



Vega
verneområde styre

Møteinnkalling

Utvalg: Vega verneområde styre
Møtested: , Teams-møte
Dato: 26.04.2022
Tidspunkt: 10:00

Eventuelt forfall må meldes snarest til nasjonalparkforvalter. Vararepresentanter møter etter nærmere beskjed.

Saksliste

Utvalgs- saksnr	Innhold	Lukket	Arkiv- saksnr
ST 22/22	Godkjenning av møteinnkalling og protokoll fra forrige møte		
ST 23/22	Klage på vedtak om klagerett - 31/9 - Hysværøyan grunneierlag		2021/1995
ST 24/22	Søknad tilskudd til slått - Lånan fuglefredningsområde - Utværet Lånan AS		2021/3928
ST 25/22	Søknad om tilskudd til søppelplukking - Lånan fuglefredningsområde - Utværet Lånan AS		2021/3928
ST 26/22	Søknad midler til støtte klasseset - 9. trinn - Vega skole		2022/1548
ST 27/22	Høringsuttalelse til forslag til åpning for tarehøsting sør for Vega		2020/1312
RS 2/22	Revisjon av forvaltningsplan for Vegaøyan verdensarvområde - orientering		2012/83
ST 28/22	Eventuelt		

ST 22/22 Godkjenning av møteinnkalling og protokoll fra forrige møte



Arkivsaksnr: 2021/1995-0

Saksbehandler: Isa Skjelbostad

Dato: 31.03.2022

Utvalg	Utvalgssak	Møtedato
Vega verneområdestyre	23/22	26.04.2022

Klage på vedtak om klagerett - 31/9 - Hysværøyan grunneierlag

Viser til mottatt klage fra Hysværøyan grunneierlag av 25.03.2022 v/Gunvald Eilertsen. Det klages på vedtak satt i Vega verneområdestyre 04.03.2022 i sak 15/22. Vedtaket lyder som følger: Klage datert 5. februar 2022 fra Gunvald Eilertsen på vegne av Hysværøyan grunneierlag avvises på grunn av manglende klagerett, jf. Forvaltningslovens § 28.

Vedlegg:

- 1 Vedtak - klage - byggesak - Hysvær 31/9 - Hysværøyan grunneierlag
- 2 Svar tiltakshavere klage vedtak Hysvær 31/9 Lomsøya
- 3 Klage på vedtak i byggesak 05.02.2022.pdf
- 4 Klage på vedtak om klagerett 25.03.22.pdf

Forvalters tilrådning

Vega verneområdestyre endrer ikke sin innstilling fra 04.03.2022, og oversender klagen til Miljødirektoratet for videre behandling (jfr. forvaltningslovens §28 vedtak som kan påklages, klageinstans, og §33 saksforberedelsen i klagesak).

Klagen

Hysværøyan grunneierlag har sendt inn en klage på Vega verneområdestyres vedtak av 04.03.2022 (vedlagt) i sak 15/22. Saken gjaldt en klage som var sendt inn på vegne av Hysværøyan grunneierlag, i en byggesak i Hysvær som ble behandlet av styret 04.06.2021 og delvis behandlet på nytt 21.02.2022. Vedtaket lyder som følger: Klage datert 5. februar 2022 fra Gunvald Eilertsen på vegne av Hysværøyan grunneierlag avvises på grunn av manglende klagerett, jf. Forvaltningslovens § 28.

I klagen datert 25.04.2022 skiver klageren at «forvaltningens innstilling og styrets vedtak bygger beklageligvis på en konservativ og lite tidsmessig fortolkning av

organisasjoners muligheter til å få prøvet vedtak som berører aktuelt interesseområde, jfr. veileder fra miljødirektoratet om forvaltning av verneforskrifter pkt. 10.8»

Klager utdyper videre at det sentrale i klagen av 05.02.2022 omhandler at stilte vilkår i aktuell sak ikke begrunnes med konkrete forhold for denne saken, og slikt sett kan få presedensfølger for lignende og tilsvarende saker i Hysvær/Søla landskapsvernområde. Det påpekes også at det er vilkår i saken som bygger på feil fortolkning av kommunens arealplanmessige og lovmessige byggesaksregelverk.

Det påpekes at en evt. omgjøring av vedtakene vil være til fordel for tiltakshaver, og slikt sett uproblematisk, jfr. pkt. 11.10 i veileder fra Miljødirektoratet.

Vurdering av saken

Det fremkommer ikke nye forhold angående grunnlag for klage i klagen datert 25.03.2022 utover det som allerede har kommet frem i klage av 05.02.2022. Vurdering av hvorvidt Hysværøyan grunneierlag har klagerett i saken vil derfor være basert på de samme prinsippene.

Dersom vilkårene for å behandle klagen ikke foreligger, skal underinstansen i henhold til forvaltningsloven § 33 andre ledd avvise saken.

Enkeltvedtak kan påklages av en part eller annen med rettslig klageinteresse i saken, se forvaltningsloven § 28 første ledd.

Det er i juridisk litteratur sagt mye om hva som ligger i begrepet rettslig klageinteresse. For å ha rettslig klageinteresse må man ha en viss tilknytning til saken, uten at vedtaket nødvendigvis må ha rettslige konsekvenser for klageren. Det er tilstrekkelig at tilknytningen er av en slik art og styrke at det er rimelig å gi ham et rettskrav på å få vedtaket overprøvd (Eckhoff & Smith, Forvaltningsrett).

For å ha rettslig klageinteresse, må det foreligge en aktuell interesse. Fortidige og fremtidige forhold unndras dermed som regel. Videre må klager ha en viss tilknytning til saken. Det er ikke nødvendig at saken direkte gjelder vedkommende, men er tilstrekkelig at saken har klare faktiske virkninger for vedkommende.

Jan Fridthjof Bernt har i Norsk Lovkommentar sagt at det ikke uten videre kan være avgjørende at vedkommende har en nær tilknytning til saken, dersom vedtaket verken rettslig eller praktisk får virkninger for ham eller henne. Ved avgjørelsen må det vurderes hvor vesentlige interesser vedkommende har i nettopp dette konkrete vedtaket.

Vi kan ikke se at grunneierlaget har en slik tilknytning til saken at det foreligger klagerett. Grunneierlaget kan ikke sies å ha en aktuell interesse i saken, da klagen er begrunnet i at vedtakene omfatter forhold som på generelt grunnlag kan berøre andre grunneiere i været, og som kan få konsekvenser for tilsvarende og lignende saker i ettertid.

Øvrige grunneiere i landskapsvernområdet vil ha klagerett på eventuelle fremtidige vedtak som gjelder egne eiendommer, og vil da få anledning til å klage på vilkår og vedtak for øvrig. Det er ikke noen grunn til at grunneierlaget skal ha rettskrav på å få

overprøvd et vedtak med vilkår som er akseptert av den vedtaket direkte gjelder, jfr. vedlagt korrespondanse mellom forvalter og mottaker av dispensasjon.

En søknad om dispensasjon fra verneforskriften vil alltid måtte vurderes helt konkret, når det gjelder om dispensasjon kan gis og hvilke vilkår som skal stilles. Vi kan derfor ikke se at saken som gjelder dispensasjon for tiltak på eiendommen 31/9 har slike klare faktiske virkninger for grunneierlaget at det foreligger rettslig klageinteresse i saken.

Grunneierlaget har ikke rettslig klageinteresse i saken, og klagen avvises på dette grunnlag.

Vi finner likevel grunn til å også vurdere om klagen er fremmet innenfor klagefristen for de to vedtakene som omfattes.

Regler om klagefrist er gitt i forvaltningsloven § 29. Fristen for å klage er tre uker fra det tidspunkt underretning om vedtaket er kommet frem til vedkommende part. Grunneierlaget eller Eilertsen mottok ikke underretning om vedtaket.

For den som ikke har mottatt underretning om vedtaket, løper fristen fra det tidspunkt han har fått eller burde ha skaffet seg kjennskap til vedtaket, se § 29 andre ledd. Ved vedtak som går ut på å tilstå noen en rettighet, skal klagefristen for andre likevel senest løpe ut når det er gått tre måneder fra det tidspunkt vedtaket ble truffet.

Vi er ikke kjent med når Eilertsen/grunneierlag fikk eller burde ha skaffet seg kjennskap til vedtaket datert 4. juni 2021, men klagefristen på tre måneder er uansett oversittet. Vi kan ikke se at det i henhold til forvaltningsloven § 31 er grunnlag for oppreisning for oversitting av klagefristen.

Klagen er imidlertid fremmet innenfor klagefristen for vedtaket datert 21. januar 2022. Dette vedtaket gjelder imidlertid bare størrelse og plassering av kai og flytebrygge.

Dersom grunneierlaget hadde hatt rettslig klageinteresse, ville det altså uansett ikke ha vært grunnlag for å behandle de delene av klagen som gjelder vedtaket fra juni 2021.

Vega verneområdestyre

Co. Statsforvalteren i Nordland
Postboks 1405
8002 Bodø

8906 Brønnøysund den 25.03.2022

Klage på vedtak om klagerett – byggesak på gnr. 31/9 I Hysværøyan

Det vises til vedtak i Vega verneområdestyre den 04.03.2022 - sak 15/22, oversendt undertegnede den 07.03.2022.

Vedtaket har slik ordlyd som innstilt:

Klage datert 5.februar 2022 fra Gunvald Eilertsen på vegne av Hysværøyan grunneierlag avvises på grunn av manglende klagerett, jf. forvaltningslovens §28.

Forvaltningens innstilling og styrets vedtak bygger beklageligvis på en konservativ og lite tidsmessig fortolkning av organisasjoners muligheter til å få prøvet vedtak som berører aktuelt interesseområde, jfr. veileder fra Miljødirektoratet om forvaltning av verneforskrifter pkt.10.8.

Det sentrale i klagen går på at stilte vilkår for dispensasjoner i aktuell sak ikke begrunnes i konkrete forhold for denne saken, og slikt sett kan få presedensfølger for lignende og tilsvarende saker i Hysvær/Søla landskapsvernområde.

I tillegg er det åpenbart vilkår som bygger på en feil fortolkning av kommunens arealplanmateriale og lovmessig byggesaksregelverk.

Disse forholdene er etter min vurdering av en slik karakter at det er legitimt for Hysværøyan grunneierlag å gis klagerett i saken.

Uavhengig av dette er det jo slik at en eventuell omgjøring av vedtak i saken vil være til fordel for tiltakshaver, og slikt sett uproblematisk, jf. Pkt. 11.10 i veileder fra MD.

Jeg har forventinger til at klageinstansen konkluderer med at Hysværøyan grunneierlag gis klagerett i saken, og at dispensasjonssaken behandles på nytt på en ryddigere og bedre kvalitetssikret måte.

Med hilsen

Gunvald Eilertsen



**Vega
verneområdestyre**

Postadresse
c/o Statsforvalteren i Nordland
Postboks 1405
8002 Bodø

Besøksadresse
Nes
8980 Vega

Kontakt
Sentralbord: +47 75 53 15 00
Direkte: +47 75547968
sfnopost@statsforvalteren.no
www.nasjonalparkstyre.no/vega

Hysværøyan grunneierlag

Saksbehandler Isa Skjelbostad

Vår ref. 2021/1995

Deres ref.

Dato 07.03.2022

Vedtak Klage på vedtak - byggesak - Hysvær 31/9 - Hysværøyan grunneierlag

Vega verneområdestyre viser til brev av 5. februar 2022 hvor Hysværøyan grunneierlag v/Gunvald Eilertsen klagde på vedtak av 4. juni 2021 og 21. januar 2022, som gjelder dispensasjon i forbindelse med bygging på eiendommen på 31/9 i Hysværet.

Vega verneområdestyrets vedtak 04.03.2022:

Klage datert 5. februar 2022 fra Gunvald Eilertsen på vegne av Hysværøyan grunneierlag avvises på grunn av manglende klagerett, jf. forvaltningsloven § 28.

Se fullstendig vurdering av saken under og i vedlagt saksfremlegg.

I medhold av forvaltningslovens Kap. VI er det klagerett på vedtaket. Eventuell klage skal stilles til Miljødirektoratet, og sendes til Vega verneområdestyre, Molovegen 10, 8002 Bodø innen 3 (tre) uker fra mottakelsen av dette brevet.

Med hilsen

André Møller
Leder i Vega verneområdestyre

Isa Skjelbostad
Verneområdeforvalter

Dette brevet er godkjent elektronisk og har derfor ikke underskrift.

Vedlegg:

- 1 Saksframlegg med vedtak
- 2 Vega verneområdestyre den 05.02.2022.pdf

Kopi til:

Tord Moe Laeskogen
Statsforvalteren i Nordland
SFNO lokalt
Nydalen Arkitektkontor

Postboks 1405

8002 BODØ

Naturreservat Lånan-Skjærvær, Eidemsliene, Holandsosen og Kjellerhaugvatnet
Landskapsvernområde Hysvær/Søla
Biotopvern Lånan, Flovær, Skjærvær og Muddvær



**Vega
verneområdestyre**

Miljødirektoratet
Vega kommune

Postboks 5672 Sluppen
Gladstad

7485 TRONDHEIM
8980 Vega



Saksfremlegg

Arkivsaksnr: 2021/1995-18
Saksbehandler: Isa Skjelbostad
Dato: 15.02.2022

Utvalg	Utvalgssak	Møtedato

Klage på vedtak - byggesak - Hysvær 31/9 - Hysværøyan grunneierlag

Vedlegg:

- 1 Svar tiltakshavere klage vedtak Hysvær 31/9 Lomsøya
- 2 Klage på vedtak - byggesak - Lomsøya - Hysværet - 31/9 - Vega
- 3 Spørsmål om hjemmel for vedtak med vilkår
- 4 Svar spørsmål om hjemmel for vedtak for Lomsøya, Hysvær

Gunvald Eilertsen har i brev av 5. februar 2022 klaget på vedtak av 4. juni 2021 og 21. januar 2022, som gjelder dispensasjon i forbindelse med bygging på eiendommen 31/9 i Hysværet. Klagen er fremmet på vegne av Hysværøyan grunneierlag.

Forvalters tilrådning

Klage datert 5. februar 2022 fra Gunvald Eilertsen på vegne av Hysværøyan grunneierlag avvises på grunn av manglende klagerett, jf. forvaltningsloven § 28.

Saksprotokoll i -

Behandling



Vedtak

Klagen

I klagebrevet står det «Grunnlaget for klagen er at vedtakene omfatter forhold som på generelt grunnlag kan berøre andre grunneiere i været, og som kan få konsekvenser for tilsvarende og lignende saker i ettertid. Vedtaket er også etter min vurdering beheftet med feil og mangler.»

I dispensasjonsvedtaket fattet 4. juni 2021 ble det satt vilkår for byggetillatelsen som er grunnlag for klagen. Det gjelder disse vilkårene: platting i tilknytning til hovedhuset på maks 20 kvm, i stedet for omsøkte platting på ca. 50 kvm; flytebrygga skal være åpen for fri benyttelse; arbeidet tilknyttet byggetiltakene må ikke skje i hekketiden for sjøfugl (15. april – 31. juli); bygget må tilpasses eksisterende byggeskikk i Hysvær (jfr. kommuneplanen 2010 §8.3.10). Se vedlagt klagebrev.

Vedtaket 21.01.2022 overlapper til dels tidligere vedtak i byggesaken (endring av størrelse og plassering på kai og flytebrygge), og dette legges til grunn for at alminnelig klagefrist på 3 uker er overholdt.

Det ble sendt inn spørsmål om hjemmel til dispensasjonen til forvaltningen i brev av 17.01.2022 i forkant av innsendelse av klage. Forvalter svarte på dette i brev av 24.02.2022. Begge brev ligger vedlagt.

Vurdering av saken

Det ble sendt inn spørsmål om hjemmel for vedtak til forvaltningen i brev av 17.01.2022 i forkant av innsendelse av klage. Forvalter svarte på dette i brev av 24.02.2022. Begge brev ligger vedlagt.

Dersom vilkårene for å behandle klagen ikke foreligger, skal underinstansen i henhold til forvaltningsloven § 33 andre ledd avvise saken.

Enkeltvedtak kan påklages av en part eller annen med rettslig klageinteresse i saken, se forvaltningsloven § 28 første ledd.

Det er i juridisk litteratur sagt mye om hva som ligger i begrepet rettslig klageinteresse. For å ha rettslig klageinteresse må man ha en viss tilknytning til saken, uten at vedtaket nødvendigvis må ha rettslige konsekvenser for klageren. Det er tilstrekkelig at tilknytningen er av en slik art og styrke at det er rimelig å gi ham et rettskrav på å få vedtaket overprøvd (Eckhoff & Smith, Forvaltningsrett).

For å ha rettslig klageinteresse, må det foreligge en aktuell interesse. Fortidige og fremtidige forhold unndras dermed som regel. Videre må klager ha en viss tilknytning til saken. Det er



ikke nødvendig at saken direkte gjelder vedkommende, men er tilstrekkelig at saken har klare faktiske virkninger for vedkommende.

Jan Fridthjof Bernt har i Norsk Lovkommentar sagt at det ikke uten videre kan være avgjørende at vedkommende har en nær tilknytning til saken, dersom vedtaket verken rettslig eller praktisk får virkninger for ham eller henne. Ved avgjørelsen må det vurderes hvor vesentlige interesser vedkommende har i nettopp dette konkrete vedtaket.

Vi kan ikke se at grunneierlaget har en slik tilknytning til saken at det foreligger klagerett. Grunneierlaget kan ikke sies å ha en aktuell interesse i saken, da klagen er begrunnet i at vedtakene omfatter forhold som på generelt grunnlag kan berører andre grunneiere i været, og som kan få konsekvenser for tilsvarende og lignende saker i ettertid.

Øvrige grunneiere i landskapsvernområdet vil ha klagerett på eventuelle fremtidige vedtak som gjelder egne eiendommer, og vil da få anledning til å klage på vilkår og vedtak for øvrig. Det er ikke noen grunn til at grunneierlaget skal ha rettskrav på å få overprøvd et vedtak med vilkår som er akseptert av den vedtaket direkte gjelder.

En søknad om dispensasjon fra verneforskriften vil alltid måtte vurderes helt konkret, når det gjelder om dispensasjon kan gis og hvilke vilkår som skal stilles. Vi kan derfor ikke se at saken som gjelder dispensasjon for tiltak på eiendommen 31/9 har slike klare faktiske virkninger for grunneierlaget at det foreligger rettslig klageinteresse i saken.

Grunneierlaget har ikke rettslig klageinteresse i saken, og klagen avvises på dette grunnlag.

Vi finner likevel grunn til å også vurdere om klagen er fremmet innenfor klagefristen for de to vedtakene som omfattes.

Regler om klagefrist er gitt i forvaltningsloven § 29. Fristen for å klage er tre uker fra det tidspunkt underretning om vedtaket er kommet frem til vedkommende part. Grunneierlaget eller Eilertsen mottok ikke underretning om vedtaket.

For den som ikke har mottatt underretning om vedtaket, løper fristen fra det tidspunkt han har fått eller burde ha skaffet seg kjennskap til vedtaket, se § 29 andre ledd. Ved vedtak som går ut på å tilstå noen en rettighet, skal klagefristen for andre likevel senest løpe ut når det er gått tre måneder fra det tidspunkt vedtaket ble truffet.

Vi er ikke kjent med når Eilertsen/grunneierlag fikk eller burde ha skaffet seg kjennskap til vedtaket datert 4. juni 2021, men klagefristen på tre måneder er uansett oversittet. Vi kan ikke se at det i henhold til forvaltningsloven § 31 er grunnlag for oppreisning for oversitting av klagefristen.

Klagen er imidlertid fremmet innenfor klagefristen for vedtaket datert 21. januar 2022. Dette vedtaket gjelder imidlertid bare størrelse og plassering av kai og flytebrygge.

Dersom grunneierlaget hadde hatt rettslig klageinteresse, ville det altså uansett ikke ha vært grunnlag for å behandle de delene av klagen som gjelder vedtaket fra juni 2021.



Klageadgang

Vedtaket om avvisning er i henhold til forvaltningsloven § 2 tredje ledd et enkeltvedtak, og vedtaket kan innen tre uker fra mottatt underretning påklages til Miljødirektoratet. En eventuell klage skal stilles til miljødirektoratet, og sendes til Vega verneområdestyre, Moloveien 10, 8002 Bodø innen 3 (tre) uker fra mottakelsen av dette brevet.

