
RAPPORT UTFORMNING AV STRANDFODRINGAR

KRISTIANSTADS KOMMUN

Utredning strandfodring Kristianstad

UPPDRAGSNUMMER 30022522



2021-05-18

SWECO SVERIGE AB
MALMÖ KUST OCH VATTENDRAG

OLOF PERSSON
ORIO JOHANSSON
EMANUEL SCHMIDT
CAROLINE HALLIN

Uppdragsledare
Handläggare
Handläggare
Granskare

Innehållsförteckning

1	Inledning	3
1.1	Tidigare studier i området	4
1.2	Sandstränder som kustskydd	5
2	Teori	6
2.1	Sedimenttransport	6
2.1.1	Kustparallell sedimenttransport	6
2.1.2	Kustvinkelrät sedimenttransport	7
2.1.3	Stigande havsnivåer	7
2.2	Strandfodring	7
2.2.1	Utvinning från marin sandtäkt	8
2.2.2	Närbelägna täktområden	9
2.3	Principer för design av konstgjorda stränder	10
3	Utredningsmetodik	11
3.1	Vågmodellering	11
3.2	Sedimenttransport	11
3.2.1	Vegetationslinjeanalys	11
3.2.2	Kustvinkelrät sedimenttransport	12
3.3	Påverkan av havsnivåhöjning	12
3.4	Kornstorlekar	12
3.5	Beräknad livslängd	13
4	Lokala förutsättningar	13
4.1	Södra Tället	13
4.1.1	Våglimat	14
4.1.2	Topografi och batymetri	14
4.1.3	Maringeologi	16
4.1.4	Erosion och stabilitet	17
4.2	Södra Äspet	20
4.2.1	Våglimat	20
4.2.2	Topografi och batymetri	21
4.2.3	Maringeologi	22
4.2.4	Erosion och stabilitet	23
5	Åtgärdsförslag	24
5.1	Södra Tället	25
5.1.1	Tället A	26

5.1.2	Täppet B	27
5.2	Södra Äspet	29
5.2.1	Äspet A	29
5.2.2	Äspet B	30
5.2.3	Äspet C	32
5.3	Kostnadsuppskattning	33
5.3.1	Sandutvinning och strandfodring	33
5.3.2	Tillståndsprocesser	33
5.4	Sammanvägd bedömning och kostnadsuppskattning	34
6	Generell påverkan på naturmiljön vid marin sandutvinning och strandfodring	36
6.1	Strandfodring	36
6.2	Sandutvinning	37
6.2.1	Direkt påverkan	38
6.2.2	Indirekt påverkan	38
6.2.3	Återhämtning	39
7	Juridiska förutsättningar	40
8	Sammanfattning	42
9	Referenser	42

1 Inledning

Erosion längs sydsvenska och skånska kuster är ett utbrett och växande problem för kustsamhällena och kommer kräva skyddsåtgärder på både kort och lång sikt. Erosion i sig är ett naturligt och dynamiskt fenomen, men problem uppstår då bebyggelse och mänskliga intressen är belägna på mark som hotas av erosion.

För att minska riskerna med erosion och öka attraktiviteten av kustremsan önskar Kristianstads kommun utreda möjligheterna för att förstärka stränderna vid områdena Tället och Äspet (*Figur 1-1*) genom strandfodring. Denna utredning syftar till att beskriva förutsättningarna, optimal design samt grova kostnadsuppskattningar för fodring av sandstränder vid lokalerna. Fodringsåtgärderna som föreslås syftar främst till att beskriva behovet för att upprätthålla stränderna inom tidsperspektivet 10 år från anläggandet.



Figur 1-1 Översiktskarta över de två utredda lokalerna (Karta från Länsstyrelsen Skåne).

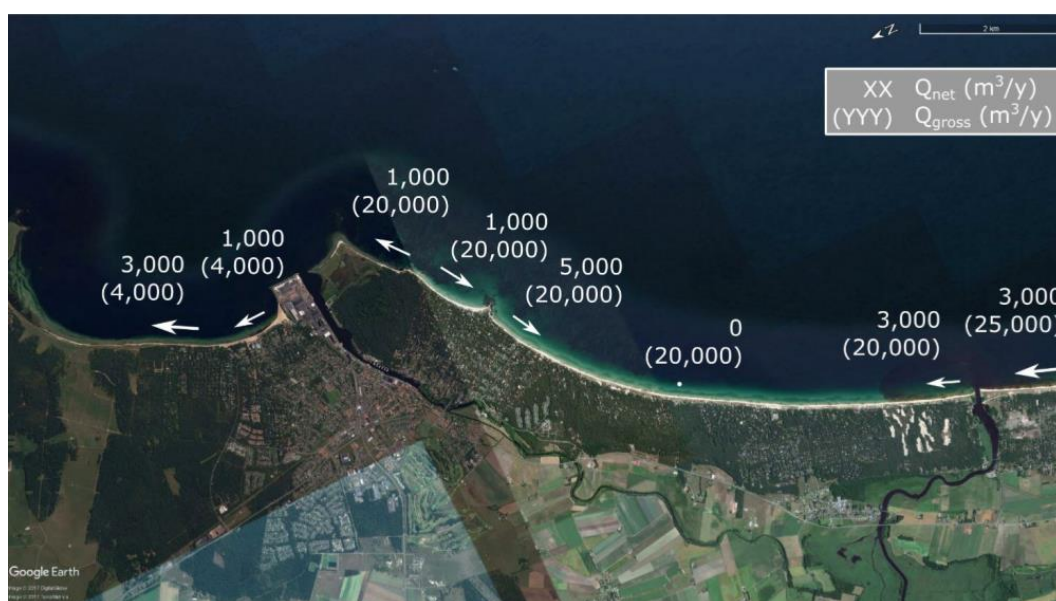
1.1 Tidigare studier i området

Konsultföretaget DHI gjorde 2018 en utredning över Kristianstad kommuns kust, på uppdrag av Kristianstad kommun (DHI, 2018). Utredningen pekar på att kustens geografiska orientering för sträckan norr om Täppet är nära i balans med det lokala vågklimatet, det vill säga den huvudsakliga vågriktningen. Följden blir en relativt låg sedimenttransport i närområdet och en relativt stabil kustlinje över tid. Undantaget är den så kallade Evenemangsstranden vid Åhus hamn där kustens utformning har förändrats

genom strandfodring. Delar av detta område är skyddat med stenskoning, och områdena invid stenskoningen är mer erosionsdrabbade.

Utredningen visar även en tydlig variation av den kustparallella transporten under året, vilket återspeglas av starkare vindar under höst- och vintersäsongerna. Den huvudsakliga sedimenttransporten bedöms ske cirka 80 m utanför strandlinjen.

För Äspet uppskattas det att strandlinjen är instabil och backar årligen. Både nettotransporten och bruttotransporten är högre än för Tjället. Längre söderut återfinns en konvergenspunkt där nettotransporten är noll och ackumulation sker (*Figur 1-2*).



Figur 1-2 Översiktlig bild över DHI:s beräknade sedimenttransport (DHI, 2018).

1.2 Sandstränder som kustskydd

I föreliggande utredning presenteras förslag på utformningar av strandfodringar som syftar till att utgöra en del av ett framtida kustskydd och klimatanpassning av Kristianstads kommun. Strandfodring är internationellt sett en frekvent använd metod för att, ofta i kombination med andra typer av skydd, öka motståndskraften mot översvämning för kustnära bebyggelse och infrastruktur. I många länder, tex USA och Nederländerna, är det den föredragna kustskyddsmetoden då de negativa konsekvenserna av strandfodring generellt anses vara lägre än för andra kustskyddsmetoder.

Tillskapandet av ett bredare strandplan kan effektivt och på lång sikt bidra till att dämpa infallande vågor närmast landområdet och därmed reducera ytterligare dynerosion. Strandfodringar kan även vara en viktig delkomponent i att minska risken för översvämning från havssidan, tillsammans med andra översvämningsskydd som verkar på andra fronter. Vid dimensionering av andra översvämningsskydd bakom stranden, kan

dessa byggnas med en lägre krönhöjd ifall mer vågenergi bryts över ett bredare strandplan.

En strandfodring motverkar även negativa nedströmseffekter i form av ökad erosion som hårda skydd ofta medför, eftersom strandens naturliga funktion och dynamik upprätthålls. Metoden skapar förutsättningar för naturmiljön att utvecklas samtidigt som möjligheterna för rekreation i kustområdet bibehålls eller förbättras.

2 Teori

2.1 Sedimenttransport

Den huvudsakliga sedimenttransporten vid sandstränder sker i ett område närmast kusten som ofta benämns den aktiva strandprofilen. Denna zon definieras som avståndet mellan vegetationslinjen mellan stranden och dynen och ut till det vattendjup där vågorna har kapacitet att förändra bottenens läge genom sedimenttransport (Hallin et al., 2017).

När man talar om sedimenttransport i kustnära miljöer brukar man skilja på två typer av transport; *kustparallell sedimenttransport* och *kustvinkelrät sedimenttransport*.

2.1.1 Kustparallell sedimenttransport

Kustparallell sedimenttransport beskriver den transport av sediment som sker parallellt med stranden, vilken kan omfördela sediment längs med en kuststräcka. Denna transport drivs av vågor som faller in med en vinkel mot kusten som genererar kustparallella strömmar. Om det finns en gradient i den kustparallella transporten, dvs om transporten ökar eller minskar längs ett kustavsnitt, kan detta ge upphov till erosion respektive ackumulation av sand. Gradienten kan bero på en kustparallell variation av våghöjd eller vågriktning i förhållande till kustlinjens orientering. Den kustparallella transporten sker huvudsakligen inom brytzone¹ och begränsas ibland av naturliga eller mänskligt skapade hinder såsom uddar, vågbrytare eller hamnar.

Vid återskapande eller utformning av en ny strand genom strandfodring är det av stor vikt att utreda sedimenttransportens lokala dynamik, så att den sand som läggs ut i största möjliga mån förblir på önskad plats eller sprids till närliggande strandavsnitt där den gör nytta. När mängden tillgängligt sediment ökas genom strandfodring ska det även säkerställas att ökad sedimenttransport inte leder till nedströmsproblem som exempelvis igensandning av hamnar och försämrade förutsättningar för lokal flora och fauna. Ytterligare ett användbart begrepp inom sedimenttransport är strandens jämviktsprofil, vilket syftar till den strandprofil (i vertikalled) som naturen utifrån lokala dess förutsättningar strävar efter att uppnå. Jämviktsprofilen för en strand kan uppskattas av det lokala vågklimatet och kornstorleken hos sedimentet, och är en viktig parameter att beakta vid stranddesign.

¹ Kustområdet inom vilket brytning av vågor sker.

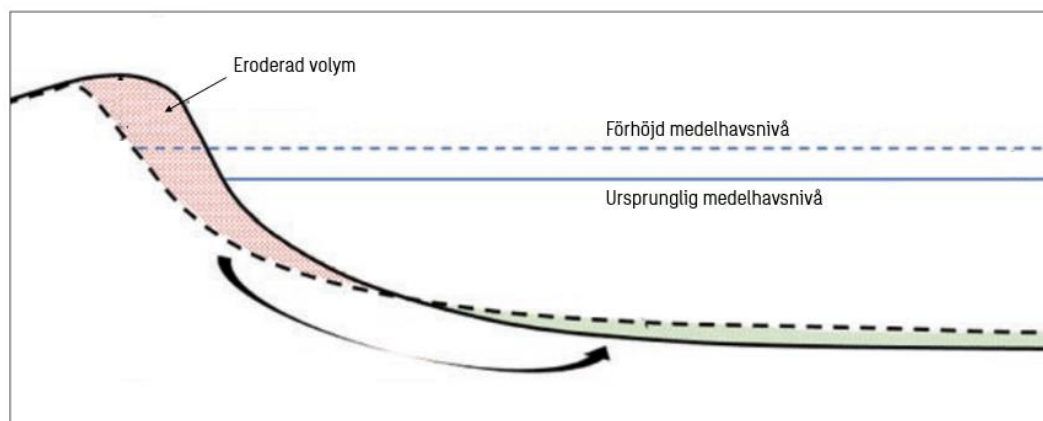
2.1.2 Kustvinkelrät sedimenttransport

Kustvinkelrät sedimenttransport drivs av vågor och strömmar och medför en omfördelning av sediment utmed strandens aktiva profil. Vid stormar och höga vattenstånd eroderas ofta strand och sanddyner och sediment transporteras ut i vattnet där det deponeras i form av revlar. Under lugnare förhållanden kan strand och dyner återuppbyggas, även om denna process generellt tar betydligt längre tid än erosionsförloppet i samband med storm. Det bör även poängteras att sand kan förflyttas utanför den aktiva profilen under extrema stormar, och räknas därmed som förlorat sediment som inte kommer att kunna återföras till stranden på naturlig väg.

2.1.3 Stigande havsnivåer

En annan process, som visserligen drivs av kustvinkelrät transport, men på en annan tidsskala är stigande medelvattennivåer. När medelvattenytan stiger kommer sediment att omfördelas inom strandområdet. Den sand som utgör strandplan och dyner eroderas och förflyttas ut till djupare delar av stranden, vilket illustreras i Figur 2-1. I takt med att vattnet stiger ytterligare hamnar det förflyttade sedimentet utanför den aktiva profilen och "går förlorat". I områden med bebyggelse och infrastruktur nära kusten kan strandplan och dyner komma att minska, vilket brukar refereras som "coastal squeeze".

Stigande havsnivåer leder alltså på sikt till att stränder och dyner anpassar sig efter ett förändrat klimat, vilket kan leda till kronisk erosion och att kustlinjen successivt förflyttas in över land.



Figur 2-1 Schematiserad bild över sandstränders förändring till följd av stigande havsnivåer. Den röda volymen av sand representerar den eroderade volymen, vilken omfördelas till området markerat i grönt.

2.2 Strandfodring

Vid strandfodring tillförs sand till stranden, vilket motverkar stranderosion och bromsar strandlinjen från att backa. Vid initial restaurering av stranden bör den ur ett erosionsperspektiv anläggas så nära jämviktsriktningen som möjligt för att minska

behovet av sandpåfyllnad. Jämviktsriktningen är den riktning som ger noll resulterande kustparallell sedimenttransport. Teoretiskt sett är jämviktsriktningen lika med medelriktningen av infallande vågor av en sådan storlek att de mobiliserar sedimentet, men i realiteten är detta en förenkling då vågornas höjd också är av stor betydelse.

