



Bottenfaunan längs Hallandskusten 2019

och under perioden 1993–2019

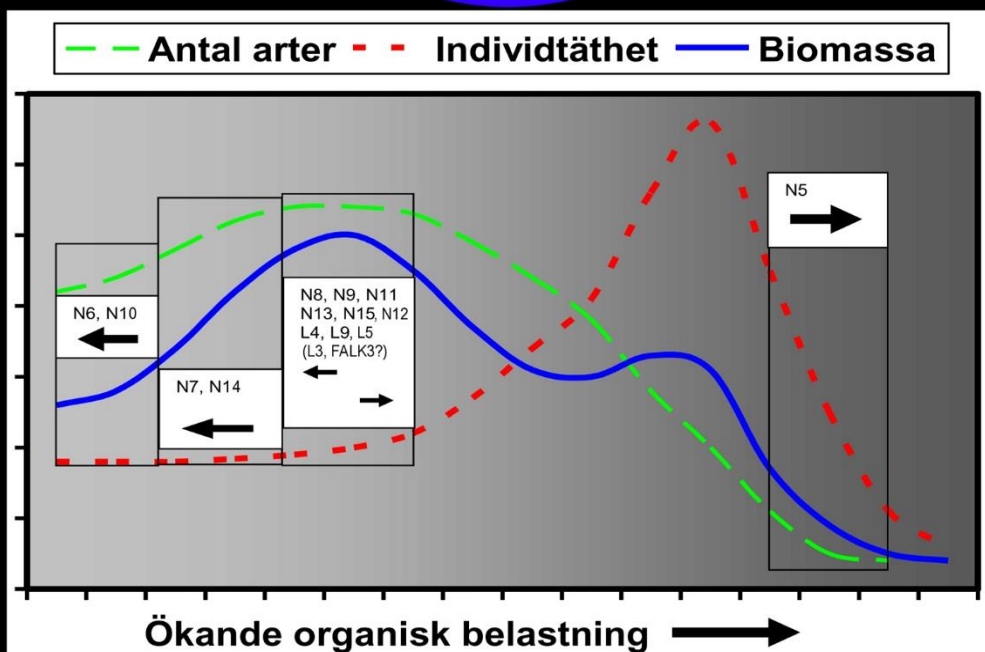
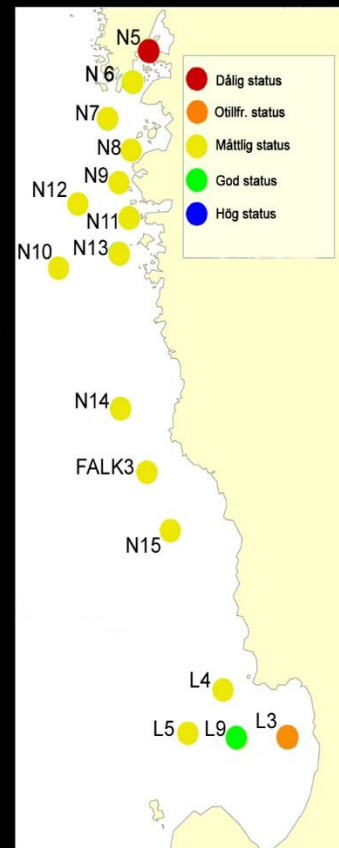
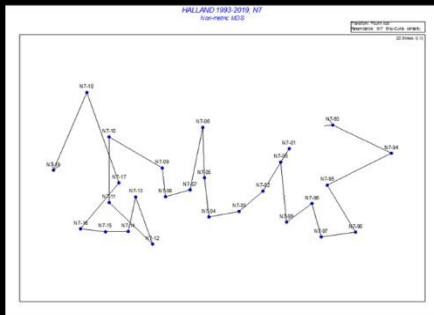
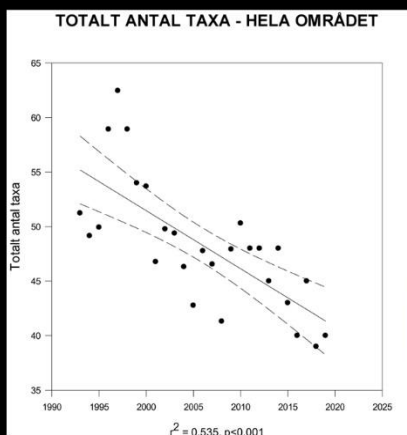




BOTTENFAUNAN LÄNGS HALLANDSKUSTEN 2019

och under perioden 1993-2019

PETER GÖRANSSON



Meddelandenr: 2020:16
ISSN 1101-1084
ISRN LSTY-N-M--2020/16--SE

Omslagsbilden:

Överst från vänster: lilla piprensaren *Virgularia mirabilis* som påträffades med maximalt antal i området under 2019, den rödlistade stora östersjömusslan *Macoma calcarea* som förekom i Laholmsbukten samt tornsnäckan *Turritella communis* som håller ställningarna på flera stationer.

Vänstra raden uppifrån och ner: Utvecklingen av totalt antal taxa i hela området 1993-2019 och MDS för station N7 1993-2019.

Högra raden Status för stationerna under 2019 med avseende på BQI-index

Längst ner till vänster: Tolkad utveckling med avseende på organisk belastning för 16 stationer 1993-2019 enligt Pearson-Rosenbergs modell från 1978.

**BOTTENFAUNAN
LÄNGS
HALLANDSKUSTEN
2019**

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

Innehållsförteckning

INLEDNING.....	8
Bakgrund	8
Bottenfaunan som mått på miljöförhållandena.....	8
Lokala faktorer som påverkar faunan i undersökningsområdet	11
Övergödning	11
Miljögifter	12
Temperaturpåverkan.....	12
Trålfiske	12
Introducerade arter.....	13
METODIK	14
Provtagning.....	14
Analysarbete	16
Kvalitetssäkring	16
Statistisk bearbetning av data	16
RESULTAT OCH DISKUSSION.....	17
Sediment	17
<i>Sedimentens egenskaper och karaktär</i>	<i>17</i>
<i>Sedimentens redoxpotential</i>	<i>21</i>
Kungsbackafjorden	21
Nidingen	22
Området vid Ringhals-Värö	23
Utanför Falkenberg	25
Laholmsbukten	26
Bottenfauna (Stationsvis sammanställning av data i appendix)	28
<i>Totalt antal arter (taxa)</i>	<i>28</i>
<i>Artsammansättning</i>	<i>31</i>
Rödlistade arter	31
Introducerade arter.....	32
Förändringar i artsammansättning mellan 2018 och 2019 avseende systematiska grupper	32
<i>Tillståndsklassning enligt Naturvårdsverket.....</i>	<i>33</i>
Bedömning av status enligt bedömningsgrunder	33
<i>Skillnader mellan 2018 och 2019 avseende olika faunavariabler för hela undersökningsområdet.....</i>	<i>35</i>
<i>Skillnader mellan 2018 och 2019 för enskilda stationer</i>	<i>36</i>
<i>Storlek hos Abra nitida</i>	<i>40</i>
MILJÖPÅVERKAN I OMRÅDET.....	45
Miljögifter	45
Tornsnäckornas återkomst och tillbakagång?	46
Bottentrålning	47

<i>Eutrofiering (Övergödning)</i>	47
Fortsättning på det korta perspektivet, 1993-2019, på station L9 i Laholmsbukten	48
Det korta perspektivet, 1993-2019, på station N5 i inre Kungsbackafjorden	51
UTVECKLINGEN 1993-2019	54
Trendanalyser	54
<i>Hela området</i>	54
<i>I haloklinen</i>	56
<i>Strax under haloklinen</i>	57
<i>Väl under haloklinen</i>	58
<i>Enskilda stationer</i>	59
Kungsbackafjorden och Nidingen	59
Ringhals-Värö	61
Falkenberg	63
Laholmsbukten	64
BQI, Benthic Quality Index	66
<i>Hela området</i>	66
<i>Enskilda stationer</i>	69
Kungsbackafjorden och Nidingen	69
Ringhals-Värö	71
Falkenberg	74
Laholmsbukten	76
Multidimensionell skalning (MDS)	79
<i>Hela området</i>	79
<i>Stationerna uppdelade strax under och väl under haloklinen</i>	81
<i>Utvecklingen för enskilda stationer under perioden 1993-2019</i>	83
Kungsbackafjorden och Nidingen	83
Ringhals-Värö	85
Falkenberg	89
Laholmsbukten	91
Klimatförändringar	93
Sammanfattande tolkning av trendanalyser, BQI och MDS med hänsyn till omgivningsförhållanden	94
SAMMANFATTNING	98
Årsrapport 2019	98
<i>Sediment 2019</i>	98
<i>Bottenfauna 2019</i>	98
Bottenfaunan i undersökningsområdet som helhet betraktat	98
Tillståndsklassning för olika djup	98
Bottenfaunan på enskilda stationer	98
Enskilda arter	99
<i>Övergripande bedömning 2019</i>	99
Hallands kustvatten	99
Delområde Laholmsbukten	99
Delområde Falkenberg	99
Delområde Väröhalvön	99

Delområde Kungsbackafjorden	99
Utvecklingen 1993–2019.....	100
<i>Övergripande bedömning 1993–2019</i>	101
Hallands kustvatten.....	101
Delområde Laholmsbukten	101
Delområde Falkenberg	101
Delområde Väröhalvön	101
Delområde Kungsbackafjorden	101
REFERENSER.....	102
<i>Appendix 1. Artlista 2019 med synonymer</i>	107
<i>Appendix 2. Rådata 2019</i>	111
<i>Appendix 3. BQI-värden 2019</i>	126

INLEDNING

Bakgrund

På uppdrag av Länsstyrelsen i Hallands län har följande undersökning av makrobottenfauna utförts under 2019 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 - 2019 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 och 2019).

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 bottnarnas 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 bottnar 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 bottnar 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 erosionsbottnar, 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 bottentrålning 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.

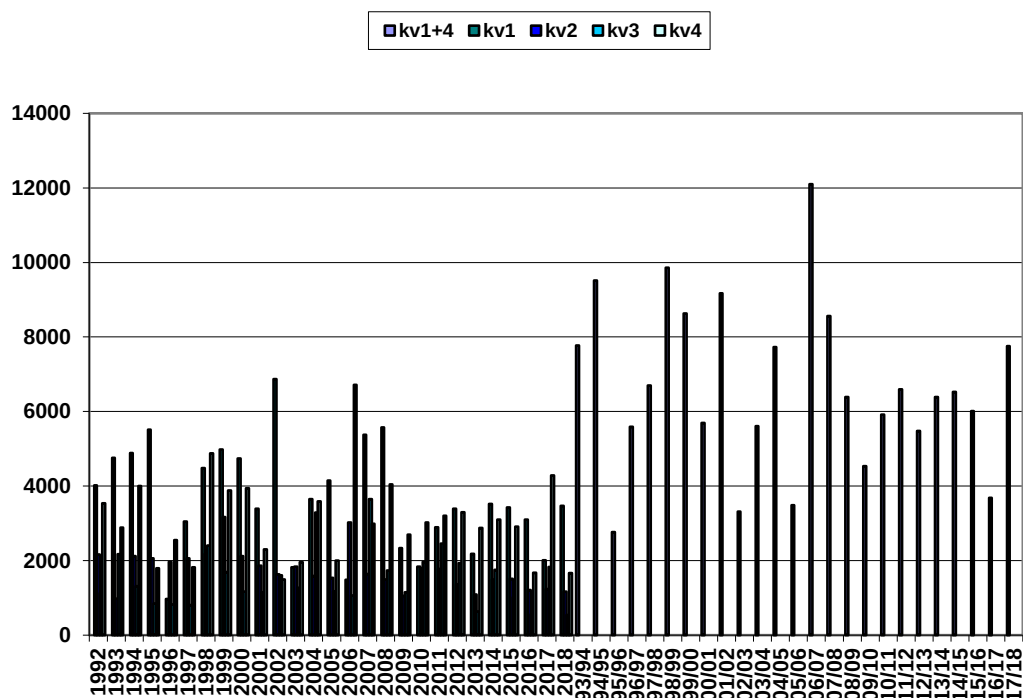
Lokala faktorer som påverkar faunan i undersökningsområdet

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 2004-2016 noteras förhållandevis låga transporter utom 2006-2008. 2017 års kvävetransport var också relativt låg. Transporterna under vinterhalvåret var i särklass högst 2006/2007 men kan däremot under 2016/2017 betraktas som relativt låg (Fig. 1). Det är kanske denna transport, under vinterhalvåret, som främst styr produktionen lokalt, genom att höga halter byggs upp före vårblomningen av växtplankton.

År 2017 har alltså varit ett år med låg avrinning från land. Gödningseffekten på bottenfaunan borde alltså vara jämförelsevis låg. 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 1992-2017 kvartalsvis och för vinterhalvåren 1992/93-2017/2018.

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 2018 noterades som lägst 3,9 ml/l vid botten på station L9 i juni (Simonsson 2018) vilket bör anses som oproblematiskt för bottenfaunan. För inga andra stationer noterades halter neråt 2 ml/l som brukar anses som ungefärlig gräns för allvarliga effekter. De uppmätta syrehalterna var alltså godtagbara för bottenfaunan under 2018. 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 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 larvernas 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 bottenarna 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 botten djupare än 20 meter.

METODIK

Provtagning

Provtagningarna genomfördes med undersökningsbåten Robusta från Råå den 14-16 maj 2019. 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.

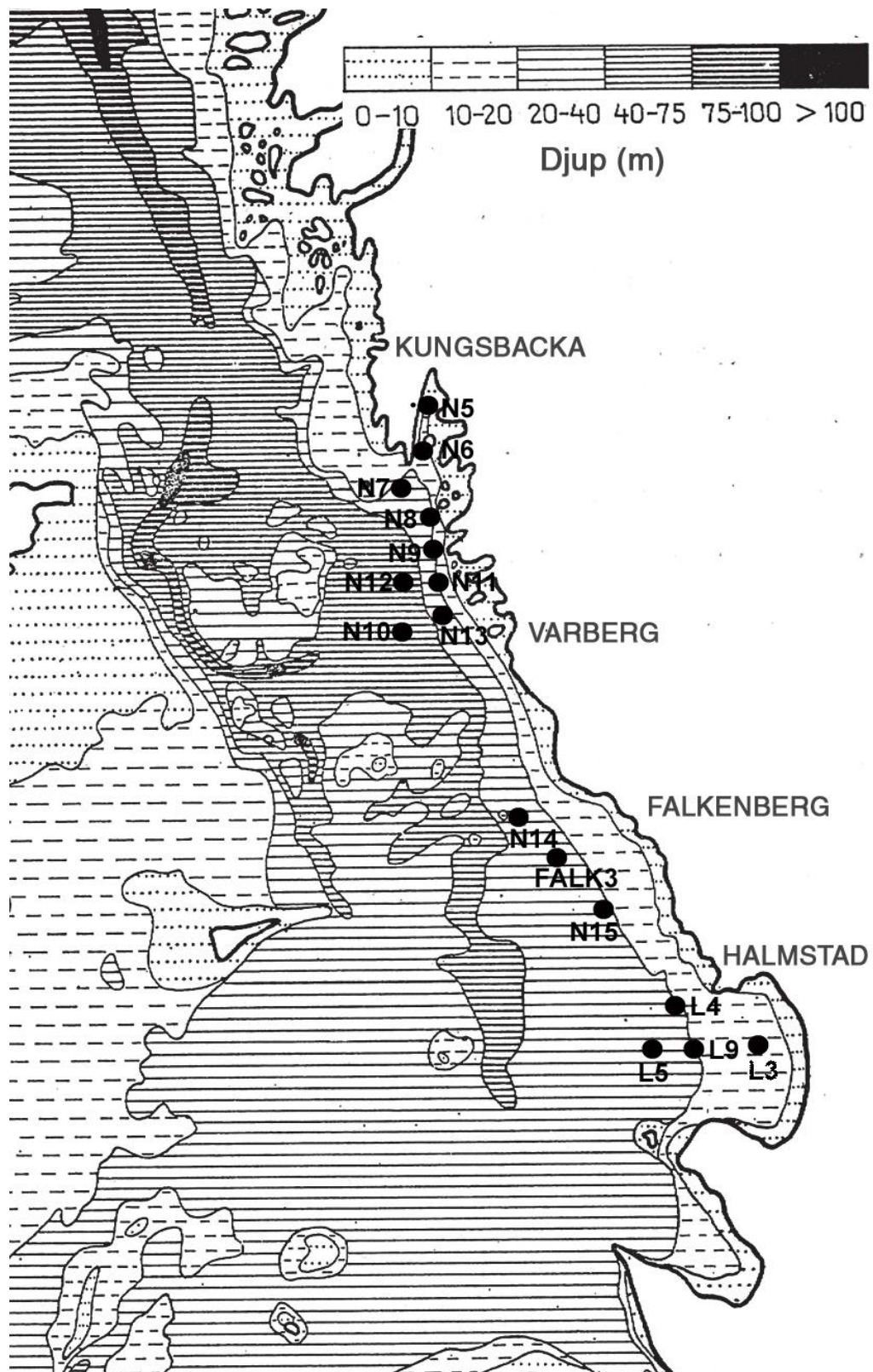
Vid provtagningarna användes en modifierad Smith-McIntyre bottenhuggare (Smith-McIntyre 1954) med 0,1 m² provtagningsyta. På varje station togs 5 prover som sållades i 1,0 mm såll. Sållresten konserverades i 96 % etanol. Formalin har också använts 1997-2015. Proverna från Hallandskusten har däremot vid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

Tabell 1. Positioner och djup för bottenfaunastationer längs Hallandskusten 2019.

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	Fladen ¹⁽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 genomlysningmikroskop.

Längden på samtliga individer av musslan *Abra nitida* uppmättes med skalmått under mikroskop. Biomassan bestämdes som våtvikt efter torkning mot läskapper 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 genomlysningmikroskop.

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).

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

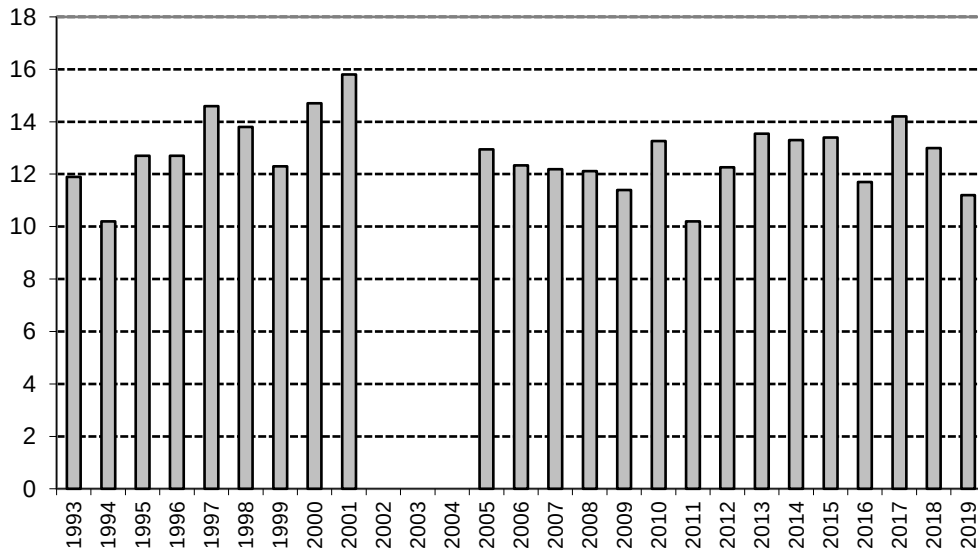
Vid provtagningstillfället noterades visuellt att det översta sedimentet var oxiderat och hade en gråbrun till brungrå färg på nästan alla stationer ner till minst 4 centimeters djup (Tab. 2).

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 2018 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 2019.

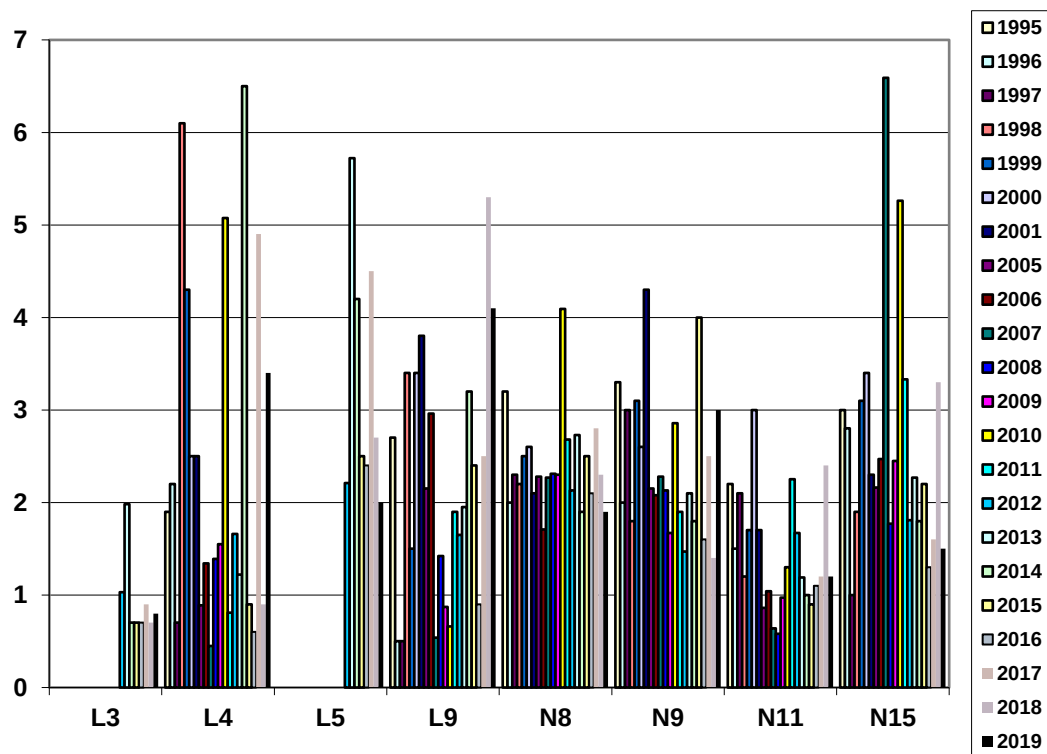
Station	Sedimenttyp	Sedimentprofil	H ₂ S yttligt (+/-)
L3	Sand	0-10 brun	-
L4	Lerig silt	0-6 gråbrun, grå under	-
L5	Siltig sand	0-6 gråbrun, grå under	-
L9	Lerig silt	0-6 gråbrun, grå under	-
N5	Silt, org mtr	0-1 gråbrun, svart	-
N6	Silt	0-5 gråbrun, svart	-
N7	Lerig silt	0-6 gråbrun, grå	-
N8	Silt, 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 2019 noteras en relativt normal halt jämfört med hela perioden 1993-2019.



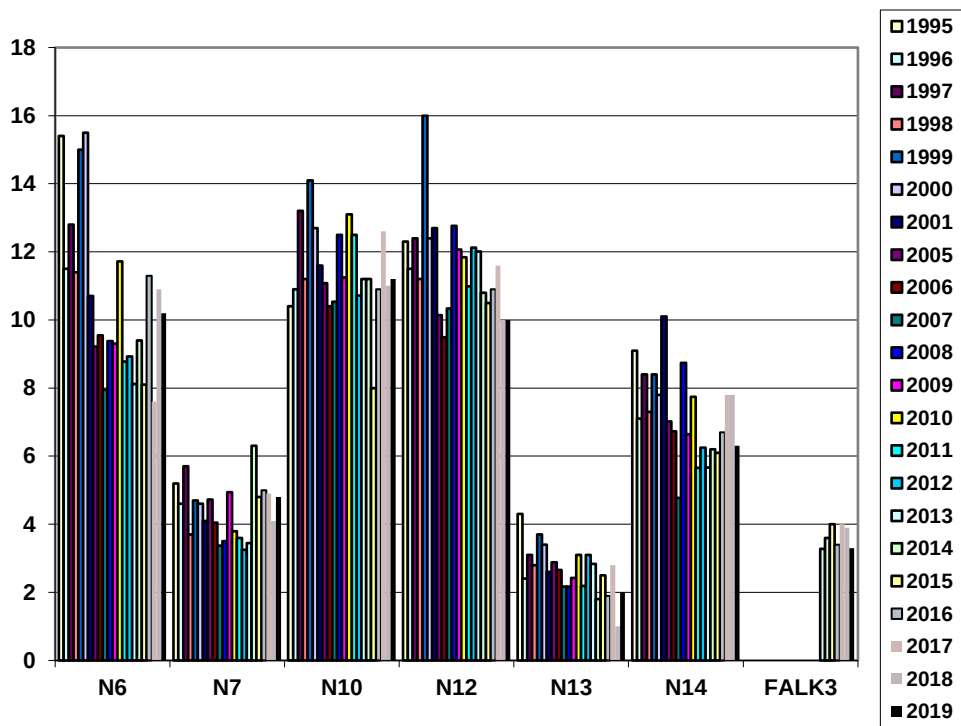
Figur 3. Glödförlust i ytsediment (% av torrsubstans) under åren 1993-2001 och 2005-2019 på station N5 ovanför haloklinen (16 m).

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 1993-2019 noterades under 2019 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 torrs substans) under åren under åren 1993-2001 och 2005-2019 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 ackumulationsbotten 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 2019.



Figur 5. Glödförlust i ytsediment (% av Torrsubstans) under åren 1993-2001 och 2005-2018 på 7 stationer under haloklinen (24-50 m).

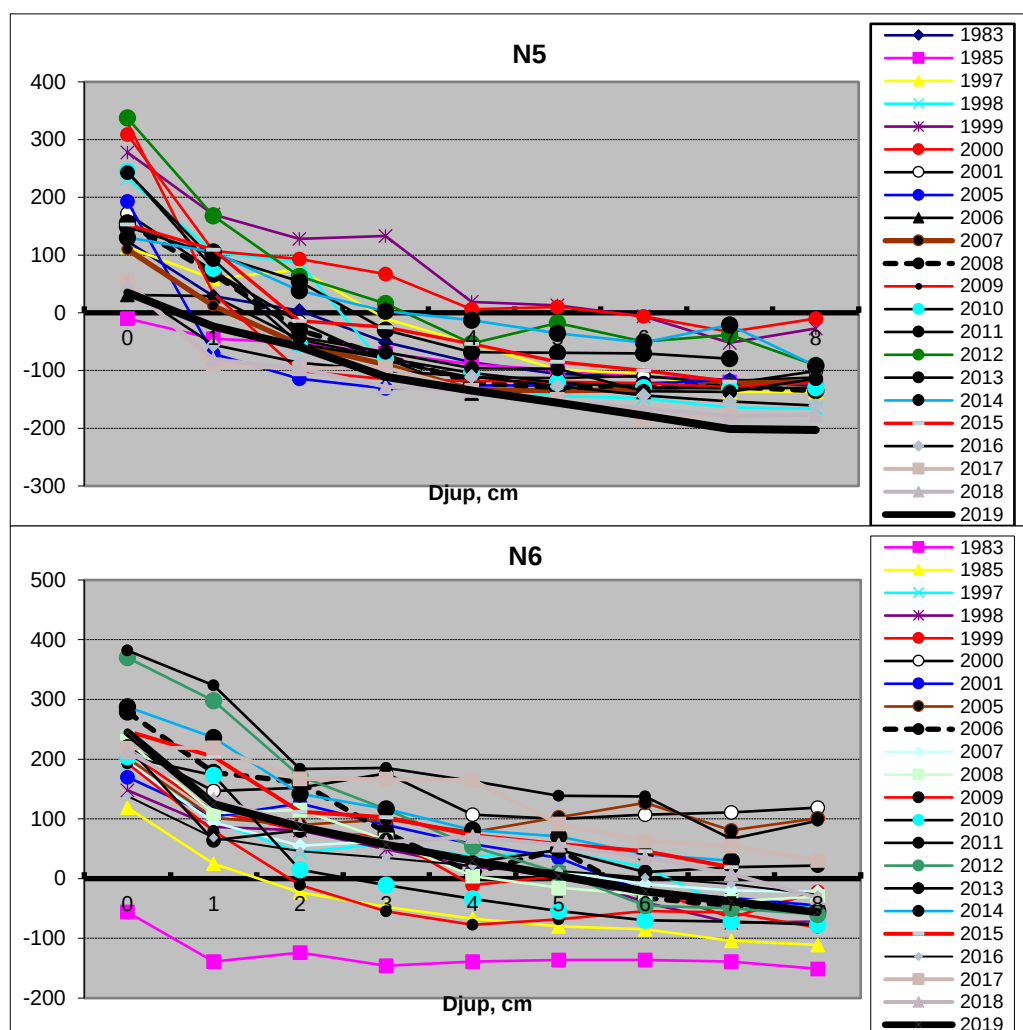
Sammanfattningsvis kan stationerna grovt indelas i tre grupper efter djupförhållanden. På den grundaste botten ovanför salthaltssprångskiktet rådde särskilda sedimentationsförhållanden (ackumulation) medan haloklinnära (erosion och transport) och särskilt djupa stationer (transport och ackumulation)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

Under 2019 uppmättes tämligen normala organiska halter jämfört med hela undersökningsperioden 1993-2019.

Sedimentens redoxpotential

Kungsbackafjorden

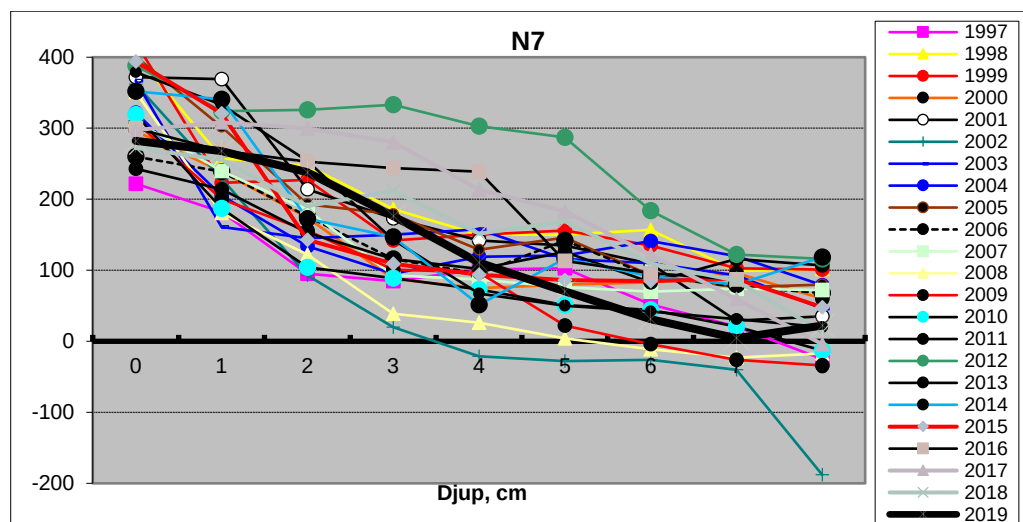
De oxiderade förhållandena på de båda stationerna i Kungsbackafjorden har under 1990-talet varit avsevärt bättre än vad som framkom av mätningar under 1980-talet (Olsson 1987). Station N5 har dock åter försämrats från och med 2001. För 2019 noteras en redoxövergång på under 1 cm. (Fig. 6). För station N6 noterades försämringar 2008 och särskilt 2009, då resultaten var jämförbara med vad som framkom under 1980-talet. För 2019 noteras dock en redoxövergång på ca 5 cm.



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 2005-2019.

Nidingen

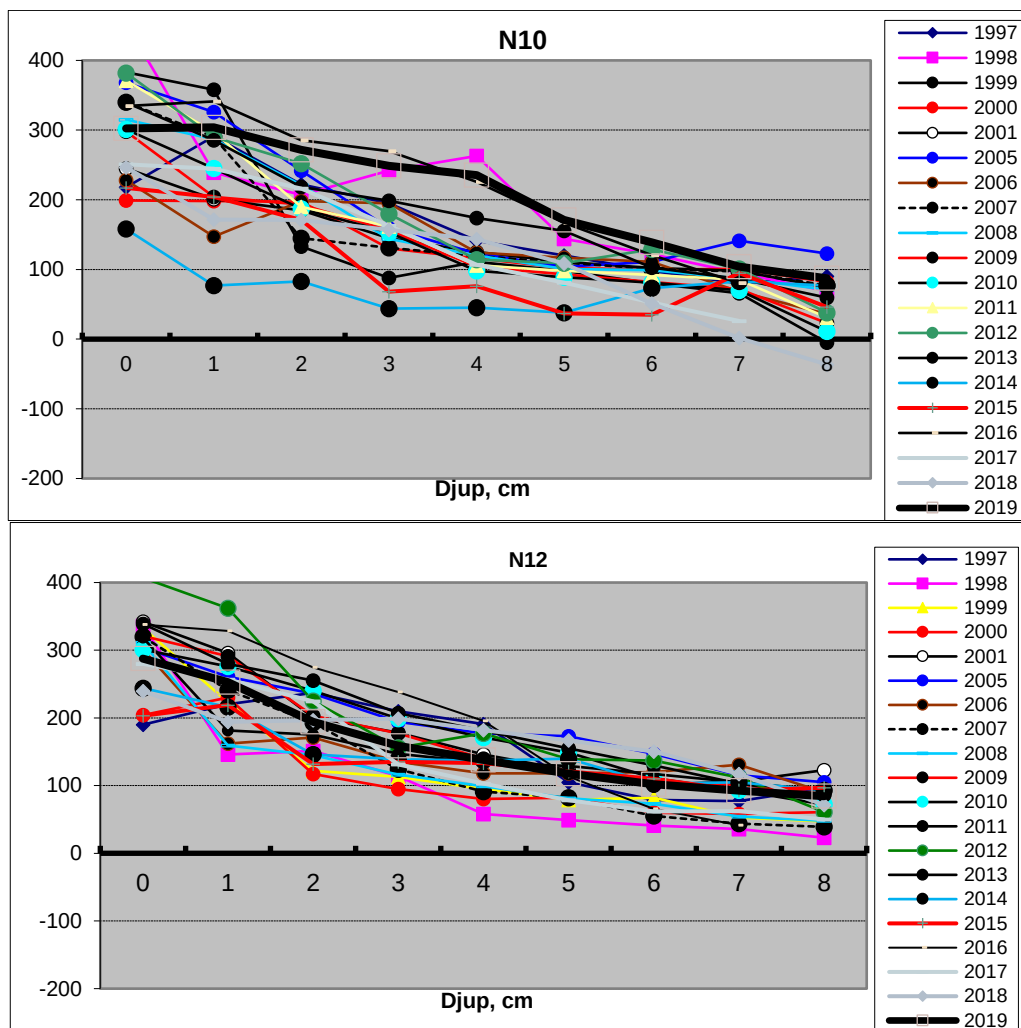
Syreförgamecorehållandena är betydligt bättre än i Kungsbackafjorden på denna yttre, mera exponerade station och syresättningen av sedimentet är tillfredsställande. Årets resultat är, liksom tidigare, mycket bra med redoxövergång djupare än 7 cm (Fig. 7).



Figur 7. Redoxpotential (Eh, mV) på olika djup i sedimentet på station N7 vid Nidingen i maj/juni 1997-2001 och 2005-2019.

