				0,01	0,01					
Hyalia vitrea	9	5	5	17	8	0,02	0,02	0,02	0,05	0,02		
Maldane sarsi					1					0,01		
Mysella bidentata	58	24	32	44	24	0,16	0,04	0,07	0,11	0,05		
Nemertea	1					0,01						
Nephtys incisa	1	1	2	1	2	0,01	0,01	0,02	0,01	0,02		
Notomastus latericeus				1					0,01			
Nucula nitidosa	1	5	4	2		0,01	0,08	0,03	0,03			
Ophiura albida			1					0,27				
Pectinaria belgica	1			1		0,01			0,01			
Philina aperta	2	1		4	2	0,03	0,01		0,05	0,01		
Pholoe baltica	4	3	6	3	2	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01		
Pholoe pallida	4	2	1	4	3	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01		
Phoronis muelleri	3	2	3	3	1	0,02	0,02	0,02	0,02	0,01		
Pistella lornensis					1					0,02		
Prionospio fallax			1		1			0,01		0,01		
Prionospio multibranchiata			1					0,01				
Rhodine gracilior	1					0,01						
Scaphander lignarius					1					0,02		
Scoloplos armiger				2	1				0,01	0,01		
Terebellides stroemi					1					0,01		
Thyasira flexuosa					1					0,01		
Turritella communis		1					0,01					

Station: N7	2020					g/prov				
	individer/prov									
Gällande namn	a 1	a 2	a 3	a 4	a 5	v 1	v 2	v 3	v 4	v 5
Abra nitida	2	4	2	5	3	0,23	0,13	0,22	0,14	0,30
Abyssoninoe hibernica				1					0,01	
Ampelisca tenuicornis	1					0,01				
Amphiura						3,37	3,26	2,87	3,26	3,01
Amphiura chiajei	9	5	9	8	13	0,36	0,29	0,16	0,31	0,44
Amphiura filiformis	89	75	89	53	59	1,07	1,35	1,15	0,84	1,31
Anobothrus gracilis	1					0,02				
Brissopsis lyrifera			1					3,15		
Chaetozone setosa		1					0,01			
Corbula gibba	1	1	1			0,01	0,01	0,01		
Cylichna cylindracea				3					0,02	
Diplocirrus glaucus		1					0,01			
Ennucula tenuis					1					0,12
Glycera rouxii			1		1			0,30		0,93
Glycinde nordmanni		1		1			0,01		0,01	
Golfingia	1	1			3	0,02	0,01			0,03
Goniada maculata			1					0,01		
Heteromastus filiformis				1					0,01	
Hyalia vitrea	18	4	8	21	9	0,04	0,01	0,02	0,05	0,02
Levinsenia gracilis	1					0,01				
Maera loveni					1					0,05
Magelona alleni		1	1	2			0,01	0,01	0,01	
Magelona minuta	1					0,01				
Mangelia attenuata			1					0,01		
Mysella bidentata	6	18	14	8	10	0,01	0,03	0,03	0,01	0,02
Mysia undata					1					0,04
Nemertea	1					0,13				
Nephtys incisa	6	4	2	7	5	0,12	0,05	0,01	0,06	0,10
Notomastus latericeus	1	1		1		0,01	0,05		0,13	
Nucula nitidosa		1					0,01			
Ophelina acuminata					1					0,01
Orbinia sertulata			1	1				0,41	0,04	
Pectinaria belgica			1	1				0,55	0,06	
Pholoe baltica	1	1	2		4	0,01	0,01	0,01		0,01
Pholoe pallida				1	1				0,01	0,01
Phoronis muelleri	20	14	12	17	5	0,12	0,07	0,08	0,18	0,03
Phyllodocidae		1					0,01			
Polycirrus medusa					1					0,01
Praxillella praetermissa		1					0,06			
Priapulius caudatus				1					0,01	
Prionospio fallax	1					0,01				
Prionospio multibranchiata		1					0,01			
Spiophanes kroeyeri			2		1			0,01		0,01
Turbellaria			1					0,01		
Turritella communis	6	5	7	5	2	0,06	0,03	0,08	0,06	0,02

Station: N8	2020		individer/prov					g/prov				
Gällande namn	a 1	a 2	a 3	a 4	a 5	v 1	v 2	v 3	v 4	v 5		
Abra nitida	1	5	1	3	2	0,01	0,03	0,01	0,05	0,01		
Alitta virens		1					1,62					