Naturligt förekommande sandtransportprocesser är svåra att förhindra helt, vilket medför att den tillförda sanden delvis fungerar som ett slitlager, som måste underhållas genom att ny sand tillförs när "gammal" tillförd sand transporterats iväg av de naturligt förekommande sandtransportprocesserna. Det ska sägas att dessa processer inte heller är önskvärda att förändra, då nedströms erosion och andra effekter då kan öka.

Tiden som kan tillåtas mellan två strandfodringar bestäms av:

- Mängden sand som läggs ut per fodringstillfälle
- Kornstorleken på sanden
- Det lokala våg- och strömklimatet
- Fodringsmetoden

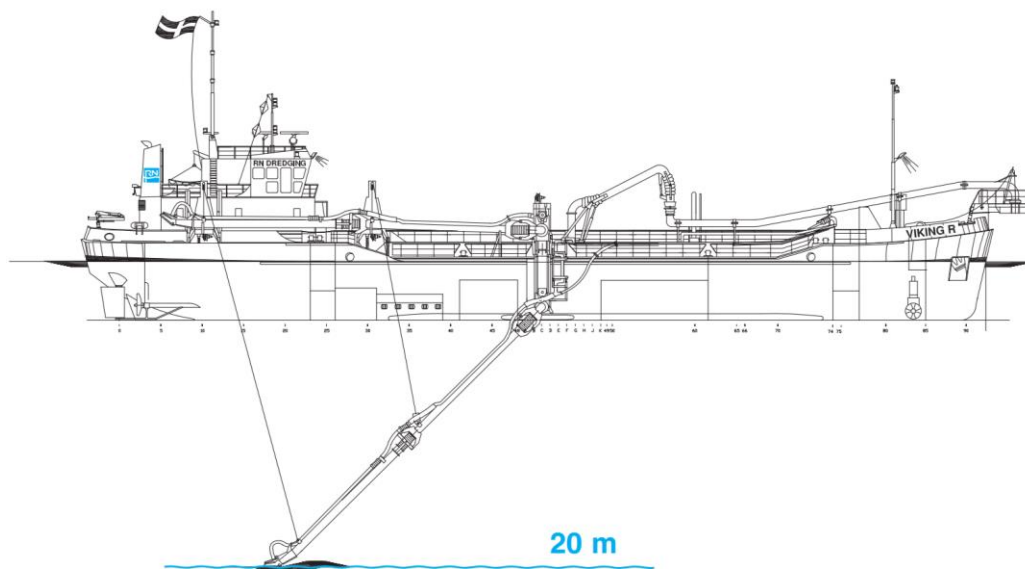
Den optimala sanden för strandfodring är av samma, eller något grövre kornstorlek än den i området naturligt förekommande sanden. För grova fraktioner i sanden kan dock armera strandytan och förhindra vindburen sedimenttransport till dynerna, vilket kan vara negativt om dynuppbbyggnad är önskvärt. Andelen finmaterial, grus och snäckskal ska vara så litet som möjligt, helst under 3%. Eventuellt finmaterial spolats bort från stranden relativt fort, och blir därmed en förlorad sandvolym som verksamhetsutövaren ändå måste betala för vid genomförandet av strandfodringen. Helst ska sanden huvudsakligen vara välsorterad, eftersom sådan sand upplevs som mer sandstrandslik än osorterad sand. Sandens färg har både estetisk betydelse och påverkar hur besökare upplever stranden efter genomförd åtgärd, liksom betydelse för flora och fauna på stranden. En mörkare sand än den ursprungliga resulterar exempelvis i att mikroklimatet på stranden blir varmare, vilket kan missgynna ursprungliga arter på stranden (Mangor et al., 2017).

2.2.1 Utvinning från marin sandtäkt

Marina sandtäkter är att föredra framför landtäkter eftersom transportkostnader och miljöpåverkan generellt sett blir lägre. För att möjliggöra strandfodring som kustskydds- metod krävs tillgång till utvinnbar sand. Det är att föredra om sand kan utvinnas i strandfodringsområdets närhet, då detta minskar kostnaderna för strandfodringen samt minskar transporterens negativa miljöpåverkan. Förutom att sanden ska finnas i tillräcklig kvantitet måste även sanden vara av rätt kvalitet för ändamålet, främst med avseende på kornstorleksfördelning och färg.

Sandutvinningsverksamhet till havs bedrivs vanligen genom så kallad sandsugning. Normalt sett utnyttjas sticksugs- eller släpsugsteknik för sanduttag. Vid sticksugning suges sanden upp med en stillastående sticksug som förs ned i sanden likt ett sugrör. Sticksugning innebär att en relativt djup krater bildas. Släpsugning kan liknas vid en dammsugare som transporteras fram längs botten. Vid släpsugning dras ett mudderrör längs

botten och ett jämnt lager sand sugts upp och efterlämnar cirka 1 – 3 m breda och upp till 0,5 m djupa spår i havsbotten. Genom att utnyttjas denna teknik tas ett jämnt lager sand bort längs stråk. I Figur 2-2 visas ett exempel på hur släpmuddringsfartyg kan se ut.



Figur 2-2 Principskiss av släpmuddringsfartyg.

Utläggning av sand på strandplan kan ske med två olika metoder. Vid djup över 5 m i anslutning till fodringsplatsen kan sanden sprutas ut över den mest kustnära delen av stranden, varefter vågverkan kan fördela sanden längs strandprofilen. Vid grundare djup eller vid behov av fodring längre upp på strandplanet (till exempel dynfodring) krävs anläggning av en ledning från fartyget och upp på strandplanet. Ledningens mynning flyttas allt eftersom strandplanet uppnår önskad bredd.

2.2.2 Närbelägna täktområden

En potentiell marin sandtäkt är Sandhammar bank, belägen söder om Sandhammaren, där Ystads kommun historiskt hämtat sand för strandfodring (Sweco, 2013). Kostnadsuppskattningar och delvis val av kornstorlek har baserats på att sand kommer att hämtas från denna Täkt.

Utöver Sandhammar bank har SGU identifierat ett antal potentiella marina sandtäkter i Södra Sverige, varav några i Hanöbuktens närområde. Många av dessa är dock relativt små och ligger inom olika former av skyddsområden (Natura 2000, riksintresse etc.), vilket gör tillståndsprocessen mer omfattande. Delar av vattenområdena utgör även militära områden, varvid bottenkarteringar kan vara svåra att få tillgång till och utövande av täktverksamhet begränsad (SGU, 2017). För små kompletterande utfyllnader är muddringsmassor från närbelägna hamnar även en potentiell sandkälla. Dessa behöver dock kontrolleras för föroreningar och lämplighet av form och färg på sanden.

En möjlig täkt som har pekats ut av SGU är Klippbanken, belägen några mil söder om Karlskrona (SGU, 2017). Avståndet till denna är uppskattningsvis något kortare än Sandhammar bank, men besparingarna i transportkostnader behöver vägas mot de ytterligare undersökningar i maringeologi och -biologi som kommer behöva genomföras.

2.3 Principer för design av konstgjorda stränder

Design- och konstruktionsprinciper för en optimal konstgjord strand bygger på erfarenheter från liknande konstgjorda stränder (Ystad Sandskog, Amager Strandpark, Søndre Strand) samt på riktlinjer i *Shoreline Management Guidelines* (Mangor et al., 2017). Sammanfattningsvis kan följande kriterier anses vara av störst vikt:

1. Stranden bör vara rimligt exponerad för vågor för att upprätthålla en god strandkvalitet. Vågexponeringen leder till att sanden hålls i rörelse och att avlagring av fint sediment minimeras.
2. Stranden ska ur ett erosionsperspektiv vara stabil. Detta uppnås genom att bygga stranden i jämviktsriktningen, det vill säga den riktning som ger noll resulterande kustparallell sedimenttransport.
3. Strandplanets höjdsättning bör planeras till en sådan nivå att våguppspolning medför rensning av hela strandens profil under "årliga" högvatten. En för låg höjdsättning kan medföra oönskad sandflykt medan en för hög strand inte möjliggör naturlig urtvättning av finsediment.
4. Sanden som används till utfyllnaden ska vara välsorterad marin sand med lågt innehåll av organiskt material. Sanden ska ha en mediankornstorlek på mellan 0,25 och 0,5 mm.

Riktlinjer i *Shoreline Management Guidelines* av Mangor et al. (2017) rekommenderar att en artificiellt skapad strand bör ha en aktiv strandprofil² ut till 2 m djup för att botten inte ska bli sumpig. I ett liknande projekt i Køge, Danmark har utfyllnaden dock begränsats till omkring 1 m djup. Detta liknar den nederländska metoden som presenteras i *Beach nourishment: theory and practice* (Dean, 2003), där det föreslås att fodringar kan göras ut till cirka 1 m djup om man lägger till en osäkerhetsmarginal på upp till 40%.

I föreliggande projekt har volymen av fodringsutformningarna beräknats antingen ut till det djup då jämviktsprofilen för strandfodringen och den aktuella profilen korsar varandra, eller att fodringsprofilen uppgår till -1,5 m. Till denna volym har sedan 20% adderats som osäkerhetsmarginal. Marginalen läggs till för att kompensera för förluster som uppstår vid utläggningen och till följd av förluster i ändarna av fodringen.

För att tillgodose god strandkvalitet av strandplanet behöver en lämplig höjd definieras. En för låg höjdsättning kan medföra att erosionspotentialen ökar medan en för hög nivå

² Aktiv strandprofil innebär den del av strandprofilen där vågor kan omfördela sediment och "tvätta ur" finsediment.

kan leda till att finsediment ansamlas på strandplanet. Ett onaturligt högt strandplan kan även sänka attraktiviteten av stranden. Strandplanets höjd har i föreliggande utredning bestämts relativt den nivå som dagens dynfot ligger på för respektive område.

3 Utredningsmetodik

Föreliggande utredning av utformning av strandfodringar baseras främst på analys av tidigare genomförda mätningar och resultat från följande material:

Vågklimatet utanför kusten analyseras med avseende på riktning och våghöjder och kopplas till beräknade sedimenttransportsvolymer. Djupkarteringar över området (Persson et al., 2016) tillsammans med uppskattade transportvolymer, och historiska strandutformningar används för att skapa förslag på optimala strandutformningar. Förslagen sätts även i perspektiv till stigande havsnivåer och ökat sedimentbehov.

Nedan beskrivs ytterligare analyser som genomförts för att komplettera tillhandahållna data och information.

3.1 Vågmodellering

Vid bedömning av såväl sedimenttransport som risk för erosionsskador i samband med stormar är en grundstomme i utredningsarbetet att kartlägga det lokala vågklimatet utanför kusten. Lunds tekniska högskola tog under 2020 i samverkan med SGI fram en regional vågmodell som täcker södra Östersjön, Öresund, Kattegatt och Skagerack (SGU, 2021). Modellen är upprättad i programvaran SWAN, vilket är en av de mest frekvent använda vågmodellerna inom kusthydraulikstudier. Modellen är en så kallad spektral vågmodell och har framgångsrikt kalibrerats och validerats mot ett antal vågbojar inom det geografiska område den täcker. Som underlag för vågmodellen har vinddata från ECMWF mellan åren 1979 – 2019 nyttjats för att återskapa vågklimatet under samma tidsperiod. Denna data utgör ett bra underlag för vågklimatet utanför kusten men för analyser i strandnära områden behöver hänsyn tas till de fysikaliska fenomen som omformar vågor på grunt vatten.

3.2 Sedimenttransport

3.2.1 Vegetationslinjeanalys

Längre tidsserier av inmätta strandprofiler saknas, varvid en analys av vegetationslinjens förflyttning har utförts. Bedömningen av vegetationslinjens förändring grundar sig på totalt 9 flygfotografier tagna mellan åren 2004 och 2020.

Vegetationslinjen är en frekvent använd markör för erosion och används med fördel framför själva strandlinjen. Den senare kan varasvårare att urskilja från flygfotografier, är beroende av rådande vattenstånd vid fotograferingstillfället och uppvisar ofta större årstidsvariationer.

Vegetationslinjerna har därefter använts för att utvärdera strandens erosionstakt över tid. Med hjälp av programvaran *DSAS* (Himmelstoss *et al.*, 2018) har en årlig förändringstakt av stranden beräknats i täta transekter (5 m) längs med studieområdet.

3.2.2 Kustvinkelrät sedimenttransport

I kustvinkelrät riktning beräknas det område inom vilket sediment kan antas omfördelas till följd av våginducerade strömmar. Djupet där vågverkan avtar benämns *konvergensdjup* d_c , och beräknas enligt nedan (Hallermeier, 1978):

$$d_c = 2.28H_{S,12h/y} - 68.5 \frac{H_{S,12h/y}^2}{gT_s^2}$$

där g är tyngdaccelerationen, $H_{S,12h/y}$ motsvarar den våghöjd som statistiskt motsvarar våghöjden som överskrider 12 timmar årligen och T_s tillhörande vågperiod.

3.3 Påverkan av havsnivåhöjning

Som tidigare nämnts leder en stigande medelvattenyta till att sandstränder förflyttas inåt land. För att förtydliga storleksordningen av denna process har översiktliga beräkningar av den volym sand som kan förväntas erodera utförts enligt den metodik som presenteras i Hallin *et al.* (2017).