Fra: Ragnvald Halset[ragnvald@Nyark.no]
Sendt: 10.02.2022 09:14:08
Til: Skjelbostad, Isa[isskj@statsforvalteren.no]
Kopi: Tord Moe Laeskogen[tord.moe.laeskogen@sundvolden.no];
Tittel: SV: Klage vedtak Hysvær 31/9 Lomsøya

Hei igjen,

Takk for svært rask og positiv tilbakemelding.

Mvh
Ragnvald
NYARK
99586790

Fra: Skjelbostad, Isa <isskj@statsforvalteren.no>
Sendt: 10. februar 2022 09:11
Til: Ragnvald Halset <ragnvald@Nyark.no>
Kopi: Tord Moe Laeskogen <tord.moe.laeskogen@sundvolden.no>
Emne: Re: Klage vedtak Hysvær 31/9 Lomsøya

Hei

Det er ikke slik at klagen går ut på at det ikke kan bygges, og det er ikke fattet noen beslutning om at byggingen må utsettes til klagen er behandlet. Det må hjemles i forvaltningsloven §42, og vi har ingen grunn til å vurdere dette ut ifra innholdet i klagen. Slik at så lenge dere får dispensasjon fra kommunen så kan dere begynne som planlagt.

Jeg vil holde dere oppdatert på hva vi kommer frem til i styret.

Mvh
Isa

Fra: Ragnvald Halset <ragnvald@Nyark.no>
Sendt: Thursday, February 10, 2022 8:56:40 AM
Til: Skjelbostad, Isa <isskj@statsforvalteren.no>
Kopi: Tord Moe Laeskogen <tord.moe.laeskogen@sundvolden.no>
Emne: SV: Klage vedtak Hysvær 31/9 Lomsøya

Hei,

Det var svært beklagelig med en klage nå. Vi trodde at alle klagefrister var overskredet. Vi er godt i gang med planlegging av etablering av kai og flytebrygg etter siste vedtak i verneområdestyret. Vi venter bare på vedtak i Vega kommune.

Er det noen mulighet for at dere kommer til å endre vedtaket den 4. mars og at vi må stille planene i beror inntil dere gir oss bakemelding. Vi nærmer oss raskt april og hekke tiden.

Mvh

Ragnvald

NYARK

99586790

Fra: Skjelbostad, Isa <isskj@statsforvalteren.no>

Sendt: 8. februar 2022 11:07

Til: Ragnvald Halset <ragnvald@Nyark.no>; Tord Moe Laeskogen <tord.moe.laeskogen@sundvolden.no>

Kopi: geilertsen@hotmail.com

Emne: Klage vedtak Hysvær 31/9 Lomsøya

Hei

Det har kommet inn en klage på vedtakene fattet i forbindelse med dispensasjonen gitt til bygging på gnr. 31, bnr. 9 i Hysvær/Søla landskapsvernområde med dyrelivsfredning. Klagen er sendt inn på vegne av Hysværøyan grunneierlag. Dere underrettes i henhold til forvaltningsloven §33 tredje ledd.

Jeg legger ved kopi av klagen, og tidligere korrespondanse med leder av grunneierlaget til orientering. Dere har to uker til å komme med en uttalelse på saken om dere skulle ønske det. Vi tar sikte på å få behandlet klagen på styremøte den 4. mars. Det vil bli vurdert om vedkommende har rettslig klageinteresse, og om klagefrister er overholdt.

Med vennlig hilsen

Isa Nergård Skjelbostad

Verneområdeforvalter



Vega
verneområdestyre

Telefon: 94 25 48 59

E-post: isskj@statsforvalteren.no

Vega verneområdestyre

Co. Statsforvalteren i Nordland
Postboks 1405
8002 Bodø

Brønnøysund den 05.02.2022

KLAGE PÅ VEDTAK – DISPENSASJONSBEHANDLING AV BYGGESAK PÅ LOMSØYA – GNR. 31/9 I HYSVÆRET

På vegne av Hysværøyan grunneierlag finner jeg grunn til å klage på vedtak fattet av Vega verneområdestyre i møter den 04.06.2021 og 21.01.2022 som gjelder dispensasjonsbehandling av byggesøknad på gnr. 31/9 i Hysværet.

Grunnlaget for klagen er at vedtakene omfatter forhold som på generelt grunnlag kan berører andre grunneiere i været, og som kan få konsekvenser for tilsvarende og lignende saker i ettertid. Vedtaket er og så etter min vurdering beheftet med feil og mangler.

Eiendommen Lomsøy i Hysværet ligger i Hysvær/Søla landskapsvernområde med dyrelivsfredning. Det planlegges gjenoppbygging av bygninger på boplass som ble fraflyttet for ca. 60 år siden, og hvor det nå bare er rester igjen av våningshus og fjøs. Sjøhuset ble tatt med ved flytting til Vega.

I vedtaket den 04.06.2021 gis det dispensasjon fra vernebestemmelsene på i alt ni vilkår, og det er noen av disse vilkårene som er utgangspunktet for denne klagen. Selve dispensasjonsvedtaket har slik ordlyd:

Enstemmig vedtak i Vega verneområdestyre 04.06.2021:

Grunneierne på gnr. 31, bnr. 9 ved Tord Moe Laeskogen, gis dispensasjon fra byggeforbudet i Hysvær/Søla landskapsvernområde med dyrelivsfredning til å sette opp hovedhuset på 55m² som vist på tegning, med platt på maks 20m² (Brutto Ytre Areal på 75 m²). Dispensasjonene er hjemlet i § 3, pkt. 4 i verneforskriften.

Vilkårene for dette positive dispensasjonsvedtaket er følgende ni strekpunkt:

- Boligen skal ha et BYA på 55 m², med tilknyttende platt på maks 20 m².
- Uthuset skal ha et BYA på 64 m².
- Kai skal ha et BYA på maks 100 m².
- Bygningene skal være tilknyttet de eksisterende på eiendommen, som vist i søknad.
- Flytebrygga skal være åpent til fri benyttelse for ilandstigning for allmennheten
- Det skal ikke støypes, sprenges eller på annen måte settes permanente innretninger i forbindelse med landfeste til flytebrygga, med unntak av bolter i stein.
- Flytebrygga skal ikke være større enn 3 x 6 meter.
- Arbeidet tilknyttet byggetiltakene må ikke skje i hekketiden for sjøfugl (dvs. 15.april – 31.juli).
- Bygget må tilpasses eksisterende byggeskikk i Hysvær (jfr. kommuneplan 2010 § 8.3.10).

I dispensasjonsvedtaket og første strekpunkt er omsøkt platting på ca. 50 kvm. avgrenset til 20 kvm., uten at dette begrunnes nærmere i saksutredningen. Det er videre uklart hva henvisningen til «Brutto Ytre Areal på 75 kvm.» gjelder.

En nærliggende forklaring kan være en henvisning til en kommuneplanbestemmelse om maks BYA på 70 kvm. for fritidsboliger i verdensarvområdet i kombinasjon med en feilaktig forståelse av at platting skal inngå i beregning av BYA.

I femte strekpunkt er det satt et vilkår om at flytebrygga skal være åpen til fri benyttelse for ilandstigning for allmenheten.

Det er fullstendig uforståelig hvorfor hensynet til allmenheten trekkes inn i denne saken. Flytebrygga er adkomsten til en fritidsbolig på ei lita øy, og er slikt sette ikke relevant som tilkomst for allmenheten - utover det å besøke eierne eller som del av eiers planlagte bruk, og det trenger man som kjent ingen godkjenning for..

Dette vilkåret er en urimelig inngripen i den privatrettslige råderetten over egen eiendom. I saken er det opplyst at kai og flytebrygge ligger 35 meter fra hovedhuset, og vil uavhengig av øyas beskjedne størrelse være en del av det som betraktes som «privat» område.

I åttende strekpunkt er det satt vilkår om at arbeidet tilknyttet byggetiltakene ikke må skje i hekketiden for sjøfugl (dvs. 15.april-31.juli).

I saksutredningen er dette kort begrunnet med hensynet til hekkesesong for sjøfugl. Konsekvensen av et slikt vilkår er at byggearbeidene må fordeles over flere sesonger og derfor vil være fordyrende for tiltakene. Dette står i motsetning til at det i saksutredningen er poengtert at det ikke er aktuelt å stille fordyrende vilkår.

Å gjennomføre byggetiltak i øyene er som kjent svært utfordrende, både praktisk og klimatisk, og å være avskåret fra vår- og sommermåned framstår som svært urimelig, spesielt nå hensynet til hekkende fugl ikke konkretiseres eller dokumenteres nærmere.

Ved å legge strenge begrensninger på nødvendig aktivitet for å bevare og fornye bygningsmiljøet som en vesentlig del av kulturlandskapet, vil dette også kunne hevdes å være i konflikt med verneformålet.

I og med at disse problemstillingene ikke er belyst, avveid og avgrenset i denne saken, frykter jeg at dette lett kan danne presedens for lignende søknader i Hysværet.

Samtidig er vi jo selvfølgelig innforstått med at hensynet naturmiljøet skal tillegges stor vekt i alle sammenhenger, men da må jo dette kunne presiseres i vedtaket som et vilkår om at det skal tas hensyn til eventuelle hekkende fugl i nærområdet.

I niende og siste strekpunkt er det satt et vilkår om at bygget må tilpasses eksisterende byggeskikk i Hysværet (jfr. kommuneplanens 2010 § 8.3.10).

I og med at byggetiltaket er en del av dispensasjonsbehandlingen er det uklart hva som ligger i dette vilkåret. Kan det forstås som at den omsøkte utformingen ikke ansees å være godt nok tilpasses lokal byggeskikk, eller er det bare en presisering med henvisning til kommuneplanbestemmelser?

Samtidig er det også grunn til å stille spørsmål ved om verneområdestyret i det hele tatt har et formelt grunnlag å mene noe om spørsmål som kommunen som plan- og bygningsmyndighet har vedtakskompetanse på. Jeg kan ikke se at vernebestemmelsene har noen bestemmelser om byggeskikk. Ved å ta inn dette som et vilkår for dispensasjon skapes det en usikkerhet på dette området.

Den 21.01.2022 ble det fattet et nytt dispensasjonsvedtak med vilkår i forbindelse med behandling av søknad om å benytte helikopter til transport av byggematerialer til byggeplass på Lomsøya og justert plassering av kai og størrelse på flytebrygge.

Vedtaket har slik ordlyd:

Enstemmig vedtak i Vega verneormådestyre 21.01.2022:

Grunneiere på gnr. 31, bnr 9 Lomsøya AS v/Tord Moe Laeskogen, gis dispensasjon fra byggeforbudet i Hysvær/Søla landskapsvernområde med dyrelivsfredning til å sette opp kai og flytebrygge som vist på tegning. Lomsøya AS v/Tord Moe Laeskogen gis avslag på søknad om frakt av materiale med helikopter. Dispensasjonen er hjemlet i §5, pkt 1 i verneforskriften. Avslag er hjemlet i §3, pkt. 4 i verneforskriften.

Vilkår for dispensasjonen:

- Dispensasjonen erstatter dispensasjonen for størrelse og plassering av kai og flytebrygge som ble gitt 11.08.2021.
- Flytebrygga skal ikke være større enn 3mx7,5m.
- Kai skal ha et BYA på maks 100m².
- Flytebrygge og kai skal plasseres slik det er vist i søknaden.
- Flytebrygga skal være åpen til fri benyttelse for ilandsstigning for allmennheten.
- Det skal ikke støpes, sprenges eller på annen måte settes permanente innretninger i forbindelse med landfeste til flytebrygga, med unntak av bolter i stein
- Arbeidet tilknyttet byggetiltakene må ikke skje i hekketiden for sjøfugl (dvs. 15. april til 31. juli).

Før byggingen kan iverksettes må nødvendig tillatelse fra Vega kommune som plan- og bygningsmyndighet foreligge

I og med at vedtaket den 21.01.2022 til dels overlapper tidligere vedtak i byggesaken, legger jeg til grunn alminnelig klagefrist etter siste vedtak, og at Hysværøyan grunneierlag har klagerett i saken.

Med Hilsen

Gunvald Eilertsen
for Hysværøyan grunneierlag



Arkivsaksnr: 2021/3928-0

Saksbehandler: Isa Skjelbostad

Dato: 12.04.2022

Utvalg	Utvalgssak	Møtedato
Vega verneområdestyre	24/22	26.04.2022

Søknad tilskudd til slått - Lånan fuglefredningsområde - Utværet Lånan AS

Utværet Lånan AS v/Hildegunn Nordum søkte i brev av 12.04.2022 om støtte på 70 000 kr til slåttarbeid, og drivstoff og reparasjon til slåttmaskin.

Vedlegg:

- 1 Slått Lånan
- 2 Søknad om Slått 2022. Vega verneområdestyre

Forvalters tilrådning

Utvær Lånan AS tildeles 70 000 kr til slåttarbeid i Lånan fuglefredningsområde 2021. Midlene tas fra budsjettpost 4.

Tiltak	Navn	Foreslått 2022	Budsjett 2022
1	Beiting Holandsosen naturreservat	30000	30000
2	Beiting Hysvær/Søla LVO	30000	30000
3	Beiting Kjellerhaugvatnet NR	30000	10000
4	Slått i Lånan	91500	70000
5	Fjerne spredt sitkagran	150000	64500
6	Slått i Skjærvær	70000	40000
7	Slått i Flovær	22000	22000
8	Slått i Muddvær	30000	30000
9	Hogst av sitkagran av skogsbrukselever	40000	25000
10	Informasjonsmateriell på norsk, engelsk og tysk	32000	0
11	Utedo på Søla	30000	30000
12	Utedo i Lånan	30000	0
13	Fuglekikkerhus	150000	150000
14	Utarbeiding av nye verneplakater	50000	30000
15	Marin forsøpling og informasjon	25000	25000
16	Utbedring av jordkjeller	5000	5000
17	Bekjempelse av predator (mink)	21500	21500
18	Bekjempelse av predator (kråke)	12000	12000
19	Informasjon og annonsering	30000	10000
20	Vedlikehold og utbedring av beitegjerde	20000	6000
21	Vedlikehold av gjerde i Skjærvær	7000	5000
22	Plukking og klipping av sitka i Kjeller, Holands og Hysvær	20000	20000
23	Befaring i verneområdene med båt	30000	0
24	Lyngsviing i Holandsosen	4000	4000
25	Klipping Holandsosen	10000	10000
26	Tistel Hysvær	10000	10000
27	Ferdseplakater Flovær, Søla, Skjærvær, Hysvær, Lånan	60000	30000
28	Uforutsette utgifter	10000	10000
	Sum	1050000	700000

Søknaden

Utværet Lånan AS formidler i brev av 12.04.2022 at de ønsker å slå på Heimlandet, Øytangen, Svinskjær og Hauøya og Nordøy og Nordøyskjær i Lånan fuglefredningsområde. I fjor ble veldig mange steder slått to ganger og det vil bli gjort i år også.

De søker tilskudd til slått, drivstoff og slåmaskin kr 70.000. Midlene vil dekke lønn for ungdommen som gjennomfører slåtten, samt reparasjon av og drivstoff til slåttemaskin.

Utværet Lånan AS søkte i tillegg om midler fra Statsforvalteren i Nordland, og får noe støtte også fra dem. Dette er ikke nok til å dekke utgiftene av arbeidet, jfr. vedlagt korrespondanse.

Vurdering av saken

For å bevare en artsrik slåttemark er det viktig å holde arealet åpent. God lystilgang gjennom slått og fjerning av høyet gir mange små og/eller konkurransesvake arter mulighet til å etablere seg uten at enkelte arter overtar. Ved slått blir alle planter kuttet av som fører til en jevn struktur og fordeling av arter i enga.

I Lånan slår de mjødurt og gress fra midten av juli til ut juli/starten av august og de fjerner gresset. Denne årlige slåtten gir et rikt botanisk biologisk mangfold.

Budsjettposten på slåttearbeid på Lånan er på 70 000 kr. Det er derfor ikke behov for å omrokere midlene.

From: Hildegunn Nordum[hildegunn@lanan.no]

Sent: 12.04.2022 10:06:08

To: Skjelbostad, Isa[isskj@statsforvalteren.no]

Subject: Slått Lånan

Heia

Tusen takk Isa 😊 Supert.

Ha en fin påske og kos deg.

Mvh Hildegunn

Fra: Skjelbostad, Isa <isskj@statsforvalteren.no>

Sendt: tirsdag 12. april 2022 08:20

Til: Hildegunn Nordum <hildegunn@lanan.no>

Emne: SV: Slått Lånan

Hei Hildegunn

Beklager sent svar, jeg satt i bilen østover på fredag.

Det var i utgangspunktet satt av 70 000 i budsjettet vårt til slått i Lånan, og de midlene har ikke blitt flyttet på enda. Kan du sende en søknad på det slik at vi får behandlet det i styret etter påske? Hvis jeg får inn søknaden før 19.04 burde vi få behandlet den på neste møte 😊 evt. så får vi behandlet den i juni.

Med vennlig hilsen

Isa Nergård Skjelbostad

Verneområdeforvalter



Vega
verneområdestyre

Telefon: 94 25 48 59

E-post: isskj@statsforvalteren.no

Fra: Hildegunn Nordum <hildegunn@lanan.no>

Sendt: fredag 8. april 2022 15:57

Til: Skjelbostad, Isa <isskj@statsforvalteren.no>

Emne: SV: Slått Lånan

Heia

Takk for sist 😊

I dag fikk vi tilsagn fra statsforvalteren angående skjøtsel på Lånan.

Vi får kr 34.500 til slått og det er altfor lite. Vi søkte om 120.000. Legger ved tilsagnet.

Jeg håper vi kan søke om midler til skjøtsel hos verdensarven. Vi har mange flinke ungdommer som vil jobbe med skjøtsel om sommeren men uten penger til å betale dem blir det vanskelig. Maskinene vi bruker trenger også reparasjoner og det går med en del drivstoff.

Håper dere kan hjelpe oss slik at vi får drevet med skjøtsel i år også 😊

Med vennlig hilsen
Hildegunn Nordum

Mobil: (+47) 452 72 654
E-post: hildegunn@lanan.no

Utværet Lånan as
Postboks 53
1682 Skjærhallen
Norway



Se våre websider på: www.lanan.no
Bli venn med oss på [Facebook](https://www.facebook.com/lanan.no)

Fra: Skjelbostad, Isa <isskj@statsforvalteren.no>
Sendt: fredag 1. april 2022 09:13
Til: Hildegunn Nordum <hildegunn@lanan.no>
Emne: SV: Slått Lånan

Den er mottatt 😊 neste styremøte er 26. april, dere vil få svar etter det.

Med vennlig hilsen

Isa Nergård Skjelbostad
Verneområdeforvalter



Vega
verneområdestyre

Telefon: 94 25 48 59

E-post: isskj@statsforvalteren.no

Fra: Hildegunn Nordum <hildegunn@lanan.no>

Sendt: torsdag 31. mars 2022 17:15

Til: Skjelbostad, Isa <isskj@statsforvalteren.no>

Emne: SV: Slått Lånan

Heia

Takk, da søker vi om midler til søppel plukking.

Legger ved søknad.

Mvh Hildegunn

Fra: Skjelbostad, Isa <isskj@statsforvalteren.no>

Sendt: torsdag 31. mars 2022 15:28

Til: Hildegunn Nordum <hildegunn@lanan.no>

Emne: SV: Slått Lånan

Ja ok, da blir det utbetalt over andre midler enn verneområdestyret sine midler. Da regner jeg med at vi ikke skal bidra med midler til slått i år siden dere får støtte fra statsforvalteren.

Ja, søk gjerne til oss for midler til søppelplukking, det er viktig å få gjennomført.

Med vennlig hilsen

Isa Nergård Skjelbostad

Verneområdeforvalter



Vega
verneområdestyre

Telefon: 94 25 48 59

E-post: isskj@statsforvalteren.no

Fra: Hildegunn Nordum <hildegunn@lanan.no>

Sendt: torsdag 31. mars 2022 13:35

Til: Skjelbostad, Isa <isskj@statsforvalteren.no>

Emne: SV: Slått Lånan

Heia

Vi har søkt om midler til slått. Vi fikk beskjed om å søke i januar hos Statsforvalteren i Nordland.

Men jeg viste ikke hvem jeg kunne søke om midler til søppelplukking.

Vi bruker å søke om 8000. Kan vi søke til deg?

Mvh Hildegunn

Fra: Skjelbostad, Isa <isskj@statsforvalteren.no>

Sendt: torsdag 31. mars 2022 09:38

Til: Hildegunn Nordum <hildegunn@lanan.no>

Emne: Slått Lånan

Hei Hildegunn

I fjor søkte Utværet Lånan om midler til slått og søppelplukking. Har dere planer om så sende inn en liknende søknad i år?

