

**FORSKNINGSRAPPORTER
FRÅN
HUSÖ BIOLOGISKA STATION**

No 154 (2020)



Sandra Blomqvist

**En översiktlig inventering av fyra potentiella lekvikar i
Ålands skärgård**

(An overview of four potential spawning areas in the archipelago of the Åland Islands)



I publikationsserien **Forskningsrapporter från Husö biologiska station** rapporteras forskning utförd i anknytning till Husö biologiska station. Serien utgör en fortsättning på serierna **Husö biologiska station Meddelanden** och **Forskningsrapporter till Ålands landskapsstyrelse**. Utgivare är Husö biologiska station, Åbo Akademi. Författarna svarar själva för innehållet. Förfrågningar angående serien riktas till stationen under adress: Bergövägen 713, AX-22220 Emkarby; telefon: 018-37310; e-post: huso@abo.fi (Även: Åbo Akademi, Miljö- och marinbiologi, BioCity, Artillerigatan 6, 20520 Åbo).

The series **Forskningsrapporter från Husö biologiska station** contains scientific results and processed data from research activities of Husö biological station, Biology, Åbo Akademi University. The authors have full responsibility for the contents of each issue. The series is a sequel to the publications **Husö biologiska station Meddelanden** and **Forskningsrapporter till Ålands landskapsstyrelse**. Inquiries should be addressed to Husö biological station, Åbo Akademi University. Address: Bergövägen 713, AX-22220 Emkarby, Finland; phone: +358-18-37310; telefax: +358-18-37244; e-mail: huso@abo.fi (Also, Åbo Akademi University, Environmental and Marine biology, BioCity, Artillerigatan 6, FIN-20520 Turku, Finland)

Redaktör/Editor: Tony Cederberg

ISBN 978-952-12-3916-8

ISSN 0787-5460

En översiktlig inventering av fyra potentiella lekvikar i Ålands skärgård

(An overview of four potential spawning areas in the archipelago of the Åland Islands)

Sandra Blomqvist

Husö biologiska station, Åbo Akademi
22220 Emkarby, Åland, Finland

Abstract

*This project was done on the behalf of The Government of Åland, lasting from the beginning of April to end of July 2019. The purpose was to examine four previously selected bays in the archipelago of the Åland Islands as suitable spawning areas for predatory fish, such as pike (*Esox lucius*) and perch (*Perca fluviatilis*), and whether there were any crucial differences in the characteristics between bays determining their suitability. This project was prompted to provide more insight into the decline of predatory fish stocks in the Baltic Sea. The decline may have severe consequences in the whole ecosystem of the Baltic Sea*

*Two of the bays were situated in Vårdö (Sunnanpå and Listerbyviken), and of the remaining two, one was situated in northern Lumparn (Fladan) and one in southern Lumparn (Vadgrundsfladan). The sampling of predatory fish stocks was performed using fyke nets mid-April to the end of May 2019, the catch was measured and released. Post spawning, perch egg strains were mapped by snorkelling, along a transect from end of May to mid-June. Fish larvae were sampled by scoop and plate method. The fishing of sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus*) was performed with gillnets in June. Additionally, the vegetation in the bays was mapped.*

The catches from the fyke nets were small and the sampling of larvae and eggs did not lead to any significant results. The fishing of sticklebacks showed there were differences in the number of sticklebacks among the bays. The largest number of sticklebacks was caught in Sunnanpå and the smallest in Fladan. The differences could be explained by the different characteristics of the bays, e.g. turbidity, exposure and macrophyte community composition such as reed coverage. Differences in epiphyte coverage between the bays could also be detected, the highest coverage in Fladan and the lowest coverage in Vadgrundsfladan, which could be explained by the characteristics of the bays, e.g. exposure, temperature and anthropogenic eutrophication.

Innehåll

1 Inledning	1
2 Material och metoder	2
2.1 Områden	3
2.1.1 Sunnanpå	3
2.1.2 Listerbyviken.....	4
2.1.3 Fladan.....	5
2.1.4 Vadgrundsfladan	5
2.2 Ryssjefiske	6
2.3 Kartering av abborrom och yngel	7
2.4 Provfiske av spigg	7
2.5 Kartering av växtlighet	8
3 Resultat	8
3.1 Ryssjefiske	8
3.2 Kartering av abborrom och yngel	9
3.3 Provfiske av spigg	9
3.4 Kartering av växtlighet	10
3.4.1 Trådalger	12
3.5 Temperatur.....	12
3.5.1 Sunnanpå	12
3.5.2 Listerbyviken.....	13
3.5.3 Fladan.....	13
3.5.4 Vadgrundsfladan	14
4 Diskussion	14
5 Slutsatser	18
6 Tackord	18
7 Källor	18

1 Inledning

Detta arbete är utfört på uppdrag av Fiskeribråran vid Ålands landskapsregering inom ramen för samarbetsavtalet mellan Husö biologiska station och Ålands landskapsregering. Syftet är att översiktligt kartera fyra potentiella lekvikar i Ålands skärgård, som till sina karaktärsdrag kan räknas som ytterskärgård även om de enligt EU:s vattendirektiv (Direktiv 2000/60/EG) inte klassas som ytterskärgård. Målet är att kunna urskilja karakteristiska skillnader mellan vikarna och avgöra ifall det finns skillnad mellan populationer av lekande rovfisk, yngelabundans, mängd storspigg (*Gasterosteus aculeatus*) samt skillnader i vegetation och täckningsgrad av trådalger i vikarna.

Vadgrundsfladan och Listerbyviken anses vara potentiellt produktiva lekområden eftersom de är relativt skyddade havsvikar och vegetationen består av fleråriga makrofyter så som kransalger (*Chara spp.*), Fladan och Sunnanpå anses däremot vara mindre produktiva lekområden för rovfisk eftersom vikarna är exponerade och till synes inte har flerårig vegetation utöver vass (*P. australis*). Rovfiskbestånden har under de senaste årtiondena minskat i Östersjön, orsakerna är varierande och troligtvis ligger en kombination av många faktorer som påverkar samtliga trofiska nivåerna bakom nedgången (NILSSON et al. 2004). Ett regimskifte orsakat av överfiske av torsk (*Gadus morhua*) anses ha ökat mängden vassbuk (*Sprattus sprattus*) i den öppna Östersjön (CASINI et al. 2008). En kraftig ökning i mängden storspigg (*G. aculeatus*) har även noterats i Östersjön, mellan år 2003 och år 2007 ökade mängden storspigg 20-falt (SIEBEN et al. 2011). LJUNGGREN et al. (2010) noterade år 2003 en drastisk ökning i mängden storspigg vid Sveriges ostkust. Den ökade mängden mesopredatorer, d.v.s. medelstora predatorer som exempelvis vassbuk, har lett till ett ökat predationstryck på viktiga betare och djurplankton (SIEBEN et al. 2011). Ökat predationstryck på betare kan i kombination med eutrofiering leda till en ökning av påväxtalger och växtplankton (NILSSON et al. 2004, CASINI et al. 2008, ERIKSSON et al. 2009, LJUNGGREN et al. 2010, ÖSTMAN et al. 2016, KRAUFVELIN et al. 2018). En högre täckningsgrad av tråd- och påväxtalger kan i sin tur leda till förändringar i artsammansättningen bland makrofyter i Östersjön (ROSQVIST et al. 2010). Detta påverkar i största grad rovfiskbestånden i och med att påväxtalger kan förändra leksubstrat och hydrologiska förhållanden till det sämre. Trådalger kan direkt påverka rekrytering av rovfisk i och med att stora mängder trådalger kan skapa anoxiska och hypoxiska förhållanden och således kväva rommen samt utsöndra toxiska ämnen, skadliga för rom (NILSSON et al. 2004, NILSSON et al. 2006, ROSQVIST et al. 2010).

Rekryteringsstörningar hos abborre (*P. fluviatilis*) och gädda (*E. lucius*) anses vara en av de största orsakerna till den noterade tillbakagången av rovfiskbeståndet (KJELLMAN et al. 2003, NILSSON et al. 2004, LJUNGGREN et al. 2005, LJUNGGREN et al. 2010, BYSTRÖM et al. 2015). Mesopredatorer som bl.a. vassbuk och storspigg konkurrerar med rovfiskyngel om djurplankton, vilket kan orsaka förändring i artsammansättningen av djurplankton (NILSSON et al. 2004, LJUNGGREN et al. 2005, SALONEN et al. 2009, LEFÉBURE et al. 2014). Detta påverkar rovfiskens yngelstadier i och med att en del arter av djurplankton är mer lämpliga och näringsrika byten för rovfiskyngel än andra djurplankton

(NILSSON et al 2004). Rovfiskyngel är såväl föda som konkurrenter för mesopredatorerna ("Intraguild predation", IGP), och en ökning i mesopredatorer innebär ökat predationstryck på yngel (WERNER & GILLIAM 1984, BYSTRÖM et al. 2015). De tidiga yngelstadierna är speciellt känsliga för predation och konkurrens, förändringar i mängden mesopredatorer och djurplankton samt en förändring i djurplanktonens artsammansättning kan således i kombination med bristfälliga lekstrukturer förklara rekryteringsstörningarna hos rovfisk i Östersjön (NILSSON et al. 2004, NILSSON et al. 2006, LJUNGGREN et al. 2010, BYSTRÖM et al. 2015, BERGSTRÖM et al. 2018).