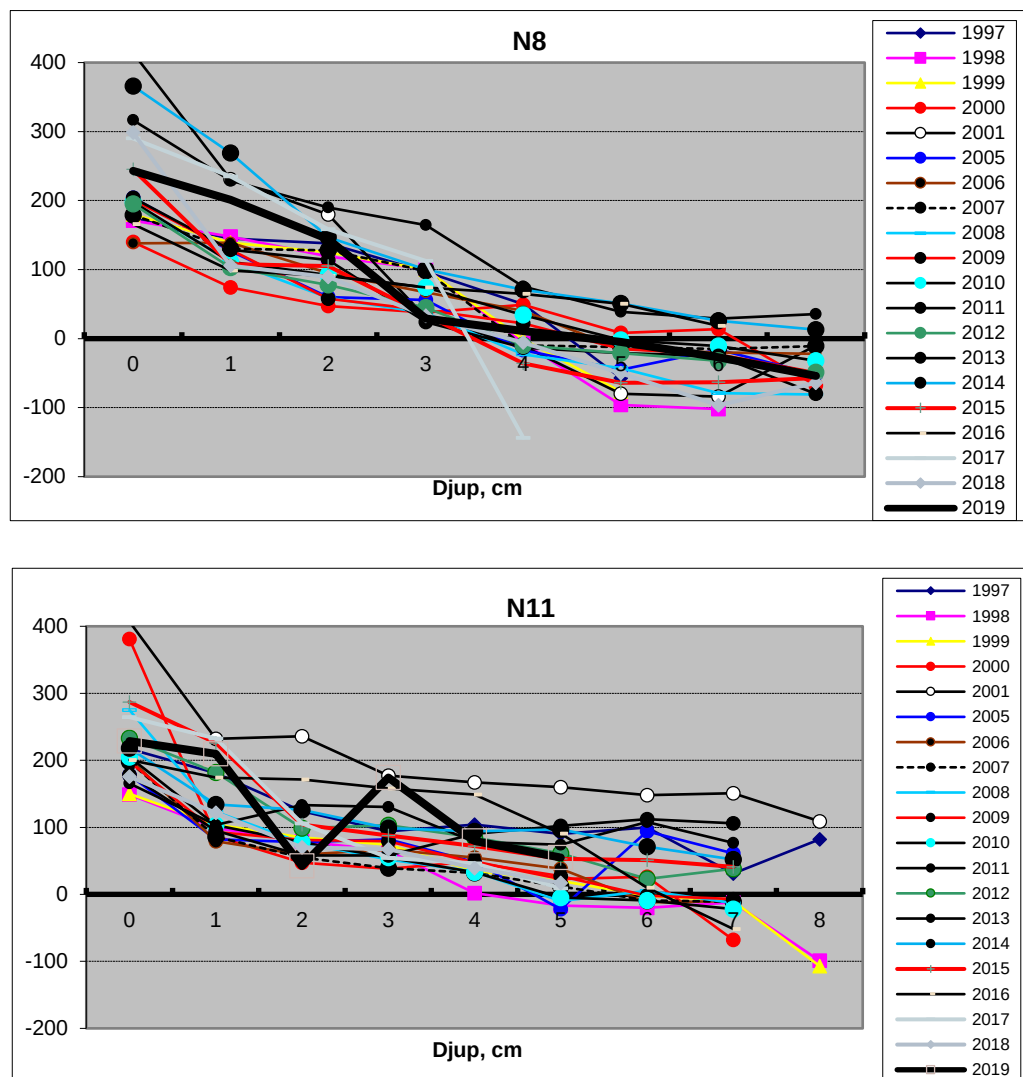
Området vid Ringhals-Värö

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 2005-2019.

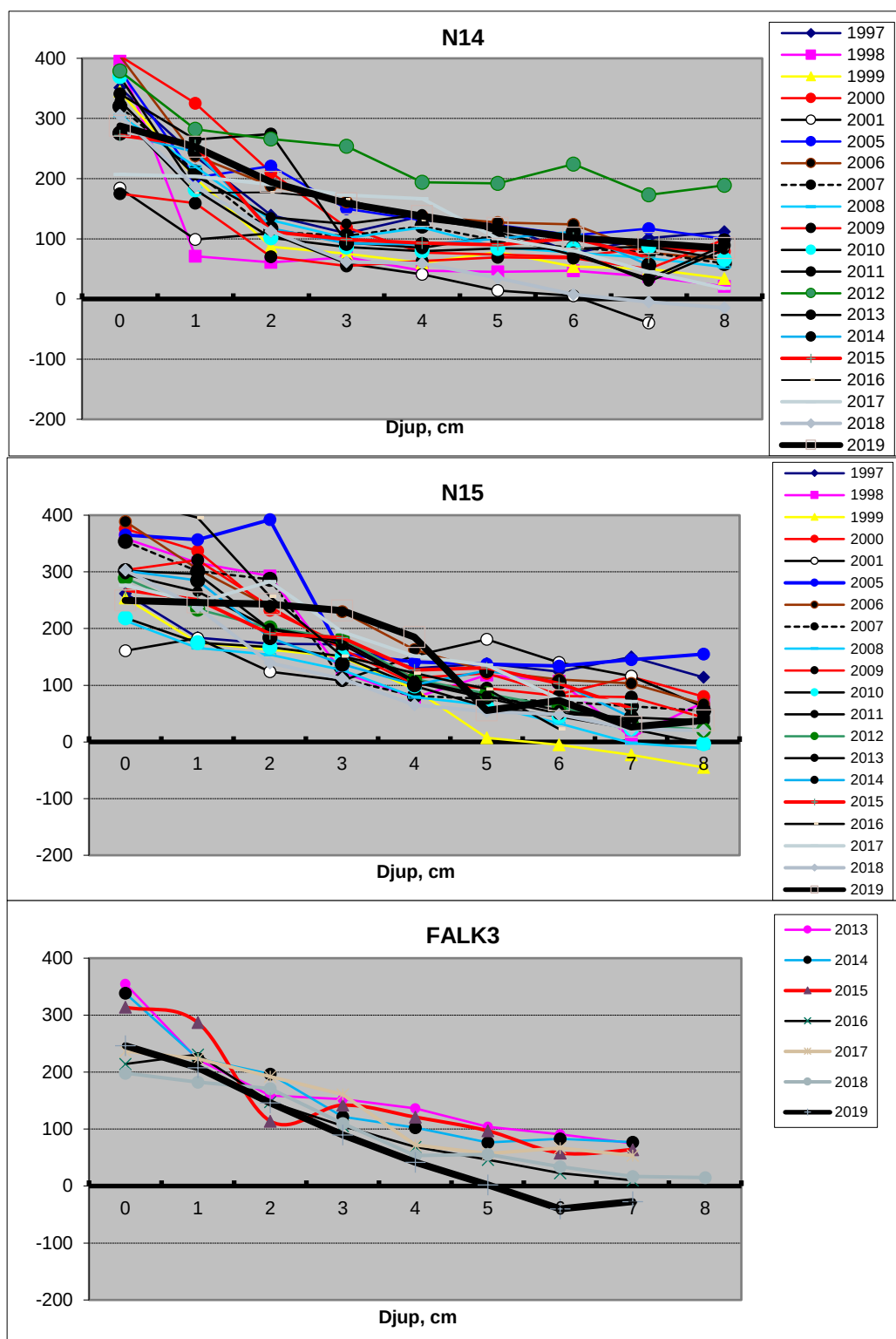
Något sämre resultat har dock noterats för stationerna N8 vid Ringhals och N11 närmast Värö. På båda stationerna noterades dock redoxövergångar på över 5 centimeter (Fig. 9).



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 2005-2019.

Utanför Falkenberg

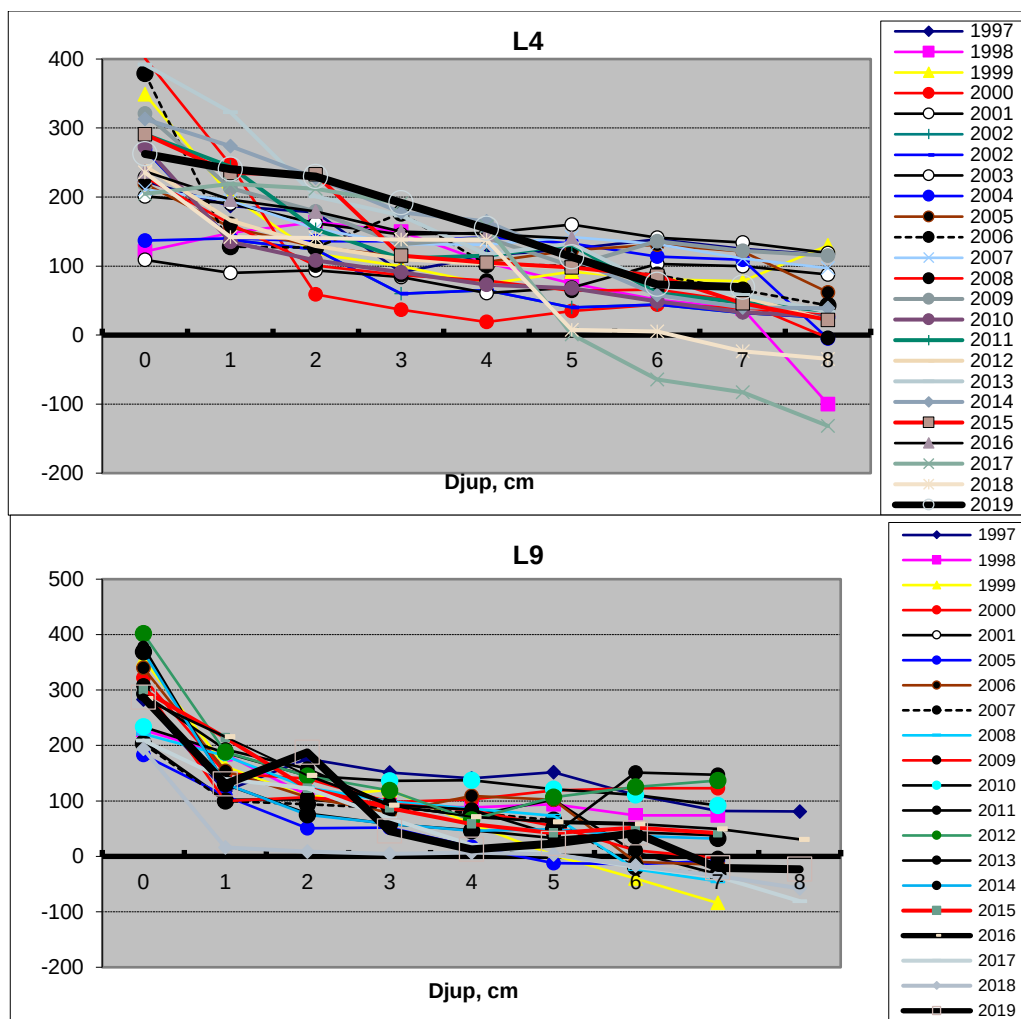
Sedimenten är väloxiderade på alla tre stationerna utanför Falkenberg (Fig. 10).
Förhållandena under 2019 var dock något sämre än för hela perioden 1997-2019.

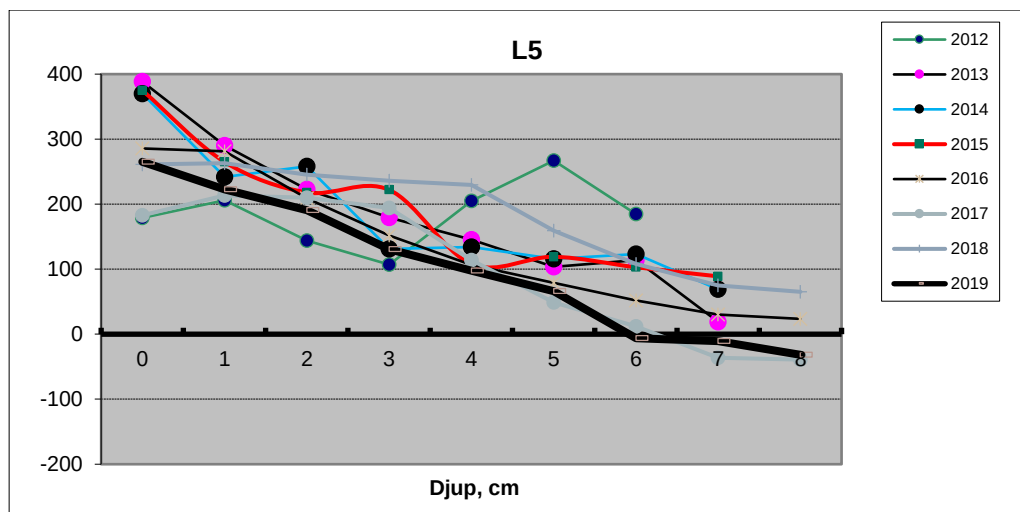


Figur 10. Redoxpotential (Eh, mV) på olika djup i sedimentet på stationerna N14, N15 och FALK3 utanför Falkenberg i maj/juni 1997-2001 och 2005-2019.

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 1997-2019. 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 2005-2019.

Sammanfattningsvis var de oxiderande förhållandena i sedimenten på de flesta stationerna längs Hallandskusten 2019 relativt genomsnittliga eller något sämre än för hela perioden 1997-2019. En återgång till sämre förhållanden kan särskilt noteras för station N5 i mellersta Kungsbackafjorden.

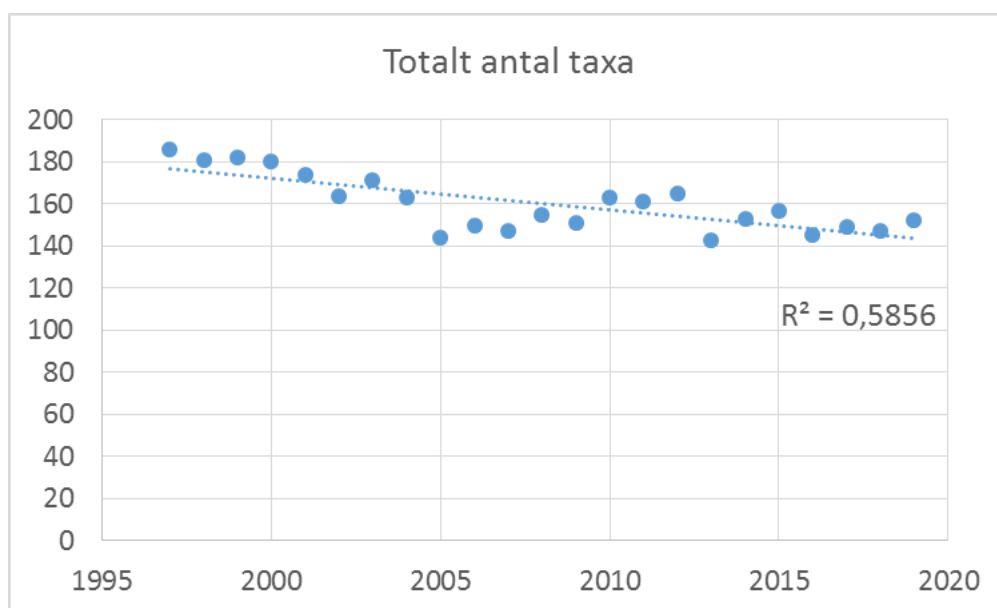
Bottenfauna (Stationsvis sammanställning av data i appendix)

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 miljöförhållandena 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 152 taxa (arter och systematiska grupper) under 2019. Detta var fem fler än föregående år men 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 1997-2019. Linjär regression.

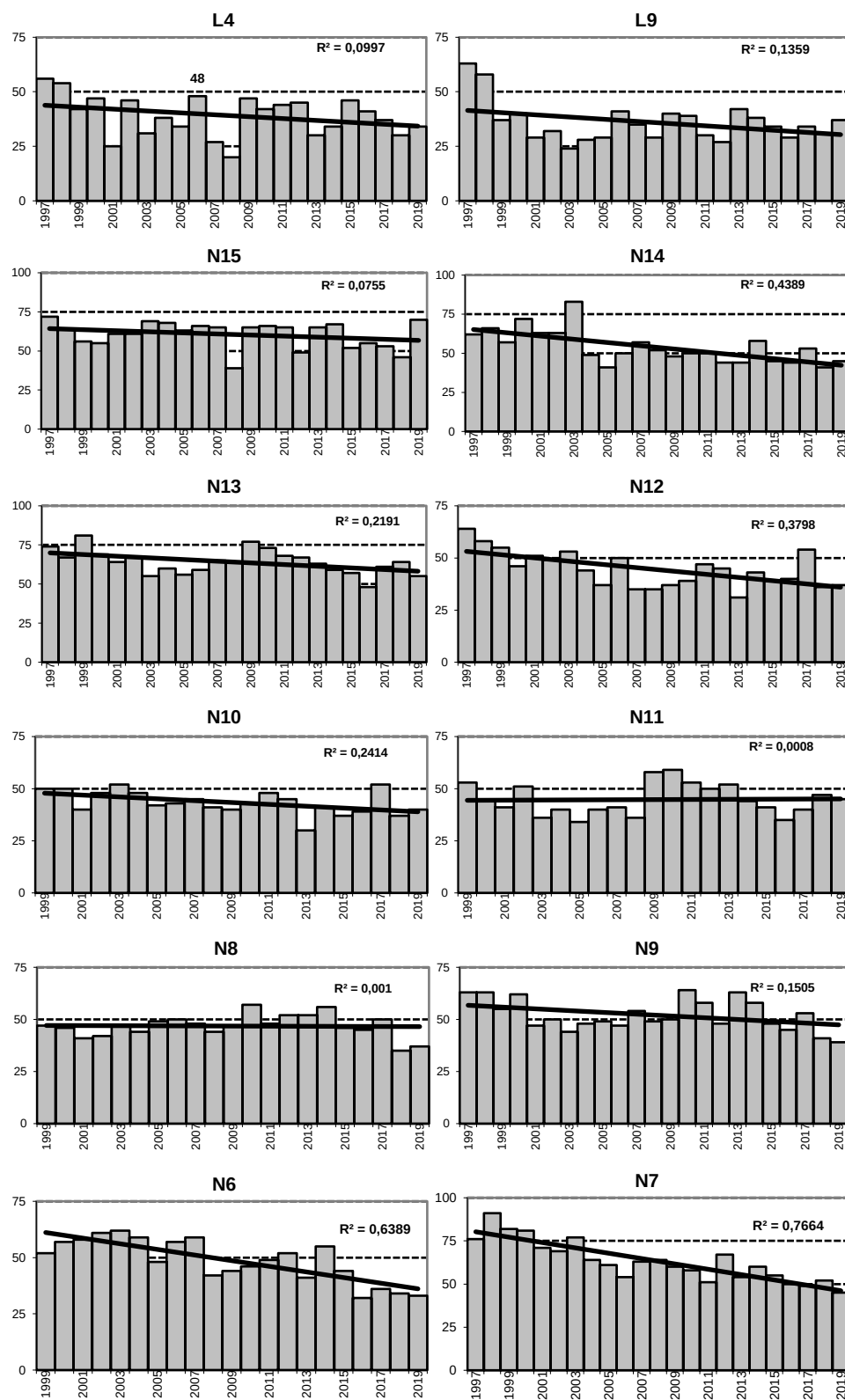
En kraftig nedgång kan noteras fram till 2005, därefter ökade antalet taxa fram till 2012 för att åter minska kraftigt. Under de senaste åren har en viss stabilisering skett men på en lägre nivå än tidigare. Utvecklingen pekar framförallt på lägre antal taxa under 2000-talet jämfört med 1990-talet.

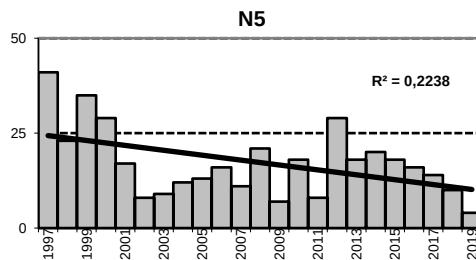
Vid detta slags jämförelser är det viktigt att jämföra data från samma utförare eftersom det vid interkalibreringar visat sig att resultaten kan skilja sig väsentligt mellan olika utförare.

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 7 av de 13 stationerna minskade det totala antalet taxa mellan 2018 och 2019 (Fig. 13). Långsiktigt minskade trender finns för djupa stationer (N14, N12, N10, N7 och N6).

Under 2019 varierade antalet taxa mellan 4 och 70 på de olika stationerna. Det högsta antalet taxa noterades för station N15 utanför Falkenberg. På station N5, i Kungsbackafjorden, fanns det lägsta antalet taxa.





Figur 13. Totala antalet taxa på 13 stationer längs Hallandskusten 1997-2019. De minskande trenderna för stationerna N6, N7, N10, N12 och N14 är statistiskt signifikanta.

Artsammansättning

Rödlistade arter

En rödlistad art påträffades i 2019 års prover musslan *Macoma calcarea* (ArtDatabanken 2015).

Ett exemplar av *Macoma calcarea* fanns i proverna från station L9 i Laholmsbukten. Detta var även fallet under 2018.



Den stora östersjömusslan *Macoma calcarea* förekom på station L9 i Laholmsbukten under 2019.

Macoma calcarea förekommer i skandinaviska vatten längs norska kusten och utmed Sveriges västkust in till södra Östersjön, där den har sin östgräns vid Bornholmsbassängen. Arten trivs i kalla vatten och temperaturen bör ej överstiga 11° annat än tillfälligtvis. Inga uppgifter eller misstanke om minskning i Kattegatt eller Öresund föreligger, men arten tycks ha minskat starkt i Kosterområdet (ArtDatabanken 2015).

Inga märkräfter av släktet *Haploops* påträffades under 2019 liksom under föregående år. Dessa rörbyggande kräftdjur satte tidigare sin prägel på södra Kattegatts djupa bottnar.

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 2018 och 2019 noterades hela 19 fler tillkommande taxa än bortgående taxa (Tab. 3). Alla tillkommande grupper ökade.

Tabell 3. Tillkommande och bortgående taxa fördelat på arter och systematiska grupper i proverna för hela området under 2018 jämfört med 2017.

Taxa	Antal tillkommande taxa 2019	Antal bortgående taxa 2019
ANNELIDA	15	9
Errantia	8	3
Sedentaria	7	6
MOLLUSCA	14	11
Opisthobranchia	-	1
Gastropoda	5	6
Bivalvia	9	4
ARTHROPODA	10	6
Cumacea	-	2
Mysidacea	-	-
Gammaridea	4	1
Decapoda	6	2
Övriga	-	1
ECHINODERMATA	5	-
VARIA	3	2
TOTALT	47	28

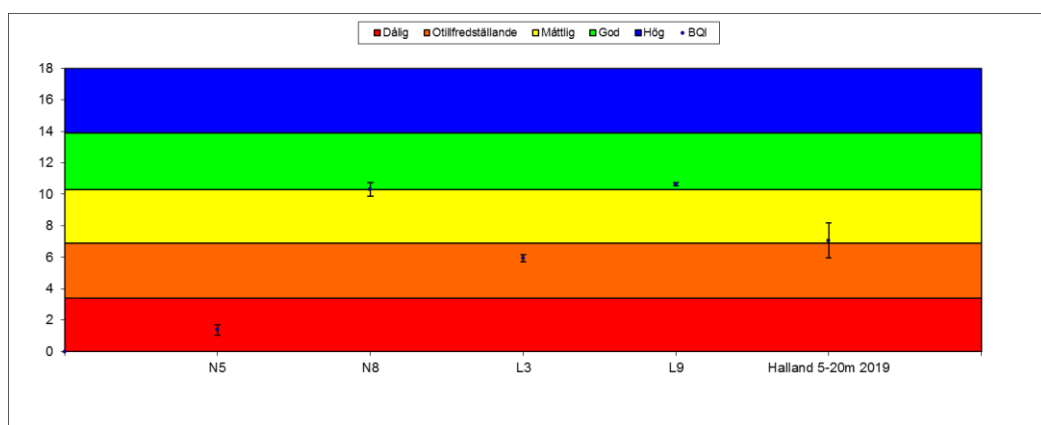
ANNELIDA=havsborstmaskar och marina dagmaskar, Errantia=frilevande, Sedentaria=rörbyggare och grävande. MOLLUSCA=blötdjur, Opisthobranchia=bakgälade snäckor, Gastropoda=(framgälade) snäckor, Bivalvia=musslor, ARTHROPODA=leddjur, Cumacea="kommaräkor", Mysidacea=pungräkor, Gammaridea=märlor, Decapoda=tiofotade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

Tillståndsklassning enligt Naturvårdsverket

Bedömning av status enligt bedömningsgrunder

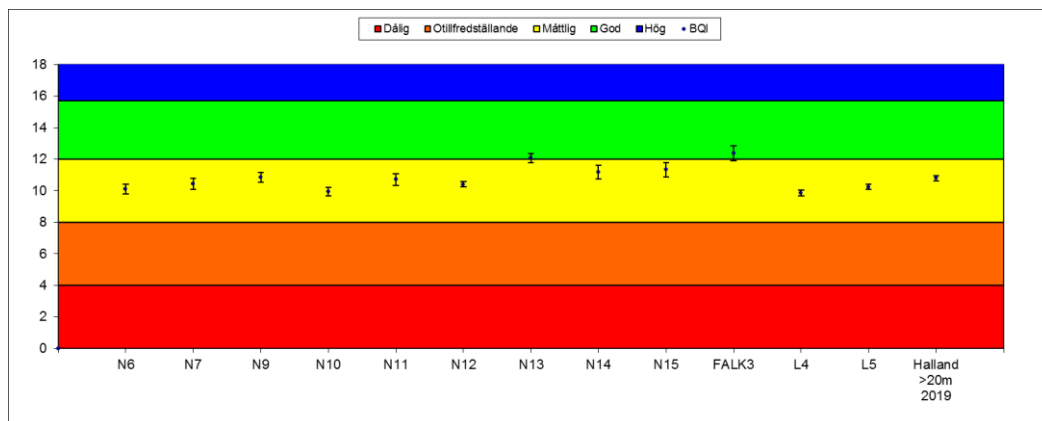
Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för bottenfauna har tillämpats (Naturvårdsverket 2007) för bedömning av status för enskilda vattenförekomster enligt EU:s vattendirektiv. För att använda bedömningsgrunden behövs data från minst fem stationer från en vattenförekomst. I samband med arbetet av statusklassningen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



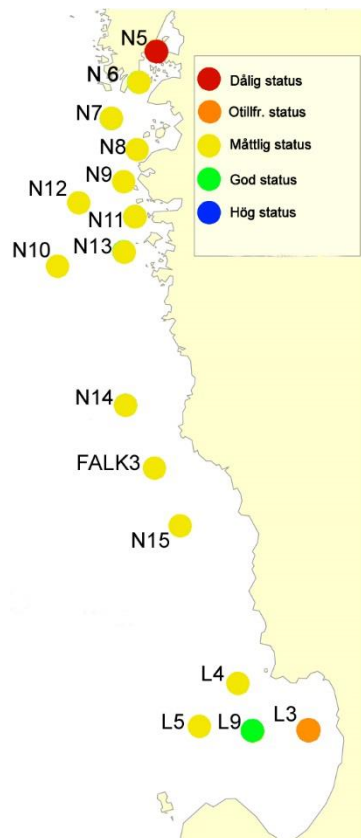
Figur 14. Benthic Quality Index (BQI) för station N5 i inre Kungsbackafjorden, N8 vid Ringhals L9 i yttre Laholmsbukten och L3 i inre Laholmsbukten samt totalt för hela djupintervallet 5-20 meter under 2019. Medelvärden och konfidensintervall för fem prov. Olika kvalitetsgränser för 5-20 meters djup 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 bottnar är relativt grunda och belägna strax under salthaltssprångskiktet vilket innebär att de egentligen inte bör jämföras med djupare stationer. Resultaten från 2019 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 2019. Medelvärden och konfidsensintervall 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 en 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 2019.

Skillnader mellan 2018 och 2019 avseende olika faunavariabler för hela undersökningsområdet

Två statistiskt signifikanta skillnader framkom vid jämförelser mellan resultaten för 2018 och 2019 för de tre huvudvariablerna som gäller 13 stationer i hela undersökningsområdet längs Hallandskusten (Tab. 4). Biomassan och individtätheten ökade. Mellan 2017 och 2018 minskade däremot alla variabler.

Tabell 4. Jämförelse av bottenfaunan mellan 2018 och 2019 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 2018	Standardavvikelse	Medelvärde 2019	Standardavvikelse	Signifikansnivå p
Totalt antal taxa	39	13	40	15	0,839W NS
Biomassa exkl <i>A.islandica</i> , <i>B. lyrifera</i>	56,62	25,07	73,25	30,78	0,003**
Total individtäthet	1303	528	1661	753	0,022*

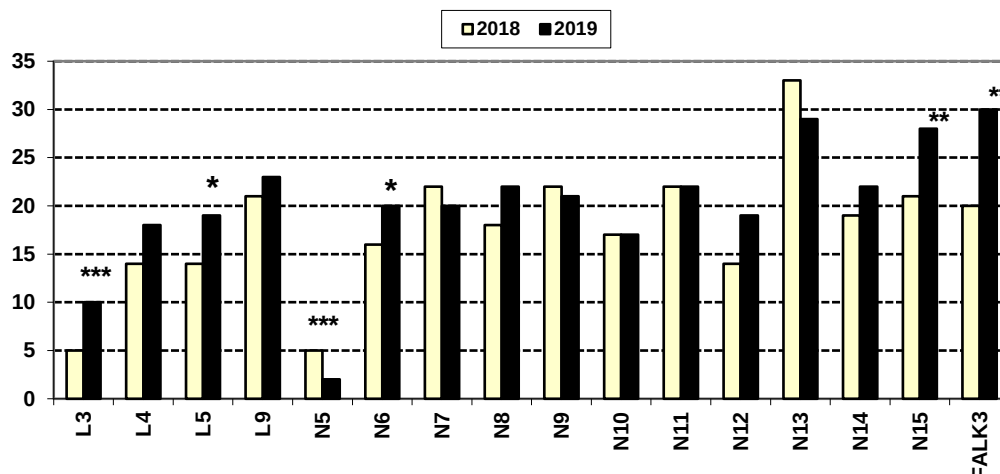
Skillnader mellan 2018 och 2019 för enskilda stationer

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 sex statistiskt signifikanta förändringar noterades (stationerna L3, L5, N5, N6, N14 och N15) på de 16 stationerna mellan 2018 och 2019. I samtliga fall utom för station N5 ökade antalet taxa (Tab. 5, Fig. 17). Förändringarna var relativt kraftiga på flera stationer, vilket kan bero på ändrade miljöförhållanden.

Tabell 5. Antal taxa per prov för alla stationer i kustkontrollprogrammet som undersökts 2018 och 2019. 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 2018	standard- avvikelse	medelvärde 2019	standard- avvikelse	signifikans- nivå p
L3	5	1	10	2	<0,001***
L4	14	4	18	1	0,051NS
L5	14	4	19	1	0,018*
L9	21	2	23	2	0,104NS
N5	5	1	2	1	<0,001***
N6	16	1	20	2	0,008**M
N7	22	2	20	4	0,188NS
N8	18	2	22	4	0,107NS
N9	22	2	21	2	0,644NS
N10	17	5	17	1	0,406NS
N11	22	4	22	3	0,465NS
N12	14	4	19	2	0,095NS(M)
N13	33	6	29	5	0,130NS
N14	19	2	22	5	0,145NS
N15	21	2	28	4	0,008**M
FALK3	20	3	30	5	0,002**

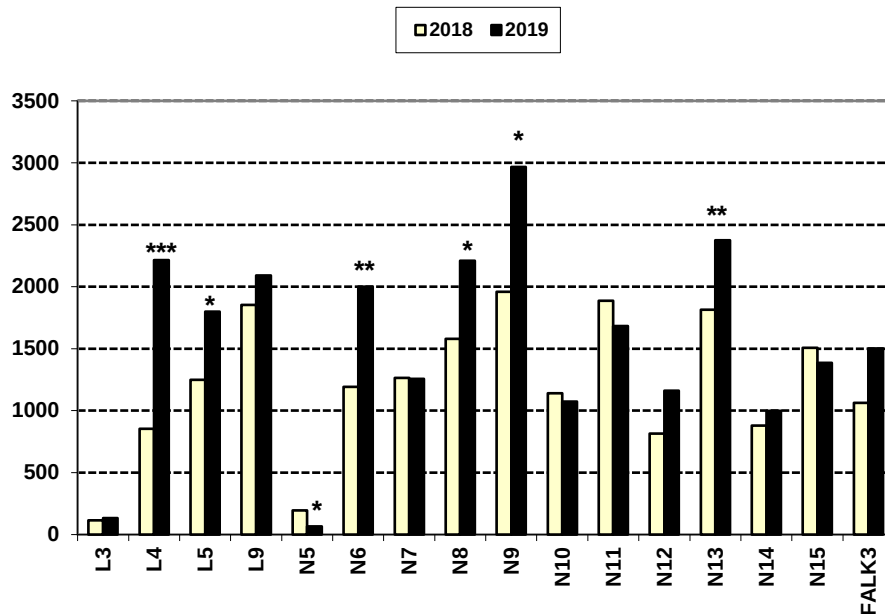


Figur 17. Antal taxa per prov för alla stationer i kustkontrollprogrammet som undersökts 2018 och 2019. * avser signifikant skillnad $p < 0,05$, (**= $p < 0,01$), (**= $p < 0,001$) mellan de båda åren.

Individdtätheten är mindre jämförbar än antalet arter beroende på större naturliga och tillfälliga svängningar. Statistiskt signifikanta förändringar kunde konstateras för 7 av de 16 stationerna mellan 2018 och 2019 (Tab. 6, Fig. 18). I samtliga fall utom för station N5 var det tal om öknings.

Tabell 6. Individdtäthet (ind/m²) för alla stationer i kustkontrollprogrammet under 2018 och 2019. Medelvärden och standardavvikelse. 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 2018	standard-avvikelse	medelvärde 2019	standard-avvikelse	signifikans-nivå p
L3	116	29	134	34	0,390NS
L4	854	402	2216	229	<0,001***
L5	1248	504	1800	251	0,030*
L9	1852	144	2092	280	0,222NS(M)
N5	194	78	66	48	0,007*
N6	1192	345	2000	405	0,009**
N7	1264	229	1256	136	0,468NS
N8	1580	241	2210	516	0,038*
N9	1958	250	2966	792	0,027*
N10	1140	623	1074	411	0,424NS
N11	1888	561	1682	213	0,464NS
N12	814	397	1162	223	0,126NS
N13	1814	187	2374	282	0,006**
N14	880	138	998	310	0,249NS
N15	1508	257	1386	416	0,592NS
FALK3	1062	171	1502	377	0,050NS

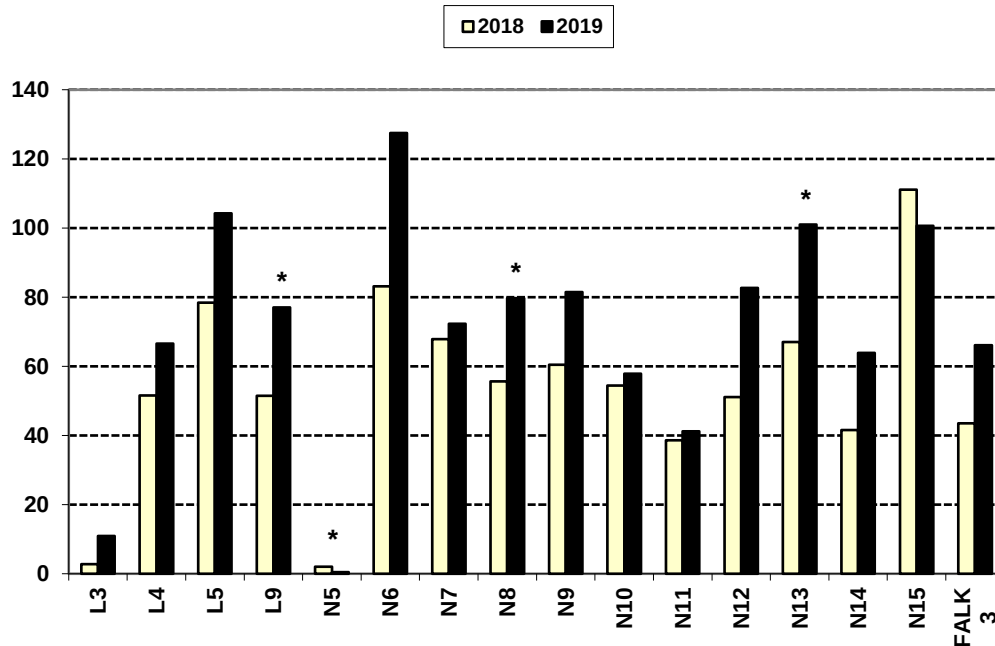


Figur 18. Individdensitet (ind/m²) för alla stationer i kustkontrollprogrammet som undersökts 2018 och 2019. * avser signifikant skillnad $p < 0,05$, (**= $p < 0,01$), (**= $p < 0,001$) mellan de båda åren.

