



Norges miljø- og  
biovitenskapelige  
universitet

Masteroppgave 2017 30 stp  
Handelshøyskolen

## **Miljøkostnader knyttet til akvakultur i Hardangerfjorden - miljøavgift for fremtiden?**

Environmental costs associated with  
aquaculture in the Hardangerfjord  
– environmental fee for the future?

Ingvild Skumlien Furueth  
Master i økonomi og administrasjon



## Sammendrag

Hardangerfjorden er et område med høy aktivitet i form av matfiskproduksjon, med en årlig produksjon på opp mot 70 000 tonn. Bruken av åpne merder fører til utslipp av lakselus, patogener, avføring, uspist fôr og medisinerester. Utslippene kan ha påvirkning på det biologiske mangfoldet i nærheten, villfiskbestanden, fritidsaktiviteter og turisme.

Formålet med denne studien er å undersøke miljøkostnadene av akvakulturnæringens påvirkning på økosystemtjenestene i Hardangerfjorden, og vurdere miljøavgift som et virkemiddel for å få forurensere til å betale for de kostnadene som påføres samfunnet. Miljøkostnadene ble delt inn i tre: (1) påvirkningen på villfiskbestandene av lakselus i oppdrettsanleggene, (2) akvakulturnæringens påvirkning på fritidsfiske, og (3) akvakulturnæringens påvirkning på fritidsaktiviteter og rekreasjon. Miljøkostnadene ble verdsatt ved hjelp av markedspriser for villlaks og sjørret, omsetningen av fiskekort i 2016 i utvalgte elver, og verdifunksjonsoverføring fra en metaanalyse. Kun bruksverdier er tatt med i denne studien.

Til sammen ble resultatet en miljøkostnad på cirka 90 millioner kroner i 2015. Påvirkningen på villfiskbestandene av lakselus i oppdrettsanleggene stod for 867 000 kroner av miljøkostnadene totalt. Redusert fangst ved fritidsfiske i elvene på grunn av akvakulturnæringen kostet mellom 110 000 kr og 546 000 kr, kun basert på omsetning av fiskekort. Akvakulturnæringens påvirkning på fritidsaktiviteter og rekreasjon stod for 88,5 millioner kroner av de totale miljøkostnadene. Det er usikkerhet knyttet til beregningene av miljøkostnadene, og resultatet bør tolkes med forsiktighet.

Tre ulike typer miljøavgifter ble vurdert, basert på slaktevolum, produksjonsvolum (stående biomasse + svinn) og arealbruk. Resultatene i denne studien var en miljøavgift på cirka 1,37 kr/kg rund vekt ved avgift basert på slaktevolum, 0,48 kr per fisk ved produksjonsvolum, og 32,5 kr per m<sup>2</sup> ved avgift basert på arealbruk. For anlegg med lukkede merder kom miljøavgiften på 28,4 kr/m<sup>2</sup>. En miljøavgift basert på produksjonsvolum eller arealbruk er å foretrekke med hensyn til administrasjonskostnader, hvilke avgifter som er nærmest knyttet til miljøeffektene, og effektene som miljøavgiftene gir (f.eks. fisketetthet).

## **Abstract**

The Hardangerfjord in Norway has an annual production of salmon and trout of almost 70 000 ton. The aquaculture facilities consist of open cages in the fjord, which allows discharges of salmon lice, pathogens, uneaten feed, feces and medicine. This could affect nearby biodiversity, wild fish stocks, recreational activities and tourism.

The purpose of this study is to assess the environmental costs of the aquaculture industry's impact on the ecosystem services in the Hardangerfjord, and evaluate environmental fees as a means of getting the polluter to pay for the costs incurred on society. The environmental costs were divided into three: (1) the impact on wild fish stocks of salmon in the fish farms, (2) the impact of the aquaculture industry on recreational fishing, and (3) the impact of aquaculture industry on recreational activities. Environmental costs were valued using market prices for wild salmon and sea trout, sales of fishing licenses in selected rivers in 2016 and value transfer of the WTP function from a meta-analysis. Only use values are included in this study.

In total, the result was an environmental cost of approximately NOK 90 million in 2015. The impact on the wild fish stocks of salmon lice in the fish farms accounted for NOK 867 000 of total environmental costs. Reduced catches by recreational fishing due to the aquaculture industry cost between NOK 110 000 and 546 000, based on the turnover of fishing licenses. The aquaculture industry's impact on recreational activities accounted for 88,5 million NOK of total environmental costs. There is uncertainty about the calculations of environmental costs, and the results should be interpreted with caution.

Three different types of environmental fees were assessed, based on harvest volume, production volume (standing biomass and loss in production) and use of area. The results in this study were an environmental fee of approximately NOK 1,37 per kg round weight based on harvest volume, approximately NOK 0,48 per fish based on production volume (sum of production volume throughout the year), and approximately NOK 32,5 per m<sup>2</sup> based on use of area. An environmental fee based on production volume or use of area is preferred in terms of administration costs, which fee is closest related to the environmental impacts, and the effects that environmental fees give (eg. fish density in the cages).

## Forord

Min takknemlighet er stor for et universitet som tar miljø og klima på alvor – også i økonomistudiene. Vi mennesker har et ansvar for å forvalte jordens ressurser på en god måte, slik at også fremtidens mennesker kan ha glede av den. For å få til dette må naturforvaltere, klimaforskere og økonomer samarbeide. Diskusjonene i klasserommet har vist at tankesettene til naturforvaltere og økonomer kan være svært forskjellige, men også at innsikt i de andres fagfelt gjør samarbeidet mye enklere. Når vi står sammen kan holdningen til jordens ressurser styrkes, og politiske valg kan bli tatt basert på rett grunnlag.

Denne oppgaven er avslutningen på min mastergrad i økonomi og administrasjon ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU). Oppgaven er en del av forskningsprosjektet "Combined effects of multiple organic stressors from jellyfish blooms and aquaculture operations on seafloor ecosystems" (Jellyfarm) ved Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Prosjektet er finansiert av Norges forskningsråd. Prosjektet skal undersøke effekten av organisk avfall fra maneter og akvakulturnæringen på økosystemene langs kysten. Mitt bidrag belyser kostnadene som akvakulturnæringen påfører samfunnet i Hardangerfjorden.

Jeg vil rette en stor takk til mine veiledere. Takk til hovedveileder Knut Einar Rosendahl, for din åpne dør, raske tilbakemeldinger og gode råd gjennom skriveprosessen. Din hjelp har vært uvurderlig for meg. Takk til biveileder, Wenting Chen i NIVA, som har gitt meg denne muligheten, og for alle råd ved arbeidet med oppgaven. Jeg vil også takke Vidar Børretzen (Etne elveeierlag), Lars Terje Haugen (Granvinvassdraget elveeierlag) og Trond Lekva Myklebust (Uskedal grunn- og elveeierlag) for bidraget av data og svar på spørsmål. Takk til Hege Gundersen som har bidratt med arealberegninger, og John Rune Selvik som bidro med utslippsdata. Takk til Torbjørn Friborg og mamma som har lest gjennom oppgaven.

Når jeg nå setter siste punktum i masteroppgaven, er fem år som økonomistudent ved NMBU gjennomført. Disse årene hadde ikke vært det samme uten alle dere jeg har møtt i Laget, KRIK og Selah. Livet er så mye mer enn bare skole og jobb. Jeg vil også takke gjengen på lesesalen for oppmuntrende ord og avbrekk i skrivingen. Takk også til mamma og pappa for å ha gitt meg en god oppvekst, og en bagasje som gjør det mulig å ta høyere utdanning.

Ingvild Skumlien Furuseth

Ås, 12. mai 2017

# Innholdsfortegnelse

<b>SAMMENDRAG</b> .....	<b>I</b>
<b>ABSTRACT</b> .....	<b>II</b>
<b>FORORD</b> .....	<b>III</b>
<b>INNHALDSFORTEGNELSE</b> .....	<b>IV</b>
<b>1 INNLEDNING</b> .....	<b>1</b>
<b>2 BAKGRUNN</b> .....	<b>3</b>
2.1 AKVAKULTUR I NORGE .....	3
2.1.1 <i>Hardangerfjorden</i> .....	9
2.2 AKVAKULTURNÆRINGENS PÅVIRKNING PÅ ØKOSYSTEMENE .....	11
2.2.1 <i>Produserende økosystemtjenester</i> .....	11
2.2.2 <i>Regulerende og støttende økosystemtjenester</i> .....	15
2.2.3 <i>Kulturelle økosystemtjenester</i> .....	16
2.3 REGULERINGER OG AVGIFTER I NORSK AKVAKULTURNÆRING .....	16
2.4 INTERNASJONALE EKSEMPLER PÅ AVGIFT I AKVAKULTURNÆRINGEN .....	19
<b>3 TEORI</b> .....	<b>21</b>
3.1 SAMFUNNSKOSTNADENE VED PRODUKSJON.....	21
3.1.1 <i>Kort oversikt over ulike verdsettelsesmetoder</i> .....	23
3.2 AKTUELLE VIRKEMIDLER .....	25
3.2.1 <i>Kriterier for valg av virkemidler</i> .....	26
3.2.2 <i>Avgifter og subsidier</i> .....	27
3.2.3 <i>Kvotehandel</i> .....	29
3.2.4 <i>Direkte regulering</i> .....	30
3.3 AVGIFT.....	32
3.3.1 <i>Aktuelle avgiftsformer for en miljøavgift</i> .....	33
3.3.2 <i>Teoretisk beregning av avgiften</i> .....	35
<b>4 DATABESKRIVELSE OG ESTIMERING</b> .....	<b>37</b>
4.1 UTBRUDD AV SYKDOM OG LAKSELUS SIN PÅVIRKNING PÅ HARDANGERFJORDENS BESTANDER .....	37
4.2 OPPDRETTSFISKENS PÅVIRKNING PÅ FRITIDSFISKE I HARDANGERFJORDEN.....	38
4.3 VERDIEN AV FRITIDSTJENESTER PRODUSERT AV ØKOSYSTEMENE .....	40
<b>5 RESULTATER</b> .....	<b>45</b>
5.1 MILJØKOSTNADER.....	45
5.1.1 <i>Utbrudd av sykdom og lakselus sin påvirkning på Hardangerfjordens bestander</i> .....	45

5.1.2	<i>Oppdrettsfiskens påvirkning på fritidsfiske i Hardangerfjorden</i>	45
5.1.3	<i>Akvakulturnæringens påvirkning på kulturelle økosystemtjenester</i>	47
5.1.4	<i>Oppsummering</i>	48
5.2	AVGIFTER	48
5.2.1	<i>Slaktevolum</i>	48
5.2.2	<i>Produksjonsvolum</i>	48
5.2.3	<i>Arealbruk</i>	49
5.2.4	<i>Eksempel på årlige miljøavgifter for en lokalitet</i>	49
<b>6</b>	<b>DISKUSJON</b>	<b>51</b>
6.1	MILJØKOSTNADER	51
6.1.1	<i>Utbrudd av sykdom og lakselus sin påvirkning på Hardangerfjordens bestander</i>	51
6.1.2	<i>Oppdrettsfiskens påvirkning på fritidsfiske i Hardangerfjorden</i>	52
6.1.3	<i>Akvakulturnæringens påvirkning på kulturelle økosystemtjenester</i>	54
6.1.4	<i>Totale miljøkostnader</i>	56
6.2	AVGIFT	56
<b>7</b>	<b>KONKLUSJON</b>	<b>59</b>
7.1	FORSLAG TIL VIDERE FORSKNING	60
<b>8</b>	<b>LITTERATURLISTE</b>	<b>61</b>
	<b>VEDLEGG A: ESTIMAT AV LAKSELUSRELATERT DØDELIGHET</b>	<b>I</b>
	<b>VEDLEGG B: EKSEMPLER FOR ANDRE LANDS SÆRAVGIFTER FOR AKVAKULTUR</b>	<b>III</b>
	<b>VEDLEGG C: VERDSETTING AV FRITIDSFISKE</b>	<b>VII</b>
	<b>VEDLEGG D: VERDSETTING AV SMITTE FRA VILLFISK</b>	<b>XI</b>
	<b>VEDLEGG E: VERDSETTING AV FRITIDSTJENESTER PRODUSERT AV ØKOSYSTEMENE</b>	<b>XIII</b>





# 1 Innledning

Verden består av utallige komplekse økosystemer. *"Et økosystem er et naturlig system bestående av samspillet mellom levende organismer, slik som dyr og planter, og ikke-levende ting, slik som mineraler, vann og energi"* (Perman et al. 2011, s. 25). Økosystemene leverer ulike tjenester som er nyttige for oss mennesker: produserende, regulerende, kulturelle og støttende tjenester (Bekkby et al. 2012). Ved rovdrift av slike tjenester kan vi risikere å endre økosystemene, deres funksjon og motstandskraft. Et viktig prinsipp vil derfor være å utnytte naturens ressurser på en bærekraftig måte.

*Bærekraftighet avgjøres av forholdet mellom menneskelige økonomiske systemer og større dynamiske, men som normalt endres tregere, økologiske systemer der 1) menneskenes liv kan fortsette på ubestemt tid, 2) menneskelige individer kan trives, og 3) menneskelige kulturer kan utvikles; men der virkningene av menneskelige aktiviteter holde seg innenfor grenser, for ikke å ødelegge det mangfold, kompleksitet, og funksjon av det økologiske livs støttesystem. (Costanza et al. 1991, s. 8)*

Temaet for oppgaven er akvakulturnæringens påvirkning på økosystemtjenestene i Hardangerfjorden, og hvilke samfunnskostnader dette medfører. Mesteparten av norsk matfiskproduksjon foregår i åpne merder (Fixdal et al. 2012). Disse merdene hindrer ikke uspist fôr, avføring, medisinrester, lakselus og patogener fra å synke til havbunnen eller spre seg utover områdene rundt (Svåsand et al. 2016). Dette fører til at akvakulturnæringen påvirker økosystemene og økosystemtjenestene i området rundt oppdrettsanleggene.

Et viktig prinsipp i miljøøkonomi er "forurenser betaler"-prinsippet. Ifølge dette prinsippet skal forurenseren betale kostnadene som oppstod ved forurensningen eller rette opp igjen skaden (Field & Field 2009; Lindhjem & Magnussen 2015, s. 388 og 23).

Miljøavgift er kun en av flere virkemidler som kan sikre at forurenseren tar ansvar for miljøskaden, altså internaliserer kostnadene. Markedsbaserte utslippskvoter kan gi oppdrettsselskapene insentiver til å redusere forurensningen. Myndighetene kan også tvinge bedriftene til å redusere forurensningen ved hjelp av ulike virkemidler for direkte regulering. Dette vil bli gått nærmere inn på i kapittel 3.2.

Hensikten med denne oppgaven var å vurdere miljøavgift som en metode for å sikre at forurensere tar ansvar for miljøskaden. Dette kan igjen føre til en reduksjon i akvakulturnæringens påvirkning på økosystemene, hvis renseskostnadene er lavere enn miljøavgiften.

Problemstillingen for oppgaven har vært:

Innføring av miljøavgift i akvakulturnæringen → Hva er den optimale miljøavgiften i Hardangerfjorden?

Jeg vil belyse problemstillingen ved hjelp av følgende forskningsspørsmål:

- Hvilke kostnader påløper ved akvakulturproduksjon i Hardangerfjorden?
- Hvor store er miljøkostnadene?
- Hvilke faktorer bør miljøavgiften knyttes opp mot?

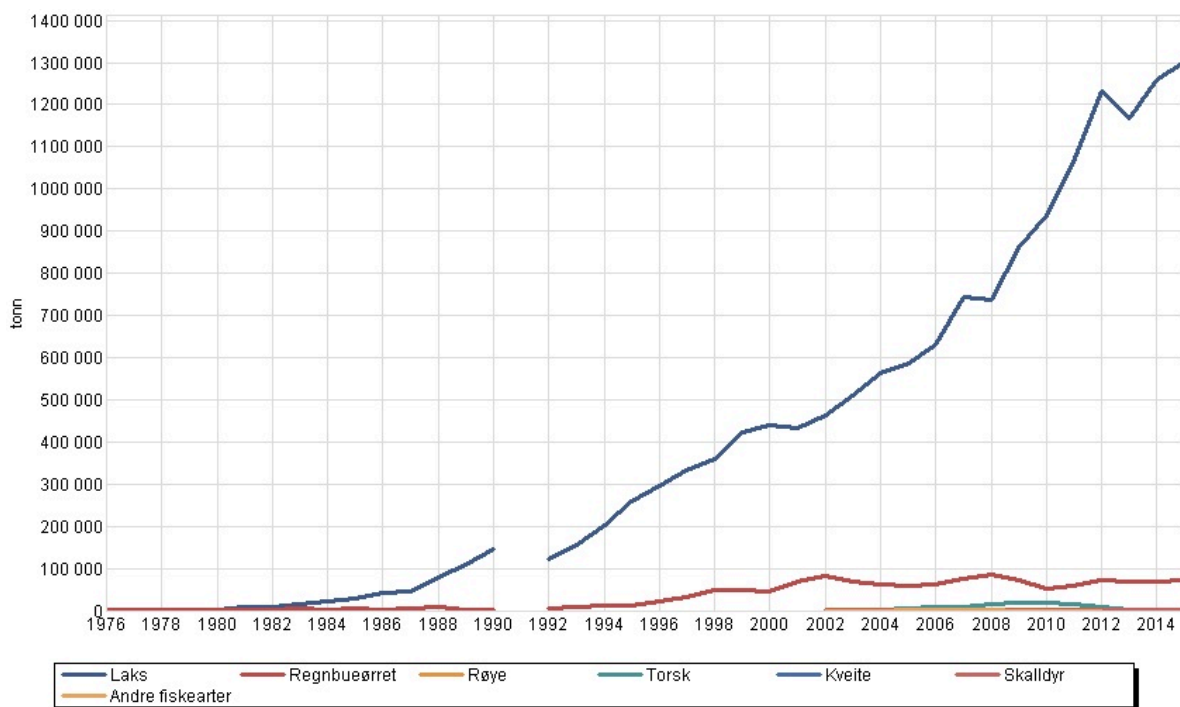
Opgaven svarer på problemstillingen og forskningsspørsmålene ved hjelp av markedsbaserte verdsettelsesmetoder og verdifunksjonsoverføring av en metaanalyse.

