



Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Fakulteten för naturresurser och
jordbruksvetenskap

Modellering av tånglakens, *Zoarces viviparus*, habitat i Östersjön

Modelling of the eelpout's, *Zoarces viviparus*, habitat in the Baltic Sea

Emelie Öhnstedt

Modellering av tånglakens, *Zoarces viviparus*, habitat i Östersjön

Modelling of the eelpout's, *Zoarces viviparus*, habitat in the Baltic Sea

Emelie Öhnstedt

Handledare: Ann-Britt Florin, Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser

Btr handledare: Ulf Bergström, Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser

Examinator: Andreas Bryhn, Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser

Omfattning: 15hp

Nivå och fördjupning: Grundnivå C (G2E)

Kurstitel: Självständigt arbete i biologi

Kurskod: EX0689

Program/utbildning: Biologi och miljövetenskapsprogrammet

Utgivningsort: Uppsala

Utgivningsår: 2015

Elektronisk publicering: <http://stud.epsilon.slu.se>

Nyckelord: habitatmodellering, *Zoarces viviparus*, tånglake, generalised additive model, Östersjön

SLU, Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Fakulteten för naturresurser och jordbruksvetenskap
Institutionen för akvatiska resurser
Kustlaboratoriet

Sammanfattning

Att förstå sambandet mellan miljövariabler och fiskarters förekomst eller abundans är en väsentlig del i att bedriva ekosystembaserat bevarandearbete och ekologiskt hållbart fiske. Tånglaken, *Zoarces viviparus*, var klassad som nära hotad på rödlistan 2010 och på HELCOM Red List of the Baltic Sea 2013. Tånglaken är utbredd över hela Östersjön och används som en bioindikator för föroreningar i havet. Att förstå vad som styr tånglakens utbredning är alltså viktigt både ut bevarande synpunkt och ur miljöövervakningssynpunkt. Meningarna går isär angående dennes habitatpreferenser. Med hjälp av data i form av uppmätt djup och videosekvenser från provfisken inom projektet BONUS INSPIRE och data i form av rasterkartor för andra miljövariabler har generalized additive modellering gjorts för tånglakens förekomst i Östersjön. Tre slutgiltiga modeller valdes ut baserat på förklaringsgrad. De signifikanta prediktionsvariablerna blev vågexponering, lutning, sediment, botten-temperatur och salinitet. I samtliga av de slutgiltiga modellerna kunde ett negativt samband ses för botten-temperatur och salinitet. Temperatur under 6,5°C och en salinitet under 7,94 psu är gynnsamt för tånglake enligt dessa modeller. Två av modellerna visade ett likartat samband för lutning och två för sediment. Tånglaken företrar enligt dessa en lutning på 0,5-1,7 % och sediment som är sand eller grövre kornstorlekar. Kartprediktionerna visar på en högre förekomst av tånglake i norr vilket överensstämmer med tidigare studier. Förklaringsgraderna (D^2 -värdena) för modellerna blev 17,5, 19,4 och 23,6 procent. Vilket innebär att förekomsten av tånglake till stor del inte förklaras av dessa modeller. För att vidare förstå tånglakens utbredning skulle en ny modellering krävas, där fler variabler togs med. T.ex. syrehalt skulle vara av intresse eftersom denna variabel visat sig påverka överlevnadsgraden hos tånglaken, speciellt under varma förhållanden. Vegetation kom inte med i de slutgiltiga modellerna trots att alger tidigare sammankopplats med förekomst av tånglaken, att dela upp vegetation i alger och kärlväxter skulle kunna göra denna variabel mer användningsbar.

Abstract

Understanding the relationship between environmental factors and the distribution of fish species is essential for achieving an ecosystem based management. Eelpout, *Zoarces viviparus*, was classed as near threatened on the Swedish Red List 2010 and on the HELCOM Red List of the Baltic Sea 2013. The eelpout occurs in the whole Baltic Sea area and the opinions are divided about its habitat requirements. The eelpout are used as a bioindicator for pollutions in the sea. There for it is essential to understand which environmental factors that affect the distribution of eelpout. Generalized additive modelling over the eelpouts habitat have been done with data from the BONUS INSPIRE project and maps over environmental variables. The final prediction variables were wave exposure, slope, bottom substrate, bottom temperature and salinity. In all of the final GAMs there was a negative trend for bottom temperature and salinity. For these models a bottom temperature under 6.5°C and a salinity under 7.94 psu is preferred by eelpout. Two of the models showed a similar trend for slope and two for bottom substrate. According to these models the eelpout prefers a 0.5 -1.7 % slope and a bottom substrate of sand or coarser grains. The map predictions show higher occurrence of eelpout in the north. This is in agreement with results from previous monitory fishing. The deviance explained for the models were 17.5, 19.4 and 23.6 percent, which means the models only describes a small part of the distribution. To further understand the distribution of eelpout new GAMs are required where more variables are included. For example the oxygen level would be of interest due to its effect on survival, especially under warm conditions. The literature connects eelpout to algae, despite of that vegetation did not become one of the final variables. So, in forthcoming models this variable could be more useful if divided into algae and vascular plants.

Innehållsförteckning

Tabellförteckning	4
Figurförteckning	5
1 Introduktion	6
2 Metod och material	8
2.1 Data från provfisken	8
2.2 Data från heltäckande rasterskikt	10
2.3 Generalized additive modelling (GAM)	11
2.4 Kartprediktioner	14
3 Resultat	15
3.1 Partiella responskurvor	17
3.2 Samvariation mellan variabler	20
3.3 Kartprediktioner	21
4 Diskussion	24
5 Slutsats	28
Erkännande	29
Referenser	30

Tabellförteckning

Tabell 1. Sammanfattning av antalet provstationer per transekt, vilka transekter som hör till vilka länder, antalet stationer där djup har mätts och antalet videotolkningar som gjorts på respektive transekt, samt i vilken månad provfiske ägde rum. Värden inom parantes är antalet videotolkningar när inte filmer från 2015 (5 st) är medräknade och inte heller de värden som har antagits för provfiskestationer på 70m (3st).	10
Tabell 2. Sammanfattning av vilka GAM som har gjorts. Vid X markering har variabeln varit med i modelleringen.	13
Tabell 3. Alla modellernas signifikanta variabler, p-värde för signifikanta variabler samt AIC och D ² -värde för modellen.	16
Tabell 4. Max-värde, min-värde och enhet för de slutgiltiga prediktionsvariablerna	19
Tabell 5. Fördelaktiga intervall för förekomst av tånglake för respektive prediktionsvariablerna	20

Figurförteckning

- Figur 1.* 251 provfiskestationer från BONUS INSPIRE fördelat på elva, A-K, transekter runt om i Östersjön 9
- Figur 2.* Partiella responskurvor för de slutgiltiga prediktionsvariablerna log vågexponering (m^2/s), botten temperatur ($^{\circ}C$), log salinitet (psu), lutning (%) och sediment från modell 1. Sediment är uppdelat i klasserna stenhäll (1), hårbotten komplex (2), sand (3), hård lera (4) och lera (5). 18
- Figur 3.* Partiella responskurvor för de slutgiltiga variablerna log salinitet (psu) och botten temperatur ($^{\circ}C$) för modell 6a och 6b samt lutning (%) för modell 6b och sediment för modell 6a. Sediment är uppdelat i klasserna silt & lera (1), sand (2), grus (3), sten (4), block (5) och stenhäll (6). 19
- Figur 4.* Samvariation hos variablerna log vågexponering, lutning, sediment (sex klasser) och vegetation från modellering där filmmaterial funnits tillgängligt. Siffrorna i figuren visar korrelationskoefficienten. 21
- Figur 5.* Kartprojektion baserad på enbart raster variabler (modell 1) med de partiella responskurvorna för slutgiltiga prediktionsvariablerna botten temperatur, vågexponering, lutning och salinitet. De mörkblå områdena visar habitat som enligt modellen är gynnsamt för tånglaken. De gröna cirkelarna visar stationer med tånglake medan röda prickarna visar de provfiskestationer där ingen tånglake fångades. Bokstäverna representerar namnet på transekterna. 22
- Figur 6.* Kartprojektion baserad på de partiella responskurvorna för slutgiltiga prediktionsvariablerna botten temperatur, lutning och salinitet från modell 6. De mörkblå områdena visar habitat som enligt modellen är gynnsamt för tånglaken. De gröna cirkelarna visar stationer med tånglake medan de röda prickarna visar de provfiskestationer där ingen tånglake fångades. Bokstäverna representerar namnet på transekterna. 23

1 Introduktion

Modellering av fiskhabitat görs genom att koppla den rumsliga fördelningen av fiskarter till olika miljövariabler. Att förstå sambandet mellan miljövariabler och fiskarters förekomst eller abundans är en väsentlig del i att bedriva ekosystembaseerat bevarandearbete och ekologiskt hållbart fiske (Thrush & Dayton, 2010).

Integrering av rumsliga processer i ekosystemmodeller för ett hållbart nyttjande av fiskresurser, INSPIRE, är ett forskningsprojekt som startade 2014 och kommer fortgå till 2018. Projektet fokuserar på arterna torsk, sill/strömming, skarpsill och skrubbskädda/flundra som är de viktigaste kommersiella fiskarterna i Östersjön. Syfte med projektet är att beskriva och förstå förändringar i deras rumsliga fördelning (*The INSPIRE project*, 2014).

I INSPIRE-projektet deltar sju länder. Provfiske sker på elva transekter som var och en består av 15-25 provfiskestationer på olika djup (Ojaveer *et al.*, 2014). Vid varje provfiskestation mäts konduktivitet, djup och temperatur med hjälp av en CTD-sond (Conductivity, Temperature & Depth) (Ojaveer *et al.*, 2014). Utöver detta har även en filmsekvens av botten spelats in vid många av provfiskestationerna. Filmerna syftar till att ta fram data angående bottenstrukturer och vegetation (Ojaveer *et al.*, 2014). I det här arbetet har dessa filmsekvenser en central roll. Vad kan denna typ av data användas till? Går det att med hjälp av dessa filmer öka förståelsen för fiskars beroende av specifika livsmiljöer?

