

Oppdatering av bløtbunnsartenes sensitivetsverdier

$$ES100avg_i = \frac{1}{\sum_{k=1}^K n_{i,k}} \times \sum_{k=1}^K ES100_k \times n_{i,k}$$

$$H' = - \sum_i^S \left[\left(\frac{N_i}{N} \right) * \log_2 \left(\frac{N_i}{N} \right) \right]$$

$$ISI_{2012} = \sum_i^S \left[\frac{ISI_i}{S_{ISI}} \right]$$



$$NSI = \sum_i^S \left[\frac{N_i * NSI_i}{N_{NSI}} \right]$$

$$ES100minS_j = \frac{1}{5} \times \sum_{k=1}^5 ES100_k$$

$$AMBI = \sum_i^S \left[\frac{N_i * AMBI_i}{N_{AMBI}} \right]$$

$$ES_{100} = \sum_i^S \left[1 - \frac{\left(\frac{N - N_i}{100} \right)}{\left(\frac{N}{100} \right)} \right]$$

$$NQI1 = \left[0,5 * \left(1 - \frac{AMBI}{7} \right) + 0,5 * \left(\frac{\left[\frac{\ln(S)}{\ln(\ln(N))} \right]}{2,7} \right) * \left(\frac{N}{N+5} \right) \right]$$

RAPPORT

Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Internett: www.niva.no

NIVA Region Sør

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Innlandet

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Vest

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Danmark

Njalsgade 76, 4. sal
2300 København S, Danmark
Telefon (45) 39 17 97 33

Tittel Oppdatering av bløtbunnsartenes sensitivetsverdier	Løpenummer 7366-2019	Dato 20.05.2019
Forfatter(e) Borgersen, Gunhild Trannum, Hilde Cecilie Gundersen, Hege Vedal, Jens	Fagområde Overvåking	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Norge	Sider 72

Oppdragsgiver(e) Miljødirektoratet og Fiskeridirektoratet	Oppdragsreferanse Maria Pettersvik Arvnes/Ingrid Handå Bysveen (Miljødirektoratet)
	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 180229

<p>Sammendrag</p> <p>Sensitivetsverdiene for norske arter av bløtbunnsfauna for de to sensitivetsindeksene ISI og NSI ble oppdatert på grunnlag av et større og bedre geografisk dekket datasett sammenlignet med forrige revisjon i 2012. Resultatet var en artsliste med 588 taksa med nye sensitivetsverdier. På grunnlag av de nye sensitivetsverdiene ble ISI2018 og NSI2018 beregnet, og nye naturtilstandsverdier for indeksene ble predikert. Grenseverdiene for tilstandsklassifisering av ISI og NSI ble justert for å tilpasses de nye sensitivetsverdiene. Problemstillinger knyttet til klimapåvirkning og effekt av miljøgifter på bløtbunnsfauna blir diskutert, og flere konkrete forslag foreslås for å gjøre overvåking av bløtbunnsfauna mer klimarelevant. Det gjøres også rede for ulike metoder som kan benyttes for å fange opp effekter av miljøgifter på bløtbunnsfauna.</p>

<p>Fire emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Bløtbunnsfauna Indekser Sensitivetsverdier Tilstandsklassifisering 	<p>Four keywords</p> <ol style="list-style-type: none"> Soft sediment fauna Indices Sensitivity values Quality status classification
---	--

Denne rapporten er kvalitetssikret iht. NIVAs kvalitetssystem og godkjent av:

Gunhild Borgersen
Prosjektleder

Mats Walday
Forskningsleder

ISBN 978-82-577-7101-0
NIVA-rapport ISSN 1894-7948

© Norsk institutt for vannforskning. Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse.

Oppdatering av bløtbunnsartenes sensitivitetsverdier

Forord

I forbindelse med revisjon av klassifiseringsveilederen fra 2013 (Veileder 02:2013) ble det opprettet en ekspertgruppe som skulle vurdere systemet for tilstandsklassifisering av bløtbunnsfauna. Arbeidet resulterte i nye grenseverdier for ulike vanntyper og økoregioner, anbefalt metodikk knyttet til prøvetaking, identifisering og rapportering, samt flere forslag for videreutvikling og revisjon av klassifiseringssystemet. Det var med utgangspunkt i disse anbefalingene at det nåværende prosjektet ble initiert og finansiert av Miljødirektoratet. Det ble blant annet pekt på et behov for å oppdatere artenes sensitivetsverdier for ISI2012 og NSI med utgangspunkt i et større og bedre geografisk dekket datasett, samt en gjennomgang av vanlige arter som mangler i AMBI-systemet. I tillegg var det et ønske om å se på andre problemstillinger knyttet til klassifiseringssystemet for bløtbunnsfauna og påvirkninger som klimaendringer og industriutslipp i form av miljøgifter.

Underveis i prosjektet ble de foreløpige resultatene presentert på en workshop arrangert av Rådgivende Biologer i Bergen 6.november 2018 for det taksonomiske miljøet i Norge. Deltagerne på workshopen var fra de seks laboratoriene i Norge som er akkreditert for opparbeiding av bløtbunnsfauna: Rådgivende Biologer, Akvaplan-niva, DNV-GL, Fishguard, Åkerblå og NIVA, og fra Universitetsmuseet i Bergen, Uni Research, Gøteborgs Universitet og Mask med Mera. På workshopen ble blant annet beregning av sensitivetsindeksene diskutert, og det ble enighet om felles metodikk på enkelte punkter hvor det har vært ulik tilnærming fra de forskjellige laboratoriene.

I etterkant av workshopen ble en omfattende artsliste med nye sensitivetsverdier sendt ut til deltagerne for gjennomgang og mulighet for å komme med innspill og synspunkter. En særlig takk rettes til Christiane Koht med kollegaer fra Rådgivende Biologer, Thomas Hansen og Jesper Hansen fra Akvaplan-niva og Martin Hektoen med kollegaer fra Åkerblå for nyttige innspill på artslistene og sensitivetsverdiene.

Jens Vedal (NIVA) har vært ansvarlig for håndtering av dataene og opprettelse av Access-databasen, og for beregning av artenes sensitivetsverdier og de nye indeksverdiene. Hege Gundersen (NIVA) har utført de statistiske analysene for å modellere nye naturtilstandsverdier. Hilde Trannum (NIVA) har skrevet hovedparten på kapitlene om klimapåvirkning og fattig fauna ved industripåvirkning. Gunhild Borgersen (NIVA) har vært prosjektleder og hovedansvarlig for rapporten. Mats Walday har kvalitetssikret rapporten. Maria Pettersvik Arvnes og senere Ingrid Handå Bysveen har vært kontaktpersoner hos Miljødirektoratet.

Oslo, 20.5.2019

Gunhild Borgersen

Innholdsfortegnelse

1	Introduksjon.....	8
1.1	Bakgrunn for prosjektet.....	8
1.2	Formål med prosjektet	8
2	Klassifiseringssystemet for bløtbunnsfauna.....	9
2.1	Beregning av indeksene	9
2.2	Beregning av artenes sensitivitetsverdier (ES100avg og ES100min5).....	11
3	Datagrunnlaget	12
4	Nye sensitivitetsverdier	15
4.1	Oppdaterte sensitivitetsverdier for ISI (ES ₁₀₀ min5) og NSI (ES ₁₀₀ avg)	15
4.2	Kriterier for ekskludering	15
4.3	Sensitivitetsverdiene sammenlignet med økologisk gruppe i AMBI	17
4.4	De nye sensitivitetsverdiene sammenlignet med 2012-verdiene	21
5	Modellering av nye naturtilstandsverdier og grenseverdier	24
5.1	Innledning	24
5.2	Analyser og modellering	24
5.2.1	Sammenslåing av data og tilordning av miljøvariable i GIS.....	24
5.2.2	Gruppering og seleksjon av data	25
5.2.3	Kriterier for valg av referanseområder	27
5.2.4	Statistisk analyse i R	27
5.2.5	Metoder for beregning av naturtilstand	28
5.2.6	Parameterisering av modellene for beregning av naturtilstand	28
5.3	Resultater	28
5.3.1	Datamateriale.....	28
5.3.2	Predikerte naturtilstandsverdier	31
5.3.3	Nye grenseverdier for ISI2018 og NSI2018.....	33
6	Klimaets påvirkning på bløtbunnsfauna.....	36
7	Miljøgifter og bløtbunnsfauna	38
8	Diskusjon og anbefalinger	43
8.1	De nye sensitivitetsverdiene.....	43
8.2	Predikerte naturtilstandsverdier	43
8.3	Vurdering av arter som mangler økologisk gruppe i AMBI.....	44
8.4	Klimaets påvirkning på bløtbunnsfauna	45
8.5	Miljøgifter og bløtbunnsfauna	46
9	Referanser.....	47

Sammendrag

Nye sensitivetsverdier

Sensitivetsverdiene for norske arter av bløtbunnsfauna for de to sensitivetsindeksene ISI og NSI er oppdatert. De nye sensitivetsverdiene ble beregnet på grunnlag av et større og bedre geografisk dekket datasett sammenlignet med forrige revisjon i 2012. Det totale datasettet besto av 10 251 grabbprøver fra 3422 stasjoner og registreringer av 2588 ulike taksa. Taksa som var registrert i færre enn 50 grabbprøver i datasettet ble ekskludert, samt taksa registrert på høyere taksonomiske nivå (over art/slekt), hardbunnsfauna, fastsittende eller koloniale arter, meiofauna og enkelte svært mobile arter. Dette resulterte i en artsliste med 588 taksa med sensitivetsverdier for NSI og 570 taksa med sensitivetsverdier for ISI. Viktige indikatorarter som flerbørstemarkene *Prionospio plumosa* og *Boudemos ardabilia*, som tidligere manglet sensitivetsverdier, har nå fått beregnet dette. Totalt har 179 nye arter fått beregnet sensitivetsverdier, mens 178 taksa som hadde sensitivetsverdier i 2012 har blitt ekskludert. De ekskluderte taksa var i hovedsak overordnede grupper hvor én felles sensitivetsverdi ikke var representativ for hele gruppen.

Sensitivetsverdiene for ISI er generelt lavere enn i 2012. Dette skyldes at en arts sensitivetsverdi for ISI beregnes ved å ta gjennomsnittet av ES100-verdien fra de fem grabbprøvene med lavest ES100 som arten er registrert i. Artens sensitivetsverdi for NSI beregnes derimot ved å ta gjennomsnittet av ES100-verdien til alle grabbprøvene som arten er registrert i. Det er derfor mindre avvik mellom 2012 og 2018 for sensitivetsverdiene for NSI enn for ISI.

Nye naturtilstandsverdier og grenseverdier

Nye naturtilstandsverdier for ISI2018 og NSI2018 er blitt predikert etter samme metodikk som i Pedersen m.fl. (2016). Naturtilstandsverdiene for ISI2018 ligger en god del lavere enn for ISI2012, noe som skyldes at artenes sensitivitetsteverdier som inngår i beregningen av ISI2012 er lavere. Grenseverdiene for tilstandsklassene er imidlertid justert på grunnlag av forskjellen mellom naturtilstandsverdiene i 2012 og 2018. Både ISI2018 og NSI2018 bør testes ut med de nye grenseverdiene på relevante datasett for å se hvordan resultatene slår ut før de eventuelt tas i bruk.

Klimaets påvirkning på bløtbunnsfauna

Et endret klima kan føre til både direkte og indirekte effekter på bløtbunnsfaunaen. Endrede utbredelsesmønstre er en direkte effekt, mens eksempel på indirekte effekter er økt sedimentasjon av materiale fra land og reduksjon av oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet. Nettopp endret avrenning og økt mengde terrestrisk materiale i kystvann, kan være den viktigste mekanismen for effekt av klimaendringer i kystnære bløtbunnsamfunn. Den rutinemessige overvåkingen av bløtbunnsfauna har til hovedhensikt å fange opp effekter av eutrofi og organisk belastning, men siden mange ulike påvirkningsfaktorer herunder endret klima kan ha den samme effekten, kan det være vanskelig å finne klare årsaks-virkningsforhold. Likevel kan man med noen grep øke klimarelevansen i dagens overvåking (i tråd med forslag gitt i Frigstad, 2017):

- Analysere flere sedimentparametere for å få bedre informasjon om opphavet til det organiske materialet.
- Sikre at de hydrografiske stasjonene er plassert i nærheten av stasjonene for bløtbunn og hardbunn, slik at man kan koble observerte endringer i vannmassene til observerte endringer i biologi (dose-respons forhold).
- Plassere stasjoner langs en land-hav gradient, gjerne langs en fjord, for å kunne studere hvordan endring i avrenning og tilførsler av næringssalter og partikler til kystområdene påvirker biologien. Man kunne vurdert å ha 1-3 studieområder langs Norskekysten med fokus

på å øke kunnskapen om land-hav interaksjoner, og koblet dette med data fra Elvetilførselsprogrammet.

- Foreta statistiske analyser for å finne korrelasjoner mellom miljøvariabler og biologien. Slike analyser kan gjøres både med indeksene (univariate metoder) og artssammensetningen (multivariate metoder). Miljøvariablene kan være data fra hydrografien, men også for eksempel NAO-indeksen og elvetilførselsdata.
- Funksjonelle analyser (egenskapsanalyser) som kan belyse hvorvidt det er spesielle økologiske funksjoner som endres som følge av et endret klima, eksempelvis knyttet til fødeinntak, gravedyp, reproduksjon, størrelse og alder.

Miljøgifter og bløtbunnsfauna

Indekser som er utviklet for å fange opp effekter av eutrofi og organisk belastning, er ofte ikke egnet til å fange opp effekter av miljøgifter. Det er også sannsynlig at ulike miljøgifter har ulik effekt på bløtbunnsfauna, og at potensielle klassifiseringsverktøy må spisses mot de ulike stoffene. Det foreslås følgende tilnærminger som kan eventuelt kan følges opp:

- Faglig skjønn kan brukes til å justere tilstandsklassifiseringen dersom resultatene åpenbart ikke gjenspeiler den reelle tilstanden; basert på en faglig begrunnelse og evt. en ekstern komité for slike tilfeller.
- Sensitivitetsverdier beregnes for ulike arter og brukes til å utvikle en miljøgiftspesifikk variant av ISI-indeksen (dvs. «ISI-PAH», «ISI-TBT», «ISI-Cu» osv.), i tråd med forslag gitt i Oug (2013)
- Utvikle nye indekser på grunnlag av feltbaserte fordelingsmønstre («species sensitivity distributions» - SSD-analyser). Artslister koplet til målte miljøgiftkonsentrasjoner gir sensitivitetskurver basert på artsfordelingene, og fra denne kurven kan man finne terskelverdien for effekter.
- Multivariat statistikk som f.eks. “Mowing Window Modelling” (MWM) kan bruke variasjonen i et multivariat datasett som grunnlag for å finne grenseverdier for ulike miljøgifter.
- Funksjonelle analyser (egenskapsanalyser) kan relatere den funksjonelle sammensetningen hos fauna til ulike miljøvariabler. Analysene kan systematisk kartlegge økologiske funksjoner som er typiske for fauna i forurensede sedimenter, og om funksjoner varierer med typen av forurensning (metaller, organiske miljøgifter), og hva som skiller dette fra organisk belastning

Summary

Title: Updated sensitivity values of soft sediment fauna

Year: 2019

Author(s): Gunhild Borgersen, Hilde C. Trannum, Hege Gundersen, Jens Vedal

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-7101-0

The sensitivity values for Norwegian species of soft sediment fauna for the two sensitivity indices ISI and NSI were updated based on a larger and better geographically covered data set compared to the previous revision in 2012. The result was a species list with 588 taxa with new sensitivity values. Based on the new species sensitivity values, ISI2018 and NSI2018 were calculated, and new reference values for the indices were calculated and the class boundaries for ISI and NSI adjusted to adapt to the new sensitivity values. Issues related to climate impact and the effect of environmental pollutants on soft sediment fauna are discussed, and several concrete proposals are suggested to make monitoring more climate-relevant. Various methods for detecting effects of environmental pollutants on soft sediment fauna are described.

1 Introduksjon

1.1 Bakgrunn for prosjektet

EUs vanddirektiv 2000/60/EC setter rammer for vannforvaltningen i Europa ved å sette krav til overvåking av kjemisk og økologisk tilstand i alt vann og ved å spesifisere miljømål for alle vannforekomster. Norge har valgt å gjennomføre vanddirektivet og Norges forpliktelser er nedfelt i norsk lov ved «Forskrift om rammer for vannforvaltningen», også kalt vannforskriften. En nasjonal klassifiseringsveileder beskriver hvordan tilstanden skal vurderes og angir grenseverdier (også kalt klassegrenser) for en rekke biologiske kvalitetselementer som indikerer i hvilken miljøtilstand en vannforekomst befinner seg. De biologiske kvalitetselementene som benyttes for tilstandsklassifisering av marine vannforekomster er makroalger, planteplankton, ålegress og bløtbnunnsfauna.

Bløtbnunnsfauna, eller bunnlevende, virvelløse dyr som er definisjonen som brukes i vannforskriften, har lenge vært brukt i overvåking for å vurdere tilstand, og hadde allerede på 1990-tallet grenseverdier for to diversitetsindekser (Rygg og Thélín 1993, Molvær 1997). Senere ble det også utviklet indekser med utgangspunkt i at artene har ulik toleranse og sensitivitet for forstyrrelser, som Indicator Species Index (ISI, Rygg 2002), Norwegian Quality Index (NQI1 og NQI2, Rygg 2006) og Norwegian Sensitivity Index (NSI, Rygg og Norling 2013). Per i dag er det fem indekser som benyttes for økologisk tilstandsklassifisering av bløtbnunnsfauna i Norge: de to diversitetsindeksene Shannons indeks H' (Shannon & Weaver 1963) og Hurlberts indeks ES100 (Hurlbert 1971), de to sensitivitetsindeksene ISI2012 og NSI (Rygg og Norling 2013) og den sammensatte indeksen NQI1 (kombinerer artsdiversitet og sensitivitet, Rygg 2006).

I forbindelse med revisjon av klassifiseringsveilederen fra 2013 (Veileder 02:2013 - Klassifisering av miljøtilstand i vann - økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver) i 2016-2017 ble det opprettet en ekspertgruppe som skulle vurdere systemet for tilstandsklassifisering av bløtbnunnsfauna. Arbeidet resulterte i nye grenseverdier for ulike vanntyper og økoregioner, samt anbefalt metodikk knyttet til prøvetaking, identifisering og rapportering (Pedersen m.fl. 2016). De nye grenseverdiene og anbefalt metodikk ble skrevet inn i siste versjon av klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2018). I Pedersen m.fl. (2016) kom det også flere forslag for videreutvikling og revisjon av klassifiseringssystemet. Det var med utgangspunkt i disse anbefalingene at det nåværende prosjektet ble initiert, i tillegg til andre problemstillinger knyttet til tilstandsklassifisering av bløtbnunnsfauna som det var behov for å belyse.

1.2 Formål med prosjektet

Med anbefalingene fra Pedersen m.fl. (2016) som utgangspunkt var formålet med dette prosjektet å revidere og vurdere klassifiseringssystemet for bløtbnunnsfauna med fokus på følgende problemstillinger:

- 1. Oppdatere sensitivitetsverdiene for NSI og ISI med grunnlag i et større og bedre geografisk dekket datasett:** ISI2012 ble utviklet i 2002, og oppdatert i 2012. NSI ble utviklet i 2012. Datagrunnlaget for beregningene av sensitivitetsverdiene som ble gjort i 2012 hadde hovedvekt i Sør-Norge, noe som kan føre til at nordlige arter er underrepresentert. Det var derfor ønskelig å inkludere mer data fra Nord-Norge for å få et bedre geografisk dekket

datasett, samt mer data fra C-undersøkelser (overvåking av akvakultur) for å få med arter typiske for områder som kan være påvirket av akvakultur. I tillegg var det nødvendig med en gjennomgang av artslistene for å luke ut åpenbare feil, og vurdere i hvilken grad sensitivitetsverdiene for høyere taksonomiske nivå som familie, orden, rekke etc. er representative for hele gruppen, eller om de bør ekskluderes.

2. **Vurdering av AMBI:** Sensitivitetsindeksen AMBI, som inngår som en parameter i NQI1, blir beregnet på grunnlag av de tilstedeværende artenes «økologisk gruppe» (sensitive, tolerante osv.), og den relative fordelingen av artene i en prøve på de forskjellige gruppene. AMBI ble opprinnelig utviklet i Sør-Europa, og flere vanlige norske arter av bløtbunnsfauna er ikke inkludert i listen og blir derfor ikke brukt i klassifiseringen. Det var derfor et behov for å identifisere vanlige forekommende arter i Norge eller nordlige arter som i dag mangler i AMBI, og vurdere om disse artene kan inngå som et norsk supplement til AMBI-artslista hvor de vurderes etter de samme prinsippene og tilegnes en «økologisk gruppe» etter ekspertvurdering.
3. **Modellere referanseverdier og grenseverdier:** Når det beregnes nye sensitivitetsverdier for artene, og indeksene ISI og NSI beregnes på grunnlag av de nye verdiene, så er det per definisjon ikke de samme indeksene lenger. Det er derfor sannsynlig at det blir nødvendig å justere grenseverdiene for tilstandsklassifisering noe. Et mål med prosjektet var derfor å beregne nye naturtilstandsverdier etter samme metode som i Pedersen m.fl. 2016 for ISI2018 og NSI2018 for å justere grenseverdiene mellom tilstandsklassene.
4. **Vurdere muligheten for å utvikle en «klimaindikator»:** Ingen av de fem indeksene som i dag inngår i klassifiseringssystemet for bløtbunnsfauna er egnet som «klima-indikator», eller gir noen indikasjon på eventuelle effekter av et endret klima på bløtbunnsfauna. Effekter av klimaendringer på bløtbunnsfauna vil trolig være av indirekte karakter, og det kan derfor være utfordrende å finne en tydelig klimaindikator. Prosjektet har vurdert flere muligheter, f.eks. om det kan identifiseres «klimasensitive» arter, økt innslag av varmekjære arter og inkludering av nye parametere som stabile isotoper, fettsyrer eller pigmenter.
5. **Vurdere muligheten for på sikt å utvikle en indikator som viser respons av miljøgifter:** I enkelte tilfeller finner man en svært utarmet fauna (både få arter OG få individer), for eksempel ved industriforurensning, liten tilgang på næring eller oksygenvinn. I slike tilfeller vil flere av indeksene ikke «slå ut», og man kan ofte få en bedre tilstandsklasse enn den faktiske tilstanden er. Prosjektet har utredet flere muligheter og retninger å gå mht. å vurdere effekter av miljøgifter på bløtbunnsfauna.

2 Klassifiseringssystemet for bløtbunnsfauna

2.1 Beregning av indeksene

Per i dag er det fem indekser som benyttes for tilstandsklassifisering av bløtbunnsfauna i Norge. To av indeksene er diversitetsindekser som gir et mål på artsmangfoldet i prøven basert på antall arter og den relative fordelingen av individene på artene: Shannons diversitetsindeks (H') og Hurlberts

diversitetsindeks ES100). **Shannons diversitetsindeks** (Shannon & Weaver 1963) er en av de mest brukte diversitetsindeksene. Indeksen sier noe om både artsantall i en prøve og den relative fordelingen av individene på artene. Høy dominans av enkeltarter vil redusere diversitetsindeksen.

$$H' = - \sum_i^S \left[\left(\frac{N_i}{N} \right) * \log_2 \left(\frac{N_i}{N} \right) \right]$$

hvor N_i er antall individer av arten i prøven, N er totalt antall individer og S er totalt antall arter.

Hurlberts diversitetsindeks (Hurlbert 1971) viser forventet antall arter blant 100 tilfeldig valgte individer i en prøve. Det må være minst 100 individer i en prøve for at ES100 kan beregnes. De to diversitetsindeksene er uavhengig av hvilke arter som er tilstede.

$$ES_{100} = \sum_i^S \left[1 - \frac{\binom{N - N_i}{100}}{\binom{N}{100}} \right]$$

hvor N er antall individer, S er antall arter og N_i er antall individer av arten i .

To av de andre indeksene som inngår i systemet er sensitivitetsindekser som gir en indikasjon på den relative fordelingen av ømfintlige og tolerante/opportunistiske arter: ISI2012 (Indicator Species Index 2012) og NSI (Norwegian Sensitivity Index). Begge indeksene er utviklet med basis i norske faunadata, og ved bruk av matematisk metode. Hver art av i alt 591 arter er tilordnet en egen sensitivitetsverdi for henholdsvis ISI₂₀₁₂ og NSI (Rygg og Norling 2013). Indeksverdien for **NSI** til en prøve beregnes ved å ta gjennomsnittet av sensitivitetsverdiene til alle individene fra artene (som har sensitivitetsverdi) i prøven (Rygg & Norling 2013):

$$NSI = \sum_i^S \left[\frac{N_i * NSI_i}{N_{NSI}} \right]$$

hvor N_i er antall individer av arten i , NSI_i er sensitivitetsverdier for arten (ES100avg) i og N_{NSI} er antall individer i prøven som er tilordnet sensitivitetsverdier.

Indeksverdien for **ISI2012** til en prøve beregnes ved å ta gjennomsnittet av sensitivitetsverdiene til alle artene (som har sensitivitetsverdi) i prøven, uavhengig av antall individer (Rygg 2002; Rygg og Norling 2013):

$$ISI_{2012} = \sum_i^S \left[\frac{ISI_i}{S_{ISI}} \right]$$

hvor ISI_i er sensitivitetsverdi for arten (ES100min5) i og S_{ISI} er antall arter i prøven som er tilordnet sensitivitetsverdier.

Det er kun de artene som har blitt tilordnet en sensitivitetsverdi som inngår i beregningen av ISI2012 og NSI.

Den siste indeksen er **NQI1 (Norwegian Quality Index)**, som kombinerer både artsmangfold og sensitivitet/ømfintlighet (Rygg 2006). NQI1 er den eneste norske bløtbunnsindeksen som er interkalibrert mellom alle land som tilhører NEAGIG (North East Atlantic Geographical Intercalibration Group).

$$NQI1 = \left[0,5 * \left(1 - \frac{AMBI}{7} \right) + 0,5 * \left(\frac{\left[\frac{\ln(S)}{\ln(\ln(N))} \right]}{2,7} \right) * \left(\frac{N}{N + 5} \right) \right]$$

hvor N er antall individer og S er antall arter.

Sensitivitetsindeksen AMBI (Azti Marine Biotic Index; Borja m.fl. 2000) inngår som en parameter i NQI1. AMBI er utviklet ved AZTI Tecnalia i Spania. I motsetning til NSI og ISI er artene i AMBI tilegnet en økologisk gruppe, eller toleranseklasse, på grunnlag av ekspertvurderinger, og ikke beregnet rent matematisk. I likhet med NSI tar også AMBI hensyn til individtallet for hver art. Det er kun de artene som har blitt tilordnet en økologisk gruppe som inngår i beregningen av AMBI.

$$AMBI = \sum_i^S \left[\frac{N_i * AMBI_i}{N_{AMBI}} \right]$$

hvor $AMBI_i$ er toleranseverdien (0; 1,5; 3; 4,5 eller 6).

DI (Density Index; Rygg 2014) var en indeks for individtetthet som ble utviklet med tanke på tilstandsklassifisering av individfattig fauna. Indeksen ble inkludert i klassifiseringssystemet i Veiledere 02:2013, men ble anbefalt å utgå fra systemet av Pedersen m.fl. 2016. I veileder 02:2018 er derfor indeksen ikke med i tilstandsklassiferingen.