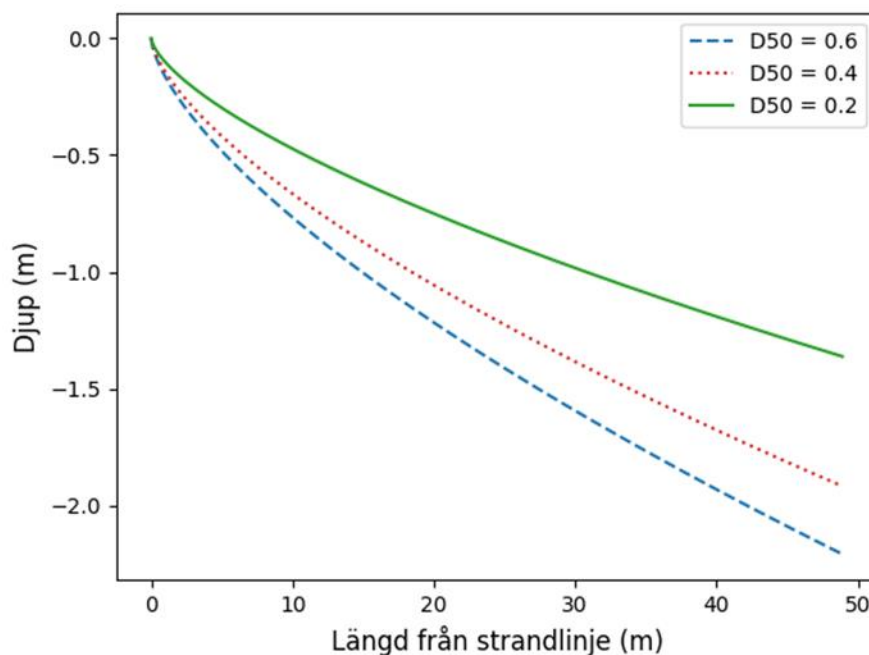
Hallin *et al.* (2017) beräknade sandbehovet för Skånes sydkustkommuner fram till år 2100, om kommunerna önskar stävja erosion orsakad av medelvattenytans höjning genom strandfodring. Studiens metodik bygger på analys av flygfotografier, vågmodellering, höjddata (både på land och i vatten) och beräkningsmodeller för konceptuell strandjämvikt. Metodiken i studien bygger på Bruuns lag, vilken beskriver sandstränders respons på en stigande medelvattenyta. Det är en kraftigt förenklad metod som bygger på ett flertal antaganden. Bland annat antas att strandprofilens geometri är konstant över tid i förhållande till medelvattenytan och att hela strandprofilen består av sand med homogen kornstorlek. För en mer ingående beskrivning av de teoretiska beräkningsmodellerna hänvisas läsaren till rapporten "*Sandbehov för att motverka stranderosion utmed Skånes sydkust under perioden 2017 - 2020*" (Hallin *et al.*, 2017).

3.4 Kornstorlekar

Kornstorleken vid både Tället och Äspet verkar utifrån djupkarteringarnas strandprofiler vara cirka 0,3 mm. Tället har av SGU klassats som att ha stora delar finsand ($D_{50} < 0,2$ mm), och Äspet något grövre, vilket bör undersökas vidare. För de utformningar som presenteras i denna rapport har kornstorleken 0,3 mm använts som designstorlek, dels då den passar profilerna, dels för att kornfraktionen vid närmsta välkända täkt (Sandhammar bank) har områden med denna kornstorlek.

Ett grövre sediment ger upphov till en brantare jämviktsprofil vilket även resulterar i ökad vågexponering av strandplanet, samtidigt som sedimenten är mindre erosionsbenägna till följd av den högre massan. I Figur 3-1 visas ett teoretiskt exempel på jämviktsprofiler med varierande kornstorlek, framtagna i enlighet med formler av Dean (2002). Figuren

visar skillnaden i jämviktsprofiler för tre stränder med 0,2 mm, 0,4 mm respektive 0,6 mm i kornstorlek (D_{50}). Från figuren går det att utläsa att finsand ger upphov till en betydligt flackare lutning av stranden medan grövre sand ger en strand som blir djupare på betydligt kortare avstånd från kustlinjen.



Figur 3-1 *Djupprofiler för tre kornstorlekar (angivna i mm), enligt Dean's jämviktsprofil (Dean & Dalrymple, 2002).*

3.5 Beräknad livslängd

Med livslängd avses tiden till dess att all sand som lagt ut vid fodringstillfället har transporterats bort. Uppskattningen inkluderar erosion till följd av medelvattenytans stigning enligt RCP 8,5 uträknat med metoden enligt Hallin et al., 2018, och bakgrundserosionen enligt uppskattade årliga värden.

4 Lokala förutsättningar

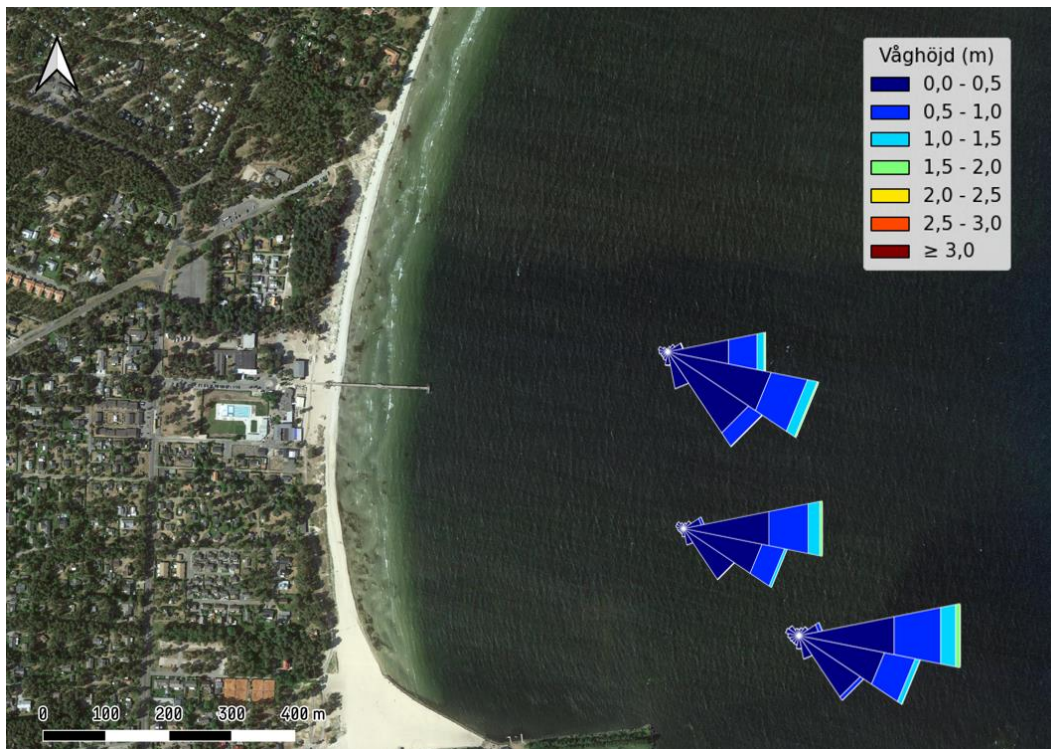
Nedan presenteras de generella lokala hydrologiska och morfologiska förutsättningarna för att strandfodra vid Tället och Äspet. Samtliga höjder anges i RH2000 om inget annat anges.

4.1 Södra Tället

Platsen karaktäriseras av en konstgjord strand, med stenskonig och endast ett fåtal naturligt bildade element. Stranden som kallas Evenemangsstranden stod klar 2008. Närmiljön är urban och anpassad för badturism.

4.1.1 Vågklimat

Den förhärskande vågriktningen utanför Södra Tället är ost till ost-sydost. De största vågorna kommer från ost och har en våghöjd som uppgår till 2 m, vid 5 m vattendjup (Figur 4-1). I förhållande till strandorienteringen är infallsvinkeln något sned, vilket får stor betydelse för sedimenttransporten eftersom denna till stor del drivs av den infallande vågvinkeln.

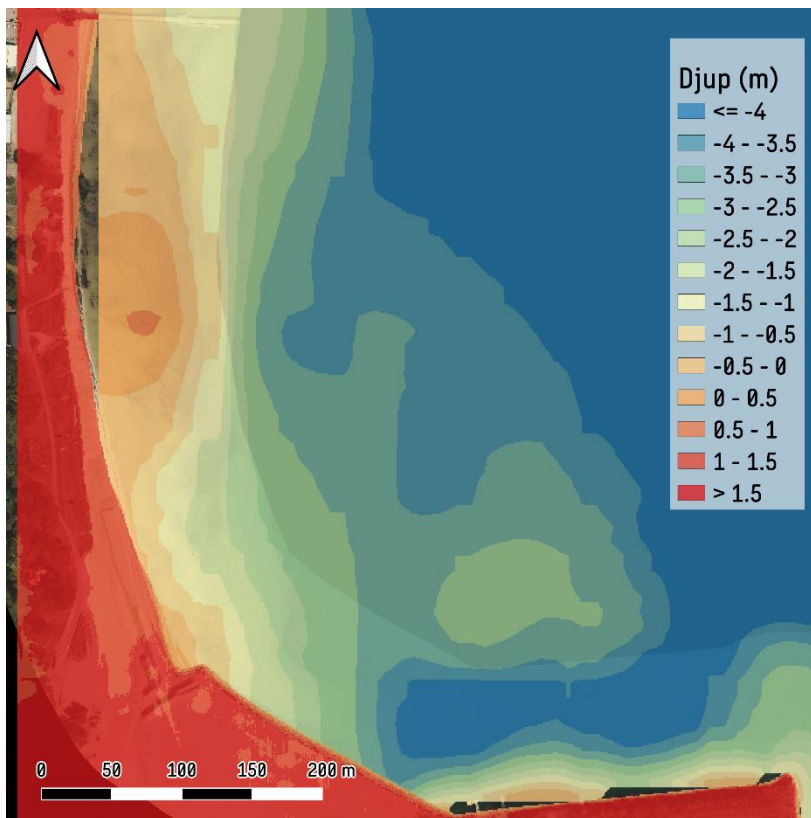


Figur 4-1 Medelvågklimat utanför Södra Tället. Dataunderlag: SGU, 2021.

4.1.2 Topografi och batymetri

Djupförhållandena, eller batymetri, utanför Södra Tället har karterats före anläggningen av Evenemangsstranden (Persson et al., 2016). Detta medför att djupförhållandena inte överensstämmer med aktuella förhållanden och djupet utanför dagens stenskonig blir en grov uppskattning. För att kunna genomföra en volymuppskattning för föreslagna strandfodringar har djupkarteringen interpolerats med Lantmäteriets höjddmodell laserdata skog (2018) i SCALGO (som inkluderar Evenemangsstrandens topografi). Där stenskoningen och Evenemangsstranden idag ligger har djupen överlagrats av terrängmodellen. Djupen blir således relativt stora vid stenskoningen, men kan ändå anses acceptabla. Sannolikt har stenskoningen gjort att djupet direkt framför densamma har ökat genom ökade strömningshastigheter och urgröpfung från brytande vågor. Strömdynamiken kring stenskoningen behöver tas i åtanke vid utformning av strandfodring.

Det som kan sägas generellt är att kusten norröver karaktäriseras av ett grunt (<1 m) revel-område som sträcker sig cirka 100 m ut från strandlinjen (Figur 4-2). Ett djupområde finns längs norra hamnpiren, där djupet uppgår till strax över 4,5 m.



Figur 4-2 Översikt över batymetrin och topografin utanför Södra Tället (Persson et al., 2018; Lantmäteriet, 2018).

I den norra änden av stranden observerades erosionskanter vid ett fältbesök (Figur 4-3) som sannolikt tyder på att dagens strand är i obalans med resterande strandprofil.



Figur 4-3 *Erosionskanter i direkt anslutning till stenskoningen vid Evenemangsstranden (Bild: Sweco, 2020).*

4.1.3 Maringeologi

Ytsubstratet utanför den mest strandnära delen av Tället består mestadels av finsand (kornstorlek 0,06 – 0,2 mm). Cirka 100 – 150 m ut övergår botten till sand, grus och sten (Figur 4-4).



Figur 4-4 Maringeologi, ytsubstrat kartlagt av SGU.

4.1.4 Erosion och stabilitet

Då Evenemangsstranden redan idag både strandfodras och är försedd med en stenskoning är värdet av en historisk vegetationslinjeanalys högst begränsad ur ett analytiskt perspektiv. Den av DHI beräknade erosionen i området är cirka 1 000 m³/år i nordlig riktning. I ett parallellt uppdrag åt Fortifikationsverket har Sweco beräknat den kustparallella transporten i delar av Hanöbukten, där södra Tället inkluderats. Enligt dessa beräkningar uppgår transporten till cirka 2 000 m³/år i nordlig riktning.

Utifrån tidigare fodringar (Tabell 4-1) verkar transporten vara något högre. Stenskoningen påverkar sedimenttransporten och bidrar sannolikt till den ökade transporten, något som modellerna inte tar hänsyn till. Stenskonings orientering är troligen en bidragande faktor till den kroniska erosionen. Sett utifrån medelvågklimatet blir vinkeln mellan infallande vågor och konstruktionen nära 45 grader, vilket är den vinkel som ger upphov till störst sedimenttransport. I direkt anslutning till stenskoningen antas därför att erosionsvolymerna uppgår till volymen av utlagt sediment.

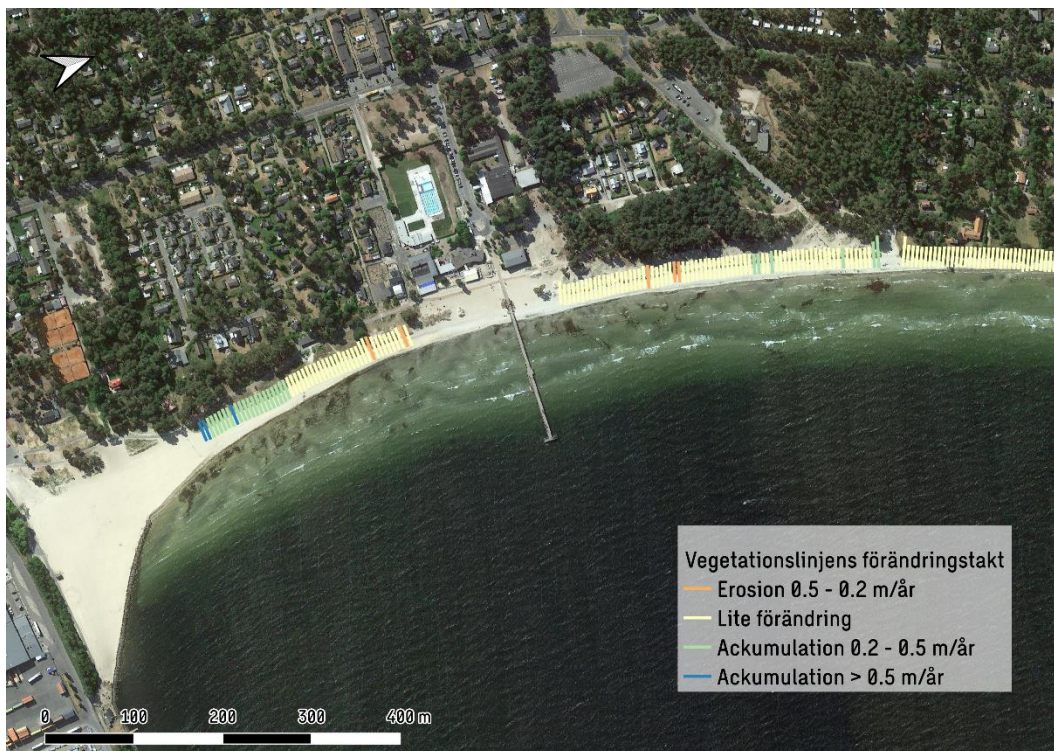
Tabell 4-1 Historiskt utlagd sand vid södra Tället från terrester täkt.