For å kunne vurdere innføring av miljøavgift i akvakulturnæringen er det nødvendig med kunnskap om akvakulturnæringens påvirkning på økosystemene, dagens reguleringer i Norge og internasjonalt, samt norsk akvakulturnæring og deres posisjon i forhold til andre oppdrettsland. Kapittel 0 gir en innføring i disse temaene. Teori om verdsetting av miljøgoder, virkemidler og miljøkostnader blir gått gjennom i kapittel 1. Databeskrivelse og estimering er i kapittel 4. Til slutt kommer resultater, diskusjon og konklusjon i kapittel 5, 6 og 7.

## 2 Bakgrunn

### 2.1 Akvakultur i Norge

Hovland og Møller (2010, s. 10-15) har gått gjennom norsk akvakultur sin historie, og hovedtrekkene gjengis avsnittet som følger. På 1960-tallet startet pionerne det som skulle bli Norges nest største næring i dag – oppdrett av laksefisk i merder i sjøen. I 1971 lå produksjonen på rundt 500 tonn, og i 1980 hadde den økt til 8000 tonn. Takket være nye konsesjonsrunder og økning av merdvolumet, vokste produksjonen kraftig på 80-tallet. Produksjonen økte fra 35 000 tonn i 1985 til nesten 170 000 tonn i 1990. I 2015 ble det produsert både laks, regnbueørret, røye, kveite og skalldyr av norske fiskeoppdrettere. Dette ga et salg på 1 380 630 tonn matfisk i 2015 (se figur 2.1) (Statistisk sentralbyrå 2016).



Figur 2-1: Salg av slaktet matfisk fra akvakultur, etter fiskeslag og tid. Matfisk i tonn. Kilde: Statistisk sentralbyrå

De første tiårene var preget av manglende kunnskap om optimale forhold for oppdrettsfisken, sammensetning av fôr, og sykdommer (Hovland & Møller 2010). Tilegnelse av kunnskap om slike forhold, har gjort det mulig å produsere langt mer, til en lavere kostnad.

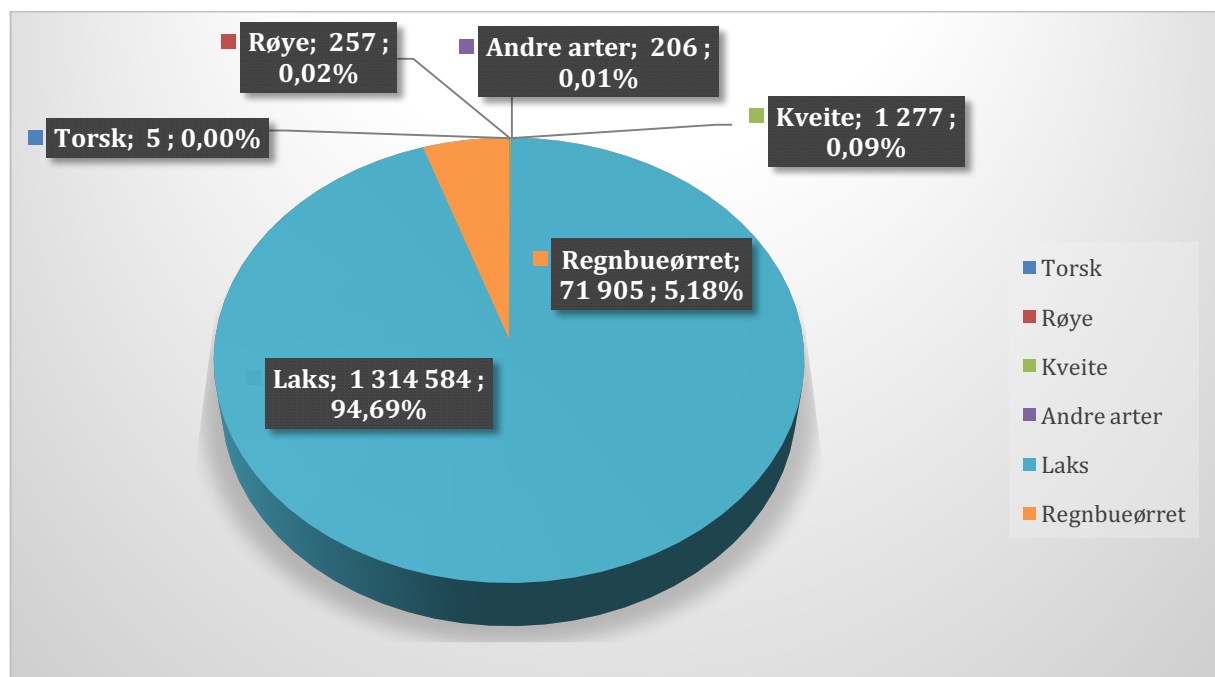
Fra midten av 80-tallet til 1992 hadde næringen store problemer med sykdommene kaldtvannsvibriose og furunkulose (Berg et al. 2006, s. 5). I mangel på effektive vaksiner, ble

antibiotika brukt for å bekjempe sykdommene, og forbruket av antibiotika var høyt. I 1987 ble vaksiner mot kaldtvannsvibriose tatt i bruk kommersielt, og vaksine for furunkulose ble tatt i bruk på starten av 90-tallet (MSD Animal Health 2017; Veterinærinstituttet u.å.-c). Vaksinasjonene førte til at antall sykdomsutbrudd og forbruket av antibiotika sank.

Målrettet avl har sørget for raskere smoltifiseringsprosess og mer robust yngel og smolt (Hovland & Møller 2010, s. 26). "Forskning på fôr har forbedret fôrfaktoren, dvs. mengde fôr per kg tilvekst, betraktelig fra 4,0 på 80-tallet til 1,2 i 2002" (Liu & Sumaila 2010, s. 572).

### Produksjons- og omsetningstall i Norge

Sintef har beregnet at "den totale verdiskapningen (bidrag til bruttonasjonalprodukt) fra oppdrettsrelatert aktivitet var i 2014 rundet 40,65 milliarder kroner" (Richardsen & Bull-Berg 2016, s. 5), som tilsvarer 1,3 % av total BNP (3140,37 milliarder i 2014 ifølge SSB). I 2015 solgte norske produsenter 1,39 millioner tonn matfisk av laks, regnbueørret, røye, kveite, samt bløtdyr, krepsdyr, og pigghuder (Statistisk sentralbyrå 2016). Dette tilsvarer en omsetning på 46 685 millioner kroner i førstehåndsverdi. I tillegg ble det produsert 5 tonn oppdrettstorsk (Mongstad 2016). Om lag 95 % av matfiskproduksjonen er laks, deretter kommer regnbueørret med om lag 5 % (Figur 2-2).

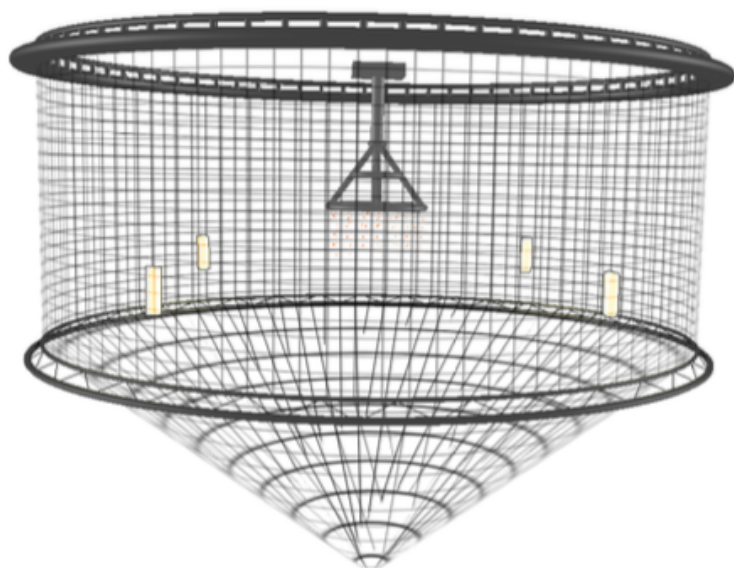


Figur 2-2: Produksjon av matfisk i Norge, fordelt på arter. Tonn og prosent. Tall fra 2015. (Fiskeridirektoratet 2016c)

Produksjonen av oppdrettsfisk er fordelt på 1067 tillatelser for matfisk og 189 tillatelser for klekkeri og settefisk (i 2015)<sup>1</sup> (Statistisk sentralbyrå 2016). Av disse er 86 tillatelser delt ut til arbeid med forskning og utvikling.

## Merdteknologi

Flesteparten av dagens oppdrettsanlegg for matfisk i Norge har åpne merder i sjø eller fjord, mens settefisk og klekkeri ofte er i landbaserte anlegg (Fixdal et al. 2012, s. 30). Åpne merder er rimeligere enn andre løsninger, og gjør det mulig å utnytte Norges gode tilgang på friskt og rent sjøvann (Rosten et al. 2011, s. 9). Figur 2-3 viser en konvensjonell åpen merd. Disse anleggene er enkle å håndtere, og gir lavere produksjonskostnader enn andre løsninger.



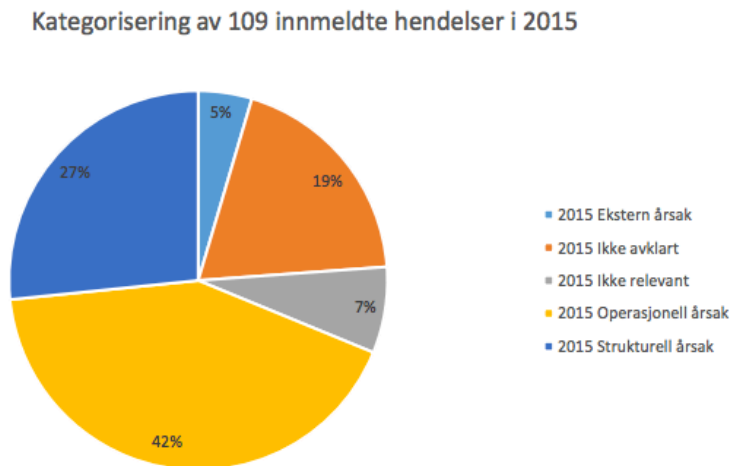
**Figur 2-3: Skisse av en konvensjonell merd med dype lys og dyp føring for lokke fisken til å stå i dypet (Svåsand et al. 2016, s. 166)**

De senere årene har miljømessige forhold knyttet til oppdrettsanleggene vært mye diskutert. Akvakulturnæringens påvirkning på økosystemene blir gjennomgått i kapittel 2.2. Det rømmer tusenvis av fisk fra åpne merder hvert år, til tross for at disse merdene skal være rømningssikre (Fixdal et al. 2012, s. 46). I 2015 ble det rapportert 170 000 laks på rømmen og 84 000 regnbueørret i Norge (Fiskeridirektoratet 2017b). Det er sannsynligvis også urapporterte rømningshendelser, slik at omfanget av rømning nok er større enn de rapporterte tallene. Rømning forårsakes som regel ved håndtering av not (operasjonell), svikt ved utstyr

---

<sup>1</sup> Gjelder akvakulturtillatelser i drift. Totalt (både tillatelser i drift og ikke) var det 1313 akvakulturtillatelser i 2015.

(strukturell), eller ved påkjørsel eller uvær (ekstern). Fordelingen for rømmingshendelser i 2015 vises i Figur 2-4.

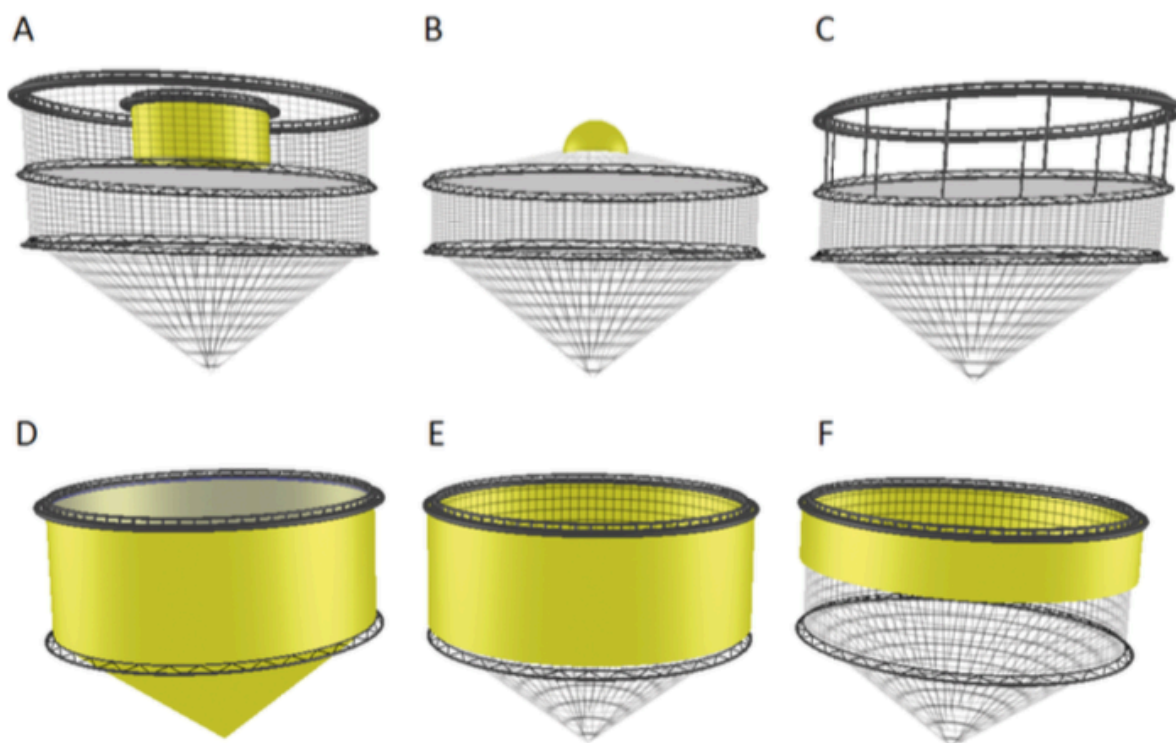


Figur 2-4: Kategorisering av 109 innmeldte rømmingshendelser i 2015 (Fiskeridirektoratet 2016a)

Lukkede eller semilukkede anlegg har blitt foreslått som en løsning på de miljømessige problemene knyttet til oppdrett av fisk. Teknologirådet oppsummerer fordelene ved lukkede anlegg slik (Fixdal et al. 2012, s. 37):

1. Hindrer rømming av fisk
2. Hindrer spredning av lakselus og andre sykdommer
3. Samler opp organisk materiale for å hindre spredning av dette, og bruke det til gjødselproduksjon.
4. Kan gi bedre utnyttelse av fôr, tillatt kapasitet og redusert svinn.

Lukkede anlegg kan plasseres på land eller i sjø og bygges i glassfiber, betong, eller omsluttet av en plastduk. (Fixdal et al. 2012, s. 38). Semilukkede kan dekkes av plastduk på store eller mindre deler av merden. Både lukkede og semilukkede anlegg kan enten være flytende eller nedsenket mot bunnen. Figur 2-5 viser ulike konsepter for semilukkede anlegg. Luselarver tiltrekkes mot lys, noe som gjør at de normalt oppholder seg i de øvre vannlagene (Svåsand et al. 2016, s. 164). Det er bakgrunnen for at kun den øverste delen av merdene er dekket til i flere av forslagene.



**Figur 2-5: "Ulike nye merdkonsept: A) Snorkelmerd, der laksen har tilgang til overflaten for å fylle svømmeblæren gjennom en korridor. B) Nedsenket merd, der laksen fyller svømmeblæren i en luftfylt kuppel. C) Nedsenket merd med heisliner som periodisk hever merden til overflaten for å gi laksen tilgang til luft. D) Semilukket merd, der vannet hentes fra dypet. E) Merd med dypt skjørt som dekker nesten hele merden og styrer overflatevannet rundt merden. F) Merd med grunt skjørt. Alle de fem konseptene har som mål å hindre at laksen får direkte kontakt med overflatevannet, som normalt har høyere tetthet av lakseluslarver enn dypere vann." (Svåsand et al. 2016)**

For å sikre god dyrevelferd og vekstforhold krever lukkede og semilukkede oppdrettsanlegg mer oppfølging av vannkvalitet, både gjennom overvåking av ammoniakk, oksygen og CO<sub>2</sub>, og et system som gir vanngjennomstrømming (Svåsand et al. 2016, s. 164-165). Lukkede oppdrettsanlegg krever betydelig mer energi enn tradisjonelle anlegg, noe som er uheldig i et klimaperspektiv. For å kunne velge merdene med lavest miljø- og klimakostnad, bør CO<sub>2</sub>-utslippene ved ulike type merder vurderes.

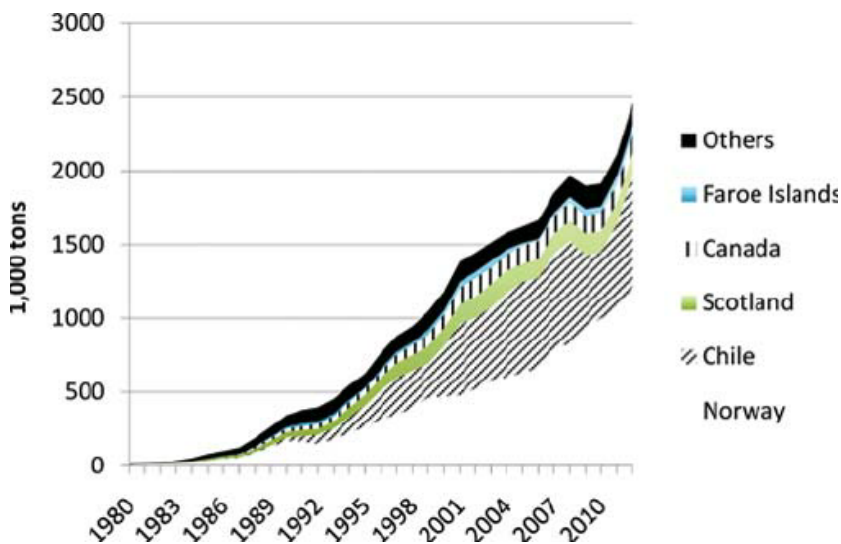
De siste årene har flere oppdrettselskaper startet prøveprosjekter med lukkede eller semilukkede anlegg (Aadland 2015). Flere av disse har fått muligheten gjennom såkalte grønne konsesjoner.