2.2 Beregning av artenes sensitivitetsverdier (ES100avg og ES100min5)

Premisset som ligger til grunn for beregning av artenes sensitivitetsverdier som brukes i beregningen av sensitivitetsindeksene ISI og NSI er at lav artsdiversitet kan tyde på et stresset miljø, mens høy artsdiversitet indikerer god miljøtilstand. Arter som i hovedsak befinner seg på lokaliteter med høy artsdiversitet (= god miljøtilstand) anses som sensitive, mens arter som i større grad befinner seg på lokaliteter med lav artsdiversitet (=stresset miljø) anses som mer tolerante. Artsdiversitet brukes altså som proxy for stressnivå eller grad av forstyrrelse på en lokalitet.

Beregning av artenes sensitivitetsverdier for ISI og NSI gjøres på grunnlag av ES100-verdien til de grabbprøvene som artene er registrert i. Hvert individ av hver art tilegnes ES100-verdien til prøven som individet ble registrert i. Sensitivitetsverdiene som inngår i beregning av NSI kalles **ES100avg** og er definert som gjennomsnittet av summen av ES100 for alle individer av arten fra alle prøver hvor

arten er registrert. I praksis kan dette beregnes ved først å multiplisere ES100 for hver prøve med antall individer av arten i prøven. Deretter summeres produktene av denne multiplikasjonen for alle prøver, og til slutt divideres denne summen med totalt antall individer av aktuell art.

$$ES100avg_i = \frac{1}{\sum_{k=1}^K n_{i,k}} \times \sum_{k=1}^K ES100_k \times n_{i,k}$$

Sensitivitetsverdien til ISI (**ES100min5**) beregnes som gjennomsnittet av ES100 for de 5 prøvene med lavest ES100 hvor arten forekommer:

$$ES100min5_i = \frac{1}{5} \times \sum_{k=1}^5 ES100_k$$

der ES100k er de 5 laveste ES100-verdiene for art i.

Forklaring på uttrykk og begreper som benyttes i den følgende teksten:

- **ES100**: indeksverdi (Hurlberts diversitetsindeks) som viser forventet antall arter blant 100 tilfeldig valgte individer i en prøve.
- **ES100avg**: artenes sensitivitetsverdi som inngår i beregningen av NSI
- **ES100min5**: artenes sensitivitetsverdi som inngår i beregningen av ISI
- **ISI2012** og **NSI2012**: sensitivitetsindeksene ISI og NSI som beregnes på grunnlag av artenes sensitivitetsverdier fra 2012 (Rygg og Norling 2013)
- **ISI2018** og **NSI2018**: sensitivitetsindeksene ISI og NSI som beregnes på grunnlag av artenes sensitivitetsverdier fra 2018 (denne rapporten)

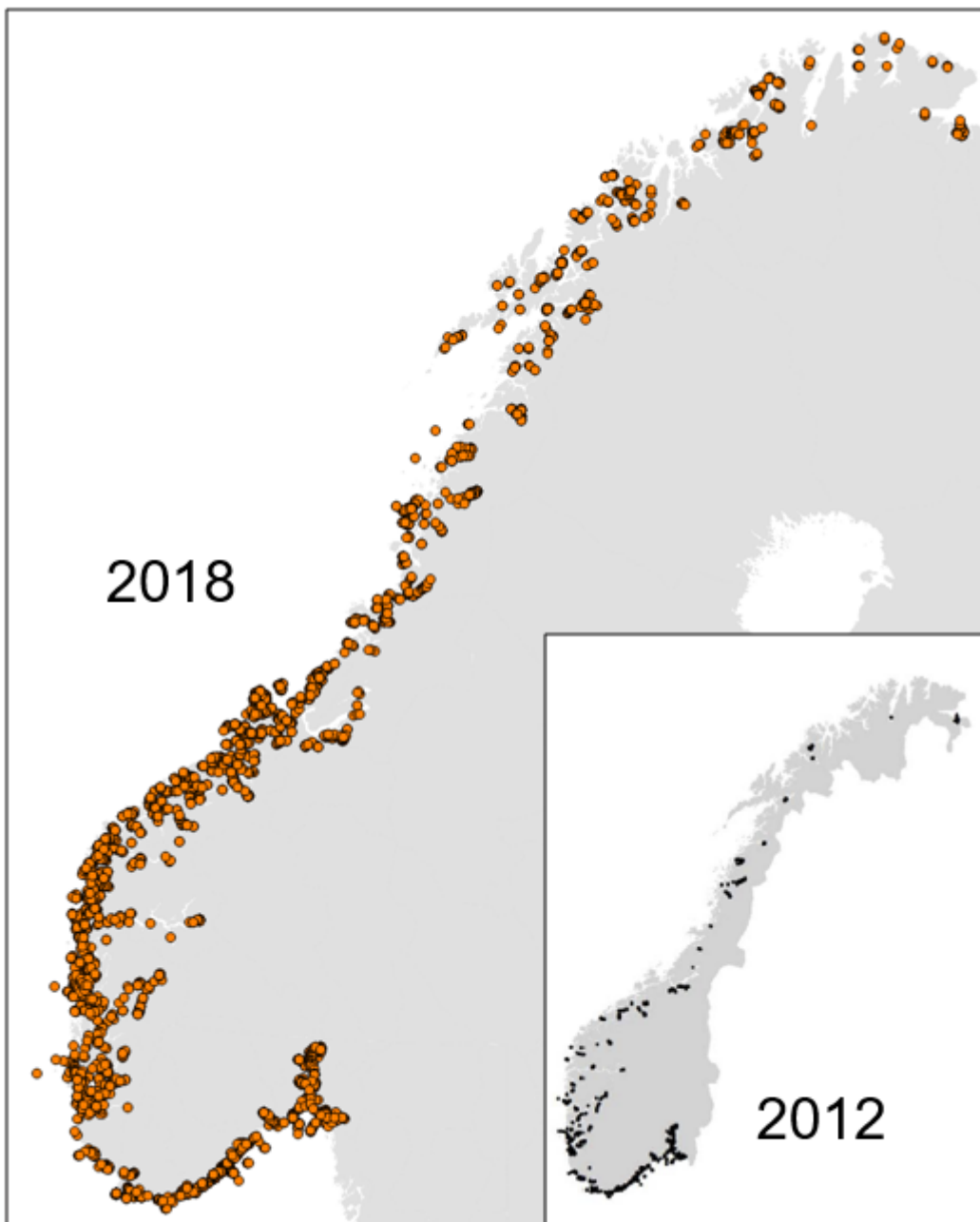
3 Datagrunnlaget

Ett av hovedformålene med prosjektet var å gjøre en revisjon av artenes sensitivitetsverdier (ES100avg og ES100min5) med grunnlag i et større og bedre geografisk dekket datasett enn det som ble benyttet i 2012 (Rygg og Norling 2013). I forbindelse med beregning av nye grenseverdier i 2015 ble det utarbeidet en database med faunadata og miljøvariable fra bløtbunnsundersøkelser (se beskrivelse i Pedersen m.fl. 2016). Det var ønskelig å inkludere enda mer data fra Nord-Norge i dette prosjektet, samt data fra C-undersøkelser (overvåking av akvakultur) for å få med enkelte arter som er indikatorer på organisk belastning og kan være dominerende i nærheten av oppdrettsanlegg. Ytterligere datainnsamling ble derfor utført med sikte på å komplementere databasen fra 2015 med:

- Nyere data fra NIVAs database (2015-2018)
- Alle data fra Vannmiljø fra perioden 2010-2018)

Dataimporten fra Vannmiljø inneholdt ikke miljøvariable tilknyttet grabbprøvene da disse ikke inngår i beregning av nye sensitivitetsverdier for artene.

Totalt ble det samlet inn faunadata fra 10 251 grabbprøver fra perioden 1980 til 2018 (Tabell 1). Dataene består av 417 374 artsregistreringer og over 5 millioner individer fra totalt 4 345 stasjonsbesøk, eller 3 422 unike stasjoner. Datasettet har god geografisk spredning og både Nord-Norge og Vestlandet er nå bedre dekket enn i 2012 (Figur 1).



Figur 1 Kart som viser alle stasjonene som inngår i datasettet i 2018 og 2012.

Siden beregningene av artenes sensitivetsverdier tar utgangspunkt i ES100-verdiene til grabbprøvene som artene er registrert i, benyttes kun grabbprøver hvor ES100 kan beregnes, altså grabbprøver med minst 100 registrerte individer. Dette reduserte datasettet til 8 793 grabbprøver fra 3 866 stasjonsbesøk og 3 079 unike stasjoner. Antall artsregistreringer og antall individer ble i mindre grad redusert siden det er de mest arts- og individfattige grabbprøvene som ekskluderes.

Tabell 1 Oversikt over innsamlet datamateriale

	Antall grabb-prøver	Antall stasjons-besøk	Antall unike stasjoner	Antall arts-registre-ringer	Antall individer
Alle grabbprøver	10 251	4 345	3 422	417 374	5 381 406
Grabbprøver med n≥100	8 793	3 866	3 079	394 663	5 301 974

Andre kriterier som ble lagt til grunn for data hentet fra alle datakildene:

- Alle stasjoner skal være georeferert og ha angitt dato for prøvetaking.
- Alle stasjoner skal ha dyp ≥ 10 m. I dataene fra Vannmiljø manglet dyp på et stort antall stasjoner. For disse stasjonene ble det beregnet dyp fra Kartverkets marine data (kartlag med dybdeareal hentet fra en terrengmodell med 50 m ruteopløsning)
- Individer som er registrert som juvenile summeres sammen med ikke-juvenile
- Arter som er registrert som «cf» (usikker artsbestemmelse) summeres sammen med sikre artsbestemmelser fra samme prøve og registreres uten «cf».
- Prøvetakingsareal = $0,1 \text{ m}^2$, som tilsvarer en standard grabbprøve tatt med en van Veen grabb eller lignende grabbtype. Enkelte av NIVAs eldre data er ikke tilgjengelig på grabbnivå, kun summert opp for hver stasjon (grabbprøvenes individtall for hver art summert for hele stasjonen). Disse dataene ble likevel inkludert, siden de inngikk i datasettet som ble benyttet for beregning av sensitivitetsindeksene i 2012 (Rygg og Norling 2013). Prøver med areal $< 0,1 \text{ m}^2$ ble ekskludert.
- Antallet replikate grabbprøver per stasjon ble ikke brukt som utvalgs-kriterium. Hvert replikat representeres som selvstendig prøve. Unntaket er enkelte av NIVAs eldre data som ikke er tilgjengelig på grabbnivå som beskrevet over.

For å sikre en enhetlig navnebruk for artsobservasjonene ble det benyttet felles taksonomisk nomenklatur. Alle artsnavn ble derfor kontrollert og harmonisert med databasen «World Register of Marine Species» (WoRMS, www.marinespecies.org). Den internasjonale standarden NS-EN ISO16665:2013 (Vannundersøkelse. Retningslinjer for kvantitativ prøvetaking og prøvebehandling av marin bløtbunnsfauna) lister opp enkelte dyregrupper som ikke skal kvantifiseres eller inngå i indeks-beregninger, og disse ble ekskludert fra datasettet:

- Foraminifera (poredyr)
- Nematoda (rundormer)
- Cirripedia (rankeføttinger)
- kolonidannende Porifera (svamper)
- Cnidaria (nesledyr)¹
- Bryozoa (mosdyr)
- Planktoniske organismer

¹ Unntatt Anthozoa (koralldyr) som lever på bløtbunn

4 Nye sensitivitetsverdier

4.1 Oppdaterte sensitivitetsverdier for ISI (ES_{100min5}) og NSI (ES_{100avg})

Totalt ble det beregnet sensitivitetsverdier for NSI (ES_{100avg}) for totalt 2588 taksa og for ISI (ES_{100min5}) for 1690 taksa. Antallet taksa er lavere for ES_{100min5} fordi den ikke ble beregnet for arter som ble funnet i færre enn fem grabbprøver, mens ES_{100avg} ble i utgangspunktet beregnet for alle taksa, også for de som ble registrert i færre enn fem grabbprøver. Før videre bearbeidelse av artslistene ble imidlertid alle arter som var registrert i færre enn 50 grabbprøver ekskludert (< 0,5 % av grabbprøvene i datasettet). Dette ble gjort for å redusere risikoen for tilfeldige artsregistreringer, fjerne feil-identifiserte taxa og sikre en viss representativitet. Totalt var det 785 taksa som var registrert i 50 grabbprøver eller flere. Flerbørstemarken *Boudemos ardabilia* (Wiklund, Glover, Johannessen & Dahlgren, 2009) (tidligere *Vigtorniella ardabilia*) ble inkludert selv om den kun var registrert i 8 grabbprøver. Arten kan opptre med høye tettheter i næringsbelastede habitater som under oppdrettsanlegg (Wiklund m.fl. 2009) hvor den kan være blant de dominerende artene, og er derfor en viktig indikatorart for organisk belastning. Arten har ikke tidligere hatt sensitivitetsverdier for ISI2012 og NSI og mangler også økologisk gruppe i AMBI.

Av de opprinnelige 2588 taksa ble altså 1798 taksa ekskludert på grunnlag av at de var registrert i færre enn 50 grabbprøver. Disse registreringene utgjorde midlertid en liten del av det totale datasettet: totalt ca. 66 000 individer, eller 1,25 % av det totale individtallet på > 5 millioner. Litt over halvparten av artene (992 taksa) var registrert i fem grabbprøver eller færre.

4.2 Kriterier for ekskludering

Bløtbunnsfauna skal i utgangspunktet identifiseres til lavest mulig taksonomisk nivå, hovedsakelig til artsnivå. Det vil likevel være en viss variasjon i taksonomisk nivå de utførende laboratorier legger seg på mht. artsidentifisering: dette kan skyldes ulik praksis mellom laboratoriene eller ulik praksis eller kompetanse hos identifiserende personell. Det bør imidlertid bestrebes at laboratoriene utvikler så lik praksis som mulig slik at resultater fra ulike laboratorier er sammenlignbare.

Den internasjonale standarden NS-EN ISO16665:2013 (Vannundersøkelse. Retningslinjer for kvantitativ prøvetaking og prøvebehandling av marin bløtbunnsfauna) lister opp enkelte dyregrupper som kan identifiseres til høyere taksonomiske nivå og ikke til art. Slike grupper kan inngå i rapporteringen og i beregning av diversitetsindeksene, men ikke nødvendigvis inngå i beregning av sensitivetsindeksene. Ulike arter innad i en dyregruppe kan ha så ulik grad av toleranse eller sensitivitet at en felles sensitivetsverdi for hele gruppen ikke vil være representativ.

Artslisten med de oppdaterte sensitivetsverdiene (2018) er noe mer restriktiv enn tidligere med hensyn til å inkludere sensitivetsverdier for høyere taksonomiske nivå over art. For taksa over familienivå beholdes sensitivetsverdiene kun for noen av dyregruppene som iht. NS-EN ISO16665:2013 og vanlig praksis ikke bestemmes noe nærmere:

- Oligochaeta (fåbørstemark)
- Nemertea (slimormer)
- Phoronida (hesteskomark)
- Platyhelminthes (flatormer)

For taksa som er registrert på familienivå beholdes kun sensitivetsverdiene til enkelte familier som iht. vanlig praksis ikke identifiseres nærmere enn til familie:

- Eulimidae
- Lysianassidae
- Siboglinidae

Taksa som ble ekskludert fra de endelige artslistene er:

- fastsittende eller koloniale arter som er mer typiske for hardbunn (f.eks. blåskjell, rur og leddsnegl, og enkelte fastsittende flerbørstemark og muslinger)
- ferskvannsararter som insekter og fjærmygglarver
- meiofauna (arter som er < 1 mm)
- svært mobile arter²

Enkelte slekter fikk tilegnet en felles sensitivetsverdi dersom de registrerte artene innad i slekten hadde sensitivetsverdier som samsvarte rimelig godt. Sensitivetsverdien for slekten ble da beregnet som gjennomsnittsverdien av alle de registrerte artene i tillegg til registreringen til slekt («slektsnavn» sp.).

Tabell 2 Eksempel på beregning av sensitivetsverdiene til slekten *Nebalia*

Takson	ES100avg	ES100min
<i>Nebalia</i> sp.	16,76	3,02
<i>Nebalia bipes</i>	16,95	3,19
<i>Nebalia borealis</i>	13,03	3,00
Gjennomsnittsverdi for slekten	15,58	3,07

Enkelte slekter fikk tilegnet ES100avg-verdi, men ikke ES100min5-verdi. Totalt står det nå oppført 39 slekter med sensitivetsverdi. 17 av disse slektene har kun verdi for ES100avg og ikke ES100min5 fordi det var dårligere samsvar for ES100min5 enn for ES100avg for artene innad i slekten. 84 slekter i den opprinnelige artslista ble ekskludert på grunnlag av at artene innad i slekten ikke hadde rimelig samsvarende sensitivetsverdier.

Etter at taksa fra gruppene nevnt over var ekskludert var det igjen 588 taksa med ES100avg verdier og 570 taksa med ES100min5 verdier. Dette er cirka like mange taksa som i 2012 (591 taksa), men det er likevel en del forskjeller som gjør seg gjeldende:

- 179 taksa som ikke hadde sensitivetsverdier i 2012 har nå fått verdier for ES100avg og 174 nye taksa for ES100min. De fleste av disse taksa er registreringer på artsnivå.
- 178 taksa som hadde sensitivetsverdi i 2012 har nå blitt ekskludert fra listene. Dette er i hovedsak taksa registrert som overordnede grupper (over art) som er ekskludert på grunnlag av eksklusjonskriteriene beskrevet over.

² Mobile arter kan raskt forflytte seg til og fra gunstige eller ugunstige miljøforhold og vil ikke nødvendigvis være representative for miljøtilstanden på en lokalitet. Det kan også være mer eller mindre tilfeldig om arten blir tatt i en grabb mens den beveger seg over et område. Eksklusjon av svært mobile arter er delvis gjort på grunnlag av skjønn, da det ikke er angitt en entydig definisjon på «svært mobile arter». Arter som er ekskludert er hovedsakelig tiftokreps (decapoda) som f.eks. svømmekrabber, eremittkreps og trollhummer.

- 58 taksa som var registrert i færre enn 50 grabbprøver i vårt datasett (2018) hadde sensitivetsverdier i 2012 og var altså registrert i flere enn 50 grabbprøver i det datasettet som ble benyttet da. Det er ikke kjent hvorfor disse artene er registrert i færre prøver i det nåværende datasettet enn i 2012. Det kan skyldes endringer i artsnomenklatur, men dette har vi ikke undersøkt noe nærmere.

Selv om det totale antallet taksa er det samme i 2018 som i 2012, har de nye artslistene med sensitivetsverdier altså nå flere taksa registrert på artsnivå enn i 2012, og færre taksa fra overordnede grupper. Viktige indikatorarter som flerbørstemarkene *Prionospio plumosa* og *Boudemos ardabilia* som tidligere manglet sensitivetsverdier har nå fått beregnet verdier for ES100avg og ES100min5.

Artslistene med sensitivetsverdier (ES100avg og ES100min5) fra både 2012 og 2018, samt artenes klassifisering i AMBI, er gitt i Vedlegg A. Det er viktig å bemerke at dette ikke er en utfyllende liste over alle artene som er tilegnet en økologisk gruppe i AMBI, kun de artene som også er tilegnet sensitivetsverdier for ISI og NSI. For en komplett liste over arter som har tilordnet en økologisk gruppe i AMBI se <http://ambi.azti.es/ambi/>.

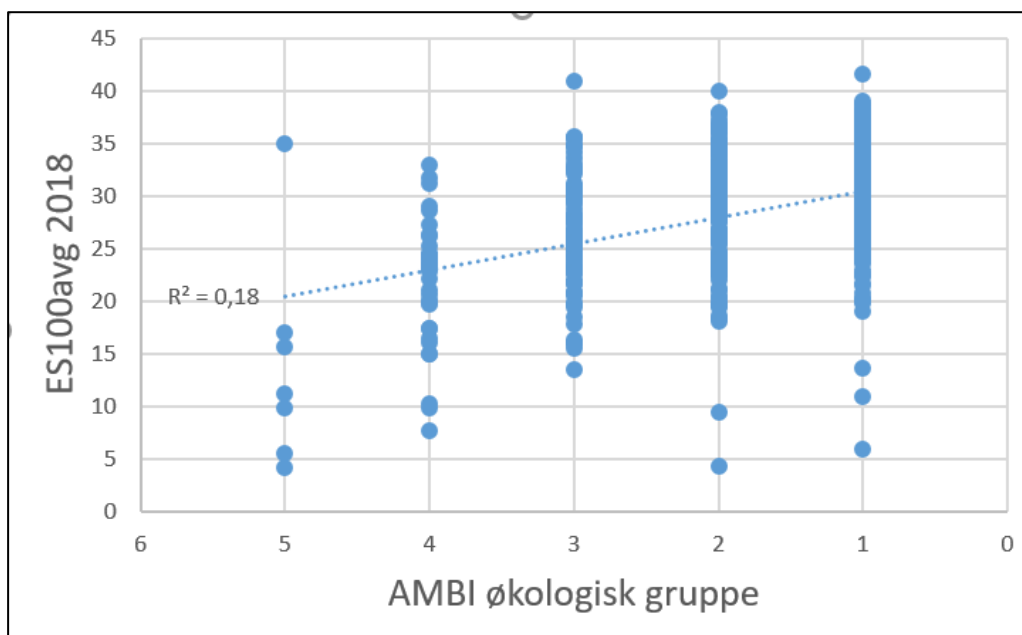
4.3 Sensitivetsverdiene sammenlignet med økologisk gruppe i AMBI

Det er totalt 531 taksa som har fått tilegnet nye sensitivetsverdier i 2018 som også har økologisk gruppe i AMBI. Tabell 3 viser hvor stor andel av de 531 artene som er klassifisert til de ulike økologiske gruppene i AMBI. De fleste taksa (75 %) er klassifisert til økologisk gruppe I og II. Dersom man grupperer ES100avg og ES100min5-verdiene etter de samme percentilene som for de økologiske gruppene i AMBI, gir det korresponderende intervaller som vist i Tabell 3. Disse intervallene gir altså en indikasjon på hvilken AMBI-klassifisering som korresponderer med de ulike ES100avg og ES100min5 -verdiene (etter metodikk fra Rygg og Norling 2013). Disse intervallene er kun ment for veiledende bruk og som en måte å sammenligne sensitivetsverdiene med den økologiske klassen i AMBI.

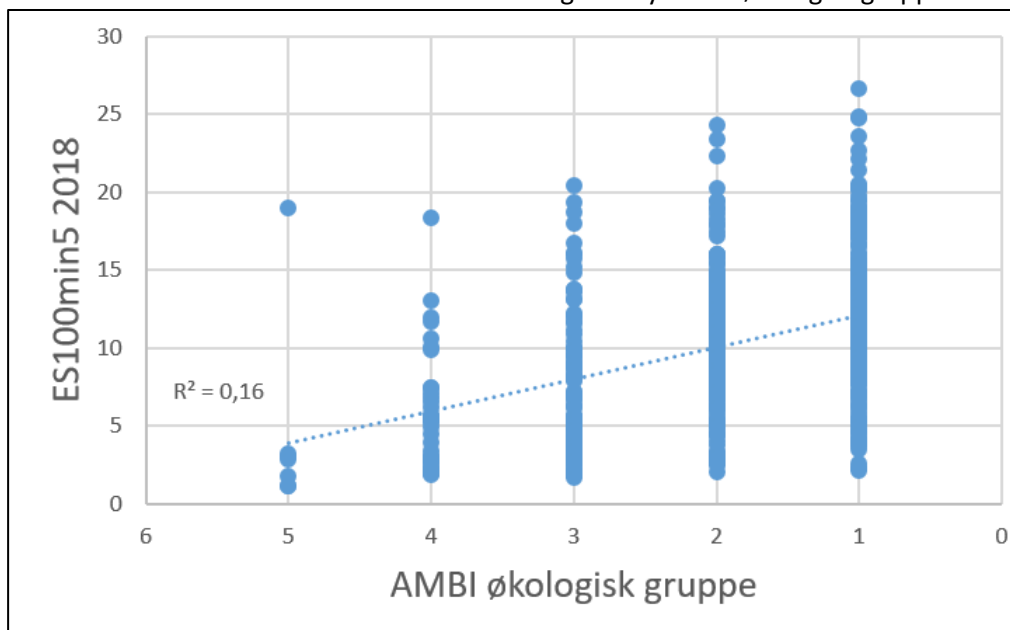
Tabell 3 Antall taksa og prosentmessig fordeling på de ulike økologiske gruppene (EG) i AMBI. 531 taksa har både sensitivetsverdier for 2018 og økologisk gruppe. De korresponderende intervallene for ES100avg og ES100min5 er beregnet på grunnlag av de samme percentilene som for de økologiske gruppene i AMBI.

AMBI EG	Beskrivelse	Antall taksa	% av taksa (531)	ES100avg 2018 intervall	ES100min5 2018 intervall
V	Forurensningsindikerende arter	7	1,3	<9,8	<1,9
IV	Opportunistiske arter	35	6,6	9,8-20,1	1,9-3,1
III	Tolerante arter	87	16,4	20,1-25,1	3,1-6,6
II	Nøytral ("indifferent")	175	33,0	25,1-29,6	6,6-11
I	Sensitive arter	227	42,7	>29,6	>11

Det er en svak sammenheng mellom de beregnede sensitivetsverdiene og de økologiske gruppene i AMBI, se Figur 2 og Figur 3). Korrelasjonen mellom ES100avg og AMBI-klassifiseringen er 0,42 ($R^2=0,18$) og mellom ES100min5 og AMBI-klassifiseringen er 0,4 ($R^2=0,16$). Dette betyr at arter med samme sensitivetsverdi kan ha svært ulik økologisk gruppe i AMBI. For ES100avg er det særlig i intervallet 20-30 stor variasjon mellom hvilken økologisk gruppe artene har i AMBI (Figur 2). Arter som har lave ES100min5-verdier er spredt over alle de økologiske gruppene i AMBI (Figur 3). Med ett unntak har alle artene som er klassifisert til økologisk gruppe V i AMBI lave ES100min5-verdier. Artene som er klassifisert til økologisk gruppe I har derimot både høye og lave ES100min5-verdier.



Figur 2 Artenes sensitivetsverdier (ES100avg) mot økologisk gruppe i AMBI (de numeriske tallene 1-5 tilsvarer de romerske tallene I-V som er vanlig å benytte for økologisk gruppe i AMBI)



Figur 3 Artenes sensitivetsverdier (ES100min5) mot økologisk gruppe i AMBI (de numeriske tallene 1-5 tilsvarer de romerske tallene I-V som er vanlig å benytte for økologisk gruppe i AMBI)

Av 588 taksa som ble tilegnet sensitivetsverdier i 2018 er det 34 taksa som mangler økologisk gruppe i AMBI (Tabell 4). Totalt utgjør disse artene 88 805 individer og 1,7 % av det totale datasettet. Omtrent halvparten av artene (16 av 34) er registrert i færre enn 100 grabbprøver, og flertallet (19 av 34) har et gjennomsnittlig antall individer per grabbprøve på <5. Det er altså ikke veldig mange av de vanlig forekommende artene i Norge (dvs. i vårt datasett) som mangler økologisk gruppe i AMBI.

