



Småskalig variation i evertebratsamhällen bland blåstången, *Fucus vesiculosus*, i Skärgårdshavet

Victoria Snickars

Pro gradu-avhandling

Miljö- och marinbiologi

Fakulteten för naturvetenskaper och teknik, Åbo Akademi

Handledare: Sonja Salovius-Laurén, Tiina Salo & Henna Rinne

2023

Åbo Akademi

Fakulteten för Naturvetenskaper och Teknik, Miljö- och marinbiologi

Victoria Snickars

2023

Småskalig variation i evertebratsamhällen bland blåstången, *Fucus vesiculosus*, i Skärgårdshavet

Pro gradu-avhandling, 46 sidor

Abstrakt

Blåstången, *Fucus vesiculosus*, är en nyckelart och ekosystemingenjör i Östersjön på grund av dess habitatbildande funktion. Många evertebrater söker skydd och föda bland blåstången och därmed bidrar blåstången märkbart till biodiversiteten i Östersjön. Den småskaliga variationen hos evertebratsamhällen associerade med blåstången är inte tillräckligt undersökt. Målet med denna avhandling är därför att undersöka om det förekommer småskalig variation hos evertebratsamhällen bland blåstången i Skärgårdshavet, Finlands sydvästra kust.

För undersökningen togs prover av blåstång från tre olika zoner i Skärgårdshavet med olika vattenstatusklasser: innerskärgården med dålig vattenkvalitet, mellanskärgården med tillfredsställande vattenkvalitet och ytterskärgården med god vattenkvalitet. För att undersöka den småskaliga variationen hos evertebratsamhällen togs prover av blåstång från fyra sidor (nord, öst, syd och väst) av provtagningsreven. Jämförelser av evertebraternas artsammansättning utfördes genom att beräkna antal arter, biomassa, individantal, Shannons diversitetsindex och Pielous jämnhetsindex. Dessa parametrar jämfördes sedan mellan de tre vattenstatusklasserna och provtagningsrevens olika sidor. För att jämföra samhällsstrukturen användes NMDS, ANOSIM och SIMPER-analyser.

Gällande den småskaliga variationen förekom signifikanta skillnader i antal arter och biomassa bland evertebratsamhällena. Inga signifikanta skillnader i småskalig variation förekom i Shannons diversitet, Pielous jämnhet och antal individer. Skillnaderna mellan de olika vattenstatusklasserna var mera tydliga. Ytterskärgården med god vattenkvalitet hade högst diversitet, antal arter och biomassa.

I mellanskärgården med tillfredsställande vattenkvalitet var individantalet som högst, men jämnheten bland evertebratsamhällen var lägst. Evertebratsamhällen i innerskärgården med dålig vattenkvalitet hade låg diversitet, biomassa och antalet arter och individer var som lägst. Jämnheten bland arterna var dock högst i innerskärgården. Det är inner- och ytterskärgården som skiljer sig från varandra mest. Dessa resultat indikerar att den småskaliga variationen till viss del påverkar hur evertebratsamhällena hos blåstången ser ut. En sista konklusion är att vattenkvaliteten är en avgörande faktor för evertebratsamhällena bland blåstången i Skärgårdshavet.

Åbo Akademi University

Faculty of Science and Engineering, Environmental and Marine Biology

Victoria Snickars

2023

Small-scale variation in invertebrate communities among bladderwrack, *Fucus vesiculosus*, in the Archipelago Sea

Master's thesis, 46 pages

Abstract

Bladderwrack, *Fucus vesiculosus*, serves as a keystone species and an ecosystem engineer in the Baltic Sea due to its habitat forming functions. Many invertebrates seek protection and food amongst the bladderwrack and therefore the macroalgae significantly contributes to the biodiversity in the Baltic Sea. The small-scale variation within the invertebrate communities associated with the bladderwrack has not been researched enough. The goal with this thesis is to research if small-scale variation within the invertebrate communities is occurring amongst the bladderwrack in the Archipelago Sea on the southwest coast of Finland.

Samples of bladderwrack were taken from three different zones, each with distinct status classes signifying water quality in the Archipelago Sea: the inner archipelago with bad, the middle archipelago with satisfactory, and the outer archipelago with good water quality. To research the small-scale variation within the invertebrate communities, samples of bladderwrack were taken from each cardinal direction (north, east, south, and west) of the sampling reefs. Comparisons of the invertebrate species composition were done by calculating number of species, biomass, number of individuals, Shannon's diversity index, and Pielou's evenness index. These parameters were later compared between the three different status classes, and the four cardinal directions of the sampling reefs. To compare the social structures of invertebrate communities ANOSIM, NMDS-, and SIMPER-analysis were used. Small-scale variation amongst invertebrate communities did occur with significant differences in the number of species and biomass. No meaningful differences were observed regarding the small-scale variation in Shannon's diversity, Pielou's evenness, and number of individuals.

The differences between the three zones with varying status classes were much more apparent compared to that of the four sides of the sampling reefs. The outer archipelago, with a good status class, had the highest diversity, number of species, and biomass. The middle archipelago, with a satisfactory status class, had the highest number of individuals, but the evenness amongst the invertebrate societies was at its lowest. Invertebrate communities in the inner archipelago, where the status class was bad, had low diversity, low biomass, and the number of species and individuals were the lowest. The evenness, however, was at its highest in the inner archipelago. The inner and the outer archipelago differ the most from each other. These results indicate that the small-scale variation, to a certain part, affects how invertebrate communities are structured. Lastly, the status class of the water is a vital factor for the invertebrate communities in the Archipelago Sea.

Innehållsförteckning

1. Introduktion	1
1.1. Blåstången i Östersjön	1
1.1.1. Eutrofieringen och dess effekter på blåstången	1
1.1.2. Betydelsen av exponering för blåstången	2
1.2. Blåstångsassocierad fauna.....	3
1.3. Målsättning	5
2. Material och metoder.....	6
2.1. Undersökningsområdet	6
2.2. Provtagningsmetodik	8
2.2.1. Fältmetodik	8
2.2.2. Laboriemetodik.....	9
2.3. Statistiska analyser.....	10
2.3.1. Univariata analyser	10
2.3.2. Arter av intresse	11
2.3.3. Multivariata analyser.....	11
3. Resultat	12
3.1. Antal arter	12
3.2. Antal individer	17
3.3. Biomassa	19
3.4. Diversitet- och jämnhetsindex	23
3.4.1. Shannons diversitet	23
3.4.2. Pielous jämnhet.....	25
3.5. Arter av intresse	27
3.6. Multivariata analyser	31
3.7. Blåstångens morfologi	34
4. Diskussion	36
4.1. Småskalig variation.....	36
4.2. Variation mellan skärgårdszoner	39
5. Slutsatser.....	41
6. Tillkännagivanden	42
7. Litteraturförteckning.....	43

1. Introduktion

1.1. Blåstången i Östersjön

Brunalgen blåstång, *Fucus vesiculosus*, är en flerårig habitatbildande makroalg som växer på sten- och klippbottnar längs kusterna på norra halvklotet (Torn et al. 2006; Rinne & Salovius-Laurén 2020). Eftersom Östersjön saknar tidvatten växer blåstången därför i den sublittorala zonen (Ruuskanen & Bäck 1999; Kersen et al. 2011). Blåstången förekommer vanligtvis på djup mellan 0,5 - 4 meter, men i klara vatten kan makroalgen växa på 8 – 10 meters djup (Kautsky et al. 1992; Wikström & Kautsky 2007). En blåstångsruska kan nå en ålder på fem till sju år (Jormalainen et al. 2001). Längs Finlands kust förekommer blåstången ända upp till Kvarken, där den till slut begränsas av den låga saliniteten (Schagerström 2013). Gränsen för vad blåstången tål i norra Östersjön anses vara salinitet av 3,5 - 4 (Torn et al. 2006; Barboza et al. 2019; Rinne & Salovius-Laurén 2020). Blåstången med sin unika struktur är en nyckelart och agerar som en ekosystemingenjör genom att bidra med födo- och lekområden för flera olika arter (Kraufvelin & Salovius 2004; Lappalainen et al. 2019; Rinne & Salovius-Laurén 2020). Blåstången är därför ett av de mest artrika habitaterna i Östersjön (Kautsky et al. 1992; Vahteri & Vuorinen 2016).

1.1.1. Eutrofieringen och dess effekter på blåstången

På grund av de tätbefolkade avrinningsområdena vid kusterna är Östersjön ett av de värst drabbade haven i världen vad gäller eutrofiering (Jonsson et al. 2018). Eutrofieringen anses vara det största hotet för grunda kustekosystem i Östersjön (Viitasalo & Bonsdorff 2022) och efter 1950-talet har eutrofieringen i Östersjön ökat (Andersen et al. 2017). Eutrofieringen orsakas av ökade kväve- (N) och fosforkoncentrationer (P), alltså ett överskott av näring (Savage et al. 2010; Rinne et al. 2022). Källorna för tillförseln av N och P i Östersjön är bland annat avrinningen från jordbruket, avloppsvatten och gödningsmedel. Detta leder till problem i Östersjön, både på större skala och på mindre lokal skala (Savage et al. 2010).

Det har förekommit en minskning av blåstång i Östersjön till följd av eutrofieringen kring kusterna (Kautsky et al. 1992; Eriksson and Johansson 2003; Berger et al. 2004). Den kraftiga tillväxten av växtplankton i Östersjön under våren och sommaren som en följd av eutrofieringen (Rönneberg & Bonsdorff 2004) har resulterat i ökad sedimentering av organiskt material och grumligare vatten (Eriksson & Johansson 2003; Berger et al. 2004). Den ökade sedimenteringen försvårar etableringen och överlevnaden för juvenil blåstång (Eriksson & Johansson 2003; Berger et al. 2004). Epifytiska trådalger är exempel på arter som drar nytta av överskottet med näring (Berger et al. 2004). Blåstångsruskor påverkas särskilt negativt av påväxt av trådalger, eftersom trådalger har en skuggande effekt och försvårar upptagningen av näring för blåstången (Kautsky et al. 1992). Opportunistiska trådalger, exempelvis *Pilayella littoralis* och *Cladophora glomerata*, konkurrerar med blåstången om utrymme (Rinne & Salovius-Laurén 2020). Eftersom eutrofieringen leder till grumligare vatten och ökad sedimentering har blåstången tvingats närmare ytan. Detta har lett till att utbredningsområdena för blåstången minskat rejält och i stället förskjutits till grundare områden för att få tillräckligt med solljus (Rinne & Salovius-Laurén 2020; Blanc et al. 2023).

1.1.2. Betydelsen av exponering för blåstången

I Skärgårdshavet är exponering ofta större mot väst och sydväst (Erkkilä & Kalliola 2004). Blåstångsruskor tenderar att växa sig tätare vid hög exponeringsgrad med mera turbulenta vatten och vid lägre exponering är individerna mera glesa där vattenflödet är lugnare (Kautsky et al. 1992). Blåstången trivs bättre vid en högre exponeringsgrad, eftersom ruskorna växer sig starka och stadiga (Rinne et al. 2011). Att blåstången trivs bättre i mera exponerade områden kan också bero på den minskade sedimenteringen som underlättar för nyetablering av blåstång (Rinne et al. 2011). Kraftigt turbulenta vatten kan dock hindra blåstången från att fästa sig vid underlag (Kautsky et al. 1992). Årstidersvariationer bidrar också till olika utmaningar för blåstången. Under vintern kan blåstången utsättas för isskrapning och under våren kan perioder med lågvatten skada blåstången. Dessa faktorer begränsar blåstångens djuputbredning och därför återfinns arten huvudsakligen en bit nedanför vattenlinjen (ca 0,5 meter) (Rinne et al. 2011).

1.2. Blåstångsassocierad fauna

Blåstången med sin unika struktur fungerar både som skydd och föda för många olika djur, både rörliga evertebrater och fastsittande filtrerare (Kautsky et al. 1992; Rinne et al. 2022). Bland blåstången lever bland annat evertebrater som betar på blåstången, samt detrivorer och olika predatorer. Dessa djur i sin tur lockar till sig större predatorer, exempelvis olika fiskar, som också söker skydd bland blåstången (Kautsky et al. 1992). Evertebraterna och småfisken som lever bland blåstången fungerar som en viktig länk till högre trofiska nivåer, eftersom de utgör föda för större fiskar och fåglar (MacNeil et al. 1999; Eriksson et al. 2009).

Vissa typer av djur betar direkt på blåstången. Detta har en direkt inverkan på blåstången eftersom det innebär förlust av biomassa, försämrad tillväxt och ökad skada på blåstångens bål (Jormalainen & Ramsay 2009). I Östersjön förekommer det få arter av betande evertebrater som lever av blåstången men arterna har i stället en hög abundans (Råberg & Kautsky 2008; Rinne et al. 2022). Snäckor som *Hydrobia* spp. och amfipoder inom *Gammarus* spp. är exempel på arter som förekommer bland blåstången och kan vara många till antalet (Rinne et al. 2022).

Blåstångens olika delar attraherar olika typer av djur (Jormalainen et al. 2001), detta beror på åldern hos ruskan (Korpinen et al. 2007). Exempelvis snäckor små till storleken kan inte dra nytta av den tjocka bålen hos äldre blåstång utan utnyttjar i stället blåstång som befinner sig i det juvenila stadiet eftersom den är lättare att äta (Korpinen et al. 2007). Isopoden *Idotea balthica* är en av blåstångens mest betydande betare som nyttjar blåstången för det skydd makroalgen erbjuder. Trycket från betningen av *I. balthica* beror på artens populationsstorlek och hur populationen varierar under olika årstider, samt på vilket djup som blåstången växer (Korpinen et al. 2007). Betningstrycket av *I. balthica* är som högst på hösten, då generationen född under sommaren börjar konsumera blåstången (Korpinen et al. 2007). Vid höga nivåer av eutrofiering kan densiteten hos populationer av *I. balthica* öka kraftigt, vilket kan leda till att hela tångbälten konsumeras (Korpinen et al. 2007; Rinne et al. 2022).

De epifytiska trådalgerna på blåstången innehåller mera näring jämfört med blåstången och därför kan trådalgerna föredras framom blåstången som föda för betare. Exempelvis juvenila individer av *I. balthica* betar inte direkt på blåstången, utan betar i stället på epifytiska trådalger eftersom de är lättare att konsumera (Korpinen et al. 2007). Även snäckan *Theodoxus fluviatilis* är ett exempel på betare som effektivt avlägsnar påväxtalger från blåstången (Korpinen et al. 2007). Blåstången kan därmed genom betning påverkas positivt eftersom den direkta skadan i stället drabbar de epifytiska trådalgerna (Råberg & Kautsky 2008). De betande evertebraterna städar blåstången och gör upptagningen av näring och ljus lättare för blåstången (Råberg & Kautsky 2008). En eventuell minskning av betare på blåstången leder i sin tur till en ökning av trådalger, vilket påverkar blåstångens tillväxt negativt (Kautsky et al. 1992).

Experimentella studier har visat vilka typer av effekter olika djurarter har på blåstången. Däremot har evertebraterna som trivs i blåstångshabitat inte systematiskt karterats och informationen om artsammansättning och abundans längs kusten på olika geografiska skalor är begränsad. Därför är det en utmaning att utvärdera evertebraternas effekter på blåstång i olika områden och i olika miljöförhållanden. I Niilo Salmelas pro gradu-avhandling, 2021 (Rinne et al. 2022), presenteras skillnader i evertebratdiversitet bland blåstång i havsområden med olika vattenkvalitet vid Finlands sydvästra kust. Salmela (2021) kom fram till att evertebratsamhällena ser olika ut beroende på i vilken vattenkvalitet de förekommer. Områdena med dålig vattenkvalitet hade högre individantal medan biomassan för evertebraterna var högre i områden med god vattenkvalitet.