Ampelisca tenuicornis			1					0,01				
Ampharete baltica	1	1				0,01	0,01					
Amphiura						5,64	3,49	2,88	4,44	5,03		
Amphiura filiformis	98	112	78	114	101	2,10	1,99	1,54	2,18	2,27		
Chaetozone setosa	2	1		1	2	0,01	0,01		0,01	0,01		
Chamelea striatula			3		1			0,01		0,11		
Chone fauveli		1					0,31					
Corbula gibba	6	7	5	4	6	0,06	0,04	0,04	0,01	0,02		
Cylichna cylindracea	5	4	2	4	3	0,01	0,02	0,01	0,03	0,01		
Diplocirrus glaucus	4	3	3	2	3	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01		
Echinocardium cordatum			2		1			2,94		3,17		
Edwardsia		2			1		0,01			0,01		
Eteone flava	1					0,01						
Eudorella truncatula				1					0,01			
Galathowenia oculata					2					0,01		
Glycera alba	1	1				0,01	0,01					
Golfingia	1					0,01						
Goniada maculata	1		1	1		0,01		0,05	0,02			
Harpinia antennaria	1					0,01						
Hyalia vitrea				4	3				0,01	0,01		
Leptopentacta elongata			1					0,02				
Levinsenia gracilis	1	1		1		0,01	0,01		0,01			
Magelona alleni	1	1				0,01	0,01					
Mysella bidentata	36	10	16	13	14	0,08	0,02	0,03	0,01	0,03		
Nemertea	1	2		1	2	0,01	0,01		0,01	0,17		
Nephtys hombergii	3	3	1	2		0,16	0,06	0,03	0,10			
Nephtys incisa	1			1		0,06			0,14			
Notomastus latericeus		1		1	1		0,02		0,03	0,03		
Nucula nitidosa	18	3	16	18	12	0,23	0,03	0,33	0,23	0,20		
Ophelina acuminata		1			2		0,05			0,14		
Pectinaria auricoma	4		1			0,05		0,01				
Pectinaria belgica	1					0,02						
Perioculodes longimanus		1					0,01					
Phaxas pellucida				1					0,02			
Philine aperta	5	2	1	1	1	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01		
Philine scabra		2	2				0,01	0,01				
Philine scabra	7				1	0,01				0,01		
Philocheras bispinosus				1					0,01			
Pholoe baltica		5	5	6	9		0,01	0,01	0,01	0,01		
Phoronis muelleri	5	4	2	4	9	0,02	0,01	0,01	0,02	0,04		
Polycirrus medusa			2					0,01				
Praxillura longissima					1					0,01		
Prionospio fallax	3	2	2	2	4	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01		
Scalibregma inflatum	1	3	3	2	8	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01		
Scoloplos armiger	4	7		9	2	0,01	0,01		0,01	0,01		
Terebellides stroemi				1					0,01			
Thyasira flexuosa		1	1	1	4		0,01	0,03	0,04	0,11		
Turbellaria			1		1			0,02		0,02		
Turritella communis			1		1			0,09		0,02		

Station: N9	2020		individer/prov					g/prov				
Gällande namn	a 1	a 2	a 3	a 4	a 5	v 1	v 2	v 3	v 4	v 5		
Abra nitida	1	1				0,01	0,01					
Ampelisca brevicornis		1	1	1			0,01	0,01	0,01			
Amphiura						3,21	3,61	2,63	4,16	4,02		
Amphiura filiformis	121	149	110	165	137	1,34	1,91	0,92	2,68	1,84		
Anopodactylus petiolatus	1					0,01						
Arctica islandica					1					93,87		
Bela brachystoma	1					0,01						
Chaetozone setosa		2	1	1	2		0,01	0,01	0,01	0,01		
Chamelea striatula	2	1		1		0,63	0,01		0,14			
Chone fauveli					1					0,22		
Corbula gibba		3	3	4	1		0,01	0,01	0,03	0,01		
Cylichna cylindracea	3	5	6	2	6	0,02	0,02	0,03	0,01	0,02		
Diplocirrus glaucus	16	6	14	16	14	0,07	0,02	0,05	0,09	0,05		
Echinocardium cordatum	1	1				2,23	1,42					
Edwardsia		1	1	1	1		0,01	0,01	0,01	0,01		