Enkelte av artene som mangler økologisk gruppe i AMBI er midlertid funnet i et relativt høyt antall prøver og /eller forekommer med høye individmengder. Dette gjelder f.eks. muslingene *Adontorhina similis*, *Thyasira* aff. *dunbari* og *Leptaxinus minutus*, og flerbørstemarkene *Owenia borealis*, *Aricidea* sp., *Ampharete* sp., *Pista mediterranea*, *Augeneria tentaculata*, *Spiochaetopterus bergensis*, *Melinna albicincta* og *Prionospio plumosa*. Også flerbørstemarken *Boudemos ardabilia* mangler økologisk gruppe i AMBI. Denne arten er kun registrert i åtte grabbprøver, men er (i likhet med *Prionospio plumosa*) en indikator på organisk belastning.

Artenes økologiske gruppe i AMBI brukes for å beregne AMBI-indeksen, som inngår som en parameter i NQI1 (se delkapittel 2.1). Artene blir tilegnet en økologisk gruppe i AMBI på grunnlag av ekspertvurderinger og bibliografiske søk. Det vil altså være mulig å tilegne de artene som mangler AMBI (Tabell 4) en økologisk gruppe basert på lokalt ekspertskjønn. Det er midlertid ikke oppgitt hvilke kriterier som ligger til grunn for å tilegne artene på de ulike økologiske gruppene. En tilnæringsmåte kan være å se på nærstående arter (innen samme slekt) og tilegne samme økologiske gruppe, med mindre faglig skjønn tilsier det motsatte. En annen tilnærming vil være å anslå den økologiske gruppen på grunnlag av artenes verdier for ES100avg og ES100min5 etter intervallene fra Tabell 3. Forslag til «AMBI økologisk gruppe» basert på disse intervallene er vist i Tabell 4. Cirka halvparten av artene (19) får samme økologiske gruppe basert på både ES100avg og ES100min5 (differanse = 0). For 11 av artene er differansen på 1, mens for 4 av artene er differansen på 2. Dette gjelder bl.a. indikatorarten *Boudemos ardabilia*, som får økologisk gruppe V på grunnlag av ES100avg og gruppe III på grunnlag av ES100min.

Tabell 4 Oversikt over arter som har blitt tilegnet sensitivetsverdier i 2018 og som mangler økologisk gruppe i AMBI. Tabellen viser de nye sensitivetsverdiene (ES100avg og ESmin5) og nye «AMBI økologisk gruppe» basert på sensitivetsverdiene (klassifisert etter intervallene angitt i Tabell 3), totalt antall individer av arten i datasettet, det gjennomsnittlige antall individer i hver grabbprøve og hvor mange grabbprøver arten er registrert i. Differansen viser avviket i økologisk klasse mellom «ny AMBI» basert på ES100avg og ES100min5.

Takson navn	ES _{100avg} 2018	ES _{100min5} 2018	AMBI- ES _{100avg}	AMBI- ES _{100min5}	Diffe- ranse	Antall ind.	Ind./ prøve	Antall prøver
<i>Yoldiella propinqua</i>	25,3	14,9	2	1	1	299	5	58
<i>Thyasira</i> aff. <i>dunbari</i>	22,8	9,6	3	2	1	2924	10	290
<i>Spiochaetopterus bergensis</i>	24,6	11,1	3	1	2	10749	35	309
<i>Prionospio plumosa</i>	12,7	1,4	4	5	-1	27622	145	190
<i>Polycirrus arcticus</i>	31,2	16,3	1	1	0	471	5	101
<i>Pista mediterranea</i>	31,6	8,5	1	2	-1	1449	3	459
<i>Pilargis papillata</i>	27,3	17,6	2	1	1	119	1	90

NIVA 7366-2019

Takson navn	ES ₁₀₀ avg 2018	ES ₁₀₀ min5 2018	AMBI- ES ₁₀₀ avg	AMBI- ES ₁₀₀ min5	Diffe- ranse	Antall ind.	Ind./ prøve	Antall prøver
<i>Philomedes lilljeborgii</i>	33,0	16,5	1	1	0	213	2	126
<i>Paroedicerus propinquus</i>	22,8	12,5	3	1	2	181	3	67
<i>Owenia borealis</i>	27,4	3,7	2	3	-1	19966	17	1190
<i>Nototropis nordlandicus</i>	37,1	13,0	1	1	0	154	1	106
<i>Nereimyra woodsholea</i>	27,3	9,2	2	2	0	202	2	108
<i>Nebalia borealis</i>	13,0	3,0	4	4	0	343	6	56
<i>Mendicula ockelmanni</i>	26,8	15,1	2	1	1	504	8	66
<i>Melinna albicincta</i>	35,0	9,2	1	2	-1	2499	9	279
<i>Limatula</i>	35,2	11,6	1	1	0	45	2	22
<i>Leptaxinus minutus</i>	23,0	12,1	3	1	2	2872	20	147
<i>Lanassa nordenskioldi</i>	35,3	14,8	1	1	0	246	2	118
<i>Iothia fulva</i>	37,1	25,2	1	1	0	101	2	55
<i>Harmothoe mariannae</i>	30,0	15,5	1	1	0	135	2	68
<i>Euspira pulchella</i>	27,9	11,6	2	1	1	311	2	193
<i>Eulimidae</i>	33,1	12,8	1	1	0	401	2	223
<i>Eulalia tjalfiensis</i>	31,5	17,9	1	1	0	97	2	60
<i>Euclymene lindrothi</i>	31,5	16,8	1	1	0	84	1	59
<i>Cylindroleberis mariae</i>	30,5	17,0	1	1	0	88	1	72
<i>Chone paucibranchiata</i>	38,9	17,9	1	1	0	207	3	63
<i>Chiridota laevis</i>	29,2	20,2	2	1	1	191	4	54
<i>Byblis crassicornis</i>	41,8	30,0	1	1	0	430	5	89
<i>Boudemos ardabilia</i>	6,8	5,2	5	3	2	62	8	8
<i>Augeneria tentaculata</i>	30,4	11,9	1	1	0	1768	5	383
<i>Aricidea</i>	29,7	10,9	1	2	-1	4031	5	860
<i>Anatoma crispata</i>	35,3	19,5	1	1	0	84	2	50
<i>Ampharete</i>	28,7	9,2	2	2	0	2512	3	774
<i>Adontorhina similis</i>	29,1	9,7	2	2	0	7145	5	1312

AMBI-systemet har i hovedsak blitt utviklet i Sør-Europa, men har blitt benyttet i flere områder utenom Europa, bl.a. Sør-Amerika, Canada og USA. Men i f.eks. USA har indeksen vist seg å fungere dårlig, og Gillett m.fl. 2015 viser at ved å gjøre egne nasjonale vurderinger av artenes økologiske grupper i AMBI vil indeksen reflektere de lokale miljøforholdene bedre enn ved å bruke de «originale» AMBI-gruppene. Man kan tenke seg at en lokal tilpasning av de økologiske gruppene til de artene vi finner i Norge også kan forbedre indeksens ytelse i Norge. Rygg og Norling (2013) viste at NSI hadde høyere korrelasjon enn AMBI med en rekke påvirkningsfaktorer som nikkel, kobber, gruveavsetning og oksygenvinn, noe som kan tyde på at AMBI ikke er optimal for bruk i Norge.

Forskerne som har utviklet AMBI ved Azti Tecnalia i Spania fraråder imidlertid at det utvikles en rekke slike «lokalt tilpassede AMBI-indeks» og hevder det vil føre til en uoversiktlig situasjon og forhindre sammenligning av resultater mellom ulike områder og regioner (Borja, A., Muxika, I. 2005). Forskerne anbefaler heller å ha fokus på kontinuerlig videreutvikling av artslistene i AMBI, og er mottakelige for innspill til nye arter og eventuelle endringer i noen av artenes økologiske gruppe. Slik sett anses det gunstig at det norske klassifiseringssystemet også er basert på klassifisering som er uavhengig av AMBI.

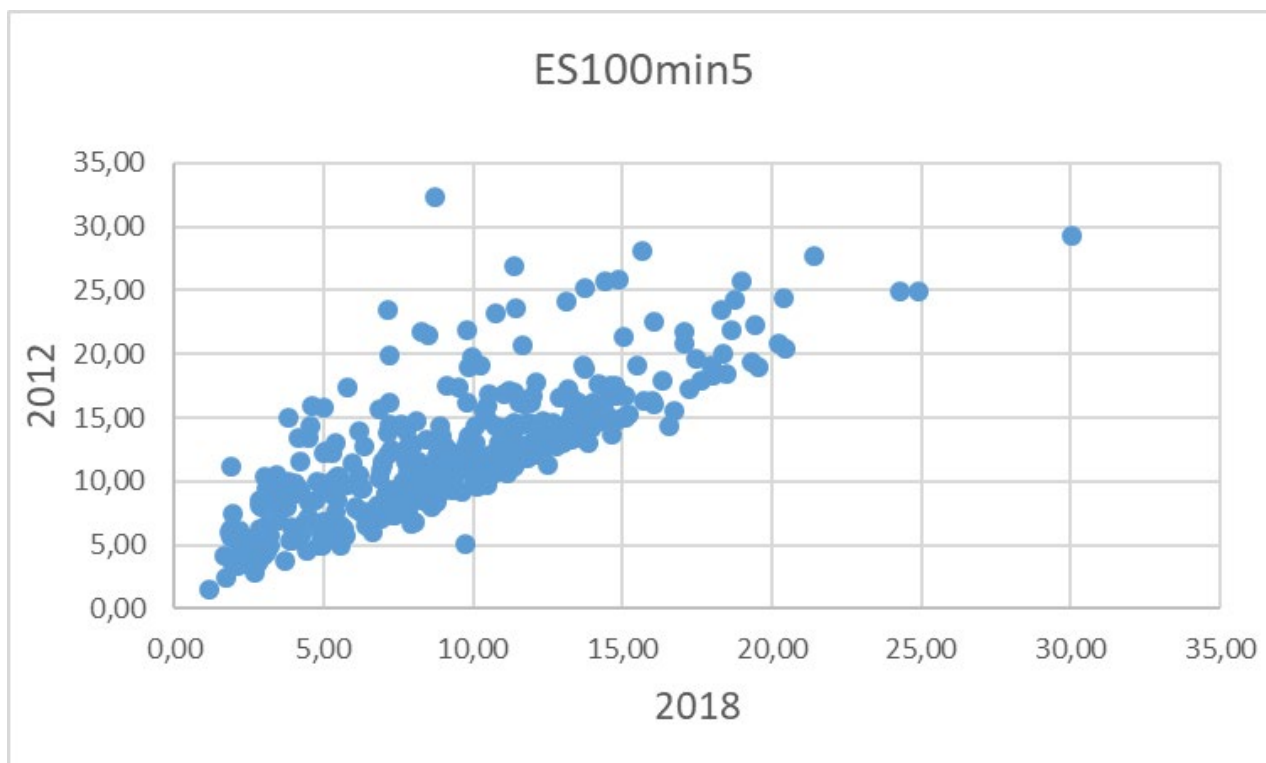
4.4 De nye sensitivetsverdiene sammenlignet med 2012-verdiene

De nye ES100min5-verdiene (2018) er gjennomgående noe lavere enn verdiene fra 2012 (Figur 4). Dette er som forventet siden det kun er de fem prøvene med lavest ES100-verdi som inngår i beregningen av artens ES100min5-verdi. Dersom man legger til nye data med høyere ES100-verdi enn de fem laveste i datasettet vil dette ikke påvirke beregningene. Det er altså kun nye data med lavere ES100-verdi som vil påvirke resultatene, og da alltid gjøre sensitivetsverdien lavere. Jo større datasettet er desto større er sannsynligheten for at en art mer eller mindre tilfeldig registreres i en prøve med lav ES100-verdi. ES100avg bruker gjennomsnittet av alle ES100-verdiene i prøvene hvor arten er registrert, og det er derfor ingen systematisk forskjell mellom sensitivetsverdiene fra 2012 og 2018. Det er likevel en svak tendens til at verdiene for 2018 ligger noe over verdiene fra 2012 (Figur 5).

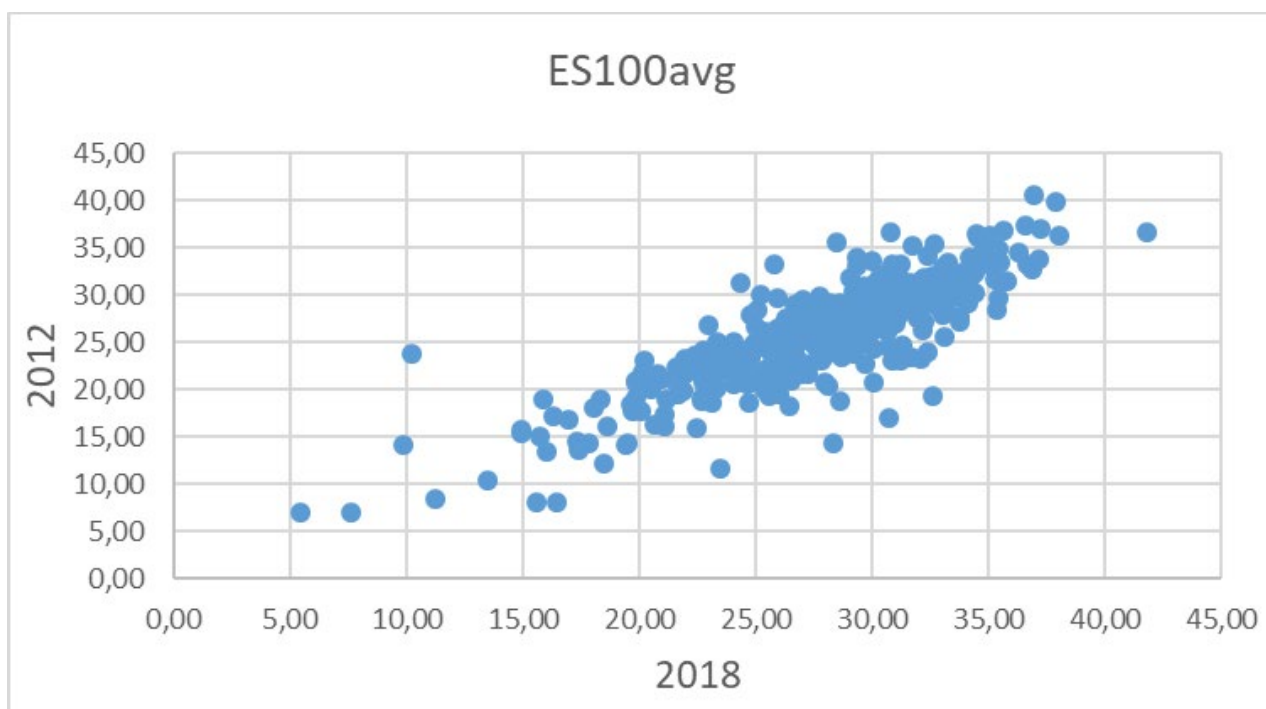
For noen arter er differansen mellom sensitivetsverdiene i 2012 og 2018 stor (se Vedlegg A for artsliste med alle sensitivetsverdiene). Dette gjelder særlig for ES100min5, men også for ES100avg. Av de 384 artene med ES100min5-verdier i både 2012 og 2018, hadde 67 arter en differanse på mellom 3 og 5 mellom gammel og ny verdi, og 61 arter hadde en differanse på mer enn 5. For ES100avg hadde 82 arter en differanse på mellom 3 og 5, og 44 arter hadde en differanse på mer enn 5. Det er ikke gjort noe forsøk på å vurdere de artene hvor differansen er særlig stor for å avgjøre hvilken verdi som er mest «korrekt». Det er heller ikke noe som tyder på at de nye verdiene er systematisk mer eller mindre i samsvar med økologisk gruppe i AMBI sammenlignet med de gamle (Figur 2 og Figur 3). ES100min5 er generelt mer sårbar for mer eller mindre tilfeldige artsregistreringer i datasettet og ekstremverdier som kan trekke en arts sensitivetsverdi nedover. ES100min5 viser derfor større variasjon enn ES100avg for arter innad i en slekt, og mellom 2012 og 2018. Figur 6 viser at det også er en systematisk sammenheng mellom antall prøver som en art er registrert i og ES100min5-verdien: det er en tendens til lavere verdier desto flere prøver en art er registrert i. ES100avg viser ikke en slik systematisk sammenheng (Figur 7).

Rygg og Norling (2013) begrunner valget om å bruke grabbprøvene med de fem laveste ES100-verdiene for å beregne ES100min5 med at å inkludere flere prøver med høyere diversitet (dvs. høyere ES100-verdier) vil bidra til å utjevne forskjellene mellom artenes sensitivetsverdier. Det

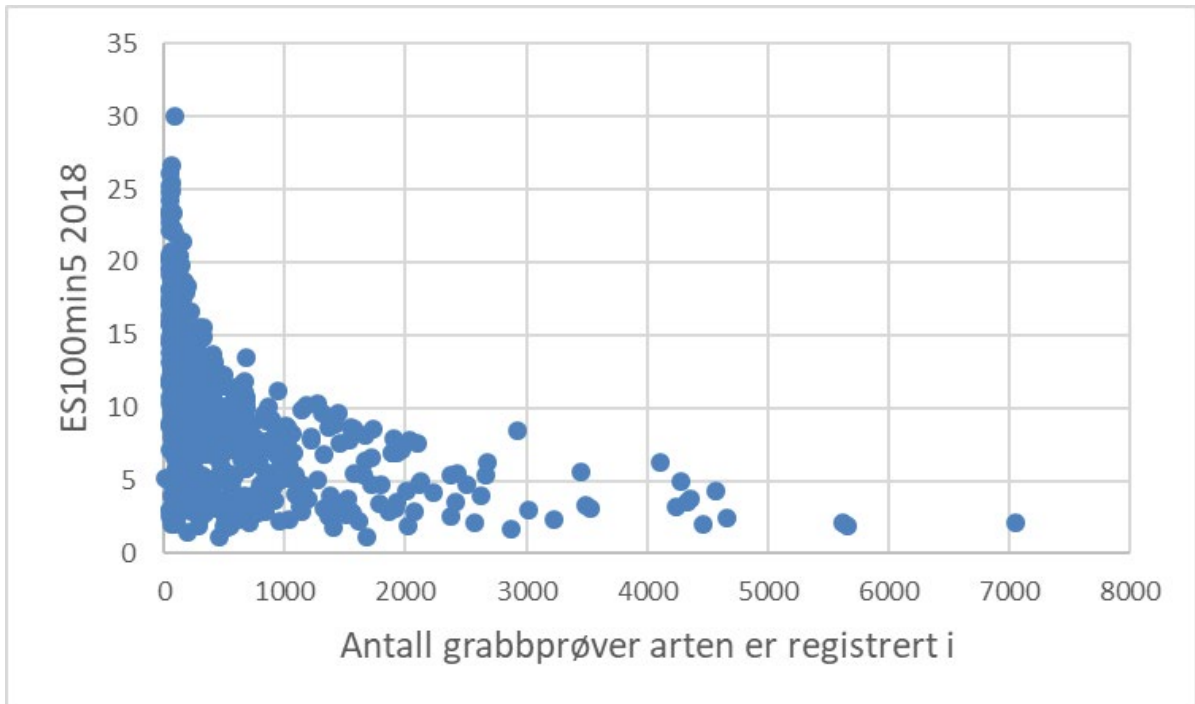
vrderes altså som en fordel at det er en viss forskjell i artenes ES100min5 verdier, og dette kan være et viktig poeng. Det er likevel mulig at det hadde vært en fordel å velge flere enn fem prøver, f.eks. 10, i dette prosjektet siden datasettet nå er mye større.



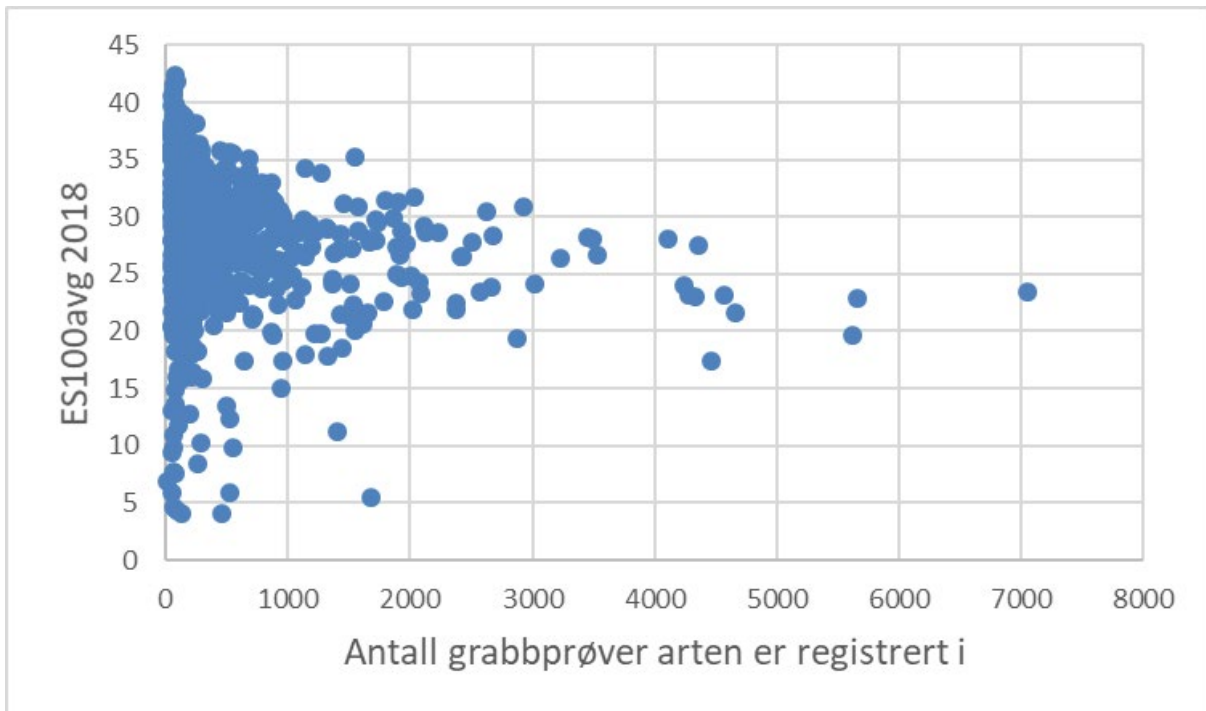
Figur 4 Sammenligning av ES100min5-verdier fra 2012 og 2018.



Figur 5 Sammenligning av ES100avg-verdier fra 2012 og 2018.



Figur 6 Sammenhengen mellom antallet grabbprøver som en art er registrert i og artenes verdier for ES100min5.



Figur 7 Sammenhengen mellom antallet grabbprøver som en art er registrert i og artenes verdier for ES100avg.

5 Modellering av nye naturtilstandsverdier og grenseverdier

5.1 Innledning

Det var nødvendig å justere grenseverdiene for tilstandsklassifisering av ISI og NSI slik at de ble tilpasset 2018-sensitivitetsverdiene ES100avg og ES100min5. For å beregne nye naturtilstandsverdier benyttet vi samme metodikk som i Pedersen m.fl. (2016). Naturtilstandsverdi defineres som:

Gjennomsnittlig indeksverdi for stasjoner fra antatte referanseområder i en vanntype. Naturtilstandsverdien for antatte referanseområder vil være gjennomsnittsverdien for indeksen i tilstandsklassen Svært god. I områder som ikke kan oppnå tilstanden Svært god (for eksempel ved stor naturlig organisk belastning og/eller dårlig vannutskiftning) kan naturtilstandsverdien ligge i andre dårligere tilstandsklasser. (Fra Pedersen m.fl. 2016).

Naturtilstandsverdier er beregnet for ISI2018, NSI2018, artsantall (S) og individtetthet (N). For ISI2018 og NSI2018 vil de nye naturtilstandsverdiene benyttes for å justere grenseverdiene for tilstandsklassene. For antall arter og antall individer gir det ingen mening å angi grenseverdier for tilstandsklasser på samme måte som for de andre indeksene. De modellerte naturtilstandsverdiene kan likevel gi en viss pekepinn på hvor mange arter og individer vi kan forvente å finne i referanseområder i de ulike vanntypene.

Siden mye av det metodiske er identisk med slik det ble gjort i Pedersen m.fl. (2016), har vi valgt å kopiere noe tekst fra Pedersen inn i denne rapporten. Dette er markert i kursiv.

5.2 Analyser og modellering

5.2.1 Sammenslåing av data og tilordning av miljøvariable i GIS

Sammenslåing av data og tilordning av miljøvariable i GIS ble utført på samme måte som i Pedersen m.fl. (2016):

Innkomne data var på grabbnivå og ble standardisert i en felles Excel-fil og importert til GIS (ArcView 10.1). Her ble alle datapunkter tilordnet informasjon om økoregion (Skagerrak, Nordsjøen Sør, Nordsjøen Nord, Norskehavet Sør, Norskehavet Nord og Barentshavet), vannforekomst og vanntype [...] hentet fra NVE/Vann-nett. I tillegg fikk hvert datapunkt tilknyttet verdier for helningsgrad, bølgeeksponering, strømstyrke og kurvatur fra NIVAs geofysiske modeller. Videre hadde NIVA tilgjengelig GIS-lag med informasjon om beliggenhet til ulike potensielle påvirkningskilder. Disse var industri (fra Miljødirektoratet), avløp (SSB/Kostrå), byer og tettsteder (WMS fra Kartverket), samt akvakulturanlegg og fiskerimottak (fra Fiskeridirektoratet). Innsamling av informasjon om påvirkningsfaktorene hadde to formål: å brukes som kriterier for referanseområder og å inkluderes som forklaringsvariable i de statistiske modellene. Nærmeste avstand fra alle punkter til hver av påvirkningsfaktorene ble derfor beregnet ved funksjonen Join i ArcView. All annen informasjon om dataene, stasjons-ID, X og Y-koordinat, dato, dyp, samt TOC og kornstørrelse (heretter kalt substrat), oksygen, N og P fulgte med fra Accessdatabasen.

Dataene som ble benyttet for TOC (total organisk karbon) i analysene var de normaliserte TOC-verdiene TOC63, dvs. TOC-verdier som er justert for andel finstoff i sedimentet etter formelen:

$$\text{Normalisert TOC} = \text{målt TOC} + 18(1-F),$$

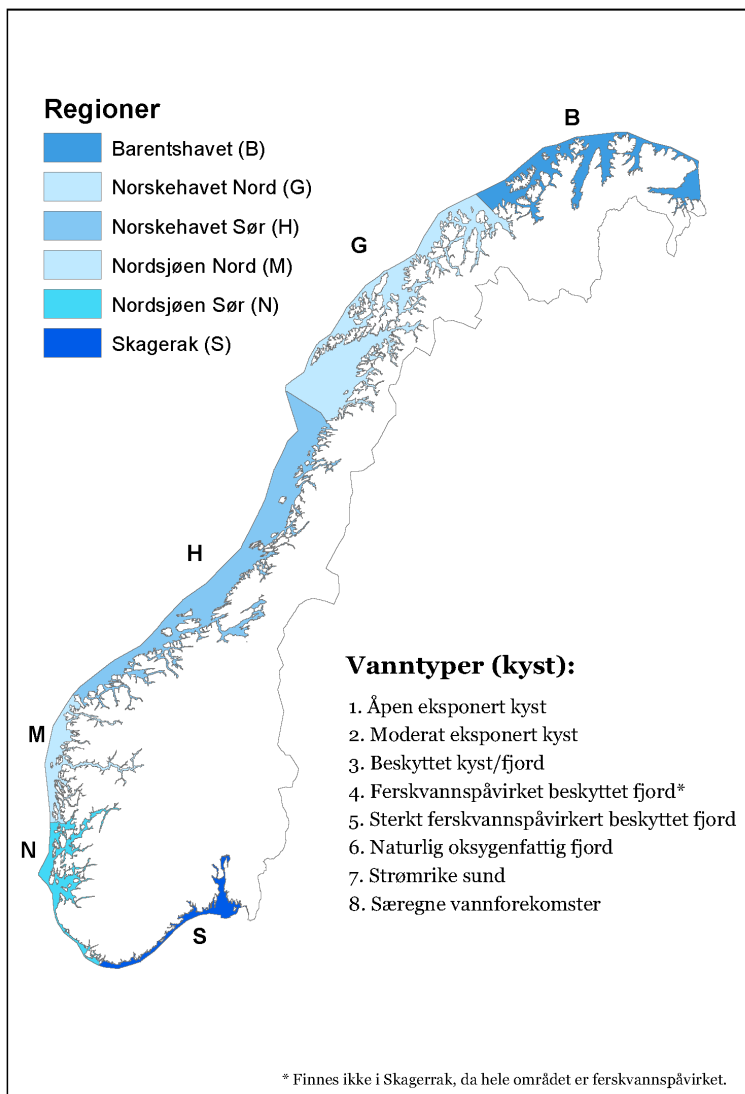
I den følgende teksten blir TOC63 kun omtalt som TOC.