Utlagd sand (m3)	
2016	3,706

2017	2,902
2018	2,627
2019	2,420
2020	2,138

I kustvinkelrät riktning kan det förväntas att sediment omfördelar sig ut till ett maximalt djup av 4,5 m, beräknat utifrån vågklimatet. Denna gräns ligger cirka 450 – 500 m ut från strandlinjen och således är det en stor yta längs kusten på vilken sediment kan omfördelas.

Något norr om fodringsområdet ses en ackumulation av sediment, vilket tyder på att de massor som läggs ut delvis fördelar sig i närområdet (Figur 4-5). En antydning till stabilisering av fodringen kan till viss del även observeras i utlagda mängder, där en nedåtgående trend tycks föreligga. Förutsatt att de minskade utlagda mängderna beror på en minskning av sandbehovet och inte en minskad tillgång av material.

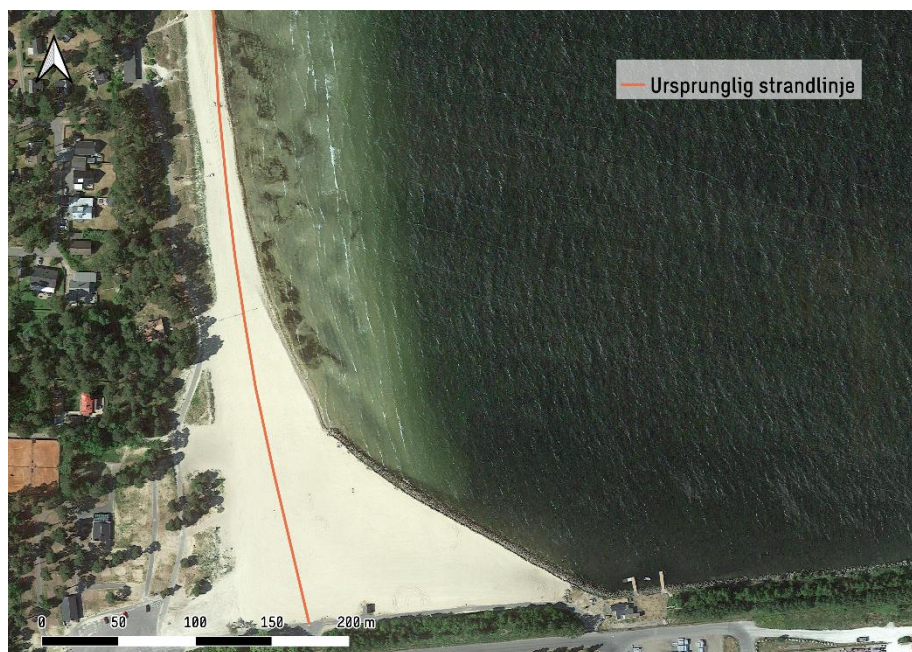


Figur 4-5 Förändring av vegetationslinjen år 2004 - 2020 utanför och norr om Södra Täppet.

I likhet med studien genomförd av DHI (2018) kan mycket av erosionsproblematiken härröras till att den ursprungliga strandriktningen har blivit ändrad. I ett större perspektiv

har sannolikt även hårdgörningen av utloppet till Helge Å och konstruktionen av hamnen spelat en stor roll för sedimentbudgeten i området.

Om fodringsverksamheten upphör kan det förväntas att kustlinjen norr om skoningens minst backar till den historiska strandlinjen som fanns mellan 1960 och 2008 (Figur 4-6). Effekter av medelvattenytans stigning kommer göra att strandlinjen backar än mer.



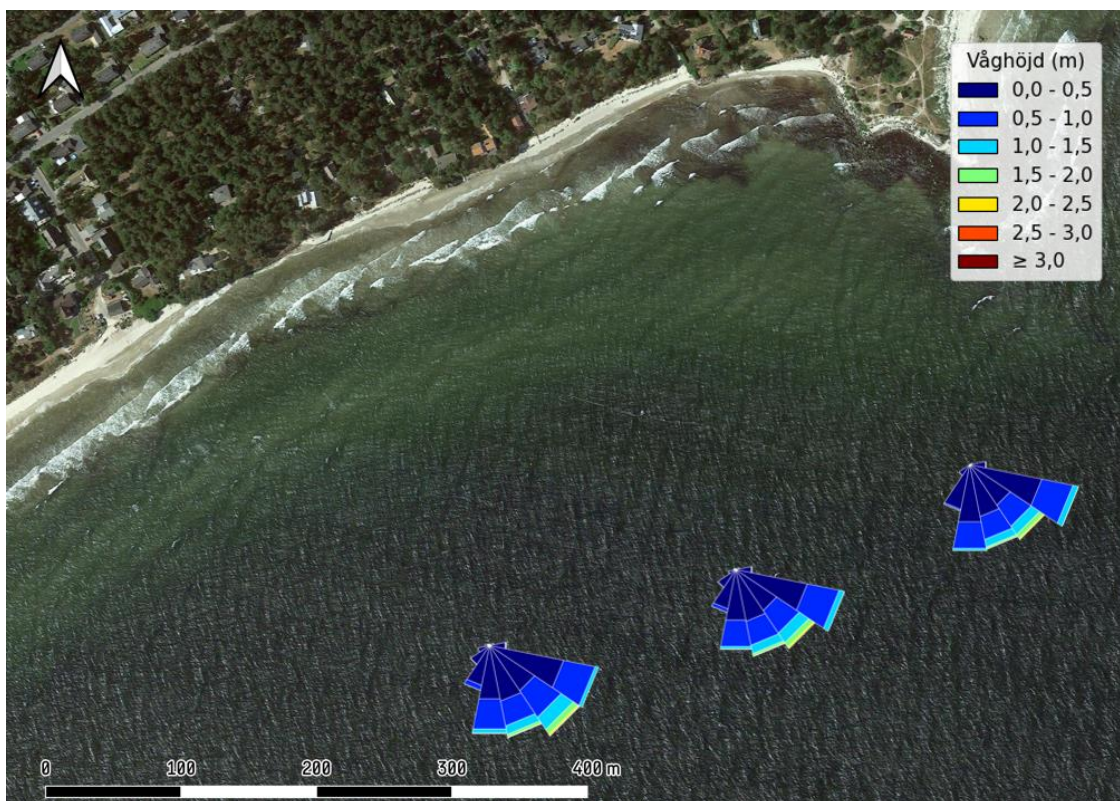
Figur 4-6 Historisk strandlinje (1970-tal), före anläggning av Evenemangsstranden.

4.2 Södra Äspet

Historiskt har området karaktäriserats av en naturlig strand med ett relativt smalt strandplan och bevuxna dyner i bakomvarande landskap. Området är idag utsatt för det som kallas coastal squeeze, där kustzonen mellan vattenlinjen och bebyggelsen minskar.

4.2.1 Vågklimat

Jämfört med södra Tället är södra Äspet exponerat för högre vågor, och våghöjden här uppgår stundtals till 2,5 m vid 5 m vattendjup. Den dominerande vågriktningen är öst-sydost och de största vågorna kommer från sydost (Figur 4-7).

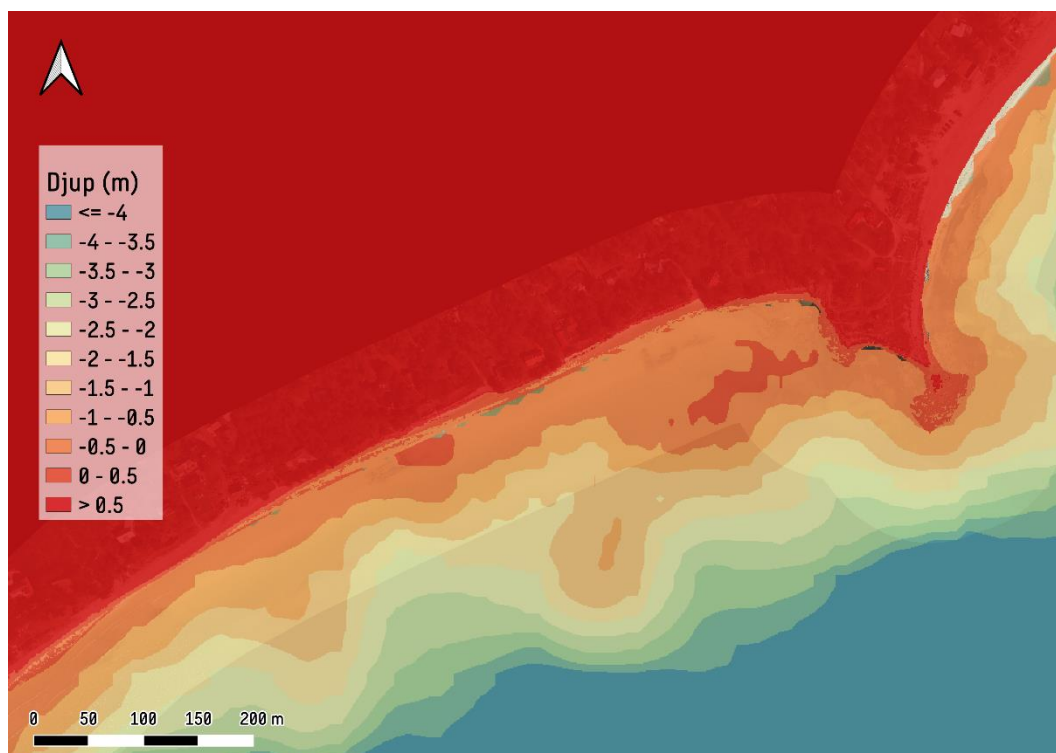


Figur 4-7 Vågklimat utanför södra Äspet. Vågrosorna anger inkommande vågvinkel och våghöjd. Dataunderlag: SGI, 2021.

4.2.2 Topografi och batymetri

Kring södra Äspet är batymetrin något oregelbunden och karaktäriseras av oregelbundna revelformationer (Figur 4-8) som sträcker sig 30 – 100 m ut från strandlinjen. Direkt söder om Revhaken ligger ett grundområde som enligt djupkarteringen nästintill ligger ovan medelvattenytan.

Strandplanet är relativt lågt beläget med en uppskattad dynfot på cirka +0,6 – + 1 m. Den låga höjdsättningen gör stranden utsatt för högvattenhändelser och de få kvarvarande dynerna samt skyddskonstruktionerna erosions- och vågutsatta.



Figur 4-8 Översikt över batymetrin och topografin utanför Södra Tället (Persson et al., 2016; Lantmäteriet, 2020).

4.2.3 Maringeologi

Vid Äspet domineras ytsubstratet närmast strandlinjen av sand, grus och sten, undantaget Revhaken där sten och block utgör den största andelen. 250 – 400 m från strandlinjen övergår botten i sten och block med inslag av sandiga ytor (Figur 4-9).

Det något grövre sedimentet vid platsen kan tyda på att mindre sediment sköljs bort av vågorna, och att området är utsatt för relativt starka strömmar. Ser man på kusten ur ett större perspektiv verkar finsand finnas längre söderut där ackumulation av sediment sker, vilket stärker teorin. Några säkra slutsatser kan dock inte dras utifrån tillgängliga data.



Figur 4-9 Maringeologi, ytsubstrat kartlagt av SGU.

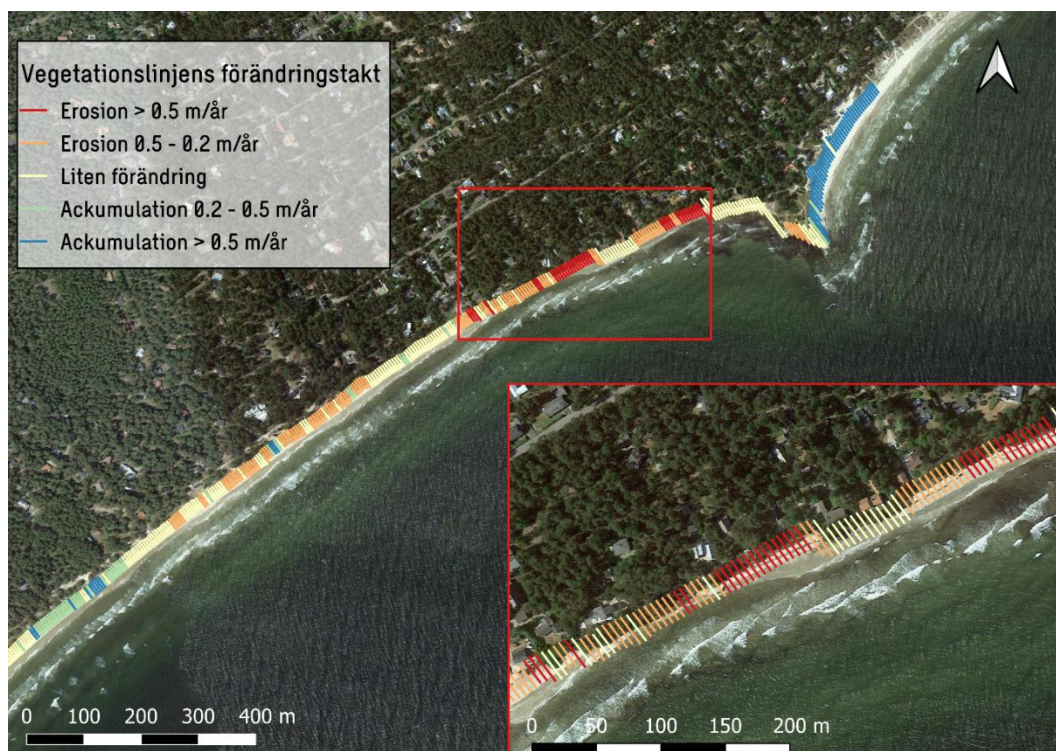
4.2.4 Erosion och stabilitet

Vegetationslinjeanalysen visar att erosion förekommer inom ett område som sträcker sig cirka 500 m söder om Revhaken, vilket är i paritet med resultat från tidigare undersökningar. Erosionen i de röda områdena har ett medelvärde på cirka -0.7 m/år, vilket motsvarar cirka 3 300 m³/år som försvinner från det aktuella kustavsnittet. Erosion vid sandiga strandavsnitt nedströms erosionsskydden är noterbar (Figur 4-10).