Eteone longa			1		1			0,01		0,01		
Eudorella truncatula	1					0,01						
Glycera alba	1	2	1	3		0,01	0,01	0,01	0,01			
Glycinde nordmanni	1		1			0,01		0,01				
Golfingia				1					0,01			
Goniada maculata	1					0,01						
Harpinia antennaria		1	2	3	2		0,01	0,01	0,01	0,01		
Hyala vitrea	5	34	5	2	2	0,01	0,10	0,01	0,01	0,01		
Levinsenia gracilis	2				1	0,01				0,01		
Magelona alleni	3	2	4	1	4	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01		
Mangelia attenuata		2					0,02					
Mysella bidentata	23	35	31	27	56	0,06	0,07	0,08	0,05	0,11		
Nemertea		2	1	2	2		2,01	0,01	0,03	0,01		
Nephtys caeca		1	1		1		0,01	0,03		0,01		
Nephtys hombergii	4	1	3	2	1	0,19	0,02	0,11	0,16	0,01		
Notomastus latericeus	1	1			1	0,01	0,01			0,01		
Nucula nitidosa	13	10	17	10	6	0,11	0,17	0,21	0,07	0,03		
Pectinaria auricoma	2			3	6	0,06			0,04	0,09		
Philine aperta	1		1	2		0,01		0,01	0,01			
Philine scabra		2			1		0,01			0,01		
Pholoe baltica	6	11	11	4	7	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01		
Phoronis muelleri	10	7	7	14	5	0,08	0,06	0,04	0,10	0,03		
Photis longicaudata		1					0,01					
Phyllodoceidae	1					0,01						
Prionospio fallax	5	1	5	7	10	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01		
Rhodine gracilior	1					0,01						
Scalibregma inflatum	4	1	4	3	3	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01		
Scoloplos armiger	6	1	3	2	6	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01		
Sphaerodorum flavum			1					0,01				
Tellimya ferruginosa	1	1				0,01	0,02					
Terebellides stroemi			1					0,43				
Thyasira flexuosa	1	1		3	4	0,01	0,01		0,02	0,03		
Turbellaria	1	1	1		1	0,03	0,01	0,01		0,01		
Turritella communis	3				6	0,41				0,31		
Upogebia deltaura				1					0,19			

Station: N10	2020		individer/prov					g/prov				
Gällande namn	a 1	a 2	a 3	a 4	a 5	v 1	v 2	v 3	v 4	v 5		
Abra nitida	1					0,18						
Abyssoninoe hibernica		1	2	1	1		0,02	0,03	0,01	0,01		
Alvania			2		3			0,01		0,01		
Ampelisca macrocephala			1					0,01				
Amphiura						1,01	3,01	2,87	1,37	0,09		
Amphiura chiajei	7	28	24	5		0,59	1,44	1,10	0,45			
Amphiura filiformis	1	24	35	2	1	0,01	0,51	0,51	0,02	0,04		
Brada villosa	1	1				0,04	0,01					
Brissopsis lyrifera	2					9,84						
Chaetozone setosa	1			1		0,01			0,01			
Diastylis lucifera	1					0,01						
Diplocirrus glaucus			1	1				0,01	0,01			
Ennucula tenuis		1					0,01					
Eudorella emarginata	3	3	2	1	1	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01		
Glycera alba		1	1		1		0,01	0,01		0,01		
Glycera rouxii		1					0,24					
Goniada maculata	2	1	1			0,03	0,01	0,01				
Heteromastus filiformis		1					0,01					
Hyalia vitrea	6	7	7	5	5	0,02	0,02	0,02	0,01	0,01		
Leucon nasica	2			1		0,01			0,01			
Levinsenia gracilis				1					0,01			
Lipobranchius jeffreysii	2				2	0,25				0,04		
Maldane sarsi			2					0,04				
Mysella bidentata	1					0,01						
Nemertea				1					0,01			
Nephtys incisa	4	1		3	1	0,08	0,01		0,04	0,01		
Nucula nitidosa				2	3				0,01	0,02		
Ophelina acuminata	1					0,16						
Ophiodromus flexuosus					1					0,01		
Panthalis oerstedii			1					0,21				