## Eksport

I dag er Norge, Chile, Skottland og Canada de viktigste produsentlandene av oppdrettslaks (Global Salmon Initiative 2015). Felles for disse landene er god opparbeidet kunnskap gjennom år med erfaring og forskning på produksjon av laks. Norge er den største produsenten, deretter kommer Chile, Canada og Skottland (se Figur 2-6). "Chile produserer omkring en fjerdedel av verdensproduksjonen av atlantisk laks" (Steinset 2017). Laks er en ferskvare, så transporttid og –kostnader har lagt føringer for hvor produsentene har sitt hovedmarked (Marine Harvest 2017, s. 28).

Ifølge Marine Harvest (2017, s. 28) er dette hovedmarkedene til de viktigste produksjonslandene av laks:

- Norge → EU, Russland og Asia
- Chile → USA, Sør-Amerika og Asia
- Canada → USA
- Skottland → Storbritannia



Figur 2-6: Global produksjon av laks, delt inn i land. Hvitt felt gjelder for Norge. (Asche et al. 2013)

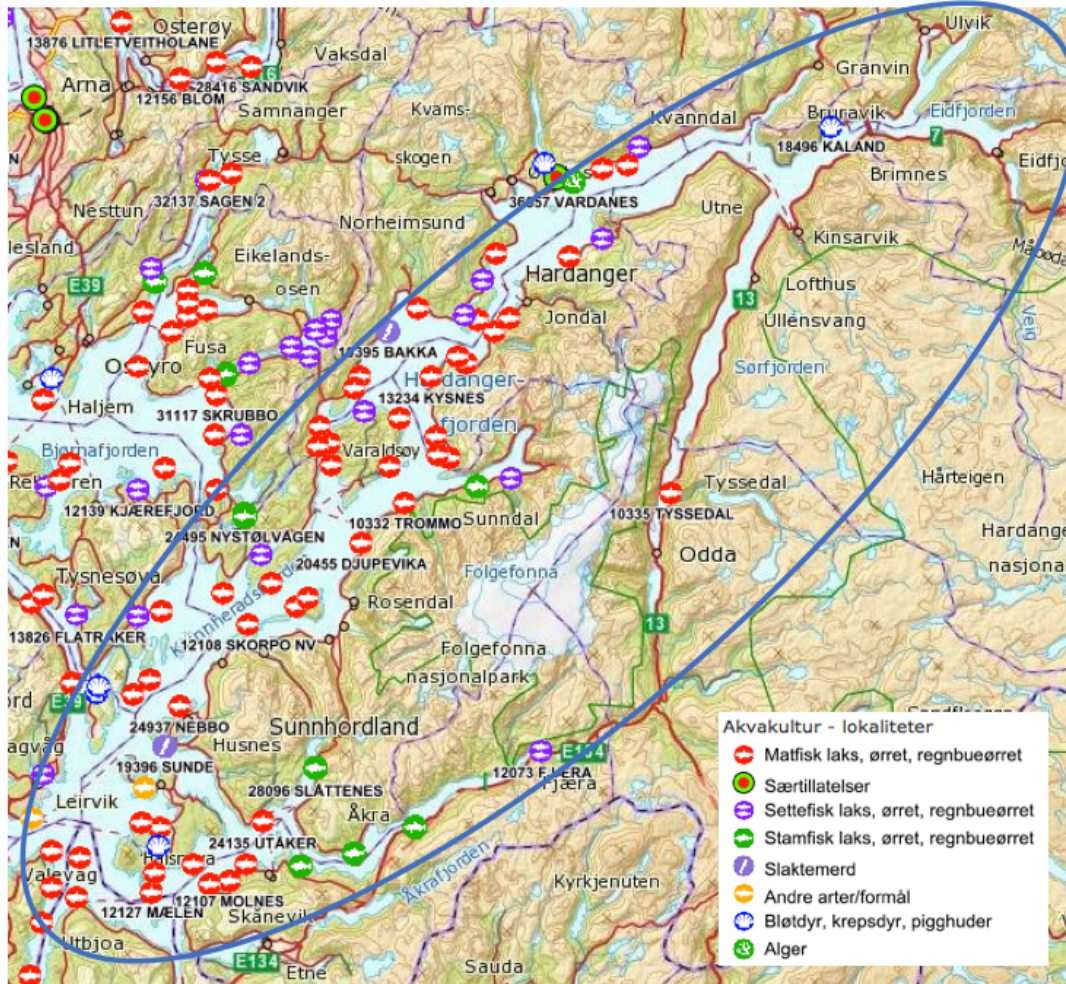
Et av de viktigste markedene for både Norge og Chile er Asia. Chile er dermed hovedkonkurrenten til norske lakseprodusenter. Norge har tre ganger så store kystarealer egnet for akvakulturproduksjon som Chile (Liabø et al. 2011, s. V). I 2016 hadde Chile store problemer med økte havtemperaturer, som har gitt enorme tap i form av død laks, samt



algeoppblomstring (Berge 2016). Norge har generelt lavere havtemperaturer, noe som gjør norsk akvakultur mindre følsom for stigende havtemperaturer.

### 2.1.1 Hardangerfjorden

Hardangerfjorden strekker seg egentlig fra Tysnes og Kvinnheradsfjorden i sørvest til Eidfjorden i nordøst, men ofte regner man med Bømlafjorden og Husnesfjorden også (Thorsnæs 2015). I denne oppgaven regnes Halsnøyfjorden som en del av Hardangerfjorden.



Figur 2-7: Kart over valgt område. Fra Halsnøyfjorden i vest til Eidfjorden i øst. Kilde: Fiskeridirektoratet

Hardangerfjorden er en av verdens lengste fjorder, og er et yndet turistmål.

Fra gammelt av ble fjorden brukt som samferdselsveg, med robåter som fremkomstmiddel, og damskip fra omkring 1846 (Hardanger Sunnhordlandske dampskipsselskap 1930). I 1861 ble det åpnet for turister på damskip inn i Hardangerfjorden, og "turismen ble levebrødet for bygdefolket, som sesongarbeid eller attåttnæring, i en tid der mange utvandret til Amerika" (Brække et al. 1993, s. 161).

I 1874 skrev lokalavisen dette om turistene (Brekke et al. 1993, s. 161):

*"De kommer for at indaanda Hardangers sunde Luft, at beskue dets storartede Natur, Folket med sit klingande Modermaal, med sine Sæder, Skikke og Nationaldragter ...".*

I dag er fortsatt Hardangers natur viktig for turistene i Hardangerfjorden. Blant annet reiser sportsfiskere til Etneelva, for å fiske laks i en av Norges nasjonalelver. Fossefall, nasjonale turistveier, fjelltopper, stavkirker og fjellgårder tiltrekker også turister til Hardangerfjorden.

Hardangerfjorden er også en av de største områdene med lakseoppdrett i Norge. Det er utstedt 84 akvakulturtillatelser for laks, hvorav 75 gjelder matfisk, syv gjelder settefisk og to gjelder stamfisk<sup>2</sup>. For regnbueørret er det utstedt to akvakulturtillatelser som stamfisk, og en tillatelse for ørret som matfisk. I tillegg har Hardangerfjorden fire akvakulturtillatelser som gjelder stamfiske og settefiske for berggyllt og rognkjeks. Til sammen er tillatt kapasitet for Hardangerfjorden ca. 70 600 tonn fisk, og i tillegg 22 850 antall laks som settefisk. I 2016 produserte anleggene her 65,4 millioner kg matfisk (Vikingstad 2017).

### **Tilstand og funn i Hardangerfjorden**

Produksjonen av matfisk foregår i åpne merder, mens en del settefiskanlegg er lokalisert på land. Som følge av det store oppdrettstrykket, i tillegg til regulering av vassdrag, har villfisken måtte lide. Anon (2016) klassifiserte 6 av elvene knyttet til Hardangerfjorden, og samtlige fikk kvalitetsnormen 'svært dårlig', noe som innebærer at innslaget av oppdrettsfisk i elvene er stor, gytebestandsmålet har ikke blitt nådd, og høstingsnivået er lavere enn normalt.

Husa et al. (2013) har undersøkt vannkvalitet og biodiversiteten i Hardangerfjorden. Resultatene var høy vannkvalitet i alle områdene, og høy økologisk status for 5 av 6 områder. Det innerste området fikk god økologisk status. Dette området har ingen oppdrettsanlegg i umiddelbar nærhet, og påvirkes av avrenning fra landbruket og Folgefonna.

Ifølge Husa et al. (2016) finnes det flere rødlistede arter i nærheten av oppdrettsanlegg i Hardangerfjorden. Det er funnet øyekorall (*Lophelia pertusa*) ved Jondal, 2 km fra

---

<sup>2</sup> Informasjon om akvakulturtillatelser er hentet fra Fiskeridirektoratets nettsider.

oppdrettsanlegg, som kan påvirkes negativt av oppdrettsanlegg fordi de er tilpasset et miljø med lite næring. Dvergålegress er funnet ved Hustad i Hardangerfjorden, og kan bli påvirket negativt dersom de er lokalisert mindre enn 1,5 km fra et oppdrettsanlegg. I tillegg er hvit hornkorall og siksakkorall lokalisert i Hardangerfjorden.

## **2.2 Akvakulturnæringens påvirkning på økosystemene**

Havets økosystemer gir fordeler til samfunnet gjennom en rekke tjenester. Produserende og kulturelle økosystemtjenester påvirker mennesker direkte, og er avhengig av de regulerende og støttende tjenestene for å kunne yte sine tjenester (UNEP-WCMC 2011). Økosystemenes funksjoner er grunnlaget for å kunne leve her på jorden, men er tradisjonelt vanskelig å verdsette. I et kapitalistisk samfunn er det lett å glemme naturens virkelige verdi, når veier og hus skal bygges, mat og olje skal produseres, og nye medisiner skal redde liv.

Økosystemtjenester som prinsipp er et godt utgangspunkt for å verdsette havets økosystemer, fordi økosystemene verdsettes gjennom tjenester som mennesker betaler for, eller er villig til å betale for.

Norske oppdrettsanlegg består i all hovedsak av åpne merder stående i sjøen eller fjorden, og kan påvirke økosystemene gjennom:

1. Overfiske
2. Smittespredning av sykdom og lakselus
3. Genetisk interaksjon mellom villfisk og oppdrettsfisk
4. Forurensning fra organisk og uorganisk avfall
5. Habitatendringer av gyte- og oppholdssteder

Funnene knyttet til punktene ovenfor, beskrives nærmere i kapitlene som følger (2.2.1 og 2.2.2).

### **2.2.1 Produserende økosystemtjenester**

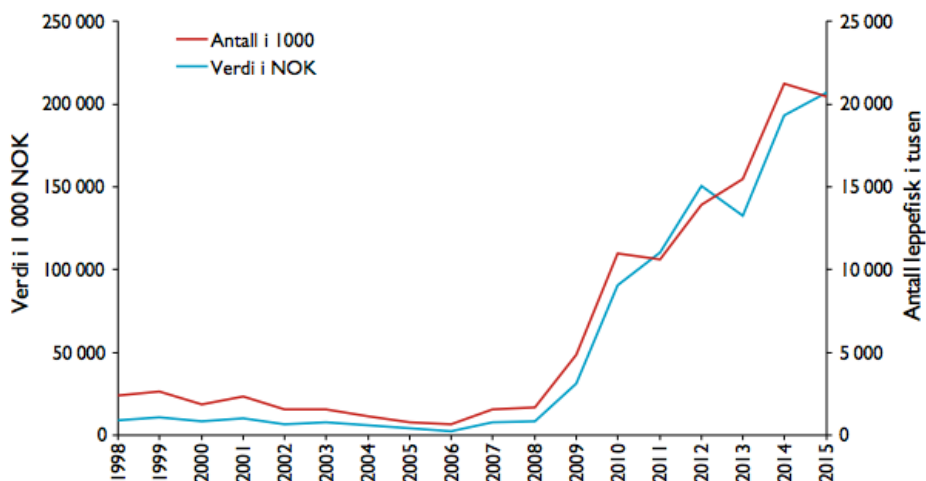
Akvakulturnæringen påvirker de produserende økosystemtjenestene ved å bidra til overfiske, genetisk interaksjon og smitte av lakselus (Taranger et al. 2014). Disse faktorene regulerer villfiskbestandene, og gir dermed lavere matproduksjon av villfisk. Samtidig bidrar produksjon av oppdrettsfisk til den totale matproduksjonen.

## Overfiske av fiskebestander

Akvakulturnæringen kan påvirke økosystemene ved å etterspørre villfisk til fiskefôr og leppefisk for å bli kvitt lakselus (Svåsand et al. 2016, s. 174-179). Høy etterspørsel kan føre til overbeskatning av fiskebestandene.

"Globalt regnes 57,4 % av verdens fiskebestander for å være fullt utnyttet, 29,9 % av fiskebestandene er overbeskattet, og 12,7 % er ikke fullt utnyttet i 2009" (FAO 2011, s. 13). Historisk har akvakulturnæringen forbrukt store mengder fiskemel og –olje i fôret til oppdrettsfisken. Andelen ingredienser av marin opprinnelse i norsk laksefôr, sank fra 90 % i 1990 til 30,7 % i 2012 (Ytrestøyl et al. 2015, s. 365 & 369). I tillegg har fôrfaktoren sunket betraktelig fra 1980-tallet til nå (Liu & Sumaila 2010, s. 572). Samlet sett gir dette en markant nedgang i det relative forbruket av marine ressurser til laksefôr.

For å få bukt med lakselus i norske oppdrettsanlegg har bruken av leppefisk økt de siste årene (se Figur 2-8). Grønngylt, bergnebb og berggylt blir brukt i Norge (Bakketeig et al. 2016, s. 157). Rømminger, skader under fangst og i merdene, predasjon, og brakklegging av oppdrettsanleggene mellom hvert innsett fører til en konstant høy etterspørsel (Svåsand et al. 2016, s. 176-177). Den høye etterspørselen kan gi en reell fare for overfiske av bestanden.



Figur 2-8: Antall og verdi av leppefisk brukt som rensefisk rapportert av oppdrettere t.o.m. 2012. Fangst rapportert via sluttsett til Fiskeridirektoratet f.o.m. 2013. (Bakketeig et al. 2016, s. 158)

## Smittespredning av sykdom og lus

I norske oppdrettsanlegg er utbrudd av lakselus, Pankreassykdom (PD), Hjerter- og skjelettmuskelbetennelse (HSMB), Infeksiøs pankreasnekrose (IPNV), Kardiomyopatisyndrom (CMS) og Infeksiøs lakseanemi (ILA) mest vanlig (Svåsand et al. 2016, s. 57). Ukjente patogener i Norge kan få rotfeste i norske oppdrettsanlegg ved import av levende fisk og befruktete egg (Taranger et al. 2014, s. 1008). Fra oppdrettsanleggene kan smitten spres med strømmen, villfisk som oppholder seg rundt anlegget eller oppdrettsfisk som rømmer (Svåsand et al. 2016, s. 56).

*"Lakselus produserer store mengder av planktoniske larver som spres via vannstrømmen, og kan infisere villaks, sjøørret og røye som oppholder seg i kystnære farvann. De kan transporteres opptil 200 km i løpet av en 10-dagersperiode, men de fleste spres "bare" 20-30 km." (Taranger et al. 2014, s. 1003)*

Spredningen av lakselus avhenger av strømmens retning, og plasseringen til anlegget har stor betydning for hvor stor spredningen blir (Svåsand et al. 2016, s. 22 og 25). Ørret og røye holder seg i fjorden hele året, mens laks vandrer mellom havet og gyteplassen, og dermed er utbrudd av lakselus *spesielt* alvorlig i disse periodene i året (Svåsand et al. 2016, s. 25).

"0,04-0,15 lakselus per gram fiskevekt kan øke stressnivået, redusere svømmeferdighetene og lage ubalanse i vann/salt-reguleringen hos atlantisk laks" (Taranger et al. 2014, s. 1004).

"Lakselus kan gi direkte dødelighet for sjøørret når fisken er infisert av tilstrekkelig mengder lakselus" (Taranger et al. 2014, s. 1004).

I 2015 ble det rapportert over 135 tilfeller av HSMB i norske oppdrettsanlegg, og HSMB er assosiert med store mengder Piscine orthoreovirus (PRV) i oppdrettslaks (Svåsand et al. 2016, s. 57 & 71). Garseth et al. (2012) har undersøkt forekomst og utbredelse av PRV hos laks i norske elver. I studien finner de ingen korrelasjon mellom HSMB-utbrudd i oppdrettsnæringen og PRV-utbrudd hos villaks i Hordaland. De påpeker samtidig at antall HSMB-utbrudd i Hordaland kan være underestimert, på grunn av diagnostiske utfordringer ettersom det er vanskelig å skille mellom HSMB og PD.

Antall tilfeller av IPN i norske oppdrettsanlegg har sunket fra 208 tilfeller i 2005 til vel 30 tilfeller i 2015, takket være fjerning av smittekilder i settefiskanlegg og bevisst avl på IPN-

resistens (Svåsand et al. 2016, s. 57; Veterinærinstituttet u.å.-b). Fisk som overlever infeksjonen blir bærere, og oppdrettsfisken er dermed viktigste reservoar i vannmiljøet (Svåsand et al. 2016, s. 68). I Skottland fant Wallace et al. (2008) signifikant høyere utbredelse av IPNV i villfisk fanget nærmere enn 5 km fra et anlegg med utbrudd av IPNV.

Furunkulose (*aeromonas salmonicida*) er i hovedsak registrert i torsk og kveite (Johansen et al. 2011, s. 168-169). Utbrudd av furunkulose er knyttet til fiskeoppdrett, men har også spredd seg i elvene, som fører til at villaks kan bli smittet (Veterinærinstituttet u.å.-a). Tidligere studier har vist at furunkulose ikke er en stor trussel mot piggvar, torsk, kveite og leppefisk (Johansen et al. 2011, s. 176).