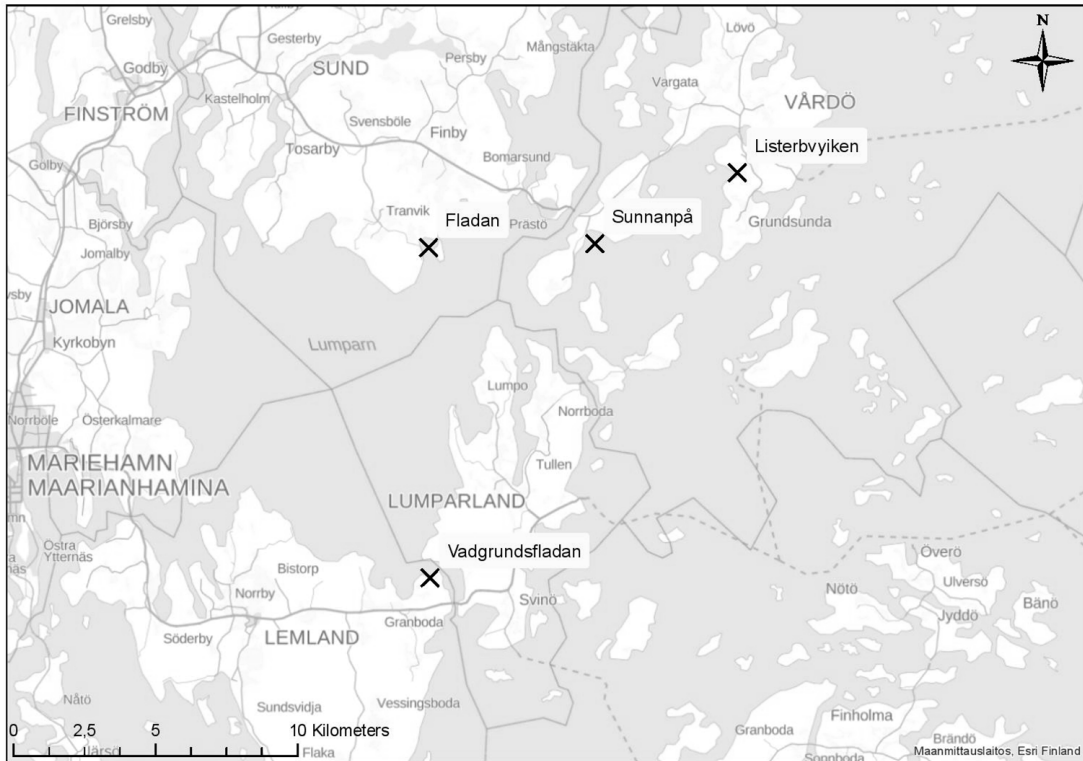
Abborrens lek börjar vid vattentemperaturer kring 10–12 °C, då temperaturen sjunker under 10 °C ökar risken för yngeldöd (KJELLMAN et al. 2003). Gädda leker tidigt under våren i vattentemperaturer kring 6–14 °C (LJUNGGREN et al. 2011). Leken sker bl.a. i skyddade havsvikar, en del av såväl abborrar som gäddor lekvandrar även uppströms i bäckar och åar. Risvasar, kvistar, vass och fleråriga makrofyter är viktiga leksubstrat för abborren, som fäster sin romsträng vid substratet. Gäddans leksubstrat är företrädesvis översvämmade landväxter, vass eller fleråriga makrofyter där de enskilda romkornen fäster. Leksubstratets strukturer är av större betydelse än substratets material eftersom rommen och ynglen är mer skyddade i komplexa substrat (GILLET & DUBOIS 1995, NILSSON et al. 2006, SNICKARS et al. 2010). Storspigg migrerar under maj-juni till havsvikar för att leka, eftersom storspigg inte tar sig förbi vandringshinder eller starka strömmar, har lättåtkomliga vikar i ytterskärgården oftast störst populationer av lekande storspigg (LEFÉBURE et al. 2014, BYSTRÖM et al. 2015). Däremot är spigg mindre kräsen än abborre och gädda då det gäller leksubstrat, storspigg kan leka i relativt kala habitat med enkla leksubstrat, påväxtalger påverkar inte storspiggens lek avsevärt (GAGNON et al. 2017). Effekterna av storspigg på abborr- och gäddyngel är delvis beroende av tajmningen av rovfiskarnas lek och storspiggens ankomst till kusten samt habitatets komplexitet. I tidiga yngelskeden och i mindre komplexa habitat är rovfiskynglen mer utsatta för predation från storspigg och konkurrens om djurplankton. Närvaro av storspigg kan då med sannolikhet bidra till rekryteringsstörningar (BYSTRÖM et al. 2015, GAGNON et al. 2017).

2 Material och metoder

Projektet inleddes med att placera ut temploggers i samtliga vikar för att registrera vattentemperaturen under hela perioden. Temploggers placerades ut den 16.4.2019 och den 18.4.2019 på ca 1,5 meters djup och togs upp den 25.6, 26.6 och 28.6. Under tiden mättes temperaturen varannan timme. Parallellt med detta projekt pågick även projektet ReFisk, ett projekt initierat av Stockholms länsstyrelse, i två av vikarna (Vadgrundsfladan och Fladan).

2.1 Områden

Två av vikarna som undersöktes låg på Vårdö, en av vikarna låg i norra Lumparn och en i södra Lumparn (Fig. 1). Samtliga fyra vikar har i denna undersökning klassats som ytterskärgård utgående från karaktärsdrag så som exponering, exponering för dominerande vind och bottentyp, trots att de enligt EU:s vattendirektiv (2000/60/EG) inte klassas som ytterskärgård. Det största avståndet finns mellan Listerbyviken och Vadgrundsfladan (ca 18 km fågelvägen) och det minsta avståndet mellan Fladan och Sunnanpå (ca 4,5 km fågelvägen)



Figur 1. En översiktskarta av de områden som undersöktes år 2019.
 Figure 1. An overview of the areas examined in 2019.

2.1.1 Sunnanpå

Sunnanpå, Töftö, är en öppen vik på Vårdö med inlopp mot Bussöfjärden. Bottensedimentet består främst av sand och blålera. Viken är ca 30 ha stor, varav 22 ha undersöktes. De områden som inte undersöktes bestod av tjocka vassbälten vid strandlinjen, varav en stor del växte på land, samt djupområden som inte var lämpliga för projektets utförande (d.v.s. områden djupare än 2,5 m). En stor del av området kring strandlinjen och utåt täcks av ett tjockt vassbälte, och har därför utelämnats i beräkningen av arean (Fig. 2). Viken är ställvis mycket långgrund vid strandlinjen och sluttar sedan brant neråt, vilket gör delar av viken otillgänglig såväl till fots som med båt.



Figur 2. Översiktlig kartbild av Sunnanpå, Vårdö. Det streckade området är den area som tagits i beaktande i undersökningen.

Figure 2. An overview of Sunnanpå, Vårdö. The dashed area is the area examined in this project.

2.1.2 Listerbyviken

Listerbyviken, Vårdö, är en relativt exponerad vik i Grundsunda fjärden. Bottensedimentet består främst av sand och blålera. Den inre viken är ca 13 ha stor, varav 11 ha togs med i detta projekt (Fig. 3). Den innersta delen av viken är mycket grund och otillgänglig med båt och områdena kring strandlinjen är långgrunda och har därför inte beaktats i projektet.

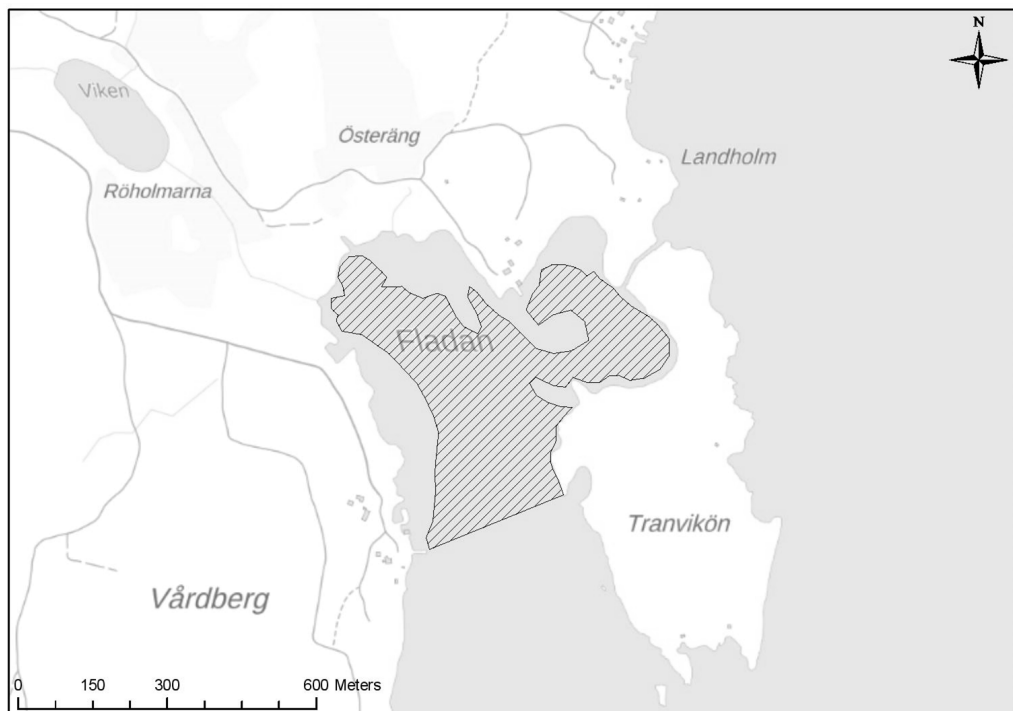


Figur 3. Översiktlig kartbild av Listerbyviken, Vårdö. Det streckade området är den area som tagits i beaktande i undersökningen.

Figure 3. An overview of Listerbyviken, Vårdö. The dashed area is the area examined during this project.

2.1.3 Fladan

Fladan ligger i Tranvik, Sund, norra Lumparn. Viken är öppen och exponerad. Bottensedimentet består främst av sand och blålera. Längs med strandlinjen finns ett tjockt vassbälte som sträcker sig långt ut mot viken. Vikens totala storlek är ca 27 ha, av vilket 18 ha räknades med i projektet (Fig. 4). Vid strandlinjen är viken till stor del långgrund, och vassbältet mycket tjockt vilket gör att viken delvis är otillgänglig såväl med båt som från land och har därför inte tagits i beaktan under projektet. Utöver det tjocka vassbältet finns även en sandbank och ett djupare område (>2,5m djupt) som utelämnats i projektet. Från Fladan går en bäck upp till sjön Viken. Bäckens och sjön Viken är potentiella lekgränder för abborre och gädda (BLOMQVIST & GRIPENBERG 2018).