5.2.2 Gruppering og seleksjon av data

Gruppering og seleksjon av data ble utført på samme metode som i Pedersen m.fl. (2016):

Data som ikke falt innenfor noen vannforekomst ble ekskludert fra analysene. Dette var i hovedsak offshore data som ikke var relevante for prosjektet. For å unngå veldig mange grupperinger i analysene valgte vi å bruke den gamle firedelte inndelingen av økoregioner der Norskehavet og Nordsjøen ikke er delt i Sør/nord. -Økoregioninndelingen er da Skagerrak, Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet. Sammenslåingen ble begrunnet i at den to-delte inndelingen av Nordsjøen og Norskehavet først og fremst var ment for å ta hensyn til variasjonen i sammensetningen av makroalger og har liten betydning for variasjonen i bløtbunnsfauna. Videre ble data fra vanntype 6 (oksygenfattig fjord) og 7 (strømrikt sund) ekskludert, da variasjonen i artssammensetningen her er naturlig høy og det er tilnærmet umulig å sette naturtilstandsverdi for disse vanntypene.

Ytterligere sammenslåinger ble gjort som i Pedersen m.fl. (2016), hvor det med utgangspunkt i resultater fra innledende analyser ble opprettet fem grupperinger, såkalte regionsgrupper (Figur 9 og Figur 9).



Figur 8 Inndeling av kystvann i økoregioner og vanntyper

Region	Vanntype			
	1	2	3	4/5
Skagerrak	[Pattern]			[Pattern]
Nordsjøen	[Pattern]		[Pattern]	[Pattern]
Norskehavet	[Pattern]			
Barentshavet	[Pattern]			

Figur 9 Grupperinger, såkalte regionsgrupper, for modellering av de gjennomsnittlige naturtilstandsverdiene. Like naturtilstandsverdier er gitt like mønstre i figuren. Hentet fra Pedersen m.fl. (2016).

5.2.3 Kriterier for valg av referanseområder

For å velge ut områder som var i antatt referanse-/naturlilstand ble de samme kriteriene som i Pedersen m.fl. (2016) brukt. Kriteriene var inspirert av Henriksen m.fl. (2012) og videreutviklet til å gjelde i alt 7 avstandsmål til kjente påvirkningskilder. Disse er gjengitt i Tabell 5.

Tabell 5 Kriterier for områder med antatt naturlilstand. Hentet fra Pedersen m.fl. (2016).

Kriterier
Avstand til industri > 1 km
Avstand til avløpspunkt > 1 km
Avstand til tettsted (< 100.000 innbyggere) > 1 km
Avstand til by (> 100.000 innbyggere) > 5 km
Avstand til akvakulturanlegg > 1 km
Avstand til fiskerimottak > 1 km
Dyp > 10 m

5.2.4 Statistisk analyse i R

De statistiske analysene ble gjort i programmet R (versjon 3.5.2, R Development Core Team 2018) og utført på samme måte som i Pedersen m.fl. (2016):

Siden målet var å beregne differensierte naturlilstandsverdier for alle indeksene i ulike økoregioner og vanntyper, var disse to faktorene nødvendige forklaringsvariable i modellene. I tillegg var det viktig å ta hensyn til andre kjente kilder til variasjon i indeksverdier, slik som substrat og TOC. [...] Geofysiske forhold har også vist seg å være viktige kilder til variasjon i indeksverdier (Gundersen m.fl. upubl. data) og derfor inkludert som kovariable i modellene. Dyp regnes også her som en av de geofysiske variablene, selv om dybdeverdier strengt tatt ikke ble hentet fra den digitale GIS-modellen (DEM), siden mer presis dybdeinformasjon fulgte med faunadataene.

I naturen er asymptotiske eller konkave/konvekse kurveforløp mer vanlig enn lineære sammenhenger. Derfor brukte vi GAM-analyser for å tillate ikke-lineære sammenhenger mellom forklaringsvariable og indekser. For å ta hensyn til at grabbprøver tatt fra samme stasjon og samme tidspunkt ikke kan ses på som uavhengige observasjoner, inkluderte vi stasjons-år som grupperingsfaktor (random factor) i modellene, slik at analysemetoden vi endte opp med var en såkalt Generalized Additive Mixed Model (Mixed GAM; Zuur m.fl. 2009). Til dette ble mgcv-biblioteket i R brukt (Wood 2011). For å ta hensyn til romlig autokorrelasjon ble interaksjonen mellom breddegrad og lengdegrad også inkludert i modellene (Wood 2006).

Som sist, ble også år inkludert som kovariabel, da det er registrert svake, men signifikante positive langtidstrender i indeksene, dvs. økning i indeksverdier over tid (Pedersen m.fl. 2016). Ingen av forklaringsvariablene var særlig korrelerte ($r < 0,34$), slik at alle kunne bli inkludert i samme modell.

5.2.5 Metoder for beregning av naturtilstand

I Pedersen m.fl. (2016) ble det benyttet to metoder for beregning av naturtilstand. Den ene tilnæringsmåten (Metode 1) gikk ut på å bruke hele datasettet i modelleringen, samt å inkludere informasjon om påvirkningsfaktorer som forklaringsvariable (altså avstandsvariablene). Naturtilstanden ble da beregnet i etterkant ved å «tune» modellen til natursituasjon ved å sette inn parameterverdier for påvirkningsfaktorene til antatte nivåer for naturtilstand. Den andre metoden (Metode 2) gikk ut på å bruke kun data fra områder som faller inn under kriteriene for referanseområde. Denne tilnæringsmåten skal gi estimerte naturtilstandsverdier for hver økoregion og vanntype, direkte. I både Metode 1 og 2 ble Dyp, TOC og substrat, samt geofysiske variable inkludert som kovariable i modellen. I dette prosjektet har vi benyttet Metode 2, altså kun data fra definerte referanseområder, siden det var disse referanseverdiene som ble benyttet for å beregne de nye grenseverdiene som ble angitt i Pedersen m.fl. (2016), og som ble brukt i Veileder 02:2018 (med enkelte modifikasjoner for NQ11 for de interkalibrerte vanntypene).

5.2.6 Parameterisering av modellene for beregning av naturtilstand

For å komme frem til predikerte (beregnete) naturtilstandsverdier tok vi utgangspunkt i modellen som var resultatet av de statistiske analysene og parameteriserte denne i forhold til de aktuelle økoregioner og vanntyper. Parameterne til de andre modellvariablene ble satt til gjennomsnittsverdien i utvalget. Sedimentets kornstørrelse (andel finfraksjon, % < 63 µm) og innhold av organisk karbon (TOC) varierer naturlig og forklarer mye av variasjonen i indeksverdiene. Disse to faktorene spiller således en viktig rolle i vurderingen av naturtilstand for et område. Fra litteraturen vet man at maksimal artsdiversitet ofte forekommer i sedimenter med en høy diversitet i sedimentets kornstørrelse, altså en mer variert bunn som tilbyr flere mikrohabitater (Etter & Grassle 1992). Andel finfraksjon ble derfor satt til 25 % som parameterverdi for naturtilstand. Tilsvarende ble parameterverdi for naturtilstand for TOC satt til 10 mg organisk karbon /g sediment, som tilsvarer tilstandsklasse I for klassifisering av organisk innhold i sediment i henhold til SFT-veileder 97:03.

5.3 Resultater

5.3.1 Datamateriale

Noen av stasjonene i datasettet hadde trolig gale posisjoner (f.eks. fordi de havnet på land) og ble følgelig ekskludert før analysene. Totalt datamateriale var på 9195 grabbprøver (Tabell 6). Verdier fra offshoreområder, oksygenfattige fjorder og strømrrike sund, alle prøver som ikke er gjort på grabbnivå eller av andre grunner ikke er beregnet og prøver som ikke har tilknyttet verdier for substrat og TOC ble ekskludert. Det gjenstående datasettet bestod da av 2268 grabbprøver. Av disse var 1701 grabbprøver fra definerte referanseområder og som dermed danner datagrunnlaget for modellering av referanseverdier (Tabell 7).

Tabell 6 Oversikt over det totale tilgjengelige datamaterialet. Tallene viser antall grabbprøver for de ulike vanntypene og regionene.

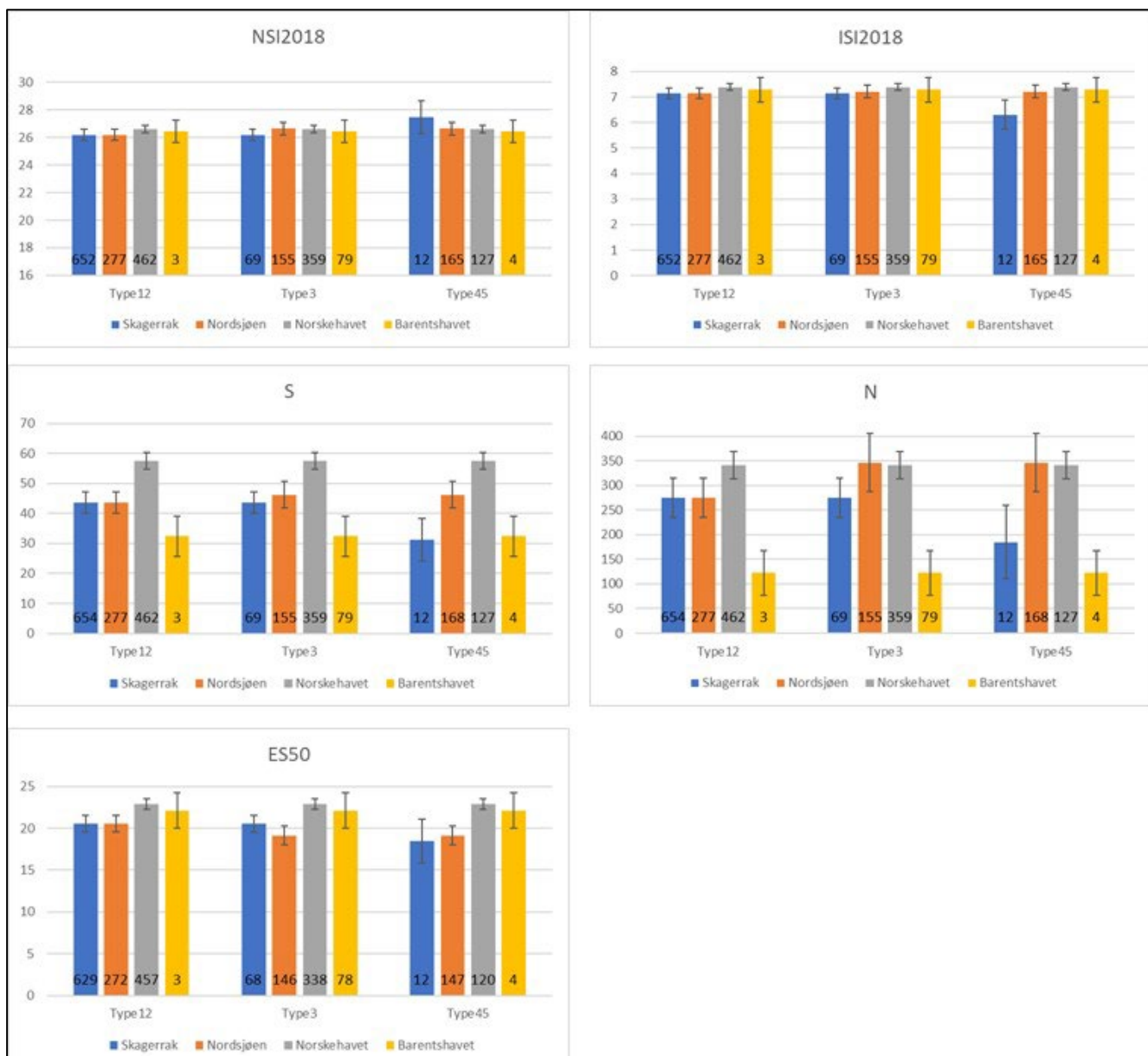
Region	Vanntype	NSI2012	NSI2018	ISI2012	ISI2018	ES50	S	N
Skagerrak	Offshore	352	352	352	352	349	352	352
	1 - Åpen	598	598	598	598	581	598	598
	2 - Moderat	309	305	309	305	291	311	311
	3 - Beskyttet	500	493	500	493	480	501	501
	5 - Sterkt fvp.	90	89	90	88	66	93	93
	6 - Oksygenfattig	90	83	90	82	66	90	90
Nordsjøen	Offshore	290	290	290	290	282	290	290
	1 - Åpen	189	188	189	188	184	189	189
	2 - Moderat	480	476	480	475	458	480	480
	3 - Beskyttet	1443	1419	1443	1419	1318	1464	1464
	4 - Ferskvannspåv	602	590	602	590	550	604	604
	5 - Sterkt fvp.	25	25	25	25	9	25	25
	6 - Oksygenfattig	87	85	87	85	80	90	90
Norskehavet	1 - Åpen	378	375	378	375	430	444	444
	2 - Moderat	901	887	901	887	936	962	962
	3 - Beskyttet	1408	1401	1408	1401	1387	1461	1461
	4 - Ferskvannspåv	518	519	518	519	503	522	522
	6_Oksygenfattig	77	77	77	77	81	83	83
	7 - Strømrikt	133	133	133	133	132	133	133
Barentshavet	1 - Åpen	12	12	12	12	12	12	12
	2 - Moderat	138	138	138	138	134	138	138
	3 - Beskyttet	332	332	332	332	320	333	333
	4 - Ferskvannspåv	20	20	20	20	20	20	20
Totalt		8972	8887	8972	8884	8669	9195	9195

Tabell 7 Oversikt over datamaterialet, etter å ha ekskludert observasjoner fra offshoreområder, oksygenfattige fjorder, strømrrike sund, og utenfor definerte referanseområder, samt alle prøver som ikke er gjort på grabbnivå eller av andre grunner ikke er beregnet og prøver som ikke har tilknyttet verdier for substrat og TOC. Tallene viser altså antall grabbprøver som er tatt i referanseområder, og som ble brukt i modelleringen av naturtilstand.

Region	Vanntype	NSI2012	NSI2018	ISI2012	ISI2018	ES50	S	N
Skagerrak	1 - Åpen	532	532	532	532	515	532	532
	2 - Moderat	129	128	129	128	122	130	130
	3 - Beskyttet	78	78	78	78	76	78	78
	5 - Sterkt fvp.	24	24	24	24	21	24	24
Nordsjøen	1 - Åpen	83	83	83	83	82	83	83
	2 - Moderat	200	200	200	200	194	200	200
	3 - Beskyttet	170	170	170	170	160	170	170
	4 - Ferskvannspåv	180	177	180	177	159	180	180
	5 - Sterkt fvp.							
Norskehavet	1 - Åpen	199	198	199	198	196	199	199
	2 - Moderat	283	283	283	283	280	283	283
	3 - Beskyttet	381	381	381	381	360	381	381
	4 - Ferskvannspåv	152	153	152	153	146	153	153
	5 - Sterkt fvp.							
Barentshavet	1 - Åpen							
	2 - Moderat	89	89	89	89	86	89	89
	3 - Beskyttet	163	163	163	163	162	163	163
	4 - Ferskvannspåv	4	4	4	4	4	4	4
	5 - Sterkt fvp.							
Totalt		2667	2663	2667	2663	2563	2669	2669

5.3.2 Predikerte naturtilstandsverdier

Nye naturtilstandsverdier ble predikert for de fem regiongruppene (kombinasjoner av vanntype og økoregion som vist i Figur 9) basert på data fra definerte referanseområder. De nye naturtilstandsverdiene er vist i Figur 10 og i Tabell 9.



Figur 10 Beregnede naturtilstandsverdier for NSI2018, ISI2018, S (antall arter) og N (antall individer) for de fem regiongruppene basert på data fra definerte referanseområder (referert til som Metode 2 i Pedersen m.fl. 2016).

Forklaringsgraden (R^2) for analysene var 20 % for NSI2012 og 36 % for NSI2018 (Tabell 8). For ISI2012 var forklaringsgraden 48 % og for ISI2018 var den 36 %. Antall individer (N) har en svært lav forklaringsgrad på 6 %, mens antall arter (S) har en forklaringsgrad på 37 % som er på nivå med sensitivetsindeksene (Tabell 8).

Tabell 8 Resultater (p-verdier) og grad av signifikans (indikert ved antall stjerner) for analyser av naturtilstand basert på data hentet kun fra referansestasjoner. Se Pedersen m.fl. (2016) for forklaring av variablene substrat, TOC, helning, eksponering, strøm og kurvatur.

	NSI2012		NSI2018		ISI2012		ISI2018		ES50		S		N	
	p	sign.	p	sign.	p	sign.	p	sign.	p	sign.	p	sign.	p	sign.
År	0,692		0,015	*	<0,001	***	0,042	*	0,092	.	<0,001	***	<0,001	***
Substrat	0,002	**	<0,001	***	<0,001	***	<0,001	***	<0,001	***	<0,001	***	0,465	
TOC	<0,001	***	<0,001	***	<0,001	***	<0,001	***	<0,001	***	<0,001	***	<0,001	***
Helning	0,353		0,354		0,288		0,315		0,137		0,275		0,003	**
Eksponering	0,811		0,264		0,555		0,044	*	0,217		<0,001	***	<0,001	***
Strøm	0,001	**	<0,001	***	<0,001	***	<0,001	***	0,002	**	<0,001	***	0,206	
Kurvatur	0,002	**	<0,001	***	<0,001	***	<0,001	***	0,003	**	0,002	**	0,519	
Dyp	0,006	**	0,449		<0,001	***	<0,001	***	<0,001	***	<0,001	***	0,002	**
X,Y	<0,001	***	<0,001	***	<0,001	***	<0,001	***	<0,001	***	<0,001	***	<0,001	***
R²	20 %		36 %		48 %		36 %		33 %		37 %		6 %	

5.3.3 Nye grenseverdier for ISI2018 og NSI2018

Forskjellene i naturtilstandsverdiene mellom 2012 og 2018 kan uttrykkes ved kvotienten: *Naturtilstandsverdi 2018/ Naturtilstandsverdi 2012* (Tabell 9). Kvotienten ble så multiplisert med grenseverdiene for ISI/NSI2012 for å finne justerte grenseverdier for ISI/NSI2018 for de ulike regiongruppene (Tabell 10). Grenseverdiene vil da være justert relativt på grunnlag av forskjellene i predikert naturtilstandsverdi mellom NSI/ISI2012 og 2018.

Naturtilstandsverdiene for NSI2018 er gjennomgående høyere sammenlignet med NSI2012, med en kvotient fra 1,12 til 1,16 (Tabell 9). Naturtilstandsverdiene for ISI2018 er gjennomgående lavere enn for ISI2012 med en kvotient fra 0,70 til 0,75. Forskjellene mellom 2012 og 2018 er større for ISI enn for NSI. Dette er som forventet med tanke på at artenes ES100min5 er lavere for 2018-dataene enn for 2012 (se delkapittel 4.4).

Dersom de nye sensitivitetsverdiene tas i bruk for å beregne ISI2018 og NSI2018 må de nye grenseverdiene i Tabell 10 benyttes for tilstandsklassifisering. Vi anbefaler imidlertid at de nye indeksene testes ut noe mer før de blir tatt i bruk. Hverken ISI eller NSI er interkalibrerte indekser, så det vil ikke være noe problem å innføre de nye grenseverdiene.

Tabell 9 Predikerte naturtilstandsverdier for NSI2012 og NSI2018, ISI2012 og ISI2018, ES50, S (antall arter) og N (antall individer): Naturtilstandsverdiene er beregnet på grunnlag av stasjoner fra definerte referanseområder, referert til som Metode 2 i Pedersen m.fl. 2016. Verdiene for ISI2012 og NSI2012 er hentet fra Pedersen m.fl. 2016. Kvotient er Naturtilstand 2018/ Naturtilstand 2012, og brukes for å justere grenseverdiene for ISI og NSI.

Region (vanntyper)	Naturtilstand		Kvotient:
	NSI2012	NSI2018	Natur-tilstand 2018 / Natur-tilstand 2012
	NSI2012	NSI2018	
Skagerrak (1-3) + Nordsjøen (1 og 2)	23,4	26,2	1,12
Skagerrak (5)	23,8	27,5	1,16
Nordsjøen (3 -5)	23,2	26,6	1,15
Norskehavet (1-5)	23,3	26,6	1,14
Barentshavet (1-5)	23,5	26,4	1,13
	ISI2012	ISI2018	
Skagerrak (1-3) + Nordsjøen (1 og 2)	9,60	7,15	0,74
Skagerrak (5)	8,98	6,31	0,70
Nordsjøen (3 - 5)	9,76	7,21	0,74
Norskehavet (1-5)	9,67	7,39	0,76
Barentshavet (1-5)	9,63	7,29	0,76
		S	
Skagerrak (1-3) + Nordsjøen (1 og 2)		44	
Skagerrak (5)		31	
Nordsjøen (3 - 5)		46	
Norskehavet (1-5)		58	
Barentshavet (1-5)		32	
		N	
Skagerrak (1-3) + Nordsjøen (1 og 2)		275	
Skagerrak (5)		185	
Nordsjøen (3 - 5)		346	
Norskehavet (1-5)		341	
Barentshavet (1-5)		122	
		ES50	
Skagerrak (1-3) + Nordsjøen (1 og 2)		20,6	
Skagerrak (5)		18,5	
Nordsjøen (3 - 5)		19,1	
Norskehavet (1-5)		22,9	
Barentshavet (1-5)		22,1	

Tabell 10 Nye grenseverdier for ISI2018 og NSI2018. Grenseverdiene for ISI2012 og NSI2012 er også vist for sammenligning.

Indeks	S 1-3, N 1-2, M 1-2														
	Svært god			God			Moderat			Dårlig			Svært dårlig		
ISI2012	13,2	-	8,5	8,5	-	7,6	7,6	-	6,3	6,3	-	4,6	4,6	-	0
NSI2012	30	-	25	25	-	20	20	-	15	15	-	10	10	-	0
ISI2018	9,8	-	6,3	6,3	-	5,7	5,7	-	4,7	4,7	-	3,4	3,4	-	0
NSI2018	34	-	28	28	-	22	22	-	17	17	-	11	11	-	0
Indeks	S5														
	Svært god			God			Moderat			Dårlig			Svært dårlig		
ISI2012	11,8	-	7,6	7,6	-	6,8	6,8	-	5,6	5,6	-	4,1	4,1	-	0
NSI2012	30	-	25	25	-	20	20	-	15	15	-	10	10	-	0
ISI2018	8,29	-	5,3	5,3	-	4,8	4,8	-	3,9	3,9	-	2,9	2,9	-	0
NSI2018	34,7	-	29	29	-	23	23	-	17	17	-	12	12	-	0
Indeks	N 3-5, M 3-5														
	Svært god			God			Moderat			Dårlig			Svært dårlig		
ISI2012	13,1	-	8,5	8,5	-	7,6	7,6	-	6,3	6,3	-	4,5	4,5	-	0
NSI2012	29	-	24	24	-	19	19	-	14	14	-	10	10	-	0
ISI2018	9,7	-	6,3	6,3	-	5,6	5,6	-	4,7	4,7	-	3,3	3,3	-	0
NSI2018	33	-	28	28	-	22	22	-	16	16	-	11	11	-	0
Indeks	H 1-5, G 1-5														
	Svært god			God			Moderat			Dårlig			Svært dårlig		
ISI2012	13,4	-	8,7	8,7	-	7,8	7,8	-	6,4	6,4	-	4,7	4,7	-	0
NSI2012	30	-	25	25	-	20	20	-	15	15	-	10	10	-	0
ISI2018	10,2	-	6,6	6,6	-	6	6	-	4,9	4,9	-	3,6	3,6	-	0
NSI2018	34	-	29	29	-	23	23	-	17	17	-	11	11	-	0
Indeks	B 1-5														
	Svært god			God			Moderat			Dårlig			Svært dårlig		
ISI2012	13,5	-	8,7	8,7	-	7,8	7,8	-	6,5	6,5	-	4,7	4,7	-	0
NSI2012	30	-	25	25	-	20	20	-	15	15	-	10	10	-	0
ISI2018	10,2	-	6,6	6,6	-	5,9	5,9	-	4,9	4,9	-	3,6	3,6	-	0
NSI2018	34	-	28	28	-	23	23	-	17	17	-	11	11	-	0

6 Klimaets påvirkning på bløtbunnsfauna

Klima kan ha både direkte og indirekte effekter på økosystemene, herunder marine bløtbunnsamfunn. Dette er mer omfattende beskrevet i Frigstad m.fl. (2017). En økt temperatur vil kunne endre utbredelsesmønstrene, og mer sørlige arter kan trekke nordover. Et eksempel på bløtbunn er krabben *Goneplax rhomboides*, som opprinnelig hadde sin hovedutbredelse i Middelhavet og sørvest-Europa inkl. den britiske kyst, og som nå sprer seg nordover. I 2008 og 2009 ble den observert i Nordsjøen, og i 2009 på stasjonen A05 i Ytre Oslofjord. Deretter har den blitt observert bl.a. utenfor Flekkefjord. For å få fotfeste i et nytt miljø, må miljøet være egnet for både larvestadiene og de voksne individene. Mange arter på bløtbunn har pelagiske larver, slik at forhold i vannmassene som temperatur og næringstilgang også har stor betydning. I den første fasen av nyetablering av en art, og også ofte senere, er tetthetene små, og artene vil ikke nødvendigvis samles inn gjennom overvåkingen. For eksempel er ikke overvåkingsprogrammet ØKOKYST eller andre overvåkingsprogram godt designet til å fange opp endringer i utbredelsesmønstre og ankomst av nye arter. I så måte måtte man hatt langt flere stasjoner og replikater. Likevel vil slik informasjon kunne fremkomme over tid. I ØKOKYST-rapportene er det nå obligatorisk med et eget kapittel som omhandler fremmede arter, og slik blir utførende institusjon nødt til å anvende artslistene mer enn kun til å beregne indekser.