I kustvinkelrät riktning kan det förväntas att sediment, omfördelas ut till ett djup av cirka 4,7 m. Gränsen stämmer relativt väl överens med övergången mellan sand, grus och sten till sten och block.

Cirka 3 km sydväst om Revhaken sker ackumulation. Eftersom kusten är öppen och vågklimatet snarlikt längs sträckan kan strandens jämviktsorientering vara lik den som i dagsläget föreligger i ackumulationsområdena.

Erosionen beror sannolikt dels på att kustorienteringen har en vinkel som skiljer sig från vågornas medelvinkel, och dels på att Revhaken blockerar majoriteten av inkommande sediment från norr.



Figur 4-10 Förändring av vegetationslinjen år 2004 - 2020 utanför och söder om Södra Äspet.

5 Åtgärdsförslag

Strandfodringar påverkas av en rad komplexa kusthydrauliska fenomen som bidrar med osäkerheter vid design av fodring utfyllnaden. Hur strandfodring utvecklas över tid och hur den påverkar omkringliggande kustavsnitt kan i grova drag förutspås, men eftersom de lokala vind, våg, och vattenståndsförhållandena som styrs av vädret har en stor påverkan visar sig den verkliga effekten först när fodringen väl är genomförd och under påföljande år. Det kan uppkomma effekter som inte har beaktats och således kan framtida fodringar krävas antingen oftare eller mer sällan.

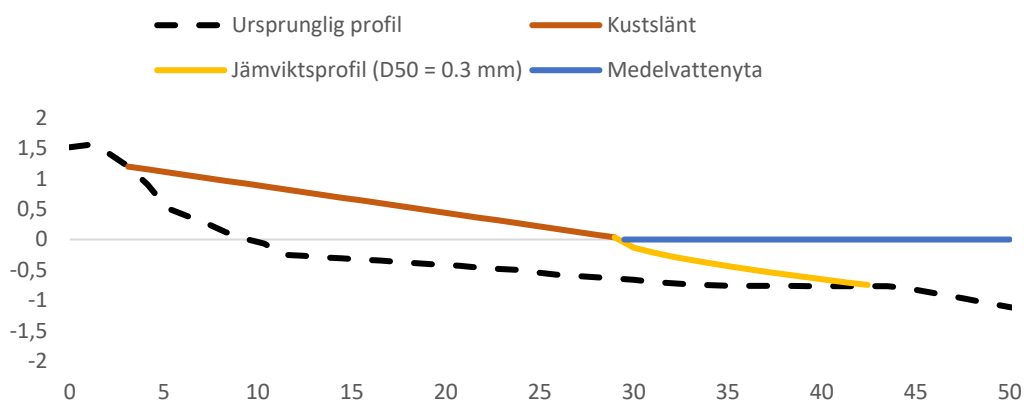
Utformningen av de förslag som presenteras nedan har en förankring i både kusthydrauliska och ekonomiska avvägningar, och tar även viss hänsyn till framtida klimateffekter. I de kartbaserade skisser som visas avser polygonerna den yta som ligger ovan medelvattenytan, utom för Äspet B där även en subakvatisk bank är utritad. Den totala omfattningen av fodring utformningarna ner till gränsen mellan fodring och ursprunglig sand blir ofta mycket större efter naturlig omfördelning, vilket får som konsekvens att det fodrade strandplanets bredd typiskt minskar under det första året efter en strandfodring.

Samtliga skisser är illustrerade på ett flygfoto från 2017. Medelvattenytan var vid tidpunkten högre än normalt vilket ger ett smalare strandplan vid Äspet, och den årliga fodringen vid Evenemangsstranden hade inte genomförts. Processen innan fodring från

marin täkt kan genomföras tar ett antal år och fotografiet kan därför med hänsyn till de pågående erosionsprocesserna ge en mer realistisk bild av hur stränderna kan se ut vid anläggning.

Strandprofiler (vertikala tvärsnitt) för dessa utformningar har tagits fram och består generellt av tre olika element (Figur 5-1):

1. *Strandplan* med designhöjd cirka +0,5 m (+1 m vid Stenskoningen på Evenemangsstranden, och som dynavslutning vid Äspet)
2. *Kustlinjeslänt* från dynfoten/landsidans fodringsstart till medelvattennivån med en lutning som ungefär motsvarar dagens släntlutning i domänen +0,5 till -0,5 m (relativt medelvattenytan).
3. En subakvatisk (under vattnet), teoretisk stabil *jämviktsprofil* som beräknats med metodik från Dean (2002) utifrån en uppskattning av en kornstorlek på 0,3 mm som även bedöms kunna utvinnas vid Sandhammar bank.



Figur 5-1 Exempelprofil med beskrivning av begreppen kustslänt och jämviktsprofil. I exemplet saknas strandplanet.

Kostnadsuppskattning för vardera alternativ grundar sig i volymlberäkningar och en offert (inklusive etablering, muddring och utläggning) från Rhode Nielsen, som anlagt stranden i Ystad. Notera att volymlberäkningarna utgår från att allt fyllnadsmaterial utgörs av marin sand och att kostnadsuppskattningen inte omfattar kringkostnader såsom tillståndsprocesser och ytterligare utredningar.

5.1 Södra Täppet

Genom uppförandet av stenskoningen vid södra Täppet har en strandorientering i jämvikt med vågklimatet försvårats avsevärt. Orienteringen av stranden bidrar sannolikt till att strömmarna förstärks i anslutning till stenskoningen, vilket ökar erosionen. En viktig poäng för denna lokal är således att erosionsproblematiken vid foten av stenskoningen till stor del kommer att kvarstå om den förblir exponerad för vågor.

24(44)

RAPPORT UTFORMNING AV STRANDFODRINGAR
2021-05-18

UTREDNING STRANDFODRING KRISTIANSTAD

Volymberäkningarna i detta område bör anses som grova till följd av tidigare nämnda osäkerheter i batymetrin. För att öka noggrannheten har djupen manuellt korrigerats utifrån dagens strandutformning, men osäkerheter föreligger.

Gällande stranden, så har denna redan karaktären av en konstgjord yta och ändringar av utformningen bedöms inte få någon drastisk estetisk förändring av området. Syftet med stranden är till stor del rekreation, och inte primärt som erosions- och översvämningsskydd.

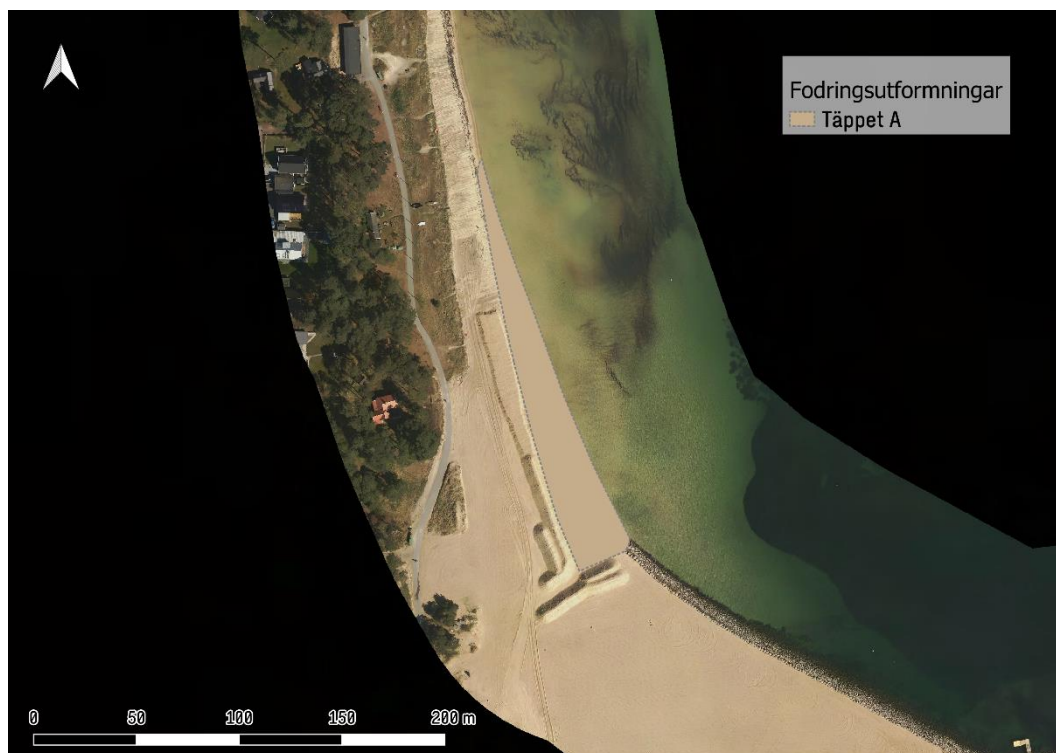
5.1.1 Tappet A

Utformningen har samma utseende som den fodring som årligen genomförts sedan år 2016 och är av storleksordningen 3100 m³ (Figur 5-2), med en förväntad livslängd på ett år.

Det tillägg som Sweco föreslår är att avsätta en närbelägen landyta där en sanddepå kan placeras för sand som hämtas från marin täkt. Storleken på depån bör ur ett resursperspektiv minst motsvara den volym som krävs mellan två fodringsintervall för det alternativ som väljs vid Åspet. Ur ett miljöperspektiv föreslås en upplagsplats där sanden lätt kan transporteras med pråm eller lastbil, exempelvis på en yta i Åhus hamn. Man bör även se till att upplaget är skyddat från vinderosion och att djur inte flyttar in i upplaget, samt att det inte föreligger någon risk att sanden förorenas.

Fördelen med att behålla samma utformning är att man vet hur fodringen kommer bete sig efter utläggning och att eventuella naturvärden i området inte påverkas i större utsträckning jämfört med tidigare. Det är även en fördel att man kan fodra i anslutning till badsäsongens start för att försäkra sig om ett brett strandplan då stranden är välbesökt.

Utifrån de batymetriska mätningar som finns kommer även denna utformning följa jämviktsprofilen vilket minskar sedimentförlusten till följd av kustvinkelrät omfördelning. Den negativa erosionspåverkan från stenskoningen åtgärdas dock inte med denna lösning.



Figur 5-2 Ytlig omfattning av strandfodringsförslag "Täppet A".

5.1.2 Täppet B

En större omstrukturering av stranden föreslås i alternativ Täppet B. Från badbryggan i norr till cirka 100 m in på stenskoningen breddas stranden cirka 30 m och omfattningen av fodringen beräknas uppgå till 33 000 m³ (Figur 5-3). Med denna principiella utformning uppnås en strand med mer kapacitet för strandturism, och en ökad buffert för stormerosion. Större delen av ytan framför stenskoningen fylls upp med sand med syftet att reducera stenskoningens negativa påverkan på transporten. Hela stranden får även en något flackare vinkel gentemot inkommande vågor vilket kan reducera gradienten av den kustparallella transporten och därmed minska erosionen.



Figur 5-3 Ytlig omfattning av strandfodringsförslag "Täppet B".

Osäkerheterna med denna fodring är dock stora. Dels beskriver den batymetriska data som finns sannolikt inte dagens djupförhållanden, dels har stenskonings inverkan på sedimenttransporten inte kvantifierats i tillräcklig utsträckning.

I volyMBERÄKNINGARNA har det ansatts att djupet utanför stenskoningen är -1,6 m och nivån av fodringen ligger på +1 m längs stenskoningen. För resterande del av fodringen har krönhöjden ansatts till +0,5 m. Enligt höjdmodellen från Lantmäteriet ligger stora delar av Evenemangsstranden på +1,5 m, men för att någorlunda nå jämviktsprofilen i området har höjden av fodringen begränsats. I realiteten kan detta innebära att lutningen på stranden blir något brantare än resterande norra delen av stranden, men att man möjligen kan reducera förekomsten av erosionsbranter.

Vidare överensstämmer fodringsprofilen inte fullt ut med jämviktsprofilen för aktuell strand. Följden kan sannolikt bli att en del sand kommer att omfördelas i kustvinkelrät riktning och reducera livslängden, jämfört med en fodring i jämvikt.

Den förväntade livslängden av fodringen är cirka 9 – 12 år. Livslängden kan riskera att bli kortare till följd av ovan nämnda osäkerheter i batymetrin och stenskonings potentiellt negativa inverkan på sedimenttransporten. Väljer man att gå vidare med denna utformning krävs mer detaljerade utredningar av kusttekniska förutsättningar för att bedöma fodringens utveckling.

5.2 Södra Äspet

För Äspet har större vikt lagts vid att utforma en strand som ser så naturlig ut som möjligt, och liknar resterande del av kustens strandområde, men som samtidigt beaktar risken för översvämning och dynerosion. Stranden ersätter inte behovet av klimatanpassningsåtgärder för översvämning från tex skyfall och höga vattennivåer i vattendrag, men kan vara en viktig naturanpassad del i arbetet för en säkrare kust.