Tånglaken, *Zoarces viviparus*, var klassad som nära hotad på rödlistan 2010 och på HELCOM Red List of the Baltic Sea 2013 (Gärdenfors, 2010; HELCOM, 2013a). HELCOM har klassat tånglaken som nära hotad eftersom att svensk och tysk miljöövervakning har visat att tånglaken har minskat med 50 % i två av fyra områden (HELCOM, 2013b). Varför tånglaken har minskat vet man inte men möjliga hot mot tånglaken är klimatförändringar, föroreningar, konkurrens och predation samt att den blir bifångst i fisket (HELCOM, 2013b). Den har ett utbredningsområde som sträcker sig från Vita havet till engelska kanalen och täcker Britiska öarna, Nordsjön, Östersjön och norska kusten (Zakhartsev *et al.*, 2003). Tånglakens utbredning innebär att den finns i vatten med varierande salinitet och temperatur.

Tånglaken har i stor utsträckning använts för att testa föroreningars hälsoeffekter på individen och som en bioindikator på föroreningar (Bergek *et al.*, 2012). Tånglaken har ett vivipart beteende, det vill säga den föder levande ungar, och den är en relativt stationär fisk, vilket gör att den är väl lämpad till miljöövervakning (Simonsen & Strand, 2010; HELCOM, 2013b). Oslo-Pariskonventionen (OSPAR) och Helsinki kommissionen (HELCOM) har föreslagit att man ska använda tånglaken som indikator på marina föroreningar (OSPAR, 2007; HELCOM, 2015).

Enligt Fischer *et al.* (1992) är tånglaken är en bottenlevande fisk vars typiska habitat är steniga bottenar med gott om makrofyter på fyra till sex meters djup. Detta överensstämmer väl med det Hedman *et al.* (2011) skriver i en review-artikel där de menar att tånglaken är som mest förekommande i grunda vatten upp till tio meters djup samt föredrar flodmynningar och vegetationsbeklädda bottenar. Betydelsen av grunda områden understryks av att fekunditeten och den somatiska tillväxten hos tånglaken är högre i områden som är grunda (2-5 m) med en hög biologisk produktivitet och lägre i områden som är djupare (40-70 m) där den biologiska produktiviteten är låg (Ojaveer *et al.*, 2004).

En studie utförd i Gdanskbukten går däremot emot detta och visade att tånglaken kunde förekomma ned till 80m djup och var som mest frekvent på 40 m djup. Den avslöjade även att tånglake knappt förekom vid Vistulas flodmynning (Draganik & Kuczynski, 1993). Detta stöds vidare av en artikel som hävdar att tånglaken vanligtvis förekommer på 20-100 meters djup (Lajus *et al.*, 2003).

Att förstå vad som styr tånglakens utbredning är viktigt både ur bevarande synpunkt och ut miljöövervakningssynpunkt. Detta arbete syftar till att ta fram en habitatmodell som förklarar förekomst av tånglake i Östersjön samt att göra en kartprediktion över lämpliga habitat. Med hjälp kunskap om tånglakens habitatval och utifrån tillgängliga data över förekomst och habitatvariabler prövas vilka variabler som bäst förklarar förekomsten av tånglake i Östersjön.

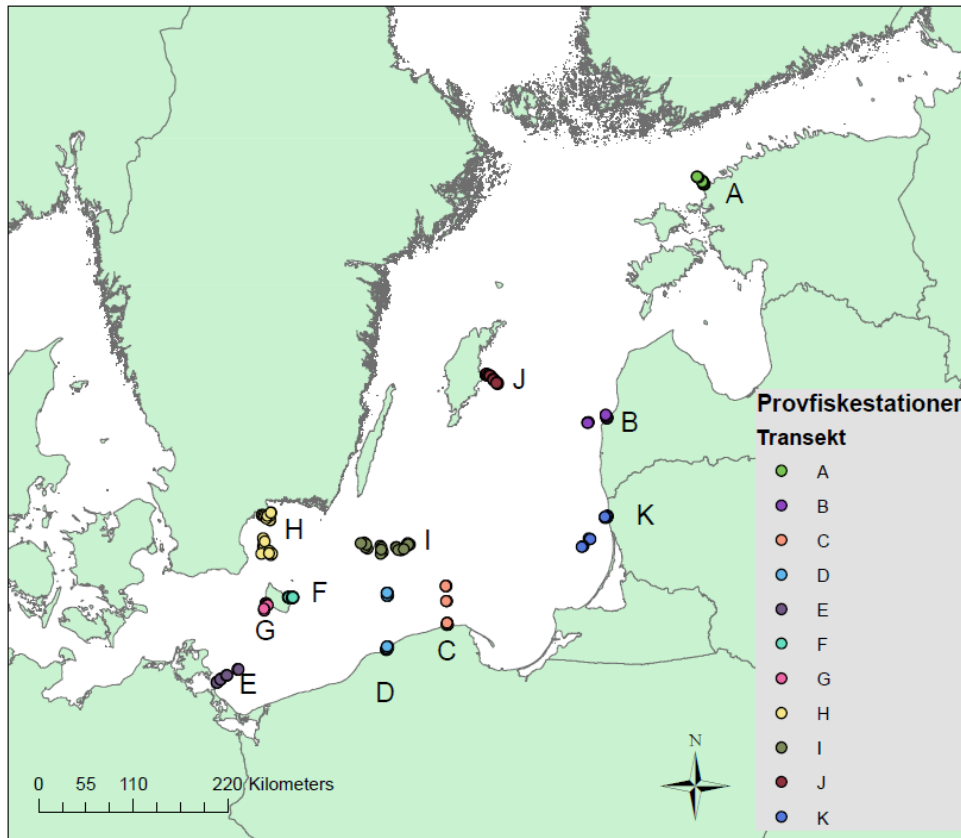
2 Metod och material

I habitatmodelleringen har följande prediktionsvariabler använts; djup, botten-temperatur, sediment, vegetation, vågexponering, salinitet, lutning, siktdjup och förekomst av musslor. Valet av prediktionsvariabler har styrts av tillgänglighet och vad som i tidigare habitatmodelleringar visat påverka fiskars habitatval. Alla prediktionsvariabler utom botten-temperatur har vid tidigare modelleringar visats påverka förekomsten av olika fiskarter (Bergström & Fredriksson, 2009; Florin *et al.*, 2009; Bergström *et al.*, 2010). För tånglake har prediktionsvariablerna djup, vågexponering, kurvatur och bottenstrukturer visat sig ha betydelse för förekomst vid habitatmodellering (Karlsson, 2009). Kurvatur är inte med i modelleringen i detta arbete istället har miljövariabeln lutning, som kurvaturberäkningar baseras på, tagits med. Utöver dessa användes även temperatur. Temperatur påverkar fekunditet och tillväxt hos tånglaken samtidigt som för höga sommartemperaturer kan leda till minskade bestånd (Pörtner *et al.*, 2001; Brodte *et al.*, 2006).

2.1 Data från provfisken

Sediment, vegetation, musslor, siktdjup och djup är prediktionsvariabler som är hämtade från projektet BONUS INSPIRE. Även data för responsvariabeln, förekomst av tånglake, är hämtade från samma projekt.

Till detta arbete har data om tånglakens närvaro/frånvaro hämtats från 251 av BONUS INSPIREs provfiskestationer runt om i Östersjön (Figur 1). Provfiskestationerna är uppdelade på elva transekter (A-K) i sju olika länder. Varje transekt består av 15-25 provfiskestationer som är fördelade på olika djup. Generellt är provfiskestationerna fördelade så att det är 5 stycken inom varje djupstratum (5m, 10 m, 20 m, 50 m och 70 m) men det varierar något för varje transekt. Data som har använts i detta arbete kommer från provfisken utförda mellan mars och maj 2014. Provfisket har skett med utökade nordiska kustöversiktsnät, med maskstorlekar från 6,25 mm upp till 75 mm. Mätning av hydrografiska variabler med CTD-sond har skett på nio av de elva transekterna. På övriga stationer har temperatur och djup mätts manuellt (Ojaveer *et al.*, 2014).



Figur 1. 251 provfiskestationer från BONUS INSPIRE fördelat på elva, A-K, transekter runt om i Östersjön

Vid GAM-modelleringen användes djup uppmätt vid provstationer med undantag från transekt B där djupet endast mättes på fyra av de 21 provfiskestationerna. För övriga stationer användes djupdata från ett rasterskikt från projektet BALANCE (Al-Hamdani & Reker, 2007). Bortsett från det uppmätta djupet så har inte data från CTD och inte heller den manuellt uppmätta temperaturen använts i GAM-modelleringen då dessa data inte fanns tillgängliga för alla transekter. Uppmätt siktdjup användes vid modellering för transekterna F, G, H, I, J och K (samma transekter där filmmaterial används).

Prediktionsvariablerna sediment, vegetation och musslor togs fram för de provstationer där filmmaterial var tillgängligt. Detta gjordes genom videotolkning av bottenfilmerna. Bottensubstratet delades in i sex olika klasser baserat på kornstorlek: silt och lera (<0,06 mm), sand (0,06-2 mm), grus (2-60 mm), sten (60-600 mm), block (>600 mm) och stenhäll. Under videotolkningen bedömdes hur många procent av botten som tillhörde respektive klass. Bedömning utgick ifrån hela videon och tillsammans skulle alla få ett värde på 100 procent. För att få fram prediktionsvari-

abeln vegetation bedömdes hur många procent av botten som var täckt av vegetation. Som vegetation räknades alla större fastsittande alger och kärleväxter. Den sista prediktionsvariabeln som utlästes från filmerna var förekomsten av blåmusslor, *Mytilus trossulus*. Även i detta fall skattades procent av ytan som täcktes av musslor.