Med vennlig hilsen

Isa Nergård Skjelbostad

Verneområdeforvalter



**Vega
verneområdestyre**

Telefon: 94 25 48 59

E-post: isskj@statsforvalteren.no

Vega verneområdestyre.

Isa Nergård Skjelbostad

Verneområdeforvalter

8980 Vega

Søknad slått på Lånan 2022.

Vi har tenkt å slå på Heimlandet, Øytangen, Svinskjær og Hauøya og Nordøy og Nordøyskjær. I fjor ble veldig mange steder slått to ganger og det vil bli gjort i år også.

Vi søker tilskudd til slått, drivstoff og slåmaskin kr 70.000

Håper på positivt svar 😊

Vennlig hilsen

Hildegunn Nordum

Utværet Lånan

Postboks 53

1682 Skjærhallen



Arkivsaksnr: 2021/3928-0

Saksbehandler: Isa Skjelbostad

Dato: 01.04.2022

Utvalg	Utvalgssak	Møtedato
Vega verneområdestyre	25/22	26.04.2022

Søknad om tilskudd til søppelplukking - Lånan fuglefredningsområde - Utværet Lånan AS

Viser til brev av 31.03.2022 (vedlagt) fra Utværet Lånan AS v/Hildegunn Nordum om støtte på 8000 kr til ungdom som plukker søppel i Lånan fuglefredningsområde sommer 2022.

Vedlegg:

- 1 Søknad søppel 2022.pdf

Forvalters tilrådning

Utværet Lånan AS tildeles 8000 kr til søppelrydding i Lånan fuglefredningsområde i 2022. Midlene tas fra budsjettpost 15.

Tiltak	Navn	Foreslått 2022	Budsjett 2022
1	Beiting Holandsosen naturreservat	30000	30000
2	Beiting Hysvær/Søla LVO	30000	30000
3	Beiting Kjellerhaugvatnet NR	30000	10000
4	Slått i Lånan	91500	70000
5	Fjerne spredt sitkagran	150000	64500
6	Slått i Skjærvær	70000	40000
7	Slått i Flovær	22000	22000
8	Slått i Muddvær	30000	30000
9	Hogst av sitkagran av skogsbrukselever	40000	25000
10	Informasjonsmateriell på norsk, engelsk og tysk	32000	0
11	Utedo på Søla	30000	30000
12	Utedo i Lånan	30000	0
13	Fuglekikkerhus	150000	150000
14	Utarbeiding av nye verneplakater	50000	30000
15	Marin forsøpling og informasjon	25000	25000
16	Utbedring av jordkjeller	5000	5000
17	Bekjempelse av predator (mink)	21500	21500
18	Bekjempelse av predator (kråke)	12000	12000
19	Informasjon og annonsering	30000	10000
20	Vedlikehold og utbedring av beitegjerde	20000	6000
21	Vedlikehold av gjerde i Skjærvær	7000	5000
22	Plukking og klipping av sitka i Kjeller, Holands og Hysvær	20000	20000
23	Befaring i verneområdene med båt	30000	0
24	Lyngsviing i Holandsosen	4000	4000
25	Klopping Holandsosen	10000	10000
26	Tistel Hysvær	10000	10000
27	Ferdseplakater Flovær, Søla, Skjærvær, Hysvær, Lånan	60000	30000
28	Uforutsette utgifter	10000	10000
	Sum	1050000	700000

Søknaden

Utværet Lånan forteller i søknad av 31.03.2022 at de har mange ungdom på besøk på Lånan i løpet av sesongen. De får betalt for hver søppelsekk de plukker. Dette gjør ungdommen oppmerksom på hvor mye plast og søppel det er ute på øyene. De søker om 8000 kr for å finansiere denne ordningen.

Vurdering av saken

Forvaltningen er positiv til tiltaket, og ser verdien i å skape oppmerksomhet rundt marint søppel. Ungdommen vil samtidig hjelpe til med å få unna en del av det søppelet som flyter i land i øyværet.

Marin forsøpling er et stadig voksende problem, og det blir gjort en innsats hvert år med organisasjoner og frivillige for å fjerne søppelet, både i verneområdene og generelt på Vega. Erfaring etter flere år med diverse tiltak har vist at det er synlig mindre søppel langs sjøen på hovedøya og øyene nærmest hovedøya, som er lettere tilgjengelig. Det er fortsatt en del mer søppel på øyene som ligger lengst unna hovedøya. Søppel som blir liggende kan være skadelig for plante- og dyrelivet, og kan bli vasket ut på sjøen igjen hvor det kan komme til skade for det marine dyrelivet. Vega verneområdestyre setter derfor av litt midler hvert år til arbeidet med marin forsøpling og informasjon rundt det.

Midlene kan tas fra budsjettpost 15. Denne posten kan brukes til diverse tiltak innen marin forsøpling i verneområdene.

Skjærhallen den 31.mars 2022

Vega verneområdestyre.

Att: Isa Nergård Skjelbostad

8980 Vega

Søknad om tilskudd til søppelplukking på Lånan.

Vi har mange ungdommer som er på Lånan i løpet av sesongen, de får betalt for hver sekk søppel de plukker. Dette gjøre dem oppmerksom på hvor mye plast og søppel det er ute på øyene.

Det hadde vært veldig hyggelig om Vega verneområdestyre kunne bidratt med tilskudd til søppelplukking.

Vi søker om tilskudd på kr 8000

Håper på positivt svar 😊

Vennlig hilsen

Hildegunn Nordum

Utværet Lånan as



Arkivsaksnr: 2022/1548-0

Saksbehandler: Isa Skjelbostad

Dato: 30.03.2022

Utvalg	Utvalgssak	Møtedato
Vega verneområdestyre	26/22	26.04.2022

Søknad midler til støtte klassetur - 9. trinn - Vega skole

Viser til søknad fra 9. trinn ved Vega barne- og ungdomsskole v/Lena Sofie Rakvaag av 01.03.2022, hvor det søkes om pengestøtte på 10 000 kr for å dekke utgifter i forbindelse med besøk i naturreservatet i Krka. Det søkes også om hjelp til å komme i kontakt med lokale forvaltere som kan guide klassen.

Vedlegg:

- 1 søknad verneområdestyre.docx

Forvalters tilrådning

Vega verneområdestyre gir støtte til 9. klasse ved Vega barne- og ungdomsskole mot at de blir med forvalter ut i et av verneområdene og plukker sitkagran. For dette arbeidet vil de få utbetalt 4000 kr til klassekassen. Midlene hentes fra post 5 i budsjettet.

Vilkår

- En representant fra Vega barne- og ungdomsskole tar ansvar for å planlegge dagen sammen med verneområdeforvalter.
- Etter skoleturen presenterer 9. klasse det de har lært til Vega verneområdestyre

Tiltak	Navn	Foreslått 2022	Budsjett 2022
1	Beiting Holandsosen naturreservat	30000	30000
2	Beiting Hysvær/Søla LVO	30000	30000
3	Beiting Kjellerhaugvatnet NR	30000	10000
4	Slått i Lånan	91500	70000
5	Fjerne spredt sitkagran	150000	64500
6	Slått i Skjærvær	70000	40000
7	Slått i Flovær	22000	22000
8	Slått i Muddvær	30000	30000
9	Hogst av sitkagran av skogsbrukselever	40000	25000
10	Informasjonsmaterieill på norsk, engelsk og tysk	32000	0
11	Utedo på Søla	30000	30000
12	Utedo i Lånan	30000	0
13	Fuglekikkerhus	150000	150000
14	Utarbeiding av nye verneplakater	50000	30000
15	Marin forsøpling og informasjon	25000	25000
16	Utbedring av jordkjeller	5000	5000
17	Bekjempelse av predator (mink)	21500	21500
18	Bekjempelse av predator (kråke)	12000	12000
19	Informasjon og annonsering	30000	10000
20	Vedlikehold og utbedring av beitegjerde	20000	6000
21	Vedlikehold av gjerde i Skjærvær	7000	5000
22	Plukking og klipping av sitka i Kjeller, Holands og Hysvær	20000	20000
23	Befaring i verneområdene med båt	30000	0
24	Lyngsviing i Holandsosen	4000	4000
25	Klopping Holandsosen	10000	10000
26	Tistel Hysvær	10000	10000
27	Ferdseisplakater Flovær, Søla, Skjærvær, Hysvær, Lånan	60000	30000
28	Uforutsette utgifter	10000	10000
	Sum	1050000	700000

Søknaden

9. klasse ved Vega barne- og ungdomsskole skal på klassesetur til Kroatia sommeren 2022. Det er opplyst i søknaden av 01.03.2022 at klassen ønsker å besøke Krka naturreservat i Sibenik-Knin fylke. Krka fikk naturreservatstatus i 1985, og er en park med mange fine fosser, og brukes også som badeplass.

Klassen formidler i søknaden at å besøke andre steder med kulturarv og verneområder kan bidra til å øke forståelsen for våre egne verneområder. Klassen har planlagt å ta bilder og skrive notater, slik at de kan formidle det de har lært videre til Vega verneområdestyre, enten med en rapport eller presentasjon.

Klassen ønsker å se på hvordan andre land og verneområder har valgt å ta vare på sin naturarv, sett opp mot hvordan dette blir gjort på Vega. De ønsker å sette seg inn i likhetene, og eventuelt forskjeller i forvaltning av vernede områder, og tilretteleggingen i områdene.

Klassen søker om 10 000 kr i støtte til finansiering av turen, i tillegg til hjelp med å komme i kontakt med lokale forvaltere av Krka naturreservat.

Vurdering av saken

Midlene Vega verneområdestyre har til disposisjon kan ikke brukes som tilskudd til andre aktører (jfr. Strategi for bruk av midler til tiltak i verneområder, 2020-2025 (Miljødirektoratet)).

Forvalter har hvert år hatt et samarbeid med Vega skole og 8. klasse om å plukke sitka i verneområdene. For denne innsatsen har klassen fått en sum på 4000 kr til klassekassa. I fjor ble ikke dette gjennomført p.g.a. covid-19 restriksjoner. Det betyr at årets 9. klasse aldri fikk muligheten til å tjene inn disse pengene til sin klassekasse.

Siden midlene ikke kan brukes som tilskudd til andre aktører, er en mulighet at 9. klasse utfører skjøtsel for forvaltningen, og på den måten får finansiert deler av klasseturen. Forvalter foreslår derfor at 9. klasse ved Vega barne- og ungdomsskole blir med på sitkaplukkingen som skal skje med 8. klasse i år. For denne jobben vil de få utbetalt 4000 kr. Dette stemmer overens med beløpet de ikke fikk muligheten til å tjene inn i fjor, og det burde være lik betaling for klassene for likt arbeid.

Midlene som er satt av til å plukke sitkagran (post 22) i budsjettet, skal allerede dekke utgifter for 8. klasse ved Vega barne- og ungdomsskole og Brønnøysund videregående skole. Midlene må derfor tas fra en annen post. Midlene i post 5 er satt av til å fjerne middels store sitkatrær i Kjellerhaugvatnet naturreservat. Tiltaket er ikke ferdig planlagt og kan justeres etter behov. Det er derfor mulig å kutte litt ned på denne posten og bruke det til å betale 9. klasse for sitkaplukking. Pengene vil samtidig gå mot samme formål.

I den skjønnsmessige vurderingen av saken stiller forvalter seg positiv til opplegget som 9. klasse har planlagt for turen, og læringsmulighetene dette medfører. Dessverre er rammene til verneområdestyrets budsjett slik at det ikke er åpning for å bruke midlene som tilskudd på den måten det er omsøkt. Midlene skal gå til å dekke skjøtsel og tiltak som foregår i verneområdene, eller utenfor verneområdene hvis det har en påvirkning inn i verneområdene (eks. søppelplukking i og rundt verneområdene slik at søppelet ikke beveger seg inn i verneområdene ved vind og havstrømninger). Det foreslåtte opplegget med sitkaplukking vil derfor fylle kravene til strategi for bruk av midler, samtidig som 9. klasse får mulighet til å tjene inn penger til klasseturen.

Angående hjelp fra verneområdeforvalter til å sette klassen i kontakt med lokale forvaltere i Krka, vurderer forvalter det slik at det kun vil legge til et ekstra ledd i prosessen med å opprette kontakt. Forvalter har dessverre ikke tid til overs mot sommersesongen til å hjelpe til med dette.

Vega Verneområdestyre

v/verneområdeforvalter Isa Skjelbostad

Ærfuglveien 1

8984 Vega

9.klasse

v/Sondre Nergård

Åsveien 28

8982 Vega

Søknad om støtte til besøk i naturreservatet Krka

Vi er 9.kl på Vega barne- og ungdomsskole. Vi skal på klasseset til Kroatia denne sommeren og ønsker i den forbindelse deres hjelp til å utvikle vår kunnskap om verneområder og naturreservat. Vi søker med dette om deres hjelp til å komme i kontakt med lokale forvaltere som kan guide oss i Krka, og om pengestøtte kr. 10.000 for å dekke utgifter i forbindelse med besøket i naturreservatet.

Det er et naturreservat i Kroatia som er aktuelt for oss å besøke som heter Krka. Krka nasjonalpark er en park med mange fine fosser det brukes også som badeplass. Nasjonalparken ligger i Sibenik-Knin fylke i Dalmatia. Krka fikk sitt naturreservat status i 1985. Å se andre steder med kulturarv og verneområder kan bidra til å øke forståelsen for våre egne verneområder.



Lånan og Skjærvær er eksempler på verneområder på Vega. Vi har mange viktige verdier som er viktige å verne om, som vi også har fått ta del i ved å være med på å re opp til ea, lært om sitkagran og kystkultur. Klassen vår er glad i å bruke naturen generelt, og å sove i telt, fiske og sove ute er noe av det vakreste mange av oss har opplevd.

Vi tenkte å dra på naturreservatet i Kroatia og ta bilder, skrive notater og formidle det videre til dere. Hvis vi besøker naturreservatet i Split kan vi lære mere om andre kulturer som er viktige for verdensarven. Det er vi ungdommene som skal overta etter hvert, også ansvaret for

å ta vare på kulturen og naturen her på Vega. Hvis vi får mulighet til å besøke andre kulturer og naturreservat, kan det være med på å vekke interesser for naturen, og inspirere flere ungdommer å utdanne seg innenfor yrker for å ta vare på natur og kultur.

Det er ulik tilrettelegging og tilgjengelighet når det gjelder de vernede områdene på Vega. Vi ønsker å lære om hvordan andre bevarer naturen. Gjør de det på en annen måte? Har de noen spesielle dyr som er fredet? Har de andre måter å tilrettelegge på? Bærekraftig tilgjengelighet? Det er det vi ønsker å utforske og videreformidle til dere, gjerne gjennom en presentasjon eller rapport for dere i etterkant.

Håper på positivt svar

Med vennlig hilsen

9.klasse v/Vega barne- og ungdomsskole



Utvalg	Utvalgssak	Møtedato
Vega verneområdestyre	27/22	26.04.2022

Høringsuttalelse til forslag til åpning for tarehøsting sør for Vega Vedlegg:

- 1 Rapportering_Teist_Muddvær
- 2 Author's Proof_ND2

Forvalters tilrådning

Vega verneområdestyre vedtar følgende høringsuttalelse til «Høringsnotat – forslag til åpning av kyststrekket fra grensen til Trøndelag fylke til Vega i Nordland for kommersiell taretråling» fra Fiskeridirektoratet.

Viser til høringsnotat sendt ut 24.02.2022 fra Fiskeridirektoratet ang forslag til åpning for kommersiell taretråling fra grensen av Trøndelag til Vega. Tidligere verneområdeforvalter på Vega har tidligere kommet med høringsuttalelser på vegne av Statsforvalteren i Nordland (tidligere fylkesmannen i Nordland) av 19.11.2020 hvor det ble frarådet åpning for tarehøsting i området sør for Vega. Dette på bakgrunn av at det ut ifra den kunnskapen som lå til grunn ikke var sannsynlig at økosystemet i området kunne tåle den belastningen en slik høsting ville innebære.

Vega verneområdestyre peker på at en slik åpning for kommersiell tarehøsting skal vurderes opp mot naturmangfoldlovens §§ 8-12. Her skal det fattes beslutninger som kan påvirke naturmangfoldet. Det er derfor et krav til kunnskap om arters bestandssituasjon, naturtypers utbredelse og økologiske tilstand, samt vurdering av hvilke effekter påvirkningen har (nml §8). Som beskrevet under finnes det mange kunnskapshull rundt påvirkningen tarehøsting kan ha på sjøfuglbestanden i området rundt det forslåtte feltet. Naturmangfoldloven §9 (føre-var-prinsippet) krever i det tilfellet at det skal tas sikte på å unngå vesentlig skade på

naturmangfoldet. Samtidig finnes det viktige spørsmål å besvare sett i lys av naturmangfoldloven §10 (økosystemtilnærming og samlet belastning), slik som problemstillingene som er nevnt ovenfor. Det burde være en grundigere undersøkelse for å vurdere hvilken belastning et slikt inngrep vil ha. Vega verneområdestyre ser derfor at åpningen av området for kommersiell tarehøsting burde vente til det er hentet inn mer kunnskap.

Nord for området som forslås åpnet for tarehøsting ligger Muddvær fuglefredningsområde. Formålet med fredningen for Muddvær fuglefredningsområde er å bevare et godt og uforstyrret hekke- og oppvekstområde for sjøfugl. I dette fuglefredningsområde finnes det blant annet teist (nær truet, Rødlista 2021) og ærfugl, som har gått fra livskraftig i 2021, til nær truet i 2015, og i 2021 ble bestanden i Norge vurdert til sårbar (Rødlista 2021). Begge artene hekker i Muddvær. Teisten som hekker her har blitt påvist å bruke områdene sør for Muddvær i matsøk i perioden når de mater unger (Dehnhard & Christensen-Dalsgaard 2021, upubliserte data (vedlagt)). Det kommer også frem i rapporten at det kun er gjort undersøkelser i en kort periode av året og i ett år. Det er derfor ikke mulig å si noe om områdebruken til teist i Muddvær resten av året og om bruken er høyre / lavere gjennom hekkeperioden i andre år. Det er heller ikke gjort undersøkelser for andre teist-kolonier i verdensarvområdet. Når det gjelder andre sjøfugler som bruker Muddvær som hekke- og/eller myteområde, finnes det lite kunnskap om hvor de søker etter mat. Dette gjelder også for ærfuglbestanden i fuglefredningsområdet. Områdebruk av ærfugl sør for Muddvær skal blir undersøkt i løpet av året (finansiert gjennom Viltfondet og Vegaøyan Verdensarv, gjennomføring: NINA).

Generelt i Norskehavet viser overvåkning en nedgang i storskarv og ærfugl (Fauchald mfl. 2015); tareskogsystemet er et viktig område for disse fuglene da rike tareskoger øker tilgangen til fiskeyngel og virvelløse dyr. Det samme gjelder toppskarven som i Midt-Norge nærmest utelykkende finner mat i tareskog (Christensen-Dalsgaard mfl. 2017; Dehnhard et al. 2022). Tidligere undersøkelser har vist at områdebruk av toppskarv som hekker på Sklinna, rund 50 km sør for Vega, overlapper sterkt med områder hvor tarehøsting foregår (Christensen-Dalsgaard mfl. 2020). Tareskogene er en del av en kompleks næringskjede, og er oppvekstområde for mange arter som befinner seg langt nede i næringskjeden (blant dem fiskeyngel av forskjellige arter, mange virvelløse dyr, samt taren i seg selv). Endring av sammensetningen av arter langt nede i denne næringskjeden kan ha store følger for arter lenger oppe i næringskjeden, inkl. sårbare sjøfuglarter (f.eks. Lorentsen mfl. 2010).

Fauchald mfl. trekker også frem hvordan endringen i havtemperatur kan føre til endringer i tilgjengelighet i dyreplankton ved forskjellige tider av året, slik at næringstilgangen til fiskeyngel kan endre seg, og gytetiden til store fiskestammer kan forskyves i tid og rom. Dette kan igjen bety at plasseringen av de store hekkekoloniene for sjøfugl er suboptimal, samt at hekkingen kan foregå på tider av året når tilgangen på fiskeyngel er lav. En slik «mis-match» kan føre til vedvarende hekkesvikt. Det er manglende kunnskap om hvordan temperaturendringer fører til endringer i tilgjengelighet og størrelse av fiskeyngel, og hvordan dette kan føre endring i hekkesuksess. En slik påkjenning vil gjøre den samlede påvirkningen av tarehøsting i det forslåtte området veldig stor for sjøfuglbestanden i områdene rundt.