I naturen blir fisk som viser svakhetstegn utsatt for predasjon. Dette vanskeliggjør arbeidet med å identifisere smitte fra oppdrettsfisk til villfisk. Svåsand et al. (2016) ønsker å vurdere sannsynligheten for bestandsregulerende effekter fra oppdrettsfisk. Sannsynligheten for lakselusrelatert dødelighet er den eneste smitteeffekten de klarer å estimere.

### **Genetisk interaksjon mellom oppdrettsfisk og villfisk**

Gjennom ti generasjoner har norsk oppdrettslaks blitt domestisert fra det som opprinnelig var laks fra 40 elver i Norge (Gjedrem 2010). Blant oppdrettsfisken har det blitt observert "endringer rundt rovdyrbevissthet, stresstoleranse, redusert genetisk variasjon og redusert arvbarhet for vekst" (Taranger et al. 2014, s. 999).

Flere studier har funnet at hybridfisker (genetisk blanding av villfisk og oppdrettsfisk) har lavere overlevelsesrate enn innfødt villfisk (Taranger et al. 2014, s. 1000). "Kryssing av villaks og oppdrettslaks kan ha konsekvenser for "fruktbarhet, gytesuksess, timing av gyting, alder og størrelse ved smoltifisering, overlevelse, og om fisken kommer tilbake til elven for å gyte" (Liu et al. 2013, s. 159). "Det er funnet forskjeller mellom hybridlaks og villaks når det gjelder aggresjon, anti-predatoratferd og resistens mot patogener" (Fraser et al. 2010, s. 946).

*"Antall oppdrettslaks i elvene er sterkt knyttet til mengden oppdrettslaks i merdene ... Samlet sett kan gjentatte rømninger fra oppdrettsanlegg inn i elvene føre til alvorlige fall i laksebestandene, følgelig kan de mest sårbare bestandene bli utryddet" (Liu et al. 2013, s. 159).*

For å eliminere faren for genetisk interaksjon ved rømning, har triploid (steril) laks blitt utviklet (Svåsand et al. 2016, s. 132). Sammenlignet med vanlig laks har triploid høyere dødelighet, men dette kan komme av at forskningen på vanlig laks har kommet mye lengre enn på triploid laks.

### **2.2.2 Regulerende og støttende økosystemtjenester**

Akvakulturnæringen påvirker de regulerende økosystemene ved store utslipp av organisk og uorganisk avfall. Oppdrettsanleggene hindrer og endrer gyteatferden og oppholdsstedene, som igjen påvirker de støttende økosystemtjenestene.

#### **Forurensning fra organisk og uorganisk avfall**

Oppdrettsanlegg med åpne merder forurenser områdene rundt via avføring og uspist fôr. I oppdrettsanleggene forblir omkring 5 % av fôrmengden uspist (Findlay & Watling 1994), og 12,5 % av fôrmengden slippes ut som avføring (Brooks & Mahnken 2003). Oksygenforbruket i området økes når utslippene brytes ned, og ved store utslipp kan det oppstå oksygenmangel i sedimentene (Svåsand et al. 2016, s. 114). Oksygenmangelen bremser nedbrytningsprosessen, samtidig som utslippene fortsetter fra oppdrettsanleggene, og opphopning av avfall danner giftige gasser som dreper bunndyrene.

Ifølge Husa et al. (2013) er utslipp av næringssalter fra oppdrettsanlegg særlig problematisk fordi utslippene er størst på et tidspunkt der det er begrensede mengder nitrogen fra naturens side i den eufotiske sonen. Økte mengder næringsstoffer i den eufotiske sonen kan stimulere til planteplanktonvekst, og dermed hindre lystilgangen for viktige arter som tareskog, ålegressenger, kalkalgebunn og bløtbunnsområder (Husa et al. 2016).

## **Habitatendringer av gyte- og oppholdssteder**

Oppdrettsanleggene kan forandre villfiskens gyte- og vandringsmønster på flere måter. Rundt oppdrettsanleggene observeres store mengder villfisk (Svåsand et al. 2016, s. 156). De samler seg der fordi tilgangen på mat fra spillfôr og plankton er stor. Ettersom småfisk tiltrekkes av mattilgangen ved anlegget, samler også større fisk (predatorer) seg i området. Habitatendringer for villfisken påvirker de lokale økosystemene ved at predator-bytteforholdet i området endrer seg.

### **2.2.3 Kulturelle økosystemtjenester**

Naturen er et yndet sted for rekreasjon, turisme, inspirasjon til kunst, og åndelige opplevelser (TEEB u.å). Folk drar til fjorden for å fiske, bade, sole seg, kjøre båt eller padle i kajakk, gå tur langs fjorden og mye mer. Turistene nyter synet av fjell som møter fjord, fossefall, og de driver med sportsfiske i elvene og så videre.

Akvakulturnæringen kan påvirke kulturelle økosystemtjenester ved å forurense vannet med avfall og lus, som gjør det mindre attraktivt å bade i fjorden. Reduserte villfiskbestander som følge av utbrudd av sykdom og lus i oppdrettsanleggene påvirker også fritidsfisket i elvene og i fjorden. I en radius på 100 meter fra den ytre delen av oppdrettsanleggene er det forbud mot å fiske, og det er ferdselsforbud i en radius på 20 meter fra anlegget (Fiskeridirektoratet 2015). Ettersom villfisken samler seg rundt oppdrettsanleggene, blir færre fisk tilgjengelig for fritidsfiske i fjorden. En stor del av rekreasjonen og turismen i fjorden er også det visuelle. Synet av en fjord fri for industri kan gi en egen ro og glede. Oppdrettsanleggene bryter disse synsinntrykkene.

## **2.3 Reguleringer og avgifter i norsk akvakulturnæring**

For å få utdelt en akvakulturtillatelse må det må ha blitt gitt tillatelser etter forurensningsloven, matloven, havne- og farvannsloven, og vannressursloven (følger av akvakulturloven §6). Figur 2-9 viser saksgangen av akvakultursøknader. I denne forbindelse påløper det saksbehandlingsgebyr ved søknad etter akvakulturloven og forurensningsloven. I forbindelse med sertifisering av oppdrettsanlegget i henhold til NYTEK-forskriften<sup>3</sup>, kan det også påløpe kostnader. Slike gebyr og kostnader inngår ikke i betegnelsen "avgift", men er

---

<sup>3</sup> Forskrift om krav til teknisk standard for flytende akvakulturanlegg (NYTEK-forskriften).



likevel kostnader som oppdrettsvirksomhetene må forholde seg til ved søknader om nye konsesjoner.



Figur 2-9: Behandlingsgangen ved akvakultursøknader (Mattilsynet 2013)

De eneste særavgifter knyttet til akvakulturnæringen er konsesjonsvederlaget og tilsyns- og kontrollavgiften til Fiskeridirektoratet. Tilsyns- og kontrollavgiften finansierer tilsynet av oppdrettsanleggene (Nerheim & Torgersen 2009).

De senere årene har en arealavgift for akvakulturnæringen blitt tatt opp en rekke ganger i media, hos interesseorganisasjoner med mer. Argumentasjonen er ofte todelt: (1) Oppdrettsanlegg beslaglegger arealer som kunne bli brukt til annen næring eller rekreasjons- og turistformål, uten å betale for seg, og (2) kommunene har ingen insentiver til å tilrettelegge for oppdrettsanleggene (på optimal plassering), fordi de ikke gir nevneverdige inntekter til kommunen. Næringskomiteen på Stortinget avsto forslaget om å innføre en arealavgift for akvakulturnæringen. I stedet vedtok Stortinget i 2015 at 20 % av inntektene fra konsesjonsvederlagene tilfaller staten, og 80 % tilfaller oppdrettskommunene (Nærings- og fiskeridepartementet 2015). Videre kommer en gjennomgang av konsesjonslovgivningen fra oppstarten av næringen til i dag.

## Konsesjoner

På 1960-tallet startet noen pionerer opp fiskeoppdrett i sjø. I 1973 ble en midlertidig konsesjonslov innført, for "å gi et middel for å kontrollere og lede utviklingen i en ung næring som det er grunn til å tro har store vekstmuligheter" (Lysø 1977, s. 121). Loven skulle bidra til å styrke næringsgrunnlaget i fjord- og kystdistrikter ved lokaliseringen av anleggene. For å få tillatelse kunne ikke anlegget bidra til spredning av sykdommer, forurensende utslipp, være uheldig plassert eller er teknisk lite tilfredsstillende. Oppdrettsanlegg som allerede var i drift eller under oppbygging trengte ikke konsesjon, med mindre de ønsket å utvide eller endre produksjonsform (smoltproduksjon, matfisk e.l.) (Solheim 2015, s. 29-30). I årene før 1978 fikk de fleste som søkte konsesjon tilslag, men i 1978 innførte myndighetene en konsesjonsstopp frem til en permanent konsesjonslov ble innført (Solheim 2015, s. 2). På 1980-tallet kom først en oppdrettslov i 1981, og så en ny i 1985, og konsesjoner ble tildelt i flere runder (Hovland & Møller 2010). Fra 1989 ble det igjen en konsesjonsstopp (Innst. O. nr. 123 2000-2001).

I 1991 ble oppdrettsloven av 1985 liberalisert, og det var nå tillatt med kjøp og salg av konsesjoner (Innst. O. nr. 123 2000-2001; Thomesen 2006, s. 1-2). I tillegg åpnet endringen i loven for at en person eller selskap kunne eie flere konsesjoner, og lokalt eierskap var ikke lenger lovpålagt (Marøy 2011, s. 16). Dette førte til en strukturendring fra små oppdrettsselskap (ofte enkeltpersonforetak), til større selskap.

På 1990-tallet og frem til 2001 ble en rekke konsesjoner solgt til "skyhøye priser" i det private markedet (Hovland & Møller 2010, s. 21). Som følge av denne trenden vedtok Stortinget å innføre vederlag ved utdeling av konsesjon, og vederlagets størrelse skal reflektere konsesjonens potensielle avkastning (Innst. O. nr. 123 2000-2001, s. 3). I 2002 og 2003 ble 80 konsesjoner utdelt til en fast pris på 5 millioner kroner (St.prp. nr. 1 Tillegg nr. 4 2008). 10 konsesjoner ble utdelt til oppdrettsvirksomheter i Finnmark, til en pris på 4 millioner kroner. Ingen av de ble betalt, så de falt bort. I 2006 ble disse konsesjonene utdelt i en lukket budrunde, med en pris på mellom 50 000 kr til 2,9 millioner kroner (St.prp. nr. 1 Tillegg nr. 4 2008). Neste ordinære utdelingsrunde var i 2009. Denne gangen ble det fastsatt en pris på 3 millioner kroner til oppdrettsvirksomheter i Finnmark, og en pris på 8 millioner kroner for resten av landet (Andreassen & Robertsen 2014, s. 6). Konsesjonene ble utdelt til aktører med færre enn 20 konsesjoner, og til et relativt høyt vederlag, for å unngå videresalg av

konsesjonene. Ifølge Andreassen og Robertsen (2014) har imidlertid 25 % av de tildelte konsesjonene skiftet eier siden utdelingen, og de er i all hovedsak kjøpt opp av "store aktører".

Konsesjonene har som hensikt å sikre at det er miljømessig forsvarlig å sette opp et oppdrettsanlegg, avveininger av arealinteresser er foretatt, og krav om forholdet til arealplaner og vernetiltak er oppfylt (akvakulturloven §6). Vederlaget for konsesjonene er imidlertid ikke basert på samfunnets kostnad av miljøeffektene eller beslagslegging av areal, men kan tolkes som en engangsbetaling for rettighetene til å produsere i et avgrenset området. Det vil alltid være miljøkostnader knyttet til oppdrettsanleggene, men selskapene kan gjøre mer enn de gjør i dag for å redusere disse. For eksempel kan lukkede merder redusere antall rømte fisk, organisk avfall, og spredning av patogener og lakselus fra anleggene betraktelig. Så lenge oppdrettsanleggene ligger i fjorden eller havet vil de imidlertid fortsette å påvirke vandrings- og gytemønstrene til villfisk, og rekreasjonsmuligheter for lokalbefolkningen og turister.

Dagens reguleringer gir ingen insentiver til å redusere forurensningen mer enn det som kreves. En miljøavgift kan gi insentiver til å redusere forurensningen ytterligere, enten ved å basere avgiften på utslippene, differensiere avgiften mellom lokasjoner som gir lave og høye miljøeffekter av forurensningen, eller differensiere den mellom teknologier som har ulike utslippsnivåer (for eksempel åpne og lukkede merder).

## **2.4 Internasjonale eksempler på avgift i akvakulturnæringen**

Flere land har særavgifter for akvakulturnæringen. Avgiftssystemene varierer fra land til land. Chile, Norge, Canada og Skottland er de største produsentene av oppdrettslaks, men produksjon av oppdrettslaks foregår også i Australia, Færøyene, Island, Irland og New Zealand (Global Salmon Initiative 2015).

En gjennomgang av gebyr- og avgiftssystemene til Chile, Canada, Skottland, Færøyene, Australia og Irland viser at alle landene har søknadsgebyr for akvakulturtillatelse, og en årlig lisens eller leieavgift (se vedlegg B).

I British Columbia (Canada) må oppdrettselskapene betale en årlig avgift basert på MTB (Fisheries and Oceans Canada 2017). Chile, Irland, og noen regioner i Canada har en årlig avgift basert på konsesjonsarealet (se vedlegg B). Skottland har en årlig avgift basert på

mengden sløyd laks. I Australia og noen regioner i Canada betales en fast avgift årlig. Færøyene har en årlig avgift av turnover. Mer detaljert informasjon ligger i Vedlegg B.

Undersøkelsene har ikke gitt funn som tilsier at noen av landene har avgifter for akvakulturnæringen basert på miljøkostnader, men regelverket for tildeling av arealer legger til en viss grad vekt på miljøhensyn.

### 3 Teori

Denne studien bygger på miljøøkonomi, en gren av samfunnsøkonomi som kombinerer økonomiske prinsipper med forvaltningen av miljøressurser (Field & Field 2009, s. 2).

Teorien om frie markeder forutsetter blant annet at alle varer og tjenester har et marked, det ikke finnes fellesgoder, og at markedene er perfekte (Perman et al. 2011, s. 103).

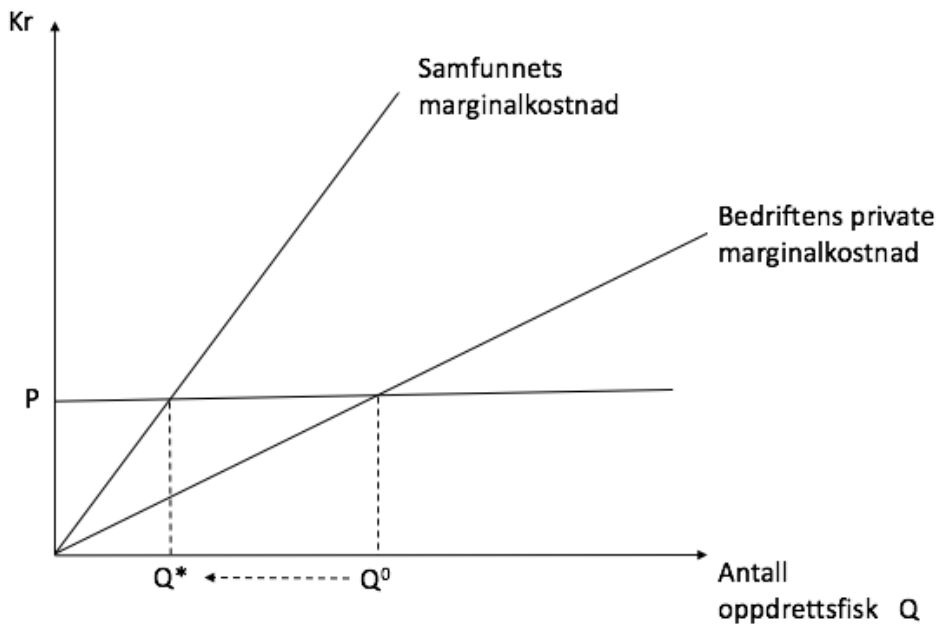
Markedssvikt oppstår når en av forutsetningene i markedsøkonomien ikke stemmer med virkeligheten.

Fellesgoder er goder som er tilgjengelig for alle, og flere kan benytte seg av godet samtidig uten at verdien reduseres for de andre (Field & Field 2009, s. 79). Ingen har eiendomsrett over godet, og dermed kan ikke godet reguleres i et marked. Naturen er et eksempel på et fellesgode. Miljøøkonomien søker å forvalte miljøressurser slik at fellesgodene ikke blir forringet mer enn samfunnet ønsker. For å forvalte miljøressursene rett, foreslår miljøøkonomien virkemidler som avgifter, subsidier, kvotehandel og direkte regulering (se kapittel 3.2).

#### 3.1 Samfunnskostnadene ved produksjon

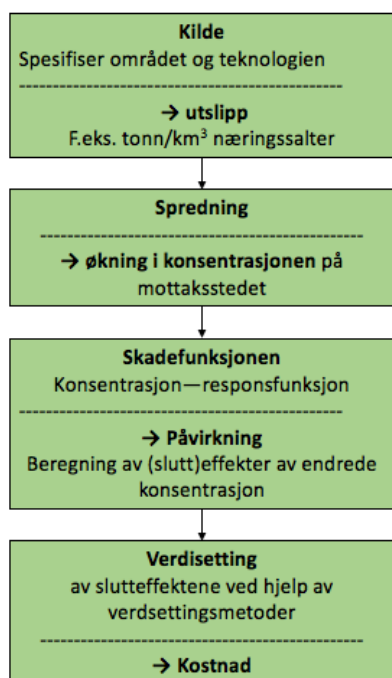
Ved produksjon av varer og tjenester oppstår en rekke samfunnsmessige kostnader og gevinster. De kan deles inn i interne (private) og eksterne effekter. En eksternalitet "oppstår når produksjonen eller konsumet hos en agent får utilsiktede konsekvenser for en annen agent, og den ikke får kompensasjon for konsekvensen av førstnevnte" (Perman et al. 2011, s. 121).