Filmer av botten fanns tillgängliga från sex av transekterna och inte alla provstationer på varje transekt. För transekt J har fem stycken filmer från 2015 använts som komplettering för stationer som saknade filmer från 2014. För de djupaste provstationer (ca 70 m) som saknade bottenfilmer extrapolerades värden från stationer på samma djup, vilket innebar att bottensubstratet blev silt och lera och ingen förekomst av varken musslor eller vegetation.

Tabell 1. *Sammanfattning av antalet provstationer per transekt, vilka transekter som hör till vilka länder, antalet stationer där djup har mätts och antalet videotolkningar som gjorts på respektive transekt, samt i vilken månad provfiske ägde rum. Värden inom parentes är antalet videotolkningar när inte filmer från 2015 (5 st) är medräknade och inte heller de värden som har antagits för provfiskestationer på 70m (3st).*

Land	Transekt	Antal provstationer	Antal station där djup mätts	Antal videotolkningar	Provfiske i månad
Estland	A	25	25	0	5
Lettland	B	21	4	0	5
Polen	C	25	25	0	4
	D	25	25	0	4
Tyskland	E	20	20	0	5
Danmark	F	25	25	6	4
	G	15	15	10	3
	H	25	25	18	4
Sverige	I	20	20	9	5
	J	25	25	25 (17)	5
	K	25	25	25	5
Litauen					
Totalt antal	11	251	234	93 (85)	

2.2 Data från heltäckande rasterskikt

Data för prediktionsvariablerna djup, lutning, sedimentklass, salinitet, botten temperatur och vågexponering har hämtats från rasterskikt som täcker hela Östersjön. Raster för djup, lutning, sedimentklass, salinitet och botten temperatur är alla hämtade från projektet BALANCE (Al-Hamdani & Reker, 2007). Alla rasterskikten från BALANCE utom salinitet var i gridformat med celler på 200m*200m och har skapats utifrån kartor med upplösning som varierar från 600 m till 7 km (Al-Hamdani &

Reker, 2007). Salinitetrastret är i gridformat med celler på 5000m*5000m. Raster-skiktet för sediment är framtaget genom att sammanställa tidigare sedimentkartor, som kommer ifrån olika källor och är framställda med olika metoder till en harmoniserad karta där hela Östersjön är indelade i samma klasser (Al-Hamdani & Reker, 2007). Sedimentkartan består av fem klasser; stenhäll, hårbottenkomplex, sand, hård lera och lera. Rastret för botten temperaturen visar medeltemperaturen under växtsäsongen, april-september och lutningsrastret är baserat på djuplagret (Al-Hamdani & Reker, 2007). Vågexponeringsrastret har tagits fram med en programvara vid namn WaveImpact 1.0, och har beräknats utifrån stryklängd och medelvind i 16 riktningar (Isæus, 2004; Wennberg & Lindblad, 2006). Vågexponeringsrastret har en upplösning på 25m*25m.

För att ta fram data från dessa importerades samtliga raster till ArcMap 10.2.2 i RT90 format. För dessa lager importerades sedan en shapefil med koordinaterna för provstationerna. Med hjälp av verktyget Extract multi values to points kunde värden från samtliga skikt på miljövariabler kopplas till varje provfiskestation. Värdena användes sedan i GAM-modelleringen. En provstation från transekt G och tre från transekt F hamnade utanför rasterskiktet för sediment. För dessa stationer togs värdet för den sedimentklass som hamnade närmast den aktuella stationen.

2.3 Generalized additive modelling (GAM)

Habitatmodelleringen har utförts med hjälp av GAMs som har gjorts i Brodgar (ett användargränssnitt till R). Valet av GAM motiveras av att GAM tillåter större flexibilitet än t.ex. linjär regression vilket är fördelaktigt vid modelleringar av biologiska system (Hastie & Tibshirani, 1986; Guisan *et al.*, 2002). I modelleringen användes binominal fördelning eftersom responsvariabeln förekomst av tånglake är binominalfördelad (förekomst, ej förekomst) och maximalt två frihetsgrader, vilket innebär att de smoothingkurvor som anpassas kan ha en nod.

Baklängesselektion användes för att få fram prediktionsvariablerna, det vill säga i första modellen var samtliga variabler med, och inför nästa analys togs sedan den med högst p-värde bort tills endast signifikanta ($p < 0,05$) prediktionsvariabler kvarstod. Prediktionsvariablerna vågexponering och salinitet logaritmerades innan de användes i modelleringen för att sträva mot normalfördelning av värdena och undvika för stor påverkan av enstaka extremvärden.

Totalt har tio GAM-modeller prövats (tabell 2) och varje modell kördes två gånger; en gång där sedimentvariabeln behandlades som en kontinuerlig variabel och modellerades som en smooth term, och en gång där den behandlades som en nominell variabel. När sedimentvariabeln kom från raster och behandlades som en kontinuerlig variabel bestod den av fem klasser: stenhäll, hårbottenkomplex, sand,

hårdlera och lera. När sediment från raster istället behandlas som en nominal variabel består denna endast av två klasser, en med stenhäll och hårbottenkomplex och en klass med sand, hård lera och lera. När sedimentvariabeln istället kom från film-materialet bestod den kontinuerliga variabeln av de sex klasser som beskrivits tidigare (lera & silt, sand, grus, sten, block och stenhäll) och den nominala delades in i två klasser, mjukbotten och hårbotten, bestående av lera & silt och sand respektive grus, sten, block och stenhäll. Klassning till mjukbotten och hårbotten utgick ifrån nationalencyklopedins definition. Nationalencyklopedin definierar mjukbotten som ”en botten bestående av lera, slam, sand eller likande, dvs. material där partiklarna är så små att de förs åt sidan när djuret flyttar sig.” (Nationalencyklopedin, 2015). Uppdelning till två klasser gjordes för att öka styrkan i analysen.

Första modellen (modell 1) gjordes med heltäckande rasterskikten för lutning, sedimentklass, salinitet, bottentemperatur och vågexponering samt det uppmätta djupet (för transekt B användes även några värden från djuprastret). Efter detta gjordes en modell där bottentemperatur uteslöts (modell 2), en där bottentemperatur och salinitet uteslöts (modell 3), en där salinitet uteslöts (modell 4) samt en där lutning uteslöts (modell 5). De olika prediktionsvariablerna uteslöts ut modellerna för att undersöka om de dolde andra relevanta samband och för att se om detta kunde öka förklaringsgraden (D^2 -värde) hos modellerna. Att köra flera olika modeller med olika ingångsvariabler visar även stabiliteten hos i modellen, blir resultaten helt olika mellan modellerna eller finns ett genomgående mönster.

Tabell 2. Sammanfattning av vilka GAM som har gjorts. Vid X markering har variabeln varit med i modelleringen.

Modell	Sediment från	Behandling av sediment	Siktdjup	Bottentemperatur	Salinitet	Lutning	Djup	Sediment	Vågxponering	Vegetation	Musslor
1	Raster	Kontinuerlig	-	X	X	X	X	X	X	-	-
	Raster	Nominal	-	X	X	X	X	X	X	-	-
2	Raster	Kontinuerlig	-	-	X	X	X	X	X	-	-
	Raster	Nominal	-	-	X	X	X	X	X	-	-
3	Raster	Kontinuerlig	-	-	-	X	X	X	X	-	-
	Raster	Nominal	-	-	-	X	X	X	X	-	-
4	Raster	Kontinuerlig	-	X	-	X	X	X	X	-	-
	Raster	Nominal	-	X	-	X	X	X	X	-	-
5	Raster	Kontinuerlig	-	X	X	-	X	X	X	-	-
	Raster	Nominal	-	X	X	-	X	X	X	-	-
6	Film	Kontinuerlig	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Film	Nominal	X	X	X	X	X	X	X	X	X
7	Film	Kontinuerlig	X	-	X	X	X	X	X	X	X
	Film	Nominal	X	-	X	X	X	X	X	X	X
8	Film	Kontinuerlig	X	-	-	X	X	X	X	X	X
	Film	Nominal	X	-	-	X	X	X	X	X	X
9	Film	Kontinuerlig	X	X	-	X	X	X	X	X	X
	Film	Nominal	X	X	-	X	X	X	X	X	X
10	Film	Kontinuerlig	X	X	X	-	X	X	X	X	X
	Film	Nominal	X	X	X	-	X	X	X	X	X

För de provfiskestationer där prediktionsvariabler från videotolkningen fanns tillgängligt gjordes likt ovan först en GAM (modell 6) med alla heltäckande raster (vågxponering, lutning, salinitet och botten temperatur) och de uppmätta djupen. Utöver dessa variabler inkluderades även vegetation, musslor och siktdjup samt att sediment kom från videotolkningen istället för raster. Därefter gjordes en GAM för modell 7, 8, 9 och 10 analogt med de som gjordes för modell 2,3,4, och 5.

De slutgiltiga modellerna valdes sedan ut baserat på AIC- samt D^2 -värde. AIC är ett värde som tar hänsyn till både modellens förklaringsgrad och hur många variabler modellen innehåller (Akaike, 1974). En enklare modell föredras framför en mer komplicerad modell om förklaringsgraden är snarlik, och ett lågt värde signalerar en bättre modell. D^2 -värde är ett mått på modellens förklaringsgrad. Ju högre D^2

desto bättre förklarar modellen förekomsten (Hastie & Tibshirani, 1986). Prevalensen för modellerna, d.v.s. antalet stationer med förekomst av tånglake, var 0,284 för modellerna med filmmaterial och 0,196 för modellerna med sediment från ett raster.

2.4 Kartprediktioner

Kartprediktionerna har gjorts utifrån de partiella responskurvorna från de slutgiltiga prediktionsvariablerna i GAM. Rasterskikten för de slutliga prediktionsvariablerna klassades om till ettor och nollor. De värden som hade visat sig gynnsamma för tånglaken i responskurvorna, det vill säga de värden som låg över noll, klassificerades som ettor och övriga som nollor. Efter att rasterskikten hade klassas om multiplicerades samtliga lager med varandra. Detta gav en ny karta där områden där samtliga prediktionsvariabler som var gynnsamma fick värde ett och övriga värde noll.