Selv om klimaendringer kan endre utbredelsesmønstre, er det viktig å være klar over at det ikke er noen direkte kobling mellom klima og selve tilstanden til bløtbunnsfaunaen, siden endret klima ikke er en forstyrrelsesfaktor på lik linje med forurensningsrelaterte påvirkningsfaktorer. Indeksene har først og fremst til hensikt å fange opp effekter av eutrofi og organisk belastning. Eventuelle effekter av klimaendringer på tilstanden kan for eksempel skyldes økt avrenning fra land, som påvirker sedimentasjonen, eller klimarelaterte endringer i primærproduksjonen i øvre vannmasser, som igjen kan påvirke havbunnen gjennom en eutrofi-effekt og mulig reduserte oksygenforhold (Frigstad m. fl., 2017). Nettopp endret avrenning og økt mengde terrestrisk materiale i kystvann, kan være den viktigste mekanismen for effekt av klimaendringer i kystnære bløtbunnsamfunn. Det kan være imidlertid vanskelig å identifisere tydelige årsakssammenhenger, siden en rekke andre faktorer kan ha den samme effekten: urbanisering og avløp, avrenning fra jordbruk, oppdrettsnæring, industri osv. Når det kommer til sammensetningen til bløtbunnsfaunaen, er NAO en viktig «klimaparameter». Det er funnet en sammenheng mellom NAO og bentiske samfunn i Nordsjøen inkl. Skagerrak (for eksempel Narayanaswamy m.fl., 2010; Kröncke m.fl., 2011; Trannum m.fl., 2018), og både enkeltarter, samfunn og funksjonelle grupper er korrelert med endringer i NAO (Hagberg m.fl. 2004). Milde vintre (dvs. høy NAO) er forbundet med stor avrenning, og mye partikulært materiale er transport ut til kysten, mens det er mindre avrenning i kalde vintre (lav NAO-indeks). Det er påvist en sammenheng mellom avrenning og bunnsamfunn i flere studier (Josefson, 1990; Tunberg & Nelson, 1998). Dette er også et eksempel på at de indirekte effektene av klimaendringer ofte kan være mer betydningsfulle enn de direkte for bløtbunnsamfunn spesielt (for eksempel Salen-Picard m.fl. 2002; Josefson & Hansen, 2003). Klimaets innvirkning på bløtbunnsfauna kompliseres ytterligere av at responsen også er tidsforskjøvet i forhold til klimaparameterne.

Et spesielt interessant funn vedørende NAO, var at det basert på data fra Kystovervåkingen ble observert at antall arter på bløtbunn i Skagerrak ble redusert med økende NAO (dvs. varmere) det foregående år (Trannum m.fl., 2018). Selv om den underliggende mekanismen enda ikke er kjent, kan dette indikere at varmere klima kan ha negative effekter på artsmangfoldet. Et annet spennende funn, basert på data fra Kystovervåkingen og ØKOKYST, er at mens antall individ ble redusert i perioden 1990-2016 på en dyp, ytre stasjon i Skagerrak utenfor Arendal, økte antall individ på den

grunne stasjonen nærmere land (Frigstad m.fl., 2018). Videre ble det på den grunne stasjonen påvist at suspenderte partikler syntes å være styrende for artssammensetningen. Økning i partikulært materiale har trolig sammenheng med elvetilført terrestrisk materiale fra land. Sist ble det vist at det på begge stasjonene fant sted en økning i arter som henter næring fra vannmassene eller sedimentoverflaten i perioden fra 1990 til 2016. Til sammen ble disse funnene tolket som at det har funnet sted en endring i næringstilførselen som antakelig henger sammen med en klimaindusert økt avrenning fra land, og som videre influerer både hard- og bløtbunnssamfunn.

Som det fremgår over, er det altså påvist en endring i funksjon som synes å gjenspeile endret opphav til næring. Informasjon om artenes funksjon («traitsanalyser») er en type analyse som det er økende fokus på innen forskning både her i landet og internasjonalt. Samme type multivariate analyser som for artssammensetning kan gjøres, men artenes identitet erstattes med artenes funksjon. Her kan man finne ut hvordan en gitt egenskap fordeler seg langs en gradient i tid eller rom. Mens selve artssammensetningen oftest er områdespesifikk, er økologisk funksjon mer universell for ellers like habitater. Analyse av artsegenskaper vil belyse hvorvidt det er spesielle økologiske funksjoner som endres, eksempelvis knyttet til fødeinntak, gravedyp, reproduksjon, størrelse og alder. Informasjon om slike funksjonelle endringer fremgår ikke gjennom indeksberegningene, og kan altså gi nyttig informasjon mht. klimaeffekter, slik studien til Frigstad m.fl. (2018) antyder.

Det pelagiske larvestadiet er mer direkte influert av forhold i de øvre vannmassene sammenliknet med artene på bunnen, naturlig nok. Og nettopp denne mekanismen anses å være viktig for hvordan effekt av klimaendringer «manifesterer» seg i bunnsamfunnene. Noen studier har funnet at det særlig er vintertemperaturen som kan spille en kritisk rolle (Frid m.fl., 2009), og også at temperaturen påvirker bunnsamfunn i større grad i grunne enn dype områder (Reiss m.fl., 2006). I studien basert på kystovervåkingsdata ble temperatur i vannet i januar identifisert som en av de signifikante faktorene for faunasammensetning (Trannum m.fl. 2018). Mht. larvestadiet kan også «match-mismatch scenarios» (dvs. endret timing på den pelagiske produksjonen, som influerer på overlevelsessuksessen til neste trofiske nivå) under den planktoniske fasen til bentiske arter, være en direkte eller indirekte mekanisme mht. effekt klimaendringer (for eksempel Reid & Valdés, 2011).

Inkludering av flere sedimentparametere i faunaundersøkelser kan ha potensiale til å øke informasjonen om hva slags materiale som sedimenterer. Som nevnt i «Klima-overblikk»-rapporten (Frigstad m. fl., 2017), vil analyse av nitrogen i sedimentet i tillegg til organisk karbon være en svært rimelig metode for å gi en pekepinn på om detritusmateriale har terrestrisk eller marint opphav, som igjen kan si noe om avrenning fra land. Nitrogen i sedimentet er nå inkludert i den reviderte veilederen (Veileder 02:2018). Også stabile isotoper kan i noen grad brukes til å spore opphavet til hva som sedimenterer fordi det er forskjeller i den naturlige forekomsten av stabile isotoper av nitrogen og karbon i ulike typer av organisk materiale. Eksempelvis skiller terrestrisk organisk materiale seg fra marint, fyttoplankton skiller seg fra makroalger og sjøgress, og kloakk skiller seg fra «naturlig» materiale. Stabile naturlige isotoper brukes i økende grad for å identifisere opprinnelsen til organisk materiale i forskningsøyemed, men er i liten grad brukt i overvåkingsprogrammer eller i rutinemessige resipientundersøkelser. Ved å se på C/N-forhold og stabile isotoper er det for eksempel observert at mengden terrestrisk materiale avtar utover fjorder, hvilket er et helt forventet resultat, men som da blir mulig å påvise (Trannum m.fl., in prep.). Enda viktigere blir dette for å kunne starte tidsserier for å vurdere hvordan dette endres mht. klimaendringer. Det nevnes også at det i NS9410:2016 (Norsk standard for miljøovervåking av bunnpåvirkning fra marine akvakulturanlegg) etterlyses metoder til å identifisere kilden til materiale, da med tanke på å kunne spore sedimentasjon av organisk materiale fra akvakultur i sedimentet.

Som ovennevnte diskusjon også viser, anbefales det å plassere stasjoner langs land-hav gradienter i

størst mulig grad for bedre å kunne måle endringer knyttet til klimaindusert økt avrenning og transport av terrestrisk materiale til kysten.

7 Miljøgifter og bløtbunnsfauna

I enkelte tilfeller finner man en svært utarmet fauna (både få arter OG få individer), for eksempel ved industriforurensning, liten tilgang på næring eller oksygenvinn. I slike tilfeller vil enkelte av indeksene ikke «slå ut», hvilket i særdeleshet gjelder diversitetsindeksene H' og ES100, hvor det er individfordelingen mellom artene som er utslagsgivende, uavhengig av hvilke arter som er tilstede. En parallell reduksjon i både antall arter og antall individ kan i slike tilfeller medføre at indeksverdiene ikke reduseres. Ofte kan heller ikke ES100 beregnes fordi individantallet er for lavt. Indeksene hvor artenes grad av toleranse inngår, slår heller ikke nødvendigvis ut når man ikke har en økning i typisk forurensningstolerante arter. I slike tilfeller kan man ofte få en «kunstig høy» diversitet og altså bedre tilstandsklasse enn den faktiske tilstanden er. Problemstillingen ble til dels belyst av Oug (2013), med fokus på dårlig samsvar mellom økologisk og kjemisk tilstandsklassifisering i industriforurensede fjorder. Resultatet ble at bløtbunnsfauna ofte ikke benyttes som kvalitetselement i områder med industriutslipp i form av miljøgifter. Tetthetsindeksen DI ble utviklet med tanke på såkalt «fattig fauna», men denne var ikke godt nok utredet og viste seg lite hensiktsmessig.

Et eksempel på et tilfelle med en fattig fauna og høy diversitet ut fra indeksene, var stasjon BT40 i ØKOKYST Skagerrak i 2017. Grabbene hadde i snitt 33 arter og kun 87 individ. Indeksene H' og ISI2012 ga «svært god» tilstand. Indeksen ES100 kunne bare beregnes for én av grabbprøvene fordi kun en prøve hadde flere enn 100 individ. Indeksene NQI1 og NSI ga «god» tilstand. Samlet tilstand ble «svært god». Denne klassifiseringen stemte altså ikke overens med inntrykket av den fattige faunaen, men uten at dette kunne håndteres på noen god måte. Man kan drøfte slike funn i rapporten, men det er ikke mulig å endre klassifiseringen selv om faglig skjønn tilsier det.

Det er også tilfeller hvor man ved høye miljøgiftkonsentrasjoner eller andre forstyrrelser kan få en utskiftning av faunaen snarere enn en reduksjon. I et rekoloniseringsforsøk med høye konsentrasjoner av kobber, ble det for eksempel observert en svært annerledes fauna i kobberkontaminert sediment sammenliknet med kontrollsediment (Trannum m fl., 2004). Langt færre flerbørstemark koloniserte boksene, mens bl.a. muslinger, snabelormer og slangestjerner økte. De univariate indeksene H' og ES100 fanget ikke opp denne endringen, men i de multivariate analysene fremkom det at endringen i fauna var vesentlig. Funnet ble tolket som at det ble ledige nisjer som gjorde at mer tolerante arter fikk mulighet til å etablere seg når øvrige arter ble borte. For eksempel er spionider (en flerbørstemarkfamilie som generelt er ansett for å være robust) vist å kunne påvirke etablering av muslinger gjennom trofiske interaksjoner (konkurransse og predasjon) negativt, og reduksjonen i nettopp disse ble antatt å virke positivt på andre grupper. Dette viser hvor komplekse responsene ofte kan være. Uansett viser dette at multivariate metoder med fordel kan benyttes for å påvise endringer, selv om de pr. dags dato ikke har noen tallverdi eller klassifisering knyttet til seg.

Når det gjelder effekt av miljøgifter spesielt, ble det på oppdrag for Miljødirektoratet utført en studie for å undersøke hvordan biologisk og kjemisk tilstandsklassifisering samsvarer (Oug, 2013). Hovedkonklusjonen var at det ikke ble påvist noe systematisk mønster mellom tilstanden klassifisert på miljøgifter og tilstanden klassifisert på bløtbunnsfauna. Ingen av indeksene i klassifiseringen for

bløtbunnsfauna viste godt samsvar med nivåer av miljøgifter og tilstandsklasse for miljøgifter i bunnsedimentene. En korrelasjonsanalyse indikerte at indeksene H' (Shannon-Wiener artsmangfold) og ISI (følsomhet) hadde best samsvar, mens AMBI hadde dårligst samsvar. Den sammensatte indeksen NQI1, hvor AMBI inngår som komponent, hadde mindre godt samsvar. Manglende samsvar hadde trolig flere årsaker. For det første antas indeksene å være mest styrt av oksygenforhold og organisk belastning. Dernest ble det dårlige samsvaret dels forklart som en følge av at klassifiseringssystemene har ulikt grunnlag og forutsetninger ved utvikling av klassifiseringene. Mens den kjemiske klassifiseringen har som mål å beskytte hele økosystemet og inkluderer sikkerhetsfaktorer for å sikre dette, har de økologiske kvalitetselementene som mål å fange opp endringer i organismesamfunnet først etter at disse har funnet sted. I motsetning gir økologisk klassifisering først utslag på effekter som fører til at organismer blir borte, som for mange vil innebære at påvirkningen er letal. Kjemisk klassifisering inkluderer altså et betydelig «føre var» element, hvilket tilsier at det må forventes forskjeller i klassifiseringen mellom de to systemene. Av dette følger at dagens indeksapparat altså ikke er ansett for å være godt nok egnet til å detektere effekter av miljøgifter på bløtbunnsamfunnene.

I bløtbunnsobservasjonen av olje- og gassinntak mht. utslipp av borekaks er det i tillegg til indeksberegning (identiske indekser som benyttes i kystovervåking iht. vannforskriften) krav om å bruke multivariate metoder (Iversen m.fl. 2015). Disse skal omfatte cluster-analyse og MDS. I tillegg er det krav om å bruke multivariate analyser for å analysere korrelasjonen mellom kjemiske og biologiske parametere. Eksempler på slike metoder er kanonisk korrespondanseanalyse (CCA) og Distance-based linear model (DistLM), men også andre metoder er egnet. I tillegg skal det beregnes et areal for forstyrret bunnfauna. Nøyaktig metodikk for dette er ikke spesifisert, men konsulentene må beskrive «prosedyre og kriterier for identifikasjon av stasjoner med påvirket bunnfauna». For eksempel foretar Akvaplan-niva AS en slik vurdering basert på en kombinasjon av univariate analyser (antall taxa og individ, faunaindeks, dominante arter osv. på hver stasjon), multivariate analyser (cluster og MDS) og korrespondanseanalyse (kanonisk korrespondanseanalyse (CCA)). Faunaen deles på denne basis inn i fire klasser ut fra grad av forstyrrelse. Naturlig variasjon kan forekomme for flere faunaparametere innen hver tilstand, og evalueringen bygger derfor på en totalvurdering av faunaen. Som eksempel kan enkelte arter på stasjoner med uforstyrret miljø opptre i høye individtall og dermed resultere i nedsatt diversitet. Dette gjelder bl.a. flerbørstemarkene *Euchone* sp., *Galathowenia oculata* og *Owenia* sp. Disse har vist seg å variere mye både i tid og rom uavhengig av nivåer av organisk anrikning/forurensning i sedimentet eller nærhet til petroleumsaktivitet i det aktuelle området. Nettopp de samme artene gjør for øvrig klassifiseringen i kystovervåking vanskelig i enkelte tilfeller. Akvaplan-nivas metode har blitt kritisert for å være noe subjektiv siden den ikke er basert på et konkret tall med tilhørende klassifisering. Den krever høy kompetanse og god innsikt i artenes økologi, men en totalvurdering basert på faglig skjønn blir samtidig mer robust enn kun å benytte indeksverdier.

En endring i fordelingen av taksonomiske grupper synes også å kunne være et signal på påvirkning fra nettopp miljøgifter. Mens organisk anrikning typisk gir en dominans av flerbørstemark, er det mulig at denne gruppen er mer sårbare når det kommer til miljøgifter (se for eksempel McLusky m.fl., 1986; Oug m. fl., 1998; Trannum m. fl., 2004). Også pigghuder kan synes å være mer sårbare mht. nettopp slik påvirkning (Rygg, 1985a; Oug m.fl., 1998; Olsgard, 1999). Det er likevel for tidlig å trekke noen klar konklusjon her, og i alle gruppene vil det finnes både sensitive og tolerante arter, slik at en slik tilnærming ikke anses å ha noe potensiale enda mht. overvåking av effekt av miljøgifter på bunnfauna.

Selv om mange av responsene på høye miljøgiftkonsentrasjoner er godt klarlagt og beskrevet, er det altså ikke enkelt å lage en spesifikk indikator mht. en slik påvirkning. Oug (2013) foreslo at spesifikke indekser for miljøgifter kan utvikles, men det vil kreve tilgang på data fra flere geografiske områder som fortrinnsvis bør kompletteres med eksperimenter (mesokosm) for kontrollert påvirkning på et eller flere kjente faunasamfunn. Slik kan sensitivetsverdier beregnes for ulike arter og brukes til å utvikle en miljøgiftspesifikk variant av ISI-indeksen (dvs. «ISI-PAH», «ISI-TBT», «ISI-Cu» osv.). AMBI var som nevnt over ansett å ha dårligst samsvar med miljøgifter, men ISI anses bedre egnet i så måte. Utvikling av slike indekser kan baseres på eksisterende data.

En annen tilnærming kan være å utvikle nye indekser på grunnlag av feltbaserte fordelingsmønstre («species sensitivity distributions» - SSD-analyser). Også her kan erfaringen fra offshore-virksomheten trekkes inn. Her benyttes Environmental Impact Factor (EIF); en indikator for å kunne modellere potensielle effekter av et utslipp. Denne baserer seg igjen på PEC/PNEC-forholdet, hvor PEC= «Predicted effect concentration» og PNEC = «Predicted No Effect Concentration». PEC er konsentrasjonen i miljøet, som opp mot PNEC angir risikofaktoren. Jo høyere PEC/PNEC er, jo større er risikoen for negative effekter, og PEC/PNEC<1 tilsier at det ikke er noen risiko. PNEC er altså konsentrasjonen av en miljøgift som definerer grensen for hvor det ikke er ansett å være noen negative effekter i økosystemet, og denne verdien blir ofte brukt i risikovurderinger. For å komme frem til PNEC-verdiene, kan det benyttes data fra toksisitetstester med enkeltarter, hvor man kan benytte sikkerhetsfaktorer («assessment factors») ut fra datagrunnlaget som er tilgjengelig. Alternativt kan man bruke feltdata og derivere «species sensitivity distributions» ut fra disse. I denne sammenhengen er det slike sensitivetskurver som er det relevante, ikke modellering av risiko. Her brukes artslistene koplet til målte miljøgiftkonsentrasjoner, hvorpå man får ut en sensitivetskurve basert på artsfordelingene. Fra denne kurven kan man finne terskelverdien for effekter (PNEC-verdien) som er definert som at 95 % av artene i økosystemet ikke påvirkes, dvs. 5 % er akseptert påvirket. Dette betyr her at 5 % av artene blir borte, mens 95 % er tilstede og beskyttes. Dette anses å beskytte økosystemet tilstrekkelig. I tillegg til denne verdien kan man også trekke ut verdien som tilsvarer at 50 % av artene er påvirket. Man kan også se for seg at man langs denne kurven kan sette flere slike grenser og definere klassegrenser langs en slik akse. Det foreligger for eksempel slike statistiske analyser av sensitivetsfordeling for blant arter av bløtbnunnsfauna fra den norske kontinentalsokkelen for PAH og en rekke metaller (Leung m. fl., 2005; Bjørgesæter m.fl., 2009). Fordelen ved slike verdier er at feltdata sikrer «økologisk relevans», dvs. at det er basert på artene som jo finnes i økosystemet fremfor typiske «økotoks-arter». Videre sikres det at artene har vært eksponert for miljøgiften i det reelle miljøet, at artene har vært eksponert over lang tid, at også rekrutteringssuksess tas høyde for og at biologiske interaksjoner er inkludert. Ulempen kan være at det ofte kan være vanskelig å få data hvor det ikke er en gradient av flere miljøgifter eller andre faktorer samtidig, og at man må være varsom med å konkludere med årsaks-/virkningsforhold. Siden miljøgifter, i alle fall metaller, ofte er mer biotilgjengelige i et grovkornet enn et finkornet sediment, kan man vha. samme metodikk også differensiere mellom ulike substrat.

Som et eksempel fra bruk av SSD-kurver mht. effekt av miljøgifter som metaller og PAH-er, fremkom det at den vanlig forekommende slangestjernen *Amphiura filiformis* var en av de mest sensitive artene ovenfor slik påvirkning generelt (Bjørgesæter m.fl., 2009). Også Rygg (1985b) fant at arten var relativt sårbar ovenfor forurensning. Denne arten har samtidig en lav ISI-verdi (dvs. ansett som noe tolerant), og kan ofte finnes i høye tettheter under lettere organisk beriking og fysisk forstyrrelse. Nettopp denne arten er funksjonelt viktig, og har blitt karakterisert som en nøkkelart (for eksempel

O'Connor m. fl., 1983; O'Reilly m.fl., 2006). Det er modellert at arten har en uproporsjonal innflytelse på funksjonen til bløtbunnssamfunn, og at funksjonen kan «kollapse» når denne arten forsvinner (Solan m.fl., 2004). Når det kommer til miljøgifter, kan den altså være mer sårbar enn det sensitivetsverdien tilsier. Dette viser at artene kan respondere ulikt ovenfor miljøgifter enn øvrig forstyrrelse, og at et universelt indeksapparat neppe vil kunne utviklet. Videre viser dette hvor viktig det er å ha fokus på samfunnenes funksjon og ikke bare struktur.

Det kan også være mulig å bruke multivariat statistikk som et ledd i å finne grenseverdier. "Mowing Window Modelling" (MWM) har blitt brukt til å finne grenseverdier på samme måte som over, men hvor man bruker variasjonen i et multivariat datasett som grunnlag (Grung m. fl., 2005). Her har man også delt inn datasett ut fra ulike kornstørrelseskategorier. Fordelen er at man lettere kan finne effekten av én enkelt miljøgift når den opptrer sammen med andre stoffer.

Som nevnt over (kapittel 6) benyttes funksjonelle analyser (traitsanalyser) i økende grad for å kunne relatere den funksjonelle sammensetningen til miljøvariabler. Slike analyser er også svært relevant mht. studier av effekter av miljøgifter. Her er det trofisk nivå og hva artene lever av som særlig synes å vise en respons. Generelt er rovlevende arter av de mest tolerante artene ovenfor forurensning (for eksempel Pearson og Rosenberg, 1978), hvilket også gjelder miljøgifter. I en studie vedrørende PAH fant for eksempel Oug m. fl. (1998) at rovlevende arter utgjorde 15-20 % av artene ved lave PAH-konsentrasjoner, men over 50 % ved høye konsentrasjoner. Detritusspisende arter ble derimot redusert. De funksjonelle responsene inntraff før artsantallet eller diversitetsindeksene responderte. Også mht. kobber synes rovlevende arter å være mer tolerante (Rygg, 1985a). Sist nevnes at rovlevende arter var den eneste fødegruppen som ikke ble signifikant påvirket av gruveavgangspartikler i et eksperiment med gruveavgang fra Hustadmarmor (Trannum m. fl., 2018). De rovlevende artene blir for det første ikke direkte eksponert for miljøgifter gjennom maten, og dernest er de ofte mer mobile og kan flytte seg inn og ut av ugunstige miljøer.

Det vil være mulig å systematiske kartlegge økologiske funksjoner som er typiske for fauna i forurensede sedimenter, og om funksjoner varierer med typen av forurensning (metaller, organiske miljøgifter, gruveavgang) og hva som skiller dette fra organisk belastning. Her kan det brukes data for bunnfauna fra sterkt forurensede fjorder (f.eks. indre Oslofjord, Sandefjordsfjorden, Grenlandsfjordene, Kristiansandsfjorden, Sørfjorden i Hardanger, Årdalsfjorden, Sunndalsfjorden som er i NIVAs database, pluss et utvalg fjorder fra andre geografiske områder), og egenskaper kan hentes fra NIVAs database over artsegenskaper som p.t. inneholder egenskapsdata for mer enn 500 arter, samt tilgjengelige internasjonale databaser. Nettopp fordi analysene synes å gi et «tidligere signal» om påvirkning enn de tradisjonelle metodene, er det spesielt interessant å følge opp. Andelen rovlevende arter kan kanskje være et utgangspunkt. Det er som nevnt over økende fokus på funksjonelle analyser innenfor forskningsøyemed både her i landet og internasjonalt, og vi antar at det kun er et spørsmål om tid før slike analyser mer rutinemessig vil inngå i overvåking.

Ovennevnte diskusjon belyser hvor komplisert effekten av forstyrrelser ofte kan være, og at det er vanskelig å finne et klassifiseringsverktøy som i samtlige tilfeller gir et reelt bilde på tilstanden. I så måte er det svært viktig at det gis rom for å bruke faglig skjønn når tilstanden skal bedømmes. I dagens veileder er dette formulert som følger:

De ulike indeksene gir en objektiv måte å bedømme miljøtilstanden til et område, og tilstandsklassen som gis av indeksene skal alltid presenteres i rapporten. Av og til kan det midlertid oppstå tilfeller

hvor indeksene gir et resultat som etter faglig skjønn er feil. I slike tilfeller kan en ekspertvurdering legges til som en observasjon til resultatene. En ekspertvurdering er subjektiv og gir mulighet for diskusjon. Det er derfor viktig å dokumentere hva man bygger vurderingene sine på. Ekspertvurderingen bør underbygges ved å referere til tidligere rapporter fra området eller vitenskapelig litteratur.

Her bør det vurderes hvorvidt faglig skjønn skal kunne brukes til å endre selve tilstanden, ikke bare legge til en vurdering som en observasjon. Det er nEQR-verdien som legges inn i Vannmiljø og som brukes for å klassifisere vannforekomstens tilstand, mens den faglige vurderingen således ikke benyttes utover selve rapporten. Vi foreslår altså at man i særskilte tilfeller og under forutsetning av tilstrekkelig dokumentasjon kan nedjustere eller oppjustere nEQR-verdien. En slik vurdering må baseres på inntrykket av faunaen og av sedimentforholdene for øvrig (slik som lukt, farge, beskaffenhet, observasjoner av olje og søppel mm). Det kan også være mulig å kunne bruke en ekstern komité for å sikre en ekstern fagfelle vurdering i slike tilfeller. Dette har vært diskutert i møte på Miljødirektoratet i forbindelse med revisjon av veilederen tidligere.

8 Diskusjon og anbefalinger

8.1 De nye sensitivitetsverdiene

Det er ikke uvanlig at tilstandsklassifiseringen til ISI avviker noe fra de øvrige indeksene ved undersøkelser av bløtbunnsfauna. Dette skyldes dels at ISI i motsetning til de andre indeksene ikke tar hensyn til antall individer av hver art, kun om arten er tilstede eller ikke. Dette vil gi en vektning av de mer sjeldne (og kanskje mer sensitive) artene, siden en art som kun er representert med ett individ vil telle like mye som en svært tallrik art. For AMBI (som inngår i NQI1) og NSI vil derimot de tallrike artene (ofte opportunistiske eller tolerante) ha stor betydning for resultatene og de mindre tallrike mindre betydning. Den andre årsaken til at ISI kan skille seg litt ut er måten artenes sensitivitetsverdier er beregnet på. Artenes sensitivitetsverdier til ISI beregnes som et gjennomsnitt av ES100-verdien til de fem grabbprøvene med lavest ES100 som arten er registrert i. Sensitivitetsverdien gjenspeiler altså de «verste» forholdene (lav artsdiversitet ≈ dårlige miljøforhold) en art kan klare seg under.

Siden sensitivitetsverdiene til ISI er beregnet på grunnlag av kun fem grabbprøver for hver art, gjør dette at sensitivitetsverdiene er litt sårbare for mer eller mindre tilfeldige registreringer i datasettet. Vi ser derfor større avvik mellom 2012 og 2018 for sensitivitetsverdiene til ISI enn til NSI. Sensitivitetsverdiene for ISI er gjennomgående en del lavere i 2018 sammenlignet med 2012, mens for NSI er sensitivitetsverdiene mer like. Grenseverdiene for tilstandsklassene er blitt justert etter de nye predikerte naturtilstandsverdiene, slik at eventuelle forskjeller i tilstandsklassifisering mellom ISI/NSI2012 og ISI/NSI2018 vil skyldes at langt flere arter har fått tilegnet sensitivitetsverdier i 2018, mens en rekke overordnede grupper ikke lenger inngår i beregningen av sensitivitetsindeksene.