1.3. Målsättning

Att detaljerat studera evertebratsamhällen associerade med blåstången inom rev i Skärgårdshavets olika zoner är viktigt för att förstå den lokala småskaliga variationen. För att undersöka den småskaliga variationen och hur vattenkvaliteten påverkar den, togs prover av blåstång med associerad fauna från fyra olika väderstreck kring rev längs med en eutrofieringsgradient. Dylig information behövs också för att utveckla den nationella miljöövervakningen i anknytning till den marina strategin (Rantajärvi et al. 2020). Målet med avhandlingen var att undersöka om småskalig variation förekommer hos evertebratsamhällen bland blåstång längs en eutrofieringsgradient i olika delar av Skärgårdshavet, sydvästra Finland. Resultaten bidrar till förståelsen av ekologin i detta komplexa dynamiska ekosystem i Skärgårdshavet.

Frågeställningarna:

1. Förekommer småskalig variation hos evertebratsamhällen bland blåstången i Skärgårdshavet och skiljer sig samhällsstrukturen åt mellan dessa?
2. Hur varierar evertebratsamhällen bland blåstången mellan olika skärgårdszoner med olika vattenkvalitet?

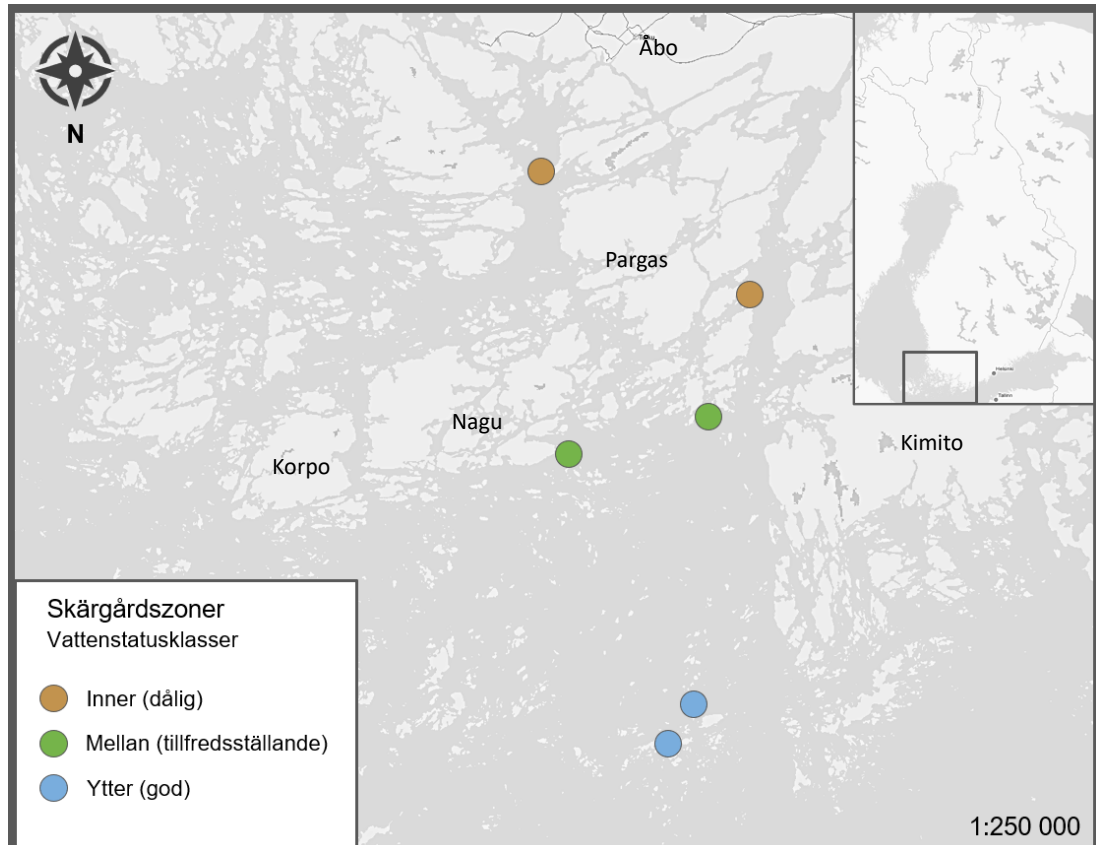
2. Material och metoder

2.1. Undersökningsområdet

Provtagningen utfördes i Skärgårdshavet, sydvästra Finland. Skärgårdshavet täcker ett område på 15 000 km² med ca 30 500 öar och över 20 000 km kuststräcka (Vahteri et al. 2000). På grund av den mångformiga geografin i Skärgårdshavet, med varierande djup och öar av olika storlekar, påverkas vattenutbytet i området kraftigt både i tid och rum. Detta innebär att det i Skärgårdshavet finns stora variationer i vattnets kvalitet och egenskaper (Nylén et al. 2021). Vindriktningen i Skärgårdshavet är ofta västlig och sydvästlig (Erkkilä & Kalliola 2004).

Forskningsområdet består av inner-, mellan- och ytterskärgård i de östra delarna av Skärgårdshavet (Figur 1). Området täcker tre olika statusklasser av vattenkvalitet, det vill säga hur påverkade områdena är av eutrofieringen. Innerskärgårdens vattenkvalitet kvalificeras som dålig, mellanskärgårdens som tillfredsställande och ytterskärgårdens som god (Figur 1). De olika statusklasserna är baserade på en modell av secchi-djupet framställd av Finlands Miljöcentral SYKE. Ett secchi-djup på 0–2,9 meter innebär dålig status, 2,9–4,6 meter tillfredsställande status och >4,6 meter god status. Modellen beskriver hur klart vattnet är i medeltal under perioden juli till augusti för åren 2003 - 2011, med en resolution på 300 x 300 meter (Lappalainen et al. 2019). De tre områdena med olika vattenstatusklass kommer jag härnäst referera till som 'skärgårdszoner', där begreppet skärgårdszon används som en proxy för vattenkvaliteten. Samtidigt beskriver skärgårdszonerna också övergången från inner- till mellan- och ytterskärgård. Provtagningen för undersökningen för denna avhandling ägde rum under juli månad 2021. Provtagningen utfördes under en kort tidsperiod för att undvika tidsmässiga variationer i data. Provtagningen i innerskärgården utfördes 5.7 och 7.7, mellanskärgården 7.7 och 9.7, och i ytterskärgården 13.7.

Provtagningslokalerna är utvalda så att de har en likadan exponeringsgrad, detta baserat på "simplified wave exposure model" index av Isæus (2004). Isæus index är baserat på ett biologiskt vågexponeringsindex, det biologiska indexet i sin tur är baserat på den vertikala utbredningen av lavar som växer vid kusterna. En modell av vågexponeringen skapades i GIS och kalibrerades med det biologiska indexet (Isæus 2004). Eftersom lokalerna är utvalda enligt Isæus index är proverna av blåstång jämförbara.



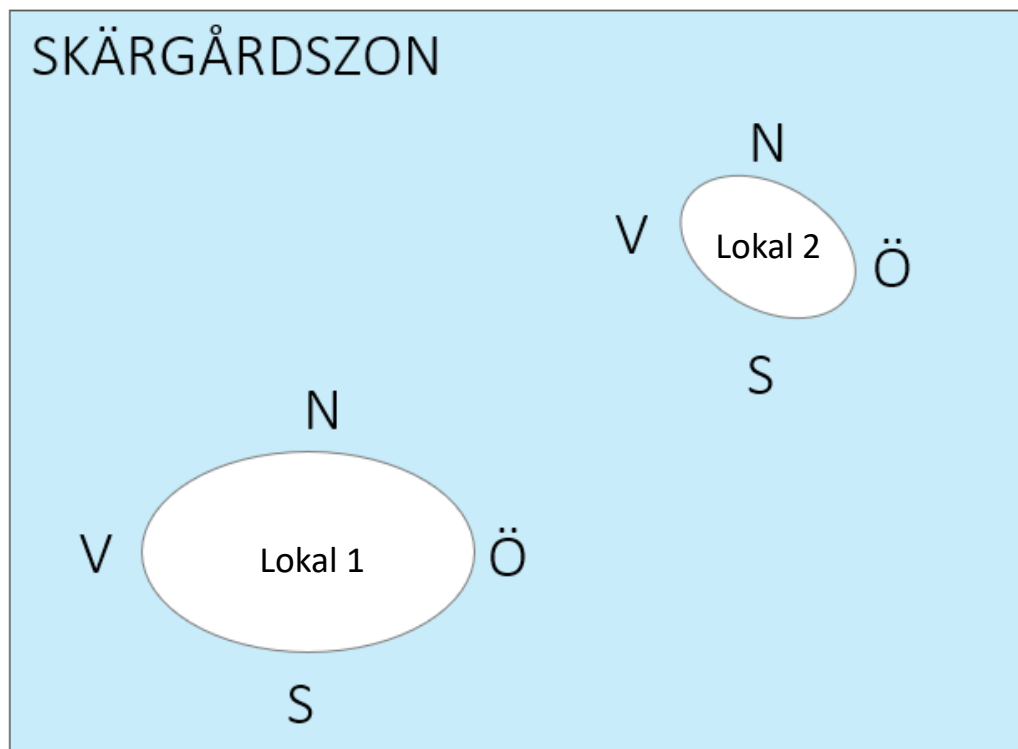
Figur 1: Karta över provtagningslokalerna i Skärgårdshavet. Färgkodning enligt de olika skärgårdszonerna.

2.2. Provtagningsmetodik

2.2.1. Fältmetodik

Två provtagningslokaler valdes ut för varje skärgårdszon (inner-, mellan- och ytterskärgård), totalt sex provtagningslokaler. Dessa lokaler kunde bestå av klippöar och rev (som befinner sig antingen under eller ovan vattenytan). Prover togs från fyra sidor av varje lokal; nord-, öst-, syd- och väst (Figur 2), och beskriver därmed den småskaliga variationen. Från varje sida togs tre replikat av blåstång, vilket resulterade i totalt 12 prover per provtagningslokal. Den totala mängden prover för alla sex lokaler var 72 stycken.

Blåstångsruskorna valdes slumpmässigt ut på ett djup mellan 1,5 - 2,5 meter, den önskvärda längden för en ruska var 30 cm (± 10 cm). Provtagningen utfördes av en dykare som varsamt trädde en nätpåse över en ruska och sedan kapade av ruskan från underlaget. För varje provtagningslokal förekom blåstång på varje sida men blåstången uppfyllde inte alltid de storleksmässiga kraven. Trots detta nyttjades den blåstång som fanns, även om tångruskorna var under 30 cm i längd.



Figur 2: Schematisk placering av provtagningsförhållande till lokalen och hur väderstrecken (småskalig variation) tas i beaktande vid provtagningen. N = nord, Ö = öst, S = syd och V = väst.

2.2.2. Laboratoriemetodik

I laboratoriet öppnades nätpåsarna med blåstång över ett tvättfat och ruskan skakades och sköljdes med vatten för att avlägsna alla evertebrater från blåstången. Varje ruska kontrollerades sedan noggrant för att lösgöra evertebrater som satt fast hårt eller var gömda i blåstången. Vattnet i tvättfatet silades genom ett 0,5 mm såll. Evertebraterna i sållet fördes sedan med pincett eller sprayflaska över till burkar med 70 % etanol. Behållarna märktes med enskilda koder, tätades och förvarades kallt i laboratoriet.

Efter att alla evertebrater hade avlägsnats noterades våtvikten för tångruskan. Detta skedde genom att blåstången centrifugerades i en salladsslunga 20 varv för att bli av med extra vatten. Evertebrater som frigjorts efter slungningen överfördes till behållaren för motsvarande blåstångsprov. Även längden, bredden, reproduktiva strukturer och antal apikaltoppar noterades för varje ruska. Då betningsskador förekom bland blåstången noterades dessa upp till 20, eller >20. Mängden epifyter på blåstången uppskattades på en skala från noll till tre (0 = inga epifyter, 1 = liten mängd epifyter, 2 = mycket epifyter och 3 = blåstången nästan helt täckt av epifyter) och epifyterna artbestämdes. Vid observationer av evertebrater i epifyterna noterades och överfördes dessa till motsvarande blåstångsprov. Till sist torkades två prover av blåstång från varje lokal i 60 °C i 48 timmar för att dokumentera torrvikten och estimeras förhållandet mellan våtvikt och torrsvikt.

För artbestämningen av evertebraterna användes mikroskop. Arterna bestämdes till lägsta möjliga taxonomiska nivå. Arter inom *Gammarus* spp., *Idotea* spp., *Pranus* spp. och *Palaemon* spp. bestämdes till artnivå. För varje prov noterades torrvikten för alla olika taxon med en noggrannhet på 0,0001 gram. För att få torrvikten för varje taxon torkades proverna i 60 °C i 48 timmar.

2.3. Statistiska analyser

För att göra data jämförbart beräknades antal och biomassa (torrvikt) av evertebrater till gram torkad blåstång. Data har analyserats med uni- och multivariata metoder.

2.3.1. Univariata analyser

Shannons diversitetsindex beräknades för att undersöka hur diversiteten varierade mellan de olika evertebratsamhällena i skärgårdszonerna och väderstrecken. Ju högre diversitetsindex desto högre mångfald har evertebratsamhället. Även Pielous jämnhetsindex beräknades. Pielous jämnhetsindex testar skillnader mellan samhällen och beräkningen av Pielous jämnhetsindex baseras på Shannons diversitetsindex. Variansanalys (ANOVA) användes för att testa om signifikanta skillnader i antal arter eller taxa (hädanefter används endast begreppet antal arter), abundans och biomassa, Shannons diversitet, Pielous jämnhet samt abundanser av enskilda taxa med högsta abundanser (d.v.s. arter inom *Gammarus* spp. och *Idotea* spp., *R. harrisii* och *Mytilus trossulus*, förekommer mellan skärgårdszonerna och väderstrecken. Levene's test och Shapiro-Wilk-test kördes för att se om data mötte kraven för att kunna köra ANOVA. Levene's test undersöker om varianserna är homogena och Shapiro-Wilk-test testar om data är normalfördelat. Om data inte nådde kraven för en ANOVA trots transformeringar, användes Kruskal-Wallis-test (KWT) för att upptäcka eventuella skillnader mellan skärgårdszoner och väderstreck. Vid dessa tester användes skärgårdszoner (inner-, mellan- och ytterskärgård) och väderstrecken (nord, öst, syd och väst) som oberoende faktorer. Två olika post hoc-tester användes för att ta reda på exakt var skillnader förekom. Tukeys post hoc-test (Tukeys HSD) användes om ANOVA indikerade signifikanta skillnader och Dunns post hoc-test om KWT var signifikant. I Tukeys HSD användes korrigerade p-värden, i och med Bonferroni-korrigerings, för att kompensera för många jämförelser. För de univariata analyserna användes R utförd med RStudio (version 1.4.1106). För diversitetsindex, ANOVA, KWT, Tukeys HSD och Dunns post hoc-test användes Vegan-, car-, FSA- och ggplot2-paket.

2.3.2. Arter av intresse

Arter inom *Gammarus* spp. och *Idotea* spp., samt arterna *R. harrisii* och *M. trossulus* valdes ut för att undersöka hur arternas förekomst och abundans ser ut i Skärgårdshavets zoner och om det förekommer några skillnader beroende på väderstrecken för dessa arters utbredning. Dessa specifika arter valdes ut för enskilda analyser eftersom arterna hade märkbart högre abundanser jämfört med resterande arter. Speciellt slamkrabban, *R. harrisii*, som för Östersjön är en introducerad art (Fowler et al. 2013) var intressant för enskilda analyser. Flera olika arter av *Gammarus* spp. förekom i hela provtagningsområdet men i varierande storlekar. De större individerna var lättare att artbestämma jämfört med de små, och individer under fem millimeter artbestämdes inte. Därigenom har en mängd olika arter av gammarider gått oupptäckta och därför kan artdiversiteten ha underestimerats.

2.3.3. Multivariata analyser

För multivariata analyser av blåstångssamhället användes non-metric multidimensional scaling (NMDS) och similarity percentages (SIMPER). NMDS-analysen utgår från individantal per olika arter i djursamhällen och användes för att visualisera olikheter mellan evertebratsamhällena i olika skärgårdszoner och mellan väderstreck. För att ta reda på vilka enskilda arter som bidrar mest till variationen mellan de olika skärgårdszonerna och väderstrecken utfördes en SIMPER-analys. Analysis of similarities (ANOSIM) användes för att se hur lika evertebratsamhällena var mellan skärgårdszonerna och väderstrecken. Analyserna baserades på Bray-Curtis dissimilarity. För de multivariata analyserna användes PRIMER (version 6) (Clarke & Gorley, 2006).