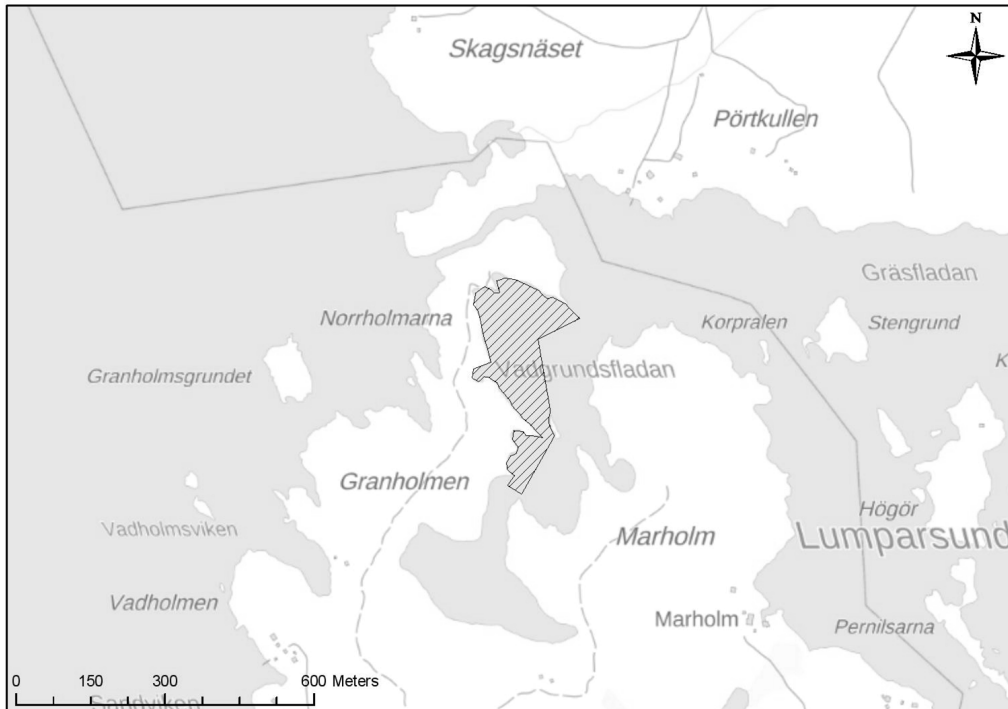


Figur 4. Översiktlig kartbild av Fladan, Tranvik (Sund). Det streckade området är den area som tagits i beaktande i undersökningen.

Figure 4. An overview of Fladan, Sund. The dashed area is the area examined in this project.

2.1.4 Vadgrundsfladan

Vadgrundsfladan, Lemland, är en skyddad vik i södra Lumparn. Bottensedimentet består främst av blålera, som ställvis visar tecken på låg syrehalt. Vikens totala area är ca 10 ha, varav 5 ha räknades med i detta projekt (Fig. 5). Eftersom ungefär halva viken är privatägd och tillstånd endast fås för denna del har uträkningar av area och transekter grundats på denna halva av viken. Den inre delen av viken är mycket grund, ställvis igenvuxen och otillgänglig med båt och har därför utelämnats i beräkningarna.

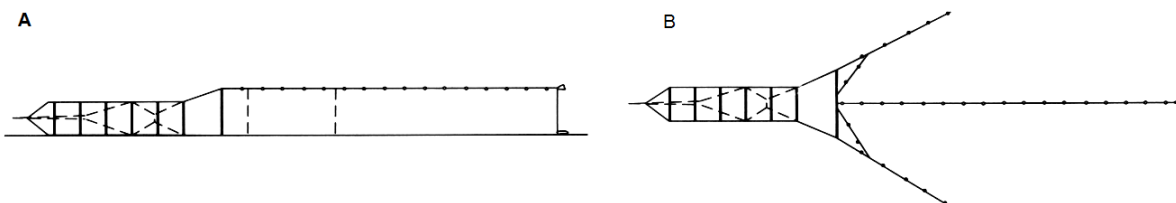


Figur 5. Översiktlig kartbild av Vadgrundsfladan, Lemland. Gränsen för vikens area har dragits vid den area som har varit tillåtet att användas under projektet, det streckade området är den area som tagits i beaktande vid uträkningar av exempelvis transektmetrar.

Figure 5. An overview of Vadgrundsfladan, Lemland. The border of the area of the bay has been limited to the area permitted to work on during the project and the dashed area is the area used in calculations of e.g. transect meters.

2.2 Ryssjefiske

För provfiske av lekmogen gädda och abborre användes fyra strandryssjor (Kivikangas rantarysä 12,5m). Ryssjorna var totalt 12,5 m långa, fångstpåsén var 3,5 m lång med höjden 60 cm och bredden 1 m och ledarmen var 9 m lång och 90 cm hög (Fig. 5 A & B). De tre meter långa sidoarmarna bands ihop för att underlätta fisket. Samma ryssjor har tidigare använts av GRIPENBERG (2015).



Figur 6. **A:** Ryssjan från sidan. **B:** Ryssjan uppifrån (GRIPENBERG 2015).

Figure 6. A: The fyke net from the side B: The fyke net from above (GRIPENBERG 2015).

Ryssjan spändes upp med hjälp av en tyngd och ett flöte i var ände. Ändan av ledarmen fästes så nära intill strandlinjen som möjligt och ryssjan spändes upp ut mot mitten av viken. Fisket inleddes den 17:e april. Två ryssjor per vik användes, vikarna fiskades således i par och ryssjorna vittjades efter en natt. Fisket skedde i fyra omgångar fram till den 1:a maj. Således fiskades varje vik med två ryssjor i fyra omgångar, totalt 8 ryssjor per vik. Då ryssjorna vittjades, fångsten artbestämde och mättes med hjälp

av en mätbräda och en mätpåse och därefter släpptes fångsten ut. Om möjligt, könsbestämdes även fångsten och eventuella lekmogna individer noterades. Under fisket registrerades även vattenstånd och vattentemperatur.

2.3 Kartering av abborrom och yngel

Rom- och yngelkarteringen inleddes 6.5.2019 och avslutades 28.5.2019. Då karteringen inleddes var temperaturen i vikarna mellan 8 och 12 °C, när karteringen avslutades var temperaturen mellan 9 och 15 °C.

Karteringen av abborromen skedde enligt samma metod som beskrivs i SNICKARS et al. (2010). Eftersom vikarna var av olika storlek anpassades transekternas längd enligt vikens storlek. Tre till fyra transekter per vik karterades och transekterna var 50–200 m långa. Transekterna placerades ut i de delar av viken som ansågs vara potentiellt lämpliga för lekande fisk. Kartering längs med transekterna utfördes därefter enligt tillgänglighet, exempelvis tjocka vassbälten ansågs i vissa fall vara otillgängliga. Visuella observationer av abborrom gjordes genom snorkling längs med transekten där antalet romsträngar inom 1m radie från transekten noterades.

Yngelkarteringen skedde längs med transekter i vassbältet. Metoden är i grunden den samma som LAPPALAINEN et al. (2010) använde, dock modifierad för att passa tidschemat och områdena bättre. I varje vik karterades minst 100m av strandlinjen. Ett öskar och en vit bunke användes för att identifiera yngel. Provtagningen gjordes längs med transekten så att två skopor togs var 5:e meter och yngel samt annan bifångst noterades. Transekterna placerades från strandlinjen snett utåt för att få en djupgradient och utfördes enligt tillgänglighet, d.v.s. tjocka vassbälten och områden djupare än ca 1–1,2 m uteblev, och enligt lämplighet, d.v.s. transekterna placerades i delar av viken som uppskattningsvis kunde fungera som lek område.

2.4 Provfiske av spigg

Storspigg provfiskades med Nordic-nät som är utformade för provfiske av insjöar. Storleken på näten är 30m x 1.5m, med 12st paneler av varierande maskstorlek (5 mm, 6,25 mm, 8 mm, 10 mm, 12,5 mm, 15,5 mm, 19 mm, 24 mm, 29 mm, 35 mm, 43 mm och 55 mm), endast paneler av storlek 5 mm, 6,25mm och 8mm användes vid provfisket. För att undvika fångst av andra arter knöts maskor av större storlek (>8mm) ihop. Åtta nät modifierades, den totala längden på respektive nät blev 15m. Näten skarvades därför ihop två och två för att få längre och mer täckande nät, totalt således fyra 30m långa nät. Eftersom vikarna var av olika storlek anpassades antalet nät per vik till vikens storlek, så att fångsten trots storleksskillnaden skulle bli jämförbar mellan vikarna. I de stora vikarna, Sunnanpå och Fladan, sattes fyra nät ut per fiskenatt. I Listerbyviken sattes tre nät ut och i Vadgrundsfladan sattes två nät ut per fiskenatt. Respektive vik fiskades under en natt (ca 12h), näten sattes ut på eftermiddagen och togs upp på morgonen. Näten vittjades så fort som möjligt efter att de tagits upp, bifångsten artbestämdes och räknades och antalet spigg samt deras längd fastställdes.

2.5 Kartering av växtlighet

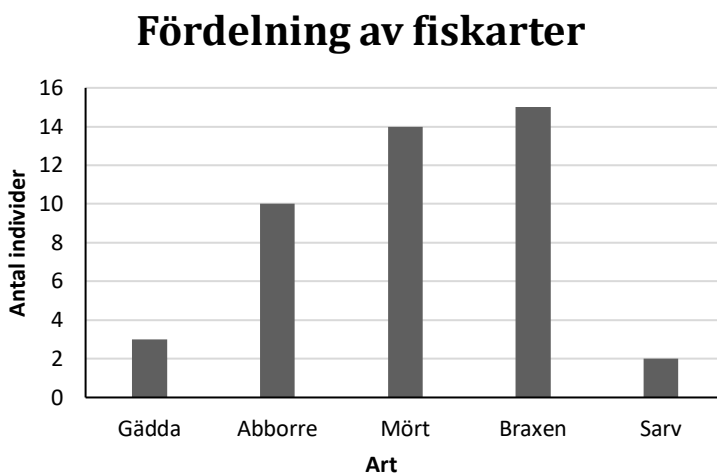
Karteringen av undervattensvegetationen utfördes genom att placera en 1x1 m ruta var 10:e meter längs med en transektlina. Inom rutan identifierades makrofyterarter och täckningsgrad (0–4) av respektive art bestämdes. Täckningsgraden av trådalger klassificerades samtidigt enligt samma metod. Eftersom vikarna var av olika storlek räknades antalet transektmeter ut per vik enligt formeln: $40 \text{ m} \times 1 \text{ ha}$, så att resultaten skulle bli jämförbara mellan vikarna. Antalet transekter per vik var 3–5 och transekterna var 50–200 m långa. Transekterna placerades ut enligt tillgänglighet, d.v.s. i områden möjliga att kartera genom snorkling och visuella observationer (exempelvis tjocka vassbälten ansågs vara områden otillgängliga för snorkling), och enligt lämplighet, d.v.s. i sådana delar i viken som kunde tänkas vara lämpliga lekområden för rovfisk samt representativa för vikens dominerande vegetation.

Dominerande vegetation räknades ut så att ett medeltal för varje transekt för respektive art räknades ut, medeltalen för artens täckningsgrad i samtliga transekter adderades ihop och summan av medeltalen divideras med antalet transekter per vik. Resultatet blev ett medeltalsvärde för täckningsgraden för respektive art per vik.

3 Resultat

3.1 Ryssjefiske

Totalt 44 fiskar fångades med ryssja. Av dessa var tre gäddor (*E. lucius*) och nio abborrar (*P. fluviatilis*). Alla tre gäddor fångades i olika vikar, den första fångades den 22:a april i Listerbyviken, den andra fångades samma dag i Sunnanpå och den sista fångades den 30:e april i Vadgrundsfladan. I Fladan fångades totalt åtta fiskar, varav två var abborrar, i Listerbyviken fångades tre fiskar, i Sunnanpå fångades 12 fiskar, varav tre vara abborrar, och i Vadgrundsfladan 21 fiskar, varav fem var abborrar (Fig. 7). Majoriteten av fångsten bestod av braxen (*Abramis. brama*) och mört (*Rutilus. rutilus*).