I markedet blir de interne effektene prissatt ved kjøp og salg, mens de eksterne effektene ikke blir det (Field & Field 2009, s. 71-74). Dette gjør at produsenter og konsumenter ikke tar hensyn til de eksterne effektene, fordi de ikke får positive eller negative sanksjoner ved å ta hensyn til dem. Ved å internalisere de eksterne kostnadene, "tvinges" den som forårsaker en utilsiktet konsekvens til å ta hensyn det som opprinnelig var en ekstern kostnad. Forurensing, spredning av sykdomssmitte og lakselus, er eksempler på slike eksterne effekter i oppdrettsnæringen. Bedriften produserer mengden i punktet der prisen er lik bedriftens marginalkostnad ( $Q^0$  i figur 3-1). Samfunnets marginalkostnad består av de eksterne kostnadene i tillegg til bedriftenes interne kostnader. For samfunnet er den optimale mengden i punktet der prisen er lik samfunnets marginalkostnad ( $Q^*$  i figur 3-1).

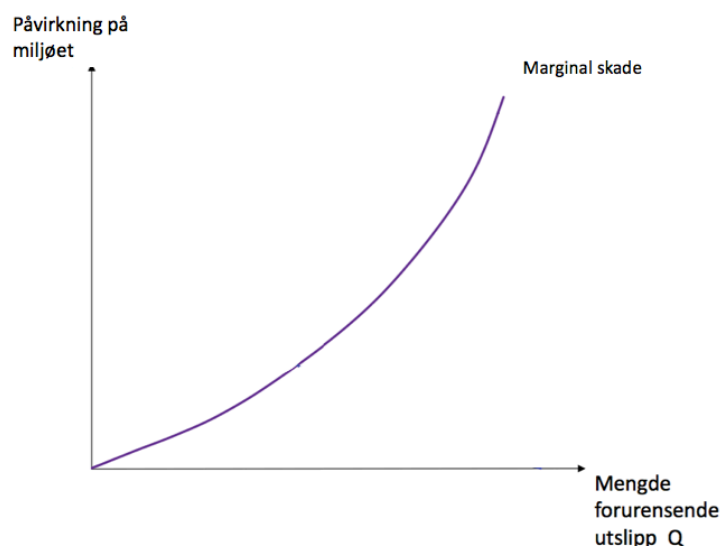


**Figur 3-1: Endring i produksjon når miljøkostnadene blir internalisert**

Man kan internalisere de eksterne kostnadene ved bruk av virkemidler som avgifter, subsidier, kvotehandel og direkte regulering (Perman et al. 2011, s. 182). For å vite hvor stor reduksjon i forurensningen som er optimalt, må 'marginal nyttekostnads'-kurven og 'marginal skadekostnads'-kurven beregnes. De eksterne effektene, deriblant miljøskadekostnadene, kan beregnes ved hjelp av skadefunksjonsmetoden (Figur 3-2) (Statens Forurensningstilsyn 2005, s. 16-17). Effektene av utslipp av organisk og uorganisk materiale, overfiske og rømming kan i prinsippet alle beregnes på denne måten.



Figur 3-2: Stegene i skadefunksjonsmetoden (Statens Forurensningstilsyn 2005, s. 16-17)



Figur 3-3: Skadefunksjonen

Steg 1 er å spesifisere området og teknologien til kilden, for eksempel et oppdrettsanlegg med åpne merder 200 meter fra land, innerst i Eidfjorden. Deretter måles økningen i konsentrasjonen av næringsstoffer, patogener eller lus på mottaksstedet. I steg 3 estimeres skadefunksjonen, eller benytter en skadefunksjon som ble estimert i tidligere studier. Vanligvis er det en konveks kurve, fordi naturen klarer å håndtere små utslipp med de regulerende økosystemtjenestene, mens store utslipp blir for mye å håndtere. I dette steget beregnes også slutteffektene av den endrede konsentrasjonen. I akvakulturnæringen vil slike effekter typisk være hvor store bestandsregulerende effekter som konsentrasjonen av patogener og lus har, eller endring i artssammensetningen som følge av økt næring i vannet eller eutrofiering. Til slutt beregnes verdien i kroner av slutteffektene. For miljøeffekter gjøres dette ved hjelp av metoder delt inn i fire kategorier: markedsbaserte metoder, avslørte preferanser, uttrykte preferanser, og verdioverføring (UNEP-WCMC 2011, s. 13). En nærmere beskrivelse av verdsettelsesmetoder står i kapittel 3.1.1.

### 3.1.1 Kort oversikt over ulike verdsettelsesmetoder

I denne oppgaven vil markedspriser og verdioverføring bli brukt for å verdsette miljøeffektene. Dette er kun to av flere metoder verdsettelsesmetoder for miljøgoder. Videre kommer en gjennomgang av hvordan slike metoder brukes.

## **Markedsbaserte metoder**

Markedsbaserte metoder kan beregne verdien direkte eller indirekte. Man kan beregne verdien direkte ved å estimere kostnaden av å erstatte et miljøgode, eller indirekte ved kostnaden av å forebygge eller reparere miljøskaden (UNEP-WCMC 2011, s. 16). Kostnaden av å benytte triploid (steril) laks for å unngå genetisk interaksjon, er et eksempel på verdisetting ved hjelp av forebyggende kostnader. Reparerende kostnader kan være kostnaden ved å fange rømt fisk, eller sette ut kultivert villaks for å få opp villaksbestanden i elvene.

## **Avslørte preferanser**

Metoder for avslørte preferanser beregner verdien ved å se på hvor mye folk er villig til å betale for et miljøgode (Field & Field 2009, s. 145). Transportkostnadsmetoden og hedonisk prising er de vanligste metodene for avslørte preferanser (UNEP-WCMC 2011, s. 19). Ved hjelp av transportkostnadsmetoden kan man estimere verdien av et miljøgode ved å finne ut hvor mange som reiser til lokaliteten for miljøgodet, hvor høye transportkostnader de har, og hvor ofte de reiser dit (Perman et al. 2011, s. 435). Hedonisk prising brukes for å se på betalingsvilligheten for miljøgodet i området ved å sammenligne boligpriser, og hvilke kvaliteter området og boligen har (Field & Field 2009, s. 146-149). Miljøgodet kan for eksempel være frisk luft, innsjø eller skog og mark. Ulempen med metoder for avslørte preferanser er at de kun estimerer bruksverdier.

## **Uttrykte preferanser**

Metoder for uttrykte preferanser beregner verdien ved hjelp av valgekspesimenter eller betinget verdsetting, og kan brukes for å estimere både bruks- og ikke-bruksverdier (Perman et al. 2011, s. 415-434). Fordelen med uttrykte preferanser er at de inkluderer både bruks- og ikke-bruksverdier. I et valgekspesiment benyttes spørreundersøkelser, hvor det oppgis ulike hypotetiske alternativer som beskrives detaljert, inkludert kostnaden ved alternativet. Respondentene velger så det alternativet de ønsker.

Betinget verdsetting benytter også spørreundersøkelser, hvor ulike alternativer oppgis med en detaljert beskrivelse (Perman et al. 2011, s. 415-426). Deretter blir respondentene spurt om å oppgi deres betalingsvillighet for alternativet. Ulempen med denne metoden er at folk har en tendens til å overvurdere deres egen betalingsvillighet.



Bruksverdier som kan påvirkes av akvakulturnæringen er for eksempel fritidsfiske, badeliv, og dykking etter koraller. Ikke-bruksverdier er verdien av eksistensen til miljøgode, slik som korallrev, villfiskbestander og lignende.

### **Verdioverføring**

"Verdioverføring vil si å bruke informasjon om økonomisk verdi fra et område til å estimere verdien i et annet område" (UNEP-WCMC 2011, s. 22). Denne metoden brukes når man mangler ressurser for å gjennomføre en egen undersøkelse eller analyse. Usikkerheten ved verdioverføring knytter seg til ulikheter mellom miljøgodene, preferansene til befolkningen, inntektsforskjeller og lignende (Navrud et al. 2007, s.19). For å få et riktig estimat av verdien, bør studieområdene være så like som mulig med hensyn til faktorene.

Det finnes to former for verdioverføring, enhetsoverføring og verdifunksjonsoverføring (Navrud et al. 2007, s. 19-20):

- Ved *enhetsoverføring* overføres verdien fra ett studie over på det aktuelle området, eventuelt korrigert for inntektsforskjeller, prisstigning eller ulikheter mellom stedene.
- Ved *verdifunksjonsoverføring* brukes koeffisientene fra verdsettingsfunksjonen og verdiene for forklaringsvariablene på det nye området settes inn.

Verdifunksjonsoverføring kan brukes både fra en enkelt studie og en metaanalyse. Sistnevnte kan kun gjennomføres når det finnes rikelig med verdsettingsstudier for miljøgodet, ettersom hver studie behandles som en observasjon (Navrud et al. 2007, s. 20). For å få nok forklaringsvariabler med i analysen, trenger man mange observasjoner. For å redusere usikkerheten, bør metaanalysen være basert på en rekke studier fra ulike områder, og inneholde forklaringsvariabler som beskriver både miljøgodet og befolkningen godt (inntekt, preferanser, utdanning osv.).

## **3.2 Aktuelle virkemidler**

Aktuelle virkemidler som internaliserer de eksterne kostnadene er avgifter og subsidier, kvotehandel eller direkte regulering. I dette kapittelet gis det en kort innføring om disse virkemidlene, samt kriterier for valg av virkemidler. Kapittel 3.3 går nærmere inn på avgifter, inkludert en teoretisk beregning av slike.

### 3.2.1 Kriterier for valg av virkemidler

Det finnes flere virkemidler som internaliserer de eksterne kostnadene. For å velge det optimale virkemiddelet, bør det bestå en rekke kriterier som vist i tabell 3-1. Et av de viktigste kriteriene er kostnadseffektivitet, noe samfunnsøkonomien er spesielt opptatt av.

Tabell 3-1: Kriterier for valg av virkemidler (Perman et al. 2011, s. 178)

Kriterier	Kort beskrivelse	Avgift/ subsidier	Kvotehandel	Direkte regulering
Kostnadseffektivitet	Virkemiddelet kan oppnå målet ved lavest mulig kostnad.	✓	✓	(✓/) $\times$
Langsiktige effekter	Virkemiddelet kan oppnå positive eller negative effekter på lang sikt.	✓	✓	✓
Dynamisk effektivitet	Gir virkemiddelet insentiver til å stadig redusere forurensningen i produksjonen?	✓	✓	$\times$
Rettferdighet	Konsekvensene av innføringen av et instrument bør ikke ha en negativ distribusjonseffekt.	✓/ $\times$	✓	✓
Pålitelighet	Kan virkemiddelet nå målet?	✓	✓	✓
Fleksibilitet	Virkemiddelet bør være fleksibelt, slik at det kan tilpasses raskt og billig, hvis det kommer ny informasjon, forholdene endrer seg, eller målene forandres.	✓	✓	✓/ $\times$
Kostnaden for bruk under usikkerhet	Det ideelle ville være å velge et virkemiddel som minimerer effektivitetstapet dersom informasjon det baserer seg på er ukorrekt.	Varierer	Varierer	Stor
Informasjonskrav	Hvor mye informasjon trengs for å bruke virkemiddelet, og er det vanskelig eller kostbart å oppdrive?	Ofte mindre enn direkte regulering		Varierer
Tilleggsfordeler	Kan virkemiddelet gi doble gevinster?	✓/ $\times$	$\times$	$\times$

Både avgifter og kvotehandling kan være kostnadseffektive virkemidler (Perman et al. 2011). I akvakulturnæringen har utslippskildene ofte ulik miljøeffekt, og utformingen av avgifter og kvotehandlingssystemet må ta hensyn til det for at virkemiddelet skal være kostnadseffektivt.

Direkte regulering kan være kostnadseffektivt dersom det er få utslippskilder, myndighetene har tilstrekkelig med informasjon, og det er mulig å kontrollere at anleggene ikke slipper ut mer enn de har tillatelse til. I praksis vil dette være tilnærmet umulig.

Både avgifter og kvotehandel kan oppfylle kriteriet dynamisk effektivitet (Perman et al. 2011). Etter hvert som tiden går, blir det utviklet nye måter å redusere forurensning på, som gjerne er billigere. Dette gir et skift i den 'marginale rensekostnadskurven'<sup>4</sup>, og den optimale avgiften og mengden forurensning endres. For å kunne utnytte det fulle potensialet bør avgiftsnivået og kvotemengden justeres tilsvarende.

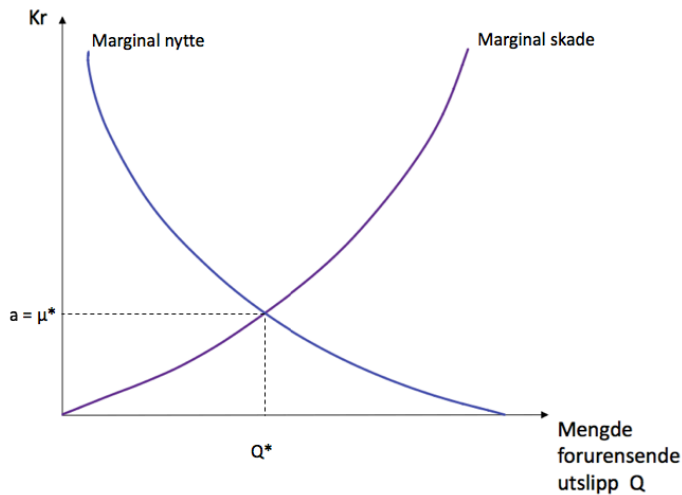
Både avgifter, kvotehandel og direkte regulering kan være pålitelige virkemidler til å nå målene. Direkte regulering kan tvinge bedriftene til å nå målene, ved å inndra tillatelsene dersom bedriftene ikke følger opp myndighetenes krav. Avgifter og kvotehandel gir insentiver til å redusere forurensningen dersom prisnivået på avgifter og kvoter ligger høyere enn rensekostnadene.

### **3.2.2 Avgifter og subsidier**

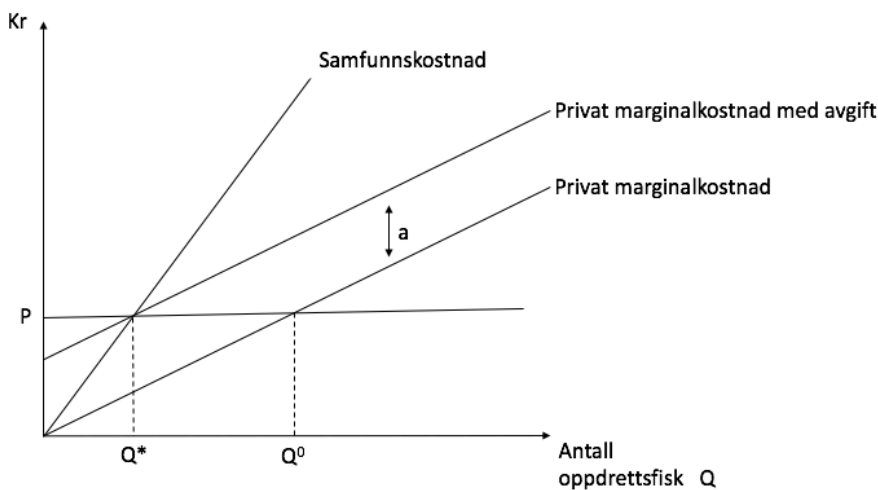
Ved å innføre en avgift på forurensning, spredning av sykdomssmitte eller lignende, internaliserer man miljøkostnadene. Det gjør at bedriften må ta hensyn til miljøkostnadene, og setter i gang tiltak for å forurense mindre (Kolstad 2000, s. 117). En slik avgift kalles for en Pigou-avgift. Den optimale størrelsen på avgiften er i punktet der marginal nytte og marginal skade er lik, slik som i Figur 3-4. I det punktet minimeres de totale samfunnskostnadene.

---

<sup>4</sup> 'Marginal rensekostnadskurven' er det samme som 'marginal nyttekostnadskurven' i Figur 3-4.



Figur 3-4: Det optimale nivået av forurensning som minimerer kostnadene (Perman et al. 2011, s. 148)



Figur 3-5 Korrigerer for eksternaliteter med avgift

Uten avgift produserer bedriftene mengden  $Q^0$  i krysningpunktet mellom pris og privat marginalkostnad, slik som i figur 3-5. En avgift lik  $a$  blir innført, og den private marginalkostnaden øker tilsvarende, fordi miljøskaden blir internalisert. En bedrift ønsker ikke (på lang sikt) å ha høyere marginalkostnad enn prisen de får for varen. Figur 3-5 viser hvordan bedriften tilpasser seg den nye avgiften, ved å produsere mengden ( $Q^*$ ) som er i krysningpunktet mellom pris og den private marginalkostnaden (inkludert avgift).

Subsidier på *reduisering* av forurensning fungerer på samme måte som avgifter på forurensning (Perman et al. 2011, s. 199). Størrelsen på en optimal avgift er den samme som for en optimal subsidie. Forskjellen mellom subsidier og avgifter er hvem som betaler for

reduksjonen av forurensning. Avgifter gir inntekter til staten, mens subsidier gir utgifter for staten. Fordelen ved avgift fremfor subsidie er inntekten den gir. Disse inntektene kan øremerkes til spesielle formål, for eksempel forskning eller redusering av negative distribusjonseffekter. Avgifter og subsidier gir også forskjellige insentiver. Subsidier kan føre til økt investering i nye oppdrettsanlegg, for så å få subsidier for å redusere produksjonen. Avgifter gir derimot ikke insentiver til å bygge nye anlegg.