3 Resultat

De slutgiltiga variablerna, det vill säga de variabler som var signifikanta efter baklängesselektionen, varierade mellan de olika modellerna. I tabell 3 nedan visas de slutgiltiga variablerna för respektive modell tillsammans med p-värde, AIC och D^2 .

Tre slutgiltiga modeller valdes ut, en modell baserad på enbart raster variabler och en där även material från filmer använts. De slutgiltiga modellerna blev modell 1 med kontinuerlig fördelning av sediment (AIC=206,05, $D^2=23,6$) samt modell 6 med nominal fördelning av sediment (modell 6b; AIC=101,4, $D^2=19,4$) och kontinuerlig fördelning av sediment (modell 6a; AIC=103,25, $D^2=17,5$). Två modeller valdes ut från modellering med filmmaterial eftersom AIC och D^2 inte skiljer sig avsevärt och det fanns ett intresse i att vidare undersöka om sediment variabeln från filmmaterial kunde användas i denna typ av modellering. För modell 1 blev de slutgiltiga prediktionsvariablerna vågexponering, lutning, sediment, botten temperatur samt salinitet (Tabell 3). I modell 6 med nominalt sediment blev det lutning, botten temperatur samt salinitet och med kontinuerligt sediment blev det sediment, botten temperatur samt salinitet (Tabell 3).

Tabell 3. Alla modellernas signifikanta variabler, p-värde för signifikanta variabler samt AIC och D²-värde för modellen.

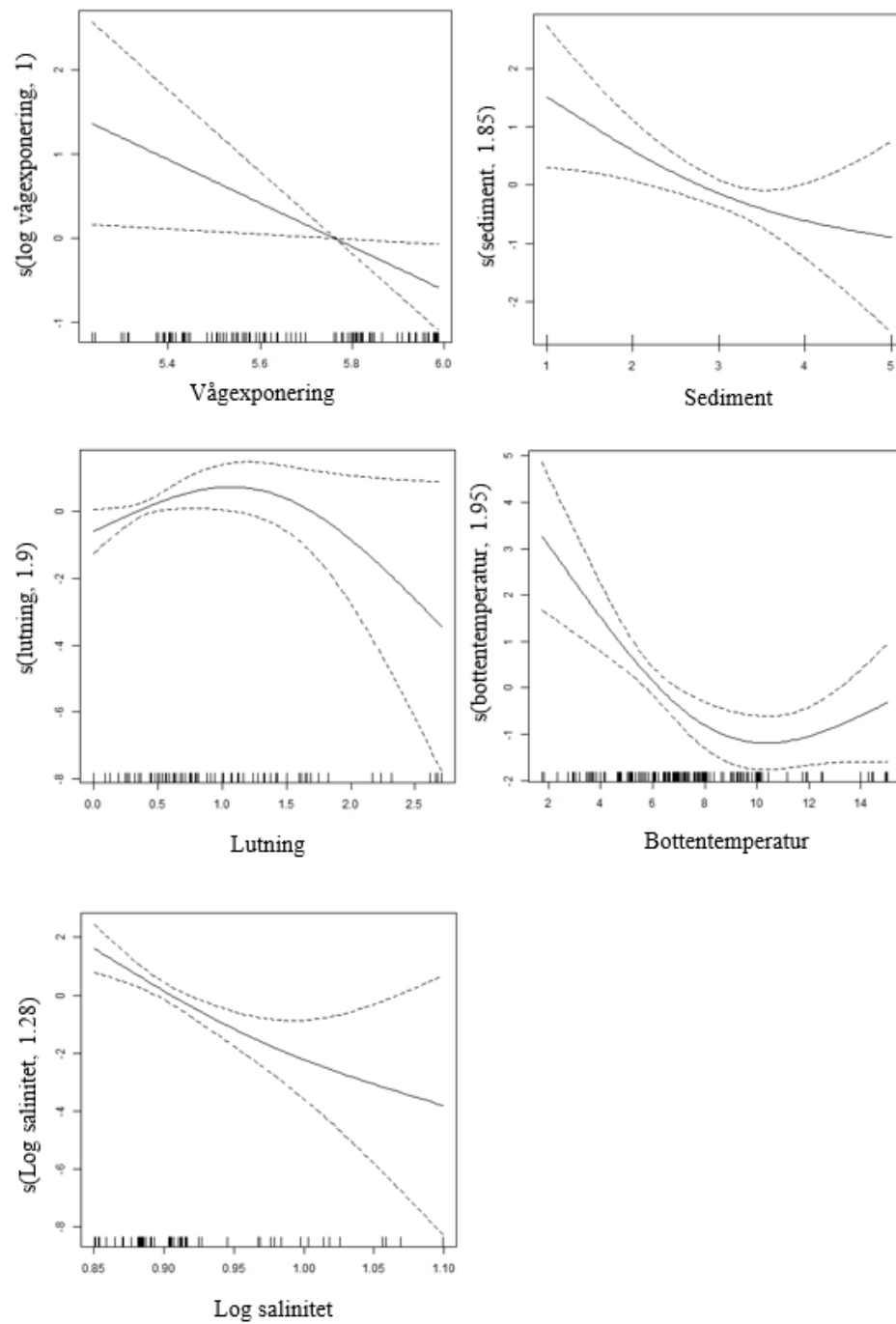
Modell	Sediment från	Behandling av sediment	Slutgiltiga variabler	P-värde	AIC	D ² (%)
1	Raster	Kontinuerlig	Vågexponering	0,023	206,05	23,6
			Lutning	0,049		
			Sediment	0,018		
			Salinitet	0,023		
			Bottentemp.	0,001		
2	Raster	Nominal	Vågexponering	0,001	210,47	20,5
			Lutning	0,001		
			Salinitet	0,001		
			Bottentemp.	0,001		
			Vågexponering	0,001		
Lutning	0,002					
Vågexponering	0,001	226,12	11,8			
Lutning	0,002					
Vågexponering	0,001			221,79	13,6	
Djup	0,002					
Bottentemp.	0,001					
Vågexponering	0,010	210,58	19,9			
Sediment	0,002					
Bottentemp.	0,001					
Salinitet	0,025					
Vågexponering	0,017			212,59	19,7	
Sediment	0,049					
Bottentemp.	0,001					
Salinitet	0,012					
Djup	0,041					
6	Film	Kontinuerlig	Sediment	0,024	103,25	17,5
			Bottentemp.	0,010		
			Salinitet	0,009		
7	Film	Nominal	Lutning	0,025	101,04	19,4
			Bottentemp.	0,034		
			Salinitet	0,016		
7	Film	Kontinuerlig/nominal	Salinitet	0,033	110,69	5,92
8	Film	Kontinuerlig/nominal	Lutning	0,014	105,68	11,9
9	Film	Kontinuerlig/nominal	Lutning	0,014	105,68	11,9
10	Film	Kontinuerlig/nominal	Bottentemp.	0,007	103,04	16,3
			Salinitet	0,003		
			Siktdjup	0,012		

3.1 Partiella responskurvor

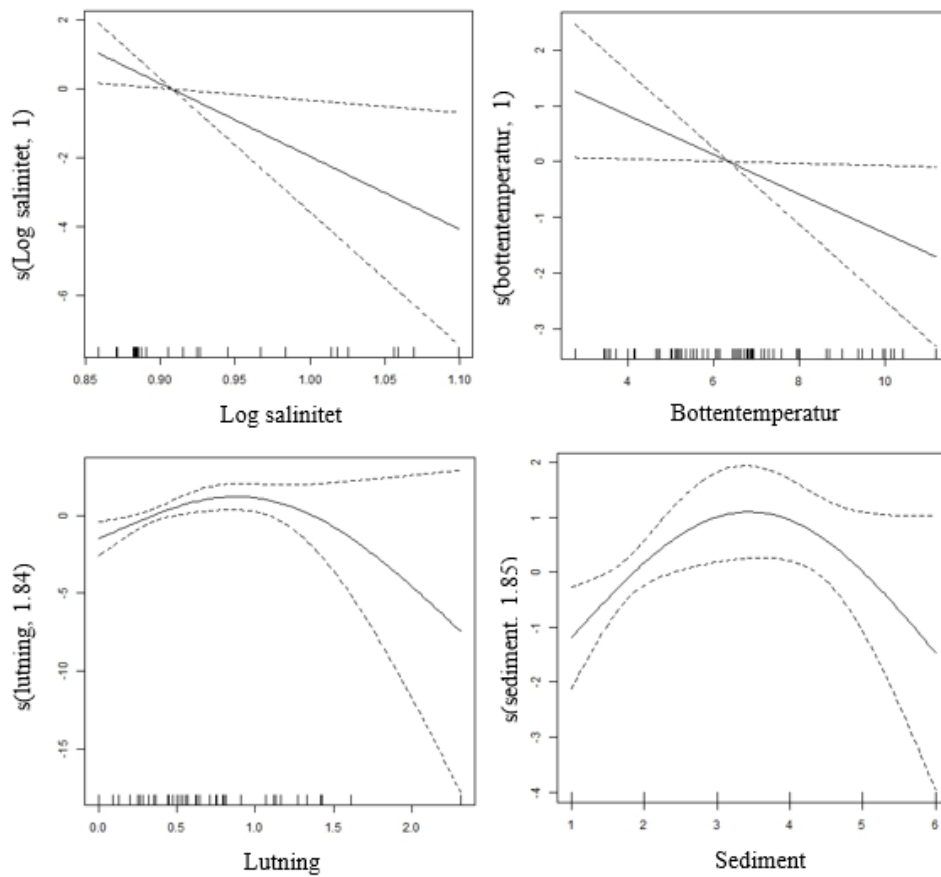
Negativt samband mellan tånglakens förekomst och variablerna salinitet och botten temperatur ses i både modell 1 och modell 6a och b (Figur 2, Figur 3). Inom salinitetsintervaller 7,2-12,6 psu (modell 6) respektive 7,1-12,6 (modell 1) ligger enligt modellerna den gynnsam salinitet för tånglaken på mindre än 7,94 psu (Figur 2, Figur 3). Gynnsam medelbotten temperatur (april-september) är mindre än 6°C respektive 6,5°C enligt modell 1 respektive modell 6, detta utifrån ett intervall på 1,75-15°C för modell 1 och ett på 2,76-11,17°C för modell 6 (Figur 2, Figur 3). Både botten temperatur och salinitet har en stor standardavvikelse i modell 6 vilket innebär att dessa har en stor osäkerhet. Både modell 1 och modell 6b visar även ett samband med lutning. Där man kan se ett positivt samband upp till en lutningsgrad på 0,7-1% varefter det vänder och istället blir en negativ trend (Figur 2, Figur 3). Lutningsintervallet de partiella responskurvorna är gjorda utifrån är 0-2,31 % för modell 6 och 0-2,70 % för modell 1 (Tabell 4). Modell 1 ger ett för tånglaken gynnsamt lutningsintervall på 0,5-1,7 % och modell 6 ger ett intervall på 0,5-1,5 % (Tabell 5). För modell 6b har variabeln lutning en väldigt stor standardavvikelse framför allt vid en lutning över 1,5 % vilket ger dessa värden en stor osäkerhet.