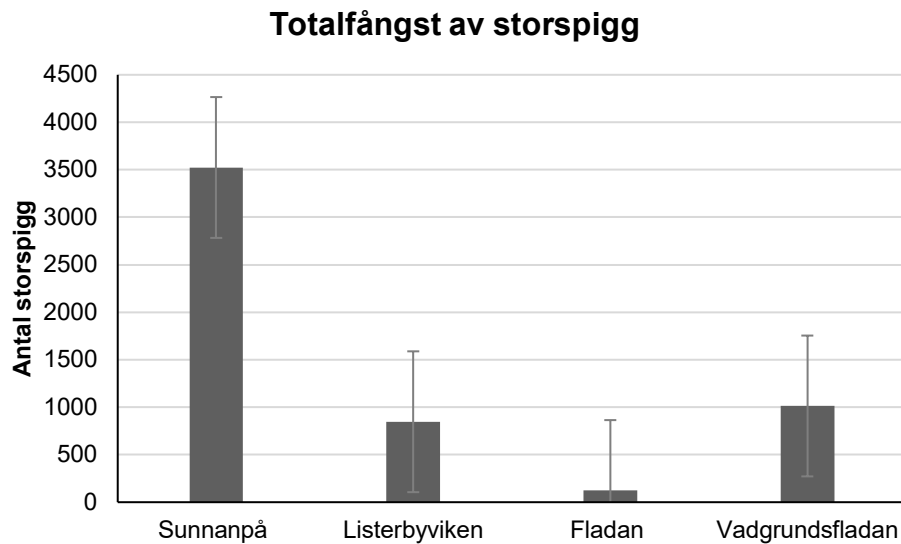
Figur 7. Fiskarter fångade i ryssja.
Figure 7. Fish species caught in the fyke net.

3.2 Kartering av abborrom och yngel

I Tranvik hamn noterades abborrom den 1:a maj 2019. Därefter lyste abborrommen med sin frånvaro i samtliga vikar, således finns inget resultat att presentera på denna punkt. Däremot upptäcktes abborrom i maj i bäcken som rinner mellan sjön Viken och Fladan. Inga yngel kunde fångas eller identifieras med hjälp av skopa och yngelskiva. *Cyprinid*- och löjyngel noterades under karteringen av växtligheten i juni.

3.3 Provfiske av spigg

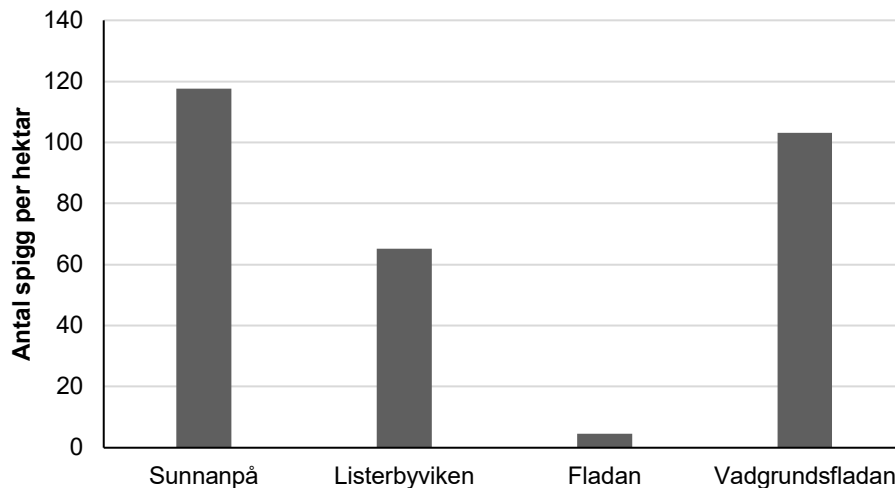
Totalt fångades 5540 storspigg under tiden 11–19 juni 2019. Fångsten varierade något mellan vikarna och mellan näten (Fig. 8). Spiggfångsten i Sunnanpå var rikligast. Fångsten i Listerbyviken och Vadgrundsfladan var mindre än i Sunnanpå. I Fladan var den totala fångsten betydligt mindre än i övriga områden. I Fladan och i Sunnanpå kunde en viss skillnad mellan näten även noteras, i Vadgrundsfladan fanns ingen utmärkande skillnad och skillnaden mellan näten i Listerbyviken var obefintlig.



Figur 8. Total fångst av storspigg i de respektive vikarna \pm SE.
 Figure 8. The total catch of stickleback in the bays \pm SE.

Antalet spigg per hektar var störst i Sunnanpå, men endast en marginell skillnad mellan Sunnanpå och Vadgrundsfladan kunde identifieras. Värdet i Fladan var betydligt mindre än i övriga vikar (Fig. 9).

Spigg per hektar



Figur 9. Fångad storspigg per hektar för respektive vikar.
Figure 9. Caught stickleback per acre for each of the bays.

Den övriga fångsten bestod till största del av löja (*Alburnus alburnus*), även vanligt förekommande arter så som abborre (*P. fluviatilis*) och gers (*Gymnocephalus cernuus*) påträffades (Tab. 1).

Tabell 1. Fångst av övriga arter i respektive vikar under fiske av storspigg.
Table 1. The catch of other species in the bays during the fishing of stickleback.

	Sunnanpå	Listerbyviken	Fladan	Vadgrundsfladan
Löja (<i>A. Alburnus</i>)	1782	1584	973	1634
Abborre (<i>P. Fluviatilis</i>)	3	1	30	2
Gers (<i>G. cernuus</i>)	0	4	22	0
Mört (<i>R. rutilus</i>)	0	0	1	2
Björkna (<i>A. bjoerkna</i>)	0	1	0	0
Svart smörbult (<i>G. niger</i>)	1	0	0	0
Tångsnälla (<i>S. typhle</i>)	1	0	0	0

3.4 Kartering av växtlighet

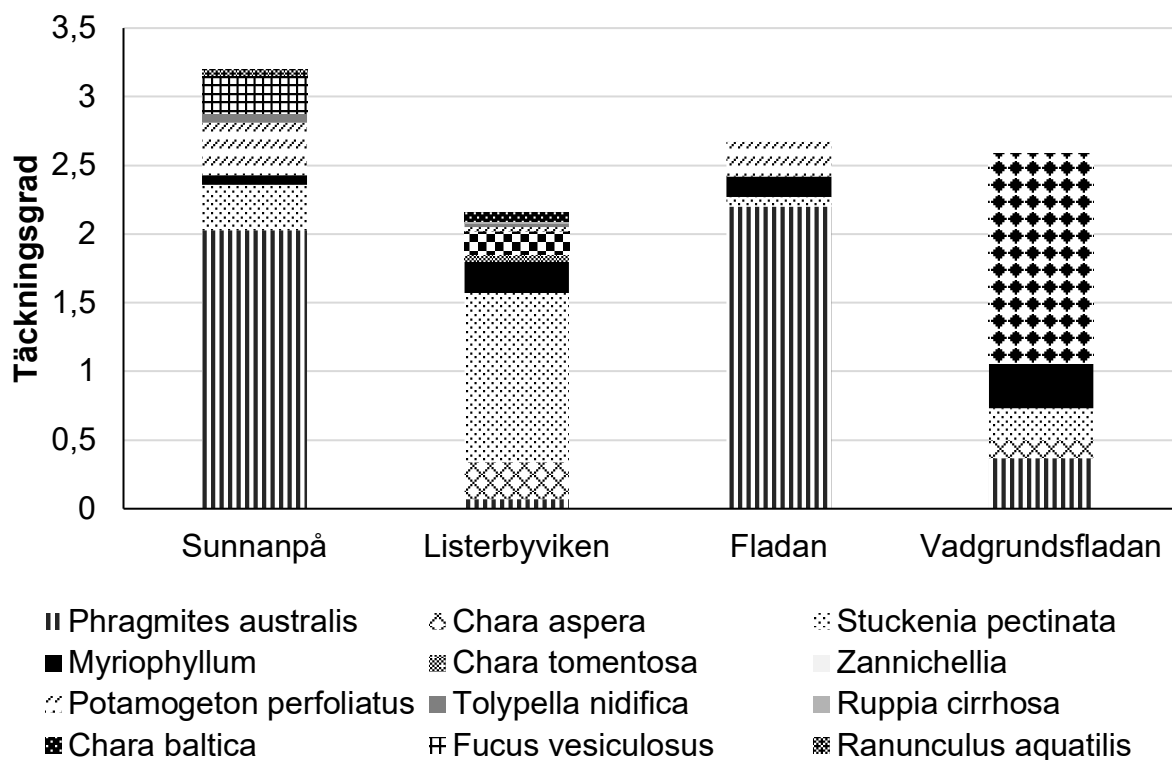
Totalt identifierades tolv arter av makrofyter (Tab. 2). Listerbyviken hade störst artrikedom av de karterade vikarna, totalt noterades tio av tolv arter här. I Sunnanpå noterades sju av tolv arter och i Fladan och Vadgrundsfladan noterades fyra arter. Vass (*Phragmites australis*), borstnate (*Stuckenia pectinata*) och slingor (*Myriophyllum spp.*) påträffades i samtliga vikar, ålnate (*Potamogeton perfoliatus*) saknades endast i Vadgrundsfladan. *Zannichellia spp.*, grönsträfsse (*Chara baltica*) och skruvnating (*Ruppia cirrhosa*) påträffades endast i Listerbyviken och blåstång (*Fucus vesiculosus*) samt vitstjälksmöja (*Ranunculus baudotii*) fanns endast i Sunnanpå. I Listerbyviken påträffades även drivande ålgräs (*Zostera marina*) och blåstång.

Tabell 2. Makrofyterarter och deras förekomst i vikarna. * = Flerårig makrofyter.
 Table 2. Macrophyte species and their abundance in the bays. * = Perennial macrophyte.