3. Resultat

3.1. Antal arter

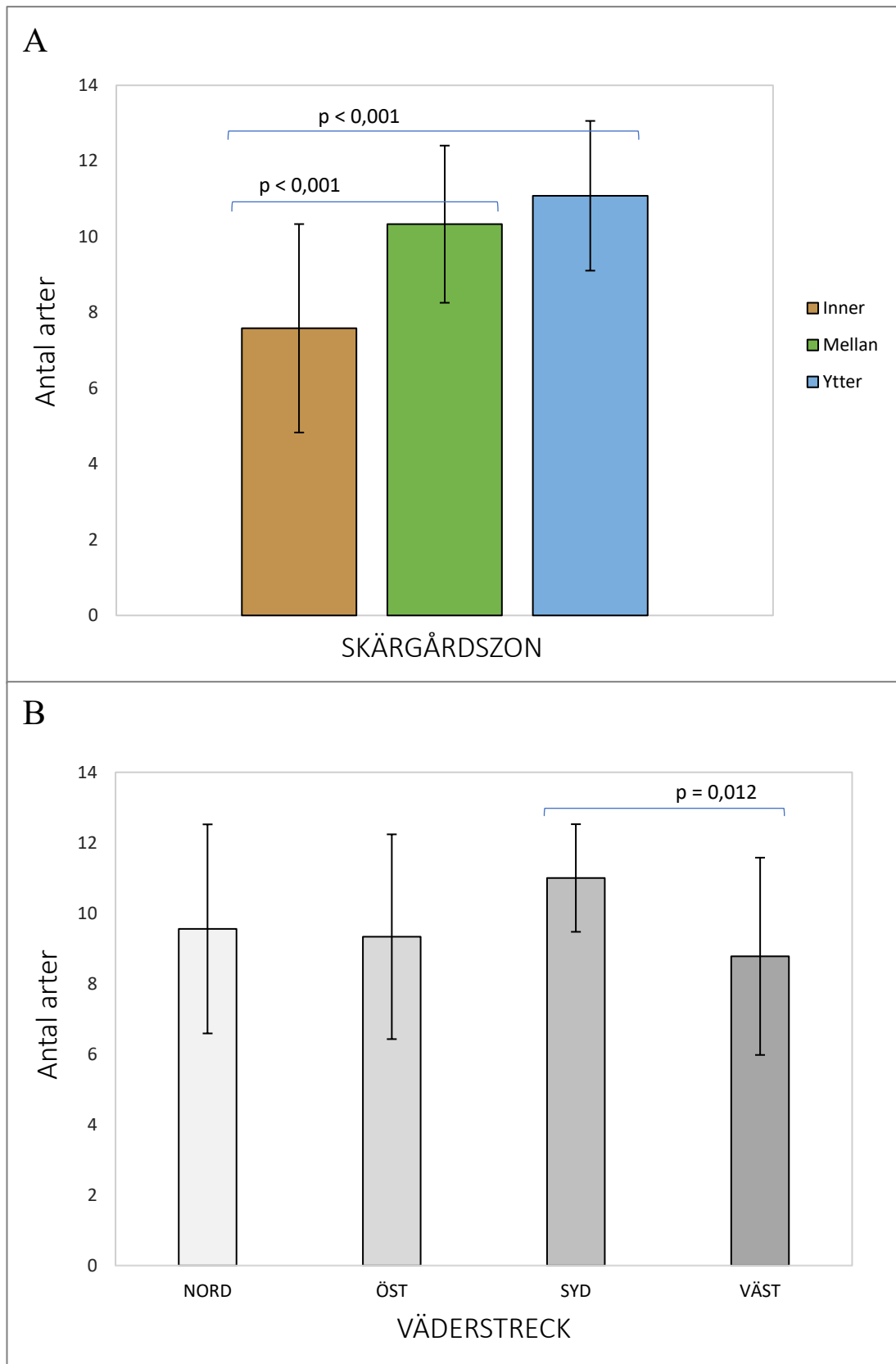
Under studien påträffades totalt 34 arter av evertebrater i Skärgårdshavets tre zoner (Tabell 1). Data över antalet arter var normalfördelat, hade homogena varianser och varierade signifikant mellan skärgårdens olika zoner och mellan väderstrecken (Tabell 2). Det förekom även signifikanta skillnader hos interaktioner mellan skärgårdszon och väderstreck (Tabell 2). Innerskärgården hade minst antal arter medan flest antal arter påträffades i ytterskärgården (Figur 3A). De skärgårdszoner som signifikant skiljde sig från varandra var inner- och mellanskärgård (Tukeys HSD: $p < 0,001$) där mellanskärgården hade högre antal arter. Även inner- och ytterskärgården skiljde sig åt signifikant där ytterskärgården hade högre antal arter (Tukeys HSD: $p < 0,001$). Mellan väderstrecken förekom signifikanta skillnader mellan väst- och sydsidan (Tukeys HSD: $p = 0,012$), där sydsidan hade högst antal arter medan västsidan hade lägst antal arter (Figur 3B). Vid kombinationen skärgårdszon och väderstreck observerades flertalet signifikanta skillnader mellan evertebratsamhällen (Tabell 3). Ytterskärgårdens östsida hade högst antal arter (Figur 4). Utgående från antalet observerade arter för de tre olika skärgårdszonerna kan man se hur artantalet ökar ju längre ut i skärgården man kommer (Figur 3A).

Tabell 1: Förekomst av arter bland blåstång per skärgårdszon (inner, mellan och ytter) i Skärgårdshavet. För varje art ges antalet individer per gram torkad blåstång och standardavvikelse.

Taxon	INNER	INNER SD	MELLAN	MELLAN SD	YTTER	YTTER SD
Amphipoda spp.						
<i>Gammarus</i> (<5 mm)	6,852	8,47	5,398	4,765	13,084	23,905
<i>G. salinus</i>	0,069	0,202	0,057	0,205	0,059	0,228
<i>G. oceanicus</i>	1,12	4,424	0,451	1,51	0,296	0,893
<i>G. locusta</i>	0,001	0,006	0,02	0,097	0,011	0,054
<i>G. zaddachi</i>	0	0	0	0	0,011	0,054
<i>G. tigrinus</i>	0,003	0,012	0	0	0	0
<i>G. lacustris</i>	0	0	0	0	0,011	0,051
Idotea spp.						
<i>Idotea</i> (<4 mm)	0,27	0,788	0,298	0,774	0,936	1,368
<i>Idotea chelipes</i>	0,079	0,313	0,008	0,021	0,449	0,929
<i>Idotea balthica</i>	0	0	0	0	0,417	0,803
Palaemon spp.						
<i>Palaemon elegans</i>	0,022	0,104	0,004	0,012	0,014	0,069
<i>Palaemon adspersus</i>	0	0	0	0	0,006	0,03
Övriga Crustacea						
<i>Rithropanopeus harrisi</i>	0,155	0,216	0,075	0,12	0,006	0,019
<i>Leptocheirus pilosus</i>	3,004	3,289	1,166	0,97	0	0
<i>Jaera albifrons</i>	0,022	0,053	0,107	0,176	1,435	1,785
<i>Praunus inermis</i>	0	0	0,005	0,017	0	0
<i>Sinelobus vanhaareni</i>	6,778	4,9	4,195	4,218	0	0
Gastropoda						
<i>Gastropoda</i> (<2 mm)	0,125	0,334	0,022	0,104	0	0
<i>Radix balthica</i>	0	0	0	0	2,806	2,828
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	0	0	5,036	4,178	7,605	5,257
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	0	0	0,007	0,026	0,001	0,004
<i>Bithynia tentaculata</i>	0	0	0	0	0,019	0,09
<i>Lymnaea stagnalis</i>	0	0	0	0	0,004	0,017
<i>Limapontia capitata</i>	0,103	0,271	0,014	0,045	0	0
<i>Hydrobia</i> spp.	4,554	6,586	14,557	22,45	9,945	24,722
Bivalvia						
<i>Cerastoderma glaucum</i>	2,73	3,028	17,225	23,812	8,933	14,75
<i>Macoma balthica</i>	0,02	0,056	0,02	0,057	0,108	0,516
<i>Mytilus trossulus</i>	1,71	5,873	36,676	33,959	11,34	27,361
Polychaeta						
<i>Hediste diversicolor</i>	0	0	0,002	0,008	0,012	0,032
<i>Polychaeta</i> (övriga)	0	0	0,04	0,094	0	0
Insecta						
<i>Chironomus</i> spp.	7,327	6,411	24,965	20,063	5,46	5,314
<i>Agraylea multipunctata</i>	0	0	0	0	0,143	0,208
<i>Trichoptera</i> (larv)	0	0	0,001	0,006	0	0
<i>Piscicola geometra</i>	0,006	0,027	0	0	0	0
<i>Oligochaeta</i> spp.	0	0	0,002	0,008	0	0
<i>Cyanophthalma obscura</i>	0	0	0	0	0,073	0,23
<i>Turbellaria</i> spp.	0	0	0,009	0,045	0	0
Totalt antal arter	20		26		26	

Tabell 2: Jämförelse av antal arter i evertebratsamhällena. Resultat från ANOVA av antal arter i skärgårdszonerna, väderstrecken och kombinationen skärgårdszon och väderstreck. Zon = skärgårdszon, VS = väderstreck och Zon:VS = jämförelse med kombinationen skärgårdszon och väderstreck. Signifikanta resultat markerade i blått.

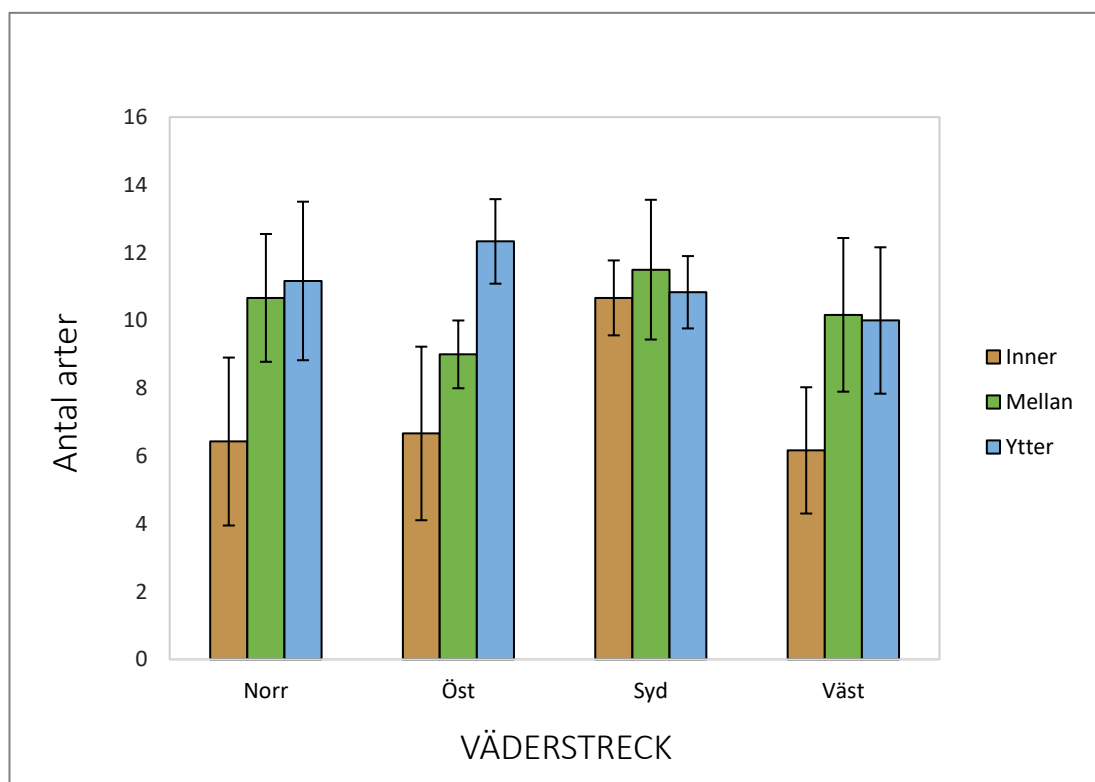
<u>Jämförelse</u>	<u>Df</u>	<u>Sum sq</u>	<u>Mean sq</u>	<u>F-värde</u>	<u>p-värde</u>
Zon	2	163,00	81,50	18,453	<0,001
VS	3	48,44	16,15	3,656	0,017
Zon:VS	6	65,56	10,93	2,474	0,033
Residuals	60	265,00	4,42		



Figur 3: Antalet evertebratarter bland blåstången i Skärgårdshavets olika zoner (A) och för väderstrecken (B) (medelvärde och standardavvikelse). Färgerna i diagrammet beskriver vattenkvaliteten i de olika zonerna (brun = dålig, grön = tillfredsställande och blå = god) (A).

Tabell 3: Jämförelse av antalet arter hos evertebratsamhällen med kombinationen skärgårdszon och väderstreck. Signifikanta resultat från Tukeys post hoc-test på ANOVA. Inner = innerskärgård, Mellan = mellanskärgård och Ytter = ytterskärgård. N = nord, Ö = öst, S = syd och V = väst.

Jämförelse	Skillnaden	Lägre	Övre	Korrigerat p-värde
Inner Ö – Ytter Ö	5,667	1,541	9,792	0,001
Inner Ö – Ytter N	4,500	0,374	8,626	0,021
Inner Ö – Mellan S	4,833	0,708	8,959	0,009
Inner Ö – Ytter S	4,167	0,041	8,292	0,046
Inner N – Ytter Ö	-5,500	-9,626	-1,374	0,002
Inner V – Ytter Ö	-6,167	-10,292	-2,041	<0,001
Inner N – Ytter N	4,333	0,208	8,459	0,031
Inner N – Mellan S	4,667	0,541	8,792	0,014
Inner V – Mellan N	-4,500	-8,626	-0,374	0,021
Inner V – Ytter N	-5,000	-9,126	-0,874	0,006
Inner V – Inner S	-4,500	-8,626	-0,374	0,021
Inner V – Mellan S	-5,333	-9,459	-1,208	0,002
Inner V – Ytter S	-4,667	-8,792	-0,541	0,014



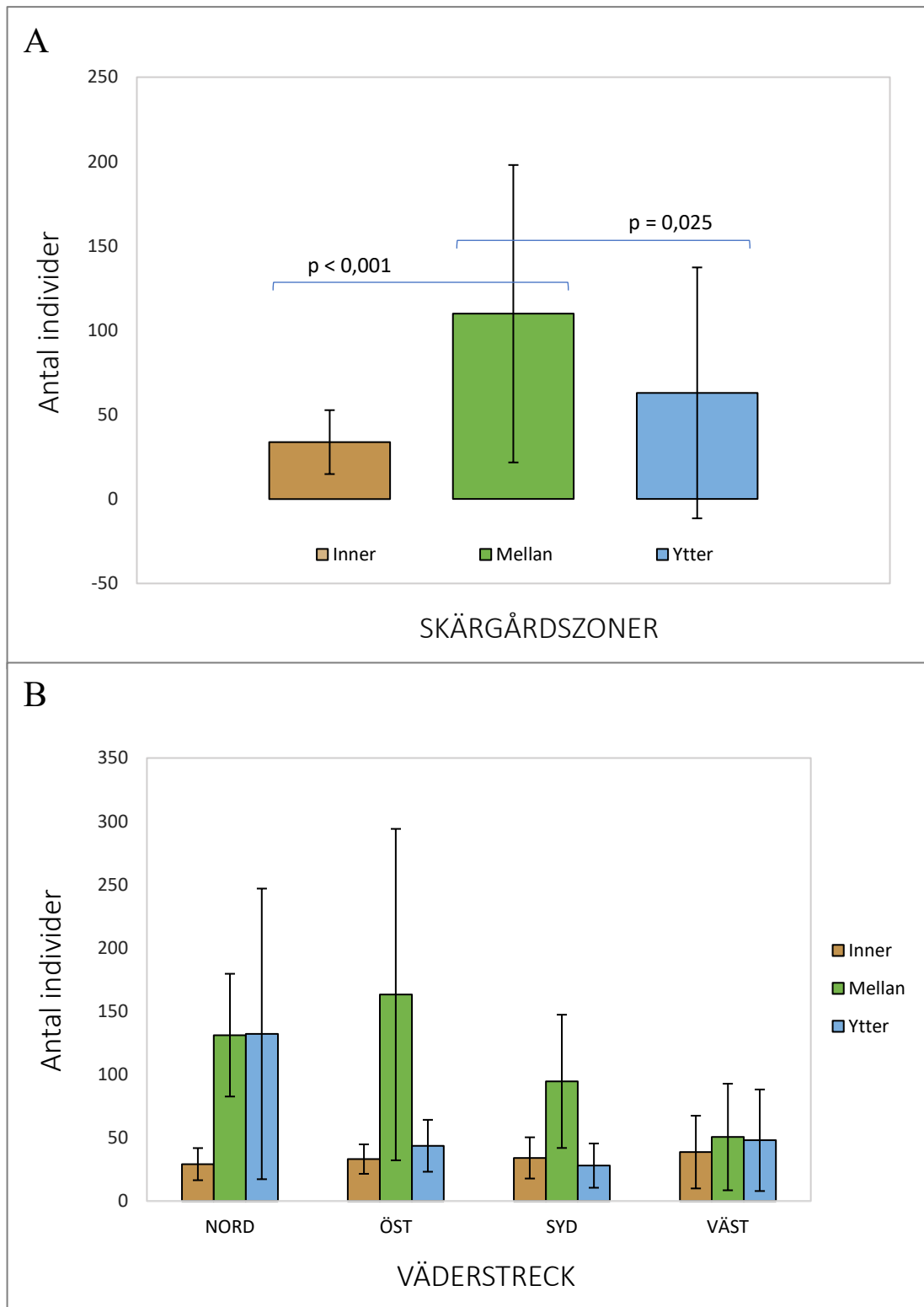
Figur 4: Antalet arter i skärgårdszonerna och väderstrecken (medelvärde och standardavvikelse). Färgerna i diagrammet beskriver vattenkvaliteten i de olika zonerna (brun = dålig, grön = tillfredsställande och blå = god). Det finns flertalet signifikanta skillnader för interaktioner mellan skärgårdszon och väderstreck (Tabell 3).