Til tross for at ISI kan gi noe avvikende resultater i enkelte tilfeller, mener vi det likevel er gode grunner til å beholde indeksen som en del av klassifiseringssystemet for bløtbunnsfauna. Indeksen gir i større grad informasjon om tilstedeværelse av sensitive arter enn de andre indeksene, og har vist seg å ha minst like god eller bedre forklaringsgrad i modellering av naturtilstandsverdi sammenlignet med de andre indeksene (Pedersen m.fl. 2016 og Tabell 8). Ved fremtidige revisjoner av sensitivitetsverdiene bør det imidlertid vurderes å inkludere flere enn fem grabbprøver for å redusere effekten av tilfeldige artsregistreringer.

8.2 Predikerte naturtilstandsverdier

De predikerte naturtilstandsverdiene for ISI2018 ligger en god del lavere enn for ISI2012 (fra Pedersen m.fl. 2016). Dette antas å primært skyldes at artenes sensitivitetsverdier som inngår i beregningen er lavere fordi datasettet er større (se delkapittel 4.4). Det kan heller ikke utelukkes at noe av forskjellen kan skyldes at datasettet fra 2018 ikke er identisk med datasettet som ble brukt i Pedersen m.fl. (2016). Forskjellen i datasettene som ble benyttet i analysene av naturtilstandsverdier er likevel ikke så stor, siden hovedvekten av de nye dataene som ble lagt til ikke inneholdt miljøvariable tilknyttet grabbprøvene, og derfor ble ekskludert før analysene. Dette gjelder alle data fra Vannmiljø. Nyere data fra NIVA (2015-2018) som ble lagt til hadde alle tilknyttede miljøvariable.

Grenseverdiene for tilstandsklassene er justert på grunnlag av forskjellen mellom naturtilstandsverdiene i 2012 og 2018. Grenseverdiene for ISI2018 er nå en del lavere enn

grenseverdiene for ISI2012 siden de predikerte naturtilstandsverdiene er lavere. For NSI er forskjellene mindre. Vi anbefaler at både ISI2018 og NSI2018 testes ut med nye grenseverdiene på relevante datasett for å se hvordan resultatene slår ut før de eventuelt tas i bruk. Dette for å sikre at verken ISI2012 og ISI2018 konsekvent klassifiserer dårligere eller bedre ISI2012 og NSI 2012. Her kan det også nevnes at ISI2018 hadde lavere forklaringsgrad i modellen enn ISI2012, mens NSI2018 hadde noe høyere forklaringsgrad enn NSI2012. Det kan likevel være at ISI2018 klassifiserer den økologiske tilstanden «riktigere» enn ISI2012 siden det er inkludert flere arter (og flere overordnede grupper er fjernet).

De predikerte naturtilstandsverdiene for antall arter per grabbprøve varierer mellom 57 og 61 for Skagerrak vanntype 1-3, Nordsjøen og Norskehavet, og noe lavere for Skagerrak vanntype 5 og Barentshavet (henholdsvis 40 og 42). Antall arter er det enkleste målet på artsrikhet, og kan være svært informativt. I noen tilfeller kan antall arter også gi et bedre bilde på tilstanden enn diversitetsindeksen Shannon, som påvirkes av antall individer av hver art. F.eks. kan en prøve med få arter og få individer (arts- og individfattig fauna) få «svært god» tilstand. Artstallet hadde også god forklaringsgrad i analysene av naturtilstandsverdier.

Det totale antallet individer i en prøve varierer derimot svært mye uten en klar sammenheng med miljøtilstanden, og individtall fikk en lav forklaringsgrad i analysene av naturtilstandsverdier. Man burde derfor være varsom med å knytte for stor betydning til de predikerte naturtilstandsverdiene for individtall. Det kan likevel være interessant å sammenligne de ulike regiongruppene med hverandre. Skagerrak vanntype 5 og Barentshavet har de laveste predikerte individtallene på henholdsvis 102 og 139 individer. Skagerrak vanntype 1-3 og Nordsjøen 1 og 2 ligger noe over med predikerte individtall på 168. Nordsjøen vanntype 3-5 og Norskehavet har de høyeste predikerte individtallene på henholdsvis 240 og 299.

8.3 Vurdering av arter som mangler økologisk gruppe i AMBI

Utgangspunktet for ønsket om en vurdering av de artene som mangler økologisk gruppe i AMBI var en antagelse om at dette gjelder mange arter som er vanlige i norske farvann. Vi skulle derfor identifisere «vanlig forekommende arter i Norge eller nordlige arter», og vurdere om disse kan inngå som et norsk supplement til AMBI-artslista, hvor de vurderes etter de samme prinsippene og tilegnes en økologisk gruppe etter ekspertvurdering.

Av opprinnelige 2588 taksa i datasettet ble 1798 taksa ekskludert på grunnlag av at de var registrert i færre enn 50 grabbprøver av det totale datasettet på 8793 grabbprøver (< 0,6 %). De ekskluderte artene kan trolig anses som relativt sjeldne i Norge siden de sjeldent blir registrert i norske faunaundersøkelser. Vi antar derfor at alle «vanlig forekommende arter» vil være å finne blant de resterende artene (i utgangspunktet 790 arter som ble redusert til 588 etter manuell gjennomgang, se delkapittel 4.2). Å identifisere «nordlige arter» er ikke like lett. I teorien kan det være nordlige arter blant de taksa som er ekskludert fordi de er registrert i færre enn 50 grabbprøver, dvs. arter som kun er registrert i de nordlige områdene. I teorien kan det altså være «nordlige arter» som ikke er med i artslista som er lokalt viktige og som nå mangler sensitivetsverdi og muligens også økologisk gruppe i AMBI. Vi tror imidlertid at sannsynligheten er stor for at de fleste nordlige arter allerede er inkludert blant de artene som er med i artslista, og anså det ikke hensiktsmessig å forsøke å identifisere nordlige arter blant de ekskluderte taksa.

Av de 588 taksa som fikk tilegnet nye sensitivetsverdier i 2018 var det kun 34 taksa som manglet

økologisk gruppe i AMBI (Tabell 4). Det er altså slett ikke mange «vanlig forekommende arter» som mangler økologisk gruppe i AMBI. Enkelte av artene som mangler økologisk gruppe i AMBI er imidlertid funnet i et relativt høyt antall prøver og /eller forekommer med høye individmengder (Tabell 4). To av artene (flerbørstemarken *Prionospio plumosa* og *Boudemos ardabilia*) er også viktige indikatorer på organisk belastning, og i områder hvor disse artene opptrer (f.eks. ved akvakultur) vil tilstandsklassifiseringen av NQ11 påvirkes ved at disse artene mangler økologisk gruppe i AMBI. Tilstanden iht. NQ11 vil trolig fremstå bedre enn den egentlig er.

Vi vil likevel ikke anbefale å utvikle et norsk supplement til AMBI-lista. Det er flere grunner til det:

- Det er ikke mange vanlig forekommende arter som mangler økologisk gruppe i AMBI
- Det er ingen definerte kriterier som ligger til grunn for å tilegne artene til de ulike økologiske gruppene
- Klassifiseringssystemet for bløtbunnsfauna i Norge har i tillegg til NQ11 (hvor AMBI inngår) to andre sensitivitetsindekser. Selv om artene mangler økologisk gruppe i AMBI vil de inngå i NSI og ISI.
- Vi er enige med forskerne bak AMBI i at det vil skape en uoversiktlig situasjon med mange nasjonalt eller lokalt tilpassede AMBI-indekser.
- NQ11 er interkalibrert, og det vil skape komplikasjoner mht. interkalibreringen å innføre en lokal AMBI-indeks som en parameter i NQ11.

Vi vil heller anbefale å sende innspill til Azti Tecnalia og be om at artene i Tabell 4 blir inkludert i den offisielle artslista til AMBI.

8.4 Klimaets påvirkning på bløtbunnsfauna

Klima kan ha både direkte og indirekte effekter på bløtbunnsfauna. Artssammensetningen kan påvirkes direkte av et endret klima på grunn av økt havtemperatur f.eks. ved at sørlige arter trekker nordover, og indirekte for eksempel gjennom økt sedimentasjon av materiale fra land, økt lagdeling i vannmassene og reduksjon av oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet. Den rutinemessige overvåkingen av bløtbunnsfauna har til hovedhensikt å fange opp effekter av eutrofi og organisk belastning, og det kan være vanskelig å identifisere tydelige årsakssammenhenger knyttet til klima siden mange ulike påvirkningsfaktorer vil ha den samme effekten. Man kan likevel øke klimarelevansen i overvåkingen med ganske enkle grep, slik det også ble skissert i Frigstad (2017). Følgende foreslås:

- Analysere flere sedimentparametere for å få bedre informasjon om opphavet til det organiske materialet.
- Sikre at de hydrografiske stasjonene er plassert i nærheten av stasjonene for bløtbunn og hardbunn, slik at man kan koble observerte endringer i vannmassene til observerte endringer i biologi (dose-respons forhold).
- Plassere stasjoner langs en land-hav gradient, gjerne langs en fjord, for å kunne studere hvordan endring i avrenning og tilførsler av næringssalter og partikler til kystområdene påvirker biologien. Man kunne vurdert å ha 1-3 studieområder langs Norskekysten med fokus på å øke kunnskapen om land-hav interaksjoner, og koblet dette med data fra Elvetilførselsprogrammet.

En «klimaindikator» for bløtbunn vil ikke foreligge i nær fremtid, og det er heller ikke sikkert at det er den mest hensiktsmessige måten å fange opp effekter av klimaendringer på bløtbunnsfauna. Det er en kompleks problemstilling som krever gode data og omfattende analyser. En god tilnærming kunne

vært å studere klimaeffekten mer grundig over lengre intervaller, f.eks. i en fem- eller tiårsrapport. En slik rapport kunne inkludert data fra en lengre tidsperiode, og kunne bl.a. omfattet:

- Statistiske analyser for å finne korrelasjoner mellom miljøvariabler og biologien. Slike analyser kan gjøres både med indeksene (univariate metoder) og artssammensetningen (multivariate metoder). Miljøvariablene kan være data fra hydrografien, men også for eksempel NAO-indeksen og elvetilførsler. For eksempel har vi vha. slike metoder som nevnt over avdekket at en høyere NAO (dvs. varmere år) var assosiert med færre antall arter på bløtbunn i Skagerrak det påfølgende året. Videre har vi sett at mengden suspendert materiale, som igjen kan koples til økt avrenning, synes å være styrende for bløtbunnsfaunaen i kystnære områder i Skagerrak (Trannum m.fl., 2018). Tilsvarende analyse kunne blitt foretatt for samtlige ØKOKYST delprogram, eksempelvis i en mer omfattende rapportering på slutten av programperioden.
- Funksjonelle analyser (egenskapsanalyser) som kan belyse hvorvidt det er spesielle økologiske funksjoner som endres som følge av et endret klima, eksempelvis knyttet til fødeinntak, gravedyp, reproduksjon, størrelse og alder.

8.5 Miljøgifter og bløtbunnsfauna

Effekten av forstyrrelser på bløtbunnsfauna kan være komplisert og det kan være vanskelig å finne et klassifiseringsverktøy som gir et reelt bilde på tilstanden ved alle påvirkningsfaktorer. Det synes åpenbart at indekser som er utviklet for å fange opp effekter av eutrofi og organisk belastning ofte ikke er egnet til å fange opp effekter av miljøgifter eller andre forstyrrelser som gruveavgang eller oksygenvinn. Det er også sannsynlig at ulike miljøgifter har ulik effekt på bløtbunnsfauna, og at potensielle klassifiseringsverktøy må spisses mot de ulike stoffene. Vi har foreslått følgende tilnæringer som eventuelt kan følges opp:

- Oug (2013) foreslo at sensitivetsverdier beregnes for ulike arter og brukes til å utvikle en miljøgiftspesifikk variant av ISI-indeksen (dvs. «ISI-PAH», «ISI-TBT», «ISI-Cu» osv.).
- Funksjonelle analyser (egenskapsanalyser) kan relatere den funksjonelle sammensetningen hos fauna til ulike miljøvariabler. Analysene kan systematisk kartlegge økologiske funksjoner som er typiske for fauna i forurensede sedimenter, og om funksjoner varierer med typen av forurensning (metaller, organiske miljøgifter, gruveavgang) og hva som skiller dette fra organisk belastning.
- Faglig skjønn kan brukes til å justere selve tilstandsklassifiseringen, og ikke bare legge til en ekspertvurdering som observasjon.

Overvåking av bløtbunnsfauna i forbindelse med petroleumsvirksomhet har allerede utviklet metodikk knyttet til å vurdere effekter av miljøgifter. Det kan synes som mest hensiktsmessig å høste erfaring fra denne overvåkingsaktiviteten og eventuelt tilpasse metodikken til kystovervåkingen. Vi forelår å se nærmere på følgende metoder:

- utvikle nye indekser på grunnlag av feltbaserte fordelingsmønstre («species sensitivity distributions» - SSD-analyser). Artslister koplet til målte miljøgiftkonsentrasjoner gir sensitivetskurver basert på artsfordelingene, og fra denne kurven kan man finne terskelverdien for effekter.
- Multivariat statistikk som f.eks. "Mowing Window Modelling" (MWM) kan bruke variasjonen i et multivariat datasett som grunnlag for å finne grenseverdier for ulike miljøgifter.

9 Referanser

- Bjørgesæter, A., Kwok, K.W.H., Leung, K.M.Y, Lui, G.C.S., Gray, J.S., Shin, P.K.S., Lam, P.K.S., 2008. Integration of quantile regression and field-based species sensitivity distributions in derivation of sediment quality guidelines: a case study on the Norwegian Continental Shelf. 34 pp. In Environmental effects of oil and gas exploration on the benthic fauna of the Norwegian Continental Shelf. An analysis using the OLF-database (Bjørgesæter, A.). PhD-thesis 2008.
- Blake, J.A. 2009. Redescription of *Capitella capitata* (Fabricius) from West Greenland and designation of a neotype (Polychaeta, Capitellidae). *Zoosymposia*, 2: 55-80.
- Borja, A., Franco, J., Perez, V. 2000. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Mar. Pollut. Bull.* 40:1100–1114.
- Borja, A., Muxika, I. 2005. Guidelines for the use of AMBI (AZTI's Marine Biotic Index) in the assessment of the benthic ecological quality. *Mar. Pollut. Bull.* 50:787-789.
- Frid, CLJ, Garwood, PR, Robinson, LA, 2009. Observing change in a North Sea benthic system: A 33 year time series. *J. Mar. Syst.* 77:227-236.
- Frigstad, H., Trannum, H. C., Andersen, G. S., Kristiansen, T., Norli, M., Gitmark, J.K., Kaste, Ø., Løvoll, G., Eikrem, W., 2017. Klima-overblikk: Sammenstilling av klimarelevante resultater fra utvalgte overvåkingsprogram i kystsonen. NIVA-rapport 7214-2017. 63 s. + vedlegg.
- Frigstad, H., Andersen, G.S., Trannum, H.C., Naustvoll, L.-J., Kaste, Ø., Hjermann, D.Ø., 2018. Synthesis of climate relevant results from selected monitoring programs in the coastal zone. Part 2: Quantitative analyses. Miljødirektoratet rapport M-1220|2018. 54 s. + vedlegg.
- Gillett m.fl., 2015. Effect of ecological group classification schemes on performance of the AMBI benthic index in US coastal waters. *Ecological Indicators* 50: 99–107.
- Grung, B., Brakstad, F., Birkely, S.R., 2005. NOEC Field validation part II: the Mowing Window Approach. ERMS Report no. 14/MUST Report no. RTD05 F05005. 64 s.
- Hagberg, J., Tunberg, B.G., Wieking, G., Kröncke, I., Belgrano, A., 2004. Effects of climate on benthic communities. In: Stenseth, N., Ottersen, G., Hurrell, J.W., Belgrano, A. (Eds.), *Marine Ecosystems and Climate Variation. The North Atlantic: A Comparative Perspective*. Oxford Univ Press, pp. 115–121.
- Hurlbert, S.H. 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology* 52:577-586.
- Iversen, P.E, Lind, M.J., Ersvik, M., Rønning, I., Skaare, B.B., Green, A.M.V., Bakke, T., Lichtenthaler, R., Klungsoyr, J., Hylland, K. 2015. Retningslinjer for miljøovervåking av petroleumsvirksomheten til havs. Miljødirektoratets rapportserie M-300.

Johansen, Per-Otto; Isaksen, Trond Einar; Bye-Ingebrigtsen, Einar; Haave, Marte; Dahlgren, Thomas Gunnar; Kvalø, Stian Ervik; Greenacre, Michael; Durand, Dominique Denis F.; Rapp, Hans Tore 2018. Temporal changes in benthic macrofauna on the west coast of Norway resulting from human activities. *Marine Pollution Bulletin* 128: 483-495.

Josefson, A.B., 1990. Increase in benthic biomass in the Skagerrak-Kattegat during the 1970s and 1980s - effects of organic enrichment? *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 66, 117–130.

Josefson, A.B., Hansen, J, 2003. Soft bottom macrobenthos. I Nutrients and Eutrophication in Danish Marine Waters. A Challenge for Science and Management. S. 76-79. I G. Ærtebjerg, J.H. Andersen, O. Schou Hansen. National Environmental Research Institute.

Kröncke I, Reiss H, Eggleton JD, Bergman MJN and others (2011) Changes in North Sea macrofauna communities and species distribution between 1986 and 2000. *Estuar Coast Shelf Sci* 94: 1–15
Lohrer AM, Thrush SF, Gibbs MM. 2004. Bioturbators enhance ecosystem function through complex biogeochemical interactions. *Nature* 431:1092-1095.

Leung, K.M.Y., Bjørgesæter, A., Gray, J.S., Li, W.K., Lui, C.S.G., Wang, Y., Lam, P.K.S., 2005. Deriving sediment quality guidelines from field-based species sensitivity distribution. *Environ Sci Technol* 39:5148–5156

McLusky, D.S., Bryant, V., Campell, R., 1986. The effects of temperature and salinity on the toxicity of heavy metals to marine and estuarine invertebrates. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 24: 481-520.

Molvær, J., 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorden og kystfarvann. SFT-veiledning nr. 97:03

Narayanaswamy BE, Renaud PE, Duineveld GCA, Berge J, Lavaleye MSS, et al. (2010) Biodiversity Trends along the Western European Margin. *PLoS ONE* 5(12): e14295.
doi:10.1371/journal.pone.0014295.

NS-EN ISO 16665:2013. Vannundersøkelse. Retningslinjer for kvantitativ prøvetaking og prøvebehandling av marin bløtbunnsfauna (ISO 16665:2014), 33 s.

NS 9410:2016. Norsk standard for miljøovervåking av bunnpåvirkning fra marine akvakulturanlegg.

Nygren A, Parapar J, Pons J, Meißner K, Bakken T, Kongsrud JA, et al. 2018. A megacryptic species complex hidden among one of the most common annelids in the North East Atlantic. *PLoS ONE* 13(6): e0198356.

O'Connor, B., Bowmer, T., Grehan, A., 1983. Long-term assessment of the population dynamics of *Amphiura filiformis* (Echinodermata: Ophiuroidea) in Galway Bay (west coast of Ireland). *Mar. Biol.* 75, 279–286.

O'Reilly, R., Kennedy, R., Patterson, A., 2006. Destruction of conspecific bioturbation structures by *Amphiura filiformis* (Ophiuroidea): evidence from luminophore tracers and *in situ* time-lapse sediment-profile imagery. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 315, 99–111.

Olsgard, F., 1999. Effects of copper contamination on recolonisation of subtidal marine soft sediments – an experimental field study. *Mar. Pollut. Bull* 38. 448-462.

- Okuda, S., 1937. Spioniform polychaetes from Japan. *Journal of the Faculty of Science, Hokkaido University, Ser. 6, Zoology*, 5(3): 217-254.
- Oug, E., Næs, K., Rygg, B., 1998. Relationship between soft bottom macrofauna and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) from smelter discharge in Norwegian fjords and coastal waters. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 173:39-52.
- Oug, E., 2013. Klassifisering av miljøtilstand i industrifjorder. Hvor godt samsvarer miljøgifter og bløtbunnsfauna? Miljødirektoratets rapportserie M-75.
- Pearson, T., and Rosenberg, T., 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the environment. *Oceanogr. Mar. Biol. A. Rev.* 16: 229-311
- Pedersen, A., Alve, E., Alvestad, T., Borgersen, G., Dolven, J.K., Gundersen, H., Hess, S., Kutti, T., Rygg, B., Velvin, R., Vedal, J., 2016. Bløtbunnsfauna som indikator for miljøtilstand i kystvann. Miljødirektoratets rapportserie M-633.
- Reid, P.C., Valdés, L. 2011. ICES status report on climate change in the North Atlantic. ICES Cooperative Research Report No. 310. 262 s.
- Reiss H., Meybohm K, Kröncke I. 2006. Cold winter effects on benthic macrofauna communities in near- and offshore regions of the North Sea. *Helgol. Mar. Res.* 60: 224-238.
- Rygg, B., 1985a. Effect of Sediment Copper on Benthic Fauna. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 25(1):83-89. Doi: 10.3354/meps025083.
- Rygg, B., 1985b. Distribution of species along pollution-induced diversity gradients in benthic communities in Norwegian fjords. *Mar. Pollut. Bull.* 12, 469–474.
- Rygg, B. og Thélín, I., 1993. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorden og kystfarvann. Kortversjon. SFT-veiledning nr. 93:02.
- Rygg, B. 2002. Indicator species for assessing benthic ecological quality in marine waters of Norway. NIVA-rapport 4548-2002.
- Rygg, B. 2006. Developing indices for quality-status classification of marine soft-bottom fauna in Norway. NIVA-rapport 5208-2006. 33 s.
- Rygg, B., Norling, K., 2013. Norwegian Sensitivity Index (NSI) for marine macroinvertebrates, and an update of Indicator Species Index (ISI). Norwegian Institute for Water Research. Report 6475-2013. 46 pp.
- Rygg, B. 2014. DI (density index). Density of marine macroinvertebrates as indicator of environmental status. NIVA-rapport 6654-2014.
- Salen-Picard, C., Darnaude, A., Arlhac, D., Harmelin-Vivien, M., 2002. Fluctuations of macrobenthic populations: a link between climate-driven river run-off and sole fishery yields in the Gulf of Lions. *Oecologia* 133, 380–388

Shannon, C.E., Weaver, W.W. 1963. The mathematical theory of communication. University of Illinois Press. 117 s.

Solan, M., Cardinale, B.J., Downing, A.L., Engelhardt, K.A.M., Ruesink, J.L. and Srivastava, D.S., 2004. Extinction and ecosystem function in the marine benthos. *Science* 306: 1177-1180.

Tranum, H.C., Olsgaard, F., Skei, J.M., Indrehus, J., Øverås, S. and Eriksen, J., 2004. Effects of copper, cadmium and contaminated harbour sediments on recolonisation of soft-bottom communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 310: 87-114.

Tranum, H.C., Gundersen, H., Oug, E., Rygg, B., Norderhaug, K.M., 2018. Soft bottom benthos and responses to climate variation and eutrophication in Skagerrak. *Journal of Sea Research* 141: 83-98.

Tranum, H.C., Schaanning, M.T., Johansen, J.T., Gundersen, H., Escudero, C., 2018. Effects of submarine mine tailings on macrobenthic community structure and ecosystem processes. *Science of The Total Environment* 630: 189-20217. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.207>

Tunberg, B.G., Nelson, W.G., 1998. Do climatic oscillations influence cyclical patterns of soft bottom macrobenthic communities on the Swedish west coast? *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 170, 85-94.

Vannforskriften (2006) (<https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446?q=vannforskriften>)

Veileder 01:2009. Klassifisering av miljøtilstand i vann: Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver. Direktoratgruppen for gjennomføringen av vannforskriften 2009.

Veileder 02:2013: Klassifisering av miljøtilstand i vann: Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Direktoratgruppen for gjennomføringen av vannforskriften 2013.

Veileder 02:2018: Klassifisering av miljøtilstand i vann: Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Direktoratgruppen for gjennomføringen av vannforskriften. Direktoratgruppen for gjennomføringen av vannforskriften 2018.

Wiklund H. Glover, A. G., Johannesen, P. J. and Dahlgren, T. G. (2009), Cryptic speciation at organic-rich marine habitats: a new bacteriovore annelid from whale-fall and fish farms in the North-East Atlantic. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 155: 774-785.

Wood, S.N. 2006. Generalized additive models: an introduction with R. London: Taylor & Francis, CRC Press, 384 s. ISBN, 978-7-58488-474-3.

Wood, S.N. 2011. Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models. *J. Roy. Stat. Soc. B.* 73, 3-36.

Zuur, A., Ieno, E.N., Walker, N., Saveliev, A.A., Smith, G.M. 2009. Mixed effects models and extensions in ecology with R. Springer, 574 s.

Vedlegg A.

Alle arter som har tilknyttet sensitivitetsverdier. ES100avg fra 2012 og 2018 benyttes for beregning av henholdsvis NSI2012 og NSI2018, mens ES100min5 benyttes for beregning av henholdsvis ISI2012 og ISI2018. AMBI økologisk gruppe benyttes i beregningen av AMBI-indeksen som inngår som en parameter i NQI1 (**OBS! Dette er ikke en utfyllende liste over alle arter som er tilordnet en økologisk gruppe i AMBI-systemet, kun de artene som også har en ES100avg eller ES100min5-verdi.** For den komplette lista over arter som har tilordnet en økologisk gruppe i AMBI se <http://ambi.azti.es/ambi/>).