Pholoe baltica		1	1				0,01	0,01				
Pholoe pallida					1					0,01		
Phyllodoce rosea	1					0,01						
Phyllodoceidae				1					0,01			
Polynoidae	1					0,01						
Polyphysia crassa			1					0,39				
Rhodine loveni				1					0,04			
Scolecipus tridentata	1				1	0,01				0,01		
Spiophanes kroeyeri	1	1	2	2		0,01	0,01	0,01	0,01			
Tellimya tenella	1					0,01						
Thyasira equalis	3	1		1		0,02	0,01		0,01			

Station: N11	2020		individer/prov					g/prov				
Gällande namn	a 1	a 2	a 3	a 4	a 5	v 1	v 2	v 3	v 4	v 5		
Abra alba					1					0,30		
Abra nitida		1			1		0,01			0,04		
Ampelisca brevicornis		1					0,01					
Amphiura						2,21	2,25	0,96	3,39	2,36		
Amphiura filiformis	44	51	17	90	71	0,43	0,66	0,23	1,31	1,07		
Bathyporeia			1					0,01				
Chaetozone setosa	1	6	1	4	4	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01		
Chamelea striatula			1					0,01				
Chone fauveli		1					0,01					
Corbula gibba		1			1		0,01			0,01		
Cyllichna cylindracea	2	3	2	2	2	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01		
Diplocirrus glaucus	2	2	2	2	3	0,01	0,01	0,01	0,02	0,02		
Edwardsia	1	4	1	3	2	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01		
Ennucula tenuis				1					0,02			
Eteone longa	1					0,01						
Galathowenia oculata				1					0,01			
Glycera alba	1					0,01						
Goniada maculata			1		1			0,01		0,01		
Magelona alleni	2		1			0,01		0,01				
Magelona mirabilis		5		2			0,01		0,01			
Mysella bidentata	11	12	26	15	7	0,02	0,02	0,03	0,03	0,01		
Nemertea	1			1	1	0,01			0,01	0,01		
Nephtys caeca	1	1	2	2	1	0,01	0,23	0,91	0,26	0,05		
Nephtys hombergii	2					0,05						
Nucula nitidosa	22	10	13	31	20	0,33	0,19	0,42	0,43	0,34		
Ophelina acuminata		1		1			0,03		0,03			
Pectinaria auricoma			1		1			0,01		0,01		
Phaxas pellucida			1					0,01				
Pholoe baltica	7	7	2	6	12	0,01	0,01	0,01	0,01	0,03		
Phoronis muelleri	10	5	8	12	14	0,09	0,02	0,05	0,12	0,06		
Polinices pulchella				3					0,03			
Prionospio fallax		3		5	2		0,01		0,01	0,01		
Scalibregma inflatum	1		1			0,01		0,01				
Scoplos armiger	8	11	12	14	16	0,02	0,02	0,03	0,02	0,03		
Spiophanes bombyx		1					0,01					
Thracia papyracea	1	1	2	1	1	0,01	0,02	0,03	0,02	0,01		

Station: N12	2020		individer/prov					g/prov				
Gällande namn	a 1	a 2	a 3	a 4	a 5	v 1	v 2	v 3	v 4	v 5		
Abyssoninoe hibernica	1		1	1	2	0,02		0,01	0,01	0,02		
Alvania			4	1	1			0,01	0,01	0,01		
Amphiura						4,71	6,38	3,27	6,25	5,70		
Amphiura chiajei	40	59	36	47	43	2,38	2,91	1,91	2,74	2,33		
Amphiura filiformis	24	33	10	40	37	0,65	0,71	0,17	1,14	0,73		
Anobothrus gracilis	1					0,01						
Brada villosa			1		1			0,01		0,01		
Brissopsis lyrifera	1	1		1		1,04	7,66		4,59			
Chaetozone setosa	1			1		0,01			0,01			
Cyllichna cylindracea				1					0,01			
Ennucula tenuis	1					0,01						
Eudorella emarginata		3	4	1	7		0,01	0,01	0,01	0,03		
Glycera alba	1			1		0,02			0,01			
Glycera rouxii		1			1		1,24			0,32		
Glycinde nordmanni					1					0,01		
Golfingia			1					0,26				
Goniada maculata	1	1	1			0,01	0,01	0,01				
Heteromastus filiformis			1					0,01				
Hyalia vitrea	2	25	12	4	2	0,01	0,06	0,02	0,01	0,01		