I samme rapport fra Fauchald mfl. påpekes det at næringsmangel kan forsterke den negative effekten av andre stressfaktorer. Dette knyttes gjerne opp mot økt predasjon, da hekkende fugler vil forlate reiret oftere i søk etter mat, og større måkefugler går etter annen sjøfugl når

tilgangen til fisk forsvinner. Den negative effekten av miljøgifter, forurensning og annen menneskelig påvirkning vil også forsterkes når bestandene er næringsstresset. I rapporten pekes det på et behov for undersøkelser rundt hvordan mink, svartbak, gråmåke, havørn og andre predatorer påvirker sjøfuglbestandene i samspill med næringsbegrensninger.

I høringsnotatet fra fiskeridirektoratet står det «det finnes få studier om effekten av taretråling på dyr høyere opp i næringskjeden, som for eksempel sjøfugl». Fiskeridirektoratet konkluderer likevel med at det er «sannsynlig at ressursen og økosystemet i området kan tåle den samlede belastningen høstingen innebærer» etter de begrensningene som er foreslått på høsteaktiviteten.

Bakgrunn

Per i dag er det ikke åpnet for kommersiell høsting av tare i Nordland. Det har derimot foregått prøvehøsting i regi av Havforskningsinstituttet fra grensen til Trøndelag til Vega siden 2013. Sluttrapport: <https://www.hi.no/filarkiv/2018/12/tareundersokelsenordland2018.pdf/nb-no>. Dette var bakgrunnen for anmodning fra Fiskeridirektoratet til Nordland fylkeskommune om å opprette en arbeidsgruppe med hensikt å komme frem til et forskriftsforslag til regulering av kommersiell tarehøsting i dette området.

Arbeidsgruppen består av:

medlemmer fra kystkommuner på Helgeland (HIPR)

Helgelandsrådet

Fiskeridirektoratet region Nordland

Nordland Fylkes Fiskarlag

Brønnøy Fiskarlag

Statsforvalteren i Nordland

IFF (tidligere Dupont Nutrition)

Nutrimar Seaweed AS.

Havforskningsinstituttet, Trøndelag fylkeskommune og Fiskeridirektoratet v/hovedkontoret har deltatt som observatører. Nordland fylkeskommune har fungert som sekretariat.

Statsforvalteren i Nordland frarådet at forskrift om taretråling i det foreslåtte område fastsettes, basert på den kunnskapen som foreligger. Resten av arbeidsgruppa mener at det eksisterende kunnskapsgrunnlaget er tilstrekkelig til å åpne for tarehøsting i det gitte området under gitte betingelser. Helgelandsrådet stiller likevel spørsmål ved om kunnskapen om effekten av taretråling på sjøfugl er god nok.

Fiskeridirektoratet anser den gjeldende kunnskapen om de biologiske effektene av tarehøsting, og sluttrapporten fra Havforskningsinstituttet, som godt nok grunnlag til å vurdere at det er «sannsynlig at ressursen og økosystemet i området kan tåle den belastningen høstingen innebærer» ved de gitte begrensningene på høsteaktiviteten.

I høringsutkastet til Fiskeridirektoratet er det foreslått å åpne feltene fra 1. juli til 31. august i 2022, hvorav annethvert felt skal høstes hvert 5. år, og annethvert felt skal høstes hvert 10. år. Bakgrunnen for denne syklusen er rapporten fra havforskningsinstituttet, hvor det viste seg at tarebiomassen reetableres 4 år etter høsting, epifuttsamfunnet er ikke fullt reetablert 6 år etter høsting, ei heller tareskogens aldersstruktur.

Habitatbruk av teist fra Vega – er den kompatibel med planer om utvikling av de kystnære marine områder?

Prosjektrapportering – 05.11.2021

Nina Dehnhard & Signe Christensen-Dalsgaard, Norsk institutt for naturforskning, NINA

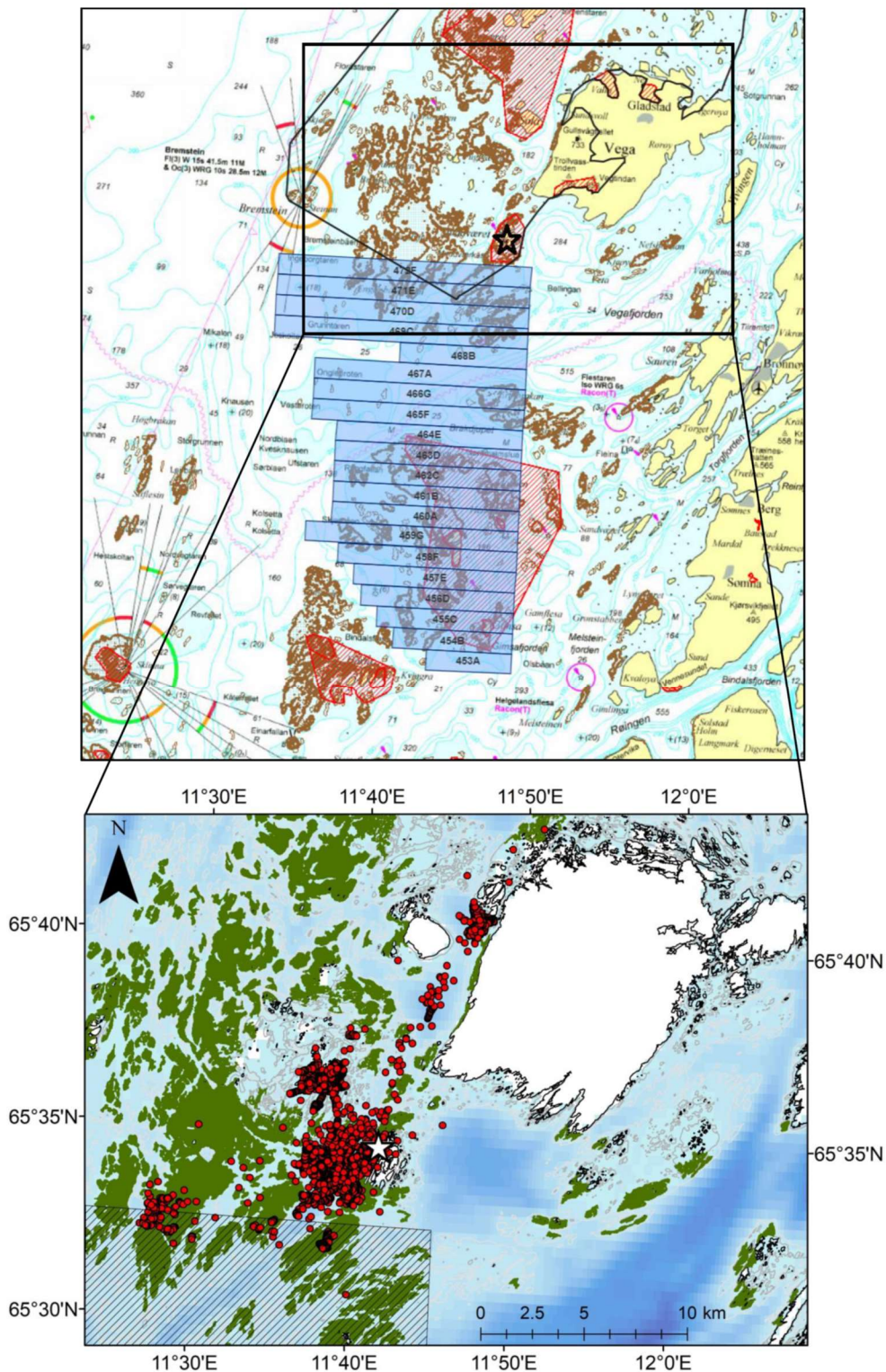
Innledning og metodikk

Formålet med studiet var å identifisere beiteområder for teist som hekker på Muddvær, Vega, for å kunne inkludere dette i en helhetlig regulering av bruken av disse områdene, spesielt i forhold til tarehøsting. Prosjektet er finansiert med bidrag fra Nordland Fylke (kr. 70 000), Vega Verneområdestyre og Stiftelsen Vegaøyan Verdensarv (kr. 14 000), samt egeninnsats fra NINA da resultatene går inn i et forskningsprosjekt på områdebruk hos kysthekkende fiskespisende sjøfugl.

Feltarbeidet ble gjennomført fra 16. til 23. Juli 2021. Pga. dårlig vær med mye vind og regn var det bare mulig å komme til Muddvær og teist-kolonien tre av dagene i denne perioden. Vi instrumenterte totalt ti teist med GPS-loggere av type Pathtrack nanofix. Disse loggerne har en UHF sender innebygd slik at de kan kommunisere med en basestasjon som stod ute i perioden 20.07.-31.07.2021. En av loggerne leverte ingen data, og vi fikk dermed GPS-data fra totalt ni fugler (se tabell 1). I løpet av oppholdet på Muddvær observerte vi også diettvalg hos voksenfugler som kom inn med fisk i nebbet for å mate unger. Fiskeart ble bestemt enten med kikkert eller fra fotos.

Områdebruk

Informasjonen fra GPS-loggerne viste at teisten som hekker på Muddvær primært brukte områdene sør, vest og nord for Muddvær i studieperioden, og holdt seg nær kysten og på relativt grunt vann, ofte i områder med tareskog (Figur 1). Den maksimale avstanden fuglene dro fra hekkekoloni var 17,1 km. To av de ni teistene (22% av fuglene) oppsøkte arealene sør for Muddvær som er utpekt for tarehøsting. Ekstrapolert til hele bestanden av teist på Muddvær som talte 98 individer i 2018 (tall fra SNO), betyr det dermed at tarehøstingen potensielt påvirker sommer-beiteområdene til en femtedel av Muddvær-bestanden. Dette kan imidlertid variere sterkt mellom år. Bare de tre nordligste tarehøstefeltene som er foreslått (470D, 471E og 472F; nord for 61,51°N) ble brukt av teist fra Muddvær. Ved å verne disse områdene for høsting kan den potensielle påvirkningen på teist fra Muddvær muligens unngås. Det er imidlertid viktig å spesifisere at dette studiet bare undersøkte habitatbruken til teist i en kort periode av året (unge-perioden) og vi bare har gjort undersøkelser et år. Vi vet derfor ikke hvilke områder som blir brukt av teist-populasjonen fra Muddvær (eller andre kolonier i Vega-verdensarvområde) resten av året. I tillegg har vi ingen kunnskap om hvorvidt andre sjøfuglarter (f.eks. toppskarv, som også beiter i tareskogen), bruker de foreslåtte tarehøstefeltene som beiteområde.



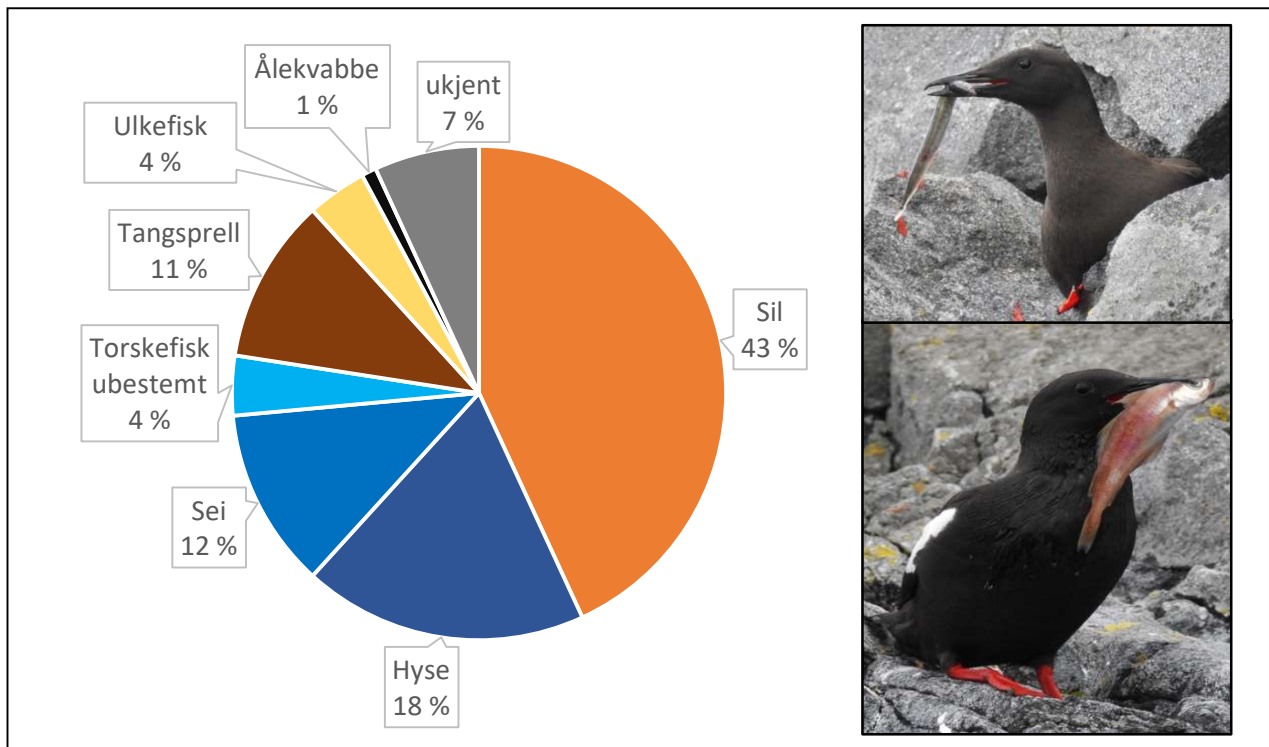
Figur 1. Sjøkart (øverst) som indikerer posisjonen for Muddvær (markert med et svart stjerne) og forslag til tarehøstingsfelter sør av Muddvær (blå firkanter). Kilde: Fiskeridirektoratet (<https://portal.fiskeridir.no/portal/apps/webappviewer/index.html?id=87ddd804c2fc4fad9f2634c57f0e897e>). Kort (nederst) viser GPS-posisjoner fra teist (røde punkter) som ble utstyrt med GPS-loggere i Muddvær-kolonien (markert med hvit stjerne). Land er vist i hvitt, sjøområder i blått hvor blåfargen blir mørkere med økende dybde. Grønne område viser forekomsten av tareskog. Det stripedet område sør for Muddvær representerer den nordligste delen av arealet som er foreslått åpnet for tarehøsting i framtida.

Tabell 1. Oversikt over instrumenteringen av teist på Muddvær i 2021.

Ringnummer	GPS logger nummer	Datum	Tid	Antall GPS posisjoner
5175220	43000	20.07.2021	17:50	198
5175221	42995	20.07.2021	18:00	826
5175222	43414	20.07.2021	19:16	133
5175223	43514	20.07.2021	21:05	29
5175224	43405	22.07.2021	16:05	1829
5175225	42642	22.07.2021	16:35	205
5175226	42139	22.07.2021	18:17	2208
5175227	42152	23.07.2021	11:40	575
5175228	42677	23.07.2021	12:00	-
5175229	42642	23.07.2021	19:49	516

Diett

Totalt 102 matinger ble observert. Av disse var 43% sil (tobis) som derved dominerte dietten. Unge årsklasser av torskefisk, med hyse (18%) og sei (12%) var nest viktigst. Tangsprell (11%), ulkefisk (4%) og ålekvabbe (1%) var mindre viktige i dietten (Figur 2). De unge årsklasser av torskefisk, tangsprell, ulkefisk og ålekvabbe er alle typisk tareskogstilknnyttede arter og dietten reflekterer dermed viktigheten av tareskog som beiteområde. Sil er derimot typisk knyttet til sandbunn og viser at også dette er et viktig beiteområde for teisten. Forekomsten av sil ser imidlertid ut til å variere mye fra år til år, og det kan derfor hende at dominansen som ble observert i 2021 ikke er representativt for tilstanden over flere år.



Figur 2. Kakediagram (venstre) som viser fordeling av diett hos teist på Muddvær. Totalt ble 100 matinger observert. Bilder til høyre viser teist med sil (øverst), og med hyse (nederst). Fotos: Nina Dehnhard

Videre planer

Resultatene fra dette studiet fra Vega vil bli inkludert i en planlagt vitenskapelig artikkel om habitatbruk og diett hos teist på Sklinna, Vega og Røst. Dataene vil dermed bli analysert mer grundig senere.

Author's Proof

Before checking your proof, please read the instructions below


- Carefully read the entire proof and mark all corrections in the appropriate place, using the Adobe Reader commenting tools ([Adobe Help](#)).
- Provide your corrections in a single PDF file or post your comments in the Production Forum making sure to reference the relevant query/line number. Upload or post all your corrections directly in the Production Forum to avoid any comments being missed.
- We do not accept corrections in the form of edited manuscripts nor via email.
- Do not provide scanned or handwritten corrections.
- Before you submit your corrections, please make sure that you have checked your proof carefully as once you approve it, you won't be able to make any further corrections.
- To ensure the timely publication of your article, please submit the corrections within 48 hours. After submitting, do not email or query asking for confirmation of receipt.

Do you need help? Visit our [Production Help Center](#) for more information. If you can't find an answer to your question, contact your Production team directly by posting in the Production Forum.

Quick Check-List

- Author names** - Complete, accurate and consistent with your previous publications
- Affiliations** - Complete and accurate. Follow this style when applicable: Department, Institute, University, City, Country
- Tables** - Make sure our formatting style did not change the meaning/alignment of your Tables.
- Figures** - Make sure we are using the latest versions.
- Funding and Acknowledgments** - List all relevant funders and acknowledgments.
- Conflict of Interest** - Ensure any relevant conflicts are declared.
- Supplementary files** - Ensure the latest files are published and that no line numbers and tracked changes are visible. Also, the supplementary files should be cited in the article body text.
- Queries** - Reply to all typesetters queries below
- Content** - Read all content carefully and ensure any necessary corrections are made.

Author Queries Form

Q1	Reduce keywords to a maximum of eight and a minimum of five.	
-----------	--	---



Predicting Foraging Habitat of European Shags - A Multi-Year and Multi-Colony Tracking Approach to Identify Important Areas for Marine Conservation

Nina Dehnhard^{1*}, Jenny Mattisson¹, Arnaud Tarroux², Tycho Anker-Nilssen¹, Svein-Håkon Lorentsen¹ and Signe Christensen-Dalsgaard¹

OPEN ACCESS

Edited by:

Ryan Rudolf Reisinger,
University of Southampton,
United Kingdom

Reviewed by:

K. David Hyrenbach,
Hawaii Pacific University,
United States

David Ainley,
H.T. Harvey & Associates,
United States

*Correspondence:

Nina Dehnhard
nina.dehnhard@nina.no

Specialty section:

This article was submitted to
Marine Megafauna,
a section of the journal
Frontiers in Marine Science

Received: 10 January 2022

Accepted: 15 March 2022

Published: xx xx 2022

Citation:

Dehnhard N, Mattisson J, Tarroux A,
Anker-Nilssen T, Lorentsen S-H
and Christensen-Dalsgaard S
(2022) Predicting Foraging Habitat of
European Shags - A Multi-Year and
Multi-Colony Tracking Approach to
Identify Important Areas for
Marine Conservation.
Front. Mar. Sci. 9:852033.
doi: 10.3389/fmars.2022.852033

¹ Department of Terrestrial Ecology, Norwegian Institute for Nature Research (NINA), Trondheim, Norway, ² Department of Arctic Ecology, Norwegian Institute for Nature Research (NINA) – Framcenteret, Tromsø, Norway

Human activity in the coastal zone is increasing worldwide, putting a number of seabird species under pressure. Norway is no exception to this development, and with > 35% of the NE Atlantic population of the currently declining European shag (*Gulosus aristotelis*) population, Norway has an international responsibility for the conservation of this species, and its important foraging habitats during breeding. We analysed tracking data from shags breeding in five colonies along the Norwegian coast spread over a latitudinal gradient of > 1700 km. We identified foraging locations and associated environmental characteristics. Using model cross-validation, we assessed the transferability of habitat models, both spatially (across colonies) and temporally (within colonies and across years), based on three modelling approaches: Training datasets consisted either of the data from one year at one colony, all years at one colony, or all years from all colonies except the testing colony. Across colonies, foraging activity was associated with shallow depths, proximity to colony, and the presence of kelp forests, while sea surface temperature and sea surface height contributed little to model fit. Transferability of habitat use across colonies was low when based on the training data from only one year and one colony and improved little when using several years of data from one colony for training the models. Transferability was very high for all colonies if the training dataset consisted of data from all years and all colonies except the one to be predicted. Our results highlight the importance of multi-year and multi-colony studies and show that it is possible to make sound fine-scale predictions of important foraging areas for breeding shags without the need to track birds in every colony. This facilitates much needed management of coastal marine ecosystems and the protection of the most important feeding areas for breeding shags.