Takson_navn	ES100avg 2018	ES100min5 2018	ES100avg 2012	ES100min5 2012	AMBI EG
Abra alba	21,69	3,71	19,55	3,82	3
Abra longicallus	26,18	8,28	22,99	9,40	3
Abra nitida	23,11	4,27	21,96	5,84	3
Abra prismatica	31,03	14,39	32,08	25,72	1
Abyssoninoe hibernica	29,04	9,14	31,74	12,55	1
Abyssoninoe scopa	29,05	10,36	29,10	10,89	1
Acanthocardia echinata	26,72	12,66	26,11	14,54	1
Acidostoma obesum	25,83	15,03	33,33	21,31	1
Acteon tornatilis	29,10	14,95	27,62	16,90	1
Actiniaria			32,17	18,98	2
Adontorhina similis	29,11	9,65			
Aglaophamus malmgreni	21,98	10,75	23,28	14,29	2
Aglaophamus pulcher	26,54	11,58	23,94	12,06	2
Alvania testae	36,61	24,88	37,33	24,88	1
Amaeana trilobata	28,99	7,63	27,42	10,04	1
Amage auricula	31,56	13,23	28,51	14,67	1
Ampelisca	31,11		29,54	5,02	1
Ampelisca aequicornis	30,89	13,30	30,43	13,59	1
Ampelisca brevicornis	26,39	12,61	24,80	13,36	1
Ampelisca diadema	32,22	18,66			2
Ampelisca eschrichtii	33,86	22,69			1
Ampelisca gibba	37,20	17,21	33,72	17,26	1
Ampelisca macrocephala	35,29	17,06	31,57	21,80	1
Ampelisca tenuicornis	27,39	10,34	28,65	11,47	1
Ampelisca typica	26,00	10,49	21,43	15,88	1
Ampharete	28,70	9,15	27,82	9,76	
Ampharete borealis	19,88	8,44	20,67	13,30	2
Ampharete falcata	27,74	9,84	29,85	11,08	2
Ampharete finmarchica	33,10	12,15	25,55	12,10	1
Ampharete lindstroemi	29,64	11,63			1
Ampharete octocirrata	30,81	5,46	28,08	8,51	2

NIVA 7366-2019

Takson_navn	ES100avg 2018	ES100min5 2018	ES100avg 2012	ES100min5 2012	AMBI EG
Ampharetidae			30,90	8,88	
Amphicteis gunneri	26,51	5,55	20,97	5,60	3
Amphictene auricoma	27,72	4,76	27,08	9,97	1
Amphilepis norvegica	28,78	8,57	27,32	10,66	1
Amphipholis squamata	31,97	7,91	27,60	11,70	1
Amphipoda			27,13	7,18	
Amphitrite cirrata	32,58	12,34	19,27	13,80	1
Amphiura	24,39	7,63	21,29	9,70	2
Amphiura chiajei	28,41	6,24	27,26	7,65	2
Amphiura filiformis	23,30	7,62	22,96	7,80	2
Amythasides macroglossus	35,21	8,61	32,83	11,01	1
Anatoma crispata	35,25	19,53			
Anobothrus gracilis	26,74	3,93	23,41	5,37	3
Anobothrus laubieri	32,55	12,73	30,74	14,17	1
Antalis entalis	33,10	7,00	30,66	11,62	1
Antalis occidentalis	29,75	14,19	30,00	17,60	1
Anthozoa			28,22	8,09	2
Aonides paucibranchiata	31,23	4,98	33,22	15,80	3
Aphelochaeta	25,36		25,32	9,68	4
Aphelochaeta marioni	24,27	7,48	21,18	7,60	4
Aphelochaeta mcintoshii	25,23	18,34	29,97	19,97	4
Aphrodita aculeata	29,73	8,89	28,54	11,35	1
Aphroditidae			27,02	9,73	
Apistobranchnus tenuis	30,58	19,00			1
Apistobranchnus tullbergi	25,98	10,52	26,41	11,36	1
Aporrhais pespelecani	27,10	10,37			1
Apseudes spinosus	33,06	13,74	27,84	18,81	1
Arctica islandica	24,37	6,80	22,35	8,10	3
Arenicola marina	15,53	2,23			3
Ariadnaria borealis	40,52	26,04			0
Aricidea	29,67	10,94	30,89	12,22	
Aricidea (Acmira) catherinae	30,69	9,77	32,50	16,16	2
Aricidea (Acmira) cerrutii	32,07	15,36			1
Aricidea (Strelzovia) quadrilobata	29,64	11,24			1
Aricidea (Strelzovia) suecica	24,38	9,00	31,24	12,62	1
Arrhis phyllonyx	25,45	9,42	26,19	10,46	3
Artacama proboscidea	22,37	10,51	23,59	10,51	1
Asciacea			28,12	8,47	3
Astacilla dilatata	37,93	24,26	39,90	24,97	2
Astarte	33,31				1
Astarte crenata	31,71	13,17			1

NIVA 7366-2019

Takson_navn	ES100avg 2018	ES100min5 2018	ES100avg 2012	ES100min5 2012	AMBI EG
Astarte elliptica	33,82	9,75	32,38	12,52	1
Astarte montagui	32,24	8,80	30,97	12,00	1
Astarte sulcata	33,03	5,39	30,38	13,07	1
Asterias rubens	25,57	7,18	22,41	9,24	3
Asteroidea			20,60	6,41	1
Asterope mariae			29,31	17,00	1
Astropecten irregularis			28,06	15,10	1
Augeneria tentaculata	30,38	11,89	31,97	14,57	
Aurospio banyulensis	31,24	10,06	30,23	14,39	4
Axinulus croulinensis	34,00	13,50	30,29	14,97	1
Bathyarca glacialis	27,09	13,95			1
Bathyarca pectunculoides	33,27	11,63	33,51	20,65	1
Bathymedon longimanus	25,85	10,83	24,67	10,75	2
Bathymedon saussurei	23,69	13,01	24,08	13,01	2
Bivalvia			28,41	8,11	
Bodotria scorpioides			28,78	18,04	1
Boreochiton ruber	30,00	19,09			1
Boudemos ardabilia	6,83	5,17			
Brachydiastylis resima	29,64	11,50	24,91	12,87	2
Brada			26,22	15,16	1
Brada villosa	26,68	7,72	24,68	9,27	1
Brisaster fragilis	27,24	10,88	21,68	13,03	3
Brissopsis lyrifera	26,33	8,69	26,63	8,83	1
Byblis crassicornis	41,84	30,05	36,55	29,33	
Byblis gaimardii	32,18	13,62			1
Bylgides elegans	26,00	11,76			1
Bylgides sarsi	20,83	10,02	21,68	10,91	1
Caeconyx caeculus			24,25	14,77	2
Calathura norvegica			43,91	37,65	1
Callianassa	32,70	19,30	30,59	19,30	3
Calocarides coronatus	27,63	13,18	27,37	17,21	2
Calocaris macandreae	29,88	9,42	26,90	9,42	2
Campylaspis costata	31,64	12,88	31,24	16,53	2
Capitella			20,92	10,86	5
Capitella capitata kompleks	5,45	1,16	6,98	1,58	5
Capitellidae			21,00	8,56	5
Caprella			20,33	9,75	2
Cardiidae			24,21	16,16	3
Cardiomya costellata	35,46	18,67	34,89	21,83	1
Caudofoveata			26,89	6,43	
Caulleriella			20,46	6,07	

NIVA 7366-2019

Takson_navn	ES100avg 2018	ES100min5 2018	ES100avg 2012	ES100min5 2012	AMBI EG
<i>Caulleriella bioculata</i>	27,29	3,38			4
<i>Caulleriella serrata</i>	24,08	15,21	20,53	15,21	3
<i>Ceratocephale loveni</i>	22,49	5,39	22,89	7,65	2
<i>Cerianthus lloydii</i>	24,63	2,34	20,52	4,73	1
<i>Chaetoderma</i>			26,79	8,64	2
<i>Chaetoderma nitidulum</i>	28,71	8,26	23,45	9,11	2
<i>Chaetognatha</i>			24,39	12,78	
<i>Chaetoparia nilssoni</i>	29,05	13,65	26,19	14,07	2
<i>Chaetopterus variopedatus</i>	32,85	11,95	30,14	16,14	1
<i>Chaetozone</i>			18,86	10,98	4
<i>Chaetozone jubata</i>	26,34	13,07			4
<i>Chaetozone setosa</i>	17,35	1,97	14,46	3,47	4
<i>Chaetozone zetlandica</i>	22,15	11,73			4
<i>Chamelea gallina</i>			21,75	13,95	1
<i>Chamelea striatula</i>	24,76	11,37	27,81	12,77	1
<i>Cheirocratus</i>			28,31	9,55	1
<i>Cheirocratus sundevallii</i>	28,65	12,09	27,92	17,76	1
<i>Chiridota laevis</i>	29,22	20,16			
<i>Chirimia biceps</i>	30,64	11,35	26,16	14,65	2
<i>Chirimia biceps biceps</i>			27,92	12,25	2
<i>Chone</i>	33,81		27,72	9,00	2
<i>Chone duneri</i>	32,83	7,51	28,85	7,51	2
<i>Chone filicaudata</i>	32,90	17,15			2
<i>Chone infundibuliformis</i>			24,19	9,78	2
<i>Chone paucibranchiata</i>	38,93	17,88			
<i>Cirratulidae</i>			12,86	6,52	4
<i>Cirratulus</i>			27,40	19,37	4
<i>Cirratulus cirratus</i>	17,36	2,22	13,65	4,54	4
<i>Cirriformia tentaculata</i>	19,87	5,57			4
<i>Cistenides hyperborea</i>	22,71	7,96	19,21	12,94	1
<i>Clausinella fasciata</i>			28,33	14,11	1
<i>Clymenura</i>			30,44	19,53	3
<i>Clymenura borealis</i>	30,91	13,14	33,19	24,08	3
<i>Cochlodesma praetenuae</i>	31,14	20,17			0
<i>Corbula gibba</i>	21,09	2,82	16,14	3,70	4
<i>Corophium</i>	29,72	3,99	22,80	9,05	3
<i>Cossura longocirrata</i>	14,95	5,72	15,69	5,72	4
<i>Crenella decussata</i>	30,11	8,28	31,00	21,74	1
<i>Cryptonatica affinis</i>	30,56	14,19			2
<i>Ctenodiscus crispatus</i>	20,02	9,07	20,30	10,72	1
<i>Cumacea</i>			27,45	15,68	1

NIVA 7366-2019

Takson_navn	ES100avg 2018	ES100min5 2018	ES100avg 2012	ES100min5 2012	AMBI EG
Cuspidaria	29,90				1
Cuspidaria cuspidata	29,10	14,36	27,03	14,69	1
Cuspidaria lamellosa	35,29	18,35			1
Cuspidaria obesa	27,02	8,63	25,27	11,19	1
Cuspidaria rostrata	31,58	13,47	29,42	14,36	1
Cylichna alba	29,26	8,94	28,26	12,84	2
Cylichna cylindracea	27,98	4,02	27,25	9,87	2
Cylindroleberis mariae	30,47	17,00			
Dacrydium vitreum	27,90	11,21	27,61	17,11	1
Dasybranchus caducus	24,79	8,99			3
Decapod larver			24,05	10,40	
Decapoda			21,59	11,81	
Delectopecten vitreus	22,70	8,85	18,86	11,10	3
Desmosomatidae			31,81	24,86	
Diaphana minuta	28,12	11,68			1
Diastylidae			29,90	13,95	
Diastylis			29,20	9,54	1
Diastylis cornuta	30,36	4,22	28,70	9,36	1
Diastylis lucifera	15,90	3,90	18,91	5,29	3
Diastylis rathkei	16,05	5,70	13,40	6,33	3
Diastylis rostrata	20,93	8,60	21,12	8,45	3
Diastylis scorpioides	31,26	13,30			1
Diastylodes biplicatus	30,01	5,34	28,94	10,08	1
Diastylodes serratus	26,79	5,45	25,43	10,44	1
Diplocirrus glaucus	27,57	3,77	26,89	7,98	1
Diplocirrus longisetosus	35,34	17,83			1
Dipolydora caulleryi	16,46	5,54	8,17	4,95	4
Dipolydora coeca	31,78	11,97	35,12	16,74	4
Dipolydora quadrilobata	24,32	5,25			4
Dipolydora socialis	23,29	6,85	20,13	7,50	4
Discoconchoecia elegans			21,32	13,95	3
Ditrupa arietina	32,57	12,32			1
Dodecaceria concharum	23,33	7,07			4
Dorvilleidae			22,16	9,69	0
Dosinia exoleta			31,24	24,01	1
Dosinia lupinus	26,92	13,84	21,62	13,08	1
Drilonereis filum	25,61	8,83	24,19	9,98	2
Echinocardium	26,51		22,46	14,45	0
Echinocardium cordatum	24,09	5,36	25,02	8,88	1
Echinocardium flavescens	28,22	6,85	29,08	10,19	2
Echinocucumis hispida	38,08	20,41	36,36	24,32	1

NIVA 7366-2019

Takson_navn	ES100avg 2018	ES100min5 2018	ES100avg 2012	ES100min5 2012	AMBI EG
<i>Echinocyamus pusillus</i>	33,28	12,11	32,01	14,05	1
Echinoidea			29,20	14,06	1
Echiuroidea			26,36	14,33	2
<i>Echiurus echiurus</i>	20,30	12,02			2
<i>Eclysippe vanelli</i>	33,82	10,26	29,64	10,69	1
Edwardsia	24,79		23,22	7,79	2
<i>Edwardsia danica</i>	22,74	12,26	24,07	12,26	2
<i>Edwardsia longicornis</i>	26,45	10,09	24,55	10,09	2
<i>Edwardsia tuberculata</i>			27,43	18,78	2
Edwardsiidae			24,42	8,62	2
<i>Ennucula corticata</i>	32,85	14,46			2
<i>Ennucula delphinodonta</i>			24,33	13,94	2
<i>Ennucula tenuis</i>	23,81	5,34	23,54	5,66	2
<i>Entalina tetragona</i>	30,72	7,77	29,30	14,00	1
<i>Erichthonius rubricornis</i>			34,71	23,16	1
<i>Eriopisa elongata</i>	26,51	5,53	25,15	10,36	1
Erycinacea			26,82	12,19	
Eteone			18,80	4,66	3
<i>Eteone flava</i>			16,30	6,18	3
<i>Eteone flava/longa</i>	21,71	6,27			3
<i>Eteone longa</i>			17,02	4,72	3
Euchone			23,43	5,36	2
<i>Euchone analis</i>	34,62	17,96			2
<i>Euchone papillosa</i>	18,31	8,14	19,05	10,44	2
<i>Euchone southerni</i>	36,03	16,02			2
Euclymene	30,23	14,67	27,42	13,71	0
<i>Euclymene droebachiensis</i>	29,95	13,58			3
<i>Euclymene lindrothi</i>	31,54	16,76			
Euclymeninae			27,88	9,69	3
Eudorella			28,22	16,03	0
<i>Eudorella emarginata</i>	24,14	8,64	22,66	8,69	2
<i>Eudorella hirsuta</i>	26,35	16,02	25,55	16,02	2
<i>Eudorella truncatula</i>	28,06	11,09	26,12	11,36	1
<i>Eudorellopsis deformis</i>			28,90	15,73	0/1
<i>Eugerdia tenuimana</i>			31,92	19,42	1
<i>Eulalia mustela</i>	32,16	15,92			2
<i>Eulalia tjalfiensis</i>	31,48	17,91			
<i>Eulalia viridis</i>	35,44	19,43			2
<i>Eulima bilineata</i>	37,55	14,39			1
Eulimidae	33,09	12,75			
Eumida			31,12	12,20	2

NIVA 7366-2019

Takson_navn	ES100avg 2018	ES100min5 2018	ES100avg 2012	ES100min5 2012	AMBI EG
Eumida bahusiensis	30,13	6,83	29,49	15,71	2
Eumida ockelmanni	35,19	13,31			2
Eumida sanguinea	33,75	12,06			2
Eunereis elittoralis	28,00	6,61			2
Eunereis longissima	22,82	6,61	22,00	7,51	3
Eunice pennata	34,51	10,77	36,38	23,16	2
Eunoe nodosa			23,43	14,31	2
Eupolymnia nebulosa	32,13	4,73	23,22	8,58	3
Eupolymnia nesidensis	35,50	8,15	31,42	11,53	3
Eurycope cornuta	23,79	13,94	24,52	14,17	1
Euspira montagui	30,00	3,04	26,22	10,38	2
Euspira nitida	26,09	3,31	24,27	8,08	2
Euspira pallida	29,20	7,66	24,47	12,37	2
Euspira pulchella	27,85	11,56			
Exogone			25,15	8,75	2
Exogone naidina	30,88	8,87	27,71	14,39	2
Exogone verugera	30,22	5,22	27,72	9,06	2
Fabriciinae			21,71	9,70	
Fabulina fabula	24,49	7,20			1
Falcidens crossotus	35,03	15,22			1
Flabelligera affinis	32,60	11,63	32,04	14,48	2
Flabelligeridae			23,62	8,90	
Galathea strigosa			32,80	17,59	1
Galathowenia fragilis	32,69	14,84	35,47	25,78	3
Galathowenia oculata	21,66	2,49	20,69	5,25	3
Gammaropsis sophiae	19,86	8,03	20,96	6,80	1
Gammarus	5,91	2,60			1
Gari fervensis	31,07	20,26			1
Gastropoda			30,47	14,00	
Gattyana amondseni	27,83	11,15			3
Gattyana cirrhosa	27,62	5,19	27,24	5,92	3
Genaxinus eumyrius	25,97	15,48	29,70	19,10	2
Gibbula tumida	34,76	20,24			1
Glycera			23,82	7,13	2
Glycera alba	23,43	2,13	23,30	3,42	4
Glycera capitata	32,39	7,07	29,20	9,01	2
Glycera lapidum	29,85	2,91	28,54	8,01	2
Glycera unicornis	29,57	7,80	27,78	8,52	2
Glycinde nordmanni	28,61	8,41	28,72	8,41	2
Glyphanostomum pallescens	30,18	11,25			1
Glyphohesione klatti	24,41	7,25	24,14	9,29	2

NIVA 7366-2019

Takson_navn	ES100avg 2018	ES100min5 2018	ES100avg 2012	ES100min5 2012	AMBI EG
Gnathia	32,27	13,67	31,83	19,08	1
Gnathia maxillaris	31,23	14,42	29,74	15,41	1
Gnathia oxyuraea	33,30	13,52	29,83	15,48	1
Golfingia			27,38	9,10	1
Golfingia (Golfingia) margaritacea	22,99	13,94	26,84	14,28	1
Golfingia (Golfingia) vulgaris vulgaris	32,87	17,94			1
Golfingia minuta			26,87	13,01	1
Goniada			17,97	10,57	2
Goniada maculata	26,72	3,07	25,50	4,66	2
Goniadella bobrezkii			35,21	18,60	2
Gyptis rosea	27,78	6,94	25,95	7,47	1
Haliella stenostoma	28,39	14,58	26,37	17,05	1
Haploops setosa	35,62	18,75	36,88	24,30	3
Haploops tubicola	26,70	13,77	28,06	14,26	3
Harmothoe	30,74		24,54	4,95	2
Harmothoe fragilis	36,27	13,10			2
Harmothoe imbricata	25,53	14,00			2
Harmothoe impar	34,02	12,07			2
Harmothoe mariannae	30,04	15,49			
Harpinia	27,83		23,03	11,27	1
Harpinia antennaria	30,63	17,47	27,75	19,57	1
Harpinia crenulata	27,06	14,03	29,45	15,41	1
Harpinia pectinata	26,76	11,94	28,60	12,72	1
Harpinia propinqua	26,05	15,45			1
Hauchiella tribullata	35,45	21,39	29,65	27,72	1
Hemichordata			29,78	17,67	0
Hemilamprops roseus	32,41	11,39	34,14	26,86	2
Hermania scabra	24,79	6,09	24,20	8,00	2
Hesionidae			24,52	8,18	
Heteranomia squamula	35,82	12,23			1
Heteroclymene robusta	35,01	19,00	33,44	25,71	5
Heteromastus			18,31	6,44	4
Heteromastus filiformis	19,67	2,13	18,47	3,76	4
Hiatella arctica			30,32	7,18	1
Hilbigneris gracilis	28,90	7,83	28,42	7,83	2
Hippomedon denticulatus	33,02	16,57	32,85	14,39	1
Hippomedon propinquus			24,10	17,21	1
Holothuroidea			27,67	16,47	1
Hyalia vitrea	26,17	9,95	25,65	11,90	1
Hyalinoecia tubicola	32,96	15,73			2
Hyas coarctatus	34,13	8,76			1

NIVA 7366-2019

Takson_navn	ES100avg 2018	ES100min5 2018	ES100avg 2012	ES100min5 2012	AMBI EG
Hydroides norvegica	35,53	4,16	33,40	13,45	3
Hydrozoa			25,92	10,09	1
Hypereteone foliosa	26,22	15,75			3
Idotea	4,30	2,06			2
Ilyarachna longicornis	27,43	15,73	27,56	16,27	1
Iothia fulva	37,06	25,19			
Irregularia			31,61	11,67	
Ischnomesus bispinosus	34,00	19,41	30,65	22,29	1
Ischyrocerus megacheir			35,90	19,03	1
Isocirrus planiceps	33,17	20,74			0
Isopoda			32,26	19,29	
Janira maculosa	36,99	8,69	40,58	32,27	1
Jasmineira			23,76	6,53	2
Jasmineira candela	31,36	12,46			2
Jasmineira caudata	29,19	7,97	23,86	9,85	2
Kefersteinia cirrhata			25,72	9,77	2
Kellia suborbicularis	33,75	18,18			1
Kelliella abyssicola	29,00	18,74			1
Kelliella miliaris	24,74	6,90	20,83	10,95	1
Kophobelemnion stelliferum			25,94	15,96	1
Kurtiella bidentata	17,82	3,05	14,32	4,43	3
Kurtiella tumidula	28,72	9,85	27,95	18,98	3
Labidoplax buskii	28,63	5,00	25,54	6,74	1
Laetmatophilus tuberculatus			28,82	17,82	1
Laetmonice filicornis	31,61	15,38			2
Lagis koreni	20,66	2,27	16,26	3,63	4
Lamispina falcata	29,64	7,16			1
Lanassa nordenskioldi	35,35	14,82			
Lanassa venusta	27,82	9,70	27,15	10,99	1
Lanice conchilega	32,46	19,44			2
Laona quadrata	23,77	10,11	23,29	9,60	2
Laonice			30,00	14,46	3
Laonice bahusiensis	34,19	13,72	34,03	25,19	3
Laonice cirrata	33,03	10,02	29,55	10,24	2
Laonice sarsi	29,99	7,15	33,66	23,49	3
Laonome kroyeri	20,45	10,32			2
Laphania boeckii	28,41	12,30	26,20	14,76	2
Leaena ebranchiata	33,42	14,38			1
Leitoscoloplos mammosus	15,98	9,84			4
Lepeta caeca	36,36	17,97			1
Leptanthura tenuis			28,40	22,08	1

NIVA 7366-2019

Takson_navn	ES100avg 2018	ES100min5 2018	ES100avg 2012	ES100min5 2012	AMBI EG
Leptaxinus minutus	23,02	12,14			
Leptochiton asellus			33,07	16,30	1
Leptopentacta elongata	27,01	13,45	27,22	13,45	1
Leptophoxus falcatus	27,88	16,00	25,76	16,32	2
Leptostylis	33,21	13,53	28,91	16,23	2
Leptostylis longimana	30,00	14,61	29,89	17,55	2
Leptostylis villosa			29,38	22,71	2
Leptosynapta	30,26		26,91	7,83	1
Leptosynapta bergensis	28,40	14,46			1
Leptosynapta decaria	35,09	17,45			1
Leptosynapta inhaerens	25,90	10,96			1
Leucon (Leucon) nasica	24,13	8,81	22,99	8,93	2
Leucothoe lilljeborgi	29,44	11,51	29,29	16,24	1
Levensenia gracilis	28,00	3,33	23,62	8,54	3
Liljeborgia fissicornis			30,08	22,37	1
Liljeborgia macronyx	28,10	14,59	26,28	14,63	1
Liljeborgia pallida	37,28	15,68	36,93	28,07	1
Limaria loscombi	37,00	23,61			1
Limatula	35,20	11,63			
Limatula gwyni	33,59	15,08	32,22	16,72	1
Limatula subauriculata			32,92	17,58	1
Limecola balthica			10,41	7,95	3
Liocarcinus depurator			30,47	16,12	1
Liocarcinus pusillus			27,49	14,38	1
Lipobranchius jeffreysii	27,65	4,56			3
Lucinoma borealis	28,88	2,16	28,21	6,16	1
Lumbriclymene cylindricauda	34,80	13,10			3
Lumbrineridae			23,81	17,03	
Lumbrineris	24,88		23,96	7,42	2
Lumbrineris aniara	28,43	13,30	28,01	13,31	2
Lumbrineris cingulata	27,64	12,70			2
Lumbrineris mixochaeta	18,59	9,28	16,19	11,66	2
Lyonsia norwegica	36,14	14,91			1
Lysianassidae	31,86	3,80	29,05	9,97	1
Lysilla loveni	29,84	14,81	30,80	16,68	2
Lysippe fragilis	38,69	17,74			1
Lysippe labiata	27,90	18,00	23,97	18,37	3
Macandrevia cranium	37,35	22,12			1
Macoma calcarea	21,11	3,21	17,38	4,92	2
Macrochaeta			21,14	8,48	2
Macrochaeta clavicornis	29,19	7,21	30,36	14,51	2

NIVA 7366-2019

Takson_navn	ES100avg 2018	ES100min5 2018	ES100avg 2012	ES100min5 2012	AMBI EG
Macrochaeta polyonyx	31,70	14,40			2
Macrocypris minna	29,38	13,45	33,00	14,25	1
Maera loveni			33,81	21,75	1
Magelona			30,15	20,24	1
Magelona alleni	30,02	13,27	26,94	15,08	1
Magelona minuta	27,55	11,55	24,60	12,31	1
Magelona papillicornis			26,34	19,55	1
Malacoceros fuliginosus			4,68	2,34	5
Malacoceros vulgaris	4,10	1,14			5
Maldane sarsi	19,74	5,10	18,03	5,61	2
Maldanidae			27,04	10,61	1
Malletia obtusa	24,01	16,53			1
Malmgrenia mcintoshii	34,12	14,10			2
Mediomastus			18,95	9,34	3
Mediomastus fragilis	18,51	2,88	12,21	5,27	3
Melinna albicincta	35,00	9,18			
Melinna cristata	24,91	6,92	24,89	7,10	3
Melinna elisabethae	32,36	10,10	23,94	13,01	3
Mendicula ferruginosa	30,91	8,39	27,74	8,70	2
Mendicula ockelmanni	26,82	15,06			
Mendicula pygmaea	23,89	10,44	23,79	10,41	1
Microclymene acirrata	27,23	13,87			1
Microdeutopus	29,66	9,05	27,82	12,69	1
Microphthalmus	9,39	3,03			2
Modiolula phaseolina	30,78	4,59	36,58	15,90	1
Modiolus			28,65	7,36	1
Modiolus modiolus	34,10	6,83	29,18	7,81	2
Monoculodes			33,01	17,12	1
Monoculodes packardii	20,23	10,43	23,14	11,35	1
Montacuta substriata			30,35	17,59	2
Musculus discors	32,06	11,56			1
Musculus niger	32,43	13,27	30,26	16,55	1
Mya			20,36	7,72	2
Mya arenaria	19,50	4,43	14,31	4,58	2
Mya truncata	25,97	7,61	22,23	14,42	2
Myriochele			26,28	9,42	3
Myriochele danielsseni	30,18	11,61			3
Myriochele heeri	25,99	9,49	19,44	12,23	3
Myriochele olgae	19,36	12,77			2
Myrtea spinifera	29,85	2,85	27,23	8,15	2
Mysia undata	27,93	14,49	26,19	15,18	1