Modell 1 har även vågexponering och sediment som prediktionsvariabler. Sediment har ett negativt samband med förekomst av tånglake, ju finkornigare materialet (högre klass) blir desto mindre förekomst av tånglake (Figur 2). Klass 3 eller lägre klass är gynnsam sedimenttyp för tånglaken (Tabell 5), det vill säga att stenhäll (klass 1), hårbottenkomplex (klass 2) och sand (klass 3) är de sedimenttyper tånglaken föredrar. Även vågexponering har ett negativt samband (Figur 2), tånglaken föredrar att vågexponeringen ligger på en nivå under 630957 m²/s vilket motsvarar klassen exponerat enligt Naturvårdsverkets skala (Tabell 5) (Wennberg & Lindblad, 2006). Modelleringarna baseras på vågexponeringsintervall från 171928 m²/s till 969233 m²/s (Tabell 4). Detta intervall täcker endast klasserna moderat exponerat och exponerat enligt Naturvårdsverkets klassificering. Ingen av de fyra skyddade klasserna täcks och inte heller den mest exponerade klassen (Wennberg & Lindblad, 2006).

Modell 6a har även sediment som en slutgiltig prediktionsvariabel men detta skiljer sig något från prediktionen från modell 1. Enligt modell 6a är sediment klasserna 2-5 gynnsamma, vilket motsvarar en kornstorlek från sand (0,06–2 mm) till block (>600 mm). Denna modell klassar inte stenhäll som gynnsam sedimenttyp vilket avviker från modell 1. Variabeln sediment har för båda modellerna en relativt stor standardavvikelse. För modell 6a är standardavvikelsen som störst i sedimentklass fem vilket motsvarar stenhäll.



Figur 2. Partiella responskurvor för de slutgiltiga prediktionsvariablerna log vågexponering (m^2/s), bottentemperatur ($^{\circ}\text{C}$), log salinitet (psu), lutning (%) och sediment från modell 1. Sediment är uppdelat i klasserna stenhäll (1), hårbottenkomplex (2), sand (3), hård lera (4) och lera (5).



Figur 3. Partiella responskurvor för de slutgiltiga variablerna log salinitet (psu) och bottentemperatur (°C) för modell 6a och 6b samt lutning (%) för modell 6b och sediment för modell 6a. Sediment är uppdelat i klasserna silt & lera (1), sand (2), grus (3), sten (4), block (5) och stenhäll (6).

Tabell 4. Max-värde, min-värde och enhet för de slutgiltiga prediktionsvariablerna

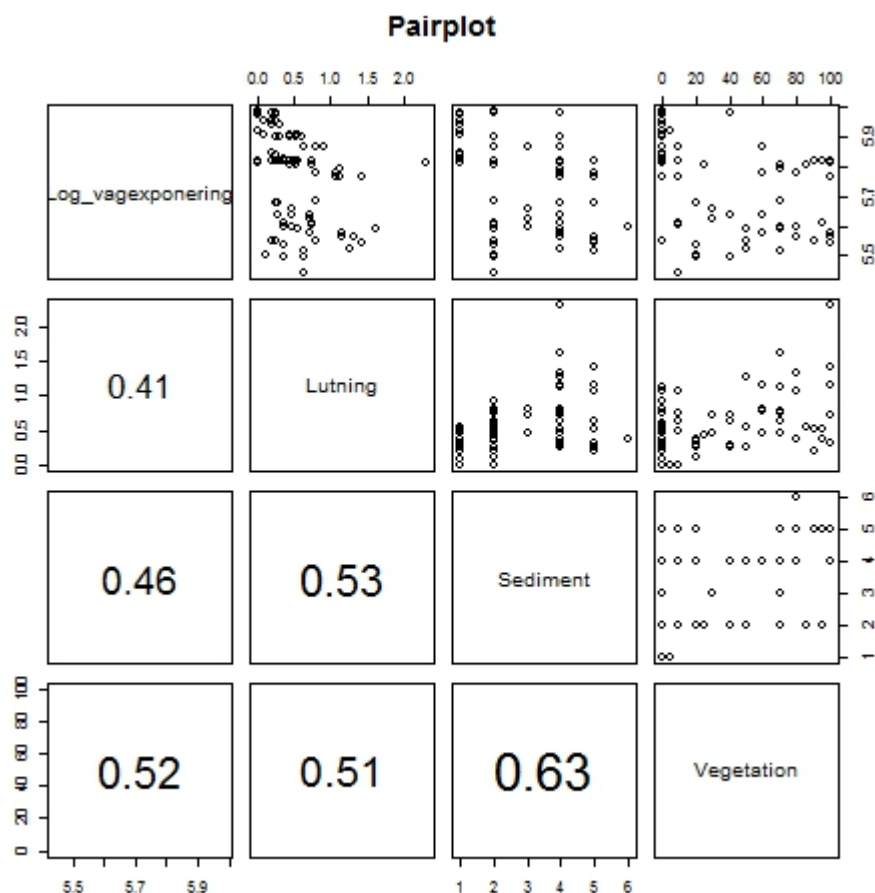
Prediktionsvariabel	Modell med filmmaterial		Modell utan filmmaterial		Enhet
	Min	Max	Min	Max	
Lutning	0	2,31	0	2,70	%
Salinitet	7,22	12,6	7,09	12,6	psu
Bottentemperatur	2,76	11,2	1,76	15	°C
Vågexponering	277000	968000	172000	969000	m ² /s

Tabell 5. Fördelaktiga intervall för förekomst av tånglake för respektive prediktionsvariablerna

Prediktionsvariabel	Tånglakens före- dragna värden enligt habitatmodell 1	Tånglakens före- dragna värden enligt habitatmodell 6	Enhet
Lutning	0,5-1,7	0,5-1,5	%
Salinitet	<7,94	<7,94	psu
Bottentemperatur	<6	<6,5	°C
Vågexponering	<630957	-	m ² /s
Sediment	<3	2-5	-

3.2 Samvariation mellan variabler

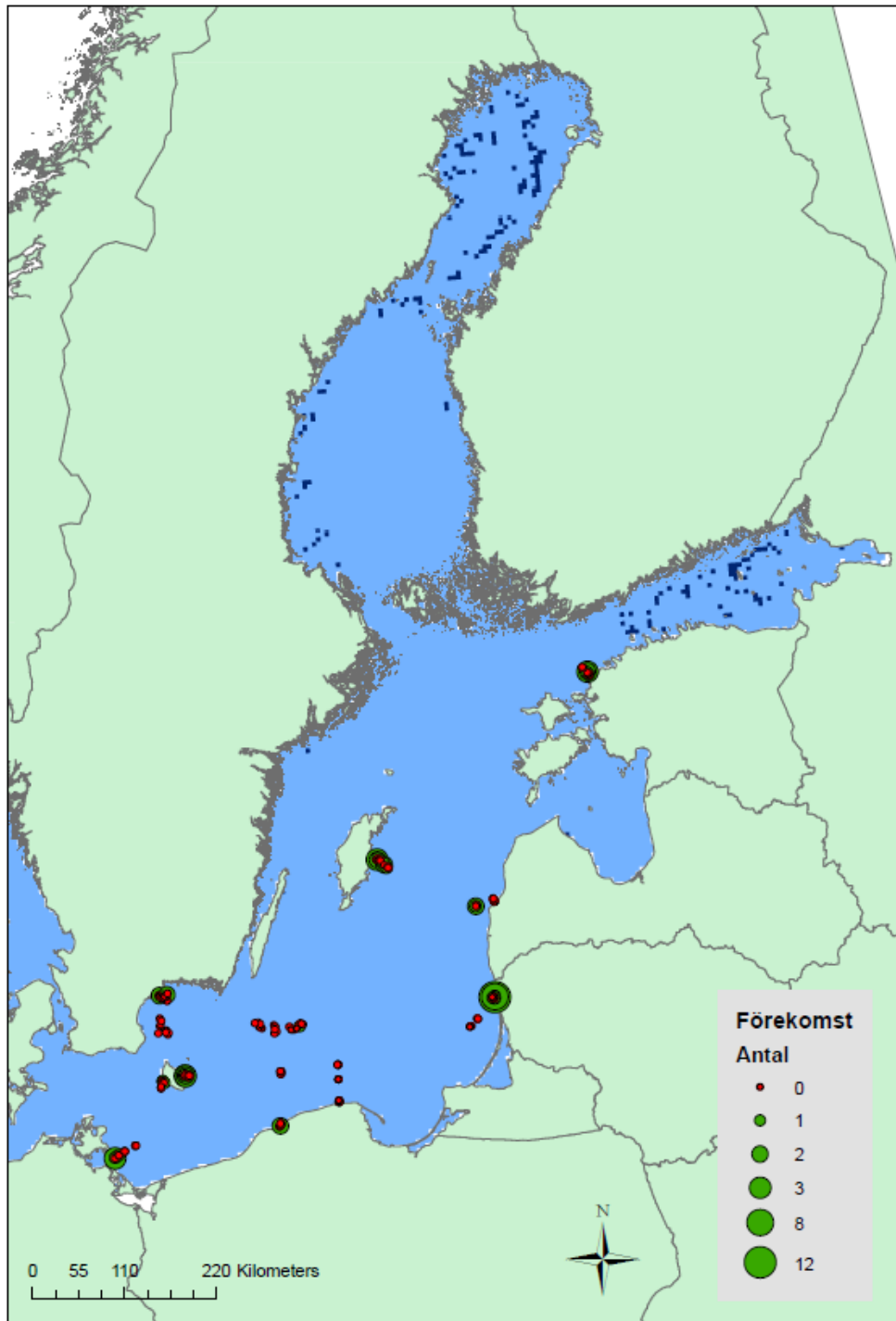
I tidigare studier har lutning och vågexponering visat sig ha ett samband med sediment och vegetation (Duarte & Kalff, 1990; Riis & Hawes, 2003; Wennberg & Lindblad, 2006). Därför gjordes en korrelationsanalys för att se hur variablerna i modellen samvarierade. I korrelationsanalysen (Figur 4) för variablerna vågexponering, lutning, sediment och vegetation från modell 6 kan man se att det i denna modell finns en samvariation mellan dessa variabler. Korrelationskoefficienten är ett mått på styrkan hos de linjära sambandet mellan två variabler (Ulf Olsson *et al.*, 2012). Detta mått sträcker sig från -1 till 1, där 0 motsvarar inget samband, positiva tal ett positivt samband och negativa tal ett negativt samband (Ulf Olsson *et al.*, 2012). Mellan samtliga variabler sågs ett positivt samband. Med ökad vågexponering ser man ökande lutning, grövre sediment och mer vegetation och vice versa. Starkast samband ser vi mellan sediment och vegetation med en korrelationskoefficient på 0,63, vilket innebär att det finns ett relativt starkt samband mellan sedimentets grovlek och täckningsgrad av vegetation.