Biomassan är en tillförlitlig variabel och inte så känslig för tillfälliga fluktuationer som individdensiteten. 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 lyrsjöborren *Brissopsis lyrifera*, har därför inte medräknats vid jämförelsen.

Tabell 7. Biomassa (g/m²) exklusive *Arctica islandica* och *Brissopsis lyrifera* för alla stationer i kustkontrollprogrammet som undersökts 2018 och 2019. 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 2018	standard- avvikelse	medelvärde 2019	standard- avvikelse	signifikans- nivå p
L3	2,74	3,52	10,88	7,08	0,056NS(M)
L4	51,60	14,46	66,52	15,72	0,157NS
L5	78,40	42,93	104,26	36,30	0,334NS
L9	51,50	13,60	77,06	17,88	0,034*
N5	2,00	1,27	0,48	0,38	0,034*
N6	83,16	71,39	127,48	82,85	0,391NS
N7	67,88	22,64	72,32	7,33	0,688NS
N8	55,62	21,07	79,68	7,35	0,042*
N9	60,46	9,46	81,44	20,66	0,073NS
N10	54,42	43,47	57,86	36,20	0,895NS
N11	38,64	13,85	41,20	6,86	0,721NS
N12	51,12	25,73	82,70	20,48	0,064NS
N13	67,02	28,63	101,00	13,42	0,043*
N14	41,52	12,18	63,84	29,37	0,155NS
N15	111,06	44,32	100,64	23,01	0,653NS
FALK3	43,46	11,87	66,12	22,10	0,078NS



Figur 19. Biomassa (g/m²) exklusive *Arctica islandica* och *Brissopsis lyrifera* för alla stationer i kustkontrollprogrammet som undersökts 2018 och 2019. * avser signifikant skillnad $p<0,05$, (**= $p<0,01$), (***)= $p<0,001$) mellan de båda åren.

Fyra statistiskt signifikanta skillnader framkom vid jämförelser mellan 2018 och 2019 (Tab. 7, Fig. 19). I samtliga fall utom för station N5 var det tal om ökningar.

Biomassan var under 2019 mycket lägre på stationerna L3 och N5. Detta har även varit fallet under flertalet tidigare år.

Sammanfattningsvis har förändringarna mellan 2018 och 2019 berört såväl antalet taxa som individtätheten och biomassan. Nästan endast ökningar förekom. 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 1997-2019 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 2019 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 1997-2019.

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

Tabell 9. Längden hos *Abra nitida* för stationer under haloklinen (26-50 m) längs Hallandskusten 1997-2019.

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

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, bottentrålning 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 bakgrunds nivå 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?

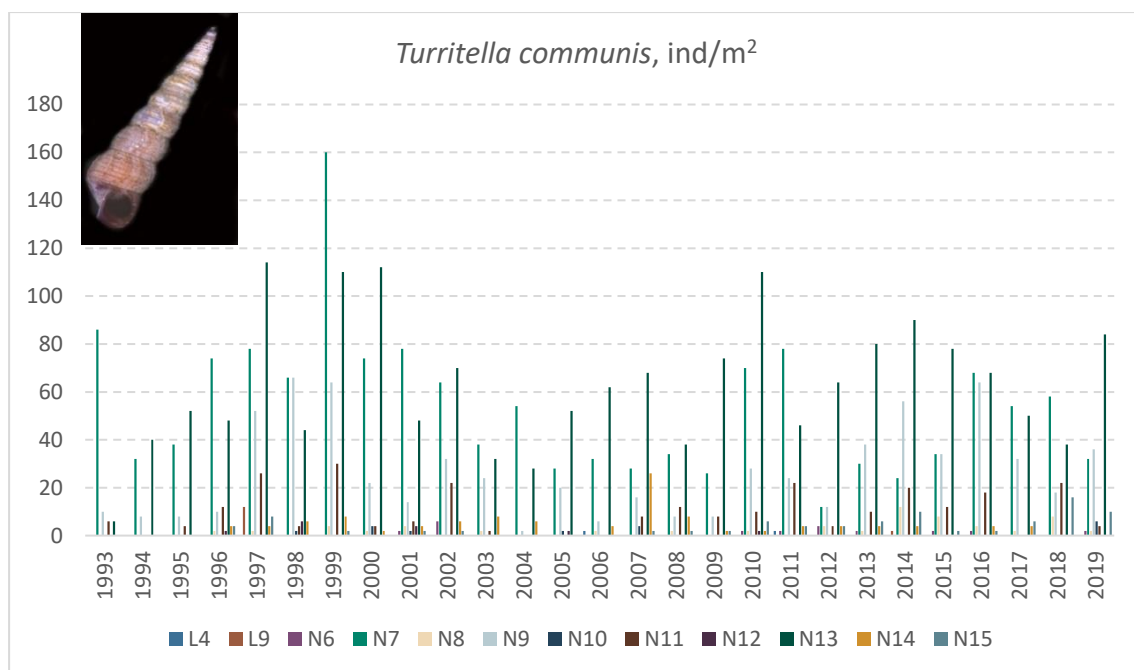
Längs Hallandskusten finns en art av snäcka som eventuellt kan tänkas vara påverkad av de organiska tennföreningarna, tornsnäckan *Turritella communis*.

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 bottenstrukt, 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). 2019 års resultat är jämförelsevis svagt med undantag för stationerna N9 och N13.

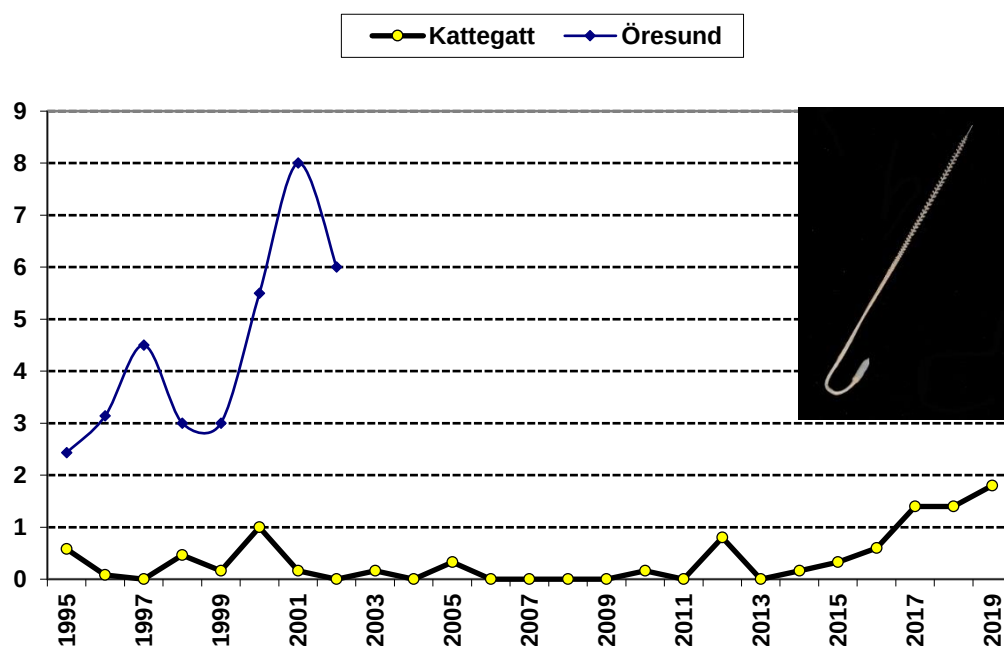
Inga tydliga trender finns för hela perioden.



Figur 20. Individdensitet (ind/m²) för tornsnäckan *Turritella communis* under åren 1993-2019 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.



Figur 21. Medeltäthet (ind/m²) per station av liten piprensare *Virgularia mirabilis* på stationer under haloklinen (20-50m) längs Hallandskusten under perioden 1993-2019. 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.

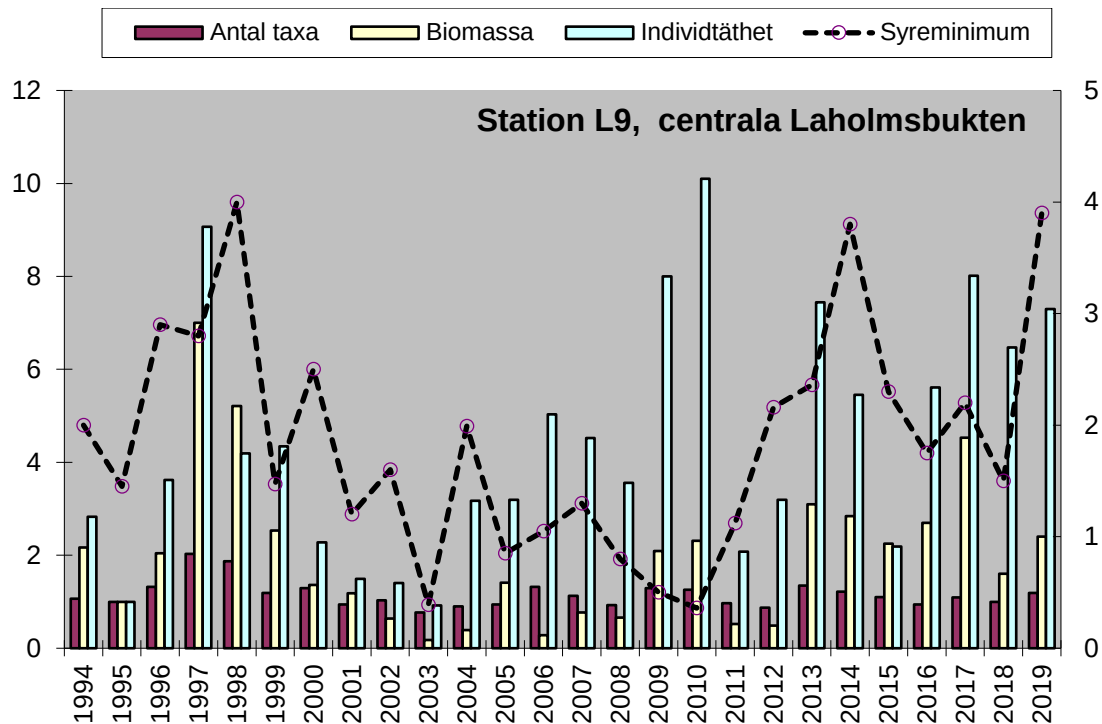
Bottenfaunans utveckling under de allra senaste åren visar på en uppgång för station L9 i Laholmsbukten sedan 2012 års svaga resultat. I inre delen av Kungsbackafjorden är förhållandena fortfarande mycket ansträngda.

Fortsättning på det korta perspektivet, 1993-2019, 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 3,9 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 1993-2019 har stora och gamla islandsmusslor *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.



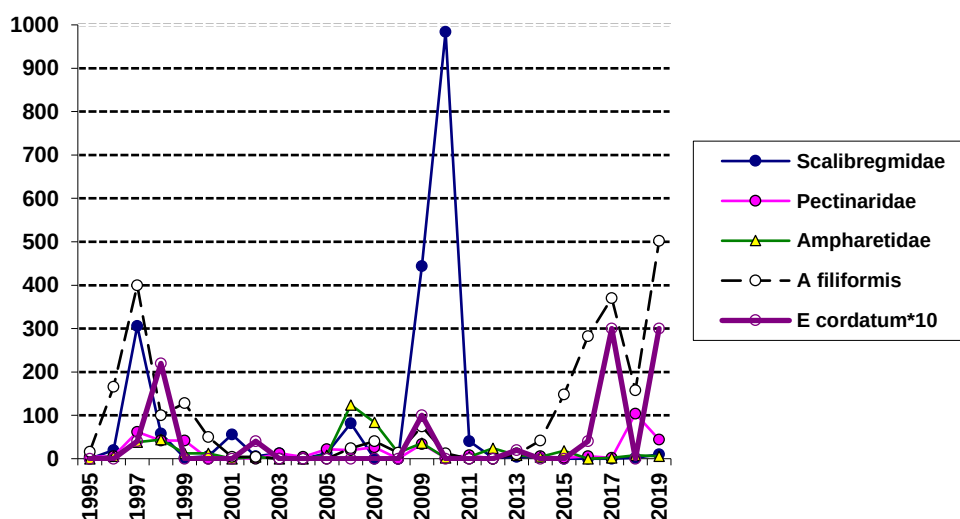
Figur 22. Syreminimum och bottenfaunan i Laholmsbukten. Totala antalet taxa, total individtäthet (exklusive havsborstmaskfamiljen Oweniidae) och total biomassa (exklusive islandsmusslan *Arctica islandica*) samt Oweniidae på station L9 i yttre Laholmsbukten under åren 1994–2019. Syreminimum hösten innan 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 1994-2019. Normalfördelade variabler. NS = ej statistiskt signifikant. N = 26.

Variabel	Korrelationskoefficient	Signifikansnivå, p
Totalt antal taxa	0,516	0,007
Total biomassa exklusive stora djur	0,539	0,004
Individtäthet	0,133	NS

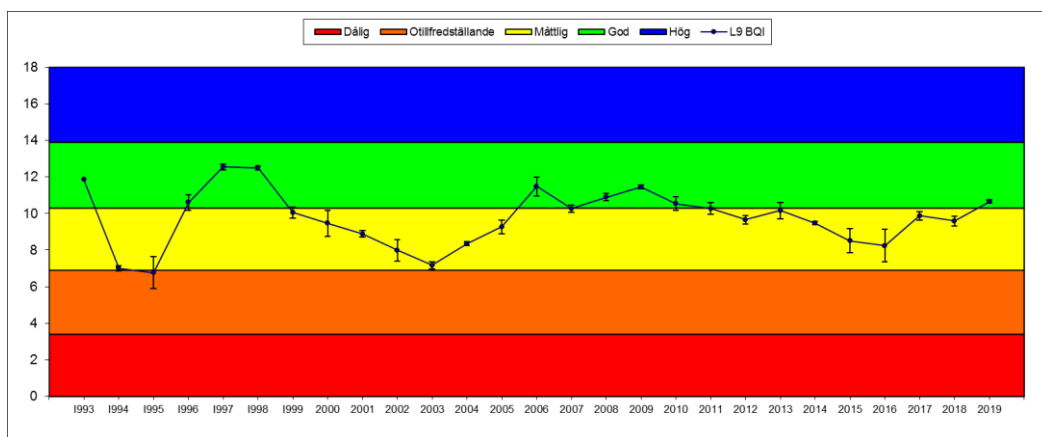
En grupp av taxa som reagerat mycket kraftigt på förändringarna i Laholmsbukten är de som lever djupt ner i botten (Fig. 23). Dessa djur fanns i mycket låga tätheter eller överhuvudtaget inte alls på botten i Laholmsbukten under de första "svåra åren" 1993-95. Deras reaktion på de förbättrade syreförhållandena var dramatisk 1996-98. Under 1999 gick däremot flera grupper och arter kraftigt tillbaka. Ingen större återhämtning inträffade under 2000, då också ormstjärnan *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 2019 märks framförallt en ökning av ormstjärnan *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 1993-2019. 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 1993-2019 och ingen tydlig tendens kan noteras för hela perioden (Fig. 24). Stationen pendlar mellan god och otillfredsställande status.

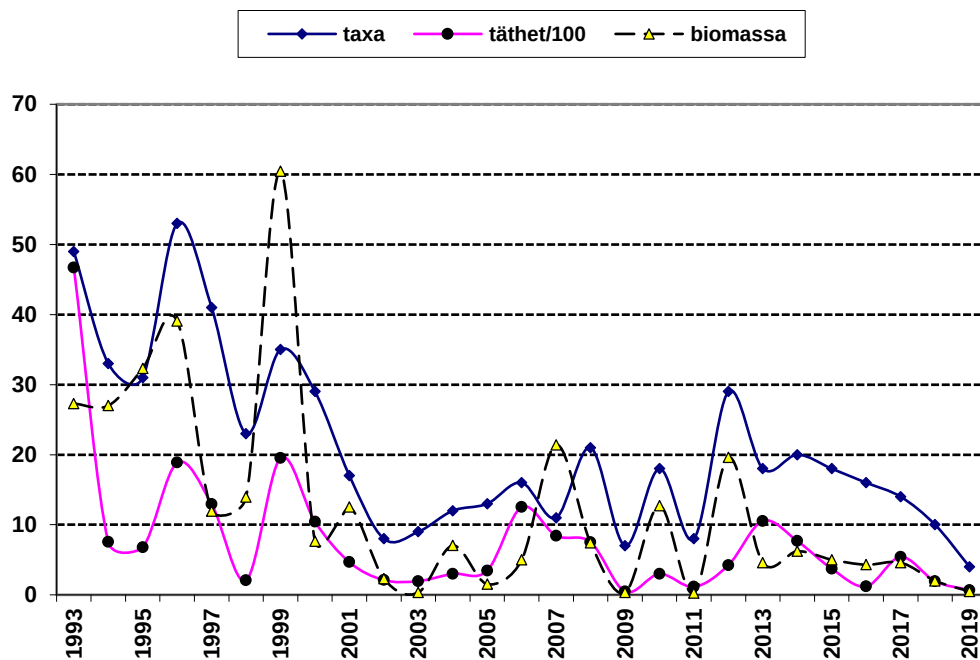


Figur 24. Benthic Quality Index (BI) för station L9 under perioden 1993-2019. Medelvärden och konfidensintervall. Olika kvalitetsgränser inlagda.

Det korta perspektivet, 1993-2019, på station N5 i inre Kungsbackafjorden

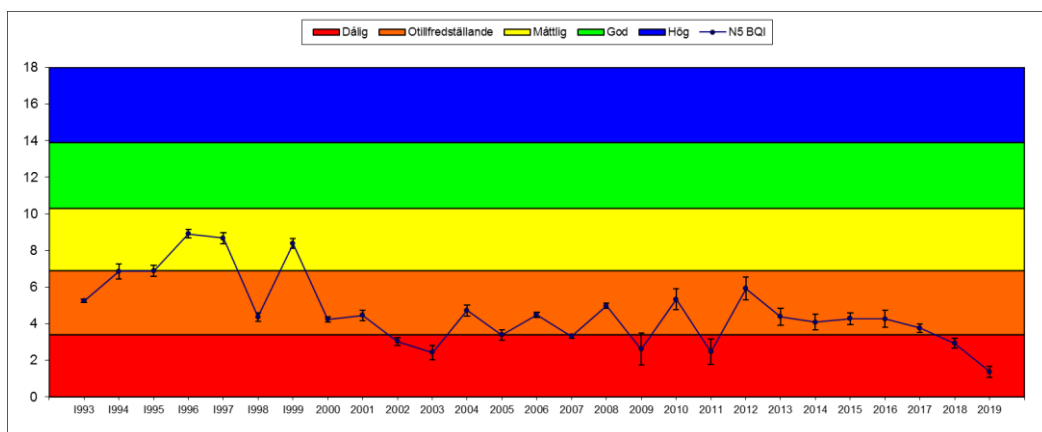
Med tanke på de negativa resultat som framkommit av undersökningarna de allra senaste åren redovisas förändringarna även på denna station under åren 1993-2019 (Fig. 25). Såväl det totala antalet taxa som individtätheten och biomassan har ökat och minskat flera gånger under denna tidsperiod. Dessvärre 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 ($\text{ind/m}^2 * 0,01$) och total biomassa (g/m^2) på station N5 i inre Kungsbackafjorden under åren 1993-2019. Individtätheten 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 och 2019 noteras dock dålig status.



Figur 26. Benthic Quality Index (BQI) för station N5 under perioden 1993-2019. 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 1993-2019

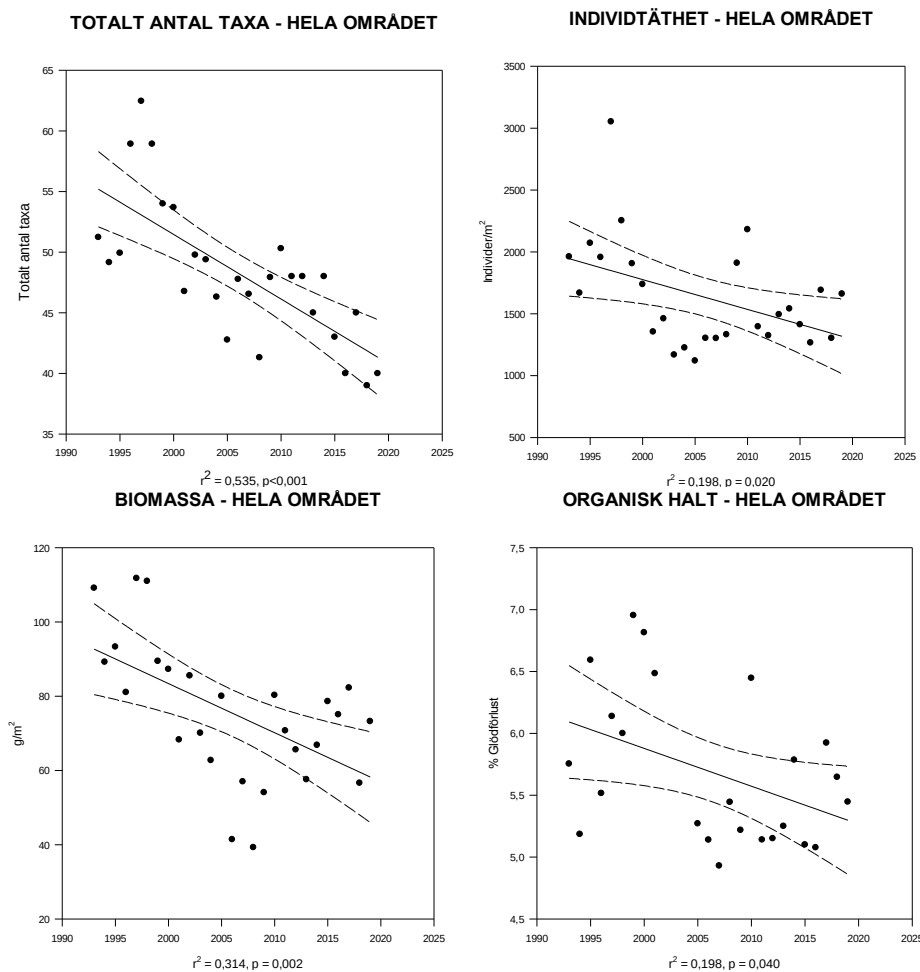
Trendanalyser

Utvecklingen i området 1993-2019 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 13 % under perioden 1993-2019.

Det verkar finnas en viss positiv samvariation mellan sedimentets organiska halt och faunavariablerna som är statistiskt signifikanta för alla variabler för perioden 1993-2019 (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, individtäthet och biomassa hos bottenfaunan samt organisk halt i sedimentet i hela det undersökta området längs Hallandskusten under perioden 1993-2019. Årsmedelvärden för 13 stationer. Linjär regression. N = 27.

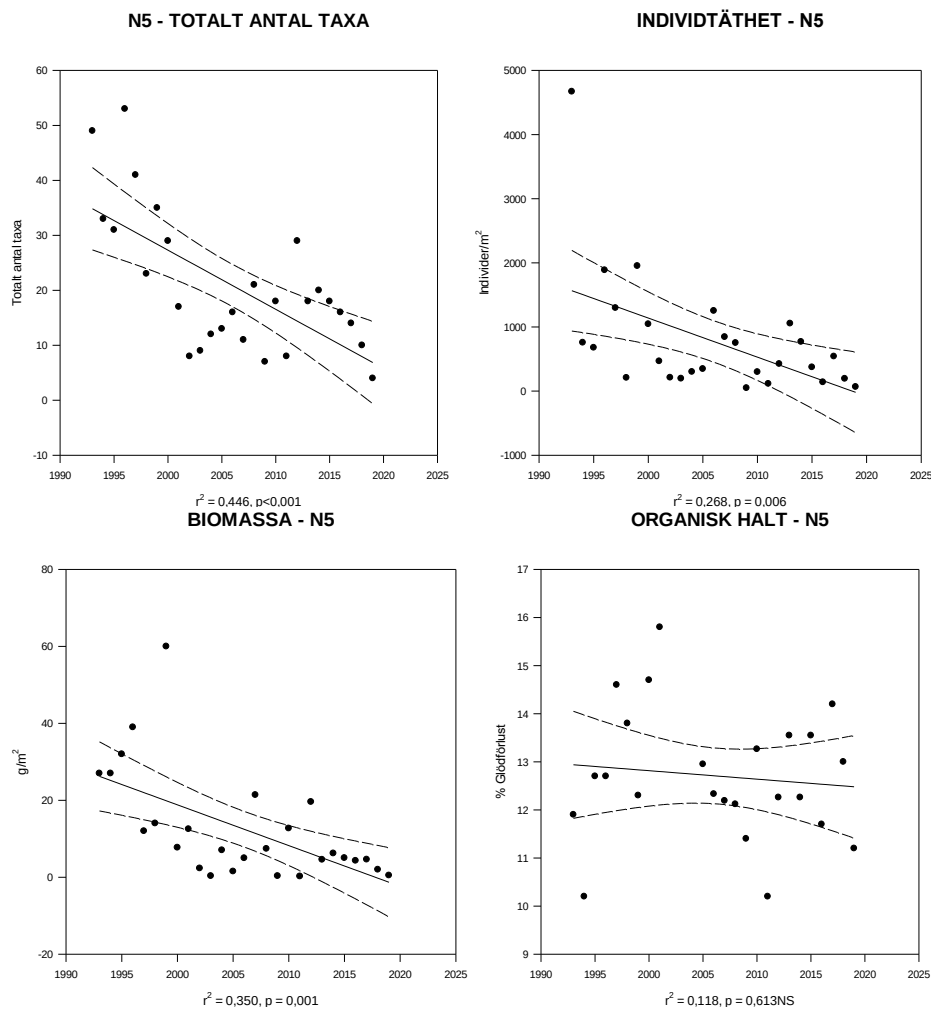
Tabell 11. Korrelationer (Spearman) mellan sedimentets organiska halt och olika faunavariabler i hela det undersökta området längs Hallandskusten under perioden 1993-2019. N = 27.

Variabel	korrelationskoefficient	Signifikansnivå, p
Totalt antal taxa	0,515	0,010
Total biomassa exklusive stora djur	0,555	0,005
Individtäthet	0,642	<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 individtätheten och biomassan minskar med mer än 80 % under perioden 1993-2019. Förändringar av sedimentets organiska halt är däremot inte statistiskt signifikanta.

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

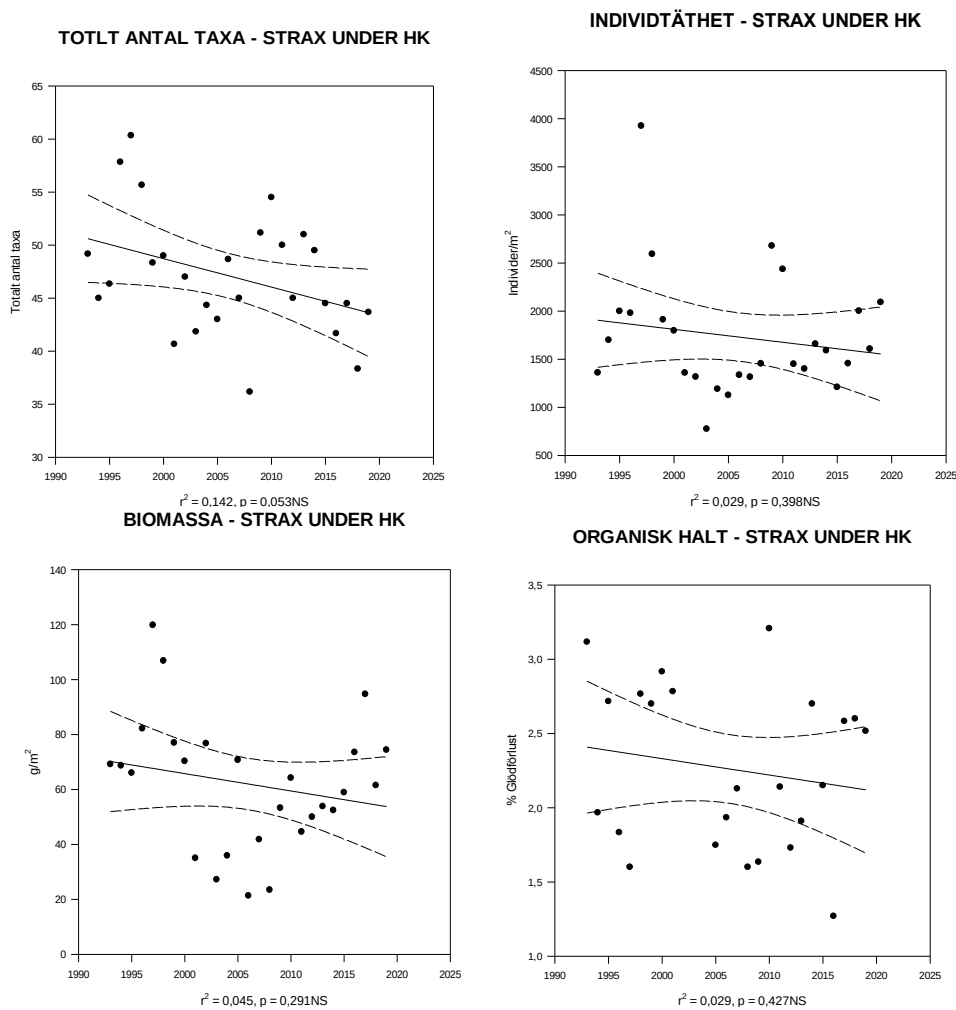


Figur 28. Utvecklingen av totalt antal taxa, individtäthet och biomassa hos bottenfaunan samt organisk halt i sedimentet för station N5 i inre Kungsbackafjorden under perioden 1993-2019. Årsmedelvärden. Linjär regression. NS = icke statistiskt signifikant trend.

Strax under haloklinen

För stationer strax under haloklinen finns inga statistiskt signifikanta förändringar för perioden 1993-2019 (Fig. 29).

Det finns ingen samvariation mellan sedimentets organiska halt och faunavariablerna för perioden 1993-2019 på stationerna strax under haloklinen.

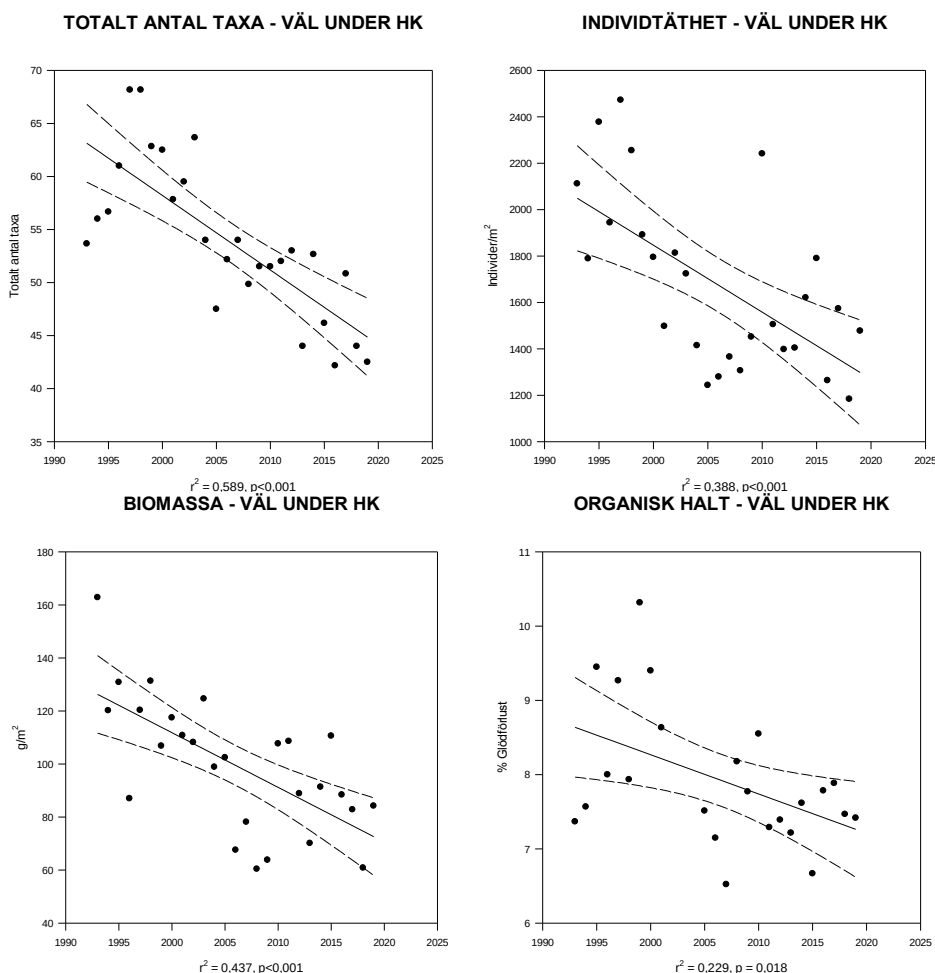


Figur 29. Utvecklingen av totalt antal taxa, individtäthet och biomassa hos bottenfaunan samt organisk halt i sedimentet på bottenar strax under haloklinen längs Hallandskusten under perioden 1993-2019. Årsmedelvärden för 6 stationer. Linjär regression. NS = icke statistiskt signifikant trend.

Väl under haloklinen

För stationer väl under haloklinen minskar samtliga faunavariabler statistiskt signifikant. Det totala antalet taxa och individtätheten 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 individtätheten för perioden 1993-2019 (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, individtäthet och biomassa hos bottenfaunan samt organisk halt i sedimentet på bottenar väl under haloklinen längs Hallandskusten under perioden 1993-2016. Årsmedelvärden för 6 stationer. Linjär regression.