For å finne en optimal avgift eller subsidie, kreves informasjon om nytte- og skadestrukturkurvene (Perman et al. 2011, s.196-197). Det er knyttet stor usikkerhet rundt estimeringen av disse. Bedrifter har insentiver til å overdrive de interne kostnadene ved å redusere utslipp. De eksterne kostnadene er vanskelig å estimere, fordi de ikke blir priset i markedet. I tillegg varierer miljøskadene fra et oppdrettsanlegg med mengden fisk, sykdoms- eller luseutbrudd, beliggenhet og strømforholdene. Dette gjør at miljøkostnadene er forskjellig fra anlegg til anlegg, og avgiften bør ideelt sett variere mellom anleggene i henhold til miljøkostnadene.

Målet for reduksjon av forurensning kan velges med hensyn til økonomisk effektivitet *eller* andre kriterier, slik som politisk gjennomførbarhet. Lindhjem og Magnussen (2015) hevder at mangelen på sikker informasjon ikke bør være en stopper for å innføre en avgift eller andre tiltak. I praksis verdsettes miljøskaden lik 0 når ingen virkemidler benyttes.

### **3.2.3 Kvotehandel**

Ved kvotehandel bestemmer myndighetene hvor mye forurensning som er tillatt totalt, og gir ut gratis eller auksjonerer ut kvoter (Perman et al. 2011, s. 200). Den optimale mengden forurensning er i punktet der marginal nytte og marginal skade er lik, slik som i Figur 3-4. Antall kvoter må derfor tilsvare den mengden, for å få best utbytte av kvotehandelen. Aktørene på markedet vil tilpasse seg, slik at de kjøper kvoter dersom prisen på kvoten er lavere enn aktørens kostnader ved å redusere forurensning, og motsatt. I en optimal kvoteordning blir kvoteprisen lik den optimale avgiften.

Kvotehandel egner seg når forurensningen har mange utslippsskilder med lik miljøskade. De eksterne effektene varierer mellom oppdrettsanleggene, på grunn av ulike forhold ved anleggene. For å ta hensyn til dette kan man differensiere alvorlighetsgradene til miljøskaden

ved et gitt utslippsnivå, og sette høyere krav til antall kvoter på steder der miljøskaden blir mer alvorlig.

### 3.2.4 Direkte regulering

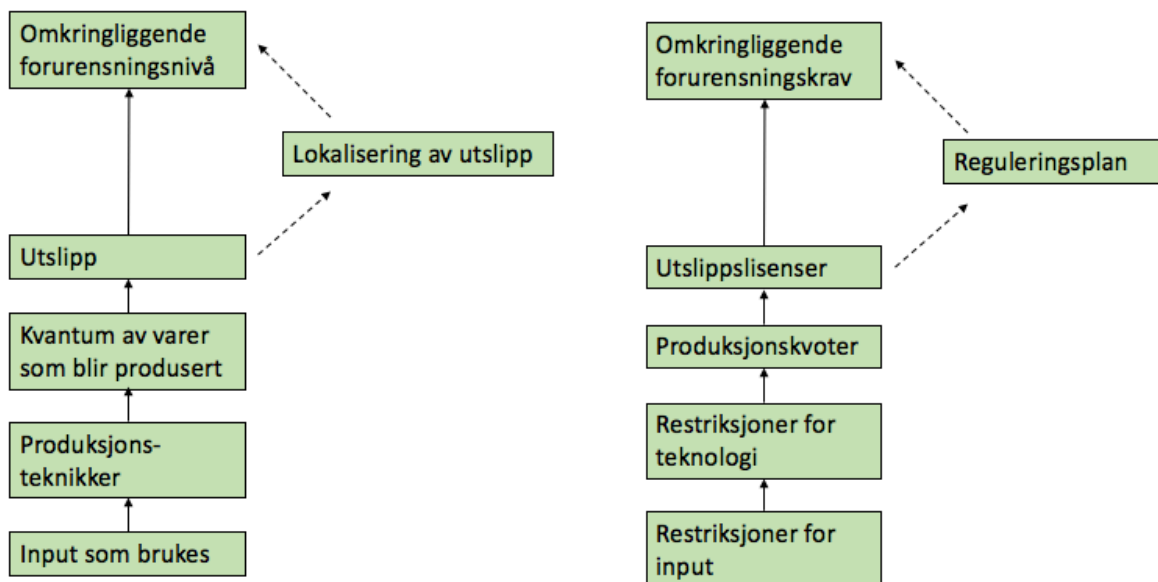
I tillegg til kvotehandel og avgifter/subsidier, kan man benytte direkte regulering.

Myndighetene kan regulere bedriftene/produksjonen direkte ved hjelp av (Perman et al. 2011, s. 188):

- Tillatelser eller forbud av ulike input i produksjonen
- Krav til teknologi
- Produksjonskvoter
- Utslippskvoter eller forbud
- Krav til lokaliseringen av anlegg

Kapittel 2.3 beskriver de ulike reguleringer som oppdrettsnæringen må forholde seg til, deriblant produksjonskvoter (konsesjoner), krav til teknologi og lokaliseringen av anlegg.

Det ideelle er å bruke et virkemiddel som ligger nærmest mulig det som er målet. Figur 3-6 viser hva som blir regulert ved bruk av ulike virkemidler for direkte regulering. Videre vil de ulike virkemidlene beskrives nærmere.



Figur 3-6: Klassifisering av virkemidler for direkte regulering (Perman et al. 2011, s. 188)

For å unngå bruk av miljøgifter eller andre miljøfiendtlige ressurser i produksjon, kan myndighetene innføre forbud mot slike kjemikaler eller ressurser (Perman et al. 2011, s. 182). De kan også innføre påbud om å bruke ressurser som ikke er (like) miljøfiendtlige.

Akvakulturnæringen i Norge er pålagt krav til teknologi i NYTEK-forskriften. Ved å bruke denne metoden, kan myndighetene tvinge bedriftene til å ta i bruk teknologi som effektivt reduserer utslipp. Bedriftene får mindre frihet til å velge metode for å redusere utslipp. Det kan hende bedriften har andre alternativer som er mer kostnadseffektive, eller bedre på annet vis. Teknologikrav gjør også at bedriftene fokuserer mindre på målet om å redusere utslipp, enn ved andre metoder.

Ved utslippslisenser eller produksjonskvoter bestemmer myndighetene total mengde utslipp eller produksjon (Perman et al. 2011, s. 189). Lisensene eller kvotene deles ut gratis, selges eller auksjoneres ut. I Norge brukes produksjonskvoter (konsesjoner). Myndighetene delte ut konsesjoner gratis inntil 2002. Fra 2002 til nå har utdelte konsesjoner hatt en fast pris eller blitt auksjonert ut.

Hvorvidt bedriftene overholder de tillatte mengdene, avhenger av kontroller og sanksjoner. Kontrollene må være gode og hyppige, slik at bedriften tror de blir avslørt dersom de produserer mer. Samtidig må sanksjonene være høyere enn nytten ved å produsere eller slippe ut mer enn tillatt. Utslippslisensene kan i teorien være kostnadseffektive, dersom myndighetene har full informasjon om bedriftenes kostnadskurver. I praksis er det tilnærmet umulig.

Den siste formen for direkte regulering av forurensning, er bruk av reguleringsplan for lokaliseringen av anlegg (Perman et al. 2011, s. 191). På denne måten kan myndighetene hindre lokale opphopninger av forurensningskilder. I tillegg kan de lokalisere anleggene på områder som minimerer skader på miljøet. Dette er svært aktuelt i akvakulturnæringen, ettersom dybde, strømmens styrke og retning har stor påvirkning på hvor store miljøeffektene blir.

### 3.3 Avgift

Særavgift for oppdrettsnæringen har blitt tatt opp i media og det politiske miljø, og det er gjort flere studier på området. Som det kommer frem av gjennomgangen av de ulike virkemidlene i kapittel 3.2, er avgift mest aktuelt for å få forurensere til å internalisere miljøkostnadene.

Det er flere potensielle avgifter for akvakulturnæringen, avhengig av hva man ønsker å oppnå med avgiften.

- Grunnrentebeskatning
- Eksportskatt
- Miljøavgift

Grunnrentebeskatning har sitt opphav i David Ricardo sine teorier om grunnrente (Hjorteland 2011). "Grunnrenten er den fordelen av å eie landområder som gir en høyere avkastning enn normalt med samme innsatsfaktorer" (Rødseth 1992, s. 169). Grunnrenten kan også gjelde rettighetene til produksjon i et område. I Norge blir olje- og vannkraftselskaper pålagt grunnrenteskatt (Hjorteland 2011). Grunnrentebeskatning er aktuelt for havbaserte akvakulturselskaper, fordi de benytter naturressursene som ligger i fjorden og havet, og har således en fordel framfor landbasert akvakultur. Noen havbaserte oppdrettsanlegg har også bedre vekstforhold enn andre på grunn av plasseringen av anleggene. Disse kan også være gjenstand for grunnrentebeskatning. Skatten legges som en prosentsats på selskapets overskudd, og påvirker ikke selskapets produksjon. Denne type skattlegging har ingen påvirkning på miljøeffektene av fiskeoppdrett, og tas derfor ikke med i denne oppgaven.

Ved å skattlegge eksport, innføres en særskatt som utenlandske kjøpere må betale for norsk oppdrettsfisk. Dette gir kjøperne høyere totale kostnader knyttet til kjøpet, og de er villig til å betale mindre per vare til produsenten og kjøper færre varer (skift i etterspørselskurven). Ved produksjon av homogene goder, vil produsenter med konkurransefordel på pris fortsette produksjonen, og produsenter med for høye produksjonskostnader blir utkonkurrert. Dette resulterer i en reduksjon i den totale innenlandske produksjonen. I akvakulturnæringen er miljøeffektene tett knyttet til produksjonsvolumet og plasseringen av anleggene. Indirekte kan en eksportskatt dermed redusere de totale miljøkostnadene knyttet til norsk akvakulturnæring.



I denne oppgaven velges eksportskatten bort til fordel for en miljøavgift som kan påvirke forurensningen direkte.

Det finnes flere studier på særavgifter for akvakulturnæringen. Utgangspunktet for studiene varier. Gabrielsen og Juriks (2013) ser på hvilken type avgift som er mest hensiktsmessig for både industrien og myndighetene, og vurderer en skatt basert på mengde, inntekt eller arealbruk. Liabø et al. (2011) ønsker å gi kommunene insentiver til å gi akvakulturnæringen tilgang til de mest egnede lokalitetene, og vurderer en særavgift basert på maksimal tillatt biomasse (MTB), faktisk arealbruk eller slaktevolum. Ingen av avgiftene i de foregående studiene er begrunnet i miljøskader. Grønn skattekommisjon utreder derimot en naturavgift og grunnlaget for å skattlegge aktiviteter som gir "en nedgang i økosystemtjenester og biologisk mangfold, noe som reduserer folks velferd" (Lindhjem & Magnussen 2015, s. 6). Sistnevnte er utgangspunktet for denne masteroppgaven.

Videre vurderes aktuelle avgiftsformer for en miljøavgift. Til slutt blir miljøavgiften beregnet teoretisk.

### **3.3.1 Aktuelle avgiftsformer for en miljøavgift**

Miljøavgiften må legges på enheten som er sterkest eller nærmest relatert til miljøeffektene (Lindhjem & Magnussen 2015, s. 6). Det er flere miljøeffekter knyttet til akvakulturnæringen.

Mengden oppdrettsfisk påvirker:

- Utslippets størrelse av patogener, lakselus og avfall fra fôr, medisiner og avføring
- Antall rømt oppdrettsfisk, og dermed risikoen for genetisk interaksjon

Lokasjonen av oppdrettsanleggene påvirker:

- Spreddearealet og alvorlighetsgraden for patogener, lakselus og avfall

Oppdrettsanleggene påvirker også kulturelle økosystemtjenester, fordi de beslaglegger større arealer. I tillegg til anleggets fysiske arealbruk, beslaglegger de areal ved å hindre tilgang til å fiske innenfor 100 meters radius fra anlegget, og å gå innenfor en radius på 20 meter (Fiskeridirektoratet 2015). I dag blir anleggenes lokasjon regulert direkte ved hjelp av konsesjonsbehandlingen.

Vi foreslår avgifter basert på:

- Slaktevolum
- Produksjonsvolum
- Arealbruk

Disse avgiftsformene er sterkt knyttet til miljøeffektene.

Helt lukkede anlegg laget av betong eller glassfiber, som beskrevet i kapittel 2.1, påvirker kun de kulturelle økosystemtjenestene. Det er derfor aktuelt å differensiere miljøavgiften mellom åpne og lukkede merder. For de lukkede anleggene er en avgift basert på arealbruk hensiktsmessig.

### **Slaktekvantum**

Mengden utslipp av avfall og smitte er sterkt knyttet til mengde fisk i anlegget, og deres vekstfaktor. Mengden fisk kan måles i slaktekvantum. Dermed kan en avgift basert på slaktekvantum være godt egnet for å belaste bedriftene økonomisk for den skaden de påfører samfunnet. Ved alvorlige sykdomsutbrudd, der dødeligheten er stor, vil slaktekvantumet bli lavere, samtidig som skaden de påfører samfunnet er stor. En avgift basert på slaktekvantum vil i slike tilfeller føre til at bedriftene ikke blir belastet økonomisk for *all* miljøskaden de påfører samfunnet. En slik avgift kan også føre til unødvendig stort arealbruk, og slik øke miljøkostnadene ved å redusere arealet som er tilgjengelig for rekreasjonsaktiviteter.

Informasjon om slaktekvantum er lett tilgjengelig via Altinn, og administrasjonskostnadene blir dermed lave.

### **Produksjonsvolum**

Fiskeridirektoratet samler inn produksjonstall for hvert oppdrettsanlegg gjennom året. Disse tallene inkluderer inngående beholdning, utsett og uttak av fisk i merdene, svinn og utgående beholdning. Oppdrettsfisk som dør i alvorlige sykdomsbrudd vil være en del av statistikken for svinn. Ved å bruke tallene for stående biomasse gjennom året *og* svinn, belastes dermed bedriften økonomisk "fullt ut" for den skaden de påfører samfunnet. For å unngå at bedriften slakter ut besetningen rett før tiden for beregningen av avgiften, bør en miljøavgift basert på produksjonsvolum beregnes på summen av stående biomasse og svinn for alle månedene i

året. I likhet med slaktevolum, kan bruk av produksjonsvolum føre til økte miljøkostnader ved å redusere arealet som er tilgjengelig for rekreasjonsaktiviteter.

### **Arealbruk**

Arealbruken er tett knyttet til kulturelle økosystemtjenester, slik som rekreasjon og turisme. I søknadsprosessen for å bygge nytt anlegg eller utvide et eksisterende, blir det levert inn skisser av anlegget (Liabø et al. 2011, s. 29). Disse skissene gjør det mulig å beregne arealbruken. Man kan velge å beregne faktisk arealbruk, hvor alt av utstyr og fortøyninger blir tatt med. En miljøavgift basert på arealbruk kan føre til økt fisketetthet, og dermed lavere dyrevelferd. For å unngå at miljøavgiften går utover dyrevelferden, bør tillatt antall fisk per m<sup>3</sup> reguleres direkte.

### **3.3.2 Teoretisk beregning av avgiften**

Miljøavgiften skal reflektere miljøkostnadene akvakulturnæringen påfører samfunnet. For enkelthetsskyld antas det at skadefunksjonen er lineær, selv om slike funksjoner som regel er konvekse (jf. kapittel 3.1).

Total miljøkostnad = verdien av fritidstjenester produsert av økosystemene + verdien av redusert fangst v/fritidsfiske + verdien av redusert fangst på grunn av lakselusutbrudd

### **Slaktevolum**

$$\text{Avgift} = \frac{\text{total miljøkostnad}}{\text{slaktet fisk i kg}}$$

### **Produksjonsvolum**

$$\text{Avgift} = \frac{\text{total miljøkostnad}}{\text{stående biomasse} + \text{antall fisk i svinn}}$$

## **Arealbruk**

For åpne merder:

$$\text{Avgift} = \frac{\text{total miljøkostnad}}{\text{total km}^2}$$

For lukkede merder:

$$\text{Avgift} = \frac{\text{Tapte fiske- og rekreasjonsmuligheter}}{\text{total km}^2}$$

## 4 Databeskrivelse og estimering

### 4.1 Utbrudd av sykdom og lakselus sin påvirkning på Hardangerfjordens bestander

Kostnaden av oppdrettsanleggenes sykdoms- og lakselusutbrudd som påvirker Hardangerfjordens bestander, beregnes ved å bruke sannsynligheten for bestandsreducerende effekter av ulike sykdommer og lakselus. Ideelt sett ganges sannsynligheten med Hardangerfjordens villfiskbestand. Behovet for data er dermed bestandstall og estimert sykdoms- og lakselusrelatert dødelighet. Dessverre er det ikke tilgjengelig bestandstall for villfisk i Hardangerfjorden.

Infeksjoner hos villfisk er vanskelig å oppdage, noe som gjør risikovurderingen krevende. Svåsand et al. (2016, s. 83) vurderer risikoen som lav for bestandsreducerende effekter på villfisk fra sykdomsutbrudd blant oppdrettsfisk. Kun kostnaden lakselusrelatert dødelighet vil derfor bli estimert.

Smitte til villfisk beregnes ved hjelp av estimert sannsynlighet for lakselusrelatert dødelighet fra Havforskningsinstituttets risikovurdering av norsk fiskeoppdrett (Svåsand et al. 2016, s. 31-32). Et gjennomsnitt for 2010-2015 gir en estimert sannsynlighet for lakselusrelatert dødelighet for sjørret på 46 % i Hardangerfjorden. For villaks i Hardangerfjorden er gjennomsnittlig estimert sannsynlighet for lakselusrelatert dødelighet på 29,3 % i gjennomsnitt for 2010-2015. Vedlegg A gjengir sannsynlighetene for ulike deler av Hardangerfjorden etter år.

For å kvantifisere effektene brukes fangsttall fra sjøfiske av laks og sjørret fra kommunene i Hardanger hentet fra Statistisk sentralbyrå (SSB). Det optimale ville vært å bruke fangsttall som er påvirket minst mulig av oppdrettsnæringen. Gjennomsnittlig fangsttall for 1966-1996<sup>5</sup> ble derfor brukt for å kvantifisere effektene. Tallene fra 1966-1996 ble valgt for å komme

---

<sup>5</sup> Fangsttall er ikke tilgjengelig inndelt etter kommuner før 1966. Kommunene som er med er Bømlo, Eidfjord, Etne, Fitjar, Fusa, Granvin, Jondal, Kvam, Kvinnherad, Odda, Stord, Sveio, Tysnes, Ullensvang og Ulvik.

nærmest mulig et fangsttall Hardangerfjorden ville hatt i et scenario uten oppdrettsanlegg, men med like hensyn til bestandene i forvaltningen av fiskerinæringen som er i dag.