3.2. Antal individer

Gällande antalet individer förekom signifikanta skillnader mellan skärgårdszonerna (KWT: $H(2) = 15,30$; $df = 2$; $p < 0,001$). Hos väderstrecken upptäcktes inga signifikanta skillnader hos evertebratsamhällena. De skärgårdszoner som skiljde sig åt var inner- och mellanskärgård och mellan- och ytterskärgård (Tabell 4; Figur 5A). Individantalet var som högst i mellanskärgården, följt av ytterskärgården, och individantalet var som lägst i innerskärgården (Figur 5A). Interaktionen mellan skärgårdszon och väderstreck kunde inte testas med Kruskal-Wallis test, men i ytterskärgården var individantalet lågt för alla väderstreck förutom på den norra sidan, medan individantalet i innerskärgården var högt för alla väderstreck förutom på västsidan (Figur 5B).

Tabell 4: Jämförelse av individantal hos evertebratsamhällena. Resultat av Dunns post hoc-test med Bonferroni-korrigerad p-värde för individantalet i Skärgårdshavets olika zoner. Signifikanta resultat i blått. Inner = innerskärgård, Mellan = mellanskärgård och Ytter = ytterskärgård.

Jämförelse	z-värde	p-värde	Korrigerat p-värde
Inner - Mellan	-3,821	<0,001	<0,001
Inner - Ytter	-1,186	0,236	0,707
Mellan - Ytter	2,635	0,008	0,025



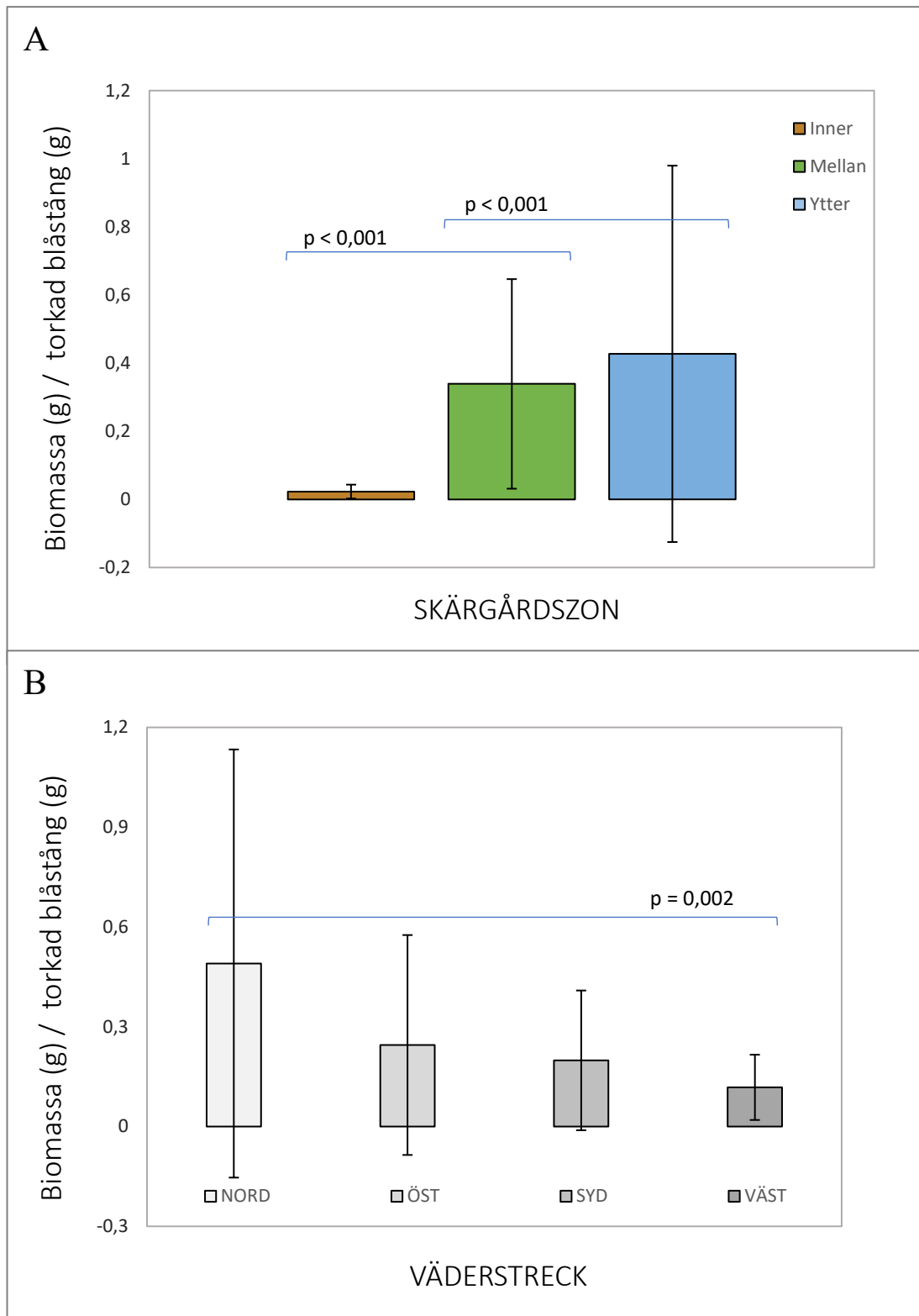
Figur 5: Antal individer (antal individer / torkad blåstång (g)) för evertebratsamhällen bland blåstången i de olika skärgårdszonerna (A) och för kombinationen skärgårdszon och väderstreck (B) (medelvärde och standardavvikelse). Färgerna i diagrammet beskriver vattenkvaliteten i de olika zonerna (brun = dålig, grön = tillfredsställande och blå = god).

3.3. Biomassa

Gällande biomassan av evertebratsamhällena hos tångruskorna förekom signifikanta skillnader hos både skärgårdszoner och väderstreck, samt hos interaktioner mellan skärgårdszoner och väderstreck (Tabell 5). Data för biomassan bland de olika evertebratsamhällena var inte normalfördelat och transformerades därför med upphöjt till 3,1 ($\wedge 3,1$). Bland skärgårdszonerna förekom signifikanta skillnader mellan inner- och mellanskärgård, där mellanskärgården hade en högre biomassa (Tukeys HSD: $p < 0,001$), och mellan- och ytterskärgård där i sin tur ytterskärgården hade en högre biomassa (Tukeys HSD: $p < 0,001$) (Figur 6A). Signifikanta skillnader mellan väderstrecken förekom hos nord- och västsidan (Tukeys HSD: $p = 0,002$). Nordsidan hade genomgående en högre biomassa jämfört med de andra väderstrecken och väst hade lägst biomassa (Figur 6B). Även flertalet interaktioner mellan skärgårdszoner och väderstreck varierade signifikant (Tabell 6). Ytterskärgårdens nordsida hade högst mängd biomassa medan innerskärgårdens nordsida hade lägst biomassa (Figur 7). Evertebraternas biomassa var som minst i innerskärgården och störst i ytterskärgården.

Tabell 5: Jämförelse av evertebraternas totala biomassa per gram torkad blåstång. Resultat från ANOVA för biomassan för skärgårdszonerna, väderstrecken och kombinationen skärgårdszon och väderstreck. Zon = skärgårdszon, VS = väderstreck och Zon:VS = jämförelse med kombinationen skärgårdszon och väderstreck. Signifikanta resultat markerade i blått.

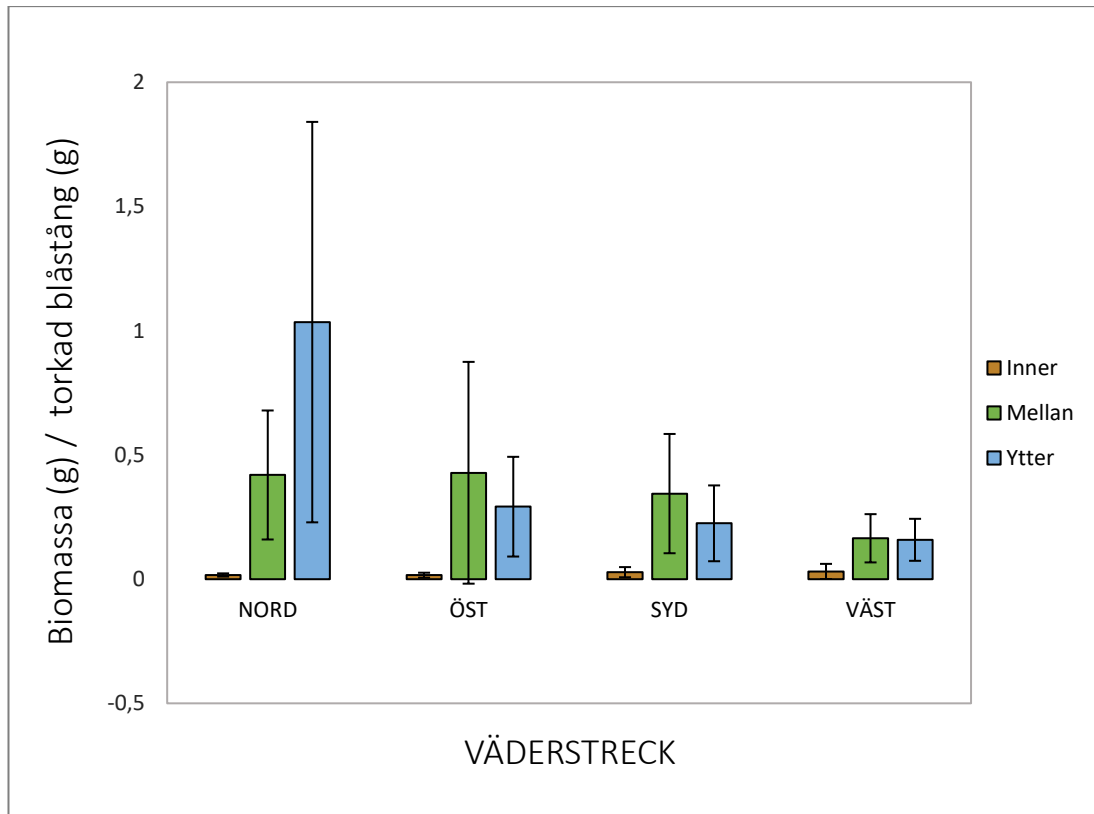
Jämförelse	Df	Sum sq	Mean sq	F-värde	p-värde
Zon	2	2,478	1,239	49,265	<0,001
VS	3	0,366	0,122	4,853	0,004
Zon:VS	6	0,400	0,067	2,654	0,024
Residualer	60	1,509	0,025		



Figur 6: Biomassan (biomassa (g) / torkad blåstång (g)) av evertebratsamhällen bland blåstången i de olika skärgårdszonerna (A) och för väderstrecken (B) (medelvärde och standardavvikelse). Färgerna i diagrammet beskriver vattenkvaliteten i de olika zonerna (brun = dålig, grön = tillfredsställande och blå = god) (A).

Tabell 6: Jämförelse av evertebraternas totala biomassa för interaktionerna mellan skärgårdszon och väderstreck. Signifikanta resultat från Tukeys post hoc-test av den totala biomassan av evertebrater per gram torkad blåstång. Inner = innerskärgård, Mellan = mellanskärgård och Ytter = ytterskärgård. N = nord, Ö = öst, S = syd och V = väst.

Jämförelse	Skillnaden	Lägre	Övre	Korrigerat p-värde
Inner Ö – Mellan Ö	0,418	0,107	0,730	0,001
Inner Ö – Ytter Ö	0,386	0,075	0,698	0,004
Inner Ö – Mellan N	0,478	0,167	0,789	<0,001
Inner Ö – Ytter N	0,707	0,395	1,018	<0,001
Inner Ö – Mellan S	0,420	0,109	0,731	0,001
Inner Ö – Ytter S	0,343	0,031	0,653	0,019
Inner N – Mellan Ö	-0,406	-0,717	-0,095	0,002
Inner S – Mellan Ö	-0,374	-0,685	-0,063	0,007
Inner V – Mellan Ö	-0,384	-0,695	-0,072	0,005
Inner N – Ytter Ö	-0,374	-0,685	-0,063	0,008
Ytter N – Ytter Ö	0,320	0,009	0,632	0,038
Inner S – Ytter Ö	-0,342	-0,653	-0,030	0,020
Inner V – Ytter Ö	-0,351	-0,663	-0,040	0,014
Inner N – Mellan N	0,466	0,155	0,777	<0,001
Inner N – Ytter N	0,694	0,383	1,006	<0,001
Inner N – Mellan S	0,408	0,097	0,719	0,002
Inner N – Ytter S	0,331	0,019	0,642	0,028
Inner S – Mellan N	-0,434	-0,745	-0,122	<0,001
Inner V – Mellan N	-0,443	-0,755	-0,132	<0,001
Inner S – Ytter N	-0,662	-0,973	-0,351	<0,001
Ytter S – Ytter N	-0,364	-0,675	-0,053	0,010
Inner V – Ytter N	-0,672	-0,983	-0,361	<0,001
Mellan V – Ytter N	-0,419	-0,731	-0,108	0,001
Ytter V – Ytter N	-0,421	-0,733	-0,110	0,001
Inner S – Mellan S	0,375	0,064	0,687	0,006
Inner V – Mellan S	-0,385	-0,696	-0,074	0,005



Figur 7: Biomassan (biomassa (g) / torkad blåstång (g)) av evertebratsamhällen bland blåstången för interaktioner mellan skärgårdszon och väderstreck (medelvärde och standardavvikelse). De signifikanta interaktionerna kan ses i Tabell 6. Färgerna i diagrammet beskriver vattenkvaliteten i de olika zonerna (brun = dålig, grön = tillfredsställande och blå = god).