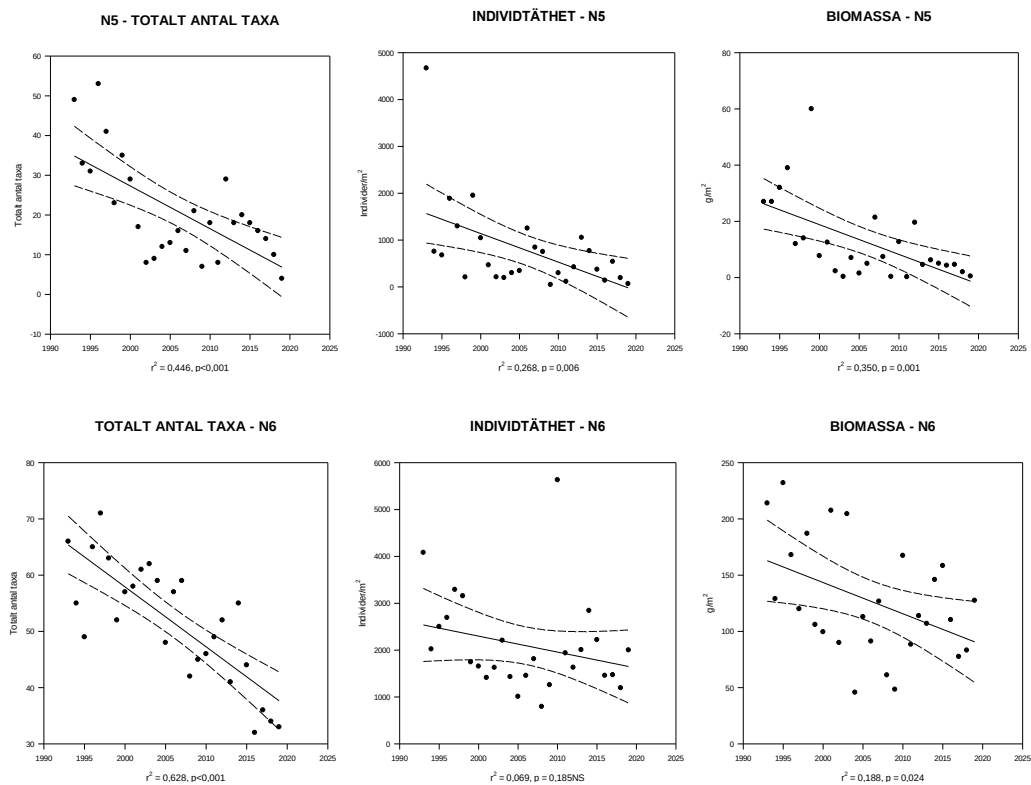
Tabell 12. Korrelationer (Pearson) mellan sedimentets organiska halt och olika faunavariabler på bottenar väl under haloklinen längs Hallandskusten under perioden 1993-2019. Normalfördelade variabler. N = 24.

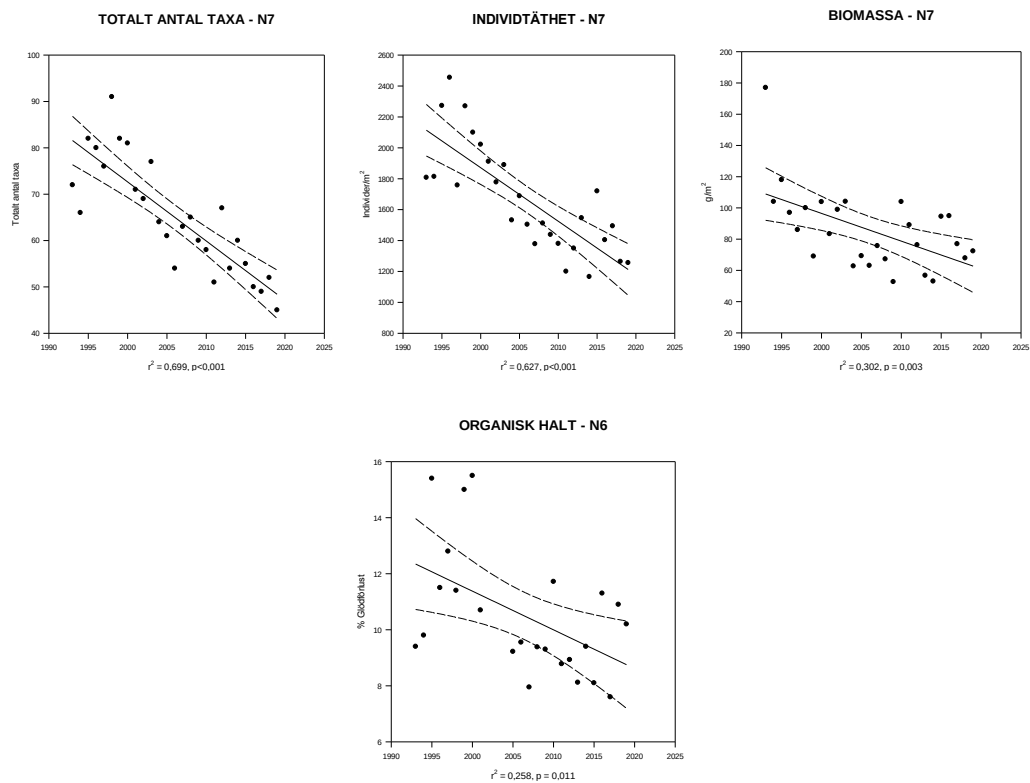
Variabel	korrelationskoefficient	Signifikansnivå, p
Totalt antal taxa	0,502	0,012
Total biomassa exklusive stora djur	0,320	0,126NS
Individdensitet	0,504	0,012

Enskilda stationer

Kungsbackafjorden och Nidingen

Åtta statistiskt signifikanta minskande trender kan noteras av nio möjliga (Fig. 31). Endast förändringen av individdensiteten 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.





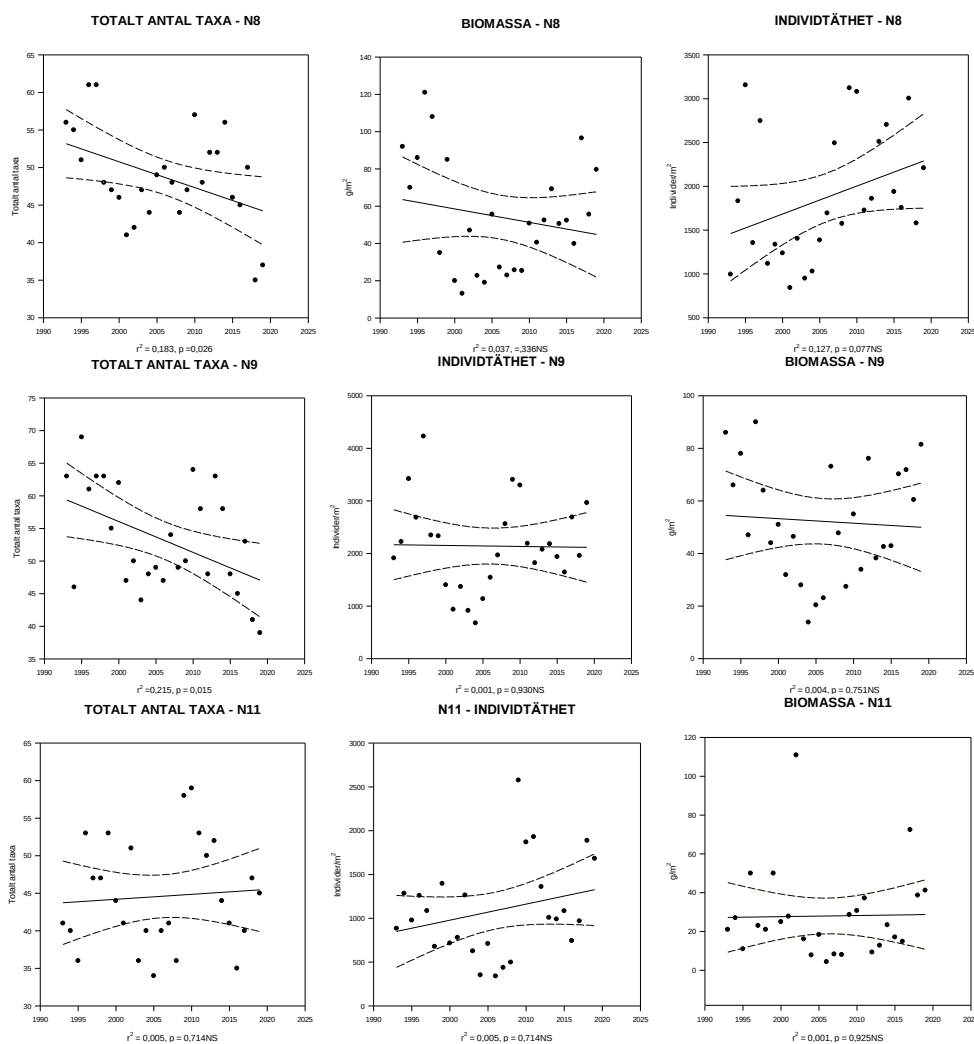
Figur 31. Utvecklingen antalet taxa, individtätheten (ind/m²) och biomassan (g/m²) på stationerna N5, N6 och N7 under perioden 1993-2019 samt organisk halt för station N6 under samma period. Linjär regression.

Det finnas ingen samvariation mellan sedimentets organiska halt och faunavariablerna för perioden 1993-2019 på stationerna i Kungsbackafjorden och vid Nidingen.

Ringhals-Värö

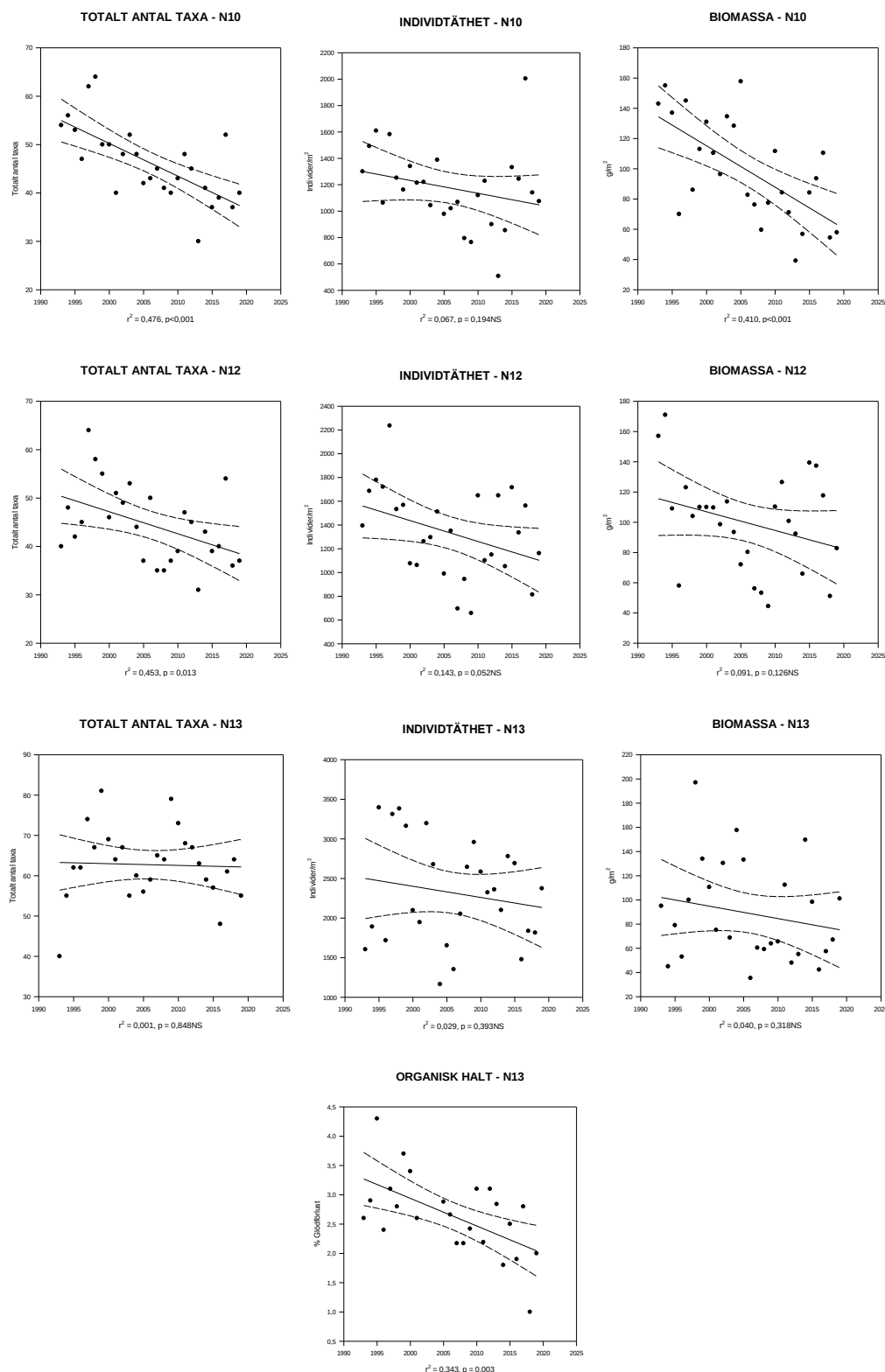
Två statistiskt signifikanta trender kan noteras av nio möjliga för tre stationer strax under haloklinen (Fig. 32). Det minskade antalet taxa på stationerna N8 och N9 är statistiskt signifikanta. Minskningarna är måttliga (ca 15-20 %).

Det finns en viss samvariation mellan sedimentets organiska halt och individtätheten och biomassan på station N11 ($r_s = 0.408$, $p = 0.047$ resp $r_s = 0.443$, $p = 0.030$).



Figur 32. Utvecklingen av antalet taxa, individtätheten (ind/m²) och biomassan (g/m²) för stationerna N8, N9 och N11 på 19-21 meters djup i Ringhals/Värö-området under perioden 1993-2019.

Tre 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. Minskningarna är måttliga till kraftiga (ca 20-56 %). Det finnas ingen samvariation mellan sedimentets organiska halt och faunavariablerna för perioden 1993-2019 på stationerna väl under haloklinen i området vid Ringhals-Värö.

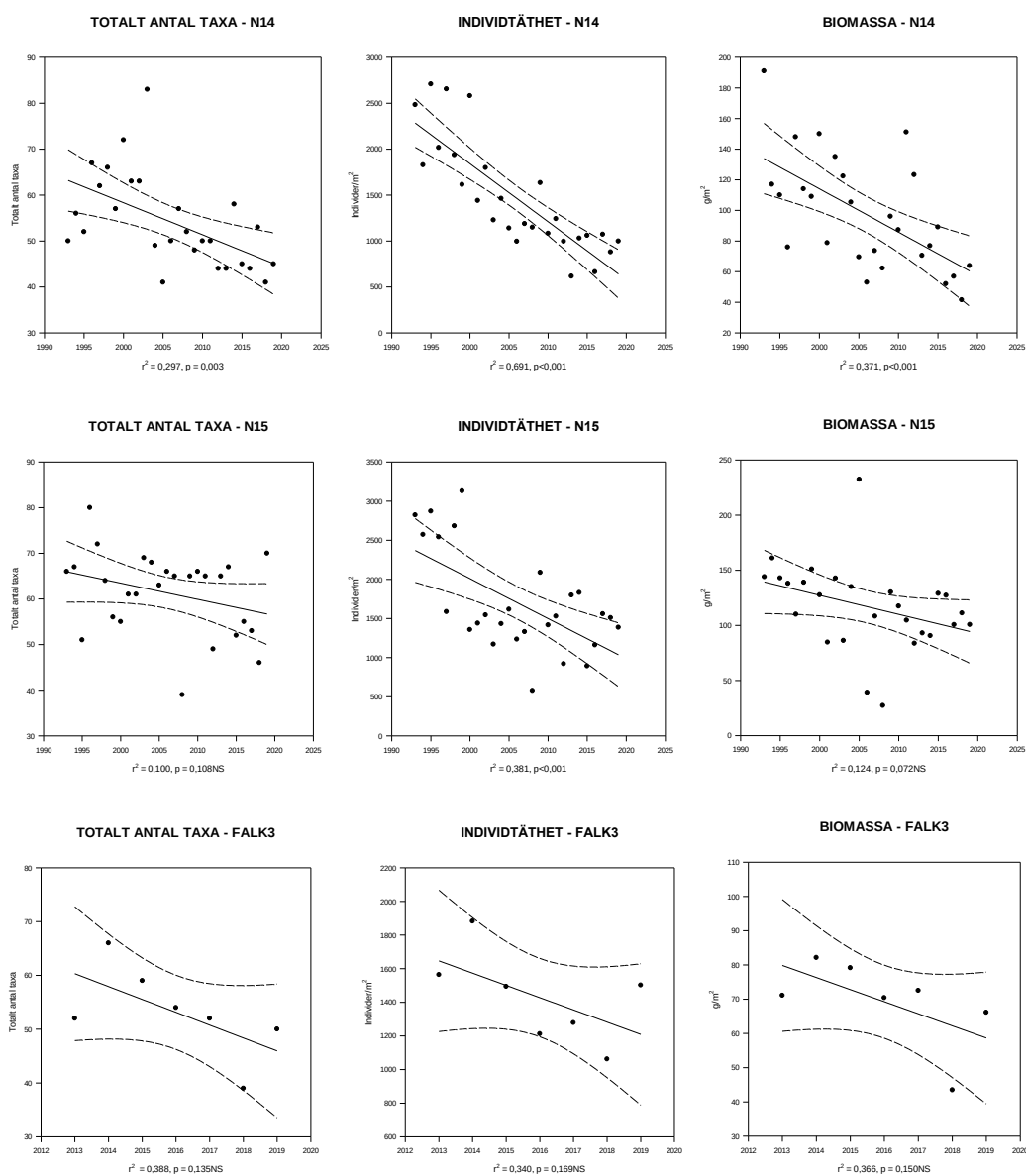


Figur 33. Utvecklingen av antalet taxa, individdensitet (ind/m²) och biomassan (g/m²) för stationerna N10, N12 och N13 på 24-50 meters djup i Ringhals/Värö-området under perioden 1993-2019 samt sedimentets organiska halt för station N13 under samma period.

Falkenberg

Fyra statistiskt signifikanta trender kan noteras av nio möjliga för tre stationer (Fig. 34). Individdtätheten minskar på station N15 och samtliga variabler minskar på station N14. Minskningarna är kraftiga (ca 50-70 %).

Det finns ingen samvariation mellan sedimentets organiska halt och faunavariablerna för perioden 1993-2019 på stationerna i havsområdet utanför Falkenberg.

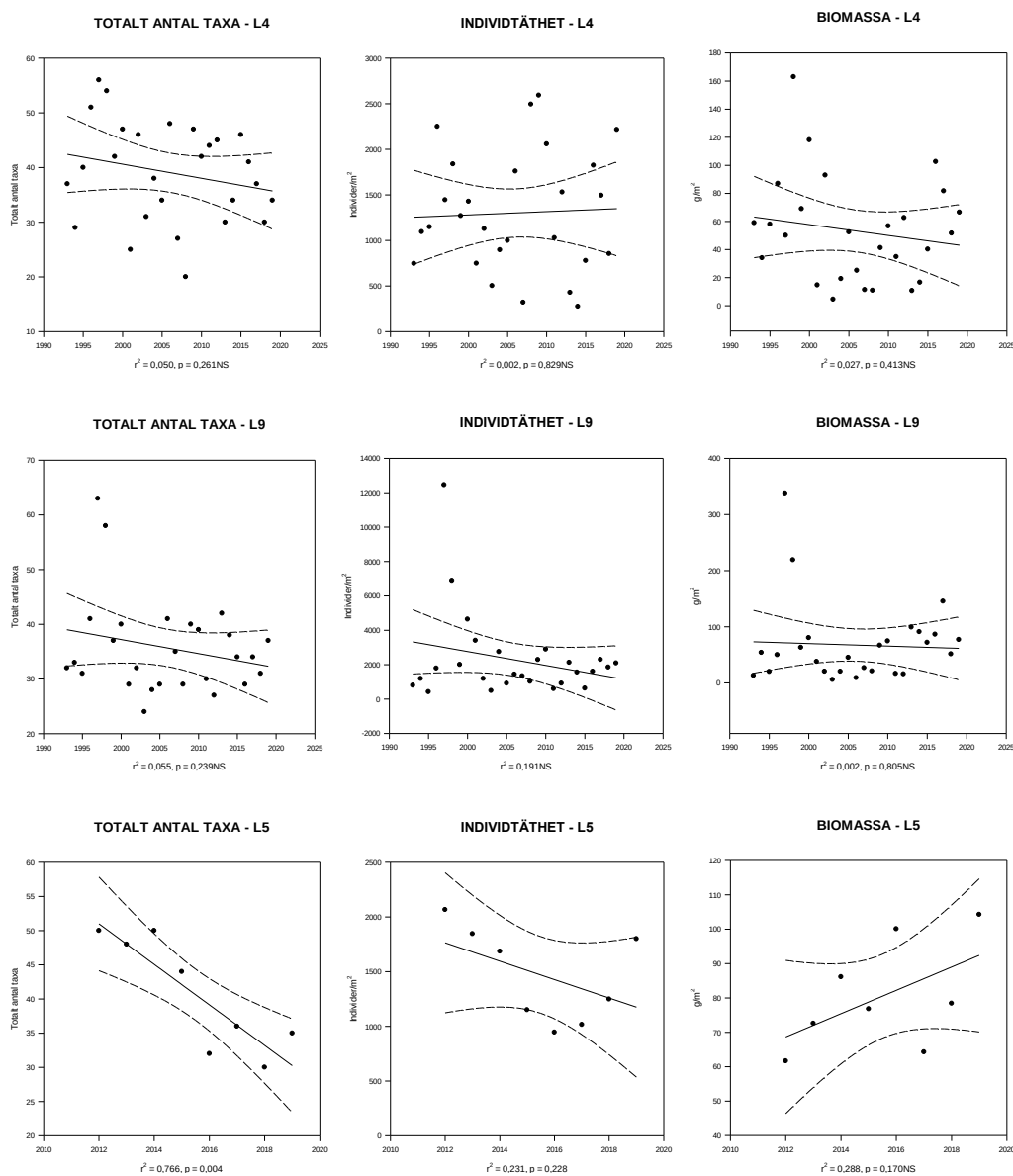


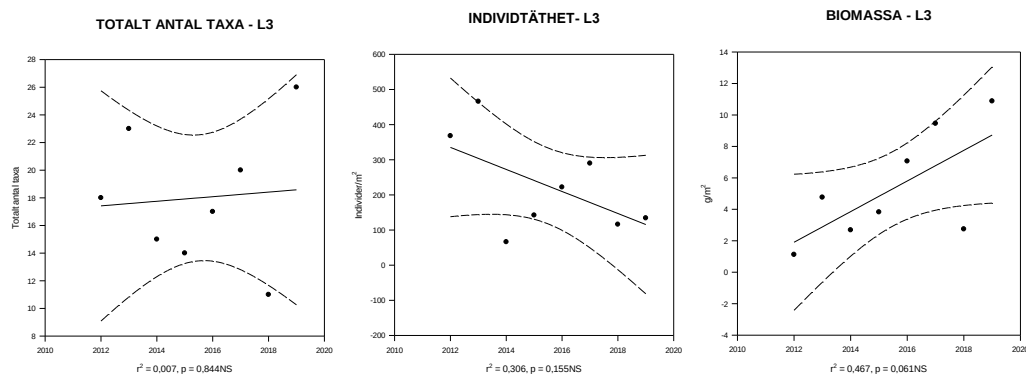
Figur 34. Utvecklingen av antalet taxa, individdtätheten (ind/m²) och biomassan (g/m²) för stationerna N14 och N15 under perioden 1993-2019. Linjär regression.

Laholmsbukten

En statistiskt signifikant trend kan noteras av tolv möjliga för fyra stationer under perioden 1993-2019 (Fig 35). Det totala antalet taxa minskar med ca 40% på station L5.

Det finnas ingen samvariation mellan sedimentets organiska halt och faunavariablerna för perioden 1993-2019 på stationerna i Laholmsbukten.





Figur 35. Utvecklingen av antalet taxa, individtätheten (ind/m²) och biomassan (g/m²) för stationerna L4 och L9 på 20-21 meters djup i Laholmsbukten under perioden 1993-2019.

Sammantaget kan ett högt antal (46%) statistiskt signifikanta förändringar noteras för hela området längs Hallandskusten för perioden 1993-2019. Endast statistiskt signifikanta minskningar noteras. Detta gäller tydligast för de djupaste stationerna väl under haloklinen. De finns endast en samvariation mellan sedimentets organiska halt och de tre faunavariablerna på de sexton stationerna.

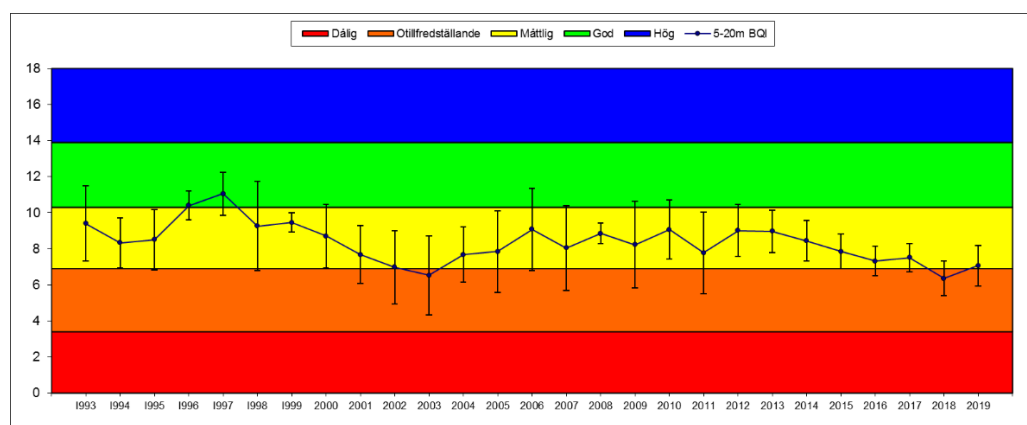
BQI, Benthic Quality Index

Utvecklingen i området 1993-2019 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

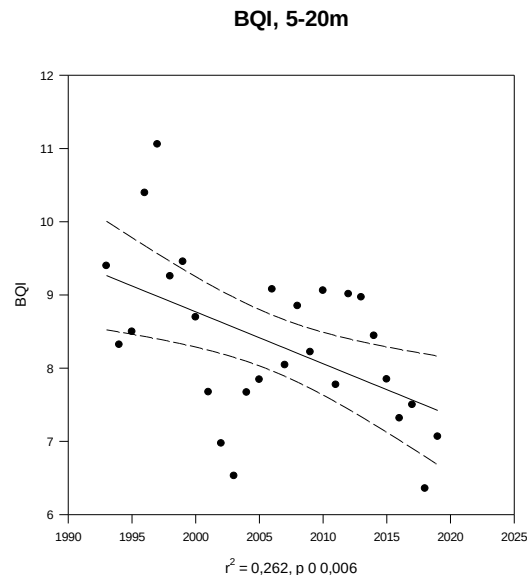
Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder finns två djupintervall, 5-20 meters djup och djupare än 20 meter.

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 1993-2019 (Fig. 36). Höga konfidensintervall pekar på stora variationer i resultat mellan stationerna. Detta beror troligen på variationer i ett flertal stressfaktorer som förekommer i eller strax under salthaltssprångskiktet.



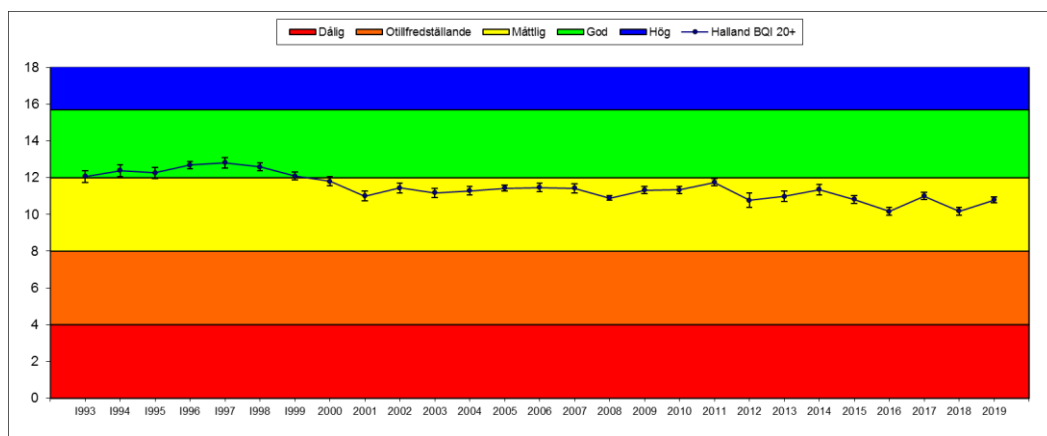
Figur 36. Benthic Quality Index (BQI) 1993–2019 för djupintervallet 5–20 m längs Hallandskusten (station N5 i inre Kungsbackafjorden, N8 vid Ringhals och L9 i yttre Laholmsbukten). Medelvärden och konfidensintervall. Olika kvalitetsgränser för 5–20 meters djup inlagda.

Utvecklingen av BQI är svagt fallande för djupintervallet 5-20 meter och statistiskt signifikant för perioden 1993-2019 (Fig. 37). Två år, 1996 och 1997, avviker med särskilt höga värden medan det omvända gäller 2002 och 2003.



Figur 37. Utvecklingen av Benthic Quality Index (BQI) 1993-2019 för djupintervallet 5-20 m längs Hallandskusten. Linjär regression. Regressionslinje och konfidensintervall.

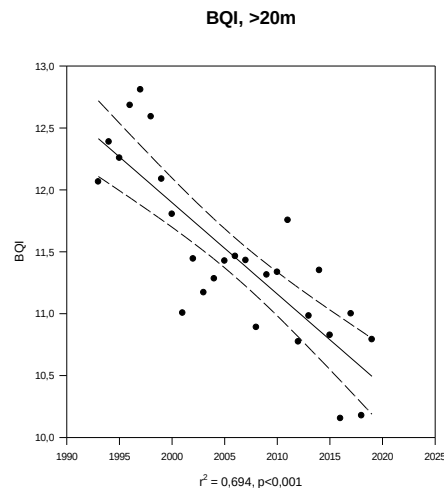
De 10 djupaste stationerna, på djup över 20 m, uppvisar BQI-värden i intervallen för måttlig status till god status (Fig. 38). Låga konfidensintervall pekar på relativt jämna resultat mellan stationerna. Detta beror troligen på avsevärt mindre variationer i omvärldsfaktorer under salthaltssprångskiktet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



Figur 38. Benthic Quality Index (BQI) 1993–2016 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 1993–2019 och trenden är statistiskt signifikant (Fig. 39). Två år, 1997 och 1998, avviker med särskilt höga värden medan det omvända gäller under de senaste åren.

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, bottentråkning och vitaminbrist är andra möjliga och samverkande faktorer till utvecklingen.



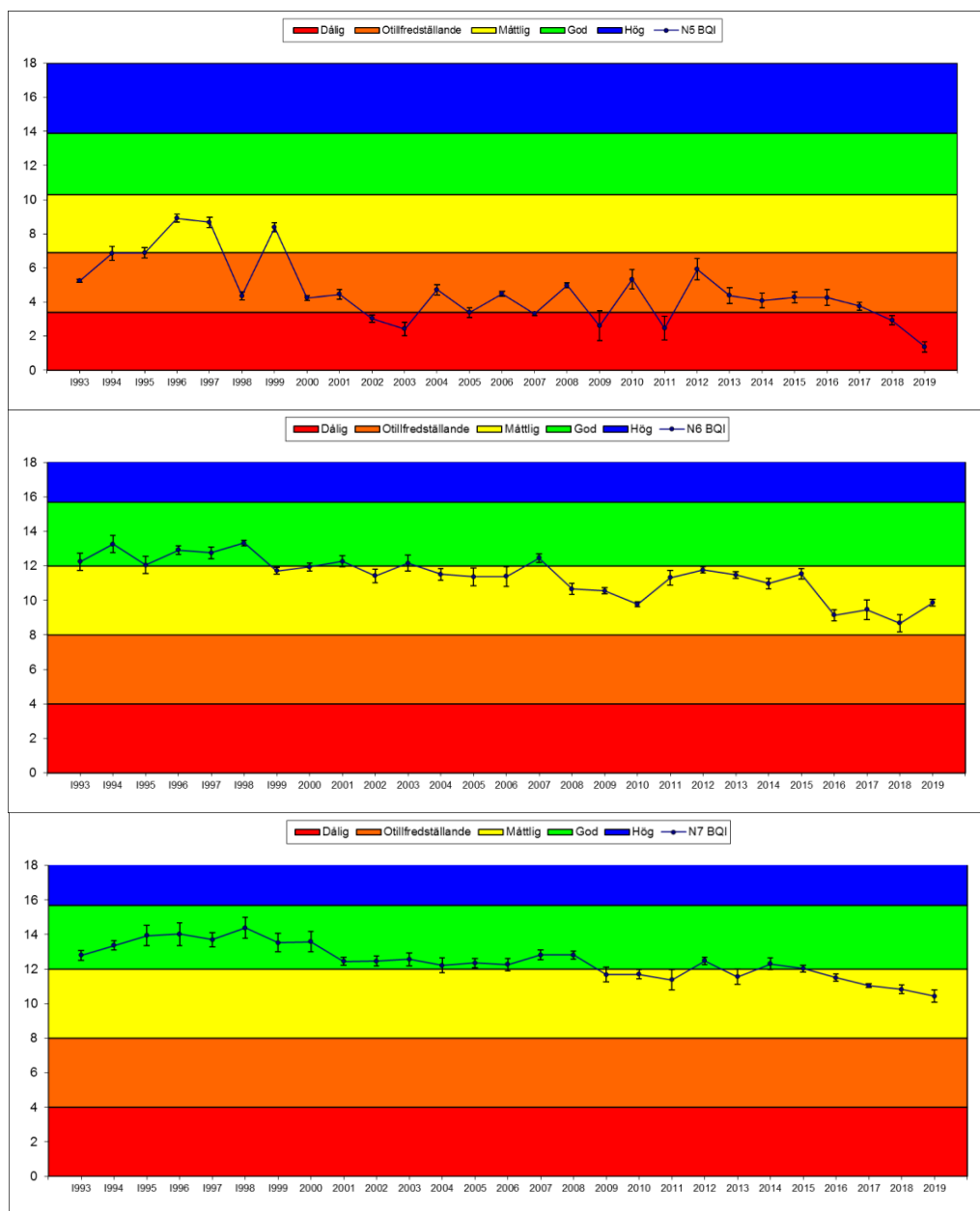
Figur 39. Utvecklingen av Benthic Quality Index (BQI) 1993-2019 för stationer djupare än 20m längs Hallandskusten. Linjär regression. Regressionslinje och konfidensintervall.

Sammantaget är utvecklingen för BQI fallande både för djupintervallet 5-20 meter och djup större än 20 meter för perioden 1993-2019. 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

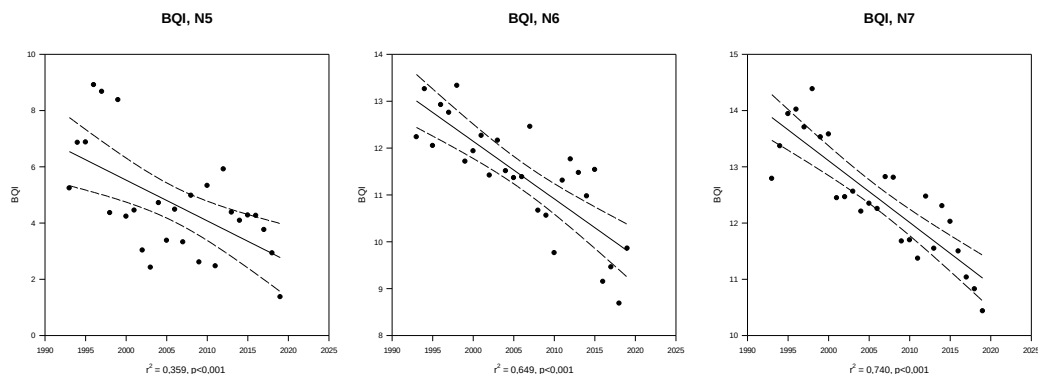
Kungsbackafjorden och Nidingen

För samtliga tre stationer är tendensen att BQI faller under perioden 1993-2019 (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) 1993–2019 för stationerna N5, N6 och N7 längs Hallandskusten. Medelvärden och konfidensintervall. Olika kvalitetsgränser inlagda.