Art	Sunnanpå	Listerbyviken	Fladan	Vadgrundsfladan
<i>Chara aspera</i> *		X		X
<i>Chara baltica</i> *		X		
<i>Chara tomentosa</i> *		X		X
<i>Fucus vesiculosus</i> *	X			
<i>Myriophyllum</i>	X	X	X	X
<i>Phragmites australis</i> *	X	X	X	X
<i>Stuckenia pectinata</i>	X	X	X	X
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	X	X	X	
<i>Ranunculus baudotii</i>	X			
<i>Ruppia cirrhosa</i> *		X		
<i>Tolypellia nidifica</i> *	X	X		
<i>Zannichellia</i> spp. *		X		

Den dominerande vegetationen i Sunnanpå och Fladan var vass (*Phragmites australis*), i Listerbyviken dominerade borstnate (*Stuckenia pectinata*) och i Vadgrundsfladan rödsträfsse (*Chara tomentosa*). Borstnate och slingor (*Myriophyllum* spp.) var vanligt förekommande i samtliga vikar (Fig. 10).

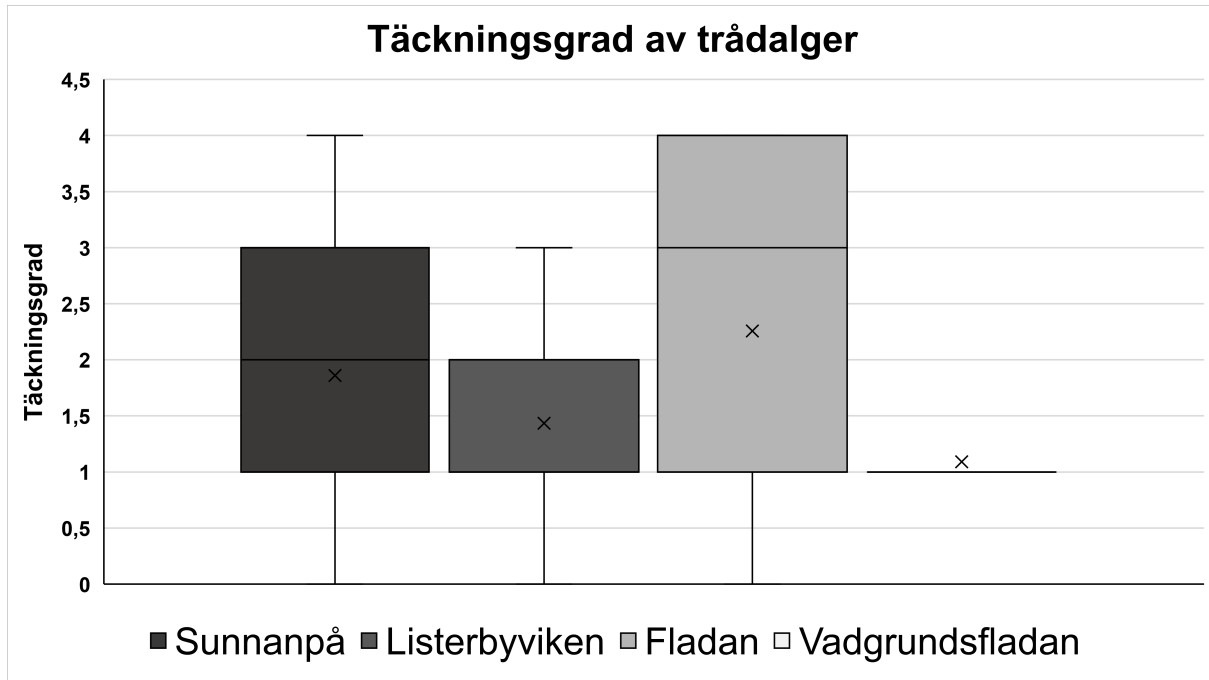
Dominerande vegetation



Figur 10. Dominerande vegetation i de respektive vikarna.
 Figure 10. Dominating vegetation in the bays.

3.4.1 Trådalger

Förekomsten av trådalger varierade mellan vikarna (Fig. 11). Vadgrundsfladan hade i genomsnitt lägst täckningsgrad av trådalger. Den högsta täckningsgraden av trådalger fanns i Fladan, som urskilde sig något från Sunnanpå och Listerbyviken. I Sunnanpå var täckningsgraden av trådalger aningen högre än i Listerbyviken. Den största variationen av täckningsgrad fanns i Sunnanpå.



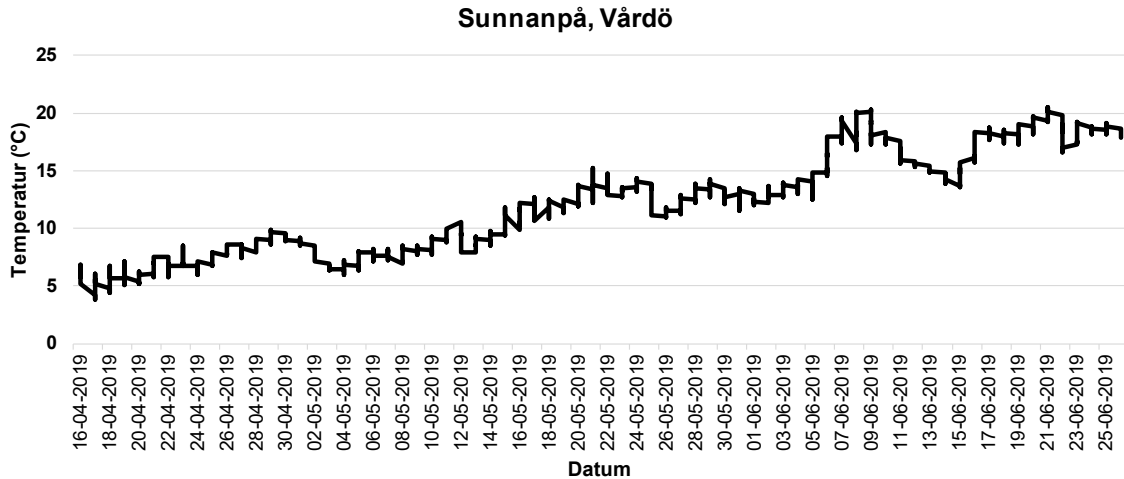
Figur 11. Täckningsgrad av trådalger: en jämförelse mellan vikarna. X står för medelvärde av täckningsgrad av trådalger för respektive vik.

Figure 11. Epiphyte coverage: a comparison between the bays. X stands for mean value of epiphyte coverage for each of the bays.

3.5 Temperatur

3.5.1 Sunnanpå

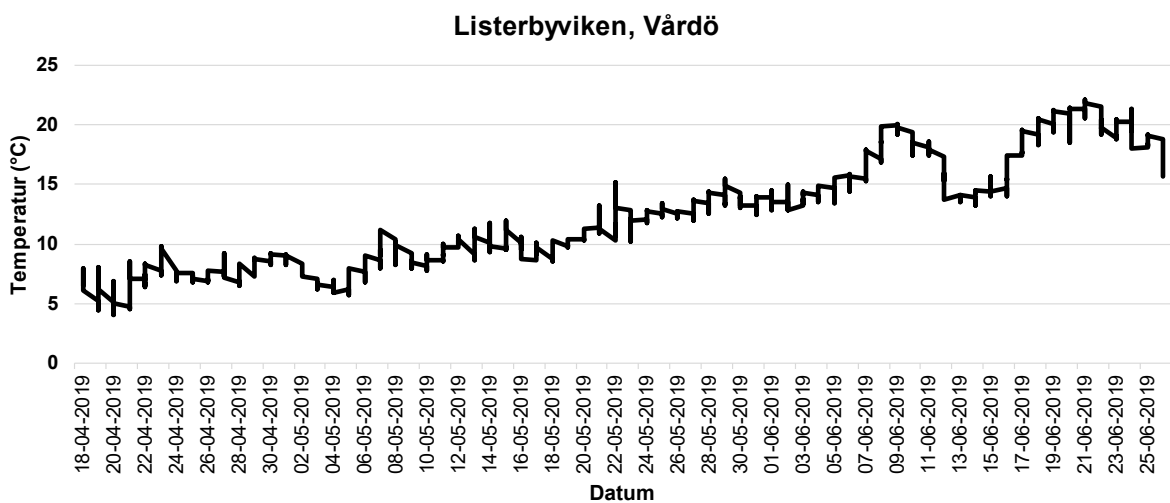
16:e april 2019 låg temperaturerna kring 6 °C och steg gradvis upp till 20 °C som högst (Fig. 12). Några kraftigare fluktuationer förekom under tiden men inga avvikande resultat uppmättes. Medeltemperaturen var 11,9 °C.



Figur 12. Vattentemperatur på 1,5 meters djup i Sunnanpå, Vårdö, 16.4–26.6.
 Figure 12. Water temperature at 1,5 meters depth in Sunnanpå, Vårdö, 16.4–26.6.

3.5.2 Listerbyviken

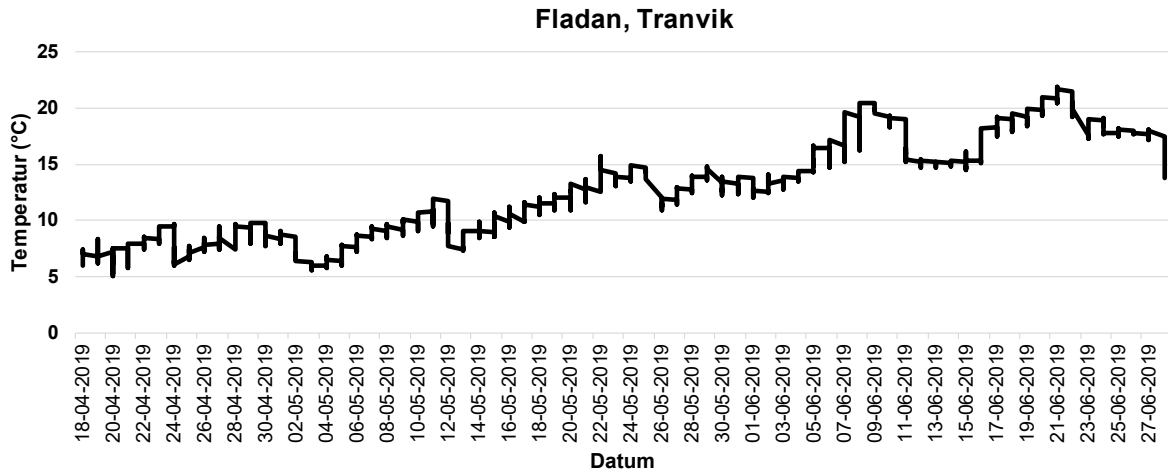
Då projektet inleddes låg temperaturen på strax över 6 °C och steg upp till 22 °C som högst (Fig. 13). Ökningen var gradvis med en kraftigare fluktuation i mitten av juni (12-16.6.2019) där temperaturen under två dygn hastigt sjönk med ungefär fem grader Celsius. Medeltemperaturen var 12,2 °C.



Figur 13. Vattentemperatur på 1,5 meters djup i Listerbyviken, Vårdö, 18.4–26.6.
 Figure 13. Water temperature at 1,5 meters depth in Listerbyviken, Vårdö, 18.4–26.6.