3.4. Diversitet- och jämnhetsindex

3.4.1. Shannons diversitet

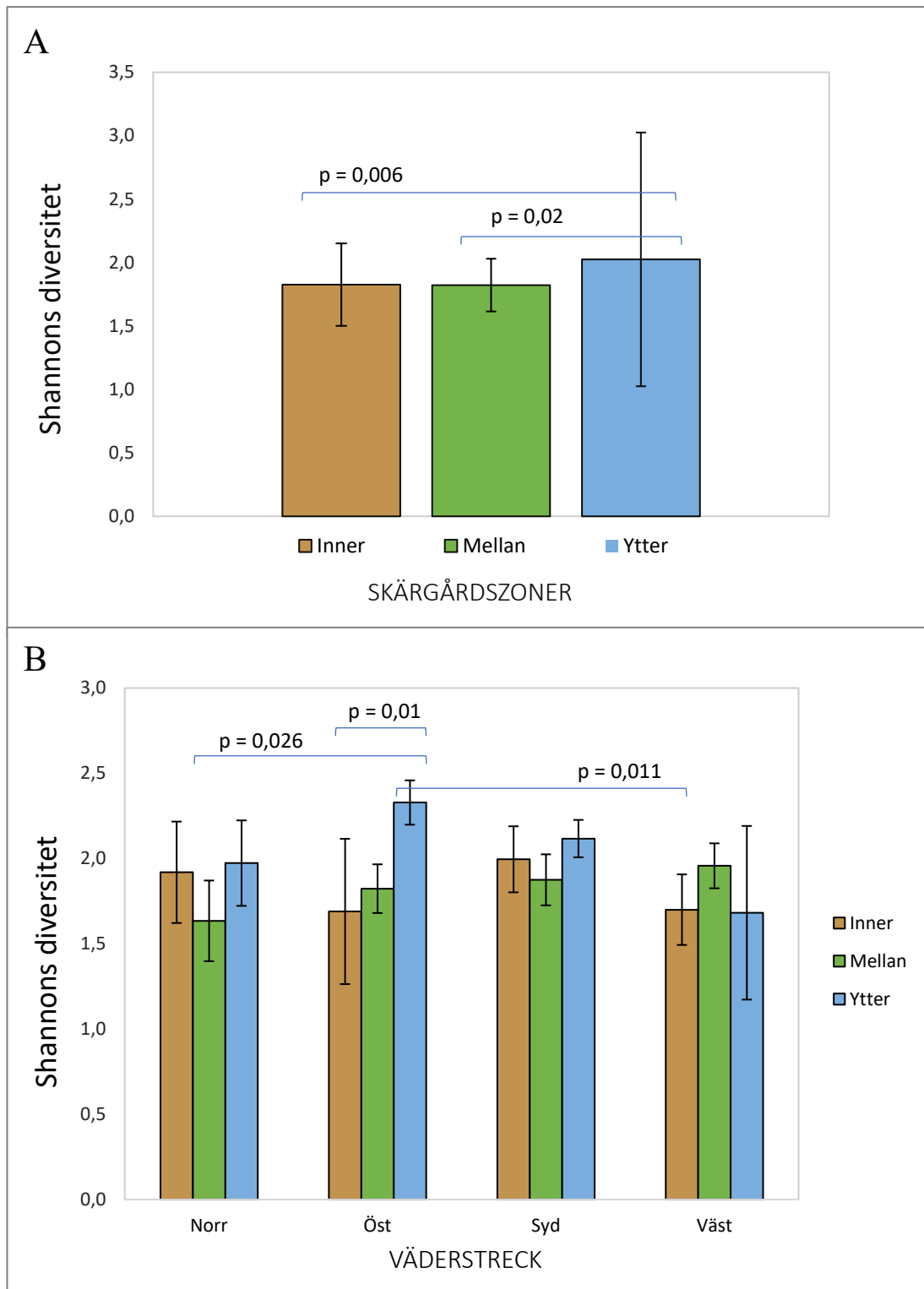
Data för Shannons diversitet transformerades med upphöjt till två (\wedge^2) för att data skulle nå normalfördelning. Det fanns signifikanta skillnader i Shannons diversitet mellan Skärgårdshavets olika zoner och för interaktioner mellan zon och väderstreck (Tabell 7). Shannons diversitet var högre i ytterskärgården än i innerskärgården (Tukey HSD: $p = 0,006$) och mellanskärgården (Tukeys HSD: $p = 0,02$), där ytterskärgården har en högre diversitet i båda fallen (Figur 8A). Evertebratsamhällena bland blåstången i ytterskärgården hade högst diversitet. Signifikanta skillnader för interaktioner mellan skärgårdszon och väderstreck observerades för innerskärgårdens östsida och ytterskärgårdens östsida, mellanskärgårdens nordsida och ytterskärgårdens östsida, samt för innerskärgårdens västsida och ytterskärgårdens östsida (Tabell 7). Ytterskärgårdens östsida hade högst diversitet (Figur 8B). För väderstrecken förekom inga signifikanta skillnader i Shannons diversitet hos evertebratsamhällena.

Tabell 7: Jämförelse av Shannons diversitet för evertebrater bland blåstången i skärgårdszonerna, väderstrecken och kombinationen skärgårdszon och väderstreck. Resultat från ANOVA av Shannons diversitet. Zon = skärgårdszon, VS = väderstreck och Zon:VS = jämförelse med kombinationen skärgårdszon och väderstreck. Signifikanta resultat markerade i blått.

Jämförelse	Df	Sum sq	Mean sq	F-värde	p-värde
Zon	2	21,56	10,782	5,731	0,005
VS	3	10,60	3,533	1,878	0,143
Zon:VS	6	30,66	5,110	2,716	0,021
Residualer	60	138,32	2,305		

Tabell 8: Jämförelse av Shannons diversitet för evertebrater bland blåstången för interaktionerna mellan skärgårdszon och väderstreck. Signifikanta resultat från Tukeys HSD på ANOVA av Shannons diversitet för interaktioner mellan skärgårdszon och väderstreck. N = nord, Ö = öst, S = syd och V = väst.

Jämförelse	Skillnaden	Lägre	Övre	Korrigerat p-värde
Inner Ö – Ytter Ö	3,116	0,451	3,462	0,020
Mellan N – Ytter Ö	-2,849	-5,514	-0,183	0,026
Inner V – Ytter Ö	-3,070	-5,735	-0,404	0,011



Figur 8: Shannons diversitet för evertebratsamhällen bland blåstången i de olika zonerna av Skärgårdshavet (A) och interaktioner mellan zon och väderstreck (B) (medelvärde och standardavvikelse). Färgerna i diagrammet beskriver vattenkvaliteten i de olika zonerna (brun = dålig, grön = tillfredsställande och blå = god) (A).

3.4.2. Pielous jämnhet

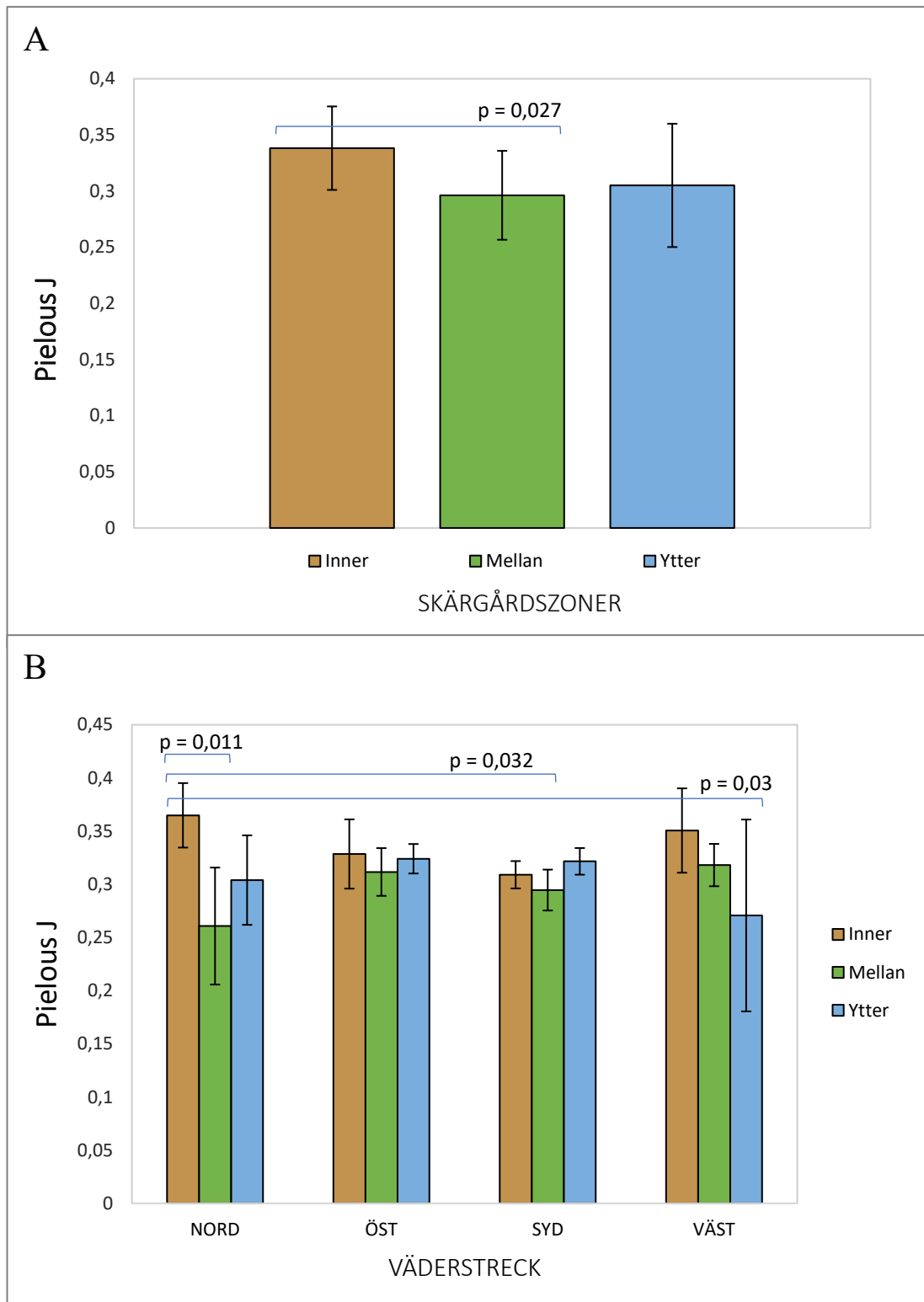
Data för Pielous jämnhet transformerades med upphöjt till två (\wedge^2) för att data skulle nå normalfördelning. För Pielous jämnhet förekom signifikanta skillnader mellan evertebratsamhällena i skärgårdszonerna och för interaktioner mellan skärgårdszon och väderstreck (Tabell 9). De skärgårdszoner som skiljde sig från varandra var inner- och mellanskärgården (Tukeys HSD: $p = 0,027$) där innerskärgården hade en högre jämnhet (Figur 4A). Jämnheten bland arterna var störst i innerskärgården följt av ytterskärgården och jämnheten var som lägst i mellanskärgården (Figur 9A). De signifikanta skillnaderna för interaktioner mellan skärgårdszon och väderstreck förekom hos innerskärgårdens nordsida och mellanskärgårdens nordsida, innerskärgårdens nordsida och mellanskärgårdens sydsida, samt innerskärgårdens nordsida och ytterskärgårdens västsida (Tabell 10). Jämnheten var som högst vid innerskärgården norra sida (Figur 4B). För väderstrecken förekom inga signifikanta skillnader i Pielous jämnhet hos evertebratsamhällena.

Tabell 9: Jämförelse av Pielous jämnhet för skärgårdszonerna och väderstrecken, samt för kombinationen skärgårdszon och väderstreck. Resultat från ANOVA av Pielous jämnhet. Zon = skärgårdszon, VS = väderstreck och Zon:VS = jämförelse med kombinationen skärgårdszon och väderstreck. Signifikanta resultat markerade i blått.

<u>Jämförelse</u>	<u>Df</u>	<u>Sum sq</u>	<u>Mean sq</u>	<u>F-värde</u>	<u>p-värde</u>
Zon	2	0,200	0,100	3,550	0,035
VS	3	0,053	0,018	0,632	0,597
Zon:VS	6	0,483	0,081	2,866	0,016
Residualer	60	1,686	0,028		

Tabell 10: Jämförelse av J med interaktioner mellan skärgårdszon och väderstreck. Signifikanta resultat från Tukeys HSD av ANOVA. N = nord, Ö = öst, S = syd och V = väst. Signifikanta resultat markerade i blått.

<u>Jämförelse</u>	<u>Skillnaden</u>	<u>Lägre</u>	<u>Övre</u>	<u>Korrigerat p-värde</u>
Inner N – Mellan N	-0,381	-0,710	-0,052	0,012
Inner N – Mellan S	-0,346	-0,675	-0,016	0,032
Inner N – Ytter V	-0,347	-0,676	-0,018	0,030



Figur 9: Pielous jämnhet för evertibratsamhällen bland blåstången i de olika zonerna av Skärgårdshavet (A) och med kombinationen zon och väderstreck (B) (medelvärde och standardavvikelse). Färgerna i diagrammet beskriver vattenkvaliteten i de olika zonerna (brun = dålig, grön = tillfredsställande och blå = god).

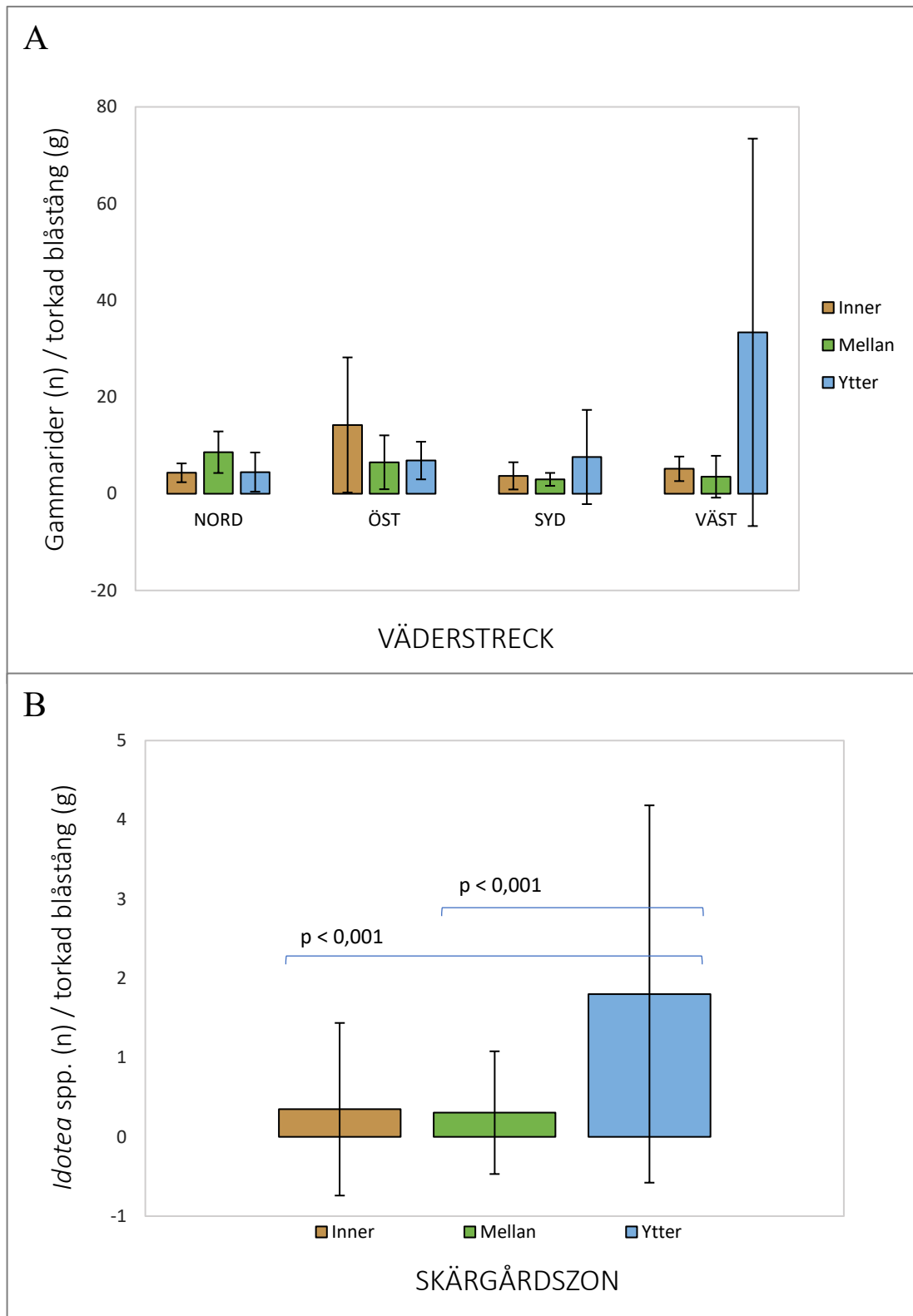
3.5. Arter av intresse

För de enskilda arterna har antalet individer (antal individer / torkad blåstång (g)) jämförts mellan de olika skärgårdszonerna och väderstrecken. Data för gammariderna transformerades till normalfördelning med 1,25 ($\sqrt{1,25}$). För abundansen av gammariderna förekom signifikanta skillnader endast vid kombinationen skärgårdszon och väderstreck (ANOVA: $df = 6$; $F = 2,30$; $p = 0,046$). För interaktionen mellan skärgårdszoner och väderstreck var det sex av 66 kombinationer som var signifikanta. För alla sex interaktioner förekom ytterskärgården och specifikt den västra sidan (Tabell 11). Abundansen av gammariderna var som högst i ytterskärgården och lägst i mellanskärgården (Figur 10A).