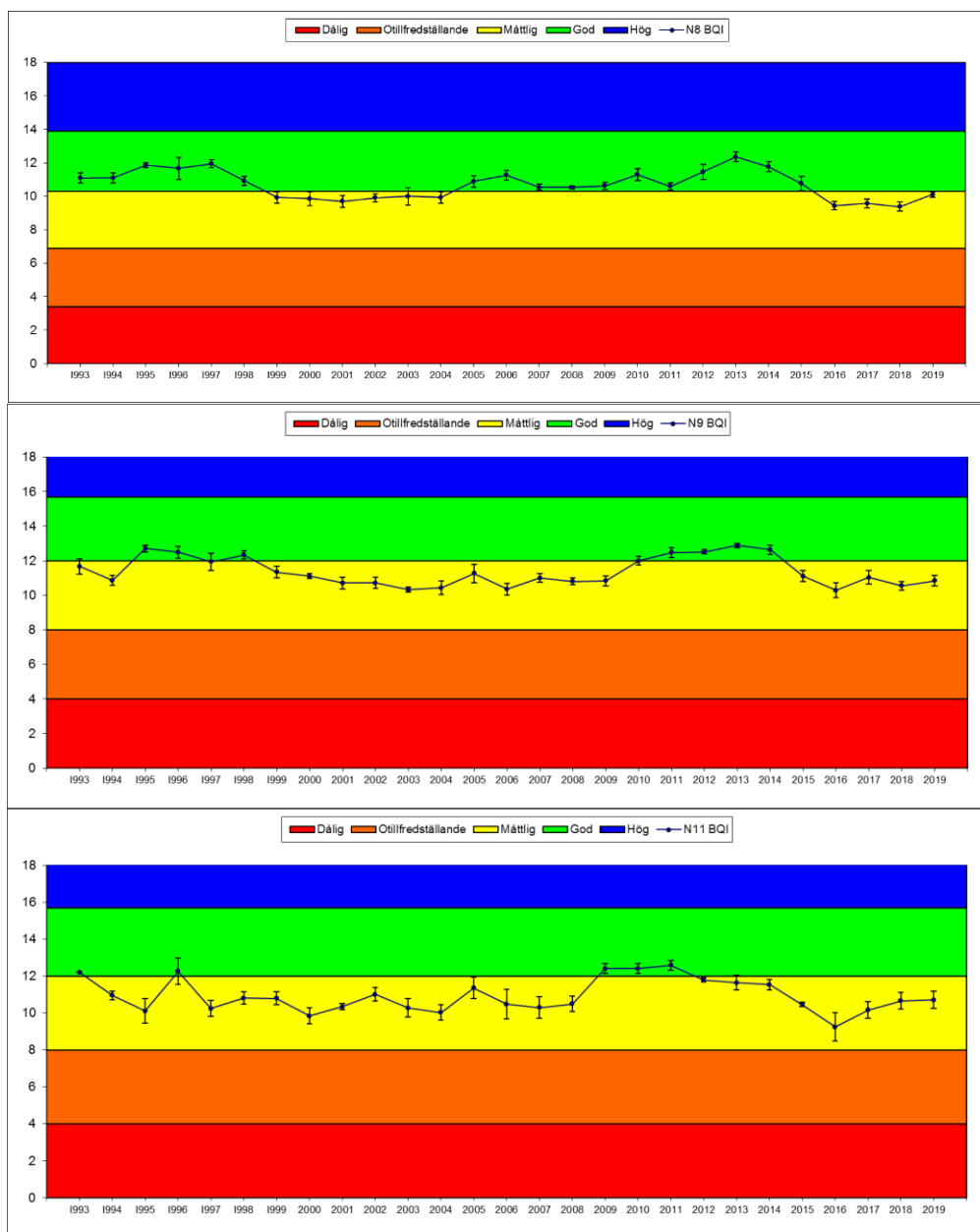
Samtliga trender är statistiskt signifikanta (Fig. 41). Framförallt avviker åren 1993, 1998, 2004 och 2010, 2011 samt 2016 från de övriga resultaten.



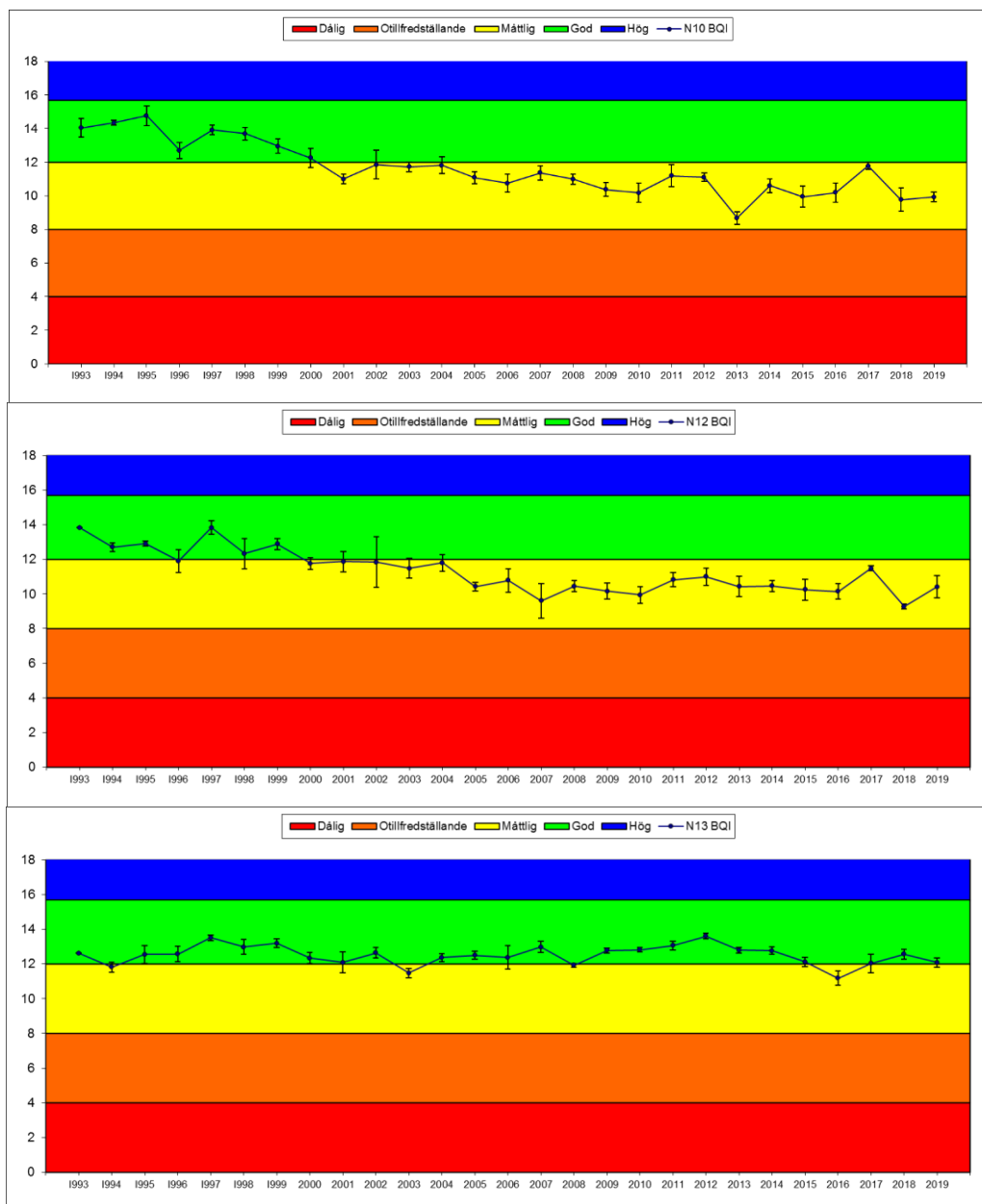
Figur 41. Utvecklingen av Benthic Quality Index (BQI) för stationerna N5, N6 och N7 under perioden 1993–2019. Linjär regression. Regressionslinje och konfidensintervall.

Ringhals-Värö

För de grundaste tre stationerna är tendensen att BQI faller något under början av perioden 1993–2019 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.

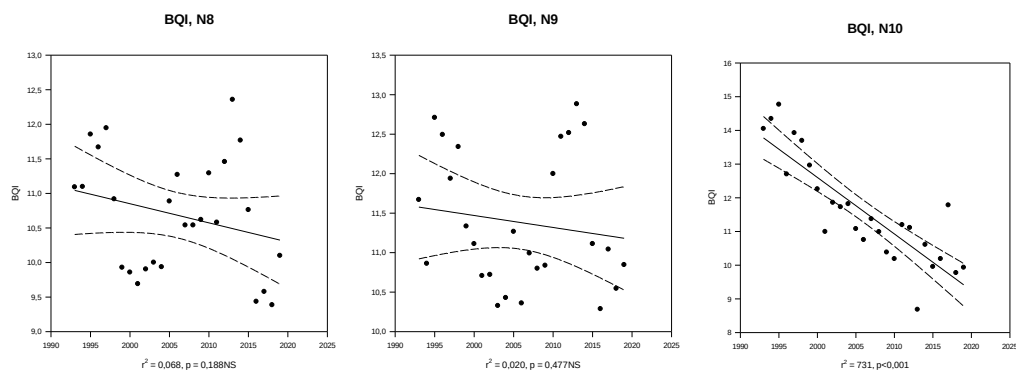


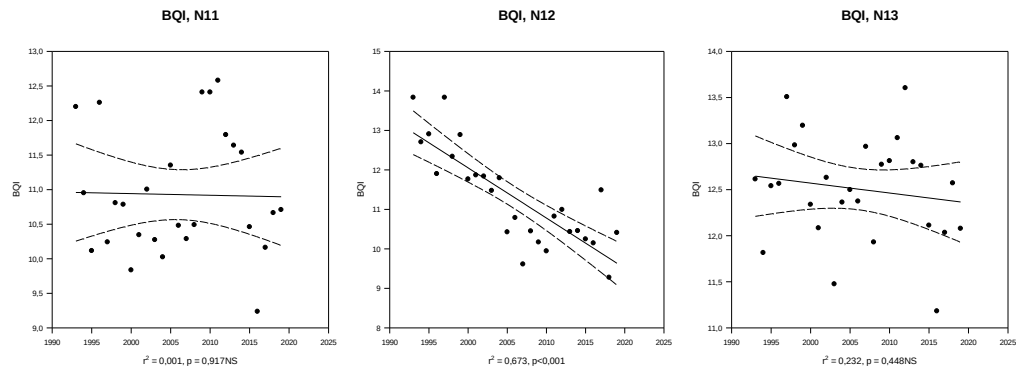
Figur 42. Benthic Quality Index (BQI) 1993–2019 för stationerna N8, N9 och N11 längs Hallandskusten. Medelvärden och konfidensintervall. Olika kvalitetsgränser inlagda.



Figur 43. Benthic Quality Index (BQI) 1993–2019 för stationerna N10, N12 och N13 längs Hallandskusten. Medelvärden och konfidensintervall. Olika kvalitetsgränser inlagda.

För två av stationerna, de båda djupaste, N10, och N12 är trenderna statistiskt signifikanta (Fig. 44). Framförallt avviker åren 1995, 1997, 2003, 2007, 2012, 2013 och 2016 från de övriga resultaten.

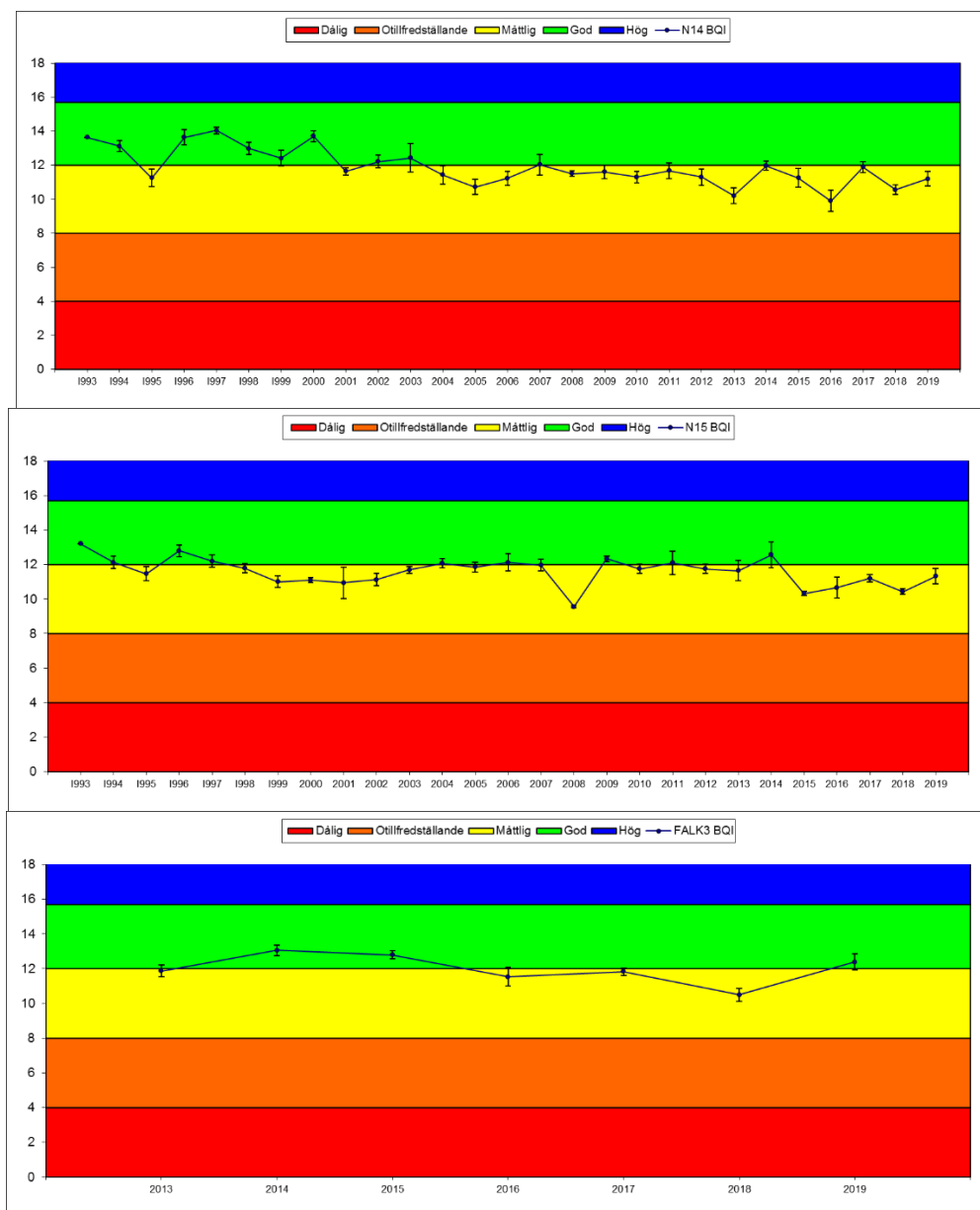




Figur 44. Utvecklingen av Benthic Quality Index (BQI) för stationerna N8, N9, N10, N11, N12 och N13 under perioden 1993-2019. Linjär regression. Regressionslinje och konfidensintervall.

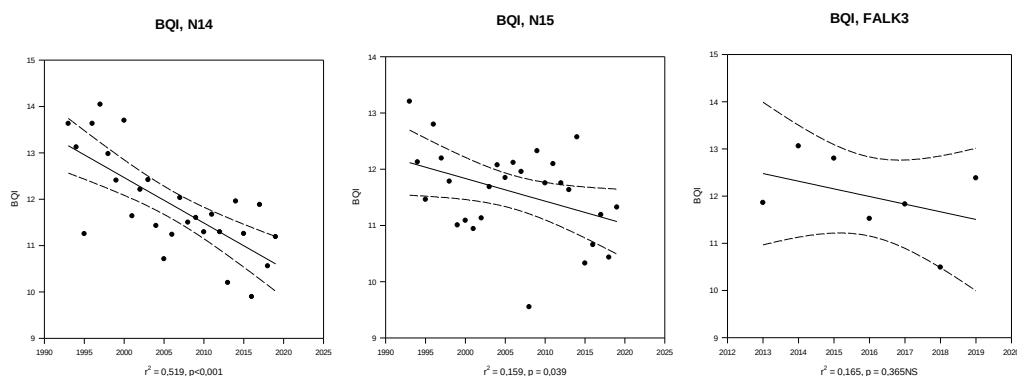
Falkenberg

För station N14 är tendensen för BQI tydligt fallande medan detta är mindre tydligt för station N15 under perioden 1993-2019 (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) 1993–2019 för stationerna N14, N15 och FALK3 utanför Falkenberg. Medelvärden och konfidensintervall. Olika kvalitetsgränser inlagda.

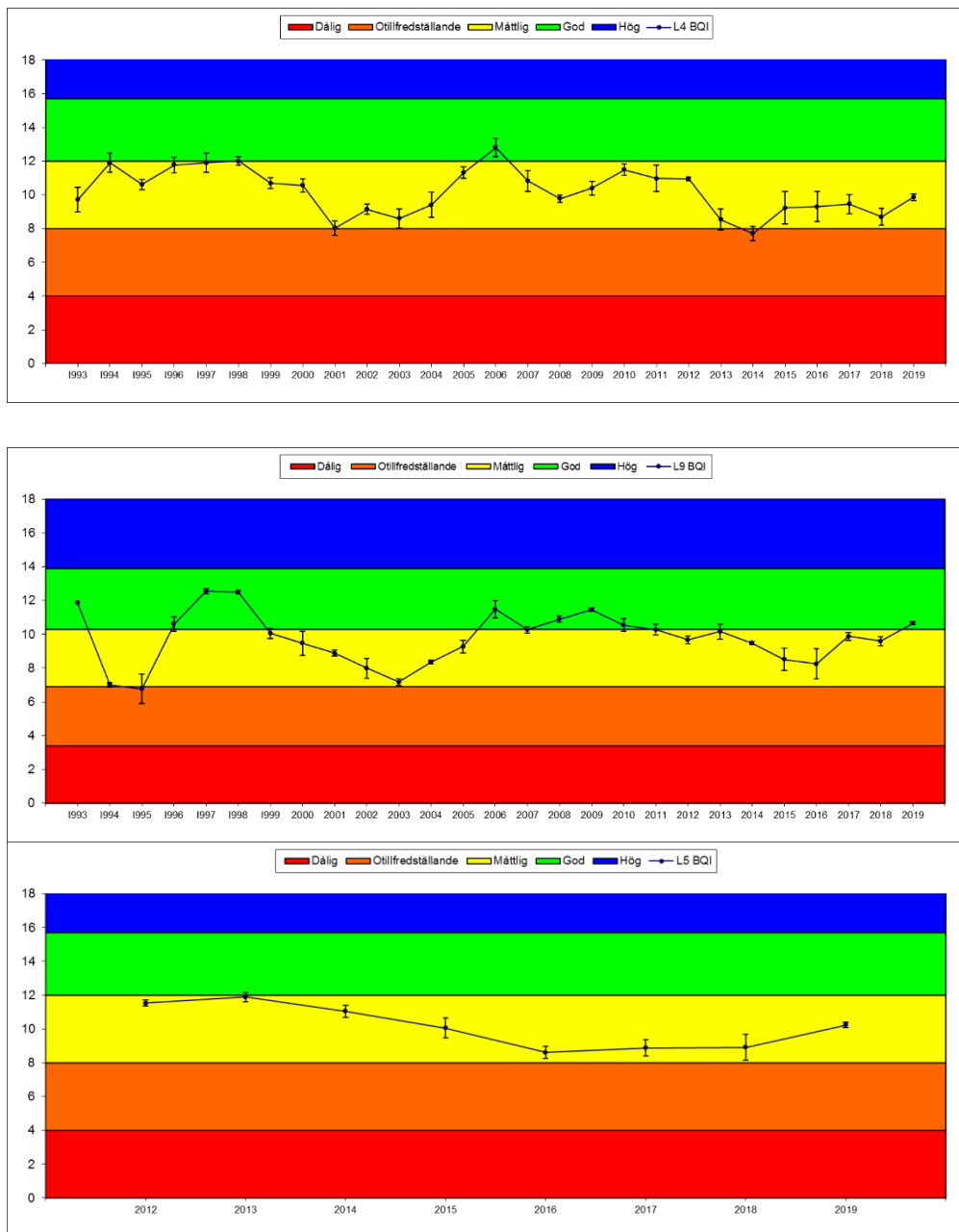
För stationerna N14 och N15 är den minskande trenden statistiskt signifikant (Fig. 44). Framförallt avviker åren 1995, 1997, 2008 och 2013 från de övriga resultaten.

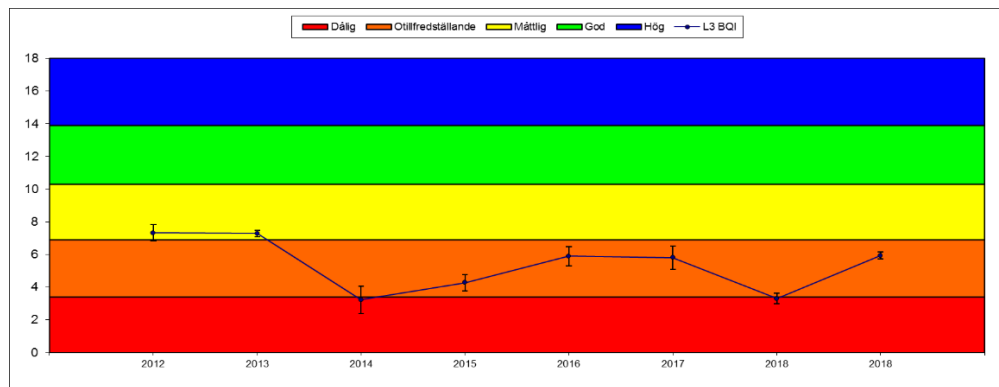


Figur 46. Utvecklingen av Benthic Quality Index (BQI) för stationerna N14 och N15 under perioden 1993–2019. Linjär regression. Regressionslinje och konfidensintervall.

Laholmsbukten

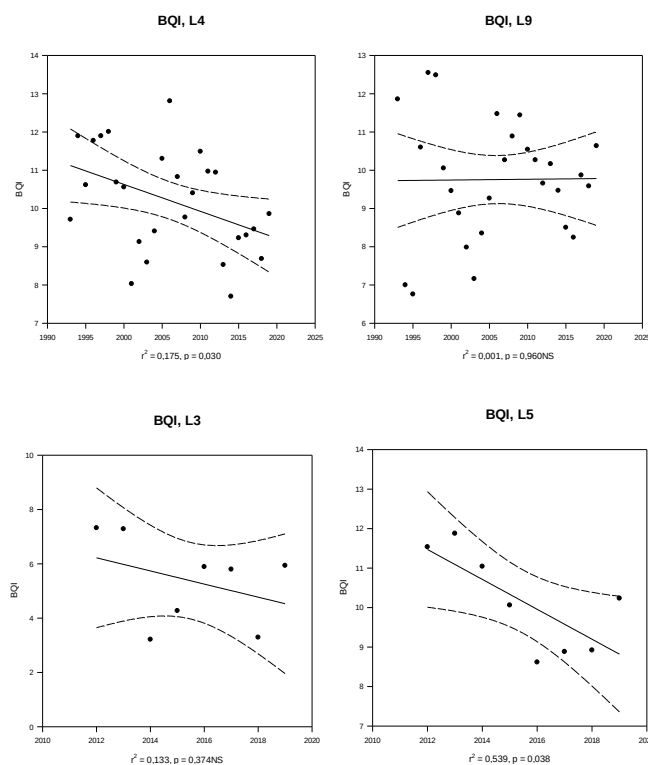
BQI för stationerna L4 och L9 svänger kraftigt och på ett likartat sätt under perioden 1993–2019. En viss minskning noteras för station L4 vilket även gäller station L5 med betydligt kortare mätserie. För den grundare station L3 finns ingen tydlig tendens (Fig. 47).





Figur 47. Benthic Quality Index (BQI) 1993–2019 för stationerna L4, L9, L5 och L3 i Laholmsbukten. Medelvärden och konfidensintervall. Olika kvalitetsgränser inlagda.

Förändringarna är statistiskt signifikanta för stationerna L4 och L5 för hela perioden 1993–2019 respektive 2012–2019 (Fig. 48). Framförallt avviker åren 1995, 1997, 2001, 2006, 2014 och 2016 från de övriga resultaten.



Figur 48. Utvecklingen av Benthic Quality Index (BQI) för stationerna L4 och L9 under perioden 1993–2019. 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 perioden 1993–2019. Stora variationer förekommer inom och mellan stationerna. För 9 av de 16 stationerna (56%) finns statistiskt signifikant minskande trender för perioden 1993–2019. 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 som sämre 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 1993–2019 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.

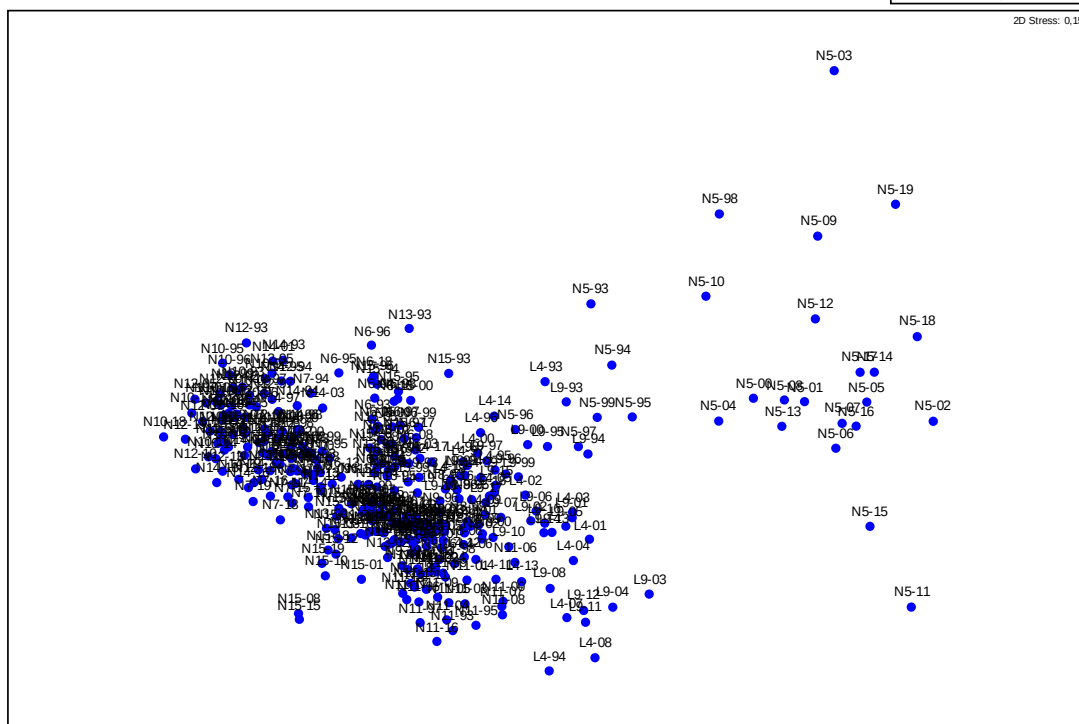
Stress, som anges i MDS-plottarna, är ett mått på MDS-diagrammens tolkbarhet. Stress $<0,05$ anses ge en mycket bra representation utan förväntad feltolkning medan stress $<0,1$ ger en bra representation utan förväntad feltolkning. Stress $<0,2$ ger endast en potentiellt användbar bild och detaljer bör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

Utvecklingen 1993–2019 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 1993–2019. 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.

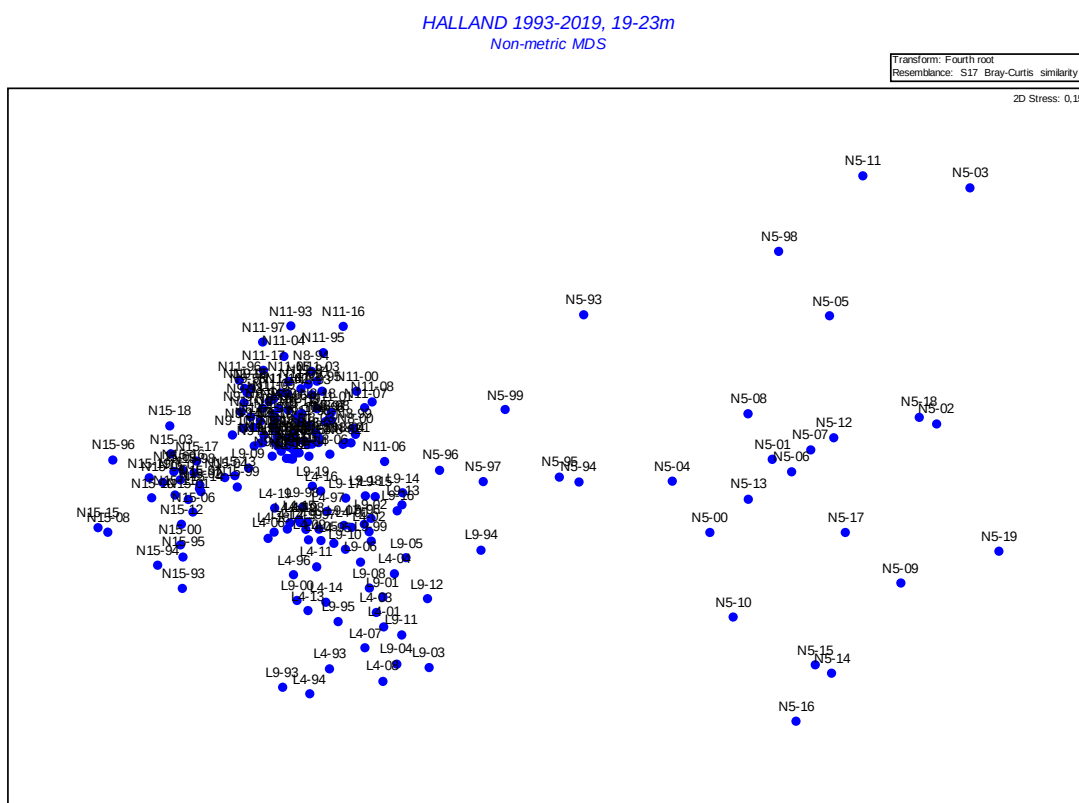


80

Stationerna uppdelade strax under och väl under haloklinen

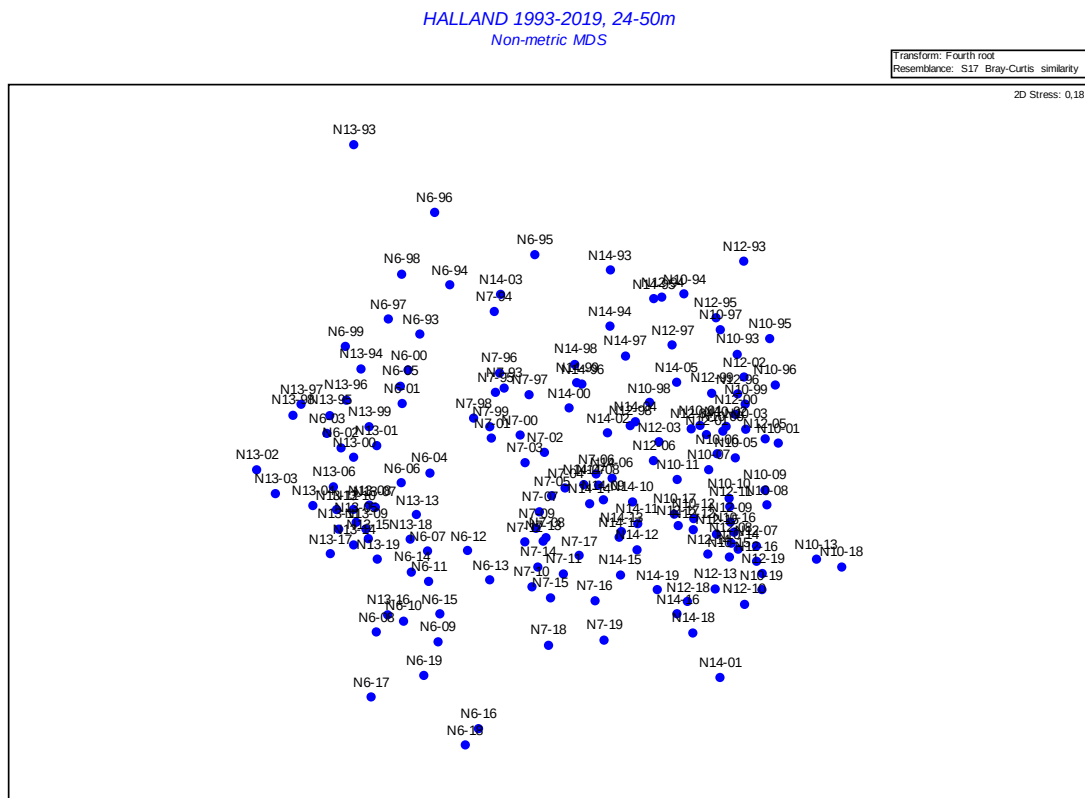
När det gäller stationer strax under haloklinen är resultaten för stationer inom samma geografiska område genomgående mest lika (Fig. 50). Stationerna kan grovt sett grupperas i 3 geografiska områden med ca 50% inbördes likhet, Laholmsbukten (L4 och L9), Falkenberg (N15) och Ringhals/Värö (N8, N9, N11).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

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



Figur 50. Likheter mellan Hallands kustkontrollprogramms stationer strax under haloklinen för perioden 1993-2019. Överst klusteranalys och nederst MDS baserad på Bray-Curtis likhetskoefficient (dubbelrot-transformerade data).

När det gäller stationer väl under haloklinen är resultaten mellan och inom stationerna ännu mera lika (Fig. 49). 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 0,18 vilket endast ger en potentiellt användbar bild och detaljer bör därför tolkas med skepsis.