3.5.3 Fladan

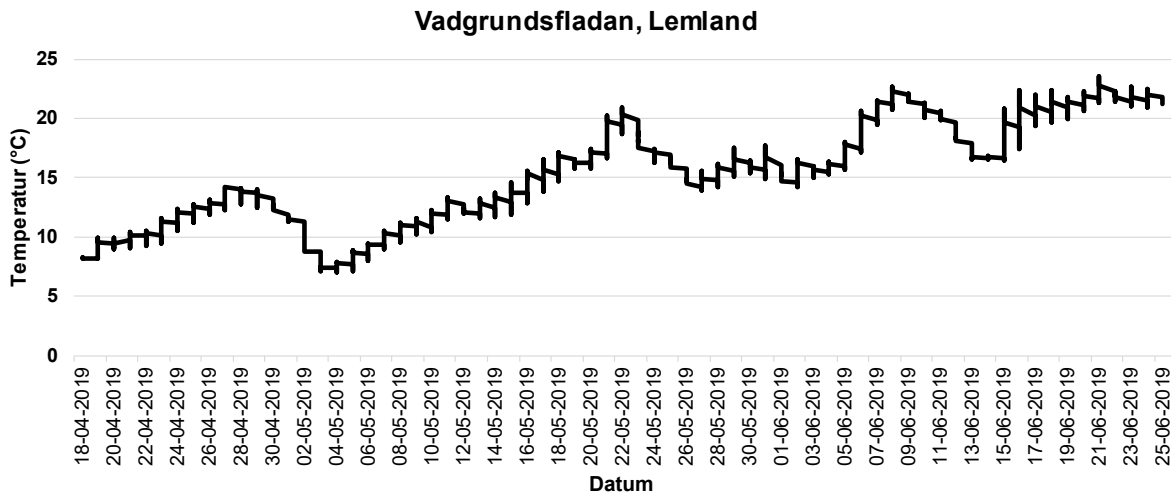
Den 18:e april 2019 då temperaturen registrerades första gången var det 6 °C (Fig. 14). Därefter steg temperaturen gradvis, det högsta uppmätta värdet var strax under 22 °C. En större fluktuation skedde den mellan den 12:e och 16:e juni, där temperaturen sjönk med ungefär fyra grader Celsius inom ett dygn. Medeltemperaturen var 12,5 °C.



Figur 14. Vattentemperatur på 1,5 meters djup i Fladan, Sund, 18.4–28.6.
 Figure 14. Water temperature at 1,5 meters depth in Fladan, Sund, 18.4–28.6.

3.5.4 Vadgrundsfladan

Den 18:e april 2019 var temperaturen ungefär 8 °C och steg som högst upp till 23 °C (Fig. 15). Några mindre fluktuationer förekom, den största i början av maj (2.5) då temperaturen under två dygn sjönk med fyra grader. Medeltemperaturen var 15,2 °C.



Figur 15. Vattentemperatur på 1,5 meters djup i Vadgrundsfladan, Lemland, 18.4–25.6.
 Figure 15. Water temperature at 1,5 meters depth in Vadgrundsfladan, Lemland, 18.4–25.6.

4 Diskussion

De områden som undersöktes i projektet är utvalda enligt tillgänglighet, tillstånd av vattenägare och utifrån Ålands Landskapsregerings intresseområden. Samtliga områden klassificerades som ytterskärgård och undersöktes som dylika. Detta för att detta arbete fokuserar på lämpliga lekstråk i ytterskärgården och lekstråkernas karaktärsdrag, där effekterna av storspigg förmodas vara betydande (BYSTRÖM et al. 2015). Eftersom lekstråken i ytterskärgård inte är direkt jämförbara med

lekområden i mellan- och innerskärgård på grund av deras olikheter i exponeringsgrad, temperatur, vattenkvalitet, grumlighet och makrofytsamhälle (LAPPALAINEN et al. 2008, ROSQVIST et al. 2010, RINNE et al. 2011) valdes inga identifierade lekområden i innerskärgården för referens. Bedömningen av huruvida dessa områden var potentiellt lämpliga lekområden grundade sig främst på områdets geografiska läge, exponeringsgrad och förekomst av lämplig flerårig växtlighet.

Ryssjorna som användes i projektet är relativt små och lätthanterliga, men dessvärre inte lika effektiva som större, kommersiellt använda ryssjor. Placeringen av ryssjorna kan vara avgörande för resultatet, i början av april då fisket inleddes var vattenståndet 30cm lägre än normalt vilket påverkade utförandet av fisket. Flera av vikarna var mycket långgrundna, vilket gjorde det utmanande att placera ryssjan tillräckligt nära strandlinjen för att garantera att fisket utfördes korrekt. Temperaturerna steg stabilt och fluktuerade inte mycket under fisket, således är temperatur knappast en avgörande faktor i detta skede. Ryssja är en passiv fiskemetod, för rovfiskar så som gädda och abborre kan aktiva metoder så som exempelvis spöfiske lämpa sig bättre. Dock är ryssjefiske en passande metod för selektivt fiske och medför mycket lite skada på fångsten samt har visat sig vara effektiv för fiske av gädda och abborre i innerskärgården (GRIPENBERG 2015). För att fiske med ryssja ska lyckas krävs tidigare erfarenhet och kunskap om metoden och lämpar sig således inte som fiskeredskap till kortvariga projekt.

De tjocka vassbältena i Sunnanpå och Fladan kunde rent teoretiskt vara lämpliga lekområden och uppväxtområden för gädda och abborre, i Listerbyviken och Vadgrundsfladan dominerade fleråriga makrofyter, bl.a. kransalger, och kunde potentiellt fungera som leksubstrat för abborre. Att det trots detta inte varken noterades abborrom, gädd- eller abborryngel kan bero på flera olika faktorer. Få, näst intill inga, områden i ytterskärgården har tidigare påvisats vara lämpliga lekområden för gädda och abborre (LAPPALAINEN et al. 2008, KALLASVUO et al. 2010, KALLASVUO et al. 2011, SNICKARS et al. 2010). Därför är detta resultat inte alarmerande, utan bekräftas av tidigare studier. Att ytterskärgård inte är lämpligt för lekande rovfisk trots lämplig vegetation kan bero på bristfällig föda för gäddyngel, ynglens första föda består av djurplankton och i exponerade vikar i ytterskärgården är vattenflödet högt och vattnet byts ut regelbundet, vilket bidrar till en minskad mängd djurplankton (SCHENIN & MATTILA 2010). Grumligheten och mängden hoppkräftor är ofta lägre i ytterskärgården, vilket kan försämra förhållanden för växande gäddyngel (LAPPALAINEN et al. 2008, KALLASVUO et al. 2010). Under lektiden var vattenståndet ca 20 cm lägre än vanligt, stora fluktuationer i vattenstånd kan även påverka lekframgång hos rovfisk, eftersom potentiella lekområden då blir torrlagda (KALLASVUO et al. 2010). Eftersom stora mängder spigg hittades i vikarna kan även detta tänkas ha en inverkan på reproduktionen av rovfisk och fisksamhällets komposition. Karteringen av abborrom och yngel utfördes genom visuella observationer, vilket kan medföra en risk för att inga observationer av rom och yngel gjordes trots att det fanns rom och yngel i viken. I de vassdominerade vikarna var strandlinjen ställvis inte tillgänglig varken till fots eller med båt, transekterna utfördes därför enligt tillgänglighet, vilket kan bidra till missvisande resultat. I framtida studier bör alternativa metoder så som exempelvis yngelfällor även övervägas (NILSSON et al. 2019). Dock noterades abborrom i Tranvik hamn (Fladan) och i bäcken som går upp till sjön Viken, vilket tyder på att abborre nog leker i detta område men föredrar de mer

skyddade områdena av Fladan, som annars är en öppen och exponerad vik. För att förbättra lekområden för rovfisk i ytterskärgården kunde fokus således främst ligga på mer skyddade områden, så som bäckar, våtmarksområden och inre vikar. Åtgärder för att förbättra lekområden för rovfisk har visat sig ha effekt på lokal skala (AHLBECK et al. 2016), men förändringar i exempelvis kustnära rovfiskbestånd kan även påverka rovfiskpopulationer i havsmiljö eftersom lekvandrande fisk kan fungera som en länk mellan ekosystem vid kusten och till havs (BYSTRÖM et al. 2015). Migration hos bland annat gädda sker även mellan länder i Östersjön, och Åland kan anses fungera som en rastplats ("stepping stone") för gädda som migrerar mellan Sverige och Finland (WENNERSTRÖM et al. 2016). Rovfiskbestånden på Åland interagerar sig således möjligtvis med rovfiskbestånden i Finland och Sverige, även om majoriteten av gäddorna rör sig inom ett begränsat område under sin livstid (AHLBECK et al. 2016).

Tidigare studier visar på en spiggdominerad ytterskärgård (KALLASVUO et al. 2011, BYSTRÖM et al. 2015) och resultaten från spiggfisket i denna undersökning understryker påståendet. Förekomsten av spigg var hög i Sunnanpå, vilket var förväntat eftersom viken var en av de mer exponerade vikarna och rovfiskabundansen var låg. Något överraskande var den stora mängden spigg i Vadgrundsfladan, som är en relativt litet exponerad och grund havsvik, samt den ytterst låga abundansen av spigg i Fladan, en relativt exponerad havsvik. En stor del av spiggarna var lekmogna, vilket kan bidra till dessa resultat. Spiggens lek är visuellt baserad och vattnets grumlighet kan spela en avgörande roll för förekomsten av spigg (ERIKSSON-ÖST & CANDOLIN 2007). Siktdjupet i Fladan var endast kring 1,2–1,5m jämfört med siktdjupet i Vadgrundsfladan som låg på ca 2m och siktdjupet på ca 2,5m i Sunnanpå, vilket kan ha bidragit till den stora mängden spigg i Vadgrundsfladan och Sunnanpå. Vattnets klarhet kan således påverka förekomsten av spigg i havsvikar. Medeltemperaturen varierande inte mycket mellan vikarna, endast Vadgrundsfladans medeltemperatur urskilde sig ur mängden då den var ungefär tre grader högre än i de övriga vikarna, således borde resultatet inte påverkas av skillnader i medeltemperatur. Den höga abundansen av spigg i dessa vikar kan bidra till att låsa systemet i ett s.k. mesopredator-dominerat samhälle, där mesopredatorer, så som spigg och mört, kontrollerar abundansen av toppredatorer, t.ex. abborre och gädda, genom att förhindra eller försämra rekryteringen av toppredatorer via predation på yngel och rom (NILSSON et al. 2019). Således kan det vara svårt att genom åtgärder förbättra Sunnanpå, Listerbyviken och Vadgrundsfladan som lämpliga lekområden för rovfisk. I Fladan kunde däremot åtgärder med fokus på bäcken och sjön Viken, bidra till förbättrade lekområden i ytterskärgården.