NIVA 7366-2019

Takson_navn	ES100avg 2018	ES100min5 2018	ES100avg 2012	ES100min5 2012	AMBI EG
Mytilidae			20,24	10,71	
Mytilus edulis			13,72	6,69	3
Naineris quadricuspida	10,89	4,01			1
Natanolana borealis	34,86	11,02	34,57	16,81	2
Nebalia	15,58	3,07	8,13	9,40	5
Nebalia bipes	16,95	3,19	16,75	5,71	5
Nebalia borealis	13,03	3,00			
Nemertea	23,39	2,11	21,93	4,25	3
Neoamphitrite grayi	20,18	11,62	21,85	11,98	1
Neohela monstrosa	29,11	15,11	26,99	15,11	1
Neoleanira tetragona	22,73	8,24	20,73	8,56	2
Nephasoma (Nephasoma) minutum	27,53	9,31			1
Nephtys	28,13	7,91	25,18	6,71	2
Nephtys assimilis	26,31	6,95			2
Nephtys caeca	30,23	5,98	26,86	11,40	2
Nephtys ciliata	24,47	6,40	21,70	6,56	2
Nephtys cirrosa			25,58	16,59	2
Nephtys hombergii	27,95	8,59	26,29	7,98	2
Nephtys hystericis	29,88	7,34	26,16	9,09	2
Nephtys incisa	28,25	11,39	28,49	11,19	2
Nephtys kersivalensis	28,78	12,47			2
Nephtys longosetosa	29,83	7,25	26,68	12,44	2
Nephtys paradoxa	26,08	7,11	24,04	8,96	2
Nephtys pente	29,26	8,40			2
Nereimyra punctata	26,47	2,93	18,26	5,71	3
Nereimyra woodsholea	27,33	9,24			
Nereiphylla lutea	35,15	17,45			2
Nereis			5,43	3,25	3
Nereis pelagica	33,67	4,10			3
Nereis zonata	40,96	16,77			3
Nicippe tumida	32,80	11,39	30,99	13,29	1
Nicomache			33,55	17,69	2
Nicomache lumbricalis	32,16	10,45	26,34	14,88	2
Nothria conchylega	36,67	11,16	33,25	12,95	2
Nothria hyperborea	36,67	11,16			2
Notomastus latericeus	30,39	4,01	30,21	9,11	3
Notoproctus	34,93	19,02			2
Nototropis nordlandicus	37,14	13,03			
Nototropis vedlomensis	34,41	5,81	30,21	17,38	1
Nucula			24,07	13,09	1
Nucula hanleyi			22,14	17,15	1

NIVA 7366-2019

Takson_navn	ES100avg 2018	ES100min5 2018	ES100avg 2012	ES100min5 2012	AMBI EG
Nucula nitidosa	21,60	9,30	22,30	9,30	1
Nucula nucleus	29,70	10,44			1
Nucula sulcata	28,30	11,82	26,08	11,87	1
Nucula tumidula	27,36	6,97	27,11	11,24	1
Nucula turgida	26,22	12,76	25,70	12,76	1
Nuculana minuta	30,73	9,24	27,71	10,24	1
Nuculana pernula	31,68	10,21	23,36	11,93	1
Nudibranchia			22,47	10,03	
Octobranchus floriceps	35,90	23,39			2
Oediceropsis brevicornis	31,85	14,80			0
Oenopota	31,88	12,06			1
Oligochaeta	11,20	1,75	8,51	2,41	5
Onchnesoma squamatum	34,37	18,32	33,09	23,50	1
Onchnesoma steenstrupii steenstrupii	28,65	4,21	29,06	11,57	1
Ophelia limacina			32,40	21,97	1
Ophelina			22,29	6,95	0
Ophelina acuminata	23,71	4,40	23,71	6,87	3
Ophelina cylindricaudata	31,16	11,49	27,92	11,95	1
Ophelina minima	23,59	14,85	23,43	14,85	1
Ophelina modesta	20,76	9,62	21,25	10,97	3
Ophelina norvegica	23,99	10,70	23,94	10,67	1
Ophiacantha bidentata			32,81	25,72	2
Ophiocten affinis	27,02	5,78	22,11	9,75	2
Ophiocten sericeum			19,30	11,26	2
Ophiopholis aculeata	35,36	7,20	28,41	19,86	2
Ophiura	29,58	9,74	27,14	5,12	2
Ophiura (Dictenophiura) carnea	29,85	10,10			2
Ophiura albida	27,90	9,29	24,27	12,01	2
Ophiura ophiura	27,90	13,80			2
Ophiura robusta	32,27	11,04	27,21	14,23	2
Ophiura sarsii	30,88	10,08	23,12	10,08	2
Ophiurida			27,81	15,53	
Ophiuroidea			26,19	7,41	2
Ophryotrocha	9,84	1,93	14,11	7,50	4
Ophryotrocha puerilis			14,11	7,50	4
Orbinia sertulata	27,13	17,98	26,11	19,08	1
Ostracoda			24,69	11,57	0
Owenia borealis	27,36	3,72			
Owenia fusiformis	23,74	4,50	24,54	8,35	2
Owenia polaris	19,05	11,76			1
Oweniidae			18,84	8,70	0

NIVA 7366-2019

Takson_navn	ES100avg 2018	ES100min5 2018	ES100avg 2012	ES100min5 2012	AMBI EG
Oxydromus flexuosus	21,15	2,72	18,93	3,73	2
Paguridae			29,67	15,96	
Pagurus bernhardus			25,25	13,62	2
Palliolum tigerinum	37,52	20,51			1
Panningia hyndmani	38,12	18,09			1
Paradiopatra fiordica	27,35	7,79	22,73	10,72	1
Paradiopatra quadricuspis	30,34	11,15	30,08	11,72	1
Paradoneis	25,24				3
Paradoneis eliasoni	23,38	8,02	24,82	11,21	3
Paradoneis lyra	26,70	3,12	24,83	8,30	3
Paraedwardsia arenaria	27,99	8,90	20,72	12,08	2
Paramphinome jeffreysii	22,82	1,85	20,83	5,99	3
Paramphitrite birulai	34,12	19,01			1
Paramphitrite tetrabanchia	33,53	13,11	30,33	13,42	1
Paraonis	28,30				3
Paraonis fulgens	27,48	6,19	25,03	10,47	3
Paraphoxus oculatus	31,30	12,67	24,73	14,51	2
Pardalisca tenuipes	29,60	15,09	27,68	14,99	1
Parexogone hebes	31,20	3,79	31,56	14,99	2
Paroediceros propinquus	22,83	12,53			
Parvicardium exiguum			18,58	9,62	1
Parvicardium minimum	31,30	7,93	29,01	10,09	1
Parvicardium pinnulatum	30,10	8,25	20,70	10,47	1
Pectinaria			31,41	12,61	1
Pectinaria belgica	25,67	3,45	25,96	10,49	1
Pennatula phosphorea	30,70	20,24	28,52	20,82	1
Periculodes longimanus	23,37	11,40	25,06	16,98	2
Petaloproctus tenuis	36,56	13,46			2
Phascolion (Phascolion) strombus strombus	31,44	4,73			2
Phascolion strombi			26,76	10,15	
Phaxas pellucidus	26,01	6,27	24,26	9,49	1
Pherusa			26,22	12,93	1
Pherusa plumosa	26,08	6,26	20,95	9,50	3
Philine			23,42	9,49	2
Philine quadripartita	24,16	14,47	23,08	14,47	2
Philocheras bispinosus			25,75	14,57	1
Philomedes (Philomedes) lilljeborgi	29,20	11,31	25,54	11,24	2
Philomedes globosus	29,92	7,71	27,56	9,31	2
Phisidia aurea	36,88	18,46	32,78	18,39	1
Pholoe	25,96	4,50	25,64	7,16	2
Pholoe anoculata	30,88	13,49	28,55	13,49	1

NIVA 7366-2019

Takson_navn	ES100avg 2018	ES100min5 2018	ES100avg 2012	ES100min5 2012	AMBI EG
Pholoe assimilis	25,45	6,07	22,02	7,83	1
Pholoe baltica	26,44	2,29	21,28	5,51	1
Pholoe inornata	25,57	3,35	19,26	9,22	2
Pholoe minuta			23,02	3,86	2
Pholoe pallida	27,72	6,34	29,07	12,77	1
Phoronida	27,99				2
Phoronis	30,47		30,41	17,40	2
Phoronis muelleri	30,06	8,98	26,35	9,78	2
Phtisica marina	30,90	7,98	26,75	10,18	1
Phyllodoce			20,70	4,50	2
Phyllodoce groenlandica	24,52	2,53	21,79	3,47	4
Phyllodoce maculata	18,03	5,02	18,10	6,83	2
Phyllodoce mucosa	13,50	1,89	10,40	5,68	3
Phyllodoce rosea	26,30	7,12	27,50	8,34	2
Phyllodocidae			24,95	5,78	
Phyllodocinae			20,56	7,36	
Phylo norvegicus			24,33	9,53	1
Phylo norvegicus kompleks	22,34	7,77			1
Pilargis papillata	27,33	17,61	25,71	17,91	
Pisione remota	30,17	17,07	31,33	20,79	1
Pista cristata	28,55	9,61	26,97	9,14	1
Pista lornensis	27,57	6,64	26,23	6,05	1
Pista mediterranea	31,63	8,53			
Placostegus tridentatus	35,51	24,79			1
Platyhelminthes	28,38	8,27	27,64	9,81	2
Platynereis dumerilii	25,14	6,99	21,55	8,11	3
Podarkeopsis helgolandicus			23,82	16,25	2
Poecilochaetus serpens	34,64	15,29			1
Polychaeta			28,96	12,52	
Polycirrus	30,84		30,52	10,05	4
Polycirrus arcticus	31,21	16,33	23,05	17,97	
Polycirrus medusa	32,98	6,19	30,13	13,97	4
Polycirrus norvegicus	28,59	4,52	18,71	13,42	4
Polycirrus plumosus	29,02	7,48	26,54	9,34	4
Polydora			13,54	5,63	4
Polydora ciliata	7,63	2,67	6,95	2,86	4
Polynoidae			23,47	11,01	0
Polyphysia crassa	19,89	4,93	19,19	4,93	3
Polyplacophora			31,19	16,64	
Pontophilus norvegicus	28,63	14,66	24,67	14,61	1
Porifera			35,63	23,49	

NIVA 7366-2019

Takson_navn	ES100avg 2018	ES100min5 2018	ES100avg 2012	ES100min5 2012	AMBI EG
Potamilla neglecta	37,21	20,21			2
Praxillella affinis	30,46	9,13	29,35	17,49	3
Praxillella gracilis	23,10	8,93	18,68	13,49	3
Praxillella praetermissa	28,25	7,88	25,66	9,36	3
Praxillura longissima	34,72	16,08	34,25	22,50	3
Priapulus caudatus	22,66	5,54	21,50	6,56	3
Prionospio			21,95	8,54	0
Prionospio cirrifer	23,93	3,16	21,89	6,65	4
Prionospio dubia	29,30	10,22	27,80	19,09	2
Prionospio fallax	24,15	2,98	23,83	4,10	4
Prionospio multibranchiata	29,38	11,95	27,58	13,01	3
Prionospio plumosa	12,74	1,43			
Prionospio steenstrupi	10,25	1,90	23,82	11,16	4
Processa canaliculata			27,60	20,72	1
Proclea graffii	26,68	8,90	24,28	9,64	1
Proclea malmgreni			26,53	17,71	
Prosobranchia			29,01	10,15	
Protodorvillea kefersteini	22,44	2,50	15,99	4,02	2
Protomedeia fasciata	30,76	7,89	16,95	12,97	2
Protomystides exigua	31,90	9,95			2
Psamathe fusca	30,30	5,02			2
Pseudamussium peslutrae	27,66	13,36	28,60	15,87	2
Pseudomystides limbata	34,41	17,79			2
Pseudopolydora			11,91	5,26	4
Pseudopolydora aff. paucibranchiata	20,09	2,85	17,80	8,55	4
Pseudopolydora antennata	22,89	3,94	20,33	6,44	4
Pseudopolydora pulchra	23,51	4,97	11,61	9,88	4
Pseudosphyrapus anomalus	30,94	20,45	27,41	20,45	3
Pseudothyone raphanus	35,97	15,52			1
Psolus	39,91	22,31			2
Pulsellum lofotense	31,81	13,07			1
Puncturella noachina	38,60	16,08			1
Pycnogonida			28,65	12,00	2
Raricirrus beryli	15,75	4,90	15,06	6,23	0
Regularia			36,13	27,97	
Retusa umbilicata	28,31	7,78	14,30	11,58	2
Rhodine			28,18	13,82	2
Rhodine gracilior	29,89	10,56	29,16	12,09	1
Rhodine loveni	28,10	8,09	26,68	9,37	2
Sabella pavonina	30,16	11,21			1
Sabellidae			24,56	5,42	1

NIVA 7366-2019

Takson_navn	ES100avg 2018	ES100min5 2018	ES100avg 2012	ES100min5 2012	AMBI EG
Samytha sexcirrata	34,41	11,48	32,28	12,56	1
Sarsinebalia typhlops	29,53	11,87			2
Scalibregma inflatum	21,93	2,57	21,61	5,43	3
Scalibregmatidae			27,49	14,69	
Scaphander punctostriatus			31,73	21,75	1
Scaphopoda			23,48	14,42	
Schistomeringos	29,30	8,81	29,66	12,30	2
Scolecipis	27,77		28,12	10,63	3
Scolecipis (Parascolecipis) tridentata	25,97	10,47	23,07	9,66	3
Scolecipis (Scolecipis) foliosa	30,34	12,23	29,51	14,38	3
Scolecipis (Scolecipis) squamata			28,60	18,37	3
Scolecipis korsuni	28,16	9,98	28,58	19,75	3
Scoletoma fragilis	26,19	7,37	23,41	7,37	2
Scoloplos acutus	29,25	10,79			1
Scoloplos armiger	21,89	1,91	19,94	6,34	3
Scutopus ventrolineatus	30,10	7,14	24,32	13,86	1
Siboglinidae	29,89	10,34	30,23	15,58	1
Sige fusigera	28,12	3,81	20,39	8,70	3
Similipecten similis	36,30	11,44	34,55	23,59	1
Siphonodentalium lobatum	23,75	15,00			2
Sipuncula			23,57	8,51	1
Sosane sulcata	33,52	11,12	31,49	10,60	2
Sosane wahrbergi	27,85	8,78	25,94	8,44	2
Sosane wireni	34,03	9,24	31,29	9,93	1
Spatangus purpureus	32,16	14,52	31,67	16,63	1
Sphaerodoridium minutum	22,87	13,55			2
Sphaerodorum			24,95	15,71	2
Sphaerodorum gracilis	29,63	7,30	26,53	7,30	2
Sphaerosyllis hystrix	34,59	9,49	36,13	17,41	2
Spio armata	34,90	16,02			3
Spio decorata	33,08	12,09			3
Spio filicornis	20,53	3,48	19,97	8,14	3
Spio limicola	27,64	8,23			3
Spio sp.			23,22	11,31	
Spiochaetopterus bergensis	24,57	11,13			
Spiochaetopterus typicus	19,69	5,27	17,76	5,52	3
Spionidae			22,05	6,46	3
Spiophanes			30,11	17,22	3
Spiophanes bombyx	27,79	5,05	23,37	12,33	3
Spiophanes kroyeri	23,18	4,97	20,87	5,63	3
Spiophanes wigleyi	29,35	8,73	33,91	9,44	3

NIVA 7366-2019

Takson_navn	ES100avg 2018	ES100min5 2018	ES100avg 2012	ES100min5 2012	AMBI EG
<i>Spirobranchus triqueter</i>	34,65	14,71			2
<i>Spisula elliptica</i>	35,77	13,26			1
<i>Sthenelais</i>			29,10	13,88	2
<i>Sthenelais limicola</i>	31,69	9,77	30,55	21,91	2
<i>Streblosoma bairdi</i>	28,33	11,51	25,83	11,65	1
<i>Streblosoma intestinale</i>	34,30	9,81	32,06	13,04	1
<i>Strongylocentrotus droebachiensis</i>	28,49	8,50	35,51	21,47	1
<i>Stylatula elegans</i>	25,78	11,70	21,35	16,08	3
Syllidae			24,11	8,83	
<i>Syllides longocirratus</i>			34,53	21,06	2
<i>Syllidia armata</i>	28,32	9,67	24,82	11,12	2
<i>Syllis</i>			23,94	11,80	2
<i>Syllis armillaris</i>	36,88	5,15			2
<i>Syllis cornuta</i>	24,13	2,63			2
<i>Syllis variegata</i>	23,32	7,82	20,16	7,48	2
<i>Synchelidium haplocheles</i>	25,10	7,19	28,50	16,23	1
<i>Syrrhoe crenulata</i>	37,75	18,30			2
Tanaidacea			28,61	11,55	2
Tectibranchiata			17,85	10,93	
<i>Tellimya ferruginosa</i>	27,99	7,24	25,70	8,25	2
<i>Tellimya tenella</i>	26,24	9,51	26,92	10,98	2
Terebellidae			30,21	11,10	
<i>Terebellides stroemii</i> kompleks	28,10	6,29	25,86	7,63	2
Terebellinae			30,28	11,27	
<i>Tharyx</i>	22,97	6,54	21,64	7,55	4
<i>Tharyx killariensis</i>	26,20	5,30	25,03	12,18	4
<i>Thelepus cincinnatus</i>	32,07	8,11	31,15	14,76	2
<i>Themisto abyssorum</i>			22,42	12,85	3
<i>Therochaeta flabellata</i>	34,70	12,70			1
<i>Thracia</i>	31,03		26,97	12,56	1
<i>Thracia convexa</i>	27,10	11,06	28,18	12,42	1
<i>Thracia myopsis</i>	30,53	16,03			1
<i>Thracia phaseolina</i>	33,74	12,85			1
<i>Thracia villosiuscula</i>	33,74	19,53	27,25	18,91	1
<i>Thyasira</i>			19,63	6,23	2
<i>Thyasira aff. dunbari</i>	22,83	9,61			
<i>Thyasira equalis</i>	23,00	3,50	19,82	6,87	3
<i>Thyasira flexuosa</i>	24,33	2,88	21,33	6,29	3
<i>Thyasira gouldi</i>	24,73	5,01	18,61	12,18	1
<i>Thyasira granulosa</i>	14,90	10,63	15,40	10,63	4
<i>Thyasira obsoleta</i>	31,65	7,79	29,40	11,58	1

NIVA 7366-2019

Takson_navn	ES100avg 2018	ES100min5 2018	ES100avg 2012	ES100min5 2012	AMBI EG
Thyasira sarsii	19,43	1,66	14,18	4,14	3
Thyone fusus	37,96	18,25			1
Thysanocardia procera	30,80	15,44			1
Timoclea ovata	35,83	12,48	31,53	11,34	1
Tiron spiniferus	41,54	26,67			1
Tmetonyx cicada	35,04	16,74	36,22	15,53	1
Tomopteris (Johnstonella) helgolandica			23,60	14,92	2
Trichobranchus glacialis	32,61	10,55	30,37	16,88	2
Trichobranchus roseus	29,52	8,55	27,93	9,18	2
Tritia pygmaea			20,72	11,60	2
Tritia reticulata			18,53	9,29	2
Trochochaeta multisetosa	16,32	4,82	17,18	4,97	3
Tropidomya abbreviata	29,58	9,84	29,05	13,61	1
Tryphosites longipes	26,70	3,91	28,90	9,21	1
Tubificoides benedii	9,82	2,83			5
Turritella communis	28,69	14,05	27,19	16,20	2
Typosyllis cornuta			20,85	5,86	2
Ubestemt			28,18	13,86	
Unciola planipes	38,23	19,77			1
Urothoe elegans	38,95	18,54			1
Vargula norvegica	33,10	14,73	30,59	17,45	2
Vermiformis			26,09	8,40	
Verruca stroemia	13,61	9,21			1
Virgularia mirabilis	24,97	4,53	26,64	14,37	1
Westwoodilla caecula	29,71	3,17	28,00	10,09	2
Xenodice frauenfeldti			39,51	26,30	1
Yoldiella			27,70	12,74	1
Yoldiella frigida	25,38	12,35	20,12	12,35	1
Yoldiella lenticula	21,54	9,32	20,88	11,96	1
Yoldiella lucida	27,61	7,15	25,58	12,08	1
Yoldiella nana	25,54	9,57	22,17	11,32	1
Yoldiella philippiana	31,67	9,14	30,74	12,45	1
Yoldiella propinqua	25,29	14,85			
Yoldiella solidula	25,76	10,51			1
Zeppelina monostyla			14,57	9,82	4
Zoealarve			24,90	8,90	

Vedlegg B.

Kommentarer rundt enkelte artskomplekser eller arter med usikker status i Norge:

En indikatorart er en art eller artsgruppe som bl.a. gjennom sin tilstedeværelse, mangel på tilstedeværelse eller individtetthet kan fortelle om miljøforholdene i et økosystem eller mindre avgrenset område. For bløtbunnsfauna finnes det flere slike arter: i hovedsak svært tolerante eller opportunistiske arter som kan opptre med høye tettheter i områder med høy grad av organisk belastning. Tilstedeværelse av slike arter indikerer derfor at en lokalitet er eutrofi-påvirket eller utsatt for organisk belastning, og vil være viktig å ha med i beregning av sensitivitetsindeksene. Flere vanlige indikatorarter viser seg midlertid å være artskomplekser eller har andre taksonomiske utfordringer knyttet til seg. I det følgende vil noen av disse indikatorartene samt noen andre artskomplekser gjennomgås, og det gis forslag til hvordan de ulike gruppene burde håndteres med hensyn til navnssetting og bruk av sensitivitetsverdiene ved beregning av sensitivitetsindeksene.

***Capitella capitata* kompleks**

Flerbørstemarken *Capitella capitata* blir ofte referert til som en viktig økologisk indikator på grunn av dens høye tettheter i forurensede eller på annen måte forstyrrede områder. Denne arten er en av de aller mest tolerante og opportunistiske artene på bløtbunn, og en av de første artene som kan etablere seg etter store forstyrrelser (Pearson og Rosenberg, 1978). Arten er også blitt mye brukt som modellorganisme i økotoxikologiske studier. *Capitella capitata* (Fabricius, 1780) ble opprinnelig beskrevet fra Grønland, men den har senere blitt rapportert fra hele verden og blitt ansett som en kosmopolitisk art. I Norge har arten ofte blitt rapportert fra organisk belastede områder nær oppdrettsanlegg eller avløp. *Capitella capitata* viser seg midlertid å være et artskompleks og det er lite sannsynlig at den *Capitella* som vi finner nær oppdrettsanlegg og avløp i Norge er av arten *capitata*, som har typelokalitet i littoralsonen på Vest-Grønland. *Capitella capitata* (Fabricius, 1780) ble rebeskrevet i 2009 og det ble konkludert med at den er en arktisk art med utbredelse begrenset til arktiske strøk (Blake 2009).

I artslistene i Rygg og Norling (2013) står både *Capitella capitata* (sensitivitetsklasse/økologisk gruppe V) og *Capitella* sp. (sensitivitetsklasse/økologisk gruppe III). I de nye beregningene av sensitivitetsverdiene får midlertid *Capitella* sp. sensitivitetsverdier som er nærmere de til *Capitella capitata* og dermed samme sensitivitetsklasse (V). Dette kan tyde på at i det utvidede datasettet som er brukt for de nye beregningene er artsregistreringer av «indikator-arten *Capitella capitata*» registrert som *Capitella* sp. Inntil artskomplekset er ytterligere utredet for de norske artene anbefales det å rapportere under betegnelsen "*Capitella capitata* kompleks" for artskomplekset og tildele sensitivitetsverdiene for *Capitella capitata*. I de nye artslistene med sensitivitetsverdier som presenteres i denne rapporten vil taksonet stå som "*Capitella capitata* kompleks".

Pseudopolydora* aff. *paucibranchiata

Pseudopolydora paucibranchiata er en flerbørstemark som i mange år har vært registrert under dette navnet (navnet er også brukt i ISI- og NSI-lister fra 2002 og 2012). Arten kan være svært dominerende på enkelte lokaliteter (se for eksempel Johansen m.fl. 2018) og nærmest dekke bunnen med de små leirerørene sine. De har vært registrert med tettheter på >20 000/m². *Pseudopolydora paucibranchiata* er beskrevet fra Japan (Okuda, 1937) og ikke-publiserte resultater fra morfologiske undersøkelser og genetiske analyser viser at arten vi finner i Norge ikke er *P. paucibranchiata*, men en ny art (forventes publisert i 2019). Inntil den nye arten er publisert anbefales det å registrere under betegnelsen *Pseudopolydora* aff. *paucibranchiata* (aff. = affinitet = har likhet med) og tildele sensitivitetsverdiene for *Pseudopolydora paucibranchiata*. I de nye artslistene med

sensitivitetsverdier som presenteres i denne rapporten vil taksonet stå som *Pseudopolydora* aff. *paucibranchiata*.

Den «opprinnelige» *Pseudopolydora paucibranchiata* (Okuda, 1937) beskrevet fra Japan er blitt registrert som en fremmed art i Nederland. Det er derfor ikke usannsynlig at arten med tiden også kan bli funnet i norske farvann.

***Terebellides* sp:**

Terebellides er en artsrik slekt som er vanlig å finne på bløtbunn i norske farvann. Den første arten som ble beskrevet var *Terebellides stroemii*, beskrevet fra vestkysten av Norge nær Bergen av Sars i 1935. Denne arten har blitt regnet som kosmopolitisk og blitt rapportert fra hele verden. Nyere genetiske analyser av materiale fra Nordøst-Atlanteren viser at slekten består av minst 25 arter (Nygren m.fl. 2018), men kun syv arter er beskrevet så langt. De fleste av de beskrevne artene er artskomplekser, inkludert *Terebellides stroemii*. Inntil flere arter er beskrevet og kan skilles morfologisk, anbefales det å registrere *Terebellides stroemii* som «*Terebellides stroemii* kompleks» og tildele sensitivitetsverdiene til *Terebellides stroemii*. I de nye artslistene med sensitivitetsverdier som presenteres i denne rapporten vil taksonet stå som "*Terebellides stroemii* kompleks". Andre beskrevne arter fra slekten bør i størst mulig grad identifiseres til art/artskompleks slik at de eventuelt kan bli tilegnet en sensitivitetsverdi i fremtidige revisjoner.

Malacoceros vulgaris/fuliginosus

Malacoceros fuliginosus en flerbørstemark som indikerer organisk belastning, og som har vært hyppig registrert fra norske farvann, ofte i forbindelse med overvåking rundt akvakulturanlegg. Arten er midlertid en sørlig art med typelokalitet i Middelhavet. Det er mer sannsynlig at arten vi finner i Norge er *Malacoceros vulgaris* med typelokalitet i Berwick Bay, England. Enkelte laboratorier har begynt å bruke *Malacoceros vulgaris* for arten som finnes i Norge, mens andre fortsatt bruker *Malacoceros fuliginosus* siden dette navnet er etablert i rapporter og kjent som en indikatorart. Inntil korrekt navn på den norske arten er publisert og anerkjent får det være opp til det enkelte laboratorium. Det er imidlertid viktig at arten kommer med i beregning av sensitivitetsindeksene, uavhengig av hvilket navn man bruker. Så dersom man rapportere arten som *Malacoceros vulgaris* bør man tilegne sensitivitetsverdien til *Malacoceros fuliginosus*. Arten vil stå listet som *Malacoceros vulgaris/fuliginosus* i de nye artslistene med sensitivitetsteverdier.

Prionospio plumosa

En annen indikatorart for organisk belastning som nå har fått sensitivitetsverdi er flerbørstemarken *Prionospio plumosa* M. Sars in G.O. Sars, 1872. Arten har ikke tidligere hatt sensitivitetsverdi for ISI og NSI og har heller ikke vært tilegnet noen økologisk gruppe/sensitivitetsklasse i AMBI. Registreringer av *Prionospio alata* er slettet siden denne arten ikke finnes i Norge. Feilregistreringer har trolig oppstått fordi *Prionospio plumosa* Treadwell, 1931 nå er synonymisert med *P. alata*, men dette er ikke det samme som *Prionospio plumosa* M. Sars in G.O. Sars, 1872.

Pholoe minuta

Denne arten var registrert i svært mange prøver, men er nå blitt ekskludert fra artslista siden den ikke finnes i Norge eller i Europa for øvrig, og er trolig andre arter av *Pholoe* som er blitt feilidentifisert som *Pholoe minuta* (<http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=notes&id=84491>).

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsniv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no