Likt vid Tället kommer inte en fullt stabil strand att uppnås då det är den storskaliga orienteringen av kusten som ligger bakom erosionen. Praktiskt innebär detta att fodringar kommer att behöva genomföras regelbundet så länge det finns bebyggelse och naturmiljöer som prioriteras och behöver skyddas.

Strandens låga höjdsättning gör även att högvatten i området kommer att kunna nå långt upp på stranden även efter en fodring. Möjligen är den låga höjdsättningen en effekt av erosionen då närliggande områden verkar ha högre liggande dyner. En viktig del i arbetet med strandfodring vid Äspet kan därför på sikt vara underhåll och återuppbyggande av naturliga sanddyner för att förbättra skyddet mot stormerosion och översvämningar till följd av dyngenombrott. Sanddynerna kan även bidra en ökad biodiversitet och återskapande av dynmiljöerna som har gått förlorade genom erosion och blivit ersatta av stenskoningar.

Fodringsmaterial för dynrekonstruktioner har till viss del tagits hänsyn till i utredningen genom att hela strandplanet fodras upp till +0,5 m för alla utformningar, med ett avslut på +1 m som är tänkt att ansluta till befintliga dynrester åt landhållet och vara en bas för rekonstruktion. För en fullständig utformning av dyner och dynrekonstruktioner krävs dock mer detaljerade utredningar av dynsystemen och höjdsättningar.

Sannolikt är detta ett relativt dynamiskt område med bakgrund i vågklimatet och batymetrin kan sannolikt ändras från år till år, därför bör volymuppskattningarna av fodringarna även i detta område tolkas som grova.

5.2.1 Äspet A

Utformningen är den minsta av de föreslagna vid Äspet, och uppgår till cirka 21 000 m³. Fodringen är cirka 650 m lång och strandplansbredden uppgår som bredast till 35 m (Figur 5-4).

Syftet med denna utformning är att ge återge ett naturligt utseende till strandpartiet, där strandbredden inte skiljer sig mycket från resterande kuststräcka. Fodringen ger en god buffert mot erosionen samt förbättrar förutsättningarna för vindburen sedimenttransport till dynerna. Strandplanet även mer tillgängligt för allmänheten.



Figur 5-4 Ytlig omfattning av strandfodringsförslag "Äspet A".

Utifrån fem djupprofiler som undersökts längs sträckan bedöms fodringen ansluta väl till jämviktsprofilen. Den huvudsakliga transport som är att förvänta är således främst kustparallell, och på sikt erosion till följd av havsnivåhöjningen. Uppskattningsvis förväntas fodringens livslängd bli 4 - 6 år.

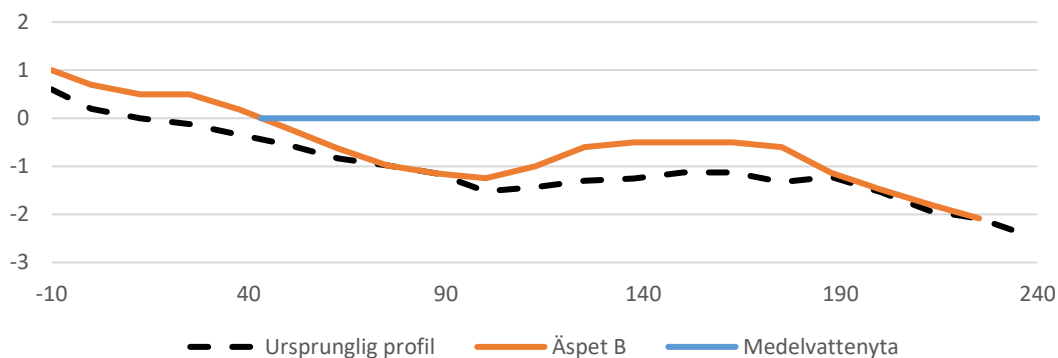
Vågexponeringen förblir densamma även efter fodringen, och sannolikt kommer de mellersta till norra delarna av fodringen att erodera snabbare än de södra. Detta till följd av att strandorienteringen ökar något mer relativt våginfallsvinklarna.

5.2.2 Äspet B

Den mest strandnära delen av Äspet B har en identisk utformning med Äspet A, men cirka 100 m utanför strandlinjen föreslås en subakvatisk sandbank/revel på cirka 20 000 m³. Den totala volymuppskattningen blir således cirka 41 000 m³. Utökningen beräknas utöka livslängden till 9 – 11 år. Sandbanken är tänkt att ha en höjdsättning på -0,5 m (RH 2000), vara 300 m lång och som bredast 50 m (Figur 5-5, Figur 5-6). Reveln följer i grova drag det grundområde som kan observeras i djupkarteringen. Förändringar i batymetri kan i stor utsträckning påverka volymen som krävs för detta alternativ.



Figur 5-5 Omfattning av strandfodringsförslag "Äspet B". Sandbanken som ses längre ut är tänkt att vara placerad 0,5 m under medelvattenytan.



Figur 5-6 Fodringsprofil för Äspet B relativt dagens strandprofil i höjd med reveln.

Sandbanken har två primära syften. Den möjliggör en större fodringsvolym utan att ytterligare visuellt påverka stranden. Detta ger en strand som inte ser onaturlig ut, men som kan ha en längre livslängd än förslaget Äspet A. Vid kraftigare vågverkan kan sandbanken initialt även fungera som en vågbrytare och reducera erosionen på bakomvarande strand. Med tiden kommer banken omformas och omfördelas, och förhoppningsvis kommer sedimenten att röra sig upp mot strandplanet där den kan fylla ut eroderad strand. Den exakta riktningen av omfördelningen är dock svår att beräkna

och sedimenten kan även förflytta sig utåt vid stormar eller söderut längs med kusten (i nettotransportens riktning).

En risk som föreligger vid anläggning av erosionsskydd i vattnet är en påverkan på våg- och strömförhållandena så att erosionen nedströms (sydväst) om sandreveln ökar. Risken är sannolikt liten då sedimenten snarare kommer att omfördelas vid kraftigare vågverkan. Effekten kan dock inte uteslutas utan en mer detaljerad undersökning.

5.2.3 Äspet C

Med en maximal strandbredd på 55 m utgör Äspet C den bredaste utformningen vid Äspet, medan längden är samma som för A och B (Figur 5-7). Volymen uppgår till cirka 49 000 m³ och har en beräknad livslängd på 9 – 12 år. Syftet med denna utformning är att ge en bild av hur en stor och bred landbaserad, lokal fodring kan utformas. Utifrån det geografiska läget och begränsningen i utsträckning bedöms detta även vara så bred en sammanhängande utformning ovan land maximalt bör vara.

Fodringen bedöms kunna ansluta till existerande jämviktsprofil innan 1,5 m djup, men ger en något ökad vinkel på stranden. Detta kan leda till att sedimenttransporten ökar något och därmed även att livstiden blir något kortare än beräknat.



Figur 5-7 Ytlig omfattning av strandfodringsförslag "Äspet C".

5.3 Kostnadsuppskattning

5.3.1 Sandutvinning och strandfodring

Kostnader för de föreslagna strandfodringarna sammanfattas i Tabell 5-1. Priserna för mobilisering, sandutvinning, transport och strandfodring är uppskattade priser specifikt för utredda lokaler från företaget Rhode Nielsen. Viktigt att notera är att mobiliseringen bara ska räknas en gång per tillfälle som utvinning vid täkt och transport sker. Kostnader för ytterligare utredningar och tillstånd är inte inkluderade.

Tabell 5-1 Översiktlig kostnadsuppskattning och förväntad livslängd för föreslagna fodringsutformningar. Kostnad är baserad på prisförslag från företaget Rhode Nielsen och avrundad till närmsta 100 000-tal.

	Volym (m ³)	Mobilisering (kr)	Sandleverans (kr/m ³)	Kostnad (kr)	Förväntad livslängd (år)
Täppet					
A	3 100	884 000	222	1 600 000	1
B	33 000	884 000	222	8 200 000	9 – 12
Äspet					
A	21 000	884 000	222	5 500 000	4 – 6
B	41 000	884 000	222	10 000 000	9 – 11
C	49 000	884 000	222	11 800 000	9 – 12

5.3.2 Tillståndsprocesser

Kostnaderna kopplade till tillståndsprocesserna (se vidare nedan i avsnitt 7) och de utredningar och undersökningar som krävs för dessa är mycket svåra att uppskatta. Kostnaderna bedöms i stor utsträckning komma att påverkas av de krav som slutligen ställs på sökanden från tillsynsmyndighet och domstol. Även detaljerade förutsättningar, som naturvärden inom sandutvinnings- och strandfodringsområden, behöver utredas för att kunna uppskatta kostnaderna mer i detalj.

En grov uppskattning, baserat på erfarenheter från andra pågående tillståndsprocesser för marin sandutvinning och strandfodring, är att de totala kostnaderna uppgår till i storleksordningen 2 – 5 miljoner kronor. Kostnaderna inkluderar då marinbiologiska och maringeologiska undersökningar, juridiskt ombud samt de underlagsutredningar som baserat på erfarenhet från andra liknande ärenden kan förväntas komma att krävas.

Den slutliga kostnaden kopplad till tillståndsprocesserna kan också i stor utsträckning påverkas av val av sandutvinningsplats, och om denna är utnyttjad sedan tidigare (till exempel Sandhammar bank) eller helt ny, eller om den omfattas av särskilda värden eller områdesskydd.

5.4 Sammanvägd bedömning och kostnadsuppskattning

För södra Tället bedöms Tället A utgöra den mest fördelaktiga utformningen, förutsatt att en yta för uppläggning av sandlager kan definieras och inkluderas i nödvändiga tillstånd. Det är främst säkerheten i att man vet hur fodringen utvecklas med tid, och att området generellt är problematiskt utformat, som ligger till grund för bedömningen. Syftet med att ha en bred sandstrand uppnås med större säkerhet eftersom man (med förbehåll för eventuella begränsningar i tillstånden för upplaget) kan fodra inför varje säsong. Vid vidare tillståndsansökningar behövs sannolikt även endast mindre och färre ytterligare utredningar för miljöpåverkan och kusthydraulik för Tället A.

Tället B ger i teorin en mer stabil strandutformning och är avsedd som en lösning där endast 1 – 2 fodringar behövs under en 10-års period (Tabell 5-1), men osäkerheterna kring hur fodringen kommer att förändras över tid är stora. Detta gäller främst delen som läggs längs stenskoningen. Blirotrosionen större än förväntat kan udden av stenskoningen komma att exponeras snabbt, med följden att erosionen på platsen blir samma som i dagsläget. Livslängden kan då även kortas avsevärt.

Nyttan av att fodra längre norrut än det område som är mest utsatt för erosion kan också ifrågasättas. Visserligen uppnås en bredare strand vid badplatsen, men det frångår delvis det uppfattade syftet med fodringen där stenskonings avslut är den mest utsatta delen.

Vid Äspet beror valet av optimal utformning lite på en avvägning mellan estetisk påverkan och acceptansnivå för osäkerheter i livslängd. Äspet A är sannolikt det alternativ som har minst inverkan på sedimenttransporten och en initialt mindre påverkan på naturmiljön. Sett över hela 10-års perioden behövs minst två fodringar göras där varje fodring innebär en viss störning i naturmiljön, så på lång sikt kan större fodringar vara till fördel.

Mellan Äspet B och C är det främst själva utformningen som skiljer och differensen i volym är underordnad. Äspet C har en större visuell påverkan på området och stranden kommer se omfattande och annorlunda ut. Äspet B kringgår detta genom den subakvatiska revelfodringen, men osäkerheter kring hur sandreveln kommer att omformas och påverka stranden föreligger. Miljöpåverkan på den marina miljön kan även vara högre för en revell eftersom den anläggs längre ut, om känslig flora och fauna återfinns på platsen. Även Äspet B bedöms således ha högre påverkansområde jämfört med Äspet A.

Då Äspet är ett område som inte har strandfodrings tidigare, och förutsättningarna för större fodringar bedöms något osäker, är den minsta utformningen Äspet A ett fördelaktigt val att börja med. De större fodringarna är visserligen tillräckligt stabila i teorin, men som nämnt är underlaget något svagt för en säker bedömning och det kan ändå vara motiverat att göra en mindre fodring och noga följa upp hur kuststräckan beter sig. Verkar fodringen uppföra sig som väntat kan man följa upp med en större fodring likt B eller C efter några år om så önskas. Detta behöver man i så fall ta höjd för i tillståndsansökan.

Sammantaget bedöms alternativ A för bägge lokaler utgöra de säkraste och mest effektiva åtgärderna utifrån ett kusthydrauliskt och resurseffektivt sätt. Följden av dessa

val blir att minst två leveranser av sand från marin täkt kommer behöva genomföras inom en 10-års period. Utifrån ett perspektiv där sanddyner ska kunna byggas upp vid Äspet kan det förväntas att tre fodringar är nödvändiga. Sandupplaget för Tället behöver således vara 12 000 m³ vid två sandutvinningstillfällen, och ca 6000 - 9000 m³ vid tre.

Den uppskattade totala kostnaden för den föreslagna kombinationen av Tället A och Äspet A blir cirka 24 miljoner kronor. För denna uppskattning har det tagits höjd för att en ytterligare fodring vid Äspet görs inom perioden (dvs totalt tre). Uträkningen baseras på:

- Pris för tre fodringar enligt utformning Äspet A för vardera 5,5 Mkr. Totalt 16,5 Mkr inklusive mobilisering (884 000 kr) för varje fodring.
- Pris för tio erforderliga fodringsvolymerna för Tället A där mobilisering redan har räknats in i beräkningen ovan och således kan tas bort från priset 1,6 Mkr. Priset per fodring blir således ca 0,72 Mkr och totalt för 10 fodringar 7,2 Mkr.
- Tället A + Äspet A blir således 16,5 + 7,2 ≈ 24 Mkr.

Oavsett vilken kombination av fodringar som Kristianstads kommun väljer att gå vidare med är det värt att vara förberedd på att en extra fodring inom perioden kan vara både gynnsam och nödvändig även för de större alternativen. Låter man allt sediment erodera bort försvinner de miljöer och naturvärden som kan ha hunnit bildas på platsen. Detta gäller främst på Äspet. Uppbyggnad av sanddyner som extra skydd kräver även att en sedimentbuffert finns framför dynlandskapet. Ur både ett säkerhets- och ett tillgänglighetsperspektiv är det även att föredra att stranden inte försvinner helt innan nästa fodring genomförs.