Levinsenia gracilis			1					0,01				
Lipobranchius jeffreysii			1		1			0,43		0,05		
Magelona alleni				1					0,01			
Maldane sarsi	1					0,01						
Mysella bidentata	1	3	2	1		0,01	0,01	0,01	0,01			
Nephtys incisa	1	5	1	4	1	0,01	0,04	0,01	0,03	0,01		
Notomastus latericeus					1					0,01		
Nucula nitidosa			1					0,01				
Ophiodromus flexuosus				1					0,01			
Pectinaria belgica			1					0,01				
Pholoe baltica	1	3	1			0,01	0,01	0,01				
Pholoe pallida	3		1	2	4	0,01		0,01	0,01	0,01		
Phoronis muelleri			1		2			0,01		0,02		
Prionospio multibranchiata				1	1				0,01	0,01		
Processa			1					0,15				
Rhodine loveni	1	1				0,11	0,01					
Scoloplos armiger			1					0,01				
Spiophanes kroeyeri	1				1	0,01				0,01		
Tellimya tenella		2		1			0,01		0,01			
Thyasira equalis			1					0,01				
Turbellaria				1					0,01			

Station: N13	2020		individer/prov					g/prov				
Gällande namn	a 1	a 2	a 3	a 4	a 5	v 1	v 2	v 3	v 4	v 5		
Abra nitida		2		4	2		0,01		0,15	0,01		
Ampelisca brevicornis			1		1			0,01		0,01		
Ampelisca tenuicornis					1					0,01		
Amphiura						2,86	5,41	3,97	3,92	1,87		
Amphiura filiformis	163	157	160	130	131	2,66	2,67	2,07	1,95	1,87		
Anobothrus gracilis		2	1				0,01	0,01				
Aoridae				1					0,01			
Aphrodita aculeata			1					0,01				
Artacama proboscidea				1					0,02			
Bela brachystoma					1					0,02		
Chaetoderma nitidulum		1	1				0,02	0,01				
Chamelea striatula			1					0,04				
Corbula gibba	1	1	5	1	2	0,01	0,01	0,08	0,01	0,02		
Cyllichna cylindracea		2	1	1	2		0,01	0,01	0,01	0,01		
Diaphana minuta			1					0,01				
Diastylis		1					0,01					
Diplocirrus glaucus	9	16	10	10	11	0,02	0,05	0,03	0,02	0,03		
Echinocardium cordatum	1		2			1,63		2,88				
Ennucula tenuis		1					0,05					
Eudorella truncatula			1					0,01				
Glycera alba	2	1	1			0,01	0,01	0,01				
Goniada maculata	1	1	1	1		0,04	0,03	0,01	0,02			
Harpinia antennaria	1		2		1	0,01		0,01		0,01		
Hyalia vitrea	4	11	13	13	44	0,01	0,02	0,03	0,03	0,10		
Leucothoe lilljeborgii				2					0,01			
Levensenia gracilis		1					0,01					
Lipobranchius jeffreysii	1					0,01						
Magelona alleni	1					0,01						
Mysella bidentata	12	25	8	19	14	0,02	0,04	0,02	0,03	0,02		
Nemertea	1	1	1	1	2	0,01	0,01	0,06	0,01	0,03		
Nephtys hombergii				1					0,05			
Nephtys incisa	1		1	2	1	0,03		0,04	0,17	0,03		
Notomastus latericeus	1	1	1	3	4	0,36	0,26	0,12	0,63	0,52		
Nucula nitidosa	5	9	11	10	14	0,03	0,11	0,07	0,10	0,10		
Paradoneis eliasoni			1					0,01				
Parvicardium pinnulatum	1					0,01						
Pectinaria auricoma		1			1		0,01			0,01		
Pectinaria belgica		1			1		0,02			0,02		
Philine aperta					1					0,01		
Philine scabra			1					0,02				
Pholoe baltica	20	6	8	10	7	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01		
Pholoe pallida	1					0,01						
Phoronis muelleri	7	12	14	12	9	0,03	0,09	0,05	0,09	0,06		
Phyllodoce groenlandica	1		1			0,15		0,11				
Phyllodoceidae		1			1		0,01			0,02		
Praxillella praetermissa	2	1			1	0,05	0,09			0,01		
Prionospio fallax	1	6	1	2	3	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01		