Figur 51. Likheter mellan Hallands kustkontrollprogramms stationer väl under haloklinen för perioden 1993-2019. Överst klusteranalys och nederst 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 1993-2019. 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 1993-2019

Kungsbackafjorden och Nidingen

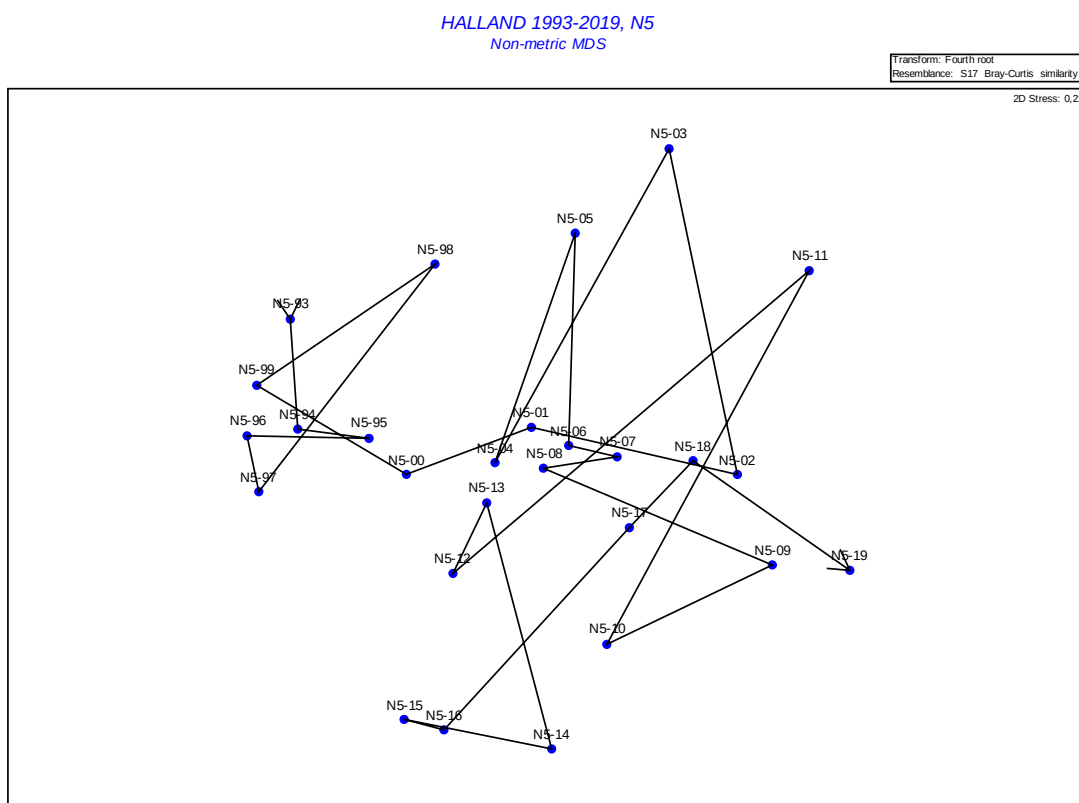
Utvecklingen för de båda stationerna i Kungsbackafjorden, N5 och N6, samt N7 vid Nidingen har varit något olika (Fig. 52, 53 & 54). Gemensamt för stationerna är dock att resultaten från de sista åren skiljer sig mycket från de första.

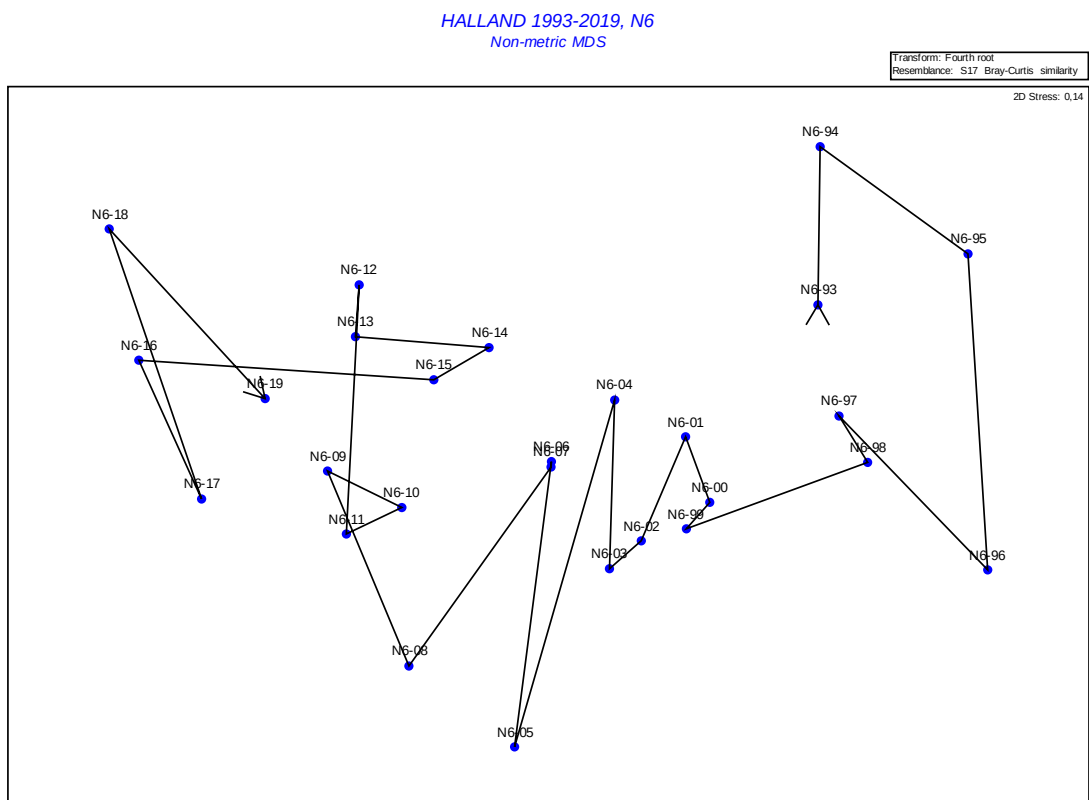
På station N5 förefaller det finnas två jämviktslägen, 1993-2000 och 2001-2013 samt därefter en utveckling 2013-2019.

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 2016-2019.

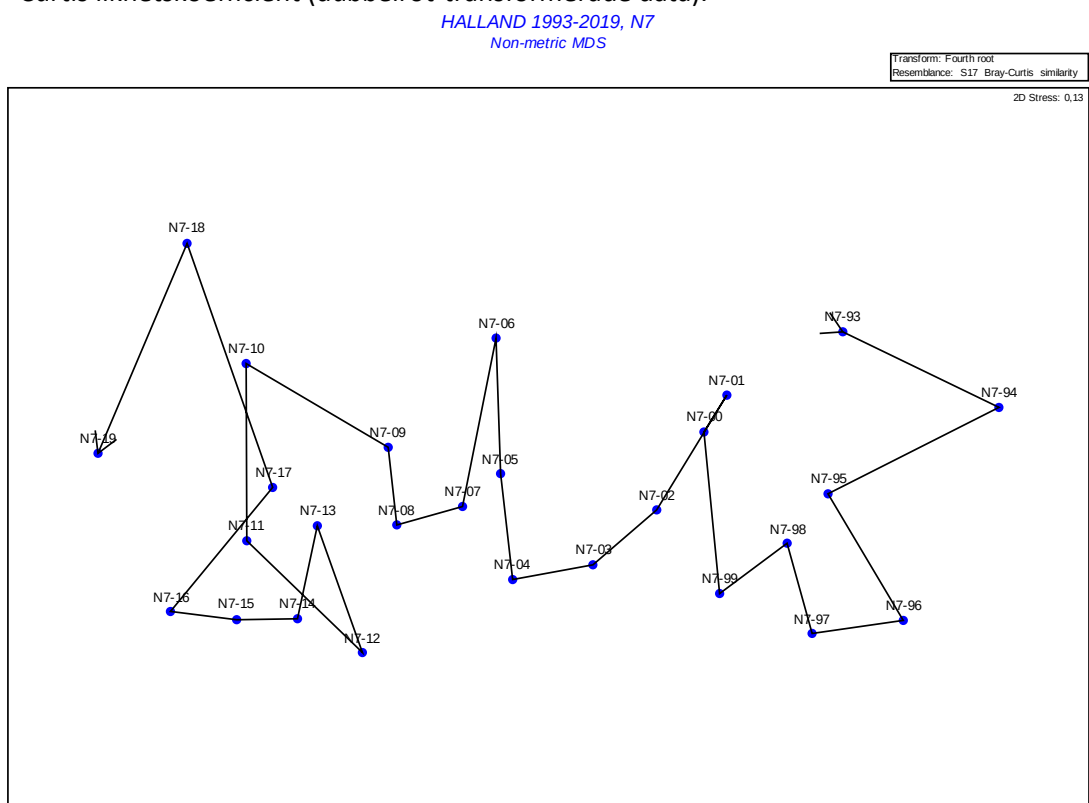
Station N7 tycks successivt förändras på ett likartat men mera riktat sätt och resultaten fjärrar sig allt mer från startåret. Möjligen sker viss stabilisering 2010-2017.

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.





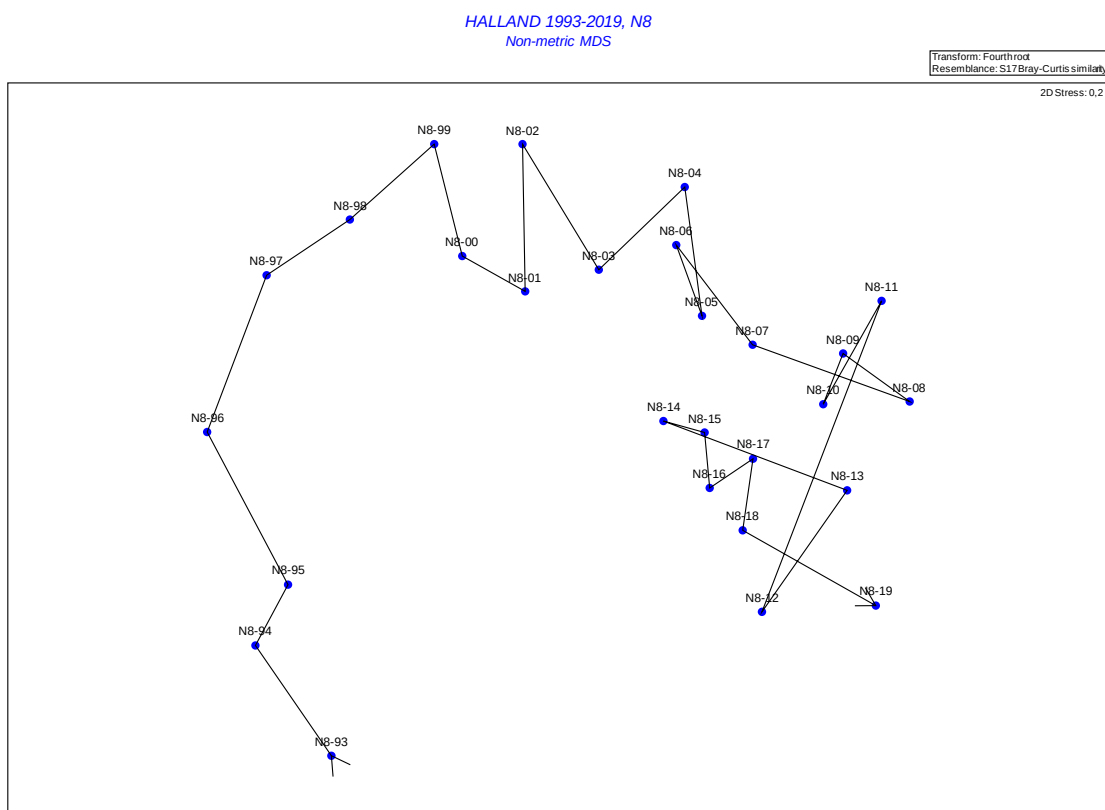
Figur 53. Utvecklingen på station N6 under perioden 1993-2019. MDS baserad på Bray-Curtis likhetskoefficient (dubbelrot-transformerade data).



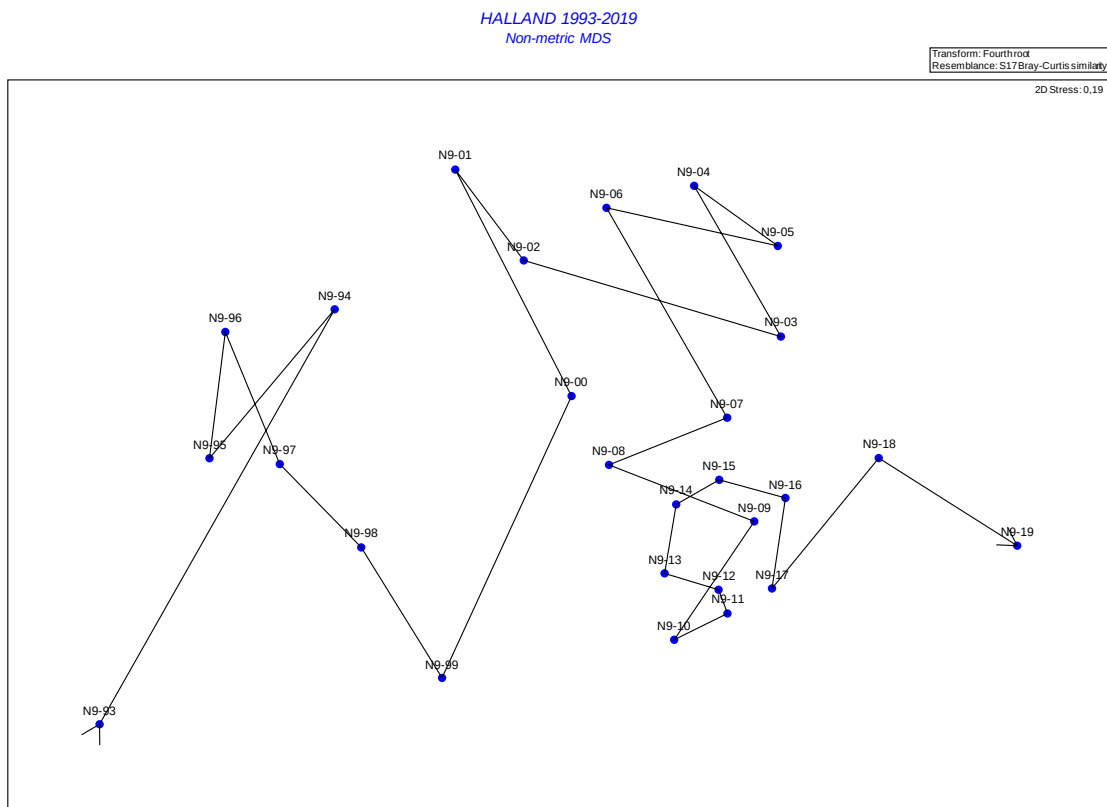
Figur 54. Utvecklingen på station N7 under perioden 1993-2019. MDS baserad på Bray-Curtis likhetskoefficient (dubbelrot-transformerade data).

Ringhals-Värö

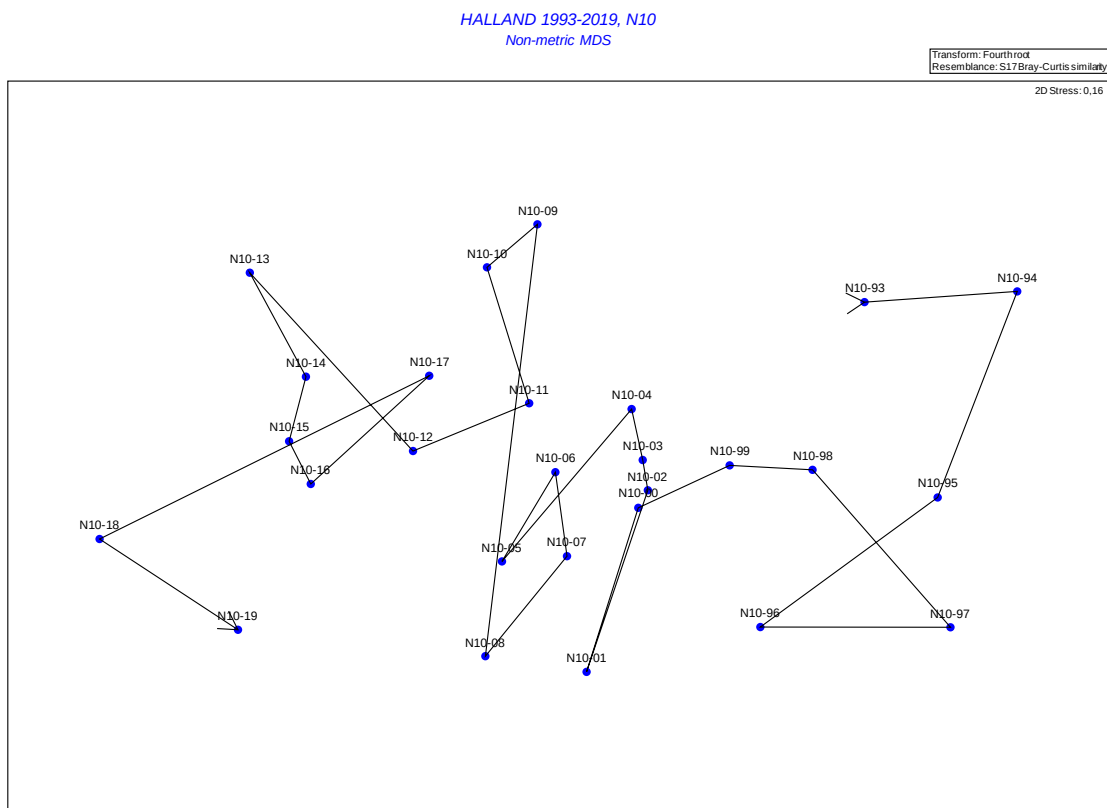
Utvecklingen för alla stationer sker på ett likartat sätt (Fig. 55-60). Utvecklingen sker riktat och fjärmar sig från startårets resultat. Under de första åren sker ofta jämförelsevis stora förändringar som avtar successivt. En viss stabilisering kring ett nytt jämviktsläge under senare år antyds, tydligast 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 0,20 vilket endast ger en potentiellt användbar bild och detaljer bör därför tolkas med skepsis.



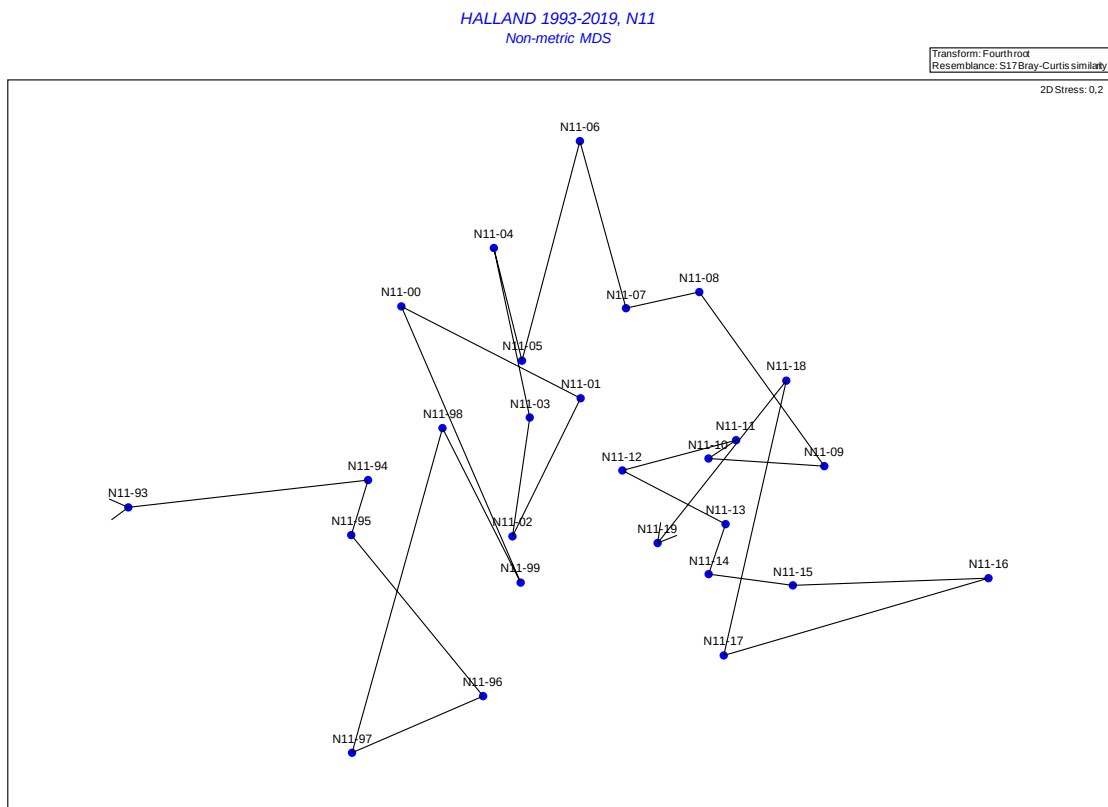
Figur 55. Utvecklingen på station N8 under perioden 1993-2019. MDS baserad på Bray-Curtis likhetskoefficient (dubbelrot-transformerade data).



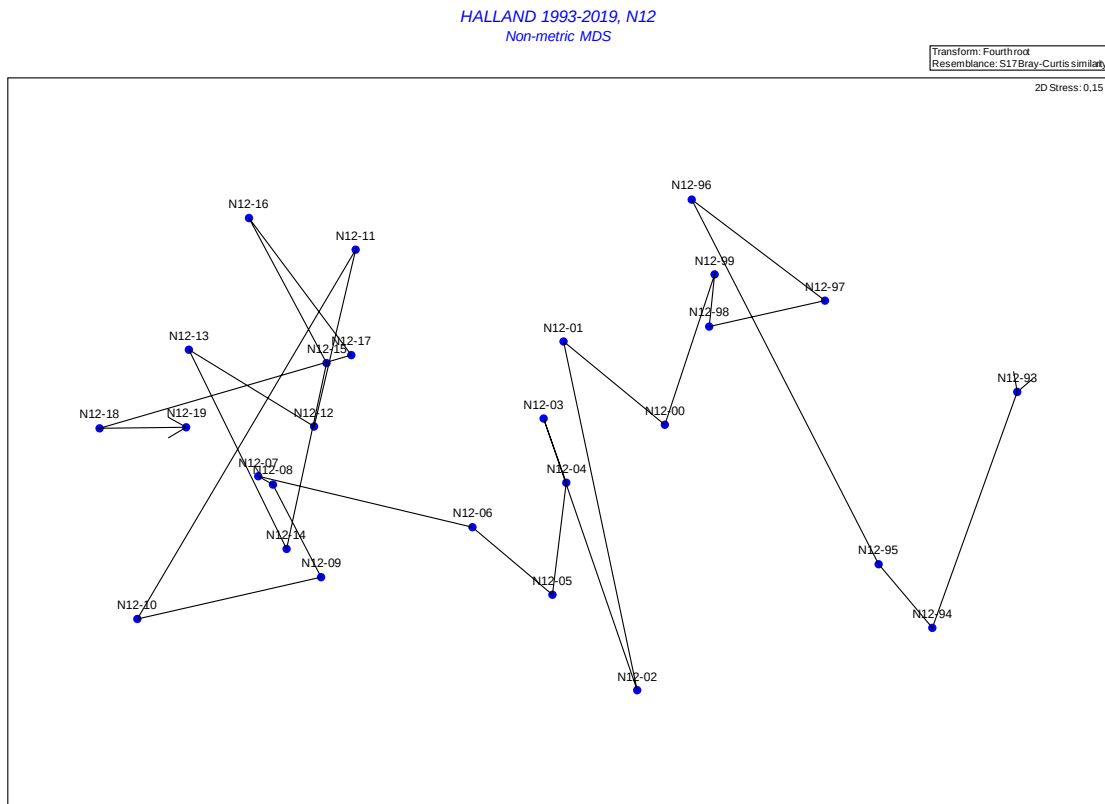
Figur 56. Utvecklingen på station N9 under perioden 1993-2019. MDS baserad på Bray-Curtis likhetskoefficient (dubbelrot-transformerade data).



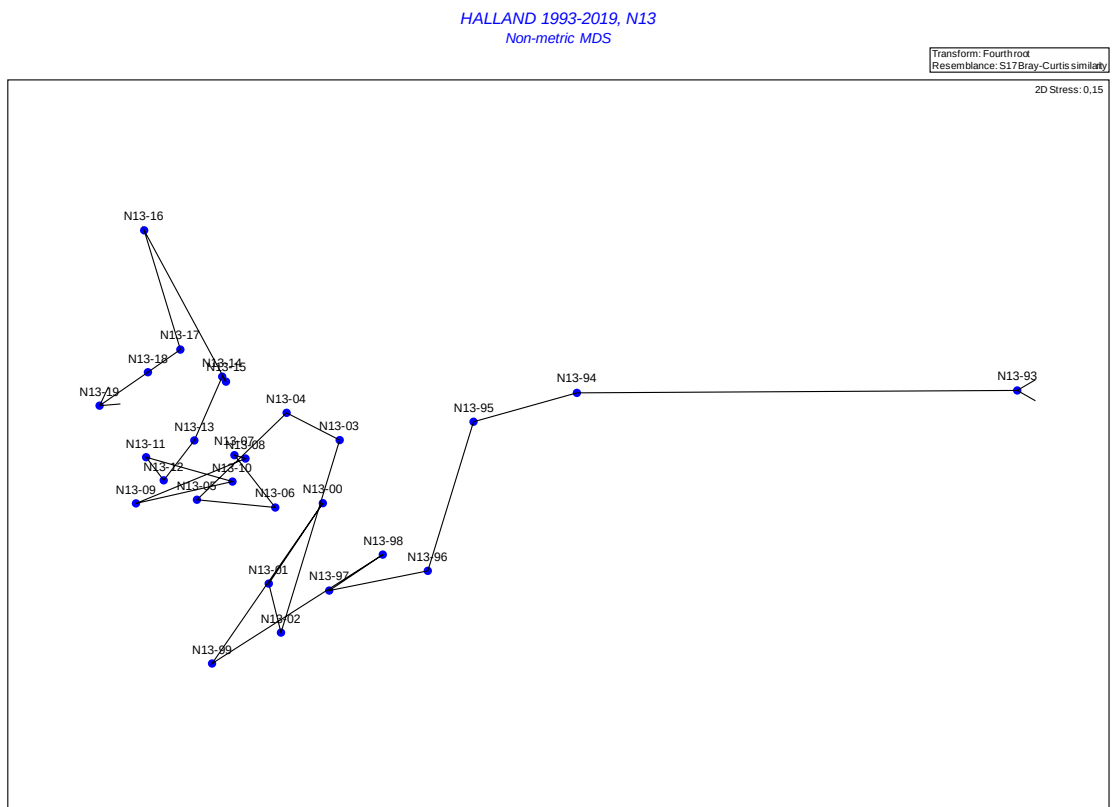
Figur 57. Utvecklingen på station N10 under perioden 1993-2019. MDS baserad på Bray-Curtis likhetskoefficient (dubbelrot-transformerade data).



Figur 58. Utvecklingen på station N11 under perioden 1993-2019. MDS baserad på Bray-Curtis likhetskoefficient (dubbelrot-transformerade data).



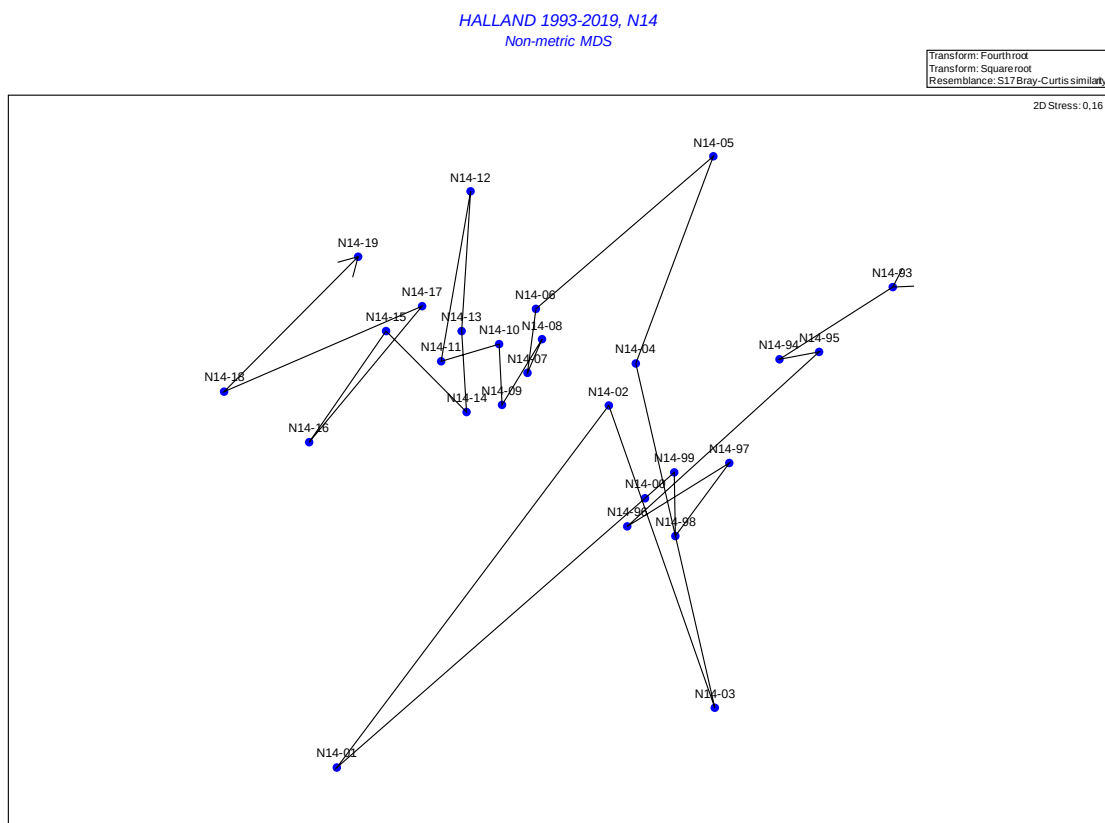
Figur 59. Utvecklingen på station N12 under perioden 1993-2019. MDS baserad på Bray-Curtis likhetskoefficient (dubbelrot-transformerade data).



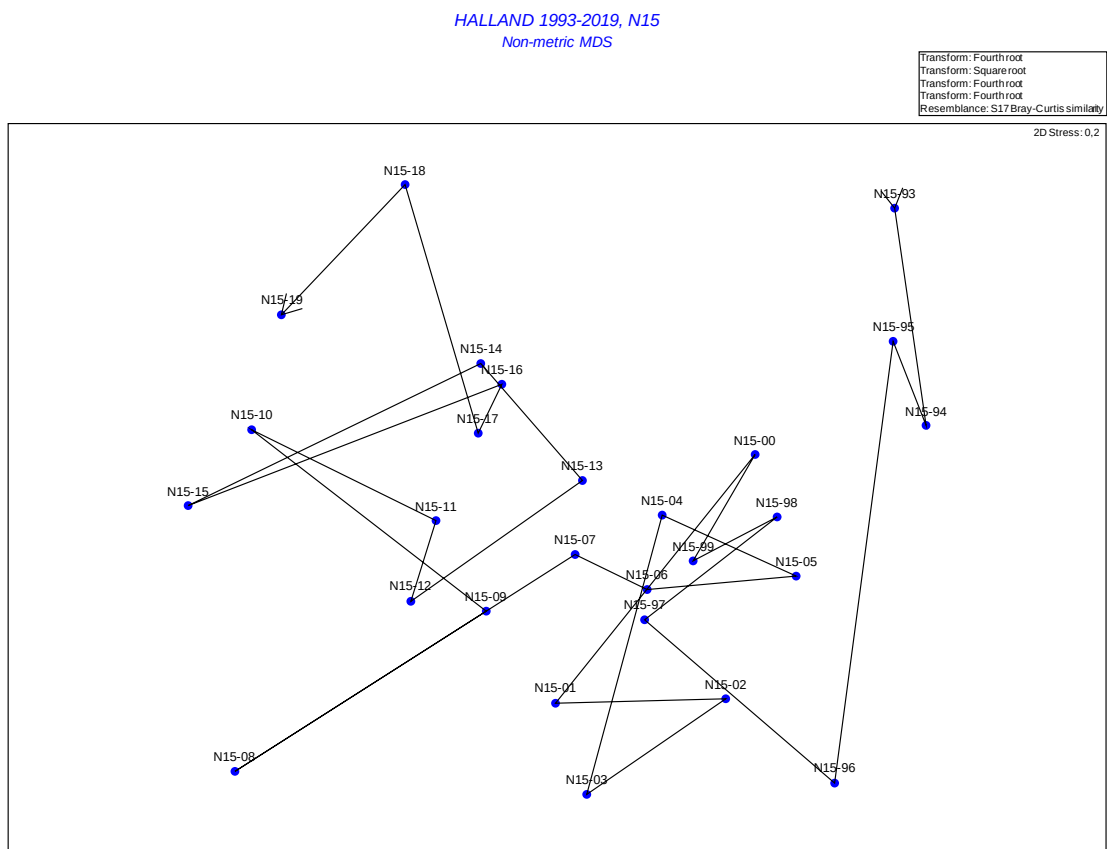
Figur 60. Utvecklingen på station N13 under perioden 1993-2019. MDS baserad på Bray-Curtis likhetskoefficient (dubbelrot-transformerade data).

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 0,16 och 0,20 vilket ger en potentiellt användbar bild och detaljer bör tolkas med skepsis



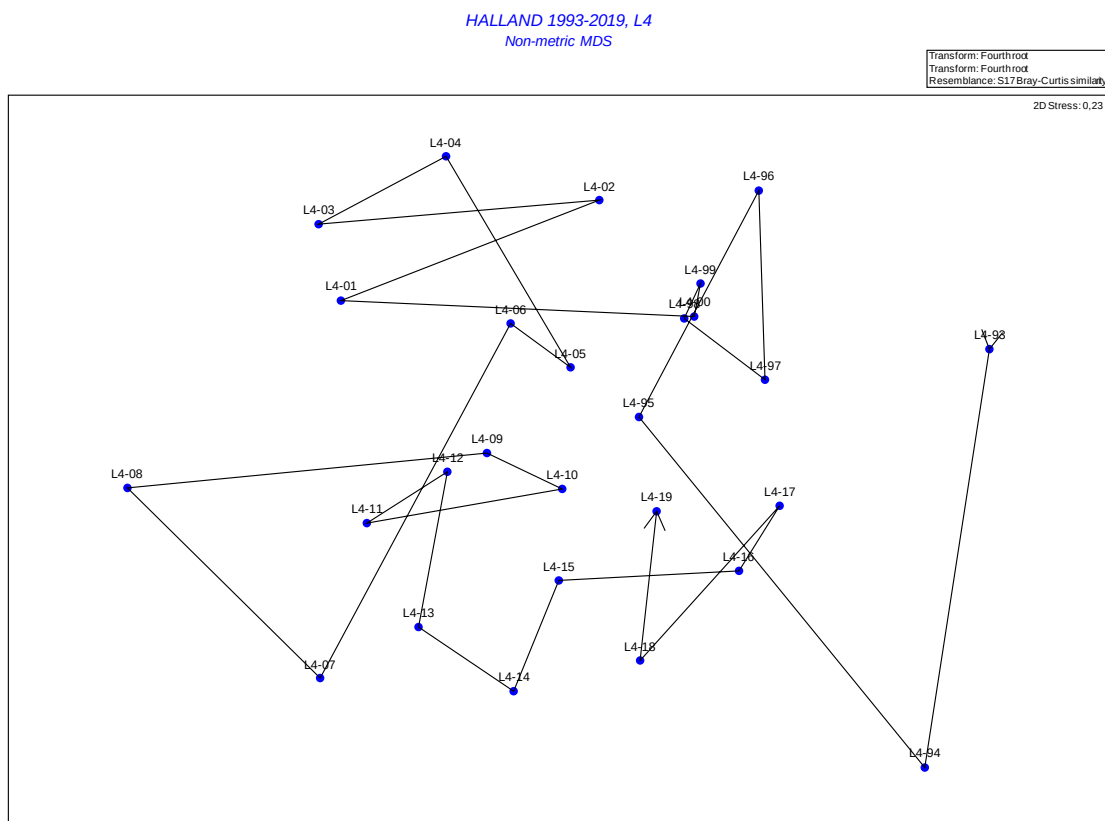
Figur 61. Utvecklingen på station N14 under perioden 1993-2019. MDS baserad på Bray-Curtis liketskoefficient (dubbelrot-transformerade data).