Utöver storspigg fångades stora mängder löjor (*A. alburnus*) vilket ytterligare kan bidra till att kvarhålla ekosystemet i mesopredator-dominans. Löjans huvudsakliga föda är djurplankton, en hög täthet av löja kan eventuellt bidra till en ökad mängd växtplankton och rikligare algblomningar. Den ökade predationen på djurplankton kan leda till brist på föda för bl.a. mörtfisk, som då ändrar sitt födosökande beteende, exempelvis genom att istället äta betare, exempelvis olika arter av gråsuggor (*Isopoda spp.*). Det ökade predationstrycket på betare kan leda till större täckningsgrad av trådalger och mörtfiskarnas födosökande som förflyttats från vattenkolumnen till botten. Mörtens födosök på botten rör upp

sediment och bidrar således även till ökad turbiditet. Löjan orsakar även en snabbare cirkulation av fosfor och bidrar således till ökad eutrofiering (HORPPILA et al. 1992). Små individer av abborre fångades i mycket små mängder i Sunnanpå, Listerbyviken och Vadgrundsfladan (Tab. 1). Betydligt fler årsgamla abborrar fångades i Fladan, vilket kan tyda på att abborre leker i viken. Eventuellt kan det finnas ett samband mellan den relativt låga mängden löja och storspigg som fångades i Fladan och den någorlunda höga mängden små abborrar. Även gers (*G. cernuus*) lyste med sin frånvaro i de övriga vikarna, men fångades i rätt stora mängder i Fladan. Övriga fiskarter så som mört, björkna (*A. bjoerkna*), tångsnälla (*Syngnathus typhle*) och svart smörbult (*Gobius niger*) fångades endast sporadiskt i vikarna.

Mängden trådalger i Fladan var rätt hög och artsammansättningen av fleråriga makrofyter låg, vilket kan vara en av orsakerna till att det uppenbarligen inte förekommer lekande rovfisk i själva viken. Att täckningsgraden av trådalger var högre i Fladan än resterande vikar kan bero på flera faktorer, områdena kring Fladan består av odlingsmark, betesmark och fritids- och heltidsbostäder vilket kan orsaka större urlakning av näringsämnen i viken. Vid inloppet till bäcken var täckningsgraden av trådalger 4, d.v.s. ca 100 % av botten var täckt av trådalger. Det grumliga vattnet i Fladan kan bidra till bristen på fleråriga makrofyter. Stora områden av betesmark omger även Listerbyviken, vilket antagligen påverkar förekomsten av trådalger som ställvis var mycket hög. Artsammansättningen av makrofyter var däremot hög i Listerbyviken och flera värdefulla arter av kransalger så som *Chara baltica*, *C. aspera* och *Tolypella nidifica* noterades. Detta tyder på att viken trots förekomsten av trådalger är i relativt bra skick. Abundansen av trådalger var näst högst i Sunnanpå. Längst in i viken, närmast hamnen, var täckningsgraden rätt hög, medan täckningsgraden för transekterna längst ut var betydligt lägre. Artsammansättningen av makrofyter i Sunnanpå var varierande, men majoriteten av makrofyterna, exklusive vass, var ettåriga. Vass dominerade i såväl Fladan som i Sunnanpå, där även täckningsgraderna av trådalger var högst. Det kan tänkas att det finns ett samband mellan täckningsgrad av trådalger och vassdominerad vegetation. Stora delar av de yttersta transekterna i Sunnanpå täcktes av växande blåstång (*F. vesiculosus*) (Fig. 10), vilket var överraskande då bottensedimentet främst består av sand och blålera och blåstång oftast växer på hårda bottnar. Möjligtvis fanns det små områden av hårbotten bestående av större stenbumlingar och klippor. Blåstång har spekulerats kunna fungera som lek område för gädda (LEHTONEN 1986), teorin har dock inte bekräftats. Grumligheten var relativt låg i både Listerbyviken och Sunnanpå, vilket möjligtvis bidrog till att fler arter noterades i dessa vikar än i Fladan. Täckningsgraden av trådalger var betydligt lägre i Vadgrundsfladan än i de övriga vikarna. Området är relativt skyddat från mänsklig påverkan, dock används området som betesmark under sommartid. Artsammansättningen var måttligt varierande, dock noterades två fleråriga arter av kransalger (*Chara spp.*).

Detta projekt var ett omfattande arbete på ett stort område under kort tid. Eftersom vi var endast två personer som utförde det praktiska arbetet blev det en utmaning att få allt att gå ihop rent tidsmässigt. I framtida projekt kunde fokuset ligga på utvalda aspekter, som exempelvis provfiske eller växtkartering, under en säsong för att få mer tillförlitliga och noggranna resultat. Det praktiska arbetet kring lekfisk är

säsongsbundet, vilket kan vara en utmaning ifall tidsplanen påverkas av förhinder som exempelvis dåligt väder.

5 Slutsatser

Utgående från denna undersökning kan endast begränsade slutsatser dras om vikarnas egenskaper som lekområden för rovfisk i exponerad skärgård. Provfiske med ryssja gav liten fångst och resultaten kan inte användas som argument för eller emot vikarnas funktion som lekområde. Bristen på iakttagelser av rom och yngel kan bero på många olika faktorer och betyder inte nödvändigtvis att rovfisk inte leker i vikarna. Den generellt stora mängden spigg och löja samt den ställvis höga täckningsgraden av trådalger understryker dock att vikarna i sitt nuvarande skick troligtvis inte är välfungerande lekområden. Artsammansättningen av makrofyter i två av de fyra vikarna (Listerbyviken och Vadgrundsfladan) är dock i sig värdefull och värd att skyddas. För att kunna göra en noggrannare bedömning av vikarna som potentiella lekområden bör utförligare karteringar genomföras under en längre tid, företrädesvis under flera år. Rekommenderade åtgärder vore att exempelvis främja rovfiskars lek i bäcken och i sjön Viken i Fladan genom att försiktigt rensa mynningen till bäcken.

6 Tackord

Jag vill främst tacka min kollega Linda Sundström för ett gott samarbete och många fina minnen, det underlättade verkligen arbetet och gjorde projektet till en lärorik och rolig erfarenhet. Jag vill även tacka min handledare Martin Snickars för goda råd, Floriaan Everleens Maarse för hjälp med hantering av data och Lucinda Kraufvelin för fältassistans och ett outtröttligt lappande av våra provfiskenätk. Till sist vill jag även tacka personalen samt boenden på Husö Biologiska Station, utan er hade det inte gått.

7 Källor

AHLBECK BERGENDAHL, I., HOLLILAND, P. B., HANSSON, S. & O. KARLÖF, 2016. Feeding range of age 1+ year Eurasian perch *Perca fluviatilis* in the Baltic Sea. J Fish Biol. 90: 2060-2072.

BERGSTRÖM, L., KARLSSON, M., BERGSTRÖM, U., PIHL, L. & P. KRAUFVELIN, 2018. Relative impacts of fishing and eutrophication on coastal fish assessed by comparing no-take area with an environmental gradient. Ambio 47: 1-15.

BLOMQVIST, S. & F. GRIPENBERG, 2018. Kartering av vandringsleder för fisk på Åland. Forskn. rapp. från Husö biol. stat. No 150, 111 s.

BYSTRÖM, P., BERGSTRÖM, U., HJÄLTEN, A., STÅHL, S., JONSSON, D. & J. OLSSON, 2015. Declining coastal piscivore populations in the Baltic Sea: Where and when do sticklebacks matter? *Ambio* 44: 462-471.

CASINI, M., LÖVGREN, J., HJELM, J., CARDINALE, M., MOLINERO, J-C. & G. KORNILOVS, 2008. Multi-level trophic cascades in a heavily exploited open marine ecosystem. *Proc. Roy. Soc. B* 275: 1793-1801.

ERIKSSON KLEMENS, B., LJUNGGREN, L., SANDSTRÖM, A., JOHANSSON, G., MATTILA, J., RUBACH, A., RÅBERG, S. & M. SNICKARS, 2009. Declines in predatory fish promote bloom-forming macroalgae. *Ecol. Appl.* 19: 1975-1988.

ERIKSSON-ÖST, J. & U, CANDOLIN U, 2007. Human-induced water turbidity alters selection on sexual displays in sticklebacks. *Behav. Ecol.* 18: 393-398.

EUROPEISKA KOMMISSIONEN, 2000. Upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens åtgärder. Ramdirektivet för vatten 2000/60/EG.

GAGNON, K., GRÄFNINGS, M. & C. BOSTRÖM, 2017. Shifts in coastal fish communities: Is eutrophication always beneficial for sticklebacks? *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 198: 193-203.

GILLET C. & J.P. DUBOIS, 1995. A survey of the spawning of perch (*Perca fluviatilis*), pike (*Esox Lucius*), and roach (*Rutilus rutilus*), using artificial spawning substrates in lakes. *Hydrobiol.* 300: 409-415

GRIPENBERG, F., 2015. Provfiske med ryssja – är det möjligt att fiska på rena karpfiskbestånd (*Cyprinidae*) på Åland? Forskn. rapp. från Husö biol. stat. No 139, 25 s.

HORPPILA J. & T. KAIREVALO, 1992. Impacts of bleak (*Alburnus alburnus*) and roach (*Rutilus rutilus*) on water quality, sedimentation and internal nutrient loading. *Hydrobiol.* 243/244: 323-331.

KALLASVUO, M., SALONEN, M. & A. LAPPALAINEN, 2010. Does the zooplankton prey availability limit the larval habitats of pike in the Baltic Sea? *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 86: 148-156.

KALLASVUO M., LAPPALAINEN A. & L. URHO, 2011. Coastal reed belts as fish reproduction habitats. *Boreal Environ. Res.* 16: 1-14.

KIVILUOTO, S., 2010. Basinventering av potentiella lekplatser för abborre (*Perca fluviatilis*) och gädda (*Esox lucius*) i grunda vikar på västra och södra Åland. Forskn. rapp. från Husö biol. stat. No 126, 20 s.

KJELLMAN, J., LAPPALAINEN, J., URHO, L. & R. HUDD, 2003. Early determination of perch and pikeperch recruitment in the northern Baltic Sea. *Hydrobiol.* 495: 183-191.