Tabell 11: Jämförelse av gammarider för interaktionen mellan skärgårdszon och väderstreck. Signifikanta resultat från Tukeys HSD av ANOVA för antal gammarider. Inner = innerskärgård, Mellan = mellanskärgård och Ytter = ytterskärgård. N = nord, Ö = öst, S = syd och V = väst.

Jämförelse	Skillnad	Lägre	Övre	Korrigerat p-värde
Inner N – Ytter V	90,444	3,539	177,349	0,034
Ytter N – Ytter V	89,531	2,626	176,436	0,038
Inner S – Ytter V	91,303	4,397	178,208	0,031
Mellan S – Ytter V	92,855	5,950	179,761	0,026
Inner V – Ytter V	88,793	1,888	175,698	0,041
Mellan V – Ytter V	91,125	4,220	178,031	0,032

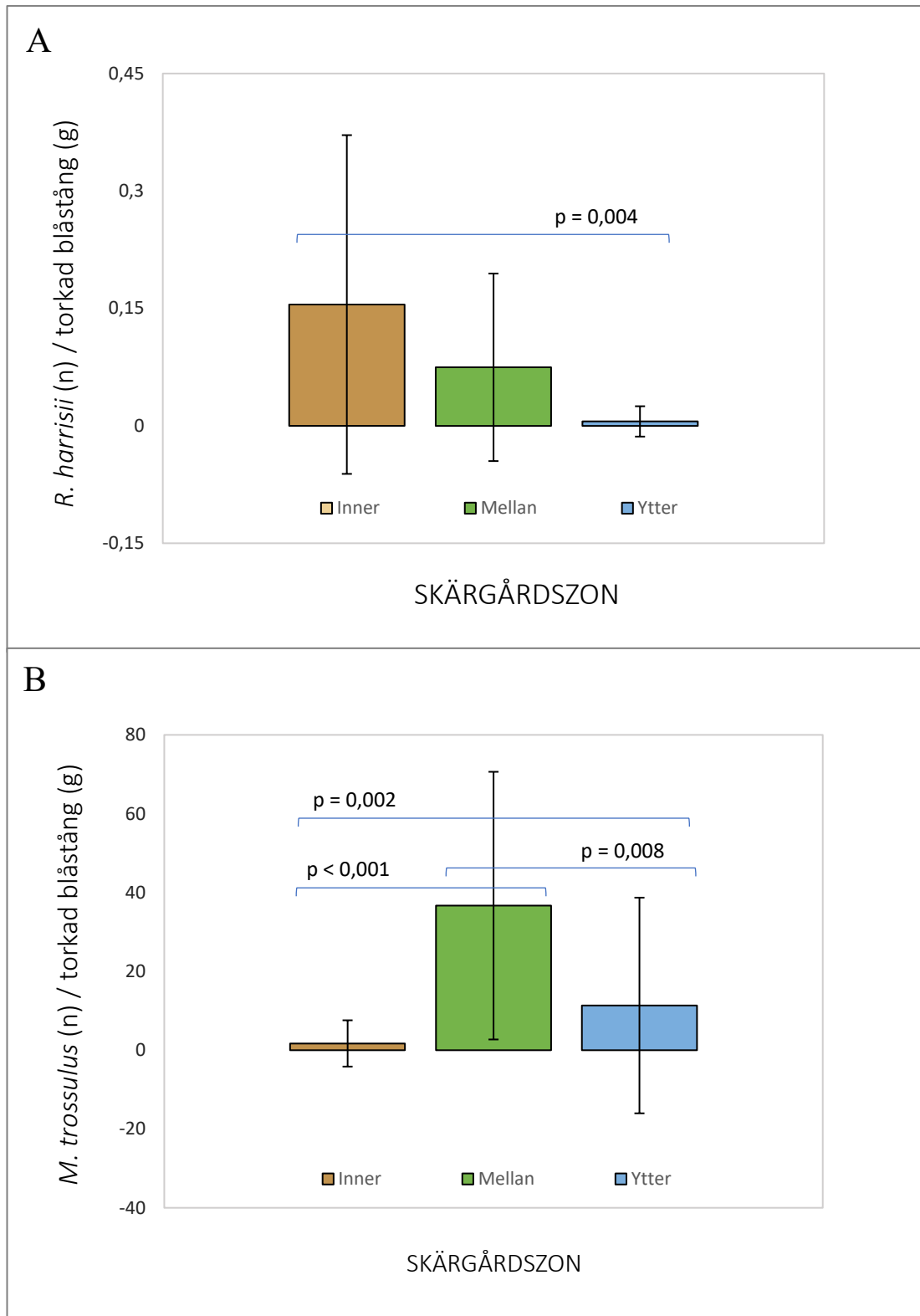
För *Idotea* spp. observerades signifikanta skillnader för skärgårdszonerna (KWT: $H(2) = 31,87$; $df = 2$; $p < 0,001$) men inte för väderstrecken (KWT: $H(2) = 4,55$; $df = 3$; $p = 0,208$). De signifikanta skillnaderna för skärgårdszonerna förekom mellan inner- och ytterskärgård där abundansen var högre för ytterskärgården (Dunns post hoc-test, $p < 0,001$), samt för mellan- och ytterskärgård med en högre abundans i ytterskärgården (Dunns post hoc-test, $p < 0,001$) (Figur 10B). Abundansen för *Idotea* spp. var som lägst i mellanskärgården och högst i ytterskärgården (Figur 10B).



Figur 10: Abundansen av gammarider för interaktionen mellan skärgårdszon och väderstreck (A) och *Idotea* spp. (B) för de tre olika skärgårdszonerna i Skärgårdshavet (medelvärde och standardavvikelse). Abundansen är beräknad enligt antal djur per gram torkad blåstång. Färgerna i diagrammet beskriver vattenkvaliteten i de olika zonerna (brun = dålig, grön = tillfredsställande och blå = god).

Signifikanta skillnader förekom för den introducerade slamkrabban *R. harrisii* mellan skärgårdszoner (KWT: $H(2) = 10,80$; $df = 2$; $p = 0,005$), men inga signifikanta skillnader förekom för väderstrecken (KWT: $H(2) = 5,03$; $df = 3$; $p = 0,17$). De skärgårdszoner som skiljde sig åt gällande *R. harrisii* var inner- och ytterskärgård (Dunns post hoc-test: $p = 0,004$), med en signifikant högre abundans i innerskärgården (Figur 11A). Abundansen för *R. harrisii* var märkbart högre i inner- och mellanskärgården jämfört med i ytterskärgården (Figur 11A).

Gällande musslan *M. trossulus* förekom signifikanta skillnader mellan skärgårdszonerna (KWT: $H(2) = 41,00$; $df = 2$; $p < 0,001$), men inte för väderstrecken (KWT: $H(2) = 3,78$; $df = 3$; $p = 0,286$). Det fanns skillnader mellan alla tre skärgårdszoner. Inner- och mellanskärgården skiljde sig åt med högst abundans i mellanskärgården (Dunns post hoc-test: $p < 0,001$). Inner- och ytterskärgården skiljde sig åt med högre abundans i ytterskärgården (Dunns post hoc-test, $p = 0,002$). Abundansen för mellan- och ytterskärgården skiljde sig också signifikant från varandra, med högre abundans i mellanskärgården (Dunns post hoc-test, $p = 0,008$). Abundansen av *M. trossulus* var lägst i innerskärgården och högst i mellanskärgården (Figur 11B).



Figur 11: Abundansen för *R. harrisii* (A) och *M. trossulus* (B) för de tre olika skärgårdszonerna i Skärgårdshavet (medelvärde och standardavvikelse). Abundansen är beräknad enligt antal djur per gram torkad blåstång. Färgerna i diagrammet beskriver vattenkvaliteten i de olika zonerna (brun = dålig, grön = tillfredsställande och blå = god).

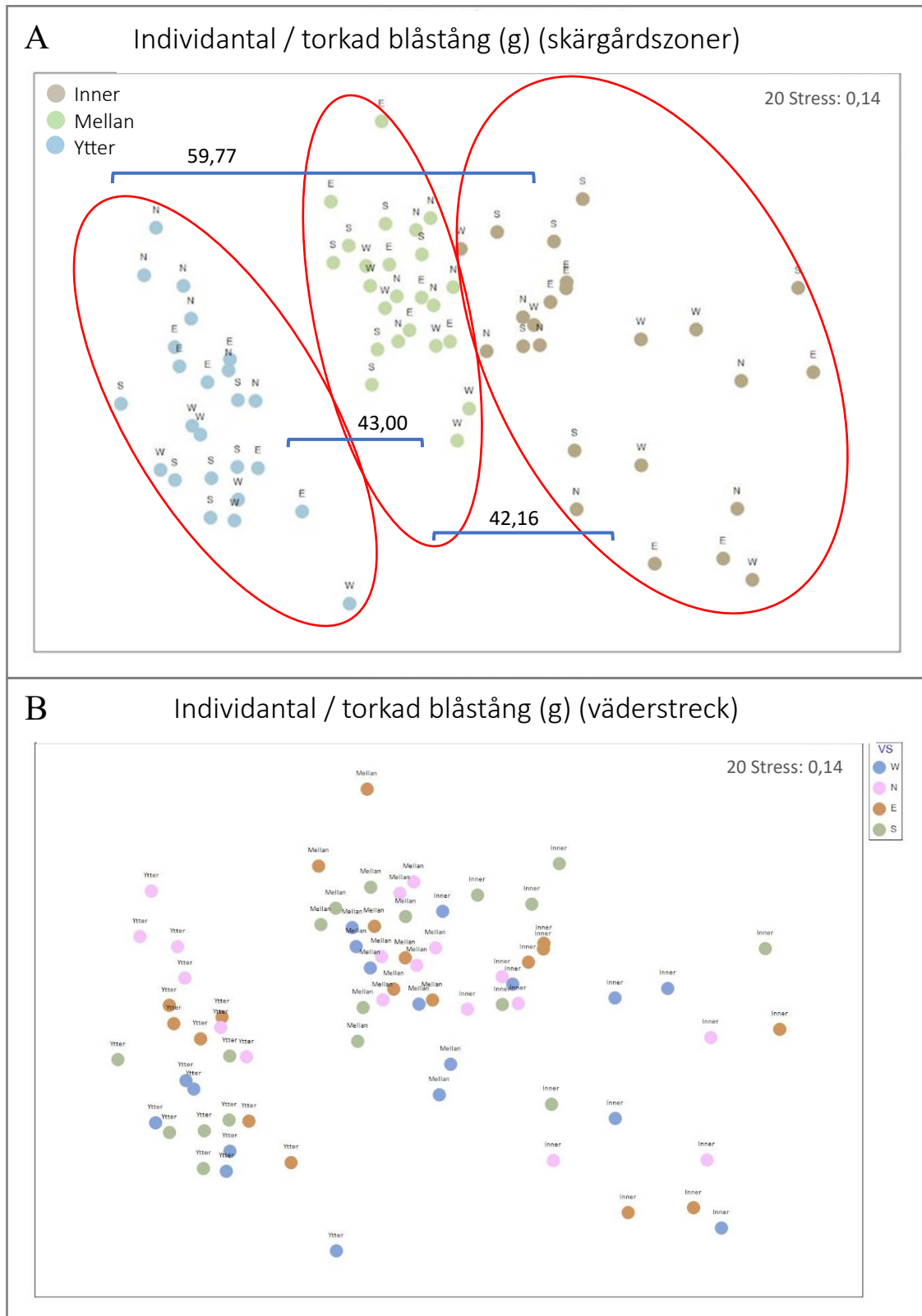
3.6. Multivariata analyser

För de multivariata analyserna användes transformering med dubbel kvadrattrot ($\sqrt[1/4]{}$) för att göra de mera abundanta arterna jämförbara med resterande arter. Resultaten från NMDS-analysen visade tydliga skillnader hos evertebratsamhällena bland blåstången mellan de olika skärgårdszonerna (stress: 0,14) (Figur 12A). Ytterskärgården koncentrerad till vänster, mellanskärgården i mitten och innerskärgården mera utspridd till höger (Figur 12A). Den tydliga skillnaden mellan Skärgårdshavets olika zoner bekräftas av ANOSIM-analysen med ett R-värde på 0,749 ($p = 0,001$), vilket innebär att samhällsstrukturen i de tre skärgårdszonerna var väldigt olika varandra. Enligt SIMPER-analysen var det flertalet arter som bidrog till skillnaderna mellan skärgårdszonerna. De skärgårdszoner som skiljde sig mest åt var inner- och ytterskärgården med en genomsnittlig olikhet på 59,77. Arten som bidrog mest (11,57 %) till skillnaderna mellan inner- och ytterskärgården var *T. fluviatilis* som endast förekom i ytterskärgården. Det samma gällde även *Radix balthica* med förekomst endast i ytterskärgården (8,83 %). Arter som endast förekom i innerskärgården och inte i ytterskärgården som bidrog till olikheten var *Sinelobus vanhaareni* (11,35 %) och *Leptocheirus pilosus* (6,90 %). Arter som hade en högre förekomst i ytterskärgården jämfört med innerskärgården och bidrog till skillnaden mellan de två zonerna var *M. trossulus* (7,92 %) och *Hydrobia* spp. (6,93 %).

Mellan- och ytterskärgården skiljde sig näst mest från varandra enligt SIMPER-resultaten med en genomsnittlig olikhet på 43,00. Arter som endast förekom i innerskärgården och inte i ytterskärgården som bidrog till skillnaderna var *S. vanhaareni* (10,92 %) och *L. pilosus* (7,51 %). *R. balthica* förekom endast i ytterskärgården (10,08 %). Arter som bidrog till skillnaderna med en högre förekomst i mellanskärgården jämfört med ytterskärgården var *M. trossulus* (8,37 %), *Chironomus* spp. (6,72 %) och *Hydrobia* spp. (6,66 %).

Enligt SIMPER-resultaten var det inner- och mellanskärgården av zonerna som skiljde sig minst från varandra med en genomsnittlig olikhet på 42,16. Bland arterna som bidrog mest till skillnaderna mellan inner- och mellanskärgård hade majoriteten av arterna en högre förekomst i mellanskärgården. Dessa arter var *M. trossulus* (18,53%), *Hydrobia* spp. (10,51 %), *Cerastoderma glaucum* (9,80 %) och *Chironomus* spp. (6,58%). Den art som bidrog näst mest till skillnaderna var *T. fluviatilis* (14,35 %) som endast förekom i mellanskärgården. En art som bidrog till skillnader (6,26 %) och hade högre förekomst i inner- jämfört med mellanskärgården var *L. pilosus*.