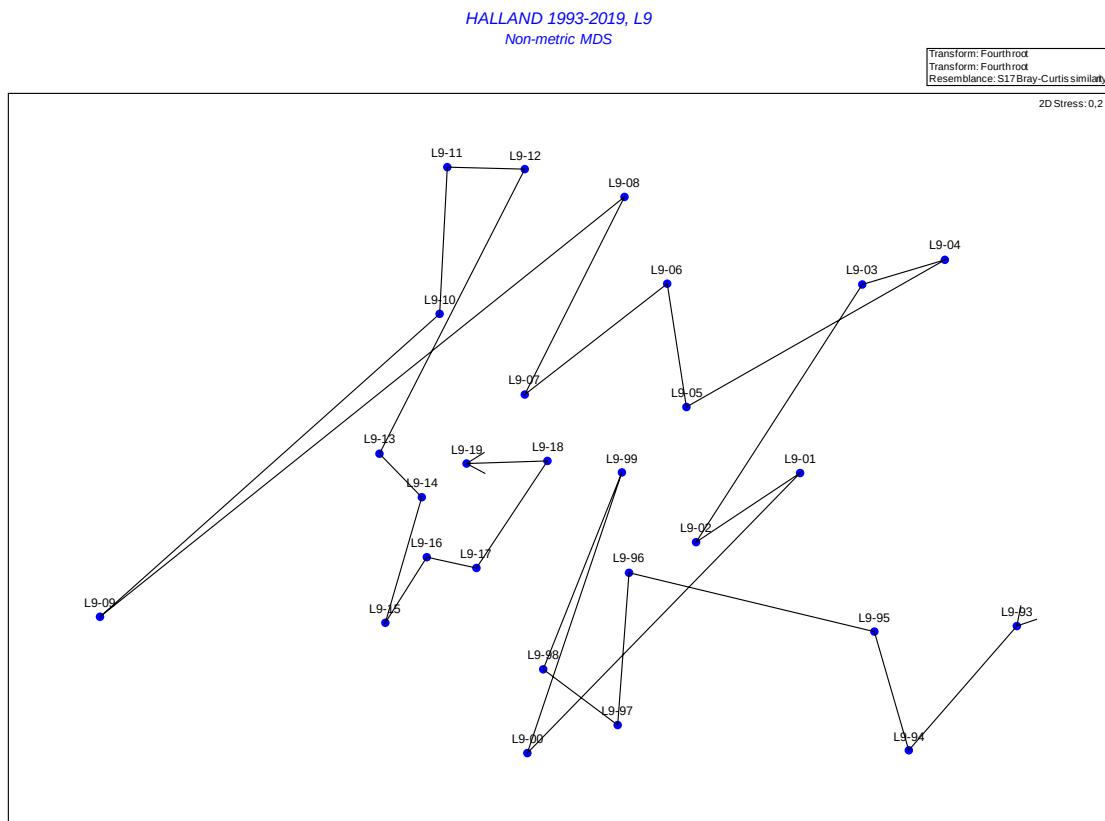
Figur 62. Utvecklingen på station N15 under perioden 1993-2019. MDS baserad på Bray-Curtis likhetskoefficient (dubbelrot-transformerade data).

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, 2016-2019 respektive 2013-2019. De likartade resultaten antyder gemensamma påverkansfaktorer. Stress för MDS-plottarna uppgår till 0,2-2,23 vilket innebär att detaljer bör tolkas med skepsis.



Figur 63. Utvecklingen på station L4 under perioden 1993-2019. MDS baserad på Bray-Curtis likhetskoefficient (dubbelrot-transformerade data).



Figur 64. Utvecklingen på station L9 under perioden 1993-2019. MDS baserad på Bray-Curtis likhetskoefficient (dubbelrot-transformerade data).

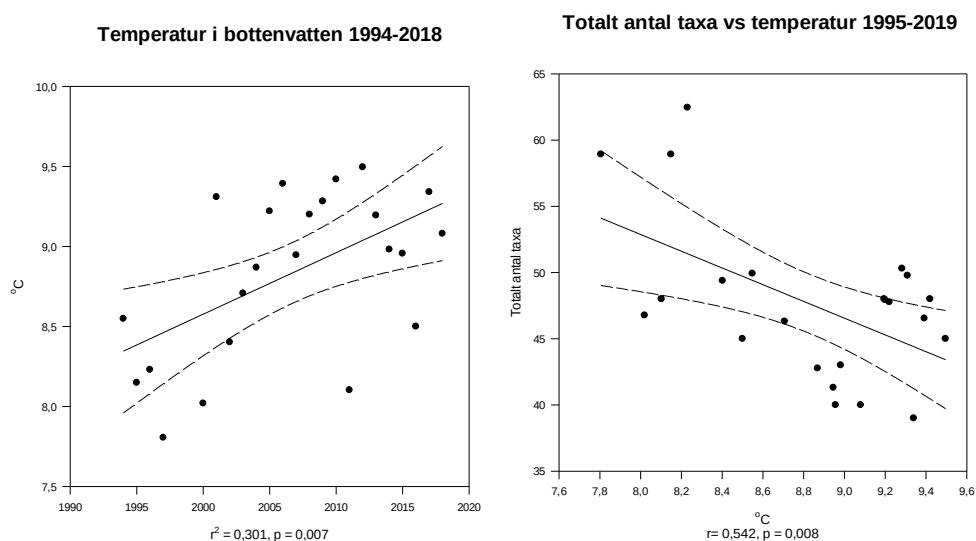
Om man generaliserar mycket grovt förändras flertalet stationer efter ett likartat mönster. Detta kan bero på att de påverkas av samma faktor/faktorer.

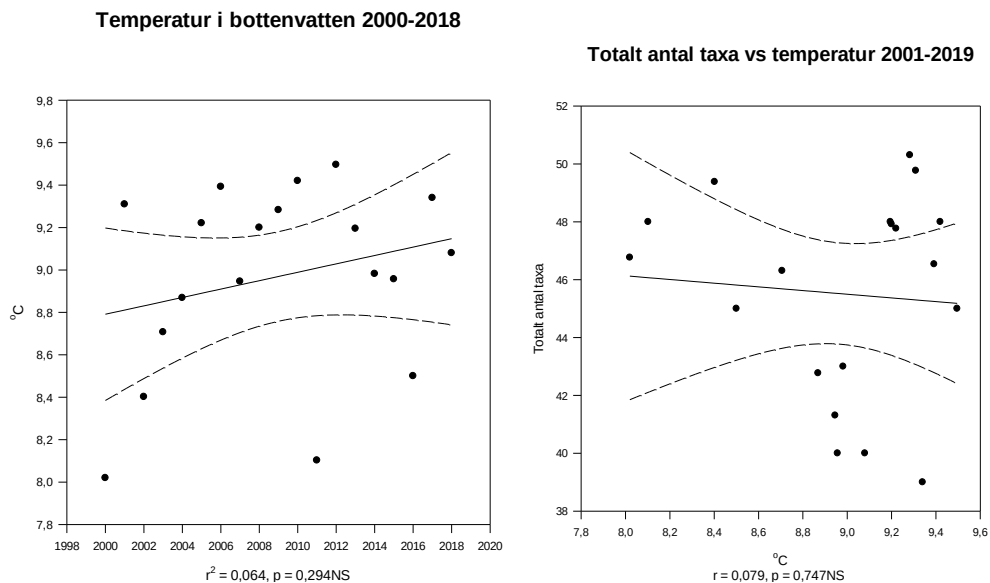
Sammantaget innebär förändringarna under hela perioden 1993-2019 att resultaten från de sista åren skiljer sig från de första. Resultaten tenderar att stabiliseras kring vad som förefaller vara ett nytt jämviktsläge under senare år.

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 vara ett resultat av klimatförändringar (Göransson 2017). Ökningen av bottenvattnets temperatur är den mest troliga förklaringen (Fig. 65). Ökad temperatur kan förändra arternas utbredningsområde men också innebära att primärproduktionen minskar, vilket kan påverka arternas rekrytering och tillväxt. Syrebrist och bottentrålning kan samverka till förändringarna av faunan.

Ökningen av bottenvattnets temperatur är statistiskt signifikant för hela perioden 1994-2018 (fig. 65). Denna förändring samvarierar med det totala antalet taxa på de 13 stationerna. Om man däremot väljer perioden 2000-2018 finns inga motsvarande statistiskt signifikanta trender eller samvariationer. Det verkar alltså framförallt som om klimatet framförallt har en långsiktig påverkan vilket verkar rimligt. Fortsatta studier bör klarlägga om detta är ett riktigt antagande.





Figur 65. Förändring av bottenvattnets temperatur och totala antalet arter för 13 stationer längs Hallandskusten vs. medeltemperatur vid botten med ett års förskjutning 1994/95-2018/19 respektive 2000/01-2018/19. Linjär regression och Pearson correlation.

Sammanfattande tolkning av trendanalyser, BQI och MDS med hänsyn till omgivningsförhållanden

En sammanfattande tolkning av resultaten från trendanalyser av faunavariabler (antal taxa, individtäthet och biomassa) och Benthic Quality Index (BQI) samt utvecklingen enligt Multidimensionell Skalning (MDS) redovisas i tabell 12.

Utvecklingen av faunavariablerna visar att antal taxa minskar på 8 stationer och biomassa och individtätheten minskar på 5 respektive 4 stationer. BQI minskar på 7 stationer varv flertalet minskar i antal taxa vilket är naturligt eftersom det är ett diversitetsindex. Utvecklingen av MDS visar främst på tre jämviktslägen för flertalet stationer men N12 och L4 verkar ha fyra, N15 verkar ha två samt N7 och N8 tycks utvecklas utan jämviktslägen. Grovt sett pekar dock MDS-analyserna på kraftiga förändringar under 27-årsperioden som verkar fortsätta i samma riktning bort från startåret.

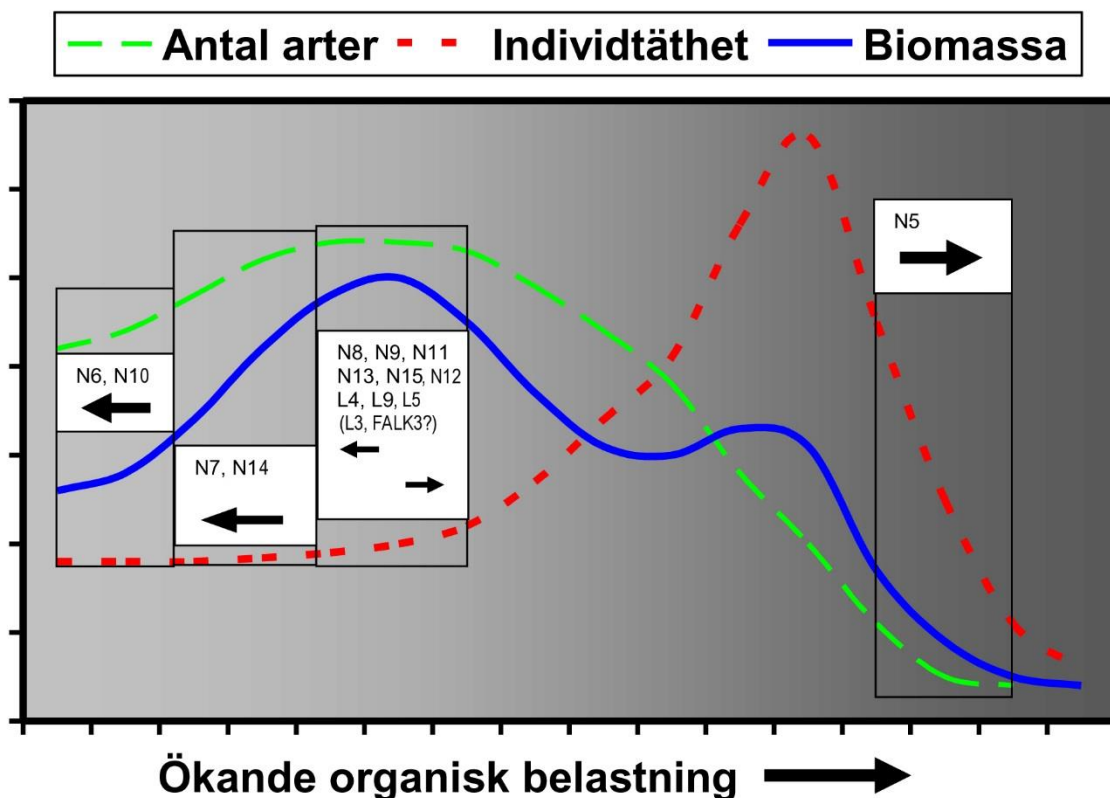
Tabell 12. Sammanfattning av trender och utveckling enligt MDS. För faunavariabler och BQI redovisas signifikanta trender 1993-2019. För MDS redovisas årsperioder med jämviktslägen och eventuell riktad utveckling under senare år.

Station	Antal taxa	Individtäthet	Biomassa	BQI	MDS (jämviktslägen, utveckling)	Periodicitet
N5	Minskar	Minskar	Minskar	Minskar	1993-1999, 2001-2008, 2012-2016	7 8 5
N6	Minskar		Minskar	Minskar	1993-1998, 1999-2011, 2012-2019	6 13 8
N7	Minskar	Minskar	Minskar	Minskar	2010-2019	10
N8	Minskar				2004-2019	15
N9	Minskar				1993-1997, 2000-2006, 2007-2018	5 7 12
N10	Minskar		Minskar	Minskar	1993-1999, 2000-2008, 2009-2016	6 9 8
N11					1993-1997, 1998-2005, 2008-2019	5 8 12
N12	Minskar			Minskar	1993-1995, 1996-1998, 2003-2006, 2007-2019	3 3 4 13
N13					1996-2002, 2003-2019	7 17
N14	Minskar	Minskar	Minskar	Minskar	1993-1995, 1997-2000, 2006-2019	3 4 14
N15		Minskar			1993-1995, 1996-2007, 2009-2017	3 9
L4				Minskar	1996-2000, 2001-2006, 2008-2013, 2016-2019	5 6 6 4
L9					1993-1995, 1996-2002, 2014-2019	3 7 6

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 27-årsperioden.

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 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. 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 kraftig syrebrist mycket sällan.

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 (Fig. 66).



Figur 66. 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 1993–2019.

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. 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 på grund av den relativt kraftiga nedgången i biomassa. Dessutom minskar antalet taxa. 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 1993–2019 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 1993–2019 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.

Minskningarna av bottenfaunan torde få konsekvenser för hela ekosystemet, både avseende biodiversiteten, omsättning av bottenmaterial och mängden tillgänglig föda för våra konsumtionsfiskar. 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 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 sammanhålla med klimatförändringar.

Klimatförändringar kan också förändra arternas utbredningsområde och minska den biologiska variationen i området. Syrebrist och bottentrålning kan samverka till detta (Göransson 2017). Arbetet för att minimera vår negativa påverkan på havsmiljön måste alltså fortsätta på många sätt.

SAMMANFATTNING

Årsrapport 2019

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. Syrebrist uppstår vid kraftig organisk belastning och kraftig skiktning av vattenpelaren. Detta är mycket negativt för djurvärlden. Højning av temperaturen i bottenvattnet kan förstärka uppkomsten och varaktigheten av syrebrist. Den omfattande trålningen längs Hallandskusten kan påverka en del arter av bottenbjur negativt. Flera omvärldsfaktorer påverkar alltså faunan.

Sediment 2019

Under 2019 uppmättes tämligen normala organiska halter jämfört med hela undersökningsperioden 1993–2019.

De oxiderande förhållandena i sedimenten på de flesta stationerna längs Hallandskusten 2019 var relativt genomsnittliga eller något sämre än för hela perioden 1997–2019. En återgång till sämre förhållanden kan särskilt noteras för station N5 i mellersta Kungsbackafjorden.

Bottenfauna 2019

Bottenfaunan i undersökningsområdet som helhet betraktat

Biomassan och individtätheten ökade vid jämförelser mellan resultaten för 2018 och 2019 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 6 av 16 stationer. På station N5 minskade antalet taxa. Förändringarna var relativt kraftiga på flera stationer, vilket kan bero på ändrade miljöförhållanden.

Individtätheten ökade statistiskt signifikant på 6 av 16 stationer. På station N5 minskade antalet taxa. Förändringarna kan betraktas som normala för undersökningsperioden.

Biomassan ökade på 3 av 16 stationer. På station N5 minskade biomassan. Förändringarna var normala för perioden.

Enskilda arter

En rödlistad art påträffades i 2019 års prover, musslan *Macoma calcarea*. Ett exemplar fanns i proverna från station L9 i Laholmsbukten. Detta var även fallet under 2018.

Resultaten för *Abra nitida* år 2019 är relativt normala för både grunda och stationer.

För tornsnäckan *Turritella communis* låg 2019 års resultat var förhållandevis svagt. Inga statistiskt belagda trender finns för hela perioden 1993–2019.

Det kan inte uteslutas att den förhållandevis höga trålningsaktiviteten i området inneburit att den lilla piprensaren *Virgularia mirabilis* är mycket ovanlig. Under 2019 fanns dock 9 piprensare i de 50 proverna under haloklinen. Detta var det allra högsta antalet under perioden 1993–2019.

Inga märkräfter av släktet *Haploops* påträffades under 2019. Dessa rörbyggande kräftdjur satte tidigare sin prägel på södra Kattegatts djupa bottenar.

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

Övergripande bedömning 2019

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 större 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.

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 är ett ytterligare hälsotecken. Ökning av antalet taxa på två stationer och ökning av individtätheten på en station.

Delområde Falkenberg

Ökning av antalet taxa på två stationer.

Delområde Väröhalvön

Ökning av individtätheten på tre stationer.

Delområde Kungsbackafjorden

Minskning av antal taxa, individtäthet och biomassa på en station och ökad individtäthet och ökat antal taxa på en station.

Utvecklingen 1993–2019

Sammanfattningsvis kan för tjugosjuårsperioden 1993–2019 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 1993–2019 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 uppmäts. 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.

Josefson & Blomqvist (2015) anser att minskningarna beror på faktorer som påverkar reproduktionen men inte på tillfällig syrebrist utan på bottentrålning och minskad sedimentation.

Minskningarna av bottenfaunan får konsekvenser för hela ekosystemet, både avseende biodiversiteten, omsättning av bottenmaterial och mängden tillgänglig föda för våra konsumtionsfiskar. Helt säkert finns det flera omvärldsfaktorer som påverkar bottenfaunan i området och inte enbart 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 de periodvis höga temperaturerna i bottenvattnet. Det senare kan sammanhålla med klimatförändringar. Klimatförändringar kan också förändra arternas utbredningsområde och minska den biologiska variationen i området. Syrebrist och bottentrålning kan samverka till detta (Göransson 2017).

Arbetet för att minimera vår negativa påverkan på havsmiljön måste alltså fortsätta på många sätt.

Övergripande bedömning 1993–2019

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 stationer 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 öknings 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.

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.*
- 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 - bottendjurens 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. & 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>

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.

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.

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.
- 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
- 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 2019 med synonymer

Gällande namn	Annat namn
<i>Abra nitida</i>	
<i>Abra prismatica</i>	
<i>Abyssoninoe hibernica</i>	<i>Lumbrineris scopa</i>
<i>Acidostoma obesum</i>	
<i>Alvania</i>	
<i>Ampelisca brevicornis</i>	
<i>Ampelisca tenuicornis</i>	
<i>Ampharete baltica</i>	
<i>Ampharete lindstroemi</i>	
<i>Amphiura chiajei</i>	
<i>Amphiura filiformis</i>	
<i>Anobothrus gracilis</i>	
<i>Anthozoa</i>	
<i>Aoridae</i>	
<i>Aphrodita aculeata</i>	
<i>Arctica islandica</i>	
<i>Ascidacea</i>	
<i>Astarte elliptica</i>	
<i>Astarte montagui</i>	
<i>Asterias rubens</i>	
<i>Balanus balanus</i>	
<i>Bathyporeia</i>	
<i>Bela brachystoma</i>	
<i>Brada inhabilis</i>	
<i>Brada villosa</i>	
<i>Branchiostoma lanceolatum</i>	
<i>Brissopsis lyrifera</i>	
<i>Cerianthus lloydii</i>	
<i>Chaetoderma nitidulum</i>	
<i>Chamelea striatula</i>	
<i>Cheirocratus sundevallii</i>	
<i>Chone fauveli</i>	
<i>Corbula gibba</i>	
<i>Crangon crangon</i>	
<i>Cylichna cylindracea</i>	
<i>Diaphana minuta</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>Ennucula tenuis</i>	
<i>Epitonium trevelyanum</i>	
<i>Eriopisa elongata</i>	
<i>Eteone barbata</i>	
<i>Eteone flava</i>	
<i>Eteone longa</i>	
<i>Eudorella emarginata</i>	
<i>Eumida bahusiensis</i>	

<i>Fabulina fabula</i>	
<i>Galathea</i>	
<i>Galathea oculata</i>	
<i>Gastropoda</i>	
<i>Glycera alba</i>	
<i>Glycera rousii</i>	
<i>Glycinde nordmanni</i>	
<i>Glyphohesione klatti</i>	<i>Synelmis klatti</i>
<i>Golfingia</i>	
<i>Goniada maculata</i>	
<i>Harpinia antennaria</i>	
<i>Heteromastus filiformis</i>	
<i>Hiatella arctica</i>	
<i>Hyala vitrea</i>	
<i>Hydractinia carnea</i>	
<i>Hydroides norvegicus</i>	
<i>Labidoplax buskii</i>	
<i>Laonice bahusiensis</i>	
<i>Leptochiton asellus</i>	
<i>Leptopentacta elongata</i>	<i>Cucumaria elongata</i>
<i>Leptosynapta inhaerens</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>Magelona alleni</i>	
<i>Magelona mirabilis</i>	
<i>Maldane sarsi</i>	
<i>Mangelia attenuata</i>	
<i>Merona cornucopiae</i>	
<i>Monoculodes packardii</i>	
<i>Montacuta ferruginosa</i>	
<i>Mysella bidentata</i>	
<i>Mysia undata</i>	
<i>Myxine glutinosa</i>	
<i>Nassarius nitidus</i>	<i>Nassarius reticulatus</i>
<i>Neanthes succinea</i>	
<i>Nemertea</i>	<i>Nemertini</i>
<i>Nephtys caeca</i>	
<i>Nephtys ciliata</i>	
<i>Nephtys hombergii</i>	
<i>Nephtys incisa</i>	
<i>Nicomache lumbricalis</i>	
<i>Notomastus latericeus</i>	
<i>Nucula nitidosa</i>	
<i>Nucula sulcata</i>	
<i>Nuculana minuta</i>	
<i>Oligochaeta</i>	
<i>Ophelia borealis</i>	
<i>Ophelina acuminata</i>	
<i>Ophiodromus flexuosus</i>	
<i>Ophiothrix fragilis</i>	
<i>Ophiura</i>	

<i>Ophiura albida</i>	
<i>Orbinia sertulata</i>	
<i>Owenia fusiformis</i>	
<i>Panthalis oerstedii</i>	
<i>Paramphinome jeffreysi</i>	
<i>Parvicardium minimum</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>Priapululus 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>Scolecopsis 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 2019

Station L3	2019	Individer/prov					g/prov				
Taxa	prov nr	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Arctica islandica						2					98,71
Bathyporeia					1					0,01	
Chaetozone setosa	5	1	2	1	1	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	
Corbula gibba		1						0,01			
Echinocardium cordatum	1		1	2		0,46			0,68	2,02	
Echinocyamus pusillus		1	1					0,01	0,01		
Eteone longa	1					1	0,01				0,01
Gastropoda		1						0,01			
Heteromastus filiformis			1						0,01		
Hydractinia carnea		1			1	1		0,01		0,01	0,01
Mysella bidentata						2					0,01
Nassarius nitidus		1			1	1		0,93		0,13	0,53
Nemertea	1						0,01				
Nephtys hombergii		1				1		0,12			0,07
Nucula nitidosa			1						0,01		
Oligochaeta					1					0,01	
Ophelia borealis		1						0,01			
Pectinaria auricoma		1						0,01			
Pholoe baltica			1						0,01		
Phoronis muelleri					1	1				0,01	0,01
Poecilochaetus serpens		1						0,01			
Prionospio fallax	1				1		0,01			0,01	
Scalibregma inflatum			1	2	1				0,01	0,01	0,01
Scoloplos armiger	1	1	2	2	5	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	
Spio filicornis	1		2			2	0,01		0,01		0,01
Thracia papyracea					1	1				0,06	0,05

Station L4	2019	Individer/prov					g/prov				
Taxa	prov nr	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
<i>Abra nitida</i>		1	8	4	8		0,01	0,57	0,28	0,67	
<i>Ampelisca brevicornis</i>				1		2			0,01		0,02
<i>Amphiura</i>							2,93	2,68	1,86	3,77	5,04
<i>Amphiura filiformis</i>	153	186	188	162	104		2,26	2,36	2,57	2,21	2,42
<i>Anobothrus gracilis</i>	1		1				0,01		0,01		
<i>Arctica islandica</i>	3	3	1	4	2		172,28	109,28	53,03	137,64	108,92
<i>Chaetoderma nitidulum</i>			1						0,03		
<i>Chaetozone setosa</i>			1			1			0,01		0,01
<i>Chamelea striatula</i>				1						0,51	
<i>Diastylis rathkei</i>	1	1					0,01	0,01			
<i>Diplocirrus glaucus</i>	1	1		1			0,01	0,01		0,01	
<i>Echinocardium cordatum</i>						1					0,58
<i>Edwardsia</i>		2	1			1		0,02	0,01		0,01
<i>Ennucula tenuis</i>	5				2		0,02			0,01	
<i>Glycera alba</i>		1	2			2		0,01	0,01		0,02
<i>Golfingia</i>					1					0,03	
<i>Goniada maculata</i>		1	1			1		0,01	0,03		0,01
<i>Heteromastus filiformis</i>	5	3					0,02	0,01			
<i>Levinsonia gracilis</i>	1				1		0,01			0,01	
<i>Mysella bidentata</i>	5	8	3	4	34		0,02	0,02	0,01	0,01	0,05
<i>Nemertea</i>	2		1				0,05		0,01		
<i>Nephtys ciliata</i>			1						0,01		
<i>Nephtys hombergii</i>					1					0,05	
<i>Nephtys incisa</i>	1						0,02				
<i>Notomastus latericeus</i>					2	6				0,01	0,02
<i>Nucula nitidosa</i>	12	3	9	5	1		0,21	0,05	0,06	0,2	0,05
<i>Pectinaria auricoma</i>		1	1	7				0,01	0,01	0,02	
<i>Phaxas pellucida</i>		1						0,05			
<i>Pholoe baltica</i>	3	6	11	6	4		0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
<i>Phoronis muelleri</i>	11	3	12	23	26		0,15	0,01	0,05	0,17	0,49
<i>Priapulus caudatus</i>	2	1	2		1		0,01	0,01	0,01		0,01
<i>Prionospio fallax</i>	1	3	5				0,01	0,01	0,01		
<i>Scalibregma inflatum</i>					1	2				0,01	0,01
<i>Terebellides stroemi</i>		2			1	1		0,06		0,11	0,02
<i>Thyasira flexuosa</i>		1						0,01			

Station L5	2019	Individer/prov					g/prov				
Taxa	prov nr	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Abra nitida	8	8	12	11	2	0,45	0,5	0,64	0,74	0,15	
Ampelisca tenuicornis	1					0,01					
Amphiura						5,12	4,61	4,71	5,58	2,86	
Amphiura filiformis	114	110	91	110	92	2,56	2,63	1,91	2,42	2,48	
Anobothrus gracilis	3	1	6			0,02	0,01	0,04			
Arctica islandica		2	2		1		81,22	82,14		51,18	
Chaetoderma nitidulum	1			1	1	0,05			0,05	0,04	
Chaetozone setosa		1					0,01				
Corbula gibba		2					0,23				
Cylichna cylindracea			1					0,01			
Diplocirrus glaucus		1		1	1		0,01		0,01	0,01	
Edwardsia			2		2			0,02		0,01	
Ennucula tenuis	1	5	1	3		0,01	0,02	0,06	0,02		
Glycera alba			1					0,03			
Golfingia		1		1	1		0,01		0,02	0,01	
Goniada maculata	4	1	2	1		0,07	0,04	0,01	0,01		
Heteromastus filiformis	6	1	1	2		0,03	0,01	0,01	0,01		
Hyla vitrea	2	6	2	5	1	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	
Leptosynapta inhaerens					1						0,01
Maldane sarsi			4	1	7			0,06	0,01	0,11	
Mysella bidentata	8	2	8	5	4	0,02	0,01	0,02	0,01	0,01	
Nemertea					1						0,09
Nephtys ciliata		1					1,43				
Nucula nitidosa	8	7	5	5	2	0,15	0,23	0,04	0,29	0,01	
Ophelina acuminata				1					0,03		
Pectinaria auricoma	10	1	6	5		0,04	0,03	0,05	0,02		
Pectinaria belgica					1						0,78
Pectinaria koreni				1					0,01		
Pholoe baltica	1	1	1	1	1	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	
Phoronis muelleri	22	25	30	22	15	0,36	0,63	0,74	0,49	0,28	
Praxillella praetermissa	1					0,01					
Rhodine gracilior				1					0,02		
Scalibregma inflatum	14	12	4	3	4	0,09	0,15	0,03	0,02	0,01	
Thracia papyracea	2					7,37					
Thyasira flexuosa				1					0,02		
Virgularia mirabilis	3	1	1	1	3	0,03	0,02	0,01	0,01	0,02	

Station L9	2019	Individer/prov					g/prov				
Taxa	prov nr	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Abra nitida			3	3	2	2		0,14	0,16	0,11	0,09
Ampharete baltica	2					1	0,01				0,01
Amphiura							2,01	2,13	2,58	2,81	3,42
Amphiura filiformis	33	60	45	58	55		0,94	1,51	1,14	1,33	1,48
Arctica islandica			1	2	1	3		45,12	79,21	27,79	87,22
Chaetozone setosa	1					2	0,01				0,01
Corbula gibba	1	3	2	1	2		0,03	0,03	0,18	0,01	0,01
Cylichna cylindracea	1						0,01				
Diastylis rathkei	2	1			1		0,02	0,02		0,01	
Diplocirrus glaucus	2	1	2	1	2		0,02	0,01	0,01	0,01	0,01
Echinocardium cordatum		6	3	4	2			1,36	1,08	1,12	0,52
Edwardsia	1	1	1	1	2		0,01	0,01	0,01	0,01	0,02
Ennucula tenuis		1	1			1		0,04	0,03		0,05
Glycera alba				1	1				0,01	0,01	
Goniada maculata	1	2	2	1	1		0,05	0,07	0,05	0,03	0,04
Heteromastus filiformis						1					0,01
Hyala vitrea						1					0,01
Levinsenia gracilis					1					0,01	
Macoma calcarea		1						1,27			
Magelona alleni		1						0,01			
Mysella bidentata	29	60	43	45	61		0,1	0,15	0,12	0,15	0,11
Nemertea	1		1	1	1		0,01		0,01	0,01	0,01
Nephtys hombergii		1		1				0,05		0,04	
Nucula nitidosa	39	43	33	20	11		1,52	1,83	1,75	0,82	0,17
Ophelina acuminata				1						0,03	
Ophiura albida	2	4	1	2	4		0,01	0,07	0,01	0,98	0,01
Pectinaria auricoma	13	3	2	3	1		0,08	0,01	0,01	0,07	0,01
Phaxas pellucida		1						0,09			
Philine aperta			1						0,01		
Pholoe baltica	5	5	7	5	8		0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Phoronis muelleri	32	45	41	46	51		0,29	0,49	0,53	0,81	0,51
Phyllodoce groenlandica		1	1	1				0,35	0,39	0,47	
Praxillella praetermissa						1					0,01
Prionospio fallax	4	2	7	2	5		0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Scalibregma inflatum	2	1	1		1		0,08	0,02	0,01		0,01
Scoloplos armiger	1			1	1		0,01			0,01	0,01
Terebellides stroemi	1	1		1			0,01	0,01		0,01	
Thyasira flexuosa			1		3				0,01		0,05

Station N5	2019	Individer/prov					g/prov				
Taxa	prov nr	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Abra prismatica	1				3		0,04			0,05	
Corbula gibba	2		2	1	1	2	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Nephtys hombergii			2	5	11	2		0,01	0,02	0,05	0,01
Oligochaeta	1						0,01				

Station N6	2019	Individer/prov					g/prov				
Taxa	prov nr	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
<i>Abra nitida</i>	7	2	2			2	0,15	0,02	0,06		0,03
<i>Ampelisca tenuicornis</i>	1						0,01				
<i>Ampharete baltica</i>	3						0,01				
<i>Amphiura</i>							3,79	3,41	3,63	2,66	2,86
<i>Amphiura chiajei</i>	3	2	6	1			0,1	0,06	0,12	0,01	
<i>Amphiura filiformis</i>	88	78	111	108	88		1,76	1,28	1,67	1,67	1,06
<i>Brada inhabilis</i>			1	1	1				0,01	0,01	0,01
<i>Chaetozone setosa</i>	1		1			3	0,01		0,01		0,01
<i>Corbula gibba</i>	4	7	2	5	2		0,06	0,14	0,01	0,01	0,01
<i>Cylindna cylindracea</i>	1		2	3			0,01		0,01	0,01	
<i>Diastylis rathkei</i>	1						0,03				
<i>Diplocirrus glaucus</i>			1	2	3				0,01	0,01	0,01
<i>Echinocardium cordatum</i>	1	3	1	2			5,48	20,82	3,31	7,26	
<i>Glycera alba</i>			1	1	1				0,01	0,01	0,01
<i>Hyla vitrea</i>	6	25	12	12	5		0,02	0,08	0,03	0,04	0,02
<i>Leptopentacta elongata</i>			1	1					0,02	0,02	
<i>Mysella bidentata</i>	49	49	82	71	5		0,12	0,15	0,25	0,19	0,01
<i>Nemertea</i>	2	3		3	2		0,01	0,41		0,03	0,01
<i>Nephtys ciliata</i>			1						0,14		
<i>Nephtys incisa</i>	1					1	0,01				0,01
<i>Notomastus latericeus</i>		1	1			1		0,01	0,01		0,04
<i>Nucula nitidosa</i>	1	1	1	2	3		0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
<i>Ophelina acuminata</i>	1			1			0,01			0,01	
<i>Ophiura albida</i>		1		1				0,01		0,01	
<i>Pectinaria belgica</i>	2			1			0,03			0,03	
<i>Pholoe baltica</i>	5	11	10	4	6		0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
<i>Pholoe pallida</i>		3	3		4			0,01	0,01		0,01
<i>Phoronis muelleri</i>	4	5	3	4	3		0,02	0,02	0,02	0,01	0,01
<i>Priapulid caudatus</i>					1						0,01
<i>Prionospio fallax</i>		1		1				0,01		0,01	
<i>Rhodine gracilior</i>		1	1		1			0,01	0,01		0,02
<i>Scalibregma inflatum</i>	1			1	2		0,01			0,01	0,01
<i>Scoloplos armiger</i>	4	2	5	3	8		0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
<i>Turritella communis</i>					1						0,01