Rhodine gracilior		2	1	1	1		0,02	0,01	0,01	0,01		
Scalibregma inflatum	1	4	3		6	0,01	0,01	0,01		0,01		
Scoloplos armiger		1		1			0,01		0,01			
Sphaerodorum flavum		1	2	1	1		0,01	0,01	0,01	0,01		
Spiophanes kroeyeri	1					0,01						
Spisula subtruncata			1					0,11				
Terebellides stroemi			1					0,01				
Thyasira flexuosa			1	1	1			0,01	0,01	0,01		
Turbellaria	1	1		1		0,02	0,04		0,01			
Turritella communis	5	3	5	7	2	0,87	0,57	0,69	0,61	0,01		

Station: N14	2020		individer/prov					g/prov				
Gällande namn	a 1	a 2	a 3	a 4	a 5	v 1	v 2	v 3	v 4	v 5		
Abra nitida	2	2	1	2		0,13	0,16	0,03	0,17			
Amphiura						1,65	2,13	3,04	1,25	1,89		
Amphiura chiajei	9	7	8	6	5	0,44	0,09	0,29	0,42	0,15		
Amphiura filiformis	17	85	96	21	40	0,22	1,40	2,08	0,41	1,09		
Aphrodita aculeata		1					0,01					
Brissopsis lyrifera			1					5,07				
Chaetoderma nitidulum		1	1		1		0,03	0,01		0,01		
Corbula gibba	2					0,01						
Cylichna cylindracea		1		2	1		0,01		0,03	0,01		
Diplocirrus glaucus	2	1		1		0,01	0,01		0,01			
Echinocardium cordatum	1					1,67						
Ennucula tenuis	1	1	1		1	0,03	0,01	0,01		0,02		
Eudorella emarginata	3	3	4	2	3	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01		
Glycera alba		1	1	2			0,04	0,01	0,01			
Glycera rouxii		1					0,02					
Golfingia			1	2				0,01	0,09			
Goniada maculata	1		1			0,02		0,01				
Hyalia vitrea	9	3	10	12	5	0,02	0,01	0,03	0,02	0,01		
Lipobranchius jeffreysii		1	1				0,01	0,09				
Mysella bidentata	4	5	5			0,01	0,01	0,01				
Nemertea	1					0,01						
Nephtys incisa	1	1				0,01	0,04					
Nucula nitidosa	5	5	3		1	0,30	0,01	0,46		0,01		
Ophiocten affinis				1					0,01			
Parvicardium minimum		1					0,02					
Pectinaria auricoma		2					0,15					
Pectinaria belgica	1	1		1	1	0,21	0,51		0,37	0,27		
Philine scabra			1					0,02				
Pholoe baltica			2		1			0,01		0,01		
Pholoe pallida		2	1		1		0,01	0,01		0,01		
Phoronis muelleri	2	1			1	0,01	0,01			0,01		
Polyphysia crassa				1					0,81			
Praxillella praetermissa		1		1			0,01		0,04			
Prionospio fallax	2					0,01						
Prionospio multibranchiata	1					0,01						
Rhodine loveni	1		1		1	0,01		0,01		0,01		
Spiophanes kroeyeri			1		1			0,01		0,01		
Tellimya ferruginosa	1					0,01						
Terebellides stroemi			1		1			0,01		0,01		
Turritella communis	2			1	2	0,08			0,01	0,04		

Station: N15	2020		individer/prov					g/prov				
Gällande namn	a 1	a 2	a 3	a 4	a 5	v 1	v 2	v 3	v 4	v 5		
Abra nitida	3	3	1			0,11	0,20	0,10				
Ampelisca tenuicornis	1					0,01						
Amphiura						4,36	3,44	2,17	1,61	4,51		
Amphiura filiformis	93	62	82	25	108	2,67	1,53	2,19	0,67	3,51		
Anobothrus gracilis	2	1	1		1	0,01	0,01	0,02		0,01		
Aphrodita aculeata			1					0,91				
Chaetoderma nitidulum	3			1	1	0,02			0,04	0,01		
Cheirocratus sundevalli				1					0,01			
Chone fauveli				1					0,24			
Corbula gibba	1			1	2	0,03			0,06	0,20		
Cylichna cylindracea		1			1		0,01			0,01		
Diplocirrus glaucus		1	1		1		0,01	0,01		0,01		
Echinocardium cordatum					2					0,99		
Edwardsia	1	1				0,01	0,01					
Ennucula tenuis	3	2				0,03	0,15					
Eriopisa elongata	1	1				0,01	0,01					