Slutligen kan det nämnas att det bör läggas vikt vid att utforma uppföljnings- och kontrollplaner för fodringarna. Det innebär bland annat inmätningar av profiler före och efter fodringar samt regelbundet däremellan. Uppföljningar av påverkan på naturmiljön bör även tas fram och utvärderas. Resultatet av uppföljningarna kan användas för att upprätthålla en önskad strandbredd och samtidigt bidra till ökad kunskap om strandfodringars förutsättningar och påverkan i Sverige.

6 Generell påverkan på naturmiljön vid marin sandutvinning och strandfodring

6.1 Strandfodring

Fördelar som vanligen framhävs med strandfodring är en relativt liten påverkan på de biologiska förutsättningarna jämfört med hårda konstruktioner. Metoden är också reversibel, på så sätt att metoden inte kräver aktiva insatser utöver ett upphörande av strandfodringsverksamheten, för att ett område ska återgå till naturliga, ostörda förhållanden (medan hårda åtgärder aktivt måste rivas ut för att området ska återgå till ostörda förhållanden).

Relativt få strandfodringar har gjorts i Sverige, och därmed få uppföljningar efter genomförda strandfodringar, men miljökonsekvenserna av strandfodring har varit föremål för många studier internationellt sett. Nedan sammanfattas de generella miljökonsekvenser som kan förväntas vid strandfodring, negativa såväl som positiva.

Generellt sett anses strandfodring vara en miljömässigt sett bra strandskyddsåtgärd. Internationellt är strandfodring den metod som förespråkas som en lämplig klimatanpassningsåtgärd för sandkuster av bland annat UNFCC (*United Nations Framework on Climate Change*) och även av EU (UNFCC, 2006).

Internationellt sett finns exempel då strandfodring genomförs i ett strikt naturvårdande och habitatssäkrande syfte (Robinson et al., 2001). Genom strandfodring kan befintliga habitat säkras, nya habitat skapas eller skadade habitat restaureras.

De negativa konsekvenserna av strandfodring är generellt sett små och kortvariga. Den flora och fauna som finns representerad i den kustnära zonen är anpassad för att kunna överleva i en morfologiskt dynamisk miljö, där sand regelmässigt eroderas såväl som ackumuleras genom naturliga processer. Genom att strandfodring genomförs på ett miljövänligt sätt, kan skadliga effekter minimeras. Ett miljövänligt tillvägagångssätt kan omfatta att ersätta skadade strandväxter genom nyplantering, genomföra strandfodring vid lämplig tidpunkt på året för att minimera påverkan på fauna och använda sand som är så lik den ursprungliga sanden som möjligt. (Robinson et al., 2001)

Den marina icke-mobila faunan påverkas direkt genom att de begravs av tillförd sand. Studier över den marina mobila faunan visar att den kan klara översandningar uppemot 60 - 90 cm. Hastigheten för återkolonisering beror i stor utsträckning på storleken på närliggande kolonier och strandfodringens areal. (Greene, 2002)

Palm Beach i Queensland, Australien, har strandfodrats minst årligen under drygt 30 år och miljöeffekterna av dessa åtgärder har studerats i bland annat *Environmental impacts of beach nourishment at Palm Beach* (Noriega, 2008). 2007 tillfördes cirka 30 000 m³ sand längs en cirka 500 m lång sträcka. Provtagning av bottenlevande organismer genomfördes före såväl som omedelbart efter strandfodringen. Ytterligare provtagning genomfördes cirka 5 månader efter strandfodringen. Som referensobjekt undersöktes två närbelägna stränder på motsvarande sätt, där ingen strandfodring genomfördes. Resultaten visade på en störning omedelbart efter genomförd strandfodring, men redan

vid provtagningen fem månader efter strandfodringen hade de bottenlevande organismerna återhämtat sig till nivåer före strandfodringen.

I Spanien genomförs strandfodring i erosionsskyddande syfte på stränder längs San Pedro-floden. I studien *Environmental Impact of Beach Nourishment: A Case Study of the Rio San Pedro Beach (SW Spain)* (Herrera et al., 2010) utreds miljökonsekvenserna av denna strandfodring. Resultaten från studien visar på en försumbar negativ miljöeffekt under själva strandfodringsfasen, och en försumbar positiv miljöeffekt efter projektets genomförande.

I Sverige har uppföljning av effekterna av strandfodring skett i Ystads kommun, där strandfodring har genomförts vart tredje år sedan 2011. Inom ramen för det uppföljande kontrollprogrammet har inga negativa effekter påvisats på den marina faunan i strandfodringsområdet (Trapezia, 2016).

De tillfällen då en strandfodring kan ha mer negativ inverkan är då området har andra bevarandevärda naturtyper så som ler- eller stenbottnar, vilka kan bli begravnade av sedimenttillförseln. En sekundär effekt av strandfodring är den grumling som uppstår vid sandutläggningen. Om strandfodring sker med material med hög andel finsediment och under tillfällen med höga strömhastigheter kan sedimentation utanför strandfodringsområdet leda till temporär skuggning eller direkt begravning av den marina floran.

I områden där utrymmet mellan bebyggelse och strandmiljön minskar till följd av erosion, kan strandfodring på lång sikt bidra till att värdefulla naturmiljöer kan bibehållas och till och med återskapas. Vegetation kan återetablera sig och sandstrandmiljöer bevaras, detta samtidigt som ett naturligt erosionskydd etableras genom förstärkning av dynlandskapet. Samtidigt kan rekreativvärden knutna till strandmiljön, så som passage-möjligheter och rekreativsytor som kommer med ett brett strandplan, bibehållas eller förbättras.

6.2 Sandutvinning

Utomlands har sandutvinning till havs bedrivits betydligt längre och i större omfattning än i Sverige. I Sverige har man tidigare använt havssand för bygg- och anläggningsändamål i begränsad omfattning (SGU, 2011; ICES, 2009). Uttag av denna typ har dock inte skett sedan 1992 (ICES, 2009). Av denna anledning finns det flera utländska studier än svenska, om hur denna typ av verksamhet påverkar den marina miljön. Många studier har pågått under lång tid för olika sandutvinningsområden och det kan därmed dras generella slutsatser om den långsiktiga påverkan från marin sandutvinningsverksamhet.

Konsekvenserna för naturmiljön av marin sandutvinningsverksamhet kan delas upp i:

1. Direkt påverkan på det muddrade området
2. Indirekt påverkan utanför själva muddringsområdet (grumling, sedimenttransport, sedimentering, buller)

6.2.1 Direkt påverkan

Konsekvenserna av den direkta påverkan på det muddrade området beror i stor utsträckning på hur intensiv muddring som bedrivs inom ett sandutvinningsområde. Litteraturen anger ett minskningsspann mellan 40 och 90 % i individtäthet, artmångfald och biomassa, beroende på muddringens intensitet (litteratursammanställning i Newell et al., 1998; Foden et al., 2009). Denna påverkan varierar ofta kraftigt inom ett sandutvinningsområde, då den faktiska muddringen ofta är koncentrerad till delar av ett tillståndsgivet sandutvinningsområde medan andra delar förblir opåverkade av direkt påverkan.

De flesta studier av konsekvenser av marin sandutvinningsverksamhet har fokuserat på den bottenlevande faunan, då denna har begränsad rörelseförmåga och därigenom kan användas för att definiera påverkan i relation till avståndet från ett sandutvinningsområde.

Marina områden kännetecknas av en hög rumslig variabilitet i bottenfauna. Inom ett sandutvinningsområde återfinns ofta samhällen som obetydligt skiljer sig från samhällen utanför sandutvinningsområdet, i närheten av samhällen som påverkats av direkt muddring och därigenom kan vara i stort sett utan fauna. De direkta konsekvenserna av muddring är således betydande men påverkar generellt sett små områden av havsbotten.

En förändring i sedimentens kornstorlekssammansättning i ett område, till exempel från en blandning av sand och grus till mer ensgraderad sand, kan medföra stor och framförallt långvarig inverkan på den biologiska mångfalden. Denna möjliga effekt har fått stor uppmärksamhet (Desprez, 2000; Boyd et al., 2003, 2005; Ellis, 2003; Newell et al., 2004; Cooper et al., 2007; Foden et al., 2009; Tillin et al., 2011). Effekten kan till exempel uppstå då man genom silning sorterar ut och utvinmer mer grovkornigt material och låter finkornigare material återgå till havsbotten inom sandutvinningsområdet.

Sandutvinningsverksamhet till havs bedrivs som tidigare nämnt ofta med sticksugs- eller släpsugsteknik. Kratern som ofta bildas vid sticksugning skapar en risk för att syrefria miljöer skapas i kratern. Det grundare men bredare område som påverkas vid släpsugning innebär generellt sett en mindre påverkan. Framförallt är risken för att syrefria miljöer ska uppstå mindre och återhämtningstiden kortare.

6.2.2 Indirekt påverkan

Indirekt påverkan sker främst som en följd av grumling och sedimentering inom områden utanför sandutvinningsområdet eller genom att verksamheten alstrar buller.

Grovt material och sand sedimenterar vanligtvis inom eller i närheten av utvinningsområdet. Mer finkornigt material kan förbli suspenderat och förflyttas via strömmar till områden långt från källan, beroende av kornstorlek och strömhastighet. Generellt sett är havsbotten med högt innehåll av finmaterial (lera och silt) olämpliga för strandfodringsändamål. Områden som är aktuella för sanduttag har alltså generellt sett låg andel finmaterial i kornstorlekssammansättningen.

Konsekvensen av överlagring genom sedimentation av suspenderat material beror i stor utsträckning på hur rörliga de naturliga bottensedimenten i det påverkade området är. Detta i sin tur styr hur pass toleranta de organismer som finns inom ett område är.

Effekterna av grumling och överlagring genom sedimentation är mindre studerade än de direkta effekterna av muddringsverksamhet. Last et al. (2011) har genomfört en serie experiment för att bestämma känsligheten hos en mängd olika bottendjur för både upphöjda koncentrationer av suspenderat material och för överlagring vid sedimentation. Resultaten visar att många arter typiska för områden som kan vara av intresse för sandutvinning är mer motståndskraftiga mot såväl förhöjda koncentrationer av suspenderat material som mot överlagring genom sedimentation, än vad som har varit allmänt trott. Den bottenfauna som finns representerad i sand- och grusområden är anpassad till relativt stor naturligt förekommande sedimenttransport samt anpassad för att kunna överleva vid naturligt förekommande Extremsituationer såsom överlagring vid åter-sedimentation av partiklar som mobiliserats vid stormar. (The Crown Estate, 2013)

Robinson et al. (2011) har genomfört en detaljerad serie mätningar för att definiera det buller som genereras av sju typiska mudderverk som används vid marin sandutvinningsverksamhet. Resultaten visar att skillnader mellan olika mudderverk föreligger, men dessa skillnader förklaras huvudsakligen av skillnader i kornstorlekssammansättning i det material som utvinns. Sandiga avlagringar alstrar generellt sett mindre buller, medan mer grovkorniga avlagringar alstrar mer buller. Resultaten visade att buller som alstras inom frekvensområdet underskridande 500 Hz liknade det buller som alstras från ett fartyg som passerar med måttlig hastighet. Buller inom detta frekvensområde som kan tillskrivas marin sandutvinningsverksamhet är sannolikt omöjligt att skilja från bakgrunds nivåerna i områden med fartygstrafik. (The Crown Estate, 2013)

För frekvenser överstigande 1 kHz är bullernivåerna från sandutvinningsverksamhet något högre än för fartygstrafik, vilket bedöms bero på det buller som alstras då utvunnet material transporteras genom mudderröret till muddarfartyget. Högre frekvenser avtar snabbt med avståndet, så omfattningen av potentiella effekter kommer sannolikt att vara begränsad till den omedelbara närheten av mudderverket. Det finns flera djur som kan detektera ljud på kilometerlånga sträckor från ljudkällan, men ljudnivåerna är långt under de som är kända för att orsaka skador (till exempel i direkt närhet till bullerintensiva verksamheter som pålning) (The Crown Estate, 2013).

6.2.3 Återhämtning

En viktig fråga då man diskuterar miljökonsekvenserna av marin sandutvinning är i vilken utsträckning naturen kan återställa förhållandena på den av sandutvinningsverksamhet påverkade havsbotten efter avslutad verksamhet samt hur lång tid detta tar. Trots det mycket stora antal detaljerade studier som har genomförts för att utreda frågan om återhämtning, kan få generaliseringar göras. Detta beror dels på att den inneboende variationen i bottenlevande populationer är mycket hög, både rumsligt och över tid, och dels på att många andra faktorer som påverkar den bottenlevande faunan samverkar med sandutvinningen.

Trots dessa begränsningar går några generella mönster att finna i litteraturen. Dessa har sammanfattats av Newell et al. (1998) och mer nyligen av Foden et al. (2009). Den litteraturgenomgång som sammanställts av Foden et al. (2009) visade att fysisk återhämtning av marina sandutvinningsområden där sandutvinningsverksamheten upphört i allmänhet rapporterades vara beroende av substrattypen och strömstyrkan i området. Snabbast återhämtning observerades i finkorniga och sandiga områden, med återhämtningstid mellan ett och tre år både avseende fysisk och biologisk återhämtning. Mer grovkorniga grusavlagringar uppvisade generellt en långsammare återhämtningsprocess. Blomqvist (1981) har studerat återkoloniseringen av muddrade farleder och i dessa studier visade det sig att det tog mellan ett och tre år innan bottenfaunan kunde betraktas som åldrat.

Det finns emellertid stora variationer i litteraturen. Detta beror delvis på att det råder en brist på konsensus om hur återhämtning i ett system som är föremål för stora variationer även i frånvaro av antropogen störning ska definieras (Ellis, 2003). De flesta studier om återhämtning av marina samhällen betraktar återhämtning som etableringen av ett samhälle vars artsammansättning, individtäthet och biomassa liknar förhållandena före störningen eller i en opåverkad referenslokal (Kenny och Rees, 1994; Boyd et al., 2003; 2005; Cooper et al., 2007). Andra studier definierar återhämtning som en restaurering av funktionaliteten i ekosystemet, oavsett om detta uppnås genom en liknande eller ett annat samhälle efter avslutad sandutvinningsverksamhet (Cooper et al., 2008; 2011; Froján et al., 2011).