Keywords: expectation-maximization binary clustering (EMBC), Norway, coastal zone, kelp forest, bathymetry, foraging range, sea surface temperature, sea surface height, model transferability

INTRODUCTION

Coastal zones, although widely acknowledged to be of high ecological and economic value, are also highly vulnerable and impacted by a multitude of human activities (Crain et al., 2008; Brown et al., 2018). These impacts have profound effects on entire food webs, from primary producers to top-predators (Worm et al., 2006; Worm et al., 2009; Poloczanska et al., 2013). Marine spatial planning, and the creation of Marine Protected Areas (MPAs) are increasingly used to counteract the potential detrimental effects of human activities on marine ecosystems (Edgar et al., 2014; Halpern et al., 2015).

Seabirds are among the most threatened taxonomic groups of birds, facing a multitude of mostly anthropogenic stressors (Dias et al., 2019). These range from oil exploration (Votier et al., 2005; Votier et al., 2008), establishment of wind farms (Garthe and Hüppop, 2004; Furness et al., 2013; Peschko et al., 2020), kelp harvesting (Lorentsen et al., 2010; Christensen-Dalsgaard et al., 2020), bycatch (Anderson et al., 2011; Żydelski et al., 2013), ship traffic (Dehnhard et al., 2020a) and fisheries (Cury et al., 2011; Saraux et al., 2020) to various impacts of climate change (e.g. Grémillet and Boulinier, 2009; Keogan et al., 2018), but also include predation by introduced predators (Craik, 1997). Although these stressors affect seabird species differently, and their impact varies geographically, many of them act to make seabird foraging areas particularly relevant for protection (e.g. Davies et al., 2021). Previous approaches to identify important foraging areas for breeding seabirds have largely been based on an existing toolkit by BirdLife International (2010). Where feasible, tracking data, ideally collected over several years, should be used to identify important foraging areas (e.g. Lascelles et al., 2016). Since it is highly unrealistic to track individuals of all species in all colonies, the next best alternative has been to use a standardised foraging range radius around each colony to define the areas most likely used by the seabirds (BirdLife International, 2010; Thaxter et al., 2012). The foraging radius approach is, however, likely to result in the inclusion of substantial areas that are not regularly used by birds for feeding (Thaxter et al., 2012; Soanes et al., 2016). A refinement of this approach, using for example additional environmental covariates such as depth has been suggested (Soanes et al., 2016). An alternative solution could be to predict important foraging areas for a given population based on tracking information from birds in other colonies. This approach has so far been attempted only for a few pelagic seabird species, with varied success (e.g. see Torres et al., 2015; Péron et al., 2018; Fauchald et al., 2021), but to the best of our knowledge not for coastal seabird species.

The European shag (*Gulosus aristotelis*, hereafter: shag) is a coastal benthic foraging seabird with an all-year coastal distribution. In Norway, which had approximately 28,000 breeding pairs in 2013 (Fauchald et al., 2015), constituting about 35% of the NE Atlantic population (Mitchell et al., 2004), shags breed in hundreds of colonies scattered all along the entire western and northern coastlines (Figure 1). While information about critical foraging habitats is highly relevant for management purposes, it remains an unrealistic task to track

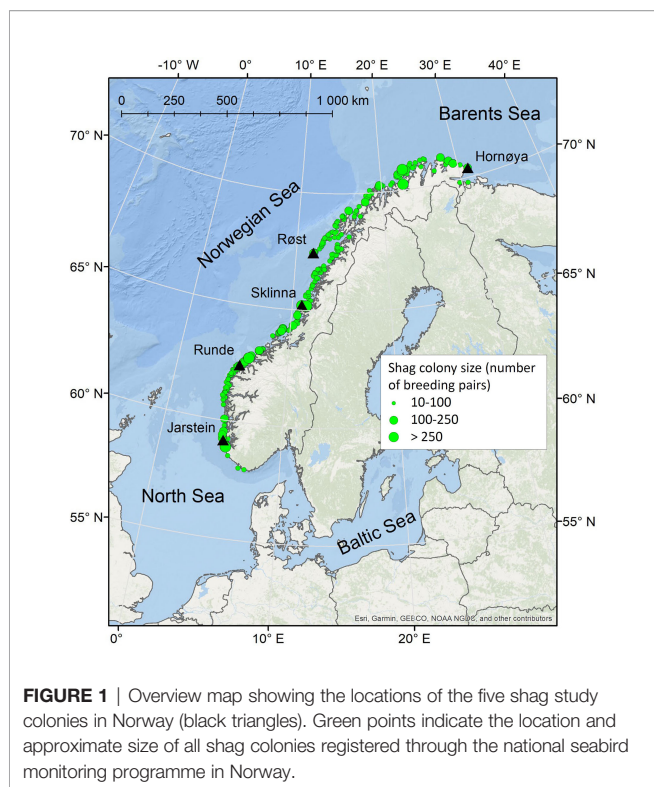
shags from every colony. The species therefore represents an ideal case to test whether important foraging areas can be accurately identified for one colony based on habitat use in another colony.

Shags primarily feed on fish (e.g. Hillersøy and Lorentsen, 2012; Howells et al., 2018) and typically show shallow diving patterns in the range of about 15–20 m, although they can dive down to 60 m (Wanless et al., 1997; Evans et al., 2016; Christensen-Dalsgaard et al., 2017). As other seabirds, the species exhibits a typical central-place foraging behaviour during the breeding period (Bell, 1990) with a maximum foraging range of about 20–40 km around their colonies (Bogdanova et al., 2014; Lorentsen et al., 2019). Shags are vulnerable to disturbance by boats (Velando and Munilla, 2011), and incidental mortality in gillnet fisheries (Żydelski et al., 2013; Christensen-Dalsgaard et al., 2019). Furthermore, kelp harvesting in areas used by shags for foraging has the potential to affect foraging success (Christensen-Dalsgaard et al., 2020). Finally, aquaculture installations can easily lead to a reduction in available coastal marine habitat, increased boat traffic and therefore higher disturbance effects, and shags are perceived as a pest by the aquaculture industry (Beveridge, 2001). Licences to cull (shoot) shags are issued on such grounds where shags are expected to cause damage (BirdLife International, 2016).

We tracked breeding shags with GPS loggers in five colonies spread along the Norwegian coast (Hornøya, Røst, Sklinna, Runde and Jarstein; Figure 1). The overarching goal of this study was to identify the foraging areas and associated environmental characteristics in all five colonies and assess the transferability of models of habitat use within colonies (across years; temporal transferability) and across colonies (spatial transferability). Model transferability is a central issue in conservation ecology (Yates et al., 2018; Matthiopoulos et al., 2022), and in the context of our study transferability both within and across colonies is key to sound protecting of foraging areas utilised by shags without having to track birds each year or from each colony.

We first (aim 1) investigated the habitat characteristics and variability in fine-scale (< 1 km) habitat use of shags breeding in the different colonies. Since variability in habitat use within colonies might have confounding effects on the transferability of results from one colony to another, we assessed if the data from one year could be used to predict the habitat use in another year within the same colony (i.e. ‘transferability within colonies’). Aim 2 was to assess the predictability of fine-scale habitat use in a given colony based on environmental habitat characteristics in one or several other colonies (‘transferability across colonies’). With this in mind, we set up three different modelling approaches with different training datasets, in order to find the approach that delivered the best results for transferability across colonies.

We hypothesised that distance to colony would be an important variable in the models describing foraging habitat use, but that foraging range would differ across colonies, e.g. due to inter-colony differences in the number of breeding pairs sharing the foraging grounds (e.g. Jovani et al., 2016). Based on previous studies (Christensen-Dalsgaard et al., 2017; Grémillet



et al., 2020), we further expected that foraging habitats would be characterised by shallow depths and the presence of kelp forests or sandy bottom, representing the habitat preferences of their main prey; gadids (e.g. Hillersøy & Lorentsen, 2012) and sandeel (*Ammodytes* spp., Howells et al., 2018), respectively. Spatial variation in sea surface temperature (sst) and sea surface height (ssh) are typically associated with frontal zones and eddies in the pelagic environment (e.g. Kostianoy et al., 2004; Mason et al., 2014), and upwelling plumes over continental shelves (e.g. Ainley et al., 2009). These variables tend to be important to characterise the habitat of pelagically foraging seabirds (e.g. Pinaud and Weimerskirch, 2005), but we expected them to be less important variables to characterise foraging habitats of the coastal-feeding shags. Finally, we hypothesised that – similar to findings in other seabirds (Péron et al., 2018) – shags breeding in colonies located closer to each other would be more similar in their habitat use compared to colonies further away, and thus that across-colony transferability of the models would decrease with distance between colonies.

METHODS AND MATERIAL

Fieldwork was conducted at Hornøya (70°23'N, 31°09'E; 630 breeding pairs in 2012), Ellefsnyken/Røst (67°27'N, 11°55'E; 345 breeding pairs in 2020), Heimøya/Sklinna (65°12'N, 10°59'E; 2000 breeding pairs on average in 2011-2020), Runde (62°23'N, 5°36'W; 150 breeding pairs in 2020), and Jarstein (59°09'N, 5°10'E, 274 breeding pairs in 2020). These five colonies (Figure 1) together represent approximately 10-15% of the total Norwegian

shag population and are focal study colonies for the species in the long-term monitoring and mapping programme for Norwegian seabirds, SEAPOP (www.seapop.no/en). Notably, at Hornøya, Røst and Jarstein there are additional, neighbouring shag colonies, located within the foraging ranges of the above-listed study colonies. We do not have exact population numbers for these other shag colonies, but the approximate total number of shag breeding pairs sharing the foraging area was 1000 at Hornøya, 1000 at Røst and 600 at Jarstein. A colony was here defined as an aggregation of more than 10 nests at a given location (e.g. on a single island).

Shags were equipped with either a GPS logger or a combination of a GPS and a temperature-depth (TDR) logger (Table S1.1, Supplement 1). The logger types used were I-gotU GT-120 GPS loggers (Mobile Action Technology, modified and re-fitted in heat shrink tubes, 24 g) and remote-downloading solar-driven PathTrack GPS loggers (PathTrack nanoFix® GEO +RF, 21.8 g), as well as G5 TDR-loggers (CEFAS Technology, 6.5 g). I-gotU loggers were programmed to record data at either 30 or 60 second intervals (Table S1.1, Supplement 1). PathTrack loggers were programmed to record data on a solar-power-based schedule at either ≥ 30 sec (only a short trial in 2020 at Sklinna) or ≥ 5 min intervals (majority of deployments), with a download frequency of 30 min or less via UHF to a fixed base-station positioned within 500 m of the nests. The GPS sampling rates of PathTrack loggers thus automatically downscaled when batteries got depleted (e.g. from 5 min to 10 min, and subsequently 15 min, 20 min, 25 min and so on). Averaged across colonies and years, PathTrack loggers obtained GPS fixes at intervals every 11.75 ± 30.1 min (average \pm SD). TDR loggers recorded data at 1 or 2 second intervals. I-gotU and TDR loggers were joined with tape prior to the deployment and attached to 3-4 middle tail feathers using strips of Tesa tape. PathTrack loggers were also attached to the middle tail feathers, using a thin plastic-plate and a combination of tape and cable ties. Those birds that were equipped with both a PathTrack logger and a TDR, were fitted with a plastic leg-ring to which the TDR-logger was attached. GPS and TDR loggers combined weighed at maximum 31 g, corresponding to $< 1.7\%$ and $< 1.9\%$ of the mean body mass of males and females, respectively.

The nests used in this study were randomly selected among those nests that had approachable adults, and attempts were made to capture equal numbers of males and females when sampling the individuals. Adults were caught on the nest by hand or a noose pole, and sex was determined by size and vocalization (cf. Cramp and Simmons, 1977). The majority of shags deployed with GPS loggers were rearing chicks when loggers were deployed, but some were still in the late phase of incubation (Table S1.1, Supplement 1). Birds deployed with I-gotU loggers were recaptured after 1-3 days to recover the devices, and the same happened with the trial birds deployed with PathTrack loggers programmed at the ≥ 30 sec schedule in 2020 at Sklinna. Birds deployed with PathTrack loggers and TDR loggers (combined deployment only at Sklinna) with GPS fixes ≥ 5 min were recaptured after 14-18 days to retrieve the TDR-loggers, but the PathTrack loggers remained attached until they fell off when tail feathers were moulted. Birds deployed

with only PathTrack loggers (without TDRs) were not recaptured, and loggers remained attached until the birds moulted their tail feathers. Deployments with I-gotU loggers usually did not take longer than 3 min, while those with PathTrack loggers usually took less than 10 min.

Subsequent GPS Data Analyses

We obtained data from a total of 550 GPS deployments (**Table S1.1, Supplement 1**). Following Lorentsen et al. (2019), we excluded locations within 500 m of their nest sites at all colonies, since these locations are mostly associated with resting and preening activities as well as washing dives. As such, this near-colony habitat is important for the shags but does not represent important foraging habitat. Similarly, any roosting places at or near foraging sites were removed, i.e. when GPS locations were located on land and not at sea. GPS data after the chicks were fledged was excluded from the analysis, assuming a fledging age of 57 days, based on Daunt et al. (2007). Apparent locational outliers were removed using a speed filter with a maximum speed of 30 m/s, and a speed filter of 15 m/s on strongly curvaceous flight paths, as described in Lorentsen et al. (2019).

Following Lorentsen et al. (2019), we defined foraging trips as movement paths ≥ 5 min ≥ 500 m away from the colony. For comparing foraging trip metrics across colonies, we excluded incomplete foraging trips: i.e. trips where 1) locations at the colony were not available either before or after the trip, 2) gaps of > 30 minutes (to account for the GPS-intervals of PathTrack loggers) existed between the last and or first location in the trip and the next or previous location at the colony, and 3) gaps of > 60 minutes existed between locations during the trip. Due to the inability of GPS loggers to acquire locations when submerged (i.e. when the bird is diving), trips recorded by both logger types frequently included gaps between GPS locations. The one-hour cut-off to define incomplete trips was chosen as a conservative measure based on average trip duration (see **Table 1**) and the obtained GPS-intervals.

We identified likely foraging locations of shags based on expectation-maximization binary clustering (EMbC) of the GPS locations (Garriga et al., 2016b). EMbC uses velocity and turning angle to classify movement data into four different clusters aligned with likely behavioural states: low velocities and low turns (LL; “resting”), low velocities and high turns (LH; “intensive search”), high velocities and low turns (HL; “travelling”) and high velocities and high turns (HH; “extensive search”) (Garriga et al., 2016b). EMbC has been shown to be useful across a broad range of species (e.g. Cecere et al., 2020; De Pascalis et al., 2020; Dehnhard et al., 2020b) and comes with the advantage of requiring less supervision, less a-priori assumptions and less computational power than other approaches (Garriga et al., 2016b).

GPS data were analysed in the R-package *EMbC* (Garriga et al., 2016a), using the stack clustering function (*stbc*), which accounts for potential among-individual behavioural differences by annotating behavioural states for each individual. The stack clustering function was run pooled for all data from all colonies

and all years, in order to guarantee the same cut-offs across colonies and years. The pre- and post-smoothing options were set to zero.

To test the performance of our EMbC-based approach to identify foraging locations, we used known diving locations from the colonies and years where TDR data were available (**Supplement 1**). Summary statistics of dive depth and dive duration are presented in **Table S1.2, Supplement 1**. We found a high spatial overlap between the known dive locations and EMbC-states LL (“resting”) and LH (“intensive search”): More than 81% of known dive locations were spatially close (within 200 m) or identical to locations that the EMbC algorithm identified as LL and LH (see **Table S1.3, Supplement 1**). All GPS time-stamps with EMbC states LL and LH were thus defined as foraging locations in further analyses. By doing so, we might characterise some fixes as foraging locations that in fact were not foraging locations, but which still represent an area birds were commuting through.

Environmental Variables

To characterise the habitat use of the shags, we selected five environmental variables, all of which have previously been shown to be important determinants of foraging areas for this species (Christensen-Dalsgaard et al., 2017; Grémillet et al., 2020): bathymetry, slope, kelp presence, sst and ssh. We downloaded bathymetry data from GEBCO (https://www.gebco.net/data_and_products/gridded_bathymetry_data/; spatial grid of 450x450m). Sea bottom slope (in degrees) was calculated from the bathymetry data as the maximum change from the cell to its eight closest neighbours using the raster package in R (Hijmans, 2021). Kelp data were obtained from The Norwegian Environmental Agency (<https://geocortex01.miljodirektoratet.no/Html5Viewer/?viewer=naturbase>). Daily sst and ssh data were obtained from the Norkyst800m model (at a spatial resolution of 800x800m; Albretsen et al., 2011). These data were provided by the Norwegian Meteorological Institute on request for the entire study period, and were obtained from a model version that produced consistent results over this period of time (see Asplin et al., 2020). Instead of working with daily sst and ssh values, which would have substantially complicated our modelling approach, we calculated their means and temporal variances over the period 1st of June – 15th of July for each year. These dates correspond on average to a period of 2 weeks before the first GPS deployment and up to – for most sites and years – the retrieval of the last GPS loggers/data (see **Table S1.1, Supplement 1**), and were consistently used for all colonies. The two-week period prior to the (on average) first deployment was chosen since sst and ssh may affect prey availability and distribution over a longer period of time, and thus may have a lagged effect.

Sea bottom substrate data, which have been proven an important environmental covariate for shag foraging habitats (Grémillet et al., 2020), were downloaded from the European Marine Observation and Data Network (EMODnet) (<http://gis.ices.dk/geonetwork/srv/eng/catalog.search#/metadata/01bf1f24-fdcd-4ee7-af8b-e62cf72fe2f9>). Unfortunately, data quality in the coastal areas were poor and for 57% of the likely foraging

TABLE 1 | Foraging trip metrics per colony and year obtained from complete foraging trips (see Methods).

Colony & Year	N	Average max trip distance from Colony (km) ± SD	Max distance from colony reached (km)	Average trip duration (min) ± SD	Max trip duration (min)
Hornøya 2011	157 (32)	11.5 ± 5.4	18.79	88 ± 109	781
Hornøya 2012	113 (23)	7.7 ± 4.5	17.32	81 ± 111	721
Røst 2019	590 (7)	2.5 ± 1.5	7.39	168 ± 267	1561
Røst 2020	42 (3)	3.4 ± 2.2	8.64	216 ± 260	1561
Sklinna 2011	70 (35)	15.7 ± 9.1	36.29	165 ± 189	240
Sklinna 2012	33 (26)	18.0 ± 7.6	27.92	242 ± 229	1201
Sklinna 2013	75 (26)	18.1 ± 7.2	26.44	223 ± 209	1081
Sklinna 2014	167 (53)	9.9 ± 8.5	27.77	126 ± 125	901
Sklinna 2015	74 (27)	14.1 ± 8.2	28.83	178 ± 171	1021
Sklinna 2016	87 (35)	15.5 ± 8.0	26.31	174 ± 138	901
Sklinna 2017	199 (58)	14.5 ± 8.1	27.09	121 ± 87	841
Sklinna 2018	148 (38)	14.9 ± 9.3	27.17	138 ± 115	600
Sklinna 2019	153 (49)	10.4 ± 8.7	28.02	130 ± 135	841
Sklinna 2020	646 (57)	13.2 ± 8.4	38.89	140 ± 146	1081
Runde 2017	16 (5)	4.5 ± 3.7	12.26	131 ± 169	1741
Runde 2020	1668 (11)	4.2 ± 2.1	24.64	110 ± 202	721
Jarstein 2019	568 (7)	2.9 ± 2.9	21.12	49 ± 154	3122
Jarstein 2020	458 (9)	3.4 ± 2.2	15.70	47 ± 73	3122

N gives the number of trips with the number of individuals in brackets.

locations, the substrate type was unknown. We therefore refrained from including sea bottom substrate into our analyses.

Definition of Available Habitat - Creation of Random Points

We followed the approach of Christensen-Dalsgaard et al. (2017) and defined available habitat as the area within reach for breeding birds around their colonies, and thus created a circular buffer around each colony. The radius of this buffer was set as the maximum distance between a foraging location and the colony, which was largest for Sklinna (40 km), followed by Runde (25 km), Jarstein (22 km), Hornøya (19 km) and Røst (9 km). To create a representative sample of available habitats within these areas, five point locations were created randomly for each GPS fix defined as a foraging location within the defined available area, using the R-package *sp* (Pebesma and Bivand, 2005; Bivand et al., 2013). As we include temporal environmental variables in the model, the process was done separately for each year. Land areas within the circular buffers were removed before generating random locations. All foraging locations and random locations were intersected with the environmental layers using the function “extract” in R-package *raster*.