Eudorella emarginata		1					0,01					
Galathowenia oculata				2					0,01			
Gattyana cirrhosa				1	1				0,01	0,01		
Glycera alba	1			2	2	0,01			0,02	0,01		
Golfingia	1		1		1	0,01		0,02		0,03		
Goniada maculata	1		1		1	0,01		0,03		0,04		
Heteromastus filiformis				1					0,01			
Hyalia vitrea	10	4	2	1		0,02	0,01	0,01	0,01			
Liocarcinus depurator			1					6,61				
Lipobranchius jeffreysii		1		2			0,05		0,11			
Maldane sarsi					1					0,01		
Mysella bidentata	1	5	2	14	6	0,01	0,01	0,01	0,04	0,01		
Mysia undata	2					1,19						
Nemertea					1					0,01		
Nephtys hombergii			1	1	1			0,04	0,01	0,02		
Notomastus latericeus	2	4	1		2	0,18	0,66	0,07		0,15		
Nucula nitidosa	5	3	2	8	8	0,58	0,17	0,11	0,47	0,15		
Ophelina acuminata		2		1	1		0,03		0,02	0,02		
Pectinaria auricoma	4	4	1	1	2	0,04	0,04	0,01	0,01	0,01		
Pectinaria belgica			1					0,02				
Phascolion strombus					1					0,01		
Phaxas pellucida		1					0,18					
Philine scabra				1					0,02			
Pholoe baltica	1	3	5	8	4	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01		
Phoronis muelleri	32	22	27	6	31	0,68	0,41	0,49	0,02	0,61		
Praxillella praetermissa		1			1		0,08			0,01		
Prionospio fallax		2		1			0,01		0,01			
Rhodine gracilior			1					0,01				
Scalibregma inflatum		1		3	1		0,01		0,02	0,01		
Scoloplos armiger		1					0,01					
Sphaerodorum flavum	1					0,01						
Terebellides stroemi			1		1			0,01		0,01		
Trichobranchus roseus			1					0,01				
Turbellaria			1					0,03				
Turritella communis		5	1				0,33	0,02				
Westwoodilla caecula		1					0,01					
Virgularia mirabilis	2				1	0,19				0,04		

Station: FALK3	2020	individer/prov					g/prov				
Gällande namn	a 1	a 2	a 3	a 4	a 5	v 1	v 2	v 3	v 4	v 5	
<i>Abra nitida</i>	4	3	1	5	4	0,22	0,15	0,05	0,38	0,33	
<i>Abyssoinoe hibernica</i>	1					0,01					
<i>Ampelisca tenuicornis</i>	1					0,01					
<i>Amphiura</i>						2,39	0,15	2,77	2,86	4,32	
<i>Amphiura chiajei</i>			6	3	6			0,40	0,13	0,30	
<i>Amphiura filiformis</i>	59	13	29	48	54	1,11	0,23	0,72	1,42	1,52	
<i>Brissopsis lyrifera</i>	1					7,19					
<i>Chaetoderma nitidulum</i>	3				1	0,02				0,01	
<i>Corbula gibba</i>	1	1	1			0,01	0,01	0,04			
<i>Cylichna cylindracea</i>	5	1			1	0,02	0,01			0,01	
<i>Diplocirrus glaucus</i>		1					0,01				
<i>Enipo kinbergi</i>	1					0,03					
<i>Ennucula tenuis</i>	1			1		0,01			0,01		
<i>Eriopisa elongata</i>		1		1			0,01		0,01		
<i>Eudorella emarginata</i>	3		3	2	2	0,01		0,01	0,01	0,01	
<i>Glycera alba</i>	1	1	1	3	2	0,01	0,01	0,01	0,04	0,02	
<i>Glycera rouxii</i>		1					0,06				
<i>Glycinde nordmanni</i>					1					0,01	
<i>Golfingia</i>	1				1	0,03				0,01	
<i>Goniada maculata</i>	1	1	1		3	0,03	0,01	0,01		0,02	
<i>Hyalia vitrea</i>	4	1	18	31	16	0,01	0,01	0,03	0,08	0,03	
<i>Leucothoe lilljeborgii</i>	1					0,01					
<i>Levinsenia gracilis</i>					2					0,01	
<i>Maldane sarsi</i>					1					0,03	
<i>Mysella bidentata</i>	6	3	6	3	2	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	
<i>Mysia undata</i>		1					0,68				
<i>Nemertea</i>	1	1				0,01	0,01				
<i>Nephtys incisa</i>	2	1	1	1	2	0,01	0,03	0,02	0,02	0,02	