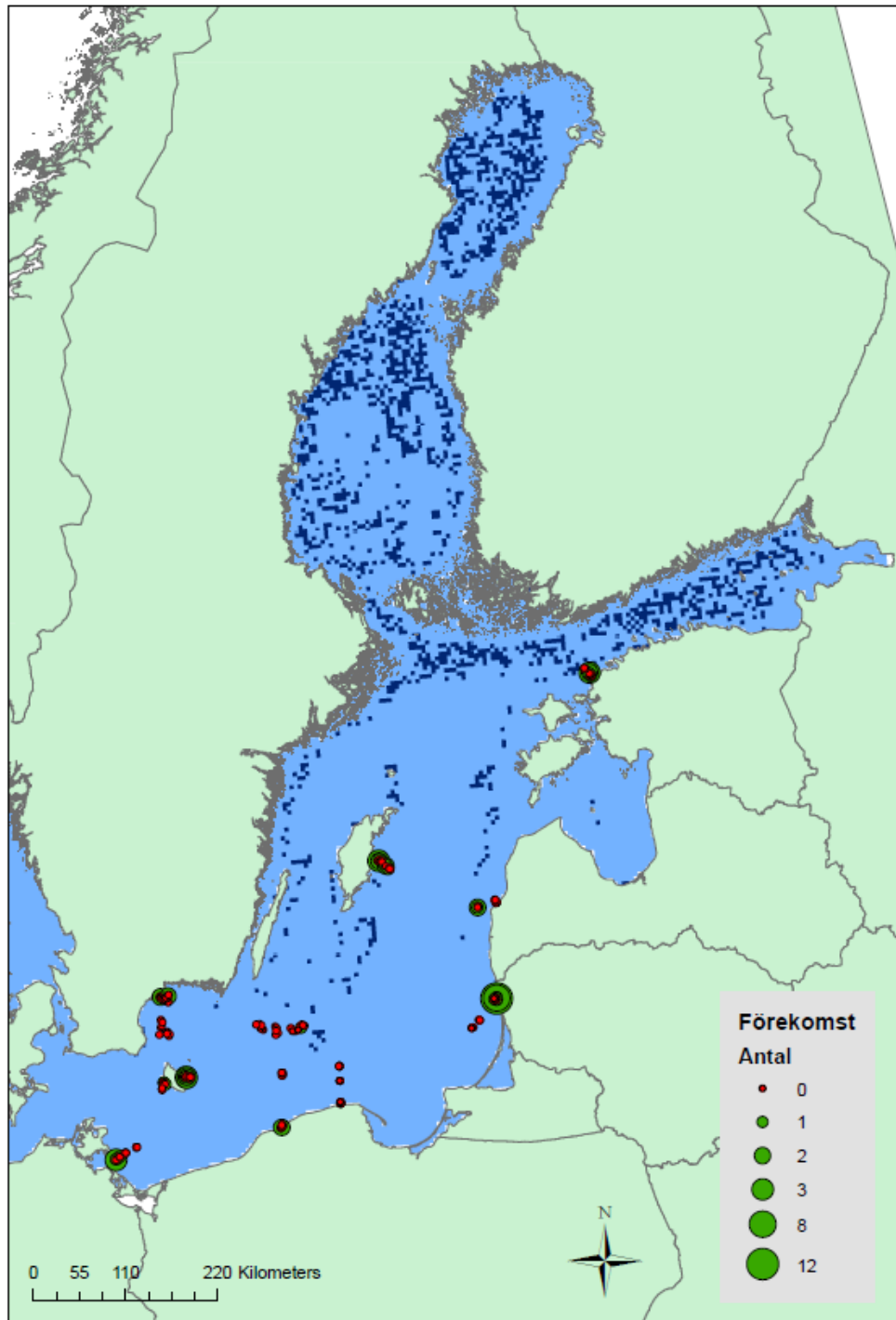
Figur 4. Samvariation hos variablerna log vågexponering, lutning, sediment (sex klasser) och vegetation från modellering där filmmaterial funnits tillgängligt. Siffrorna i figuren visar korrelationskoefficienten.

3.3 Kartprediktioner

Nedan visas kartprediktioner över lämpliga habitat för tånglaken i Östersjön enligt modell 1 och modell 6b (Figur 5, Figur 6). Kartprediktion för modell 6a kunde inte göras eftersom en slutgiltig variabel i denna modell var sediment från filmerna och för denna variabel fanns ingen karta. Kartprediktionerna är baserade på de partiella responskurvorna för de slutgiltiga variablerna i respektive modell. Områdena som är mörkblå är de områden där samtliga slutgiltiga variabler ligger inom ett gynnsamt intervall för tånglaken enligt modellen, det vill säga samma intervall som visas i tabell 5. Kartprediktionerna visar väldigt sparsamt med lämpliga habitat i de södra delarna och dessa områden stämmer för det mesta inte överens med de stationer där tånglake fångats. Vid tolkning kartorna kan man utläsa ett storskaligt mönster som visar högre förekomst av tånglake i norr.



Figur 5. Kartprojektion baserad på enbart raster variabler (modell 1) med de partiella responskurvorna för slutgiltiga prediktionsvariablerna botten temperatur, våg exponering, lutning och salinitet. De mörkblå områdena visar habitat som enligt modellen är gynnsamt för tånglaken. De gröna cirklarna visar stationer med tånglake medan röda prickarna visar de provfiskestationer där ingen tånglake fångades. Bokstäverna representerar namnet på transekterna.



Figur 6. Kartprojektion baserad på de partiella responskurvorna för slutgiltiga prediktionsvariablerna botten temperatur, lutning och salinitet från modell 6. De mörkblå områdena visar habitat som enligt modellen är gynnsamt för tånglake. De gröna cirklarna visar stationer med tånglake medan de röda prickarna visar de provfiskestationer där ingen tånglake fångades. Bokstäverna representerar namnet på transekterna.

4 Diskussion

Vågexponering, en av de slutgiltiga prediktionsvariablerna i modell 1, har sedan tidigare identifierats som en viktig prediktionsvariabel för tånglake (Karlsson, 2009). Habitatmodellen i denna studie visade att tånglaken föredrar habitat där vågexponeringen är lägre än exponerat. Det är även vid denna nivå av exponering som man ser avsaknad av vegetation i grunda områden (Wennberg & Lindblad, 2006). Vågexponering kan även vara en indirekt variabel som kopplar till sedimenttyp eftersom vågexponering har ett negativt samband med sedimentation (Wennberg & Lindblad, 2006). Denna studie täckte in ett relativt litet spann av vågexponering med tanke på att ingen av de skyddade klasserna och inte heller de mest exponerade enligt Naturvårdsverkets rapport täcktes in. I detta arbete har vågexponering ett linjärt negativt samband med förekomst av tånglake. Hade jag haft med även mer skyddade områden kanske detta samband skulle se annorlunda ut. Huruvida tånglaken föredrar skyddade områden eller moderat exponerade områden går till exempel inte att säga utifrån detta arbete.

Vegetation kom inte med i någon av de slutgiltiga modellerna med filmmaterial (modell 6a & b) trots att den tidigare visats väsentlig vid modellering av fiskhabitat (Bergström & Fredriksson, 2009; Florin *et al.*, 2009). Lutning kan dock vara ett indirekt mått på vegetation. Lutning har visat sig påverka vegetations utbredning, täckningsgrad och artrikedom (Duarte & Kalff, 1990; Riis & Hawes, 2003). Viss lutning hindrar sedimentation och gynnar på så vis algutväxt (Wennberg & Lindblad, 2006) och skarp lutning kan leda till att det blir svårt för vegetation att få fäste, till exempel har en avsaknad av blåstång observerats vid lutning skarpare än 78 % (Wennberg & Lindblad, 2006). Även kortvuxna växtsamhällen i Nya Zeeland har visat sig inte förkomma på en lutning större än 12 % (Riis & Hawes, 2003). Enligt habitatmodell 1 och 6b föredrar tånglaken en lutning på 0,5-1,7 % (motsvarar 0,3°-1°) respektive 0,5-1,5 % (motsvarar 0,3°-0,9°). Den övre gränsen enligt dessa modelleringar hamnar markant under de gränser som tidigare sats upp som max lutning för växttyper. Detta tillsammans med att korrelationsanalysen för modellen (Figur 4), som visar ett positivt samband mellan lutning och vegetation, talar emot att den nedgående trenden i den partiella responskurvan kan förklaras med minskad vegetation.