Modelling Approach

All statistical procedures were carried out in R (R Development Team, 2020). To assess if maximum foraging distance differed across colonies, we ran a linear mixed-effects model (LMM) using function *lmer* from package *lme4* (Bates et al., 2015). The LMM contained maximum trip distance from the colony (only for complete foraging trips) as dependent variable, and colony as explanatory variable (factor). Bird ID was included as a random factor, nested within year and colony. We further present marginal and conditional R_2 values as calculated from the R-package *performance* (Lüdtke et al., 2021) and to identify differences among colonies, we ran a Tukey *post-hoc* test (R-package *multcomp*; Hothorn et al., 2008).

To investigate marine habitat preferences (aim 1), we ran generalised additive models (GAMs) with a binomial distribution (1 = foraging locations, 0 = availability, i.e. random locations). GAMs were run using the R-package *mgcv* (version 1.8-38; Wood, 2017) with a logit link function. Generalised additive models allow the fitting of non-linear responses to predictor variables, which is a major advantage, as animals rarely respond linearly to their environment (Aarts et al., 2008; Dehnhard et al., 2020b). Similarly to Christensen-Dalsgaard et al. (2017), GAMs were fitted using thin plate regression smoothing (Wood, 2017). We initially set the maximum number of knots for smooth terms to 5 in order to avoid overfitting, and used the functions “gam.check” to check whether models with more knots had a better fit. We followed a forward-stepwise approach to add environmental covariates, and modelled the environmental habitat preferences separately for each colony. The initial models therefore contained year (as a fixed factor), and one environmental covariate, either as fixed factor (kelp) or as smooth term (depth, slope, distance to colony, sst mean, sst variance, ssh mean, ssh variance). After identifying the best-performing smoothed environmental variable, we assessed the inclusion of kelp, and then subsequently of a second and third smoothed environmental variable. To avoid collinearity among environmental covariates, we only included those that had a Spearman’s rank correlation of ≤ 0.5 . Model selection was based on AIC, and we did not attempt to fit more than three smooth terms into the final model to avoid overfitting. We calculated Akaike weights (w_i) for all models following Burnham & Anderson (2002).

After identifying the best model structure for each colony, we investigated the transferability of the results within colonies and across colonies. We used model cross-validation, and the dataset was divided into a training dataset to fit the model, and a testing dataset to assess its performance. We used the area under the receiver curve (AUC; pROC package; Robin et al., 2011) to assess performance of models. AUC values < 0.7 were considered poor,

0.7 to 0.9 reasonable, and >0.9 very good model performance. To investigate transferability across years within the same colony, the testing dataset consisted of one year of data, and the training dataset of another year of data from the same colony, similarly as performed by Péron et al. (2018). For Sklinna, where we had ten years of data, we also assessed if transferability across years could be improved by training the dataset with nine years of data (instead of only one) and using the remaining year as test dataset (similar to Fauchald et al., 2021). When assessing the transferability across colonies (aim 2), we applied three different strategies to train models in order to see which one would deliver the best results, and whether increasing the variation within the training dataset could improve the between-colony transferability.

Firstly (“**individual colony and year approach**”), both the training and the testing dataset consisted of data from one colony and one year each, and AUC values were calculated for all combinations of colonies and years. This approach thus followed the same strategy as that by Péron et al. (2018). The best fitting model for the training dataset was chosen as model structure. With this approach, we thus attempted to predict the foraging habitat of the birds in one colony during one specific year based on the model structure based on the habitat use of birds in another colony during one year (same or different year).

Secondly (“**individual colony approach**”), the training and the testing dataset consisted of all data from all years of a given colony, and AUC values were calculated for all combinations of test colonies. The model structure was based on the best fitting model for the training dataset (i.e. as in the individual colony and year approach). With the individual colony approach, we thus attempted to predict the foraging habitat of the birds in one colony across several years based on the model structure, data and habitat use of birds in another colony during 2+ years.

Thirdly and lastly (“**all colonies approach**”), the training dataset consisted of all data from all colonies and years, with exception of the testing colony, and AUC values were calculated using each colony as a test colony once. Since the environmental predictors retained in the best model varied between colonies (Table 2), we had to use a simplified model structure, and only included kelp, depth and distance to colony in the models (i.e. those static variables that were consistently supported in the models for all colonies), but none of the temporally variable environmental variables (i.e. means or variances in sst and ssh). The motivation for the all colonies approach was to test if a larger and more diverse training dataset from four colonies with 2+ years of data each would be suitable to predict the habitat use in a fifth colony. This approach was based on the assumption that the temporally variable environmental covariates (see Supplement 2) would not contribute much to explain the habitat use across colonies compared to the temporally static ones (kelp, depth and distance to colony).

RESULTS

We found strong evidence that maximum distance from colony and thus foraging range differed among colonies (LMM: $F_{4,5265} =$

35.05 , $P < 0.001$, $R_{mar}^2 = 0.332$, $R_{con}^2 = 0.784$; Figure 2; Table 1). Foraging range was largest at the largest colony, Sklinna, followed by Hornøya, while there was no evidence that foraging range differed among Røst, Runde and Jarstein (Figure 2).

Environmental Habitat Preferences Per Colony

Across colonies, depth or distance to colony were the single best explanatory environmental variables and explained alone at least 22% of deviance (Table 2). Both were supported in the final model for all colonies except Røst, where depth correlated with distance to colony and therefore only distance to colony was included in the final model (Table 2). The probability for foraging declined steeply in all colonies with increasing depth (Figure 3A) and approached zero for all colonies at a depth of 100 m or more. The probability for foraging also declined steeply with increasing distance from colony (Figure 3B), and approached zero at a distance of 10 km for birds from Røst and Runde. Birds from Sklinna showed a second peak in foraging probability at 20 km distance, and similarly for Hornøya there was a slight increase at this distance.

The inclusion of kelp was supported in the final models for all colonies (Table 2). There was very strong evidence that the presence of kelp increased the foraging probability of shags at all colonies except at Hornøya (z -values ≥ 16.16 , $p < 0.001$ in the best models for Røst, Sklinna, Runde and Jarstein; Hornøya: $z = 0.128$, $p = 0.898$). In addition, ssh mean was included in the final models for Sklinna, Hornøya and Jarstein, and ssh variance in the models for Røst and Runde. However, by adding ssh to the models, the adjusted R^2 value increased by at maximum 0.05 (Table 2), reflecting a relatively minor importance of ssh for the characterisation of shag foraging habitat. The final models explained between 53.5% and 81.5% of the deviance, reflecting a good to very good fit (Table 2).

Transferability Within and Across Colonies

Transferability across years within the same colony was highly variable and ranged between 0.50 and 0.98, when both the training and the testing dataset consisted of data from one year each (Supplement 3). Transferability across years at Sklinna was considerably higher for all years when the training dataset consisted of nine years of data, i.e. all years except the testing year (AUC range: 0.96-0.98) compared to when the training dataset consisted of one year only (AUC range: 0.51-0.98).

Following the “**individual colony and year approach**” (i.e. both the training and the testing dataset consisted of the data from one colony and one year each), transferability across colonies was variable and ranged between 0.45 and 0.99, with an average AUC of 0.73 ± 0.11 (Supplement 3). Thus, predictability could be excellent in some cases (e.g. using the Jarstein 2019 data to predict the foraging locations of birds at Runde in 2020, with an AUC of 0.99; see Supplement 3), or poor in other cases (e.g. data from Røst 2020 predicting the foraging locations of birds at Hornøya in 2011, with an AUC of 0.46; Supplement 3).

TABLE 2 | Summary of the model selection process.

Model	Fixed effects	adj. R ²	Dev	AIC	ΔAIC	w _i
Hornøya						
HoM_best	year + kelp + s(depth) + s(sshmean) + s(distcol)	0.65	70.2%	20035	0	1
HoM_2nd	year + kelp + s(depth) + s(sshmean)	0.52	59.3%	27385	7349	< 0.01
HoM_3rd	year + kelp + s(depth)	0.49	57.3%	28385	8349	< 0.01
HoM3	year + s(depth)	0.49	57.2%	28786	8751	< 0.01
HoM8	year + s(sshmean)	0.31	36.9%	42391	22356	< 0.01
HoM5	year + s(distcol)	0.17	22.3%	52254	32219	< 0.01
Røst						
RøM_best	year + kelp + s(distcol) + s(sshvar)	0.54	53.5%	38554	0	1
RøM_2nd	year + kelp + s(distcol)	0.52	50.1%	41374	2820	< 0.01
RøM5	year + s(distcol)	0.50	48.9%	42390	3836	< 0.01
RøM3	year + s(depth)	0.21	25.5%	61747	23193	< 0.01
RøM4	year + s(sshvar)	0.23	21.3%	65217	26663	< 0.01
RøM7	year + s(sstvar)	0.14	15.4%	70150	31596	< 0.01
Sklinna						
SkM_best	year + kelp + s(depth) + s(distcol) + s(sshmean)	0.73	70.8%	320177	0	1
SkM_2nd	year + kelp + s(depth) + s(distcol)	0.73	70.8%	320925	748	< 0.01
SkM_3rd	year + kelp + s(depth)	0.52	53.3%	512315	192138	< 0.01
SkM3	year + s(depth)	0.52	53.0%	516366	196189	< 0.01
SkM5	year + s(distcol)	0.26	30.0%	768513	448336	< 0.01
SkM1	year + kelp	0.24	20.5%	872171	551994	< 0.01
Runde						
RuM_best	year + kelp + s(distcol) + s(depth) + s(sshvar)	0.84	81.5%	24583	0	1
RuM_2nd	year + kelp + s(distcol) + s(depth)	0.83	81.0%	25182	599	< 0.01
RuM_3rd	year + kelp + s(distcol)	0.66	63.2%	48850	24268	< 0.01
RuM5	year + s(distcol)	0.66	63.0%	49155	24572	< 0.01
RuM3	year + s(depth)	0.51	54.5%	60417	35834	< 0.01
RuM9	year + s(sshvar)	0.17	27.2%	96643	72060	< 0.01
Jarstein						
JaM_best	year + kelp + s(distcol) + s(depth) + s(sshmean)	0.80	78.8%	11206	0	1
JaM_2nd	year + kelp + s(distcol) + s(depth)	0.75	74.2%	13659	2452	< 0.01
JaM_3rd	year + kelp + s(distcol)	0.69	65.4%	18277	7070	< 0.01
JaM5	year + s(distcol)	0.63	58.0%	22166	10960	< 0.01
JaM3	year + s(depth)	0.46	48.8%	27032	15826	< 0.01
JaM8	year + s(sshmean)	0.34	40.5%	31410	20204	< 0.01

For each colony, the model structure of the sex best fitting models, including the best additive models (M_best, M_2nd, M_3rd) is given. Models are ranked by AIC, and we further present the adjusted R² values, the explained deviance, ΔAIC and Akaike weights (w_i). distcol = distance to colony.

With the “individual colony approach” (i.e. the training and the testing dataset consisted of all data from all years of a given colony), the transferability across colonies remained highly variable (AUC ranged between 0.36 to 0.98, mean 0.76 ± 0.16; **Table 3**). For example, Jarstein was poor in predicting the foraging locations for all colonies but Runde. The Sklinna dataset, on the other hand, predicted the foraging locations at all other colonies comparatively well (AUC range of 0.85-0.98). Transferability was not necessarily higher between colonies located closer to each other, e.g. transferability was better from Røst to Runde and Jarstein, than from Røst to Hornøya and Sklinna, and transferability from Runde to Jarstein was the lowest overall (**Figure 1, Table 3**).

Finally, with the “all colonies approach” (i.e. the training dataset consisted of all data from all colonies and years, with exception of the testing colony), transferability across colonies was highest and least variable (AUC range: 0.91-0.97; **Table 3**). The prediction maps based on this final model highlighted the shallow, near-shore areas as the most important foraging habitat for the shags (**Figure 4**). The foraging locations based on the GPS tracking data were mostly located within the predicted areas,

although foraging locations were often closer to the colonies than the range predicted by the models (**Figure 4**).

DISCUSSION

Environmental Habitat Preferences

As expected, we found that distance to colony, depth and the presence of kelp were the most important variables to characterise foraging habitat across all colonies. Sea surface temperature (sst) was not supported in the final models to characterise foraging habitat, while sea surface height (ssh) was supported in the models, but was of comparatively minor importance.

As expected for a benthic diving species, models suggested that foraging activity increased with shallower depth. This also matched with the dive data obtained in this study, with average dive depths at all colonies being in the range of 7-13 m, and no dive being deeper than 63 m (**Table S1.2, Supplement 1**). Further, matching our prediction, foraging probability increased in the presence of kelp. Only at Hornøya could we not find evidence for shag foraging activity increasing in the presence of kelp forests, although kelp was still supported as a

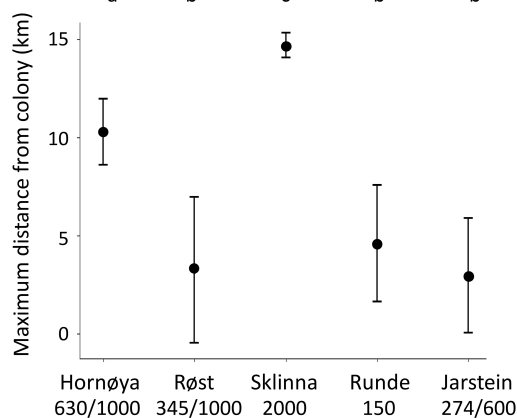


FIGURE 2 | Predicted values of foraging range between the five study colonies based on the LMM results (mean \pm CI). Only complete foraging trips were considered. Letters at the top correspond to the results of Tukey *post-hoc* tests based on the LMM (see *Methods and Material*). Different letters indicate strong evidence for colony-specific differences in foraging range (all $z \geq 3.4$; $P \leq 0.005$), same letters indicate no evidence for such differences (all $z \leq 0.773$, $P \geq 0.930$). Colony sizes (number of breeding pairs) are given below the colony names. Numbers behind the dash (/) give the approximate total number of breeding pairs within the maximum foraging range of the focal colony, in case of neighbouring colonies.

factor in the models. Kelp forests, with *Laminaria hyperborea* being the dominating species, typically occur in water depths down to 30 m depth, and on rocky substrate (Bekkby et al., 2009), thus not all shallow marine habitats are colonised by kelp. Around Hornøya and many other areas in northern Norway, kelp forests are very sparse or absent after a collapse in the 1970s and 1980s due to overgrazing by the green sea urchin (*Strongylocentrotus droebachiensis*) (Christie et al., 2019). As such, only 8% of the likely foraging locations around Hornøya were associated with the presence of kelp, compared to 51% in the other colonies. The low availability of kelp forests thus likely explained the lower importance of this habitat type for Hornøya compared to the other colonies. Our results are – not surprisingly – in agreement with earlier studies from Norway (based partly on the

same GPS data), showing that kelp forests are of high importance around Sklinna, while data for kelp presence was lacking until recently for the area around Hornøya and could thus not be included into earlier analyses (Christensen-Dalsgaard et al., 2017). Depth, on the other hand, was of importance at both Sklinna and Hornøya also in the previous study (Christensen-Dalsgaard et al., 2017), and in Normandy, France (Grémillet et al., 2020), where shags in fact used much shallower habitats with an apparent preference at about 10 m depth. In distribution models for shags around the British Isles, depth was not retained as important variable, possibly due to the coarser spatial scale of the models, and the inclusion of non-foraging locations (Wakefield et al., 2017). In contrast, and in agreement with our results, in an analysis of habitat use by shags around the Isle of May, Scotland, shags tended to avoid areas with water depths exceeding 60m (Daunt et al., 2012).

The lack of importance of sst and ssh parameters to characterise foraging locations of shags is maybe less surprising given the benthic foraging behaviour of this species and thus the strong preference for shallow foraging areas. Instead of indicating distinctions in water masses and thus frontal zones, eddies or upwelling plumes, respectively (e.g. Kostianoy et al., 2004; Ainley et al., 2009; Mason et al., 2014), we found mean sst and mean ssh but also temporal variance in sst and ssh to increase from pelagic towards coastal habitats, reaching highest levels in near-shore areas (Supplement 2). Sea surface temperatures also reflected the negative trend towards lower temperatures with increasing latitude. Furthermore, both mean sst and mean ssh showed some annual variation, with distinct gradients in the coastal zones in some but not all years (Supplement 2). Quite possibly, the variation across years also contributed to lower across-year and across-colony transferability of models containing ssh. Sea surface height and sst, albeit retained in models, also seemed to be of lower importance for shags in Normandy (Grémillet et al., 2020) and in the British Isles (sst only; Wakefield et al., 2017).

Besides the environmental covariates, distance to colony was an important variable in the models for all colonies. This is in agreement with the study by Wakefield et al. (2017), who found distance to colony as well as the number of conspecific breeders to be of strong importance in shag distribution models. In

TABLE 3 | AUC results of models based on the individual colonies approach (top) and the all colonies approach (below).

Training dataset	Testing dataset				
	Hornøya	Røst	Sklinna	Runde	Jarstein
Individual colony approach					
Hornøya	-	0.8995	0.768	0.712	0.869
Røst	0.647	-	0.756	0.935	0.945
Sklinna	0.947	0.849	-	0.978	0.952
Runde	0.635	0.761	0.609	-	0.362
Jarstein	0.683	0.508	0.665	0.916	-
All colonies approach					
all except testing dataset	0.964	0.906	0.969	0.953	0.953

In the individual colony approach, the training and the testing dataset consisted of all data from all years of a given colony each, and the model structure being the best fitting model for the training dataset, whereas in the all colonies approach, the training dataset consisted of all data from all colonies and years, with exception of the testing colony, and the model contained only the static environmental covariates kelp, depth and distance from colony.

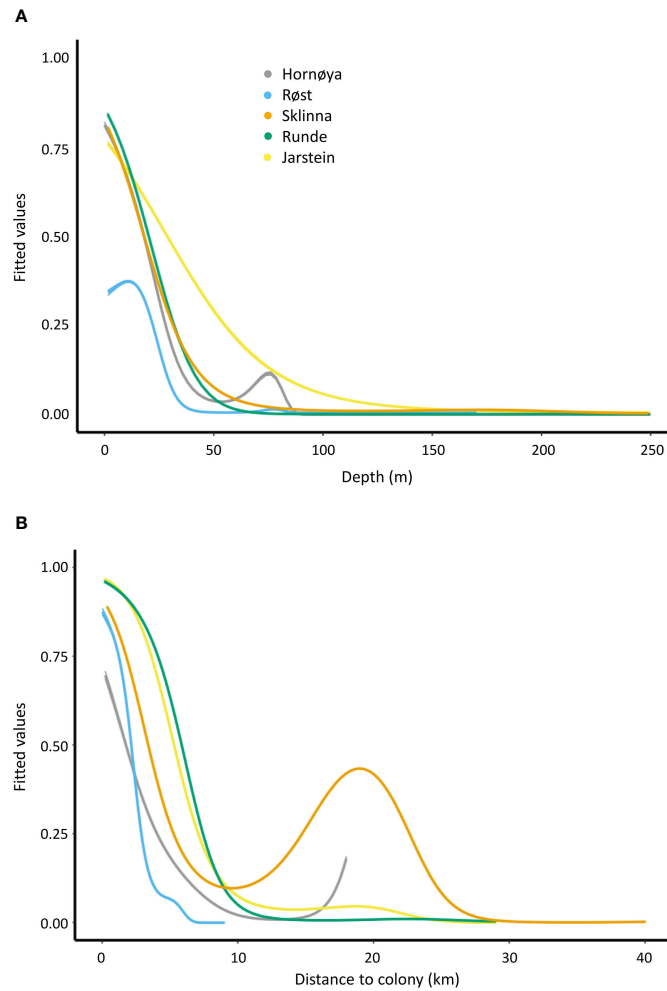


FIGURE 3 | Model response curves (fitted values \pm SE) showing the predicted foraging probability in response to depth (top) and distance from colony (bottom) for the different colonies. Fitted values were extracted from the individual models per colony (e.g. for the Hornøya colony model HM3 and HM5; see **Table 3**).

accordance with this, we found foraging range to be largest for the biggest colony, Sklinna with 2000 breeding pairs, where shags foraged up to 40 km away from their breeding location, and smallest at Røst, with 345 breeding pairs in the study colony (and approximately 1000 pairs in the entire 20 x 10 km² archipelago), where foraging occurred within a radius of 9 km from the colony. However, given the size of our dataset (only 5 colonies) and uncertainty about colony sizes in the direct vicinity of our study colonies, we did not test for a relationship between colony size and foraging range.