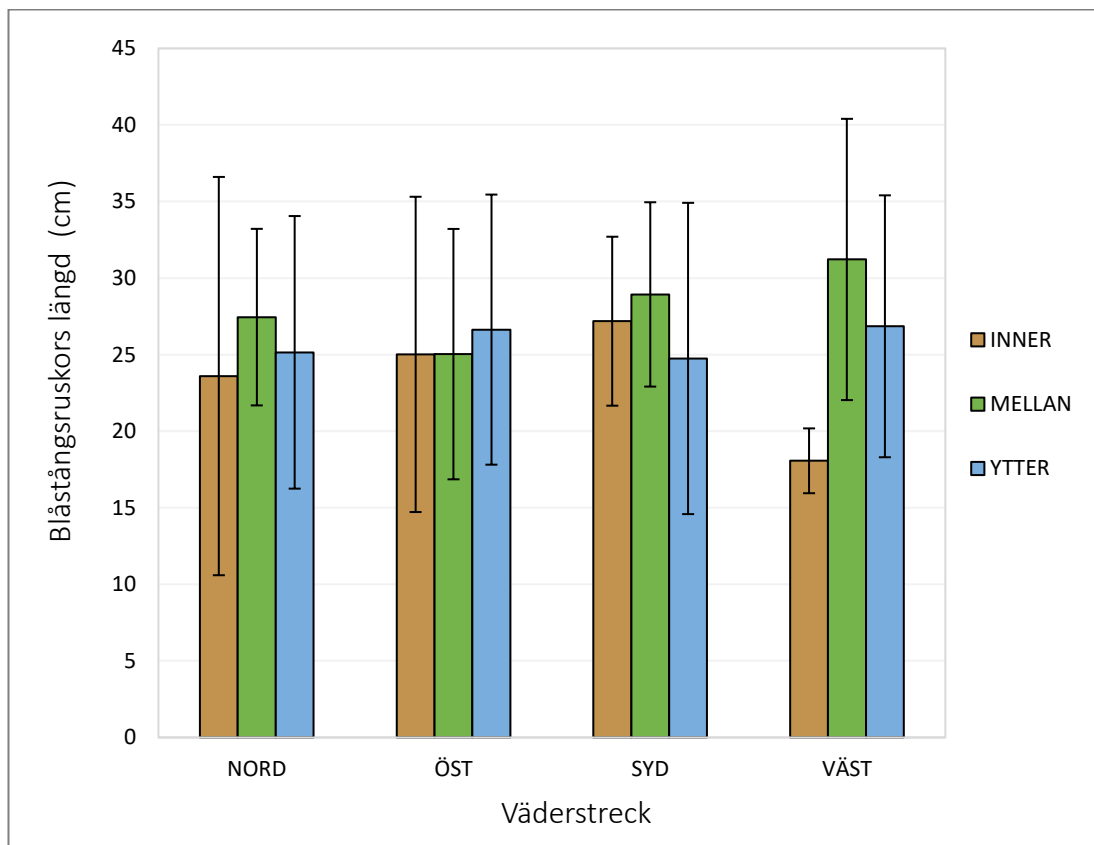
Gällande väderstrecken förekom det inte en tydlig gruppering i NMDS-analysen (Figur 12B). ANOSIM-analysen indikerade att evertebratsamhällena var signifikant lika varandra mellan olika väderstreck ($R = 0,104$, $p = 0,004$). De väderstreck som skiljde sig mest åt enligt SIMPER-analysen var väst och öst, med en genomsnittlig olikhet på 32,42 %. De arter som bidrog mest till skillnaderna mellan väst och öst har högre förekomst på östsidan. Dessa arter var *C. glaucum* (10,75 %), *Hydrobia* spp. (10,66 %), *M. trossulus* (10,55 %), juvenila gammarider (<5 mm) (8,31 %), *L. pilosus* (7,57 %) och *Chironomus* spp. (7,02 %). Av alla väderstreck var det nordsidan och östsidan som skiljde sig minst från varandra med en genomsnittlig olikhet på 28,86. De arter som bidrog till dessa skillnader hade en något högre förekomst på nordsidan av provtagningslokalerna, dessa arter bestod bland annat av *Hydrobia* spp. (11,63 %), *C. glaucum* (9,68 %), *M. trossulus* (8,27 %), *L. pilosus* (7,14 %) och *Chironomus* spp. (6,16 %). En annan grupp som bidrog till skillnaderna var juvenila gammarider (7,63%) som hade en något högre förekomst på östsidan.



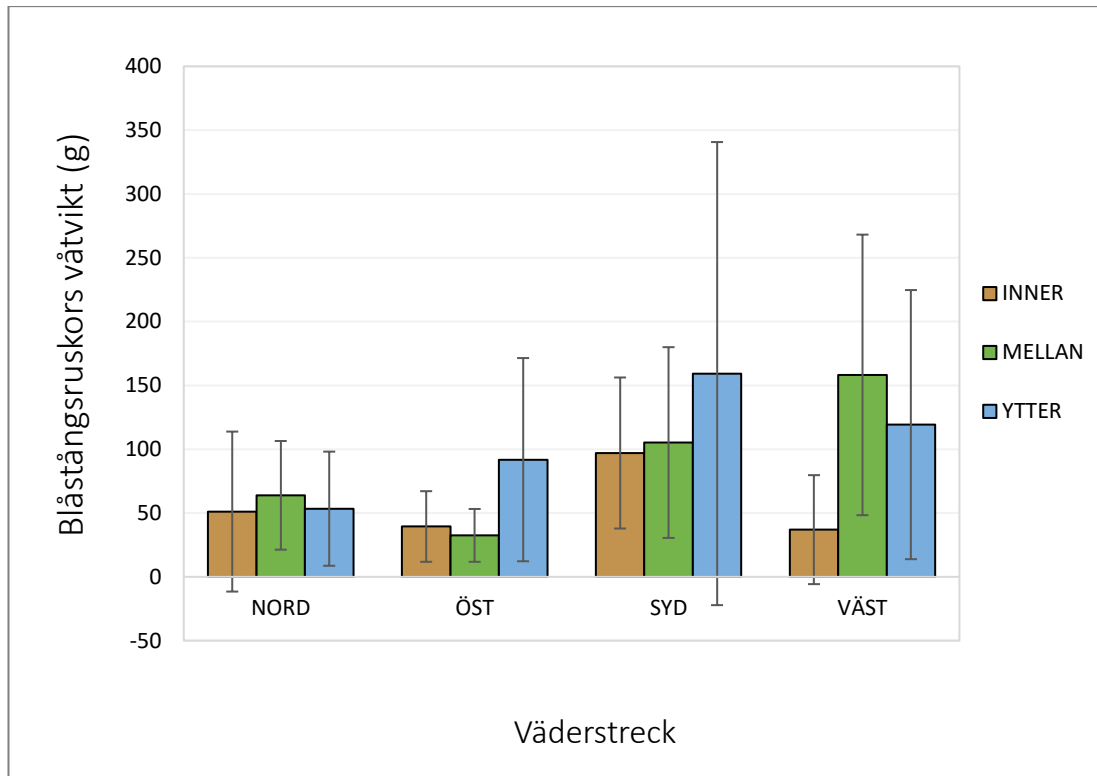
Figur 12: Resultat av NMDS-analysen för evertebratsamhällena i Skärgårdshavets olika zoner med färgkodning med genomsnittlig olikhet: brun = innerskärgård, grön = mellanskärgård och blå = ytterskärgård. Transformering: dubbel kvadratrot och likhet: S17 Bray-Curtis likhet (A). Resultat av NMDS-analysen för den småskaliga variationen med koderna rosa N = nord, orange E = öst, grön S = syd och blå W = väst. Transformering: dubbel kvadratrot och likhet: S17 Bray-Curtis likhet (B).

3.7. Blåstångens morfologi

Data över blåstångsruskornas längd och våtvikt samlades in under studiens gång och sammanställdes enligt skärgårdszoner och väderstreck. Längden av blåstångsruskorna var som längst i mellanskärgården följt av ytter- och innerskärgården (Figur 13). De i medeltal längsta blåstångsruskorna förekom på syd- och västsidan av provtagningslokalerna (Figur 13). Blåstångsruskornas våtvikt ökade utåt i skärgården med störst ruskor i ytterskärgården (Figur 14). Gällande väderstrecken var blåstångsruskorna större på syd- och västsidan (Figur 14).



Figur 13: Medelvärde och standardavvikelse av blåstångsruskornas längd i de olika zonerna och väderstrecken i Skärgårdshavet. Färgerna i diagrammet beskriver vattenkvaliteten i de olika skärgårdszonerna (brun = dålig, grön = tillfredsställande och blå = god).



Figur 14: Medelvärde och standardavvikelse av blåstångsruskornas våtvikt i de olika zonerna och väderstrecken i Skärgårdshavet. Färgerna i diagrammet beskriver vattenkvaliteten i de olika skärgårdszonerna (brun = dålig, grön = tillfredsställande och blå = god).

4. Diskussion

Evertebratsamhällena bland blåstången varierade både i större geografisk skala och på den mindre lokala skalan. Blåstången i Skärgårdshavet hade ett rikt evertebratsamhälle som huvudsakligen bestod av snäckor, musslor, insektslarver, gammarider, isopoder och andra kräftdjur. Baserat på resultaten var inner-, mellan- och ytterskärgården i Skärgårdshavet märkbart olika varandra, medan mönster mellan väderstrecken inte var lika tydliga. Det var endast för antal arter och biomassa som evertebratsamhällena signifikant skiljde sig åt mellan olika väderstreck. Härnäst kommer jag diskutera de småskaliga skillnaderna mellan evertebratsamhällena bland blåstången som växer på olika väderstreck av ett rev eller en liten ö, samt faktorer som bidrar till de mera tydliga skillnaderna mellan Skärgårdshavets olika zoner.

4.1. Småskalig variation

Evertebratsamhällena bland blåstången kan variera betydligt mellan olika provtagningsplatser på grund av exempelvis vågexponering, vattenkvaliteten och den lokala produktiviteten på en enskild plats. Artantalet på syd- och västsidan av provtagningsreven skiljde sig signifikant från varandra, och sydsidan hade ett högre artantal. Blåstångens storlek kan ha en viktig betydelse för hur de tillhörande faunasamhällena ser ut och är uppbyggda, och en större ruska kan innebära ett artrikare samhälle (Korpinen et al. 2010). Enligt det morfologiska data av blåstången var både längden och torrvikten hos ruskorna något högre på syd- och västsidan av provtagningslokalerna jämfört med de andra väderstrecken. Enligt Kautsky et al. (1992), tenderar ruskor i mera turbulenta vatten att växa sig tätare, vilket kan förklara varför våtvikten hos ruskorna på syd- och västsidan hade en högre våtvikt jämfört med nord- och östsidan. Om ruskorna på syd- och västsidan var mera tätbevuxna kan det innebära att det fanns mera komplexa strukturer och därmed mera skydd för olika arter. Detta kan vara en orsak till att mängden arter var högre på sydsidan jämfört med övriga sidor.

Enligt Korpinen et al., 2010, är mindre ruskor med mindre skrevor och gömställen vanliga på exponerade områden, vilket talar emot Kautsky et al., (1992), och denna studie. I Korpinens studie från 2010 var en större ruska en indikator för ett artrikare faunasamhälle och det förekom flest arter i de skyddade områdena. Detta i sin tur stämmer delvis inte överens med resultaten från denna studie där flest antal arter evertebrater förekom på sydsidan, en av sidorna som är mest utsatt för exponering.

Ruskor med större och enklare strukturer, är mera utsatta för vågexponering, vilket också innebär att djuren hos ruskan är utsatta för samma nivå av stress från exponeringen (Schagerström et al. 2014). Detta kan förklara resultaten av högre biomassa hos evertibratsamhällena på nordsidan jämfört med sydsidan hos provtagningsreven, speciellt i ytterskärgården. Eftersom nordsidan generellt är mera skyddad från vågexponering (Erkkilä & Kalliola 2004) kan dessa ruskor ha en mera komplex struktur i stället för platta strukturer som är kännetecknande i mera turbulenta vatten. Detta kan leda till att djuren på nordsidan kan växa sig större och bidra till en högre biomassa jämfört med västsidan av reven, vilket resultaten från denna studie indikerar.

Även andra studier har observerat högre biomassa av fauna associerad med blåstång i områden med lägre vågexponering. Råberg och Kautsky (2007) observerade att större och längre levande arter var dominanta under stabila förhållanden, medan arter med fler avkommor och kortare liv var mera abundanta för områden med mera instabila förhållanden. Dessa observationer stöder resultaten från denna studie med högre biomassa hos evertibratsamhällena på nordsidan av provtagningsreven. Exempelvis större snäckor kan lättare svepas bort från blåstången i högre exponerade områden, och därför i stället gynnas av en lägre vågexponering (Råberg & Kautsky, 2007). I studien utförd av Rinne et al., (2022), observerades en högre abundans av snäckan *T. fluviatilis* på skyddade sidor av provtagningslokaler, och detta kan orsakas av den lägre vågexponeringen.

Även andra miljöfaktorer, såsom sedimentering, kan ha en stor inverkan på habitat i lugnare vatten. Sedimenteringen varierar mycket i tid och rum, beroende på exempelvis stormar och vågor (Araujo et al. 2012). Man kan anta att syd- och västsidan hos provtagningslokalerna utsätts för en något högre turbulens eftersom vindriktningen i Skärgårdshavet ofta är just sydvästlig och västlig (Erkkilä & Kalliola 2004). Denna turbulens minskar mängden ackumulering av sedimentpartiklar på blåstången vid sydsidan. De övriga sidorna av provtagningslokalerna där vattnet är lugnare kan utsättas för en högre grad av sedimentering och därför inte vara lika lockande för evertebrater att söka föda och skydd hos, jämfört med en blåstångsruska fri från sediment som är lättare att fästa vid. Trots detta kan evertebrater eventuellt lockas av blåstång med mycket sediment och påväxtalger som fungerar som föda.

Ackumulering av sedimentpartiklar kan även minska överlevnaden och tillväxten hos makroalger genom att förhindra en tillräcklig upptagning av solljus, näring och syre, eller genom att exempelvis orsaka ansamling av metaboliska slaggprodukter (Araujo et al. 2012). Även mekaniskt slitage av sedimentpartiklar kan förorsaka skada hos makroalger (Schiel et al. 2006). Lägre densitet av herbivorer i hårbottensamhällen har ofta kopplats samman med områden som är drabbade av sedimentering eftersom sedimentpartiklarna kan kväva herbivorer och begränsa deras konsumtion hos makroalgerna (Araujo et al. 2012). Men direkta bevis för att ackumulering av sediment påverkar epifauna hos makroalger negativt är få, epifauna hos makroalger kan också kontrollera sedimenteringen genom att avlägsna sedimentpartiklar (Airoldi 2003). En lägre grad av sedimentering på sydsidan kan därför vara en bidragande faktor till högre artantal på sydsidan.

4.2. Variation mellan skärgårdszoner

Skillnaderna mellan artantalet bland blåstången i de olika skärgårdszonerna var mycket mera tydlig jämfört med väderstrecken. Det förekom flest antal arter i ytterskärgården, den skärgårdszon med den bästa vattenkvaliteten, och lägst antal arter i innerskärgården där vattenkvaliteten var dålig. Detta kan bero exempelvis på mängden algblomningar och epifyter i de olika skärgårdszonerna och evertebrater som påverkas negativt av detta eller eventuellt gynnas av dessa faktorer.

En betydande faktor som influerar spridningen av rörlig epifauna på mindre geografisk skala är mängden epifyter hos blåstången. I en studie utförd av Veijo och Åberg (2003) var förekomsten av gammarider högre i *A. nodosum* med påväxt av fintrådiga epifyter, men förutom *Gammarus* spp. fanns inga tydliga skillnader i artsammansättningen för tång med eller utan epifyter. Betarna spelar också en betydande roll i regleringen av algblomningar hos hårbottenhabitat, men betarna hinner inte konsumera de epifytiska algerna och därför kan dessa alger ta över hårbottenhabitatet (Worm & Lotze, 2006). Det är även möjligt att epifyter hos makroalger kan erbjuda ett mera passande substrat för djur att haka fast i, jämfört med för platta strukturer hos tången (Veijo & Åberg, 2003). Den höga abundansen av alger som gynnas av eutrofiering kan förorsaka en minskning i den totala diversiteten hos hårbottenhabitat (Worm & Lotze, 2006). I denna studie var fördelningen av epifyterna relativt jämn mellan skärgårdszonerna.