Att vegetation inte är med i de slutgiltiga modellerna med filmmaterial (modell 6) kan bero på att vegetation här behandlades som en enhetlig variabel. Hade man istället delat upp vegetationen i till exempel kärleväxter och alger så kanske denna variabel hade kommit med i slutgiltiga modellen, eftersom tidigare studier visat att tånglaken främst förekommer i områden med alger (Kristoffersson & Oikari, 1975; Sjölin, 2013). Att vegetation inte delades upp i kärleväxter och alger i detta arbete

beror på att kvalitén på många av filmsekvenserna var så pass dålig att det inte gick att avgöra vilken typ av vegetation det var.

Enligt modell 1 gynnas tånglaken av ett sediment som är sand eller grövre. Samma gäller för modell 6a bortsett från kategorin stenhäll som inte är gynnsam i denna modell. Sambandet till grövre sediment styrks av tidigare studier som säger att tånglaken främst förekommer på sand (Hedman *et al.*, 2011). Men även det faktum att tidigare studier visar att tånglaken föredrar att leva i områden med tång och alger stärker prediktionen att tånglaken föredrar hårbottenade sediment, eftersom tång och alger främst förekommer på hårda bottenar (Kristoffersson & Oikari, 1975; Carlén *et al.*, 2009; Sjölin, 2013). En trolig förklaring till att modell 6b inte klassar stenhäll som gynnsamt habitat kan botten i att endast en station tillhörde denna kategori vilket gör att osäkerheten blir väldigt stor, detta återspeglas även i responskurvan (Figur 3). Att sediment inte kommer med som slutgiltig variabel i modell 6b kan beror på uppdelningen av olika sedimenttyperna till två klasser. Där första klassen bestod av lera, silt och sand och andra av grus, sten, block och stenhäll. Hade grupperna istället bestått av en grupp för lera och silt och en grupp för alla grövre sediment är det möjligt att sediment hade visat sig vara en betydande variabel även i denna modell. Att denna gruppindelning kanske varit bättre baseras på det som tidigare framkommit i artiklar, där sandsediment och steniga bottenar har lagts fram som tånglakens val av habitat (Fischer *et al.*, 1992; Hedman *et al.*, 2011).

I tidigare studier har visats att tånglaken undviker temperaturer under fyra grader och över 18 grader (Zakhartsev *et al.*, 2003) och temperatur har betydelse för somatisk tillväxt och fekunditet (Pörtner *et al.*, 2001). Optimal temperatur för somatisk tillväxt ligger på 13-14°C (Fonds, 1989). I denna studie blev gynnsam medelbotten-temperatur (april-september) lägre än 6,5°C vilket ligger inom intervallet för acceptabel temperatur enligt Zakhartsev *et al.* (2003) men under temperaturen för optimal tillväxt. Habitatmodellen hade troligen blivit bättre om jag istället använt max och min temperatur eftersom dessa har visat sig ha större betydelse för arters utbredning (Huntley *et al.*, 2004; Austin, 2007). Redan vid temperaturer över 18°C kan man se en hög dödlighet hos tånglaken, en anledning till förhöjd dödlighet hos tånglake vid högre temperaturer är brist på syre (Zakhartsev *et al.*, 2003). Aerob metabolism börjar minska vid en temperatur över 13-15°C och övergår till anaerob metabolism på en kritisk temperatur på 21-24°C (Dijk *et al.*, 1999; Zakhartsev *et al.*, 2003). Den kritiska temperaturen blir lägre om saliniteten ökar eller om lufttryck minskar (Zakhartsev *et al.*, 2003). Detta kan vara en möjlig förklaring till salinitetens betydelse för tånglakens utbredning. Det skulle vara av intresse att pröva om syrehalt är en betydande variabel i tånglakens habitatval. Tånglaken är väl anpassad till syrefattiga förhållanden. Den kan ta upp syre på en syremättnadsnivå under 5 % samt att den klarar av kortvarig hypoxi (Fischer *et al.*, 1992).

Fluktuerande asymmetri är morfologisk avvikelse från perfekt symmetri som följd av en oförmåga att utvecklas idealt (Valen, 1962). Denna oförmåga bottnar i miljömässig eller genetisk stress och ökar i utkanterna av ett utbredningsområde (Moller, 1995; Lajus *et al.*, 2003). Vid hög salinitet kan man se en högre grad av fluktuerande asymmetri hos tånglaken än vad man ser vid en lägre salinitet (Lajus *et al.*, 2003). Detta talar för att tånglaken föredrar en lägre salinitet (Lajus *et al.*, 2003). Vilket går i linje med prediktionen från de slutgiltiga modellerna.

Bottentemperatur och salinitet har likartade responskurvor i modell 1 och modell 6 (Figur 2, Figur 3). Bottentemperatur har ett linjärt negativt samband för modell 6 och i modell 1 vänder den negativa trenden vid ca 10°C och blir något positiv. Att denna vändning inte ses hos båda modellerna kan bottna i att maxtemperaturen för modell 6 ligger på 11°C och för modell 1 på 15°C. Så en vändning hade kunnat ske även i modell 6 om denna modell hade täckt in högre temperaturer. Även salinitet har ett linjärt negativt samband i modell 6 medan det negativa sambandet i modell 1 planar ut efter ett en salinitet på 8,91 psu (log salinitet 0,95). Responskurvorna för variablerna bottentemperatur och salinitet i modell 6a och 6b visar en stor osäkerhet i och med den stora standardavvikelsen (Figur 3). Trots detta är bottentemperatur och salinitet de prediktionsvariablerna som man utifrån det här arbetet med störst säkerhet kan säga påverkar förekomsten av tånglake. Detta baseras dels på att responskurvorna i modell 1 (Figur 2) visar en relativt låg standardavvikelse för dessa prediktionsvariabler men även att dessa prediktionsvariabler återkommer även som signifikanta variabler i tio av de tolv modeller som kördes med dessa variabler. Att det finns en så stor osäkerhet i modell 6a och 6b för dessa variabler bottnar troligen i det betydligt lägre antal stationer.

Tånglakens känslighet mot en högre bottentemperaturer ger styrka åt teorin om att tånglake populationen kan ha minskat på grund av klimatförändringar. Temperaturen i Egentliga Östersjön har stigit sen 1990-talet (Moksnes *et al.*, 2014). Egentliga Östersjöns ökande temperatur kan ha orsakat mindre mängd habitat som är gynnsamt för tånglaken. En begränsad mängd gynnsamt habitat leder till en mer sårbar population. Enligt de kartprediktioner som har gjorts i detta arbete är mängden gynnsamt habitat väldigt begränsat i de södra delarna av Östersjön och lite mer frekvent förekommande i Bottenviken (Figur 5, Figur 6). Kanske bottnar detta storskaliga mönster i Egentliga Östersjöns temperaturökning. Kartprediktionerna visar på att förekomsten av tånglake är större i Bottenviken, detta stämmer med det som setts vid provfisken på utsjöbankar runt om i Östersjön (Naturvårdsverket, 2010).

Habitatmodellerna i detta arbete hade en låg förklaringsgrad (D^2 -värde), det vill säga modellerna beskriver inte förekomsten av tånglake särskilt bra. Detta antyds även av kartprediktionerna för modell 1 och modell 6b där nästan inga av provstationerna med närvaro av tånglake ligger på ett gynnsamt område (Figur 5, Figur 6).

Den låga förklaringsgraden kan böttna i att en miljövariabel som påverkar tånglakens förekomst inte har tagits med i modelleringen. En av de variabler som kan saknas från modellen är föroreningar. Föroreningar påverkar tånglakens reproduktion och av denna anledning har den tidigare används som bioindikator (Strand *et al.*, 2005; Hedman *et al.*, 2011).

Det är även möjligt att habitatmodellen skulle förbättras om man gjorde om samma studie med filmmaterial från samtliga provfiskestationer samt att man använde sig av uppmätt temperatur och salinitet istället för data från raster. Uppmätt temperatur och salinitet skulle ge en större precision än rastererna som har en upplösning som ligger mellan 600 m och 7 km. I och med att förekomsten av tånglake har visat sig betydligt högre i Bottenviken skulle data från denna del av Östersjön vara av intresse att ha med om man på nytt skulle modellera tånglakens habitatval i Östersjön.

5 Slutsats

Modellerna från detta arbete visar att vågexponering, lutning, salinitet, bottentemperatur och sediment är betydande variabler för förekomsten av tånglake. De variabler som med störst säkerhet kan sägas ha betydelse för tånglakens förekomst är bottentemperatur och salinitet som återkom som signifikanta variabler i tio av de tolv modellerna som inkluderade dessa variabler. Dessa variabler hade även en låg standardavvikelse i modell 1. En bottentemperatur under 6°C, en salinitet under 7,94 psu och en lutning på 0,4-1,7 % är gynnsamt habitat för tånglaken. Den föredrar ett sediment som är sand eller grövre och moderat vågexponering över exponerad. Detta arbete har visat att sediment klassificering utifrån filmsekvenser kan komma till användning i habitatmodellering. För att få bättre förståelse för tånglakens habitatval i Östersjön krävs ytterligare modelleringar. Att täcka ett större område norrut samt att inkludera flera variabler skulle kunna stärka modellens förklaringsgrad. Variabler som skulle vara av intresse att ha med i kommande studier är syrehalt och vegetation uppdelat i alger och kärlväxter. Det hade även varit av intresse att testa ett bredare spann av vågexponering.