Det bör poängteras att ovan beskrivna generella miljöeffekter är resultat från storskaliga sandutvinningsverksamheter som är avsevärt mer omfattande än de sandutvinningsverksamheter som bedrivits av Ystads kommun och som skulle kunna bli aktuella för Kristianstads kommun. Största skillnaden är sannolikt att återkoloniseringen för mindre sandutvinningsverksamheter går snabbare, beroende på den begränsade omfattningen av verksamheten.

Kontrollprogrammet för sandutvinningen i Ystad visar att de årliga naturliga variationerna är större än påverkan av sandutvinningen (Trapezia, 2016; Clinton, 2020). Både bottenfaunan i och omkring sandutvinningsområdet och fisksamhället i och omkring strandfodringsområdena visar större variation mellan provpunkter och år, än mellan sandutvinnings-/strandfodringsområden och referensområden.

7 Juridiska förutsättningar

Marin sandutvinning och strandfodring utgör tillståndspliktiga vattenverksamheter enligt 11 kap. miljöbalken med mark- och miljödomstolen som första beslutande instans. Marin sandutvinning är därtill tillståndspliktigt enligt Lag (1966:314) om kontinentalsockeln med Sveriges geologiska undersökning (SGU) som första beslutande instans. Eventuell strandfodring vid södra Tället och södra Äspet behöver föregås av tillstånd enligt båda dessa lagar, förutsatt att sanden ska hämtas till havs inom Sveriges gränser.

Vid vattenverksamheter råder strikt rådighetskrav för den mark som ska tas i anspråk. Med andra ord måste verksamhetsutövaren vara markägare, alternativt erhålla rådighet genom nyttjanderättsavtal med den som äger fastigheten (servitut eller liknande). Det

finns också en möjlighet att av mark- och miljödomstolen ges så kallad särskild tvångsrätt för vattenverksamhet, som ger rätt att utföra anläggningar eller åtgärder inom fastigheter som tillhör någon annan och ta i anspråk mark eller annat utrymme för detta. Enligt 28 kap. 10 § miljöbalken kan tvångsrätt bland annat ges till kommuner för verksamheter som är önskvärda från hälso- eller miljösynpunkt. Denna paragraf utnyttjades av Ystads kommun i sitt tillstånd för strandfodring från 2013 (dom i Mål nr M 2034-13). Tvångsrätt kan övervägas som en smidigare väg framåt än vägen via nyttjanderättsavtal, i ärenden där många enskilda fastigheter berörs eller där fastighetsförhållandena är otydliga (till exempel outredda samfällighetsfastigheter).

Det finns inga regler om turordning för hur ovan nämnda processer ska bedrivas. Processerna kan drivas parallellt, alternativt en i taget.

Tre andra kommuner har sökt eller söker för tillfället tillstånd för marin sandutvinning och strandfodring; Ystads, Ängelholms och Trelleborgs kommuner. I Ystads kommuns fall erhöll kommunen tillstånd till sandutvinning och strandfodring enligt miljöbalken redan 2001, medan man fick avslag på sin ansökan enligt kontinentalsockellagen i två omgångar. Först 2011 erhöll kommunen tillstånd enligt kontinentalsockellagen, och 2013 erhöll man nytt tillstånd enligt miljöbalken (det tidigare tillståndet gick ut 2011). Ystads kommuns befintliga tillstånd enligt kontinentalsockellagen går ut i år (2021), och för att kunna fortsätta bedriva strandfodringsverksamhet kommer kommunen att behöva ansöka om nytt tillstånd. Detsamma gäller tillståndet enligt miljöbalken som går ut år 2023. I Ängelholms kommuns fall valde kommunen att inleda med att ansöka om tillstånd enligt kontinentalsockellagen. I februari 2019 erhöll kommunen tillstånd från SGU för marin sandutvinning. Ansökan enligt miljöbalken pågår. Ärendet är kungjort av domstolen.

Ansökan enligt nämnda lagstiftningar föregås av sökandens utredningar, avseende verksamheternas utformning och genomförande såväl som av deras påverkan och miljökonsekvenser. Ansökningsarbetet enligt miljöbalken innefattar även samråd enligt 6 kap. miljöbalken. I båda processerna är länsstyrelsen och andra sektorsmyndigheter remissinstanser.

Sökandens underlagsutredningar ska vara i den omfattning som krävs för att belysa konsekvenserna av den ansökta verksamheten. I ett sandutvinnings-/strandfodrings-ärende blir nedanstående utredningar normalt sett aktuella, men beroende på de lokala förutsättningarna och de värden som finns i det aktuella området, kan ytterligare utredningar bli aktuella.

- Behovsanalys avseende den ansökta åtgärden
- Maringeologisk undersökning av sandutvinningsområdet
- Marinbiologiska undersökningar av sandutvinnings- och strandfodringsområden
- Detaljerade kusthydrauliska utredningar
- Biologisk undersökning av terrestra strandområden
- Marinarkeologiska undersökningar

8 Sammanfattning

- De undersökta lokalerna har generellt sett potential för att strandfodringar ska kunna genomföras vad gäller vågklimat, djupförhållanden och maringeologi. Sandhammar bank är den marina sandtäkt som har ansatts som utvinningsplats då den är väl undersökt och har rätt kornstorlekar. Andra möjliga marina täkter kan dock finnas.
- Strandfodring anses vara en av de mest miljövänliga metoderna för att skydda kustmiljöer huvudsakligen från erosion, men delvis även översvämning från vågverkan. Floran och faunan återhämtar sig generellt inom kort tid från fodringar. Skulle behovet försvinna återställs vanligen miljön till sitt ursprungliga läge utan ytterligare åtgärder.
- Vid Tället föreslås alternativ A, och även vid Äspet alternativ A som de mest effektiva och säkraste fodringsalternativen. Fodringen vid Tället kommer behöva fyllas på varje år från det föreslagna upplaget, men vid Äspet kan två - tre fodringar räcka inom de närmsta 10 åren för att upprätthålla ett skydd.
- Stabila strandlinjeorienteringar uppnås inte med de föreslagna utformningarna. För detta skulle krävas alltför omfattande åtgärder. Fodringarna kommer mer verka som ett slitlager och successivt försvinna. Fler fodringar än de minsta möjliga är fördelaktigt om man på lång sikt vill bygga upp en mer stabil strand.
- Dynrekonstruktion bedöms vara en viktig åtgärd för att på sikt skydda Äspet mot erosion och översvämningrisker.
- Den minsta totala kostnaden inom en 10-års period för de föreslagna två alternativen förväntas uppgå till cirka 24 Mkr i utvinnings-, transport- och utläggningskostnader.
- Välgenomtänkta och konsekventa uppföljnings- och kontrollplaner på fodringarna bör upprättas och genomföras. Detta är ett viktigt led i att öka kunskapen om strandfodringars förutsättningar och påverkan i Sverige.

9 Referenser

Blomqvist, S. (1981): Ekologiska bedömningsgrunder för muddring och muddertippning.

Boyd, S.E., Limpenny, D., Rees, H.L., Cooper, K.M., & Campbell, S. (2003): Preliminary observations on the effects of dredging intensity on the recolonisation of dredged sediments off the southeast coast of England (Area 222). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 57: 209-223.

Boyd, S.E., Limpenny, D., Rees, H.L. & Cooper, K.C. (2005): The effects of marine sand and gravel extraction on the macrobenthos at a commercial dredging site (results 6 years post-dredging). *ICES Journal of Marine Science*, 62 (2): 145-162.

Clinton (2019). Marinbiologisk kontroll – Infaunaprovtagning och provfiske till kontrollprogram för kustskyddsåtgärder i Ystad 2019. Clinton Marine Survery AB

- Cooper, K.M., Boyd, S., Aldridge, J. & Rees, H. (2007): Cumulative impacts of aggregate extraction on seabed macro-invertebrate communities in an area off the east coast of the United Kingdom. *Journal of Sea Research*, 57(4): 288-302.
- Cooper, W.S, Townend, I.H. & Balson, P.S. (2008): A synthesis of current knowledge on the genesis of the Great Yarmouth and Norfolk Bank Systems. The Crown Estate, 69p, February 2008. ISBN: 978-0-9553427-8-3.
- Cooper, K.M., Barrio Frójan, C., Defew, E.C., Wan Hussin, W.M.R., Curtis, M., Bremner, J. & Patterson, D.M. (2011): Dredging Impacts Verified in Relation to Scientific Evidence (DIVERSE). Report MEPF/08/P40, February 2011.
- Dean, R., G. (2003). Beach nourishment: Theory and practice. World Scientific Publishing Company
- Desprez, M. (2000): Physical and biological impact of marine aggregate extraction along the French coast of the Eastern English Channel: short- and long-term post-dredging restoration. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 1428–1438.
- Ellis, D.V. (2003): The concept of ‘sustainable ecological succession’ and its value in assessing the recovery of sediment seabed biodiversity from environmental impact. *Marine Pollution Bulletin*, 46: 39-41.
- Foden, J., Rogers, S.I. & Jones, A.P. (2009): Recovery rates of UK seabed habitats after cessation of aggregate extraction. *Marine Ecology Progress Series*, 390: 15-28.
- Froján, C.R.S.B., Cooper, K.M., Bremner, J., Defew, E.C., Hussin, W.M.R.W. & Paterson, D.M. (2011): Assessing the recovery of functional diversity after sustained sediment screening at an aggregate dredging site in the North Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 92: 358-366.
- Greene, K. (2002). Beach nourishment: a review of the biological and physical impacts.
- Hallermeier, R. J. (1978). Uses for a Calculated Limit Depth to Beach Erosion. 16th Coastal Engineering Conference, 1493–1512. <https://doi.org/10.1061/9780872621909.090>
- Hallin, C., Almström, B., Hanson, H., Larson, M., & Persson, O. (2017). Sandbehov för att motverka stranderosion utmed Skånes sydkust under perioden 2017 – 2100. *VATTEN - Journal of Water Management and Research*, 73(November), 77–84.
- Himmelstoss, E. A., Henderson, R. E., Kratzmann, M. G., & Farris, A. S. (2018). Digital Shoreline Analysis System (DSAS) Version 5.0 User Guide. Open-File Report 2018-1179, 126.
- Herrera, A., Gomez-Pina, G., Fages, L., De La Casa, A. och Muñoz-Perez, J.J. (2010): Environmental Impact of Beach Nourishment: A Case Study of the Rio San Pedro Beach (SW Spain). *The Open Oceanography Journal*, 2010, 4, 32-41.
- ICES (2009): Effects of extraction of marine sediments on the marine environment 1998 – 2004. ICES cooperative research report No. 297.

José M. González-Correa, Yolanda Fernández-Torquemada, José Luis Sánchez-Lizaso. (2009). Short-term effect of beach replenishment on a shallow meadow. *Marine Environmental Research*, Elsevier, 2009, 68 (3) pp.143.

Last, K.S., Hendrick, V.J., Beveridge, C.M. & Davies, A.J. (2011): Measuring the effects of suspended particulate matter and smothering on the behaviour, growth and survival of key species found in areas associated with aggregate dredging. *Marine Environment Protection Fund. Report No. MEPF 08/P76*. 69pp.

Kenny, A.J. & Rees, H.L. (1994): The effects of marine gravel extraction on the macrobenthos: early post-dredging recolonisation. *Marine Pollution Bulletin*, 28 (7): 442-447.

Mangor, K., Drønen, N. K., Kærgaard, K. H., & Kristensen, S. E. (2017). Shoreline management guidelines. In DHI Water and Environment. Retrieved from www.dhigroup.com

Newell, R.C., Seiderer, L.J. & Hitchcock, D.R. (1998): The impact of dredging works in coastal waters: A review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the seabed. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 36: 127-78.

Newell, R.C., Seiderer, L.J., Robinson, J.E., Simpson, N.M., Pearce, B. & Reeds, K.A. (2004): Impacts of overboard screening on seabed and associated benthic biological community structure in relation to marine aggregate extraction. Technical Report to the Office of the Deputy Prime Minister (ODPM) and Mineral Industry Research Organisation (MIRO). Project No. SAMP.1.022. Marine Ecological Surveys Ltd, Bath BA1 2AY. 152pp.

Noriega, R. (2008): Environmental impacts of beach nourishment at Palm Beach. Griffith Centre for Coastal Management Research Report No. 83.

Persson, K. M., Nyberg, J., Ising, J., & Rodhe, L. (2016). Skånes känsliga stränder – erosionsförhållanden och geologi för samhällsplanering.

Robinson, D.P., Zepp, L. och Shoudy, H.M. (2001): The distribution of shore protection benefits: A preliminary examination. U.S. Office of Management and Budget.

Robinson, S. P., Theobald, P. D., Hayman, G., Wang, L. S., Lepper, P. A., Humphrey, V. F., & Mumford, S. (2011). Measurement of underwater noise arising from marine aggregate dredging operations.

SGU (2011): Ersättningsmaterial för naturgrus – kunskapssammanställning och rekommendationer för användningen av naturgrus. Författare: Mattias Göransson. SGU-rapport 2011:10.

SGU (2017). Förutsättningar för utvinning av marin sand och grus i Sverige

SGU, Nyberg, J., Goodfellow, B. and Ising, J. (2021) 'Fysiska och dynamiska förhållanden längs Skånes kust – underlag för klimatanpassningsåtgärder'.

The Crown Estate (2013): Aggregate dredging and the marine environment: an overview of recent research and current industry practice. ISBN: 978-1-906410-41-4.

Tillin, H.M., Houghton, A.J., Saunders, J.E., Drabble, R. & Hull, S.C. (2011): Direct and Indirect Impacts of Aggregate Dredging. Marine ALSF Science Monograph Series No.1.

Trapezia. (2016) Marinbiologisk kontroll 2016 - Sandhammar bank, Ystad sandskog och Löderups strandbad.

UNFCC (2006): Technologies for adaptation to climate change. ISBN 92-9219-029-6.