Inner- och mellanskärgården som har dålig respektive tillfredsställande vattenkvalitet kan vara så pass drabbat av eutrofiering och epifytiska alger att endast ett fåtal arter har anpassat sig till dessa levnadsförhållanden och därför dominerar dessa habitat. Detta kan svara på varför diversiteten och artmängden är som lägst i innerskärgården och att antalet arter ökar ju längre ut i Skärgårdshavet man kommer. Eutrofieringens effekter i innerskärgården kan också förklara varför jämnheten bland evertebratsamhällena är som högst just i innerskärgården, det är få arter som förekommer men individantalet är större. Samma mönster observerades i mellanskärgården där individantalet var högst. Att individantalet är som högst i mellanskärgården kan vara ett resultat av att evertebraterna gynnas av den tillfredsställande vattenkvaliteten jämfört med den dåliga vattenkvaliteten i innerskärgården. Arter kan dra nytta av eutrofiering genom att exempelvis lättare fästa vid epifyter (Veijo & Åberg, 2003) hos blåstången och även konsumera dessa epifyter.

Exempelvis betarna *T. fluviatilis* och *I. balthica* föredrar epifytiska alger som föda eftersom dessa innehåller mera näring än blåstången (Korpinen et al. 2007). Även gammarider kan förekomma med hög abundans hos trådalger (Viejo & Åberg, 2003; Saarinen et al. 2018).

Evertebraternas biomassa förväntas öka i lugnare vatten med mera stabilitet (Råberg & Kautsky 2007). Biomassan hos evertebratsamhällena ökar utåt i Skärgårdshavet, med mindre djur i innerskärgården (exempelvis *S. vanhaareni* och *L. pilosus*) och störst djur i ytterskärgården (exempelvis *T. fluviatilis*, *R. balthica*, *M. trossulus* och *Hydrobia* spp.). Detta kan förklaras med mera fördelaktiga habitat i ytterskärgården, jämfört med den eutrofierade innerskärgården. Om man ser till morfologin hos blåstången så är torrvikten per ruska som högst i ytterskärgården medan torrvikten hos blåstången är som lägst i innerskärgården. En tätare och mera busklik blåstång ger mera utrymme för flera olika arter av evertebrater att söka skydd och föda.

Slamkrabban, *R. harrisii*, som är en introducerad art, kan förorsaka förändringar i de lokala födovävarna eftersom krabban fungerar både som predator och som byte för vanligt förekommande arter i området. Slamkrabban kan leva på flera olika typer av substrat och i vegetation som erbjuder både skydd och mycket byte (Aarnio et al. 2015). Aarnio et al., (2015), observerade att slamkrabban valde blåstång över lera eftersom den fick bättre skydd bland blåstången. Abundansen för slamkrabban var som högst i innerskärgården, följt av mellan- och ytterskärgården. Eftersom blåstången fungerar som utmärkt skydd för slamkrabban kan den även sprida sig till ytterskärgården.

5. Slutsatser

Det förekom småskalig variation vad gäller antal arter och evertebraternas biomassa i Skärgårdshavet. Utöver detta förekom även tydligare variationer i evertebratsamhällen i olika vattenkvaliteter på en större geografisk skala i Skärgårdshavet. Studier av evertebratsamhällen bland blåstången på lokal skala har inte tidigare utförts, därför bidrar denna avhandling till ny information om dessa samhällen och underlättar planeringen av framtida undersökningar.

1. Det förekom signifikant småskaliga variationer hos evertebratsamhällen bland blåstången vid de lokaler som undersöktes i Skärgårdshavet vad gäller antal arter och biomassa. Antalet arter var som högst på sydsidan medan biomassan var högst på den norra sidan, artantalet och biomassan var som lägst på västsidan vid provtagningslokalerna. Denna studie visar att det inte förekom småskaliga skillnader i Shannons diversitet, Pielous jämnhet och antal individer inom blåstångsfaunan.
2. Skillnaderna i evertebratsamhällena i de olika vattenkvaliteterna i Skärgårdshavet var tydliga. Det förekom flest antal arter och diversiteten och biomassan var som högst i ytterskärgården med god vattenkvaliteten. Individantalet var störst medan jämnheten (J) var som lägst i mellanskärgården med tillfredsställande vattenkvaliteten. Diversitet, biomassa, antal arter och individer var som lägst hos evertebratsamhällena i innerskärgården med dålig vattenkvalitet, men jämnheten bland arterna var högre än i mellan- och ytterskärgården. Skillnaderna mellan inner- och ytterskärgården var tydligast.

6. Tillkännagivanden

Jag vill tacka mina handledare Sonja Salovius-Laurén, Tiina Salo och Henna Rinne för att de alltid har funnits tillgängliga och gett mig goda tips och råd i hur man genomför processen som är en pro gradu-avhandling. Jag har genom utförandet av fältundersökningarna och skrivandet lärt mig massor, dessutom kan jag nu koda i R! Jag vill tacka Niilo Salmela som fungerat som instruktör, labbsupport och fältsällskap, och alltid med en positiv inställning! Tack även till Elin Björk som sorterat sig igenom tusentals evertebrater i labbet, det var till stor hjälp! Extra-tack till Tiina som agerat dykare och gott fältsällskap! Ett mega-tack till mina nära och kära som alltid stöttat mig och aldrig tvivlat på mig, ert stöd har betytt massor! Slutligen vill jag utfärda ett tack (och en tyst minut) till de tusentals evertebrater som med sina liv bidrog till denna undersökning.

7. Litteraturförteckning

Aarnio, K., Törnroos, A., Björklund, C. & Bonsdorff, E. (2015). Food web positioning of a recent coloniser: the North American Harris mud crab *Rhithropanopeus harrisi* (Gould, 1841) in the northern Baltic Sea. *Aquatic Invasions*, 10(4), 399–413.

Airoldi, L. (2003). The effects of sedimentation on rocky coast assemblages. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*, 41, 161–236.

Andersen, J. H., Carstensen, J., Conley, D. J., Dromph, K., Fleming-Lehtinen, V., Gustafsson, B. G., Josefson, A. B., Norkko, A., Villnäs, A. & Murray, C. (2017). Long-term temporal and spatial trends in eutrophication status of the Baltic Sea. *Biological Reviews*, 92, 135–149.

Araujo, R., Arenas, F., Åberg, P., Sousa-Pinto, I. & Serrão, E. A. (2012). The role of disturbance in differential regulation of co-occurring brown algae species: Interactive effects of sediment deposition, abrasion and grazing on algae recruits. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 422 – 423, 1–8.

Barboza, F. R., Kotta, J., Weinberger, F., Jormalainen, V., Kraufvelin, P., Molis, M., Schubert, H., Pavia, H., Nylund, G. M., Kautsky, L., Schagerström, E., Rickert, E., Saha, M., Fredriksen, S., Martin, G., Torn, K., Ruuskanen, A. & Wahl, M. (2019). Geographic variation in fitness-related traits of the bladderwrack *Fucus vesiculosus* along the Baltic Sea-North Sea salinity gradient. *Ecology and Evolution*, 9(16), 9225–9238.

Berger, R., Bergström, L., Granéli, E. & Kautsky, L. (2004). How does eutrophication affect different life stages of *Fucus vesiculosus* in the Baltic Sea? – a conceptual model. *Hydrobiologia*, 514, 243–248.

Blanc, J-F., Rinne, H. & Salovius-Laurén, S. (2023). Relationship between *Fucus* coverage and algal diversity in the northern Baltic Sea. *Journal of Sea Research*, 191, 102312.

Clarke, K. R. & Gorley, R. N. (2006). PRIMER v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E: Plymouth.

Eriksson, B. K. & Johansson, G. (2003). Sedimentation reduces recruitment success of *Fucus vesiculosus* (Phaeophyceae) in the Baltic Sea. *European Journal of Phycology*, 38(3), 217–222.

Eriksson, B. K., Ljunggren, L., Sandström, A., Johansson, G., Mattila, J., Rubach, A., Råberg, S. & Snickars, M. (2009). Declines in predatory fish promote bloom-forming macroalgae. *Ecological Applications*, 19(8), 1975–1988.

- Erkkilä, A. & Kalliola, R. (2004). Patterns and dynamics of coastal waters in multi-temporal satellite images: support to water quality monitoring in the Archipelago Sea, Finland. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 60, 165–177.
- Fowler, A. E., Forsström, T., von Numers, M. & Vesakoski, O. (2013). The North American mud crab *Rhithropanopeus harrisi* (Gould, 1841) in newly colonized Northern Baltic Sea: distribution and ecology. *Aquatic Invasions*, 8(1), 89 – 96.
- Isæus, M. (2004). Factors structuring *Fucus* communities at open and complex coastlines in the Baltic Sea. PhD Thesis. Sweden: *The Department of Botany. Stockholm University*.
- Jonsson, P.R., Kotta, J., Andersson, H.C., Herkül, K., Virtanen, E., Nyström Sandman, A. & Johannesson, K. (2018). High climate velocity and population fragmentation may constrain climate-driven range shift of the key habitat former *Fucus vesiculosus*. *Diversity and Distributions*, 24, 892–905.
- Jormalainen, V., Honkanen, T., Mäkinen, A., Hemmi, A. & Vesakoski, O. (2001). Why does herbivore sex matter? Sexual differences in utilization of *Fucus vesiculosus* by the isopod *Idotea baltica*. *OIKOS*, 93, 77–86.
- Jormalainen, V. & Ramsay, T. (2009). Resistance of the brown alga *Fucus vesiculosus* to herbivory. *OIKOS*, 118, 713–722.
- Kautsky, H., Kautsky, L., Kautsky, N. & Kautsky, U. (1992). Studies on the *Fucus vesiculosus* community in the Baltic Sea. *Acta Phytogeographica Suecica*, 78, 33–48.
- Kersen, P., Kotta, J., Bucas, M., Kolesova, N. & Dekere, Z. (2011). Epiphytes and associated fauna on the brown alga *Fucus vesiculosus* in the Baltic and the North Seas in relation to different abiotic and biotic variables. *Marine Ecology*, 32(1), 87–95.
- Korpinen, S., Honkanen, T., Vesakoski, O., Hemmi, A., Koivikko, R., Lopenen, J. & Jormalainen, V. (2007). Macroalgal Communities Face the Challenge of Changing Biotic Interactions: Review with Focus on the Baltic Sea. *Ambio*, 36(2-3), 203–211.
- Korpinen, S., Jormalainen, V. & Pettay, E. (2010). Nutrient availability modifies species abundance and community structure of *Fucus*-associated littoral benthic fauna. *Marine Environmental Research*, 70, 283–292.
- Kraufvelin, P. & Salovius, S. (2004). Animal diversity in Baltic rocky shore macroalgae: can *Cladophora glomerata* compensate for lost *Fucus vesiculosus*? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 61(2), 369–378.

- Lappalainen, J., Virtanen, E.A., Kallio, K. Junttila, S. & Viitasalo, M. (2019). Substrate limitation of a habitat-forming genus *Fucus* under different water clarity scenarios in the northern Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 218, 31–38.
- MacNeil, C., Dick, J. T. A. & Elwood, R. W. (1999). The dynamics of predation on *Gammarus* spp. (Crustacea: Amphipoda). *Biological Reviews*, 74, 375–395.
- Nylén, T., Tolvanen, H. & Suominen, T. (2021). Scalability of Water Property Measurements in Space and Time on a Brackish Archipelago Coast. *Applied Sciences*, 11(6822), 1–16.
- Rantajärvi, E., Pitkänen, H., Korpinen, S., Nurmi, M., Ekeboom, J., Liljaniemi, P., Cederberg, T., Suomela, J., Paavilainen, P. & Lahtinen, T. (2020). Manual for Marine Monitoring in Finland 2020-2026. The reports of Finnish Environment. Institute 47/2020. (In Finnish with English summary).
- Rinne, H., Salovius-Laurén, S. & Mattila, J. (2011). The occurrence and depth penetration of macroalgae along environmental gradients in the northern Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 94, 182–191.
- Rinne, H. & Salovius-Laurén, S. (2020). The status of brown macroalgae *Fucus* spp. and its relation to environmental variation in the Finnish marine area, northern Baltic Sea. *Ambio*, 49, 118–129.
- Rinne, H., Blanc, J-F., Salo, T., Nordström, M. C., Salmela, N. & Salovius-Laurén, S. (2022). Variation in *Fucus vesiculosus* associated fauna along a eutrophication gradient. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 275, 107976.
- Ruuskanen, A. & Bäck, S. (1999). Morphological variation of northern Baltic Sea *Fucus vesiculosus* L.. *Ophelia*, 50(1), 43–59.
- Råberg, S. & Kautsky, L. (2007). A comparative biodiversity study of the associated fauna of perennial fucoids and filamentous algae. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 73, 249–258.
- Råberg, S. & Kautsky, L. (2008). Grazer identity is crucial for facilitating growth of the perennial brown alga *Fucus vesiculosus*. *Marine Ecology Progress Series*, 361, 111–118.
- Rönnerberg, C. & Bonsdorff, E. (2004). Baltic Sea eutrophication: area-specific ecological consequences. *Hydrobiologia*, 514, 227–241.
- Saarinen, A., Salovius-Laurén, S. & Mattila, J. (2018). Epifaunal community composition in five macroalgal species - What are the consequences if some algal species are lost? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 207, 402–413.

- Salmela, N. (2021). Diversitet, abundans och variation i evertebratsamhällen i *Fucus*-bälten längs eutrofieringsgradienter. Pro gradu-avhandling. Finland: *Fakulteten för naturvetenskaper och teknik. Åbo Akademi*.
- Savage, C., Leavitt, P. R. & Elmgren, R. (2010). Effects of land use, urbanization, and climate variability on coastal eutrophication in the Baltic Sea. *Limnology and Oceanography*, 55(3), 1033–1046.
- Schagerström, E. (2013). *Fucus radicans* – Reproduction, adaptation & distribution patterns. PhD Thesis. Sweden: *The Department of Ecology, Environment and Plant Sciences. Stockholm University*.
- Schagerström, E., Forslund, H., Kautsky, L., Pärnoja, M. & Kotta, J. (2014). Does thalli complexity and biomass affect the associated flora and fauna of two co-occurring *Fucus* species in the Baltic Sea? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 149, 187–193.
- Schiel, D. R., Wood, S. A., Dunmore, R. A. & Taylor, D. I. (2006). Sediment on rocky intertidal reefs: Effects on early post-settlement stages of habitat-forming seaweeds. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 331, 158–172.
- Torn, K., Krause-Jensen, D. & Martin, G. (2006). Present and past depth distribution of bladderwrack (*Fucus vesiculosus*) in the Baltic Sea. *Aquatic Botany*, 84(1), 53–62.
- Vahteri, P., Mäkinen, A., Salovius, S. & Vuorinen, I. (2000). Are Drifting Algal Mats Conquering the Bottom of the Archipelago Sea, SW Finland? *Ambio*, 29(6), 338–343.
- Vahteri, P. & Vuorinen, I. (2016). Continued decline of the bladderwrack, *Fucus vesiculosus*, in the Archipelago Sea, northern Baltic proper. *Boreal Environment Research*, 21, 373–386.
- Viejo, R. M. & Åberg, P. (2003). Temporal and spatial variation in the density of mobile epifauna and grazing damage on the seaweed *Ascophyllum nodosum*. *Marine Biology*, 142, 1229–1241.
- Viitasalo, M. & Bonsdorff, E. (2022). Global climate change and the Baltic Sea ecosystem: direct and indirect effects on species, communities and ecosystem functioning. *Earth System Dynamics*, 13(2), 711–747.
- Wikström, S. A. & Kautsky, L. (2007). Structure and diversity of invertebrate communities in the presence and absence of canopy-forming *Fucus vesiculosus* in the Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 72(1–2), 168–176.
- Worm, B. & Lotze, H. K. (2006). Effects of eutrophication, grazing, and algal blooms on rocky shores. *Limnology and Oceanography*, 51(1(2)), 569–579.