Markedsprisen er hentet fra sluttседdelstatistikken for uke 52 til Skagerakfisk i 2015, som gir en oversikt over mengde solgt villaks og sjøørret til gjennomsnittsprisen for hele 2015 (Skagerakfisk 2015). Villaks ble i gjennomsnitt solgt for 89,80 kr og sjøørreten ble solgt for 60,36 kr.

## **4.2 Oppdrettsfiskens påvirkning på fritidsfiske i Hardangerfjorden**

Sykdomsutbrudd, rømt fisk og genetisk interaksjon kan påvirke bestanden i elvene, og dermed fangsten ved fritidsfiske i elvene. Verdien av redusert fangst ved elvefiske beregnes ved hjelp av omsetning av fiskekort i elvene rundt Hardangerfjorden, og fangsttall fra årene før produksjon av oppdrettsfisk påvirket bestanden i elvene.

Etne elveeierlag har bidratt med materiale fra Etneelva (Børretzen 2017). Elven har vært stengt for fiske av laks i 2010, 2011, 2014 og 2015. I tillegg har sjøørreten vært fredet de siste seks årene. Et fiskekort gir rett til å fiske i den aktuelle sonen for to personer i nesten et døgn (23 timer). Fangstknoten er på maks 2 laks i døgnet for alle soner unntatt sone 1, som har en fangstkvote på 3 laks i døgnet. Oppdrettslaks og regnbueørret regnes ikke med i fangstknoten. Prisen for et fiskekort er mellom 600-900 kr for Etneelva, og i gjennomsnitt gir det en sonepris på 740 kr i Etneelva. Lakselus og rømt oppdrettslaks er avgjørende for bestandene av laks og sjøørret i Etneelva, hvor laksebestanden er klassifisert som kritisk eller tapt og sjøørretsbestanden som sårbar<sup>6</sup>.

Granvinvassdragets Grunneigarlag opplyser om solgte fiskekort i sin årsmelding for 2016 (Haugen 2017). 41 dagskort, 19 bygdakort (dagskort for bygdedagen), 3 ukekort og 13 sesongkort ble solgt. Dagskortene og bygdakortene kostet 200 kr, ukekortene kostet 500 kr og sesongkortene kostet 1000 kr. Vassdraget var åpent for fiske mellom 15. juni og 15. september, og er en av de viktigste for sjøørreten i Hardangerfjorden. Vassdraget inneholder også mye røye. Villaksen er fredet i dette vassdraget, så fangsttallene for laks i 2016 gjelder kun oppdrettslaks. Lakselus og rømt oppdrettslaks er avgjørende for bestandene av laks og

---

<sup>6</sup> Ifølge lakseregisteret.no. Klassifiseringen foregikk i 2013.

sjørret i Etneelva, hvor laksebestanden er klassifisert som svært dårlig og sjørretsbestanden som hensynskrevende<sup>7</sup>.

Uskedalen grunn- og elveeigarlag opplyser om solgte fiskekort i sin årsmelding for 2016 (Uskedalen Grunn- og elveeierlag 2017). 480 fiskekort ble solgt til en samlet omsetning på 104 004 kr. Dette gir en gjennomsnittlig fiskekortpris på nesten 217 kr. Uskedalselva er en av få elver som har åpent for fiske av både laks og sjørret. Lakselus og rømt oppdrettslaks er avgjørende for bestandene av laks og sjørret i Etneelva, hvor laksebestanden er klassifisert som svært dårlig og sjørretsbestanden som redusert<sup>8</sup>.

Historiske fangsttall fra elvefiske er hentet fra SSB. Gjennomsnittlig fangst av laks og sjørret for 1950-1969, 1950-1972, 1950-2009, 1950-2016 og 1960-1969 ble beregnet for de aktuelle elvene. Fangsttall for 2007-2016 ble hentet fra SSB og fra fangstrapporter på elveeierlagenes hjemmesider (Etne elveeierlag 2016; Fiskeguiden 2017; Uskedalen grunn- og elveeierlag 2016).

Verdien av fritidsfisket i elvene blir beregnet ved å dele omsetningen av fiskekort på avlivet fisk i kg for 2016. Deretter multipliseres omsetning per kg fisk med de valgte gjennomsnittsfangstene. Differansen mellom omsetningen for gjennomsnittsfangsten i 2007-2016 og 1950-1969 er verdien av redusert fritidsfiske på grunn av oppdrettsfisk. Denne justeres så for inflasjon, ved å bruke årsendring i konsumprisindeksen mellom 2015-2016 (3,6 %) hentet fra SSB.

Ifølge (Olaussen & Liu 2011) kan fritidsfiskere verdsette fangsten ulikt avhengig av om de får oppdrettsfisk eller villfisk. For å ta hensyn til dette estimeres verdien av redusert fangst på to måter. Først antas det at oppdrettsfisk og villfisk blir verdsatt likt av fritidsfiskere, og omsetningen deles på totalt avlivet laks og ørret ved elvefiske. Deretter antas det at oppdrettsfisk blir verdsatt lik 0, og omsetningen deles på avlivet villaks og sjørret. Dette blir ansett som ytterpunktene for verdsettingen av fangst som er oppdretts- eller villfisk.

---

<sup>7</sup> Ifølge lakseregisteret.no. Klassifiseringen foregikk i 2013.

<sup>8</sup> Ifølge lakseregisteret.no. Klassifiseringen foregikk i 2013.

### 4.3 Verdien av fritidstjenester produsert av økosystemene

Ghermandi og Nunes (2013) har utført en metaanalyse basert på 79 verdsettingsstudier av fritidstjenester produsert av kystnære økosystemer. De har begrenset utvalget av verdsettingsstudier til studier som tar for seg kun bruksverdiene, inkludert både fritidsaktiviteter som henter ut ressurser fra området (slik som fiske) og aktiviteter som ikke gjør det (bading, båtturer, dykking osv.). De fleste primærstudiene er fra USA (82 observasjoner), Australia (22 observasjoner), Frankrike (18 observasjoner) og Sverige (13 observasjoner).

For å finne en modell med best mulig robusthet i resultatene, utførte Ghermandi og Nunes (2013) en metaregresjon av fire alternative modeller. Modell A hadde høyest forklaringssevne, i tillegg til å samsvare med den teoretiske bakgrunnen. De utførte en ny regresjonsanalyse for kun variablene i modell A, og det er den regresjonen som blir brukt i denne studien.

Metaanalysen nevnt over brukes for å verdsette fritidstjenestene som er produsert av økosystemene i Hardangerfjorden. Ettersom modell A fikk best resultater, brukes koeffisientene fra de statistisk signifikante variablene i denne modellen (Ghermandi & Nunes 2013, tabell 4). I verdioverføringen fra metaanalysen, benyttes middelerverdier for beslutningsstedet i forklaringsvariablene. For å beregne miljøkostnaden av akvakulturnæringens påvirkning på de kulturelle økosystemtjenestene, estimeres betalingsvilligheten for forbedring av vannkvaliteten i to scenarioer – et med og et uten oppdrettsanlegg. Endring i betalingsvillighet beregnes for sandstrender og korallrev, i tillegg til tapte fiske- og rekreasjonsmuligheter der oppdrettsanleggene står i dag.

De fleste variablene er "dummyvariabler". Dersom beslutningsstedet innehar spesifikasjonen, settes forklaringsvariabelen til 1, hvis ikke settes den til 0. Andre variabler er året for innhenting av primærdata, bruttonasjonalprodukt per innbygger, befolkningstetthet, antropogent trykk, tilgjengelighet, marin biodiversitet, og månedlige gjennomsnittstemperaturer (HDM).

For å finne endring i betalingsvillighet for forbedringer i vannkvaliteten, sammenlignes verdien for 2015 med et scenario uten oppdrettsanlegg, som beregnes ved å redusere antropogent trykk lik andelen nitrogen og fosfor akvakultur tilfører Hardangerfjorden. John



Rune Selvik fra NIVA har bidratt med estimerte utslipp fra akvakultur, jordbruk, befolkning, industri og natur i Hardangerfjorden<sup>9</sup> (Selvik 2017). I 2015 var utslippet av nitrogen totalt 5720 tonn, av de stod akvakulturnæringen for 2121 tonn (37 %). Utslippet av fosfor totalt var 431,5 tonn i 2015, og akvakulturnæringen stod for 364,7 tonn (85 %).

En av dummyvariabelene er sandstrand. Turistinformasjon ble brukt for å finne strendene i Hardangerfjorden, og Fiskeridirektoratets karttjeneste ble brukt for å beregne arealet av disse strendene. Arealet består av selve sandstranden, dvs. området med sand, og vannområdet rett utenfor. Ved beregning av betalingsvilligheten for forbedring av vannkvalitet i strandområdene, endres antropogent trykk fra situasjonen i 2015 (med oppdrettsanlegg) til et scenario uten oppdrettsanlegg, ved å redusere antropogent trykk slik som nevnt tidligere.

En annen dummyvariabel er korallrev. Arealet for korallrev ble beregnet ved hjelp av kartfunksjonen til MAREANO, et prosjekt som kartlegger blant annet arts mangfold (MAREANO 2007). Arealet gjelder for korallrevene ved Huglohammaren. For å beregne miljøkostnaden for områdene med korallrev, endres antropogent trykk tilsvarende prosentandelen utslipp av nitrogen og fosfor som akvakulturnæringen er ansvarlig for.

Oppdrettsanleggene okkuperer plass som ellers kunne blitt brukt til fritidsfiske eller annen rekreasjon. I scenarioet uten oppdrettsanlegg settes dummyvariabelene rekreasjonsaktiviteter uten uttak av ressurser og fritidsfiske lik 1 på områdene der oppdrettsanleggene står i dag. I scenarioet med oppdrettsanlegg settes de samme dummyvariabelene lik 0. På den måten kan vi beregne tapte fiske- og rekreasjonsmuligheter. Oppdrettsanleggenes areal ble beregnet ved hjelp av Fiskeridirektoratets karttjeneste som opplyser om faktisk plassering av ytterpunktene fra innsendt NYTEK-skjema. Ettersom det er fiskeforbud i en radius på 100 meter og ferdselsforbud i en radius på 20 meter fra anleggenes ytterpunkt, ble arealet av disse områdene også estimert (Fiskeridirektoratet 2015). Arealet av oppdrettsanleggene med fiskeforbudssonen, ble estimert ved å anta at hvert anlegg er formet som en sirkel, og øke radiusen for hvert anlegg med 100 meter. Arealet av oppdrettsanleggene med ferdselsforbudssonen ble estimert på samme måte, men øker radiusen for hvert anlegg med 20 meter.

---

<sup>9</sup> Vassdragområdene nr. 45-53. Disse tallene aggregeres vanligvis for større kystområder, så eventuelle feil kan bli synlige når man ser på små områder sånn som Hardangerfjorden.

BNP per innbygger justert for kjøpekraftsparitet er hentet fra verdensbanken, og lå på 62 084 dollar per innbygger i 2015. Befolkingstetthet er hentet fra SSB for 2015 og var i gjennomsnitt 20,7 innbygger per km<sup>2</sup> landareal. BNP per innbygger er tall for Norge, og befolkingstettheten er et gjennomsnitt av kommunene i Hardanger<sup>10</sup>.

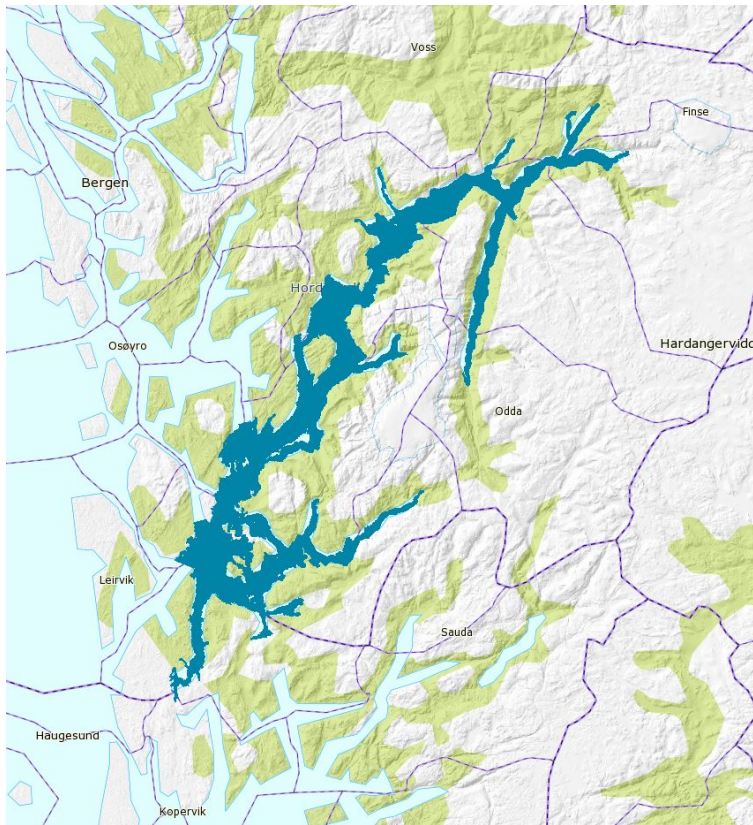
Tilgjengelighet ble beregnet som gjennomsnittlig reisetid fra tettstedene til Bergen, fordi det er nærmeste by av en viss størrelse. Dette ga en reisetid på 2,3 timer. Månedlige gjennomsnittstemperaturer ble hentet fra meteorologisk institutt sine nettsider, klima.no, og består av middeltemperaturer for noen av kommunene ved Hardangerfjorden. Månedstemperaturene er et gjennomsnitt fra 2011-2016 i disse kommunene.

Verdiene for antropogent trykk og marin biodiversitet er hentet fra en NIVA-rapport (Ruus et al. 2016). Marin biodiversitet ble beregnet ved Shannons diversitetsindeks, som et gjennomsnitt av stasjonsverdiene på de ulike prøvetakingsstasjonene i Samlafjorden (Ruus et al. 2016, s. 39). Antropogent trykk ble beregnet ved å finne gjennomsnittsverdien for henholdsvis nitrogen og fosfor, og konvertere de til tonn per km<sup>3</sup>.

Hele studieområdet areal ble beregnet i GIS av Hege Gundersen i Norsk institutt for vannforskning (NIVA).

---

<sup>10</sup> Gjennomsnittlig befolkingstetthet er beregnet for kommunene Bømlo, Eidfjord, Etne, Fitjar, Fusa, Granvin, Jondal, Kvam, Kvinnherad, Odda, Stord, Sveio, Tysnes, Ullensvang og Ulvik.



**Figur 4-1: Studieområdet for denne oppgaven, fra Halsnøyfjorden i vest til Eidfjorden i øst. Hele området er på 1165 km<sup>2</sup> (Gundersen 2017)**



## 5 Resultater

### 5.1 Miljøkostnader

#### 5.1.1 Utbrudd av sykdom og lakselus sin påvirkning på

##### Hardangerfjordens bestander

Miljøkostnadene ved redusert fangst på grunn av lakselusrelatert dødelighet, forårsaket av utbrudd hos oppdrettsanleggene, var 658 000 kroner for 2015 (tabell 5-1) med en markedspris på omkring 90 kr for villaks og 60 kr for sjøørret.

**Tabell 5-1: Miljøkostnader ved redusert fangst forårsaket av utbrudd av lakselus i akvakulturnæringen i Hardangerfjorden. Fangsttall fra 1966-1996. Estimert lakselusrelatert dødelighet er gjennomsnittstall fra 2010-2015 i Hardangerfjorden (se kapittel 4.1). Miljøkostnad oppgitt i 1000 2015-kr.**

	Antall kg	Estimert lakselusrelatert dødelighet	Markedspris	Miljøkostnad
Villaks	23 368	29 %	89,8 kr	615
Sjøørret	1 544	46 %	60,4 kr	43
Miljøkostnad =				658

De estimerte miljøkostnadene er følsomme for fangsttallene som brukes. Vedlegg D gir oversikt over miljøkostnader ved bruk av andre gjennomsnittlige fangsttall. Disse varierer fra 328 000 kr til 938 000 kr. Årsaken til spennet i miljøkostnader, er svært varierende fangsttall de siste fem tiårene. Fangsttallene er påvirket av akvakulturnæringen, fiskebestanden, og hvilket hensyn fiskerinæringen og myndighetene tar til fiskebestanden. Dette blir diskutert videre i kapittel 6.1.1.

#### 5.1.2 Oppdrettsfiskens påvirkning på fritidsfiske i Hardangerfjorden

Som nevnt i kapittel 4.2 ble miljøkostnaden ved redusert fangst estimert på to måter. Tabell 5-1 viser miljøkostnaden dersom fritidsfiskerne verdsetter fangst av oppdretts- og villfisk likt. Dette ga en estimert miljøkostnad på 243 000 kr. Fangsttallene for villfisk i Uskedalselva var høyere i perioden 2007-2016 enn gjennomsnittet for 1950-69, noe som gir en negativ verdi. Den estimerte miljøkostnaden ble satt til 0, fordi økningen i fangsttall fra tidligere år frem til perioden 2007-2016 ikke kan stamme fra effekter fra oppdrettsnæringen. Usikkerhet i tallene blir gjennomgått i diskusjonen, kapittel 6.1.2.