Station N7	2019	Individer/prov					g/prov				
Taxa	prov nr	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
<i>Abra nitida</i>		3	1		3	1	0,01	0,01		0,01	0,01
<i>Abyssoninoe hibernica</i>		1		1	1	2	0,01		0,01	0,02	0,02
<i>Ampelisca tenuicornis</i>		1	1	1			0,01	0,01	0,01		
<i>Ampharete baltica</i>			1					0,01			
<i>Amphiura</i>							2,66	2,39	3,02	3,42	2,94
<i>Amphiura chiajei</i>		11	11	11	16	10	0,58	0,5	0,45	0,68	0,49
<i>Amphiura filiformis</i>		52	58	88	61	61	1,34	1,46	1,83	1,25	1,6
<i>Anobothrus gracilis</i>		1					0,02				
<i>Brissopsis lyrifera</i>				1		2			4,39		12,04
<i>Cerianthus lloydii</i>						1					0,72
<i>Corbula gibba</i>		1	1	1	2		0,01	0,02	0,01	0,03	
<i>Cylindna cylindracea</i>				2					0,02		
<i>Diplocirrus glaucus</i>			1					0,01			
<i>Echinocardium cordatum</i>			1					1,68			
<i>Ennucula tenuis</i>				1		2			0,08		0,11
<i>Eriopisa elongata</i>						1					0,01
<i>Eteone barbata</i>		1					0,08				
<i>Eudorella emarginata</i>				1					0,01		
<i>Glycera alba</i>		1		1			0,01		0,01		
<i>Glycera rouxii</i>					1					1,26	
<i>Glyphohesione klatti</i>		1		1			0,01		0,01		
<i>Golfingia</i>		2	1	1	1	1	0,05	0,01	0,04	0,02	0,04
<i>Goniada maculata</i>			2					0,01			
<i>Hyla vitrea</i>		5	20	6	21	1	0,01	0,05	0,02	0,05	0,01
<i>Leucothoe lilljeborgii</i>		1		1			0,01		0,01		
<i>Maldane sarsi</i>		1					0,01				
<i>Mangelia attenuata</i>			1					0,01			
<i>Montacuta ferruginosa</i>						2					0,01
<i>Mysella bidentata</i>		7	3	6	2	4	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
<i>Mysis undata</i>				1	1				0,04	0,06	
<i>Nemertea</i>		1					0,06				
<i>Nephtys incisa</i>		2	5	3	6	5	0,03	0,07	0,04	0,09	0,06
<i>Notomastus latericeus</i>		1	2	1	1	2	0,17	0,23	0,04	0,08	0,24
<i>Ophiodromus flexuosus</i>				1					0,01		
<i>Orbinia sertulata</i>			1			1		1,28			0,35
<i>Pectinaria belgica</i>				2					0,46		
<i>Pholoe baltica</i>			1					0,01			
<i>Pholoe pallida</i>		1			1		0,01			0,01	
<i>Phoronis muelleri</i>		9	11	11	9	14	0,04	0,05	0,08	0,05	0,1
<i>Polyphysia crassa</i>		1					0,64				
<i>Praxillella praetermissa</i>		1		1			0,01		0,04		
<i>Prionospio multibranchiata</i>			1					0,01			
<i>Rhodine loveni</i>			1		1			0,03		0,01	
<i>Scoloplos armiger</i>		1					0,01				
<i>Spiophanes kroeyeri</i>			1					0,01			
<i>Turritella communis</i>		5	4	2	1	4	0,59	0,24	0,43	0,1	1,11

Station N8	2019	Individer/prov					g/prov				
Taxa	prov nr	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Abra nitida				1	3	2			0,03	0,08	0,05
Ampelisca tenuicornis	1			2			0,01		0,01		
Ampharete baltica	2			3	3	2	0,01		0,01	0,01	0,01
Amphiura							4,79	3,21	4,39	3,14	4,92
Amphiura chiajei	3	4					0,01	0,02			
Amphiura filiformis	115	80	104	104	107		2,38	1,46	1,96	2,11	2,14
Balanus balanus		1						2,5			
Chaetozone setosa					2	2				0,01	0,01
Corbula gibba	1			2	1	2	0,01		0,02	0,01	0,02
Cylindna cylindracea	2	3	1	1	1	1	0,02	0,03	0,01	0,04	0,01
Diplocirrus glaucus	6	5	6	5	6		0,01	0,01	0,01	0,01	0,03
Echinocardium cordatum		1				1		0,84			0,99
Edwardsia				3	1	1			0,01	0,01	0,01
Eteone flava				1	1				0,01	0,01	
Goniada maculata		1				1		0,01			0,01
Harpinia antennaria					2					0,01	
Hyla vitrea	1					5	0,01				0,02
Leptopentacta elongata				1		1			0,12		0,01
Levinsenia gracilis	1			1			0,01		0,01		
Magelona alleni					2	4				0,01	0,01
Mangelia attenuata				1		1			0,02		0,02
Mysella bidentata	12	35	29	33	65		0,02	0,1	0,06	0,06	0,1
Nemertea	1	2	1	2	6		0,01	0,01	0,01	1,86	0,06
Nephtys hombergii	3	4	2	2	1		0,06	0,19	0,09	0,12	0,02
Nephtys incisa	1						0,01				
Nucula nitidosa		9	5	4	4			0,18	0,03	0,24	0,01
Pectinaria koreni						1					0,08
Philine aperta	2	1	4	5	5		0,01	0,01	0,02	0,02	0,03
Pholoe baltica	1	7	4	3	11		0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Phoronis muelleri	15	14	24	25	20		0,08	0,05	0,1	0,13	0,07
Prionospio fallax	1	3	4	14	22		0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Rhodine gracilior			1						0,01		
Scalibregma inflatum			1	1					0,01	0,01	
Scoloplos armiger	1	10	14	19	28		0,01	0,01	0,01	0,03	0,03
Spiophanes bombyx			1						0,01		
Thyasira flexuosa	1		2	2	1		0,01		0,01	0,04	0,01
Turritella communis				1						0,03	
Upogebia deltaura	1						0,01				

Station N9	2019	Individer/prov					g/prov				
Taxa	prov nr	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Abra nitida						1					0,05
Acidostoma obesum			1					0,01			
Ampelisca brevicornis						2					0,01
Ampharete lindstroemi			1					0,01			
Amphiura							3,31	2,52	4,66	2,59	5,24
Amphiura filiformis	113	75	148	112	156	1,63	1,17	2,26	1,48	2,38	
Arctica islandica						1					128,76
Chaetozone setosa	2	2	2	3			0,01	0,01	0,01	0,01	
Chone fauveli						1					0,02
Corbula gibba	1		1			1	0,01		0,01		0,01
Cylindna cylindracea	2	1	2			1	0,01	0,01	0,01		0,01
Diplocirrus glaucus	7	9	17	6	9		0,01	0,02	0,02	0,01	0,02
Edwardsia				1						0,01	
Ennucula tenuis		1						0,17			
Eteone flava		1						0,02			
Eteone longa				1						0,01	
Glycera alba	1		1	1			0,01		0,01	0,01	
Golfingia			1						0,05		
Goniada maculata	1	1					0,05	0,04			
Hyalia vitrea	10	15	50	6	3		0,02	0,04	0,13	0,01	0,01
Levinsenia gracilis				1						0,01	
Magelona alleni	1						0,01				
Magelona mirabilis	2	3	2	2	2		0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Mangelia attenuata	1						0,05				
Mysella bidentata	51	21	104	59	88		0,06	0,04	0,2	0,1	0,17
Nemertea	2	2	3		1		0,15	0,49	2,83		0,01
Nephtys hombergii	1	1	2	4	1		0,03	0,01	0,12	0,21	0,01
Notomastus latericeus			1	1					0,01	0,15	
Nucula nitidosa	4	3	12	6	2		0,01	0,02	0,04	0,02	0,01
Ophiodromus flexuosus			1						0,01		
Philine aperta						1					0,01
Pholoe baltica	5	5	15	4	11		0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Phoronis muelleri	11	21	21	20	21		0,08	0,17	0,13	0,14	0,11
Prionospio fallax	42	25	21	25	12		0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Scalibregma inflatum		1	1					0,01	0,01		
Scoloplos armiger	11	9	6	5	7		0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Sthenelais limicola		1						0,04			
Thracia papyracea	1						0,29				
Thyasira flexuosa	3	1	2	1	1		0,01	0,02	0,04	0,01	0,03
Turritella communis	7	4	3	3	1		2,46	2,06	0,84	1,15	0,02

Station N10	2019	Individer/prov					g/prov				
Taxa	prov nr	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
<i>Abra nitida</i>					1	3				0,01	0,03
<i>Abyssoninoe hibernica</i>	1	2	1	2	1		0,01	0,03	0,01	0,01	0,02
<i>Amphiura</i>							1,44	3,4	0,46	5,58	0,69
<i>Amphiura chiajei</i>	22	47	14	38	4		0,93	2,16	0,56	1,38	0,12
<i>Amphiura filiformis</i>	47	58	57	109	29		1,06	1,39	1,61	2,98	0,66
<i>Anobothrus gracilis</i>		1						0,01			
<i>Anthozoa</i>						2					0,03
<i>Bela brachystoma</i>			1						0,01		
<i>Brissopsis lyrifera</i>	2						10,24				
<i>Chaetozone setosa</i>		1						0,01			
<i>Corbula gibba</i>						1					0,01
<i>Diplocirrus glaucus</i>	1		1			2			0,01		0,01
<i>Ennucula tenuis</i>	1		1			1	0,01		0,01		0,01
<i>Eudorella emarginata</i>	2		1	4			0,01		0,01	0,01	
<i>Glycera alba</i>	1	1		2	2		0,01	0,01		0,02	0,07
<i>Glycera rousii</i>			1			1			0,16		0,4
<i>Golfingia</i>			1						0,01		
<i>Goniada maculata</i>	1			1			0,01			0,01	
<i>Hyla vitrea</i>	4		1	1	5		0,01		0,01	0,01	0,01
<i>Leucon nasica</i>	1			1			0,01			0,01	
<i>Monoculodes packardii</i>			1						0,01		
<i>Myxine glutinosa</i>		1						0,67			
<i>Nemertea</i>		1	1					0,01	0,01		
<i>Nephtys incisa</i>	1	1		1			0,01	0,01		0,02	
<i>Nucula nitidosa</i>	1			1			0,01			0,01	
<i>Ophelina acuminata</i>	1						0,07				
<i>Ophiodromus flexuosus</i>			1						0,01		
<i>Panthalis oerstedii</i>		2	2	1				0,72	0,43	0,08	
<i>Paramphinome jeffreysi</i>						1					0,01
<i>Pholoe baltica</i>				1	1					0,01	0,01
<i>Pholoe pallida</i>				2						0,01	
<i>Phoronis muelleri</i>						2					0,01
<i>Prionospio fallax</i>		1						0,01			
<i>Prionospio multibranchiata</i>			1						0,01		
<i>Rhodine loveni</i>	1	1	1	1	1		0,01	0,03	0,01	0,09	0,01
<i>Saxicavella jeffreysi</i>				1	2					0,01	0,06
<i>Scolecopsis tridentata</i>			1						0,01		
<i>Spiophanes kroeyeri</i>		3	3			3		0,01	0,01		0,01
<i>Thyasira equalis</i>						1					0,01
<i>Turritella communis</i>	2	1					0,4	0,34			
<i>Virgularia mirabilis</i>	2	2	1	3			0,1	0,11	0,01	0,11	

Station N11	2019	Individer/prov					g/prov				
Taxa	prov nr	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
<i>Abra nitida</i>		1					0,02				
<i>Ampelisca brevicornis</i>		1	1			1	0,02	0,01			0,01
<i>Ampharete baltica</i>		1				1	0,01				0,01
<i>Amphiura</i>							2,16	1,49	1,85	1,93	2,18
<i>Amphiura filiformis</i>		63	44	63	68	64	0,69	0,51	0,69	0,92	1,03
<i>Anobothrus gracilis</i>						2					0,01
<i>Arctica islandica</i>		2	1		1		168,21	52,86		42,96	
<i>Branchiostoma lanceolatum</i>			1					0,01			
<i>Chaetozone setosa</i>		11	21	8	13	14	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
<i>Chamelea striatula</i>						1					0,37
<i>Crangon crangon</i>		1					0,72				
<i>Cylichna cylindracea</i>		1			2	1	0,01			0,02	0,01
<i>Diaphana minuta</i>				1					0,01		
<i>Diplocirrus glaucus</i>		3		2		3	0,01		0,04		0,02
<i>Echinocardium cordatum</i>		1	3	3	2		0,51	0,73	0,43	0,36	
<i>Edwardsia</i>		5	3	4	2	2	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01
<i>Ennucula tenuis</i>		1			2		0,01			0,14	
<i>Fabulina fabula</i>				1					0,01		
<i>Galathowenia oculata</i>				1	2	1			0,01	0,01	0,01
<i>Glycera alba</i>					1					0,01	
<i>Goniada maculata</i>					2					0,02	
<i>Harpinia antennaria</i>						1					0,01
<i>Magelona alleni</i>			1					0,01			
<i>Magelona mirabilis</i>		2			1	1	0,01			0,01	0,01
<i>Mysella bidentata</i>		26	24	31	22	23	0,04	0,03	0,04	0,03	0,04
<i>Nemertea</i>				2		3			0,01		0,01
<i>Nephtys caeca</i>				1	1				0,22	0,14	
<i>Nephtys hombergii</i>		1	2	2	1	1	0,35	0,12	0,01	0,06	0,14
<i>Notomastus latericeus</i>				1					0,11		
<i>Nucula nitidosa</i>		4	6	8	5	5	0,19	0,14	0,31	0,04	0,05
<i>Ophelina acuminata</i>						1					0,05
<i>Ophiura</i>					1					0,01	
<i>Pectinaria auricoma</i>			1			2		0,07			0,02
<i>Periculodes longimanus</i>			1					0,01			
<i>Philine aperta</i>					4	1				0,08	0,01
<i>Pholoe baltica</i>		9	7	6	5	9	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
<i>Phoronis muelleri</i>		7	8	11	7	20	0,06	0,06	0,08	0,09	0,22
<i>Poecilochaetus serpens</i>				1					0,01		
<i>Prionospio fallax</i>		3	5	6	22	18	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
<i>Rhodine gracilior</i>				1					0,01		
<i>Scoloplos armiger</i>		12	12	8	19	17	0,03	0,02	0,01	0,04	0,03
<i>Siphonoecetes kroeyeranus</i>					1					0,01	
<i>Spio filicornis</i>		1					0,01				
<i>Thracia papyracea</i>		1		1	1		0,05		0,01	0,01	
<i>Thyasira flexuosa</i>		1				1	0,04				0,05
<i>Turritella communis</i>		1				1	0,13				0,03

Station N12	2019	Individer/prov					g/prov				
Taxa	prov nr	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
<i>Abra nitida</i>		1		1		1	0,01		0,22		0,01
<i>Abyssoninoe hibernica</i>		2	2		1	2	0,02	0,06		0,02	0,02
<i>Alvania</i>			1	3		1		0,01	0,01		0,01
<i>Ampelisca tenuicornis</i>				1					0,01		
<i>Amphiura</i>							5,42	4,57	5,72	2,25	3,52
<i>Amphiura chiajei</i>	52	45	55	36	32		2,32	2,23	3,41	1,59	1,47
<i>Amphiura filiformis</i>	57	51	26	20	55		1,78	1,18	0,91	0,47	1,42
<i>Anobothrus gracilis</i>			1						0,01		
<i>Aphrodita aculeata</i>	1						0,01				
<i>Brissopsis lyrifera</i>	1	1				1	6,47	5,27			7,52
<i>Chaetozone setosa</i>	3		1			1	0,01		0,01		0,01
<i>Cylichna cylindracea</i>	1	1		1			0,02	0,01		0,01	
<i>Diastylis lucifera</i>	1						0,01				
<i>Diplocirrus glaucus</i>	1						0,01				
<i>Ennucula tenuis</i>		1						0,01			
<i>Eudorella emarginata</i>		3			4	6		0,01		0,01	0,02
<i>Glycera rouxii</i>	1	2	2	1			0,02	0,3	0,02	1,31	
<i>Goniada maculata</i>			1	1					0,01	0,02	
<i>Heteromastus filiformis</i>			2	1					0,01	0,01	
<i>Hyla vitrea</i>	3	7	4	7	3		0,01	0,02	0,02	0,02	0,01
<i>Leucon nasica</i>			2						0,01		
<i>Merona cornucopiae</i>						1					0,01
<i>Nephtys incisa</i>	5	1	2	2	2		0,11	0,01	0,07	0,04	0,02
<i>Nucula sulcata</i>						2					0,01
<i>Ophiodromus flexuosus</i>	1	1		1			0,01	0,01		0,01	
<i>Periculodes longimanus</i>		2						0,01			
<i>Pholoe baltica</i>	5	4	2	1			0,01	0,01	0,01	0,01	
<i>Pholoe pallida</i>	2	3	1	2	2		0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
<i>Phoronis muelleri</i>	2		2		1		0,01		0,03		0,01
<i>Polycirrus medusa</i>			1						0,01		
<i>Prionospio multibranchiata</i>				1	1					0,01	0,01
<i>Rhodine loveni</i>			1	1	1				0,1	0,01	0,01
<i>Scolecopsis tridentata</i>	2	2					0,01	0,01			
<i>Spiophanes kroeyeri</i>		1	2	1	3			0,01	0,01	0,01	0,01
<i>Terebellides stroemi</i>			1		1				0,01		0,01
<i>Thyasira equalis</i>		1		1				0,01		0,02	
<i>Trichobranchus roseus</i>		1						0,01			
<i>Turbellaria</i>			1						0,02		

Station N13	2019	Individer/prov					g/prov				
Taxa	prov nr	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Abra nitida				2	2				0,06	0,04	
Ampelisca tenuicornis	1						0,01				
Ampharete baltica						1					0,01
Ampharete lindstroemi				1					0,01		
Amphiura							2,04	2,81	2,67	3,02	4,42
Amphiura filiformis	113	143	104	149	164	1	2,27	1,65	2,38	3,12	
Anobothrus gracilis		3				2		0,02			0,07
Bela brachystoma				1					0,02		
Chaetoderma nitidulum						2					0,07
Chaetozone setosa	1	1	1			1	0,01	0,01	0,01		0,01
Corbula gibba	2	2	3	1	2	0,05	0,06	0,15	0,09	0,02	
Cylichna cylindracea	3		2	1	1	0,01		0,01	0,01	0,01	
Diaphana minuta	1						0,01				
Diaetylis rathkei			1						0,01		
Diplocirrus glaucus	5	6	6	8	6	0,02	0,03	0,03	0,03	0,03	
Echinocardium cordatum			1	2					3,61	1,19	
Edwardsia	2	1		3	2	0,01	0,01			0,01	0,01
Ennucula tenuis	4	1				1	0,01	0,01			0,01
Epitonium trevelyanum				1						0,03	
Eteone flava	1						0,03				
Eteone longa			1						0,01		
Glycera alba	1	1				1	0,01	0,01			0,01
Glycera rouxii			1			1			0,01		0,02
Goniada maculata						1					0,08
Harpinia antennaria						1					0,01
Hyala vitrea	3	5	1	1	1	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	
Labidoplax buskii				2						0,04	
Levinsenia gracilis	1	3			2	0,01	0,01				0,01
Magelona alleni				1						0,01	
Magelona mirabilis	2	2	2	2	2	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	
Mangelia attenuata		1						0,03			
Mysella bidentata	1	2	10	3	5	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	
Nemertea	1	1	3		1	0,01	0,01	0,01			0,01
Nephtys ciliata	1						2,48				
Nephtys hombergii	1	3	6	3	2	0,01	0,27	0,19	0,2	0,17	
Nephtys incisa		1	1	1	2		0,04	0,01	0,01	0,12	
Notomastus latericeus	1	1	2	4	2	0,03	0,17	0,69	0,78	0,46	
Nucula nitidosa			4	3				0,02	0,02		
Ophiodromus flexuosus					1						0,01
Owenia fusiformis					1						0,01
Pectinaria auricoma			2	2	1				0,01	0,03	0,01
Pholoe baltica	5	6	6	9	7	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	
Phoronis muelleri	18	19	17	20	20	0,08	0,15	0,11	0,12	0,14	
Phyllodoce rosea					1						0,01
Praxillella praetermissa		1	1	2	2		0,01	0,01	0,24	0,06	
Prionospio fallax	17	36	27	5	15	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	
Rhodine gracilior	1	2	1	2	3	0,01	0,03	0,01	0,01	0,06	
Scalibregma inflatum				1						0,01	
Scoloplos armiger	3	8	2	1	5	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	
Sphaerodorum flavum			1		1			0,01			0,01
Terebellides stroemi					1						0,01
Thracia papyracea				1						0,92	
Thyasira equalis	1	1	1		1	0,01	0,01	0,01		0,01	
Trichobranchus roseus					1						0,01
Turbellaria				1						0,01	
Turritella communis	11	12	9	5	5	2,98	2,51	2,15	1,9	1,31	

Station N14	2019	Individer/prov					g/prov				
Taxa	prov nr	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Abra nitida		3	3	3	2	11	0,01	0,27	0,14	0,12	0,05
Abyssoninoe hibernica		1	2		1		0,01	0,05		0,01	
Alvania				1	1				0,01	0,01	
Ampelisca tenuicornis				1	1	1			0,01	0,01	0,01
Amphiura							3,37	3,23	4,35	2,92	0,74
Amphiura chiajei		14	16	14	17	5	1,16	1,31	0,99	0,95	0,37
Amphiura filiformis		47	37	78	51	3	1,35	0,71	1,81	1,33	0,05
Anobothrus gracilis				1					0,01		
Brada villosa			1					0,01			
Chaetoderma nitidulum		2	1	4			0,02	0,01	0,09		
Chaetozone setosa		1			1	1	0,01			0,01	0,01
Cylichna cylindracea		1	2		1	1	0,01	0,02		0,03	0,02
Diplocirrus glaucus		1	1	1			0,01	0,01	0,01		
Ennucula tenuis					1					0,02	
Eudorella emarginata		3	3	3		2	0,01	0,01	0,01		0,01
Glycera alba			1		1			0,01		0,01	
Glycera rouxii		1		2	1	1	0,01		0,04	0,01	0,27
Golfingia					1					0,01	
Goniada maculata		1		2	2	2	0,01		0,03	0,02	0,01
Harpinia antennaria			1					0,01			
Heteromastus filiformis		1				1	0,01				0,01
Hyala vitrea		20	10	9	6	22	0,05	0,02	0,02	0,01	0,05
Leucothoe lilljeborgii				1	1				0,01	0,01	
Levinsenia gracilis		1					0,01				
Lipobranchius jeffreysii		1	2	3			1,12	0,31	1,53		
Maldane sarsi		1					0,02				
Mysella bidentata				1	1	1			0,01	0,01	0,01
Nephtys incisa			1	2	1	2		0,02	0,01	0,01	0,03
Nucula nitidosa		1					0,01				
Ophelina acuminata		1			1		0,01			0,15	
Parvicardium minimum		1					0,01				
Pectinaria belgica				1	1				0,48	0,91	
Pholoe baltica		2	2	2			0,01	0,01	0,01		
Pholoe pallida		3	1	3	1		0,01	0,01	0,01	0,01	
Phoronis muelleri		1	1	3		1	0,01	0,01	0,01		0,01
Polycirrus medusa			1					0,01			
Polyphysia crassa			1					0,32			
Praxillella praetermissa				1					0,07		
Prionospio fallax		1					0,01				
Processa					1					0,29	
Rhodine loveni		1		1	1		0,02		0,03	0,01	
Scolecopsis tridentata				1					0,01		
Spiophanes kroeyeri		2	1		1		0,01	0,01		0,01	
Tellimya tenella					4					0,01	
Thyasira flexuosa			1					0,01			
Westwoodilla caecula		1					0,01				

Station N15	2019	Individer/prov					g/prov				
Taxa	prov nr	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Abra nitida	1	1	2		1	1	0,04	0,06		0,03	0,04
Ampelisca tenuicornis	1					2	0,01				0,01
Amphiura							4,62	3,89	2,73	2,19	4,06
Amphiura chiajei	2			1	1	2	0,13		0,06	0,07	0,11
Amphiura filiformis	64	77	23	21	79		1,63	2,51	0,84	0,82	2,09
Anobothrus gracilis		3	2	14	7			0,03	0,01	0,27	0,05
Aoridae						1					0,01
Aphrodita aculeata		1						0,07			
Ascidacea						2					1,25
Astarte elliptica			1						0,06		
Astarte montagui				1	1					0,06	0,15
Asterias rubens			1						2,17		
Balanus balanus						1					0,34
Chaetoderma nitidulum	2		1				0,03		0,02		
Chaetozone setosa			1						0,01		
Cheirocratus sundevallii	1						0,01				
Chone fauveli	2	2			3		0,28	0,35		0,01	
Corbula gibba	1	1				1	0,2	0,06			0,14
Cylindna cylindracea		1				2		0,01			0,01
Diplocirrus glaucus						1					0,01
Dosinia lupinus	1	1					0,12	1,76			
Edwardsia		1						0,01			
Ennucula tenuis					1	1				0,01	0,01
Eumida bahusiensis					1					0,01	
Galathea						1					0,02
Galathowenia oculata		1	1	2	1			0,01	0,01	0,02	0,02
Glycera alba		1	2	2	1			0,01	0,09	0,02	0,01
Golfingia	2		1				0,14		0,05		
Goniada maculata		2						0,03			
Heteromastus filiformis	1						0,01				
Hiatella arctica						1					0,02
Hyala vitrea	5	5	1	1			0,01	0,01	0,01	0,01	
Hydroides norvegicus						1					0,12
Leptochiton asellus			4	3					0,21	0,08	
Liocarcinus depurator						1					0,44
Lipobranchius jeffreysii			1	1	1				0,04	0,05	0,28
Magelona alleni						1					0,01
Magelona mirabilis					1					0,01	
Mysella bidentata	35	48	22	15	28		0,08	0,11	0,04	0,03	0,05
Nemertea				3	1					0,01	0,07
Nephtys ciliata			1						0,3		
Nephtys hombergii	1						0,01				
Nicomache lumbricalis					1					0,01	
Notomastus latericeus	2	4	1	3	4		0,01	0,06	0,01	0,01	0,06
Nucula nitidosa	1	1	10	2			0,04	0,01	1,35	0,49	
Nuculana minuta			1						0,11		
Ophelina acuminata						1					0,01
Ophiothrix fragilis			1						1,65		
Pectinaria auricoma	7	14		2	7		0,12	0,17		0,06	0,04
Pectinaria belgica				1						0,01	
Periculodes longimanus		1						0,01			
Phascolion strombus		1						0,05			
Philine scabra					1					0,03	
Pholoe baltica	1		1	5	5		0,01		0,01	0,01	0,01
Phoronis muelleri	6	8	1	4	14		0,12	0,12	0,01	0,04	0,11
Pisidia longicornis			1						0,03		
Pododesmus patelliformis					1					1,15	
Polydora coeca			1						0,01		
Polynoidae			1						0,01		
Polyphysia crassa					1					0,19	
Praxillella praetermissa		1			2			0,03		0,03	
Priapulid caudatus						1					1,73
Prionospio fallax		1			2	2		0,01		0,01	0,01
Rhodine gracilior	1						0,01				
Scalibregma inflatum		1	2	1	3			0,01	0,01	0,02	0,05
Spiophanes kroeyeri			1						0,01		
Terebellides stroemi	2	3	3	4	1		0,18	0,1	0,1	0,17	0,16
Thyone fusus			1	1					1,83	1,07	
Timoclea ovata	1						0,22				
Turritella communis	2		2	1			1,18		1,27	0,05	
Virgularia mirabilis		1						0,01			

Station FALK3	2019	Individer/prov					g/prov				
Taxa	prov nr	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
<i>Abra nitida</i>		9	14	25	11	15	0,42	0,82	1,57	0,43	0,69
<i>Abyssoninoe hibernica</i>					1					0,03	
<i>Ampelisca tenuicornis</i>				1		2			0,01		0,01
<i>Ampharete baltica</i>					2	1				0,01	0,01
<i>Amphiura</i>							0,68	3,06	3,31	2,93	4,03
<i>Amphiura chiajei</i>		2	2	6	2	2	0,12	0,23	0,3	0,2	0,14
<i>Amphiura filiformis</i>		36	80	58	88	73	0,95	2,22	1,86	2,34	2,02
<i>Anobothrus gracilis</i>		1	1		1	3	0,01	0,02		0,01	0,02
<i>Chaetoderma nitidulum</i>		2	4	2	4	4	0,02	0,04	0,01	0,03	0,04
<i>Chaetozone setosa</i>		1	1		3		0,01	0,01		0,01	
<i>Corbula gibba</i>				1	1				0,01	0,01	
<i>Cylindna cylindracea</i>		3	1	3	1	3	0,02	0,01	0,01	0,01	0,02
<i>Diastylis lucifera</i>				1					0,01		
<i>Diplocirrus glaucus</i>			1	1	3	1		0,01	0,01	0,01	0,01
<i>Ennucula tenuis</i>			1		4	1		0,01		0,02	0,03
<i>Eriopisa elongata</i>			1					0,01			
<i>Eudorella emarginata</i>		1	1	1	2	1	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
<i>Glycera alba</i>			2	4	2	1		0,01	0,03	0,01	0,01
<i>Glycera rouxii</i>			1	1	3	3		0,04	0,01	0,1	0,16
<i>Glycinde nordmanni</i>				1					0,01		
<i>Golfingia</i>		1	2	1	1	2	0,05	0,03	0,01	0,03	0,03
<i>Goniada maculata</i>					2	3				0,01	0,04
<i>Heteromastus filiformis</i>				1					0,01		
<i>Hyla vitrea</i>		8	6	5	13	30	0,02	0,01	0,01	0,03	0,08
<i>Laonice bahusiensis</i>		1			1	1	0,01			0,01	0,01
<i>Leucothoe lilljeborgii</i>		2			1		0,01			0,01	
<i>Lipobranchius jeffreysii</i>						1					0,02
<i>Mysella bidentata</i>		6	4	7	2	1	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
<i>Neanthes succinea</i>			1					0,01			
<i>Nemertea</i>					1					0,01	
<i>Nephtys hombergii</i>			1					0,05			
<i>Nephtys incisa</i>		1			1	1	0,01			0,01	0,03
<i>Notomastus latericeus</i>		1	2	1	1	2	0,1	0,22	0,18	0,01	0,06
<i>Nucula nitidosa</i>		2	4	2	3	4	0,01	0,06	0,01	0,04	0,2
<i>Ophelina acuminata</i>						1					0,03
<i>Pectinaria auricoma</i>			2	1	1	1		0,01	0,01	0,01	0,01
<i>Pectinaria koreni</i>		1					0,15				
<i>Periculodes longimanus</i>					1					0,01	
<i>Phaxas pellucida</i>			1			1		0,01			0,02
<i>Pholoe baltica</i>		1	3				0,01	0,01			
<i>Pholoe pallida</i>			1	1	1	1		0,01	0,01	0,01	0,01
<i>Phoronis muelleri</i>		2	9	9	12	9	0,01	0,06	0,07	0,08	0,04
<i>Polyphysia crassa</i>			2					0,62			
<i>Praxillella praetermissa</i>		1	2	1	4	3	0,01	0,02	0,02	0,27	0,23
<i>Prionospio fallax</i>		4		1	6	2	0,01		0,01	0,01	0,01
<i>Prionospio multibranchiata</i>			1	1	3	1		0,01	0,01	0,01	0,01
<i>Spiophanes kroeyeri</i>		1	1	4	1		0,01	0,01	0,01	0,01	
<i>Terebellides stroemi</i>		1	1		1		0,01	0,01		0,01	
<i>Trichobranchus roseus</i>				1	2				0,01	0,01	
<i>Turritella communis</i>		3		2	1	1	0,04		0,05	0,01	0,01
<i>Virgularia mirabilis</i>					2					0,28	

Appedix 3. BQI-värden 2019

Stationsbeteckning	djup	År	Prov nr	BQI
L3	16	2019	1	5,60
L3	16	2019	2	5,49
L3	16	2019	3	6,04
L3	16	2019	4	6,31
L3	16	2019	5	6,24
Stationsbeteckning	djup	År	Prov nr	BQI
L5	22	2019	1	10,17
L5	22	2019	2	10,33
L5	22	2019	3	10,31
L5	22	2019	4	10,59
L5	22	2019	5	9,77
Stationsbeteckning	djup	År	Prov nr	BQI
L4	21	2019	1	9,75
L4	21	2019	2	10,07
L4	21	2019	3	10,25
L4	21	2019	4	9,84
L4	21	2019	5	9,39
Stationsbeteckning	djup	År	Prov nr	BQI
L9	20	2019	1	10,42
L9	20	2019	2	10,70
L9	20	2019	3	10,55
L9	20	2019	4	10,71
L9	20	2019	5	10,81
Stationsbeteckning	djup	År	Prov nr	BQI
FALK3	24	2019	1	11,39
FALK3	24	2019	2	12,07
FALK3	24	2019	3	12,07
FALK3	24	2019	4	13,46
FALK3	24	2019	5	12,92
Stationsbeteckning	djup	År	Prov nr	BQI
N5	16	2019	1	1,27
N5	16	2019	2	1,02
N5	16	2019	3	1,29
N5	16	2019	4	2,26
#Namn?	16	2019	5	1,02
Stationsbeteckning	djup	År	Prov nr	BQI
N6	27	2019	1	10,07
N6	27	2019	2	9,75
N6	27	2019	3	10,17
N6	27	2019	4	10,05
N6	27	2019	5	10,46
Stationsbeteckning	djup	År	Prov nr	BQI
N7	26	2019	1	10,81

N7	26	2019	2	11,02
N7	26	2019	3	10,78
N7	26	2019	4	9,86
N7	26	2019	5	9,71
Stationsbeteckning	djup	År	Prov nr	BQI
N8	19	2019	1	10,09
N8	19	2019	2	9,08
N8	19	2019	3	10,74
N8	19	2019	4	10,65
N8	19	2019	5	11,00
Stationsbeteckning	djup	År	Prov nr	BQI
N9	21	2019	1	11,10
N9	21	2019	2	11,47
N9	21	2019	3	11,02
N9	21	2019	4	10,28
N9	21	2019	5	10,36
Stationsbeteckning	djup	År	Prov nr	BQI
N10	50	2019	1	9,80
N10	50	2019	2	9,19
N10	50	2019	3	10,45
N10	50	2019	4	9,90
N10	50	2019	5	10,32
Stationsbeteckning	djup	År	Prov nr	BQI
N11	20	2019	1	10,90
N11	20	2019	2	9,72
N11	20	2019	3	10,42
N11	20	2019	4	11,02
N11	20	2019	5	11,48
Stationsbeteckning	djup	År	Prov nr	BQI
N12	48	2019	1	10,16
N12	48	2019	2	10,64
N12	48	2019	3	10,71
N12	48	2019	4	10,18
N12	48	2019	5	10,36
Stationsbeteckning	djup	År	Prov nr	BQI
N13	24	2019	1	11,70
N13	24	2019	2	11,76
N13	24	2019	3	12,25
N13	24	2019	4	11,80
N13	24	2019	5	12,88
Stationsbeteckning	djup	År	Prov nr	BQI
N14	31	2019	1	12,21
N14	31	2019	2	10,94
N14	31	2019	3	11,41
N14	31	2019	4	11,23
N14	31	2019	5	10,15
Stationsbeteckning	djup	År	Prov nr	BQI

N15	23	2019	1	10,47
N15	23	2019	2	10,98
N15	23	2019	3	11,00
N15	23	2019	4	12,46
N15	23	2019	5	11,71



LÄNSSTYRELSEN
HALLANDS LÄN

Länsstyrelsen i Hallands län • Postadress: 301 86 Halmstad • Besöksadress: Slottsgatan 2
010- 224 30 00 • halland@lansstyrelsen.se • www.lansstyrelsen.se/halland