Erkännande

The research leading to these results has also received funding from BONUS (INSPIRE project), the joint Baltic Sea research and development programme (Art 185), funded jointly from the European Union's Seventh Framework Programme for Research, Technological Development and Demonstration, and from the Swedish Research Council Formas.

Referenser

- Akaike, H. (1974). A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control*, 19(6), pp 716–723.
- Austin, M. (2007). Species distribution models and ecological theory: A critical assessment and some possible new approaches. *Ecological Modelling*, 200(1–2), pp 1–19.
- Bergek, S., Ma, Q., Vetemaa, M., Franzén, F. & Appelberg, M. (2012). From individuals to populations: Impacts of environmental pollution on natural eelpout populations. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 79, pp 1–12.
- Bergström, U., Bergström, L., Carlén, I., Isæus, M., Sverige. Naturvårdsverket & Vindval (2010). *GIS-baserade metoder för att kartlägga fiskars livsmiljöer i grunda havsområden*. Stockholm: Naturvårdsverket. (Rapport / Naturvårdsverket, 6427). ISBN 9789162064273.
- Bergström, U. & Fredriksson, R. (2009). *Kartläggning av habitat för fisk och kräftdjur vid Vinga*. Öregrund: Fiskeriverkets Kustlaboratorium.
- Brodte, E., Knust, R. & Pörtner, H. O. (2006). Temperature-dependent energy allocation to growth in Antarctic and boreal eelpout (Zoarcidae). *Polar Biology*, 30(1), pp 95–107.
- Carlén, I., Engdahl, A., Isæus, M., Nikolopoulos, A. & Wikström, S. (2009). *Naturtyper på havets botten - baserat på art- och habitat modellering*. Stockholm: Naturvårdsverket. (5987).
- Dijk, P. L. van, Tesch, C., Hardewig, I. & Portner, H. O. (1999). Physiological disturbances at critically high temperatures: a comparison between stenothermal antarctic and eurythermal temperate eelpouts (Zoarcidae). *Journal of Experimental Biology*, 202(24), pp 3611–3621.
- Draganik, B. & Kuczynski, J. (1993). Spatial distribution of the flounder and viviparous eelpout in the inshore waters of the Gulf of Gdansk. *ICES CM 1993/J* [online], 13. Available from: http://www.ices.dk/sites/pub/CM%20Documents/1993/J/1993_J13.pdf. [Accessed 2015-04-27].
- Duarte, C. M. & Kalf, J. (1990). Patterns in the Submerged Macrophyte Biomass of Lakes and the Importance of the Scale of Analysis in the Interpretation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47(2), pp 357–363.
- Fischer, P., Rademacher, K. & Kils, U. (1992). In situ investigations on the respiration and behaviour of the eelpout *Zoarces viviparus* under short-term hypoxia. *Marine ecology progress series*, 1992(88), pp 181–184.
- Florin, A.-B., Sundblad, G. & Bergström, U. (2009). Characterisation of juvenile flatfish habitats in the Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 82(2), pp 294–300.
- Fonds, M. (1989). *Metabolism, Food Consumption, Growth and Food Conversion of Shorthorn Sculpin (Myoxocephalus Scorpius) and Eelpout (Zoarces Viviparus)*.
- Guisan, A., Edwards Jr, T. C. & Hastie, T. (2002). Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling*, 157(2–3), pp 89–100.

- Gärdenfors, U. (2010). *Rödlistade arter i Sverige 2010 - The 2010 Red List of Swedish Species*. Uppsala: Artdatabanken, SLU.
- Al-Hamdani, Z. & Reker, J. (2007). *Towards marine landscapes in the Baltic Sea*. [online]. (BALANCE interim report; 10).
- Hastie, T. & Tibshirani, R. (1986). Generalized Additive Models. *Statistical Science*, 1(3), pp 297–310.
- Hedman, J. E., Rüdél, H., Gercken, J., Bergek, S., Strand, J., Quack, M., Appelberg, M., Förlin, L., Tuvikene, A. & Bignert, A. (2011). Eelpout (*Zoarces viviparus*) in marine environmental monitoring. *Marine Pollution Bulletin*, 62(10), pp 2015–2029.
- HELCOM (2013). *HELCOM Red List of Baltic Sea species in danger of becoming extinct*. Helsinki Commission. (Baltic Sea Environment Proceedings; 140).
- HELCOM (2013). Species information sheet - *Zoarces viviparus*. Available from: <http://helcom.fi/Red%20List%20Species%20Information%20Sheet/HELCOM%20Red%20List%20Zoarces%20viviparus.pdf>. [Accessed 2015-05-28].
- HELCOM (2015). *Manual for Marine Monitoring in the COMBINE Programme of HELCOM*.
- Huntley, B., Green, R. E., Collingham, Y. C., Hill, J. K., Willis, S. G., Bartlein, P. J., Cramer, W., Hagemaijer, W. J. M. & Thomas, C. J. (2004). The performance of models relating species geographical distributions to climate is independent of trophic level. *Ecology Letters*, (7), pp 417–426.
- Isæus, M. (2004). *Factors structuring Fucus communities at open and complex coastlines in the Baltic Sea*. Diss. Stockholm University.
- Karlsson, M. (2009). *Fish and crustacean habitat modelling on the Swedish west coast - what factors regulate species distribution?*. Diss. Lund universitet.
- Kristoffersson, R. & Oikari, A. (1975). Notes on the biology of the eel-pout, *Zoarces viviparus* (L.), in the brackish water of Tvärminne, Gulf of Finland. *Annales Zoologici Fennici*, 12(2), pp 143–147.
- Lajus, D., Knust, R. & Brix, O. (2003). Fluctuating asymmetry and other parameters of morphological variation of eelpout *Zoarces viviparus* (Zoaridae, Teleostei) from different parts of its distributional range. (88), pp 247–260 (Sarsia).
- Moksnes, P., Albersson, J., Hansen, J., Nilson, J., Rolff, C. & Havsmiljöinstitutet (2014). *Havet 2013/2014 - Havsmiljöns tillstånd ur miljömålsperspektiv*.
- Moller, A. P. (1995). Patterns of Fluctuating Asymmetry in Sexual Ornaments of Birds from Marginal and Central Populations. *The American Naturalist*, 145(2), pp 316–327.
- Nationalencyklopedin (2015). Mjukbotten. *Nationencyklopedin*. Available from: www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/lång/mjukbotten. [Accessed 2015-05-29].
- Naturvårdsverket (2010). *Undersökning av utsjöbankar - Inventering, modellering och naturvärdesbedömning*. Bromma. (6385).
- Ojaveer, H., Eero, M. & Lankov, A. (2004). Microevolution of eelpout, *Zoarces viviparus*, in the Baltic Sea. *Proceedings of the Estonia Academy of Sciences, Biology and Ecology*. p 98. Estonian Academy Publishers.

- Ojaveer, H., Neuenfeldt, S., Casini, M., Möllmann, C., Aro, E., Blenckner, T., Florin, A.-B., Hinrichsen, H.-H., Horbovy, J., Kininmoth, S., Kornilovs, G., Lehmann, A., Luzencyk, A., Moll, D., Möller, K. O., Polte, P., Radtke, K., Raid, T. & Ustup, D. (2014). *Intergrating workshop report WSI*. (7.1).
- OSPAR (2007). *JAMP Guidelines for General Biological Effects Monitoring*. (1997-7).
- Pörtner, H. O., Berdal, B., Blust, R., Brix, O., Colosimo, A., De Wachter, B., Giuliani, A., Johansen, T., Fischer, T., Knust, R., Lannig, G., Naevdal, G., Nedenes, A., Nyhammer, G., Sartoris, F. J., Serendero, I., Sirabella, P., Thorkildsen, S. & Zakhartsev, M. (2001). Climate induced temperature effects on growth performance, fecundity and recruitment in marine fish: developing a hypothesis for cause and effect relationships in Atlantic cod (*Gadus morhua*) and common eelpout (*Zoarces viviparus*). *Continental Shelf Research*, 21(18–19), pp 1975–1997 (European Land-Ocean Interaction).
- Riis, T. & Hawes, I. (2003). Effect of wave exposure on vegetation abundance, richness and depth distribution of shallow water plants in a New Zealand lake. *Freshwater Biology*, 48(1), pp 75–87.
- Simonsen, V. & Strand, J. (2010). Genetic variation of *Zoarces viviparus*: six populations revisited after about 35 years. *Hereditas*, 147(6), pp 250–255.
- Sjölin (2013). *Kalmar läns kustvattenkommitté - sammanfattande rapport av recipientkontrollen i Kalmar läns kustvatten 2013*. Toxicon AB.
- Strand, J., Andersen, L., Dahllöf, I. & Korsgaard, B. (2005). Impaired larval development in broods of eelpout (*Zoarces viviparus*) in Danish coastal waters. *Fish Physiology and Biochemistry*, 30(1), pp 37–46.
- The INSPIRE project*. [online] (2014-05-26) (<http://www.bonus-inspire.org>). Available from: <http://www.bonus-inspire.org/>. [Accessed 2015-05-10].
- Thrush, S. F. & Dayton, P. K. (2010). What Can Ecology Contribute to Ecosystem-Based Management? *Annual Review of Marine Science*, 2(1), pp 419–441.
- Ulf Olsson, Jan-Eric Englund & Ulla Engstrand (2012). *Biometri - grundläggande biologisk statistik*. 1:7. ed Lund: Studentlitteratur AB.
- Valen, L. V. (1962). A Study of Fluctuating Asymmetry. *Evolution*, 16(2), pp 125–142.
- Wennberg, S. & Lindblad, C. (2006). *Sammanställning och analys av kustnära undervattensmiljö*. Naturvårdsverket. (5591).
- Zakhartsev, M. V., Wachter, B. D., Sartoris, F. J., Pörtner, H. O. & Blust, R. (2003). Thermal physiology of the common eelpout (*Zoarces viviparus*). *Journal of Comparative Physiology B*, 173(5), pp 365–378.