KRAUFVELIN, P., PEKCAN-HEKIM, Z., BERGSTRÖM, U., FLORIN, A-B., LEHIKONEN, A., MATTILA, J., ARULA, T., BRIEKMANE, L., BROWN, E. J., CELMER, Z., DAINYZ, J., JOKINEN, H., KÄÄRIÄ, P., KALLASVUO, M., LAPPALAINEN, A., LOZYS, L., MÖLLER, P., ORIO, A., ROTHLA, M., SAKS, L., SNICKARS, M., STOTTRUP, J., SUNDBLAD, G., TAAL, I., USTUPS, D., VERLIIN, A., VETEMAA, M., WINKLER, H., WOZNICZKA, A. & A. OLSSON, 2018. Essential coastal habitats for fish in the Baltic Sea. *Estuar.Coast. Shelf Sci.* 204: 14-30.

LAPPALAINEN, A., HÄRMÖ, M., KUNINGAS, S. L. URHO, 2008. Reproduction of pike (*Esox lucius*) in reed belt shores of the SW coast of Finland, Baltic Sea: a new survey approach. *Boreal Environ. Res.* 13: 370-380.

LEFÉBURE, R., LARSSON, S. & P. BYSTRÖM, 2014. Temperature and size-dependent attack rates of the three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*); are sticklebacks in the Baltic Sea resource-limited? *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 451: 82-90.

LEHTONEN, H., 1986. Fluctuations and long-term trends in the pike *Esox Lucius* (L.), populations in Nothamn, western Gulf of Finland. *Aqua Fennica* 16: 3-9.

LJUNGGREN, L., SANDSTRÖM, A., JOHANSSON, G., SUNDBLAD, G. & P., KARÅS, 2005. Rekryteringsproblem hos Östersjöns kustfiskbestånd. *FINFO* 2005: 5.

LJUNGGREN, L., SANDSTRÖM, A., BERGSTRÖM, U., MATTILA, J., LAPPALAINEN, A., JOHANSSON, G., SUNDBLAD, G., CASINI, M., KALJUSTE, O. & B. KLEMENS ERIKSSON, 2010. Recruitment failure of coastal predatory fish in the Baltic Sea coincident with an offshore ecosystem regime shift. *ICES J. Mar. Sci.* 67: 1587-1595.

LJUNGGREN, L., OILSSON, J., NILSSON, J., STENROTH, P., LARSSON, P., ENGSTEDT, O., BORDER, T. & O. SANDSTRÖM, 2011. Våtmarker som rekryteringsområden för gädda i Östersjön. *FINFO* 2011:1.

NILSSON, J., ANDERSSON, J., KARÅS, P. & O. SANDSTRÖM, 2004. Recruitment failure and decreasing catches of perch (*Perca fluviatilis* L.) and pike (*Esox lucius* L.) in the coastal waters of southeastern Sweden. *Boreal Environ. Res.* 9: 295-306.

NILSSON, J., 2006. Predation of northern pike (*Esox lucius* L.) eggs: a possible cause of regionally poor recruitment in the Baltic Sea. *Hydrobiol.* 553: 161-169.

NILSSON, J., FLINK, H. & P. TIBBLIN, 2019. Predator-prey role reversal may impair the recovery of declining pike populations. *J. Anim. Ecol.* 88: 927-939.

RINNE, H., SALOVIUS-LAURÉN, S. & J. MATTILA, 2011. The occurrence and depth penetration of macroalgae along environmental gradients in the northern Baltic Sea. *Eustar. Coast. Shelf Sci.* 94: 182-191.

ROSQVIST, K., MATTILA, J., SANDSTRÖM, A., SNICKARS, M. & M. WESTERBOM, 2010. Regime shifts in vegetation composition of Baltic Sea coastal lagoons. *Aqua. Bot.* 93: 39-46.

SALONEN, M. J. ENGSTRÖM-ÖST, 2013. Growth of pike larvae: effects of prey, turbidity and food quality. *Hydrobiol.* 717: 169-175.

SCHEINEN, M. & J. MATTILA, 2010. The structure and dynamics of zooplankton communities in shallow bays in the northern Baltic Sea during a single growing season. *Boreal Environ. Res.* 15: 397-412.

SIEBEN, K., LJUNGGREN, L., BERGSTRÖM, U. & B. KLEMENS ERIKSSON, 2011. A meso-predator release of stickleback promotes recruitment of macroalgae in the Baltic Sea. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 397: 78-84.

SNICKARS, M., SUNDBLAD, G., SANDSTRÖM, A., LJUNGGREN, L., BERGSTRÖM, U., JOHANSSON, G. & J. MATTILA, 2010. Habitat selectivity of substrate-spawning fish: modelling requirements for the Eurasian Perch *Perca fluviatilis*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 398: 235-243.

WENNERSTRÖM, L., OLSSON, J., RYMAN, N. & L. LAIKRE, 2016. Temporally stable, weak genetic structuring in brackish water pike (*Esox lucius*) in the Baltic Sea indicates a contrasting divergence pattern relative to freshwater populations. *Can. J. Fish Aquat. Sci.* 74: 562-571.

WERNER, E. & J. GILLIAM, 1984. The ontogenic niche and species interactions in size structured population. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 15: 393-424.

ÖSTMAN, Ö., EKLÖF, J., KLEMENS ERIKSSON, B., OOLSSON, J., MOKSNES, P-O. & U. BERGSTRÖM, 2016. Top-down control as important as nutrient enrichment for eutrophication effects in North Atlantic coastal ecosystems. *J. Appl. Ecol.* 53: 1138-1147.

De senaste Forskningsrapporterna från Husö biologiska station:

No 136 2013, EVELEENS MAARSE, F., K., J. Kartering av undervattenvegetation och lekplatser för fisk i Mönsfladan på Åland. (*Mapping of submerged vegetation and fish breeding grounds in the Mönsfladan, Åland*).

No 137 2013, GREN, M. Provfiske i Långsjön, Östra Kyrksundet, Västra Kyrksundet, Dalkarby träsk och Lavsböle träsk 2013. (*Test fishing in lakes Långsjön, Östra Kyrksundet, Västra Kyrksundet, Dalkarby träsk and Lavsböle träsk 2013*).

No 138 2014, WIKLUND, H. Undersökning av fiskbestånden i Markusbölefjärden och Vargsundet 2014. (*Investigation of the fish community in the Lake Markusbölefjärden and the Lake Vargsundet 2014*).

No 139 2015, GRIPENBERG, F. Provfiske med ryssja – är det möjligt att fiska på rena karpfisksbestånd (Cyprinidae) på Åland? (*Sampling with fish traps – is it possible to fish on pure stocks of cyprinids on Åland?*).

No 140 2015, CEDERBERG, T., BJÖRKHOLM, C. & B. WEIGEL. Bottenfaunan i Ålands skärgård 2013. (*The benthic fauna of the Åland archipelago 2013*).

No 141 2015, SAARINEN, A. Beräkning av ekologisk status för Ålands ytvattenförekomster utgående från kartering av makrofyter: ett förslag till övervakningsprogram och harmonisering av metoder mellan Åland och Finland. (*Assessment of ecological status for the surface waters of Åland based on macrophyte surveys: a proposal for an environmental monitoring program and for harmonization of methods between Åland and Finland*).

No 142 2015, EVELEENS MAARSE, F., K., J. Klassificering av vattenvegetationen i sjöarna Markusbölefjärden, Långsjön och Lavsböle träsk enligt EU:s ramdirektiv för vatten. (*Classification of the aquatic vegetation in the lakes Markusbölefjärden, Långsjön and Lavsböle träsk according to the EU Water Framework Directive*).

No 143 2015, GRIPENBERG, F. Förekomst av kräfta i fyra sjöar i Geta, norra Åland 2015 (*The occurrence of crayfish in four lakes in Geta, northern Åland 2015*).

No 144 2015, AARNIO, K. Klassificering av Ålands kustvatten 2006-2012 med hjälp av bottenfauna, samt förslag till revidering av övervakningsprogrammet för bottenfauna. (*Classification of the coastal waters of the Åland Islands 2006-2012 using zoobenthos, and a suggestion of revision of the zoobenthos monitoring programme*).

No 145 2017, SAARINEN, A. Återhämtning av vattenmiljön efter avvecklandet av fiskodling: uppföljning av återhämtningsstatus vid Andersö och Järsö samt vid en ny lokal, Bergö. (*Recovery of the aquatic environment after the cessation of fish farming: a follow up study of the recovery status at Andersö and Järsö and at a new site, Bergö*).

No 146 2017, EVELEENS MAARSE, F., K., J. En helhetsbild av Lumparn-områdets status. (*A complete picture of the Lumparn area*).

No 147 2017, HERLEVI, H. Jämförande undersökning av bottenfaunasamhället och bottenhabitatet vid Marsund/Bovik (NV Åland) och SÖ Kumlinge. (*A comparative study on the benthic fauna and habitat in Marsund/Bovik (Northwestern Åland islands) and SE Kumlinge (Eastern Åland Islands)*).

No 148 2017, HUHTALA, H-P. Grundkartering och bedömning av vattentäktspotential i fem åländska sjöar. (*Survey and assessment of water extraction potential of five lakes in the Åland Islands*).

No 149 2018, RAMSTEDT, R. Bedömning av faktorer som påverkar abborrens (*Perca fluviatilis*) tillväxt och födoval i Marsund/Bovik och Kumlinge i Ålands skärgård. (*An assessment of factors affecting the growth and diet of Eurasian perch (Perca fluviatilis) in Marsund/Bovik and Kumlinge in the archipelago of the Åland islands*).

No 150 2018, BLOMQVIST, S. & F. GRIPENBERG. Vandringsleder för fisk på Åland (*Fish migratory paths in the Åland Islands*).

No 151 2018, HUHTALA, H-P. Bedömning av mänsklig påverkan i och i närheten av, samt klassificering och utvärdering av grunda havsvikars undervattensväxtlighet på Åland. (*Estimation of anthropogenic impact within and near shallow coastal bays and classification and evaluation of their underwater vegetation in the Åland Islands*).

No 152 2018, Engström, L. Kartering och habitatklassificering av undervattensmiljön i Lumparn. (*Mapping and habitat classification of the underwater environment in Lumparn*).

No 153 2019, RINNE, H., BJÖRKLUND, C., HÄMÄLÄINEN, J., HÄGGBLUM, M. & S. SALOVIUS-LAURÉN. Mapping Marine Natura 2000 habitats in Åland – Final report. (*Kartering av marina Natura 2000 habitat på Åland – Slutrapport*).

No 154 2020, BLOMQVIST, S. En översiktlig inventering av fyra potentiella lekvikar i Ålands skärgård. (*An overview of four potential spawning areas in the archipelago of the Åland islands*).

(detta nummer, present no)

ISSN: 0787-5460
ISBN: 978-952-12-3916-8

Åbo 2020