<i>Notomastus latericeus</i>				1					0,05		
<i>Nucula nitidosa</i>	5	3	2	4	5	0,03	0,01	0,02	0,01	0,02	
<i>Ophiodromus flexuosus</i>					1					0,01	
<i>Orbinia sertulata</i>			1					0,24			
<i>Perioculodes longimanus</i>	1					0,01					
<i>Pholoe baltica</i>	3		2	1	1	0,01		0,01	0,01	0,01	
<i>Pholoe pallida</i>	1		1			0,01		0,01			
<i>Phoronis muelleri</i>		1	1	4	2		0,01	0,01	0,05	0,01	
<i>Polycirrus medusa</i>		1					0,01				
<i>Praxillella praetermissa</i>				1	2				0,01	0,07	
<i>Prionospio fallax</i>		2					0,01				
<i>Prionospio multibranchiata</i>		1	1				0,01	0,01			
<i>Processa</i>					1					0,10	
<i>Rhodine gracilior</i>		1	1	1	2		0,01	0,01	0,03	0,07	
<i>Scalibregma inflatum</i>		1					0,05				
<i>Spiophanes kroeyeri</i>		1	2	1	1		0,01	0,01	0,01	0,01	
<i>Terebellides stroemi</i>		1			1		0,01			0,01	
<i>Turritella communis</i>	1	2		1	1	0,04	0,04		0,01	0,03	

Appendix 3. BQI-värden 2020

Stationsbeteckning	djup	År	Prov nr	BQI
L3	16	2020	1	7,61
L3	16	2020	2	6,62
L3	16	2020	3	5,68
L3	16	2020	4	8,49
L3	16	2020	5	5,44
Stationsbeteckning	djup	År	Prov nr	BQI
L4	21	2020	1	7,57
L4	21	2020	2	8,98
L4	21	2020	3	8,7
L4	21	2020	4	10,53
L4	21	2020	5	9,28
Stationsbeteckning	djup	År	Prov nr	BQI
L5	22	2020	1	10,31
L5	22	2020	2	10,92
L5	22	2020	3	9,91
L5	22	2020	4	9,15
L5	22	2020	5	9,14
Stationsbeteckning	djup	År	Prov nr	BQI
L9	20	2020	1	11,78
L9	20	2020	2	10,06
L9	20	2020	3	10,34
L9	20	2020	4	10,2
L9	20	2020	5	10,56
Stationsbeteckning	djup	År	Prov nr	BQI
FALK3	24	2020	1	11,13
FALK3	24	2020	2	11,83
FALK3	24	2020	3	10,47
FALK3	24	2020	4	10,68
FALK3	24	2020	5	11,54
Stationsbeteckning	djup	År	Prov nr	BQI
N5	16	2020	1	1,54
N5	16	2020	2	2,17
N5	16	2020	3	2,47
N5	16	2020	4	1,67
N5	16	2020	5	2,89
Stationsbeteckning	djup	År	Prov nr	BQI
N6	27	2020	1	9,85
N6	27	2020	2	9,32
N6	27	2020	3	9,22
N6	27	2020	4	10,05
N6	27	2020	5	10,01
Stationsbeteckning	djup	År	Prov nr	BQI
N7	26	2020	1	10,17
N7	26	2020	2	10,2
N7	26	2020	3	10,14
N7	26	2020	4	10,41
N7	26	2020	5	10,05

Stationsbeteckning	djup	År	Prov nr	BQI
N8	19	2020	1	11,01
N8	19	2020	2	11,33
N8	19	2020	3	10,95
N8	19	2020	4	10,97
N8	19	2020	5	11,1
Stationsbeteckning	djup	År	Prov nr	BQI
N9	21	2020	1	12,14
N9	21	2020	2	12,12
N9	21	2020	3	11,51
N9	21	2020	4	11,25
N9	21	2020	5	11,59
Stationsbeteckning	djup	År	Prov nr	BQI
N10	50	2020	1	11,75
N10	50	2020	2	9,53
N10	50	2020	3	9,49
N10	50	2020	4	9,84
#Namn?	50	2020	5	8,66
Stationsbeteckning	djup	År	Prov nr	BQI
N11	20	2020	1	9,68
N11	20	2020	2	10,52
N11	20	2020	3	9,52
N11	20	2020	4	10,16
N11	20	2020	5	10,08
Stationsbeteckning	djup	År	Prov nr	BQI
N12	48	2020	1	9,76
N12	48	2020	2	9,07
N12	48	2020	3	11,08
N12	48	2020	4	9,97
N12	48	2020	5	10,03
Stationsbeteckning	djup	År	Prov nr	BQI
N13	24	2020	1	11,44
N13	24	2020	2	12,41
N13	24	2020	3	12,38
N13	24	2020	4	11,33
N13	24	2020	5	12,13
Stationsbeteckning	djup	År	Prov nr	BQI
N14	31	2020	1	10,76
N14	31	2020	2	10,79
N14	31	2020	3	10,53
N14	31	2020	4	9,36
N14	31	2020	5	9,72
Stationsbeteckning	djup	År	Prov nr	BQI
N15	23	2020	1	11,02
N15	23	2020	2	11,42
N15	23	2020	3	10,69
N15	23	2020	4	10,07
N15	23	2020	5	11,14