Transferability Within and Across Colonies

Transferability of foraging habitats across colonies differed depending on which of the three modelling approaches was used. With the individual colony and year approach, transferability was overall low, and the results in many instances unsatisfactory. The individual colony and year approach was also used to assess transferability across years

within colonies. Even within the same colony, the transferability was poor across years. Noteworthy, transferability was low across colonies and years, and thus not an artefact of few individuals tracked (or a low number of foraging trips recorded) at a given colony in a given year (cf. between-year transferability based on Hornøya 2011 data (AUC = 0.552; N = 31 individuals, 157 complete trips) and Sklinna 2014 data (AUC = 0.608-0.954; average: 0.772; N = 55 individuals, 167 complete trips) being very low compared to the high across-year transferability based on the Røst 2020 data (AUC = 0.908; N = 7 individuals, 42 complete trips). While transferability across years within the same colony was on average in the same range as for across-year transferability of breeding season habitat of Scopoli's shearwaters (*Calonectris diomedea*; Péron et al., 2018), we had more extreme values to both ends. Transferability across years increased substantially for the Sklinna dataset when nine years of data were used in the training dataset, to predict the habitat use in the tenth year. Unfortunately, given that we only had two

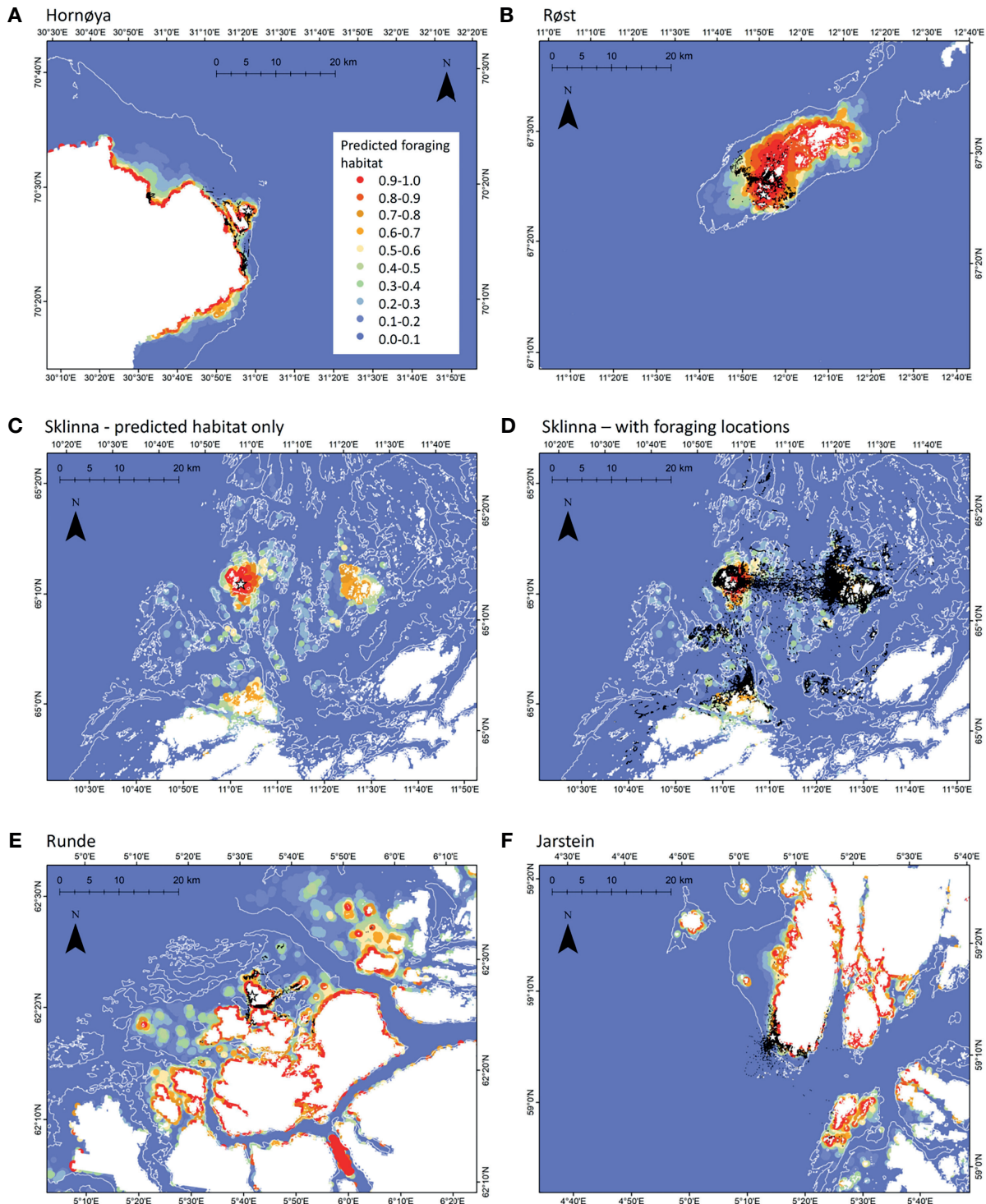


FIGURE 4 | Predicted habitat maps based on the “all colonies approach” models, i.e. data from all other colonies and years was used to predict the foraging habitat around the shown (focal) colony. The location of the colony is marked with a white star. The probability for the area to be used as foraging habitat is shown in colours from blue (low) to red (high), as detailed in the legend. White lines show the 100m bathymetry line, land areas are depicted in white. Foraging locations based on the EMBC algorithm are shown as black dots (**A, B, D-F**). Due to the high data amount, foraging locations for Sklinna are shown in a separate plot (**D**) than the predicted foraging habitat (**C**).

years of tracking data at all other colonies, we could not test if this pattern was universal.

With transferability across years within the same colony being limited when the training dataset consisted of only one year, it was not surprising to also find low transferability across colonies. In a management perspective, using the tracking data from only one year and one colony to predict habitat use by birds around another colony, increases the risk of focussing on an area that is of only minor importance, and – worse – not protecting the really important habitat.

The individual colony approach yielded slightly better outcomes regarding the transferability across colonies than the individual colony and year approach. Thus, pooling the data from each colony together in the training dataset helped to improve predictability. However, the results were still variable. Against our expectation, and in contrast to previous findings (Péron et al., 2018; Fauchald et al., 2021), transferability across colonies was not higher for those colonies being relatively more closely located. Thus, the dataset from Runde was poor to predict foraging habitat characteristics at either Sklinna (located 400 km away) or Jarstein (located 360 km away), while the Hornøya dataset was good in predicting the foraging habitat characteristics at both Runde (1420 km away) and Jarstein (1730 km away). Possibly, the actual distances between our study colonies (all ≥ 250 km) were still too large to allow good transferability at a high spatial scale. In fact they were larger than for those colonies with good transferability in the work by Péron et al. (2018) on breeding Scopoli's shearwaters. Although Fauchald et al. (2021) found high transferability of winter distribution for colonies located less than 500 km away from each other, seabirds are much less restricted in habitat use during winter than during the breeding season (Bell, 1990), and their study was also based on six pelagic seabird species, and not coastal-bound shags. Rather than relative proximity between colonies playing a role for transferability, similarity of foraging habitat between specific colonies, or availability of prey may be factors affecting transferability. Shags are fish specialists, and availability of fish is obviously a key determinant of where and what shags are feeding. Unfortunately, we do not have a complete overview of the diet for all of our study colonies, but there is some clear variation between the colonies: Young age classes of saithe (*Pollachius virens*) are the dominating prey at Sklinna and Røst (Hillersøy and Lorentsen, 2012; Lorentsen et al., 2018; Anker-Nilssen unpublished data), whereas lesser sandeel (*Ammodytes marinus*) is the main prey, followed by gadoids, including saithe, at Hornøya (Barrett et al., 1990). Shags at Runde fed on a mix of gadoids, including saithe as well as sandeel (Graham, 2019), while we had no diet information from Jarstein. Based on the diet, one could thus have expected higher transferability between Sklinna and Røst as well as between Hornøya and Runde, but poorer transferability between Sklinna and Hornøya, Sklinna and Runde, Røst and Hornøya, as well as Røst and Runde, respectively. Evidence for this was rather mixed, though (Table 2).

Overall, it rather seemed that some datasets were better to train models than others, which was the case particularly for the

Sklinna dataset. This again may not be too surprising given that Sklinna was the only colony for which we had more than 2 years of data, and many more individuals were tracked in this colony than from other colonies. The importance of multi-year tracking of shags to capture the full range of utilised habitats has been highlighted earlier by Bogdanova et al. (2014). In addition, shags are known to show individual segregation in foraging space use (Morgan et al., 2019), and thus a dataset that holds multiple foraging trips from more individuals likely covers a wider range of environmental habitats than the same number of trips obtained from fewer individuals (as e.g. for the Røst 2020 dataset). The Sklinna dataset was therefore in a way more diverse and the large foraging range at this colony in addition to the 10 years of tracking may have contributed to covering a broader range of environmental variables than at other colonies, possibly making this dataset more suitable for predictions.

Finally, the all colonies approach, i.e. the approach based only on the temporally static environmental variables (depth, distance and kelp), and pooling all data from all colonies except for the testing colony, performed best and transferability across colonies was very high for all five colonies. This high performance may have several non-exclusive reasons: Firstly, dropping the spatio-temporally variable covariates ssh mean and ssh variance and only including temporally stable environmental covariates into the training model may have improved transferability. At individual colonies it was either ssh mean or ssh variance that was supported in the models. As such, including e.g. ssh mean in a model when predicting the utilised habitat at a colony for which ssh variance was supported (as was the approach in the individual colony and year approach and the individual colonies approach) would in fact likely not improve model fit and thus transferability. In this context, it is further noteworthy that ssh mean and ssh variance, even though supported in the models to characterise foraging habitats, were of generally lower importance than the temporally non-variable environmental covariates (i.e. depth, distance to colony and kelp presence) that remained included in the models of the all colonies approach. Secondly, using a very diverse training dataset, consisting of four colonies with at least 2 years of data each, very likely also contributed to improving model fit and transferability of the results from one colony to another. This would be a similar effect as discussed above as a possible reason for why the Sklinna dataset in the individual colony approach performed best to predict utilised habitat in all other colonies, and also why within-colony transferability increased for Sklinna when the training dataset contained nine years instead of only one. Importantly, while Sklinna performed well as a training dataset with the individual colony approach, the data from the other colonies performed on average poorly to predict the utilised habitat of the shags around Sklinna. In contrast, with the all colonies approach, the utilised habitat was predicted very well also around Sklinna. Therefore, our results clearly highlight that with a solid database, consisting of at least 2 years of tracking data from several different colonies, it is possible to predict important habitat around another shag colony – even when working across large spatial scales.

It remains open to which degree our data can be used to predict the foraging hot-spots of shags in other parts of their breeding range, and we advocate strongly against blindly predicting key foraging habitat outside of Norway based on our data. Shags are geographically widespread and as pointed out above, variability in diet across colonies as well as availability of habitat around colonies contribute to differences in foraging habitat use. Despite the variable diet across the colonies, we were able to predict the habitat use of shags at all colonies with high precision with our complete dataset. Possibly, this was helped by the comparatively similar bathymetry along the Norwegian coastline, with relatively shallow zones near-shore along the coast (around the often many islands and skerries) inside of a much deeper continental shelf. However, our models may not function equally well in areas with other habitat compositions, for example if all available habitat around a colony was characterised by comparatively shallow sandy bottom as was the case in Normandy (Grémillet et al., 2020).

CONCLUSIONS

Our in-depth analyses of habitat use of shags in five different colonies along the Norwegian coast reflects the importance of collecting data over several years and in several colonies, and shows the value of comprehensive datasets in modelling and predicting important foraging areas. Our study is the first to test transferability of fine-scale habitat models in shags, and the first study assessing transferability of habitat models across colonies based on different approaches. Our dataset and modelling approach puts us in the unique position to be able to predict important foraging habitat around any shag colony along the Norwegian coast, likely with a reasonably high level of accuracy, without the need to track birds in additional colonies. Our models on foraging habitat included distance to colony, thus the transferred predictions sometimes highlighted areas as important that were further away from the colony than those used by the tracked birds (cf. **Figure 4**). This will require some more fine-tuning of predictions about the foraging range around colonies, possibly by combining our method with the foraging radius approach as part of the BirdLife International (2010) toolbox, or using also the relationship between colony size and foraging range, as successfully performed by Wakefield et al. (2017).

Shags have or are experiencing population declines in most parts of their distribution range (BirdLife International, 2021). In Norway, population sizes showed substantial inter-decadal variation over the past 40 years, and a regional decline in the Barents Sea, while the overall population number appears relatively stable (Fauchald et al., 2015). With about 35% of the NE Atlantic population (Mitchell et al., 2004), Norway has a special responsibility for the conservation of shags. Consequently, information on the most suitable foraging areas for shags should always be at hand for management authorities to consider proper measures when anthropogenic pressures have

the potential to substantially reduce their quality as foraging habitat or hinder birds access to such areas.

The UN decided in 2015 that, by 2030, 30% of the marine environment, including coastal zones, should be protected. We are, however, still far from reaching that goal, both globally, regionally (Europe and North America) and nationally (Maestro et al., 2019). This is also true for Norway, which by 2020 had only protected 3.5% of its territorial waters (Statistics Norway, 2021). On the contrary, Norway's coastal industries like fisheries and, in particular, aquaculture are expected to increase fivefold by 2050 (Olafsen et al., 2012), including plans for opening of additional, large areas to kelp harvesting (Steen et al., 2020). In such times of increasing anthropogenic pressures on coastal marine habitats and the rising need for better management of wildlife, our work delivers important knowledge for ecosystem-based management decisions, which could contribute to reach the UN goals for 2030.

DATA AVAILABILITY STATEMENT

The raw data supporting the conclusions of this article will be made available by the authors, without undue reservation.

ETHICS STATEMENT

The animal study was reviewed and approved by The Norwegian Food Safety Authority (Mattilsynet).

AUTHOR CONTRIBUTIONS

Conceptualization: SC-D and S-HL. Funding acquisition and project management: SC-D. Data were collected by ND, TA-N, S-HL, and SC-D. Analyses were completed by ND, with contributions from JM, and AT. Writing was led by ND, with contributions from all other authors. All authors contributed to the article and approved the submitted version.

FUNDING

This study was part of the SEAPOP programme (www.seapop.no/en), which is financed by the Norwegian Ministry of Climate and Environment *via* the Norwegian Environment Agency, the Norwegian Ministry of Petroleum and Energy *via* the Norwegian Research Council (grant 192141), and the Norwegian Oil and Gas Association.

ACKNOWLEDGMENTS

Thanks to the many field assistants for helping to deploy and retrieve GPS and TDR loggers, especially Oskar Bjørnstad, Hans Inge Hansen and Ingar Støyle Bringsvor. Thanks also to Jon

Albretsen at the Norwegian Institute of Marine Research for providing SST and SSH data and answering related questions, and to Ute Bradter for help with R-coding. We obtained permits to work in the colonies from the local County governors, permissions to catch birds and attach loggers from the Environmental Agency and The Norwegian Food Safety Authority. The Norwegian Coastal Administration facilitated extended stays at several of the colonies through rental agreements for the lighthouse stations.

REFERENCES

- Aarts G., MacKenzie M., McConnell B., Fedak M., Matthiopoulos J. (2008). Estimating Space-Use and Habitat Preference From Wildlife Telemetry Data. *Ecography* 31, 140–160. doi: 10.1111/j.2007.0906-7590.05236.x
- Ainley D. G., Dugger K. D., Ford R. G., Pierce S. D., Reese D. C., Brodeur R. D., et al. (2009). Association of Predators and Prey at Frontal Features in the California Current: Competition, Facilitation, and Co-Occurrence. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 389, 271–294. doi: 10.3354/meps08153
- Albretsen J., Sperrevik A. K., Staalstrøm A., Sandvik A. D., Vikebø F., Asplin L. (2011). “NorKyst-800 Report No. 1 User Manual and Technical Descriptions,” in *Fisken og Havet 2* (Bergen, Norway: Havforskninginstituttet - Institute of Marine Research).
- Anderson O. R. J., Small C. J., Croxall J. P., Dunn E. K., Sullivan B. J., Yates O., et al. (2011). Global Seabird Bycatch in Longline Fisheries. *End. Spec. Res.* 14, 91–106. doi: 10.3354/esr00347
- Asplin L., Albretsen J., Johnsen I. A., Sandvik A. D. (2020). The Hydrodynamic Foundation for Salmon Lice Dispersion Modeling Along the Norwegian Coast. *Ocean Dyn.* 70, 1151–1167. doi: 10.1007/s10236-020-01378-0
- Barrett R. T., Røv N., Loen J., Montevecchi W. A. (1990). Diets of Shags *Phalacrocorax Aristotelis* and Cormorants *P. Carbo* in Norway and Possible Implications for Gadoid Stock Recruitment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 66, 205–218. doi: 10.3354/meps066205
- Bates D., Maechler M., Bolker B. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using Lme4. *J. Stat. Softw.* 67, 1–48. doi: 10.18637/jss.v067.i01
- Bekkby T., Rinde E., Erikstad L., Bakkestuen V. (2009). Spatial Predictive Distribution Modelling of the Kelp Species *Laminaria Hyperborea*. *ICES J. Mar. Sci.* 66, 2106–2115. doi: 10.1093/icesjms/fsp195
- Bell W. J. (1990). “Central Place Foraging,” in *Searching Behaviour: The Behavioural Ecology of Finding Resources* (Dordrecht, the Netherlands: Springer). doi: 10.1007/978-94-011-3098-1_12
- Beveridge M. C. M. (2001). “Aquaculture and Wildlife Interactions,” in *Environmental Impact Assessment of Mediterranean Aquaculture Farms*. Eds. A. Uriarte and B. Basurco (Zaragoza: CIHEAM: Cahiers Options Méditerranéennes), 57–66.
- BirdLife International (2010). *Marine Important Bird Areas Toolkit: Standardised Techniques for Identifying Priority Sites for the Conservation of Seabirds at Sea* (Cambridge UK: BirdLife International). Version 1.2: February 2011.
- BirdLife International (2016) *Summary of National Hunting Regulations* (Norway). Available at: http://datazone.birdlife.org/userfiles/file/hunting/HuntingRegulations_Norway.pdf (Accessed December 1, 2021).
- BirdLife International (2021) *Species Factsheet: Gulosus Aristotelis*. Available at: <http://www.birdlife.org> (Accessed December 1, 2021).
- Bivand R. S., Pebesma E., Gomez-Rubio V. (2013). *Applied Spatial Data Analysis With R*. 2nd ed. (New York: Springer).
- Bogdanova M. I., Wanless S., Harris M. P., Lindström J., Butler A., Newell M. A., et al. (2014). Among-Year and Within-Population Variation in Foraging Distribution of European Shags *Phalacrocorax Aristotelis* Over Two Decades: Implications for Marine Spatial Planning. *Biol. Conserv.* 170, 292–299. doi: 10.1016/j.biocon.2013.12.025
- Brown E. J., Vasconcelos R. P., Wennhage H., Bergström U., Støttrup J. G., van de Wolfshaar K., et al. (2018). Conflicts in the Coastal Zone: Human Impacts on Commercially Important Fish Species Utilizing Coastal Habitat. *ICES J. Mar. Sci.* 75, 1203–1213. doi: 10.1093/icesjms/fsx237

SUPPLEMENTARY MATERIAL

The Supplementary Material for this article can be found online at: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fmars.2022.852033/full#supplementary-material>

- Burnham K. P., Anderson D. R. (2002). *Model Selection and Multimodel Inference. A Practical Information-Theoretic Approach* (New York: Springer).
- Cecere J. G., De Pascalis F., Imperio S., Ménard D., Catoni C., Griggio M., et al. (2020). Inter-Individual Differences in Foraging Tactics of a Colonial Raptor: Consistency, Weather Effects, and Fitness Correlates. *Mov. Ecol.* 8, 28. doi: 10.1186/s40462-020-00206-w
- Christensen-Dalsgaard S., Anker-Nilssen T., Crawford R., Bond A., Sigurdsson G. M., Glemarec G., et al. (2019). What’s the Catch With Lumpfishes? A North Atlantic Study of Seabird Bycatch in Lumpfish Gillnet Fisheries. *Biol. Conserv.* 240, 108278. doi: 10.1016/j.biocon.2019.108278
- Christensen-Dalsgaard S., Mattisson J., Bekkby T., Gundersen H., May R., Rinde E., et al. (2017). Habitat Selection of Foraging Chick-Rearing European Shags in Contrasting Marine Environments. *Mar. Biol.* 164, 196. doi: 10.1007/s00227-017-3227-5
- Christensen-Dalsgaard S., Mattisson J., Norderhaug K. M., Lorentsen S.-H. (2020). Sharing the Neighbourhood: Assessing the Impact of Kelp Harvest on Foraging Behaviour of the European Shag. *Mar. Biol.* 167, 136. doi: 10.1007/s00227-020-03739-1
- Christie H., Gundersen H., Rinde E., Filbee-Dexter K., Norderhaug K. M., Pedersen T., et al. (2019). Can Multitrophic Interactions and Ocean Warming Influence Large-Scale Kelp Recovery? *Ecol. Evol.* 9, 2847–2862. doi: 10.1002/ece3.4963
- Craik C. (1997). Long-Term Effects of North American Mink *Mustela Vison* on Seabirds in Western Scotland. *Bird Study* 44, 303–309. doi: 10.1080/00063659709461065
- Crain C. M., Kroeker K., Halpern B. S. (2008). Interactive and Cumulative Effects of Multiple Human Stressors in Marine Systems. *Ecol. Lett.* 11, 1304–1315. doi: 10.1111/j.1461-0248.2008.01253.x
- Cramp S., Simmons K. E. (1977). *The Birds of the Western Palearctic. Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa, Vol I. Ostrich to Ducks*. Oxford University Press, Oxford, U.K.
- Cury P. M., Boyd I. L., Bonhommeau S., Anker-Nilssen T., Crawford R. J. M., Furness R. W., et al. (2011). Global Seabird Response to Forage Fish Depletion - One-Third for the Birds. *Science* 334, 1703–1706. doi: 10.1126/science.1212928
- Daunt F., Afanasyev V., Adam A., J P C., Wanless S. (2007). From Cradle to Early Grave: Juvenile Mortality in European Shags *Phalacrocorax Aristotelis* Results From Inadequate Development of Foraging Proficiency. *Biol. Lett.* 3, 371–374. doi: 10.1098/rsbl.2007.0157
- Daunt F., Bogdanova M., McDonald C., Wanless S. (2012). “Determining Important Marine Areas Used by European Shag Breeding on the Isle of May That Might Merit Consideration as Additional SPAs,” in *JNCC Report No 556* (Peterborough, UK: Joint Nature Conservation Committee JNCC).
- Davies T. E., Carneiro A. P. B., Campos B., Hazin C., Dunn D. C., Gjerde K. M., et al. (2021). Tracking Data and the Conservation of the High Seas: Opportunities and Challenges. *J. Appl. Ecol.* 58, 2703–2710. doi: 10.1111/1365-2664.14032
- Dehnhard N., Achurch H., Clarke J., Michel L. N., Southwell C., Sumner M. D., et al. (2020b). High Inter- and Intraspecific Niche Overlap Among Three Sympatrically Breeding, Closely Related Seabird Species: Generalist Foraging as an Adaptation to a Highly Variable Environment? *J. Anim. Ecol.* 89, 104–119. doi: 10.1111/1365-2656.13078

- 1483 Dehnhard N., Skei J., Christensen-Dalsgaard S., May R., Halley D., Ringsby T. H.,
1484 et al. (2020a). Boat Disturbance Effects on Moulting Common Eiders
1485 *Somateria Mollissima*. *Mar. Biol.* 167, 12. doi: 10.1007/s00227-019-3624-z
- 1486 De Pascalis F., Imperio S., Benvenuti A., Catoni C., Rubolini D., Cecere J. G.
1487 (2020). Sex-Specific Foraging Behaviour is Affected by Wind Conditions in a
1488 Sexually Size Dimorphic Seabird. *Anim. Behav.* 166, 207–218. doi: 10.1016/
1489 j.anbehav.2020.05.014
- 1490 Dias M. P., Martin R., Pearmain E. J., Burfield I. J., Small C., Phillips R. A., et al.
1491 (2019). Threats to Seabirds: A Global Assessment. *Biol. Conserv.* 237, 525–537.
1492 doi: 10.1016/j.biocon.2019.06.033
- 1493 Edgar G. J., Stuart-Smith R. D., Willis T. J., Kininmonth S., Baker S. C., Banks S.,
1494 et al. (2014). Global Conservation Outcomes Depend on Marine Protected
1495 Areas With Five Key Features. *Nature* 506, 216–220. doi: 10.1038/nature13022
- 1496 Evans J. C., Dall S. R. X., Bolton M., Owen E., Votier S. C. (2016). Natural Foraging
1497 European Shags: GPS Tracking Reveals Birds From Neighbouring Colonies
1498 Have Shared Foraging Grounds. *J. Ornithol.* 157, 23–32. doi: 10.1007/s10336-
1499 015-1241-2
- 1500 Fauchald P., Anker-Nilssen T., Barrett R. T., Bustnes J. O., Bårdsen B. J.,
1501 Christensen-Dalsgaard S., et al. (2015). “The Status and Trends of Seabirds
1502 Breeding in Norway and Svalbard,” in *NINA Report 1151* (Tromsø, Norway:
1503 Norwegian Institute for Nature Research).
- 1504 Fauchald P., Tarroux A., Amélineau F., Bråthen V. S., Descamps S., Ekker M., et al.
1505 (2021). Year-Round Distribution of Northeast Atlantic Seabird Populations:
1506 Applications for Population Management and Marine Spatial Planning. *Mar.
1507 Ecol. Prog. Ser.* 676, 255–276. doi: 10.3354/meps13854
- 1508 Furness R. W., Wade H., Masden E. (2013). Assessing Vulnerability of Seabird
1509 Populations to Offshore Wind Farms. *J. Environ. Manag.* 119, 56–66.
1510 doi: 10.1016/j.jenvman.2013.01.025
- 1511 Garriga J., Palmer J. R. B., Oltra A., Bartumeus F. (2016a). “EMbC: Expectation-
1512 Maximization Binary Clustering,” in *R package version 1.9.4*. Available at:
1513 <https://CRAN.R-project.org/package=EMbC>.
- 1514 Garriga J., Palmer J. R. B., Oltra A., Bartumeus F. (2016b). Expectation-
1515 Maximization Binary Clustering for Behavioural Annotation. *PLoS One* 11,
1516 e0151984. doi: 10.1371/journal.pone.0151984
- 1517 Garthe S., Hüppop O. (2004). Scaling Possible Adverse Effects of Marine Wind
1518 Farms on Seabirds: Developing and Applying a Vulnerability Index. *J. Appl.
1519 Ecol.* 41, 724–734. doi: 10.1111/j.0021-8901.2004.00918.x
- 1520 Graham L. K. (2019). *A Pilot Study Assessing Drones for Mapping and Monitoring
1521 of European Shags* (Trondheim: Master Thesis, Norwegian University of
1522 Science and Technology).
- 1523 Grémillet D., Boulinier T. (2009). Spatial Ecology and Conservation of Seabirds
1524 Facing Global Climate Change: A Review. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 391, 121–137.
1525 doi: 10.3354/meps08212
- 1526 Grémillet D., Gallien F., El Ksabi N., Courbin N. (2020). Sentinels of Coastal
1527 Ecosystems: The Spatial Ecology of European Shags Breeding in Normandy.
1528 *Mar. Biol.* 167, 43. doi: 10.1007/s00227-020-3655-5
- 1529 Halpern B. S., Frazier M., Potapenko J., Casey K. S., Koenig K., Longo C., et al.
1530 (2015). Spatial and Temporal Changes in Cumulative Human Impacts on the
1531 World’s Ocean. *Nat. Comm.* 6, 7615. doi: 10.1038/ncomms8615
- 1532 Hijmans R. J. (2021). “Raster: Geographic Data Analysis and Modeling,” in *R
1533 package version 3.4-13*. Available at: <https://CRAN.R-project.org/package=raster>.
- 1534 Hillersøy G., Lorentsen S.-H. (2012). Annual Variation in the Diet of Breeding
1535 European Shag (*Phalacrocorax Aristotelis*) in Central Norway. *Waterbirds* 35,
1536 420–430. doi: 10.1675/063.035.0306
- 1537 Hothorn T., Bretz F., Westfall P. (2008). Simultaneous Inference in General
1538 Parametric Models. *Biometric J.* 50, 346–363. doi: 10.1002/bimj.200810425
- 1539 Howells R. J., Burthe S. J., Green J. A., Harris M. P., Newell M. A., Butler A., et al.
1540 (2018). Pronounced Long-Term Trends in Year-Round Diet Composition of
1541 the European Shag *Phalacrocorax Aristotelis*. *Mar. Biol.* 165, 188. doi: 10.1007/
1542 s00227-018-3433-9
- 1543 Jovani R., Lascelles B., Garamszegi L. Z., Mavor R., Thaxter C. B., Oro D. (2016).
1544 Colony Size and Foraging Range in Seabirds. *Oikos* 125, 968–974. doi: 10.1111/
1545 oik.02781
- 1546 Keogan K., Daunt F., Wanless S., Phillips R. A., Walling C. A., Agnew P., et al.
1547 (2018). Global Phenological Insensitivity to Shifting Ocean Temperatures
1548 Among Seabirds. *Nat. Clim. Chang.* 8, 313. doi: 10.1038/s41558-018-0115-z
- 1549 Kostianoy A. G., Ginzburg A. I., Frankignoulle M., Delille B. (2004). Fronts in the
1550 Southern Indian Ocean as Inferred From Satellite Sea Surface Temperature
1551 Data. *J. Mar. Sys.* 45, 55–73. doi: 10.1016/j.jmarsys.2003.09.004
- 1552 Lascelles B. G., Taylor P. R., Miller M. G. R., Dias M. P., Opper S., Torres L., et al.
1553 (2016). Applying Global Criteria to Tracking Data to Define Important Areas
1554 for Marine Conservation. *Div. Dist.* 22, 422–431. doi: 10.1111/ddi.12411
- 1555 Lorentsen S. H., Anker-Nilssen T., Erikstad K. E. (2018). Seabirds as Guides for
1556 Fisheries Management: European Shag *Phalacrocorax Aristotelis* Diet as
1557 Indicator of Saithe *Pollachius Virens* Recruitment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 586,
1558 193–201. doi: 10.3354/meps12440
- 1559 Lorentsen S. H., Mattisson J., Christensen-Dalsgaard S. (2019). Reproductive
1560 Success in the European Shag is Linked to Annual Variation in Diet and
1561 Foraging Trip Metrics. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 619, 137–147. doi: 10.3354/
1562 meps12949
- 1563 Lorentsen S. H., Sjøtun K., Grémillet D. (2010). Multi-Trophic Consequences of
1564 Kelp Harvest. *Biol. Conserv.* 143, 2054–2062. doi: 10.1016/j.biocon.2010.05.013
- 1565 Lüdecke D., Ben-Shachar M. S., Patil I., Waggoner P., Makowski D. (2021).
1566 Performance: An R Package for Assessment, Comparison and Testing of
1567 Statistical Models. *J. Open Source Software* 6, 3139. doi: 10.21105/joss.03139
- 1568 Maestro M., Pérez-Cayeiro M. L., Chica-Ruiz J. A., Reyes H. (2019). Marine
1569 Protected Areas in the 21st Century: Current Situation and Trends. *Ocean
1570 Coast. Manag.* 171, 28–36. doi: 10.1016/j.ocecoaman.2019.01.008
- 1571 Mason E., Pascual A., McWilliams J. C. (2014). A New Sea Surface Height-Based
1572 Code for Oceanic Mesoscale Eddy Tracking. *J. Atmos. Oceanic Technol.* 31, 1181–
1573 1188. doi: 10.1175/jtech-d-14-00019.1
- 1574 Matthiopoulos J., Wakefield E., Jeglinski J. W. E., Furness R. W., Trinder M., Tyler
1575 G., et al. (2022). Integrated Modelling of Seabird-Habitat Associations From
1576 Multi-Platform Data: A Review. *J. Appl. Ecol.* doi: 10.1111/1365-2664.14114
- 1577 Mitchell P. I., Newton S. F., Ratcliffe N., Dunn T. E. (2004). *Seabird Populations of
1578 Britain and Ireland: Results of the Seabird 2000 Census, (1998-2002)* (London:
1579 T. and A.D. Poyser).
- 1580 Morgan E. A., Hassall C., Redfern C. P. F., Bevan R. M., Hamer K. C. (2019).
1581 Individuality of Foraging Behaviour in a Short-Ranging Benthic Marine
1582 Predator: Incidence and Implications. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 609, 209–219.
1583 doi: 10.3354/meps12819
- 1584 Olafsen T., Winther U., Olsen Y., Skjermo J. (2012). Verdiskaping Basert På
1585 Produktive Hav I 2050 Rapport Fra En Arbeidsgruppe Oppnevnt Av Det
1586 Kongelige Norske Videnskabers Selskab (DKNVS) Og Norges Tekniske
1587 Vitenskapsakademi (NTVA).
- 1588 Pebesma E., Bivand R. S. (2005). “Classes and Methods for Spatial Data in R,” in *R
1589 News* 5. Available at: <https://cran.r-project.org/doc/Rnews/>.
- 1590 Péron C., Authier M., Grémillet D. (2018). Testing the Transferability of Track-
1591 Based Habitat Models for Sound Marine Spatial Planning. *Divers. Distrib.* 24,
1592 1772–1787. doi: 10.1111/ddi.12832
- 1593 Peschko V., Mercker M., Garthe S. (2020). Telemetry Reveals Strong Effects of
1594 Offshore Wind Farms on Behaviour and Habitat Use of Common Guillemots
1595 (*Uria Aalge*) During the Breeding Season. *Mar. Biol.* 167, 118. doi: 10.1007/
1596 s00227-020-03735-5
- 1597 Pinaud D., Weimerskirch H. (2005). Scale-Dependent Habitat Use in a Long-
1598 Ranging Central Place Predator. *J. Anim. Ecol.* 74, 852–863. doi: 10.1111/
1599 j.1365-2656.2005.00984.x
- 1600 Poloczanska E. S., Brown C. J., Sydeman W. J., Kiessling W., Schoeman D. S.,
1601 Moore P. J., et al. (2013). Global Imprint of Climate Change on Marine Life.
1602 *Nat. Clim. Chang.* 3, 919–925. doi: 10.1038/nclimate1958
- 1603 R Development Team (2020). *R: A Language and Environment for Statistical
1604 Computing* (Vienna: R Foundation for Statistical Computing). Available at:
1605 <https://www.R-project.org/>.
- 1606 Robin X., Turck N., Hainard A., Tiberti N., Lisacek F., Sanchez J.-C., et al. (2011).
1607 pROC: An Open-Source Package for R and S+ to Analyze and Compare ROC
1608 Curves. *BMC Bioinf.* 12, 77. doi: 10.1186/1471-2105-12-77
- 1609 Sarau C., Sydeman W. J., Piatt J. F., Anker-Nilssen T., Hentati-Sundberg J.,
1610 Bertrand S., et al. (2020). Seabird-Induced Natural Mortality of Forage Fish
1611 Varies With Fish Abundance: Evidence From Five Ecosystems. *Fish Fish.* 22,
1612 262–279. doi: 10.1111/faf.12517
- 1613 Soanes L. M., Bright J. A., Angel L. P., Arnould J. P. Y., Bolton M., Berlincourt M.,
1614 et al. (2016). Defining Marine Important Bird Areas: Testing the Foraging
1615 Radius Approach. *Biol. Conserv.* 196, 69–79. doi: 10.1016/j.biocon.2016.02.007

- 1597 Statistics Norway (2021) *Protected Areas*. Available at: <https://www.ssb.no/en/natur-og-miljo/areal/statistikk/vernede-omrader> (Accessed December 19, 2021). 1658
- 1599 Steen H., Norderhaug K. M., Møy F. (2020). "Tareundersøkelser I Nordland I 2019," in *Rapport Fra Havforskningen 2020-9* (Bergen, Norway: Havforskningsinstituttet). 1656
- 1600 Thaxter C. B., Lascelles B., Sugar K., Cook A. S. C. P., Roos S., Bolton M., et al. (2012). Seabird Foraging Ranges as a Preliminary Tool for Identifying Candidate Marine Protected Areas. *Biol. Conserv.* 156, 53–61. doi: 10.1016/j.biocon.2011.12.009 1657
- 1602 Torres L. G., Sutton P. J. H., Thompson D. R., Delord K., Weimerskirch H., Sagar P. M. (2015). Poor Transferability of Species Distribution Models for a Pelagic Predator, the Grey Petrel, Indicates Contrasting Habitat Preferences Across Ocean Basins. *PLoS ONE* 10, e0120014. doi: 10.1371/journal.pone.0120014 1658
- 1603 Velando A., Munilla I. (2011). Disturbance to a Foraging Seabird by Sea-Based Tourism: Implications for Reserve Management in Marine Protected Areas. *Biol. Conserv.* 144, 1167–1174. doi: 10.1016/j.biocon.2011.01.004 1659
- 1609 Votier S. C., Birkhead T. R., Oro D., Trinder M., Grantham M. J., Clark J. A., et al. (2008). Recruitment and Survival of Immature Seabirds in Relation to Oil Spills and Climate Variability. *J. Anim. Ecol.* 77, 974–983. doi: 10.1111/j.1365-2656.2008.01421.x 1660
- 1610 Votier S. C., Hatchwell B. J., Beckerman A., McCleery R. H., Hunter F. M., Pellatt J., et al. (2005). Oil Pollution and Climate Have Wide-Scale Impacts on Seabird Demographics. *Ecol. Lett.* 8, 1157–1164. doi: 10.1111/j.1365-2656.2008.01421.x 1661
- 1615 Wakefield E. D., Owen E., Baer J., Carroll M. J., Daunt F., Dodd S. G., et al. (2017). Breeding Density, Fine-Scale Tracking, and Large-Scale Modeling Reveal the Regional Distribution of Four Seabird Species. *Ecol. Appl.* 27, 2074–2091. doi: 10.1002/eap.1591 1662
- 1617 Wanless S., Harris M. P., Burger A. E., Buckland S. T. (1997). Use of Time-at-Depth Recorders for Estimating Depth and Diving Performance of European Shags. *J. Field Ornithol.* 68, 547–561. 1663
- 1621 Wood S. N. (2017). *Generalized Additive Models. An Introduction With R* (Boca Raton, Florida, USA: CRC Press). 1664
- 1625 Worm B., Barbier E. B., Beaumont N., Duffy J. E., Folke C., Halpern B. S., et al. (2006). Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. *Science* 314, 787–790. doi: 10.1126/science.1132294 1665
- 1656 Worm B., Hilborn R., Baum J. K., Branch T. A., Collie J. S., Costello C., et al. (2009). Rebuilding Global Fisheries. *Science* 325, 578–585. doi: 10.1126/science.1173146 1657
- 1658 Yates K., Bouchet P. J., Caley M. J., Mengersen K., Randin C. F., Parnell S., et al. (2018). Outstanding Challenges in the Transferability of Ecological Models. *Trends Ecol. Evol.* 33, 790–802. doi: 10.1016/j.tree.2018.08.001 1659
- 1659 Żydelis R., Small C., French G. (2013). The Incidental Catch of Seabirds in Gillnet Fisheries: A Global Review. *Biol. Conserv.* 162, 76–88. doi: 10.1016/j.biocon.2013.04.002 1660
- 1662
- 1663
- 1664
- 1665
- 1666
- 1667
- 1668
- 1669
- 1670
- 1671
- 1672
- 1673
- 1674
- 1675
- 1676
- 1677
- 1678
- 1679
- 1680
- 1681
- 1682
- 1683
- 1684
- 1685
- 1686
- 1687
- 1688
- 1689
- 1690
- 1691
- 1692
- 1693
- 1694
- 1695
- 1696
- 1697
- 1698
- 1699
- 1700
- 1701
- 1702
- 1703
- 1704
- 1705
- 1706
- 1707
- 1708
- 1709
- 1710

Conflict of Interest: The authors declare that the research was conducted in the absence of any commercial or financial relationships that could be construed as a potential conflict of interest.

Publisher's Note: All claims expressed in this article are solely those of the authors and do not necessarily represent those of their affiliated organizations, or those of the publisher, the editors and the reviewers. Any product that may be evaluated in this article, or claim that may be made by its manufacturer, is not guaranteed or endorsed by the publisher.

Copyright © 2022 Dehnhard, Mattisson, Tarroux, Anker-Nilssen, Lorentsen and Christensen-Dalsgaard. This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License (CC BY). The use, distribution or reproduction in other forums is permitted, provided the original author(s) and the copyright owner(s) are credited and that the original publication in this journal is cited, in accordance with accepted academic practice. No use, distribution or reproduction is permitted which does not comply with these terms.

RS 2/22 Revisjon av forvaltningsplan for Vegaøyen verdensarvområde - orientering
ST 28/22 Eventuelt