**Tabell 5-2: Estimert miljøkostnad ved lik verdi for oppdretts- og villfisk. Basert på gjennomsnittsfangst fra 1950-1969 og 2007-2016. Kostnaden oppgis i 1000 2015-kroner.**

Elv	Fangst i kg		Omsetning per kg	Estimert miljøkostnad
	1950-1969	2007-2016		
Etneelva	2 048	1 669	323	122
Granvinvassdraget	1 806	202	75	121
Uskedalselva	97	471	879	0
<b>Totalt</b>	<b>3 951</b>	<b>2 342</b>		<b>243</b>

Tabell 5-3 viser miljøkostnaden dersom fritidsfiskerne verdsatte fangst av oppdrettsfisk lik 0. Dette ga en miljøkostnad på 708 000 kroner. Kostnaden var nesten tre ganger så mye når fangst av oppdrettsfisk ble verdsatt lik 0. Det skyldes at kun villfisk ble tatt med i beregningen for perioden 2007-2016, og omsetning per kg fisk øker. I Granvinvassdraget var kun 24 % av fangsten i perioden 2007-2016 villfisk. Dette førte til en betydelig høyere omsetning per kg fisk, fra 75 kr/kg til 317 kr/kg.

**Tabell 5-3: Estimert miljøkostnad når oppdrettsfisk verdsettes lik 0. Basert på gjennomsnittsfangst fra 1950-1969 og 2007-2016. Kostnaden oppgis i 1000 2015-kroner.**

Elv	Fangst i kg		Omsetning per kg	Estimert miljøkostnad
	1950-1969	2007-2016		
Etneelva	2 048	1 548	364	182
Granvinvassdraget	1 806	143	317	526
Uskedalselva	97	470	937	0
<b>Totalt</b>	<b>3 951</b>	<b>2 161</b>		<b>708</b>

Miljøkostnadene ved bruk av andre historiske fangsttall ligger i vedlegg C. Dersom fritidsfiskerne verdsatte oppdrettsfisk og villfisk likt, kan den faktiske miljøkostnaden være mellom 185 000 kr og 545 000 kr, mens den ligger mellom 526 000 kr og 966 000 kr hvis fritidsfiskerne verdsatte oppdrettsfisk lik 0.

### 5.1.3 Akvakulturnæringens påvirkning på kulturelle økosystemtjenester

Verdien av kulturelle økosystemtjenester i Hardangerfjorden 2015 var 44,7 millioner kr<sup>11</sup>. I et scenario uten oppdrettsanlegg i fjorden var verdien av kulturelle økosystemtjenester i Hardangerfjorden 133,3 millioner kr. Miljøkostnaden ved oppdrettsanleggene i fjorden var dermed 88,5 millioner kr. Tapte fiske- og rekreasjonsmuligheter utgjør nesten hele miljøkostnaden, med en kostnad på 78,3 millioner kr.

Tabell 5-4 viser forskjell i forklaringsvariabler og betalingsvillighet mellom et scenario med og uten oppdrettsanlegg i Hardangerfjorden. Forklaringsvariablene for sandstrender og korallrev er lik i begge scenarioene, noe som gjør at endringen i antropogent trykk utgjør hele miljøkostnaden for sandstrender og korallrev.

**Tabell 5-4: Forskjell i forklaringsvariablene og betalingsvillighet mellom scenarioet med oppdrett og uten oppdrett i Hardangerfjorden. Betalingsvillighet og miljøkostnad oppgis i 1000 2015-kr.**

	Forklaringsvariabler		Betalingsvillighet for kulturelle økosystemtjenester		Miljøkostnad
	Med oppdrett	Uten oppdrett	Med oppdrett	Uten oppdrett	
Antropogent trykk	ln (133,91)	ln (80,84)			
Sandstrender	1	1	3 524	5 300	1 776
Korallrev	1	1	16 730	25 161	8 430
Tapte fiske- og rekreasjonsmuligheter (oppdrettsanlegg + 20 meter radius)	012	1	274	66 428	66 154
Tapte fiskemuligheter (ekstra 80 meter radius)	013	1	24 183	36 369	12 186
Sum miljøkostnad =					88 546

<sup>11</sup> Verdsettelsesmetodene i metaanalysen ble vektet etter antall studier med de ulike verdsettelsesmetodene. Variablen fritidsfiske ble satt til 1 for begge scenarioene.

<sup>12</sup> Gjelder både forklaringsvariablene rekreasjon uten uttak av ressurser og fritidsfiske.

<sup>13</sup> Gjelder kun forklaringsvariablen fritidsfiske.

Hele metaanalysens liste over forklaringsvariabler og koeffisienter ligger i Vedlegg E - 1. Usikkerhet i tallene blir gjennomgått i diskusjonen, kapittel 6.1.3.

### 5.1.4 Oppsummering

Miljøkostnadene var delt inn i tre kategorier i denne oppgaven. Til sammen ble miljøkostnadene på mellom 89,5 millioner kr og 90,0 millioner kr, avhengig av om oppdrettsfisken og villfisken verdsettes likt eller om oppdrettsfisken verdsettes lik 0 ved fritidsfiske i elvene. Dette er å anslå som et minimumsestimert, men bør tolkes med forsiktighet (se kapittel 6.1).

## 5.2 Avgifter

Skadekostnadskurven er ofte konveks, noe som gjør at marginalskadekostnaden er høyere enn gjennomsnittsskadekostnaden (se kapittel 3.1). På grunn av manglende informasjon forutsettes det at skadefunksjonskurven er lineær i beregningene av miljøavgiften, slikt at marginalskadekostnad er lik gjennomsnittsskadekostnaden. Dette kan føre til at skadekostnaden blir undervurdert, og avgiften blir for lav. Likevel er det nødvendig å forutsette at skadefunksjonskurven er lineær, ved manglende informasjon.

### 5.2.1 Slaktevolum

Slaktevolum kan beregnes enten i kg eller per stk. Total miljøkostnad er cirka 90 millioner kroner, og slaktet fisk i kg er cirka 65 millioner kg i 2015 (Vikingstad 2017).

$$\text{Avgift} = \frac{\text{total miljøkostnad}}{\text{slaktet fisk i kg}} = \frac{90 \text{ millioner kr}}{65 \text{ millioner kg}}$$

Dette ga en årlig avgift på cirka 1,37 kr per kg rund vekt, og cirka 6,7 kr per slaktet fisk.

### 5.2.2 Produksjonsvolum

Stående biomasse kan beregnes enten i kg eller per stk. Fiskeridirektoratet har kun informasjon om svinn i antall fisk (ikke kg), og derfor brukes produksjonsvolum for antall fisk. Produksjonsvolumet er summen av stående biomasse og svinn for alle månedene i året. Total miljøkostnad var cirka 90 millioner kroner, og produksjonsvolumet var cirka 188,5 millioner fisk i 2015 (Vikingstad 2017).



$$\text{Avgift} = \frac{\text{total miljøkostnad}}{\text{stående biomasse} + \text{antall fisk i svinn}} = \frac{90 \text{ millioner kroner}}{188,5 \text{ millioner fisk}}$$

Dette ga en avgift på cirka 0,48 kr per fisk. Avgiften for produksjonsvolum beregnes av summen for alle årets måneder.

### 5.2.3 Arealbruk

Arealbruk beregnes ut ifra arealet av ytterpunktene i plasseringen av anlegget på vannoverflaten fra innsendte NYTEK-skjemaer.

$$\text{Avgift} = \frac{\text{total miljøkostnad}}{\text{total km}^2} = \frac{90 \text{ millioner kroner}}{2,76 \text{ m}^2}$$

Dette ga en årlig avgift på ca. 32,5 kr per m<sup>2</sup>. For lukkede merder ble avgiften på ca. 28,4 kr per m<sup>2</sup>.

$$\text{Avgift} = \frac{\text{Tapte fiske- og rekreasjonsmuligheter}}{\text{total km}^2} = \frac{78,3 \text{ millioner kr}}{2,76 \text{ m}^2}$$

### 5.2.4 Eksempel på årlige miljøavgifter for en lokalitet

For å kunne sammenligne de tre foreslåtte alternativene til en miljøavgift, ble avgiftene beregnet for en lokalitet. Den valgte lokaliteten har et areal på 56 286 m<sup>2</sup>, noe som tilsvarer gjennomsnittsarealet i Hardangerfjorden, og tillatt biomasse på 2340 tonn.

Slaktevolum for lokaliteten ble estimert slik;

$$\text{Slaktevolum for lokaliteten} = \frac{\text{Slaktevolum for Hardanger}}{\text{Tillatt biomasse (MTB) for Hardanger}} * \text{lokalitetens MTB}$$

Produksjonsvolum ble estimert på tilsvarende måte. Lokaliteten ville fått en årlig avgiftsbelastning på ca. 3,12 millioner kroner hvis miljøavgiften var basert på slaktevolum eller produksjonsvolum. Hvis miljøavgiften var basert på arealbruk, ville de måtte betale 1,8 millioner kroner per år.



## **6 Diskusjon**

Miljøkostnaden er differansen mellom verdien for 2015 og et scenario uten oppdrettsanlegg. Situasjonen for 2015 er kjent, mens for scenarioet uten oppdrettsanlegg er fangsttall, antall fiskedøgn, omsetning av fiskekort, marin biodiversitet, antropogent trykk og lignende ukjent. I kapittel 6.1 diskuteres usikkerhetene ved de estimerte miljøkostnadene, og fremgangsmåten for å beregne miljøkostnadene.

I kapittel 6.2 diskuteres miljøavgiftenes størrelse sammenlignet med lukkede anleggs investerings- og produksjonskostnader, for å se om det er mulig at noen oppdrettsselskaper velger å bytte teknologi.

### **6.1 Miljøkostnader**

#### **6.1.1 Utbrudd av sykdom og lakselus sin påvirkning på**

##### **Hardangerfjordens bestander**

Resultatet av beregnet miljøkostnad med utbrudd av sykdom og lakselus i oppdrettsanleggene som grunnlag var en miljøkostnad på 658 000 kr i 2015.

Estimert lakselusrelatert dødelighet ble beregnet som en reduksjon i fangst for fiskerinæringen. Gjennomsnittlig fangsttall fra 1966-1996 ble brukt for å estimere hvor stor reduksjonen i fangst ville vært dersom man gikk fra ingen oppdrettsanlegg til dagens situasjon. Havforskningsinstituttet foretar en årlig risikovurdering av norsk fiskeoppdrett, der de blant annet estimerer lakselusrelatert dødelighet for villfisk (Svåsand et al. 2016). Disse estimatene er oppgitt i prosent, og ble brukt for å estimere hvor stor den årlige reduksjonen i fangst er, slik at årlige miljøkostnader kunne beregnes.

Tidspunktet for utbrudd av lakselus i oppdrettsanleggene påvirker i stor grad hvor alvorlige konsekvensene blir for villfiskbestanden. Det er tydelig i estimatene for lakselusrelatert dødelighet på grunn av store svingninger fra år til år. Sjørørret holder seg i fjorden og elvene hele året, mens villaks beveger seg fra elvene til havet en gang i året. Utbrudd av lakselus i den perioden villaks beveger seg mot fjorden er spesielt alvorlige. I beregningene ble det brukt et gjennomsnitt for årene 2010-2015 for sjørørret (Vedlegg A - 2) og villaks (

Vedlegg A - 3). Miljøkostnaden for 2015 kan være underestimert, fordi estimert dødelighet er lavere i gjennomsnitt for årene 2010-2015 enn de var i 2015. Miljøkostnaden skal være representativt for årene fremover også, noe som gjør at miljøkostnaden er underestimert hvis nivået i 2015 er starten på en trend mot høyere dødelighet.

Fangsten av sjørret og laks i Hardangerfjorden har sunket fra et gjennomsnitt på 32,8 tonn på 1960-tallet til 12,4 tonn på 1990-tallet. De siste 8 årene har det ikke vært fisket etter laks og sjørret i Hardangerfjorden. Påvirkning på villfiskbestandene fra akvakulturnæringen er ikke den eneste årsaken til nedgangen i fangsttallene. På 60-tallet var det ingen begrensninger på hvor mye man kunne fiske. Utover 1990-tallet og senere har reguleringene stadig blitt strengere for å unngå overfiske av bestandene. I dag opererer myndighetene etter et føre-var-prinsipp når det gjelder forvaltningen av villaksbestandene (St.prp. nr. 32 2006). Den optimale beregningen av redusert fangst på grunn av fiskeoppdrett er beregnet for en fangst som ikke er påvirket av fiskeoppdrett, mens alle andre påvirkninger på fangsten er lik som i 2015. Dette er vanskelig, om ikke umulig, å få til, og det er usikkert hvor stor andel av nedgangen fra 60-tallet til nå som er forårsaket av akvakultur. Gjennomsnittet for årene 1966-1996 ble brukt for å beregne redusert fangst, fordi de første tiårene hadde ingen og etter hvert liten matfiskproduksjon sammenlignet med i dag, men fokuset på forvaltningen av villfiskbestandene var helt annerledes enn i dag.

I vedlegg D er miljøkostnaden beregnet for fangsttall fra flere perioder. Miljøkostnaden varierer fra 328 000 kr (1990-tallet) til 938 000 kr (1980-tallet). Det ville vært naturlig å velge fangsttall for 1960-tallet dersom man ønsker å se på reduksjon i fangst fra en tid uten oppdrettsanlegg til nå, uten å ta hensyn til forskjeller i reguleringen av fiskerinæringen. Dette ville gitt en miljøkostnad på 867 000 kr.

### **6.1.2 Oppdrettsfiskens påvirkning på fritidsfiske i Hardangerfjorden**

Resultatet av beregnet miljøkostnad med redusert fangst ved fritidsfiske som grunnlag var en miljøkostnad på mellom 243 000 kr og 708 000 kr, avhengig av hvor høyt fiskeren verdsetter oppdrettsfisk på kroken.

Oppdrettsfiskens påvirkning på fritidsfiske i Hardangerfjorden ble beregnet ved å finne omsetning av fiskekort per kg fisk i fangst i utvalgte elver i området. Et fiskekort gir rett til å

fiske i elven for et gitt tidsrom. Når en konsument kjøper en vare, viser konsumenten en betalingsvillighet som er minst like stor som varens pris. Omsetningen av fiskekort tilsvarer dermed minimum betalingsvillighet for retten til å fiske i elven.

Olaussen og Liu (2011) fant forskjellig betalingsvillighet avhengig av andelen oppdrettsfisk i elvens fiskebestand. Gjennomsnittsfiskeren hadde en betalingsvillighet på 304 kr hvis hele bestanden bestod av villfisk, 125 kr hvis 50 % av bestanden var villfisk og 53 kr hvis det kun var oppdrettsfisk i elva<sup>14</sup>. Dette gir en reduksjon i betalingsvillighet på henholdsvis 60 % og 85 %, sammenlignet med et scenario der hele bestanden er villfisk. Disse funnene ble tatt hensyn til ved å beregne miljøkostnaden av redusert fangst på to måter: (1) ved å anta at oppdrettsfisk og villfisk verdsettes likt, og (2) ved å anta at oppdrettsfisk verdsettes lik 0. Noen konsumenter kan ha like preferanser for villfisk og oppdrettsfisk, og slik sett være positiv til oppdrettsfisk i elva, fordi det kan gi økte sjanser til å få fisk. Det vil i så fall være en miljøgevinst ved akvakulturnæringen. Det samsvarer ikke med preferansene funnet i Olaussen og Liu (2011) sitt studie, og vil nok kun gjelde for noen få personer. Sannsynligvis verdsetter fiskerne oppdrettsfisk lavere enn villfisk, men høyere enn 0 kr, slik funnene til Olaussen og Liu (2011) antyder.

Resultatene indikerer at omsetningen av fiskekort totalt sett ville vært høyere dersom det ikke er akvakulturnæring i området. Omsetningen av fiskekortene kan økes på to måter: ved at prisen per fiskekort økes, eller flere fiskekort blir solgt. En kombinasjon av de to kan også være mulig. Årsakene til den økte omsetningen kan være en høyere forventning til å få fisk, eller å få villfisk i stedet for oppdrettsfisk.

Omsetningstallene som brukes i disse beregningene gjelder for salg av fiskekort i 2016. Det er grunn til å tro at dagens situasjon med lave villfiskbestander, og stor påvirkning fra akvakultur, er kjent for potensielle kjøpere av fiskekort. Prisen på fiskekort kan være tilpasset situasjonen, noe som gjør at våre beregninger kan være underestimerte, fordi omsetning per kg fisk er lavere enn den ville vært hvis prisen ikke er påvirket av situasjonen. På en annen side betaler man for hele opplevelsen av å fiske når man kjøper et fiskekort. Opplevelsen av å fiske består av mer enn det å få fisk på kroken. For eksempel kan opplevelsen også bestå av å være ute i naturen, få tid for seg selv eller med venner og familie. I beregningene ble

---

<sup>14</sup> Betalingsvilligheten er uttrykt i 2015-kr.

omsetning per kg fiskefangst brukt for å finne miljøkostnaden. Indirekte antyder vi at fiskerne kun betaler for fangsten de får, dvs. opplevelsen av å få fangst og fiskens bidrag til matbordet. Dette gjør at miljøkostnaden kan bli overestimert.

Dersom flere fiskekort selges i et scenario uten akvakultur i området, må fiskernes transportkostnader inkluderes i beregningen av miljøkostnadene. Transportkostnadsmetoden kan brukes til å beregne betalingsvilligheten for å utøve en fritidsaktivitet. Fiske et al. (2012) har funnet forbrukskostnader ved laksefiske i elver rundt Trondheimsfjorden, hvor de blant annet tok for seg forbruket til fiskere inkludert overnatting, transport, forbruksvarer (mat, drikke, bensin), fiskeutstyr og tjenester knyttet direkte til fisket. Ianssen og Johansen (2007) har gjengitt spørreskjemaet som vedlegg i sin masteroppgave. Ifølge Fiske et al. (2012) sine undersøkelser hadde gjennomsnittsfiskeren forbrukskostnader på 301 kr per fiskedøgn, mens tilreisende brukte 790 kr per fiskedøgn, noe som tilsvarer henholdsvis 320 kr og 841 kr i 2015. Slike undersøkelser har ikke blitt gjort i Hardangerfjorden, og vi har heller ikke informasjon om flere fiskekort ville blitt solgt i et scenario uten akvakultur i området. Miljøkostnaden kan være underestimert ved denne fremgangsmåten for å beregne verdien av fritidsfiske for de to scenarioene. Årsaken er at transportkostnadene burde vært med i beregningene dersom flere fiskekort ville blitt solgt i et scenario uten oppdrettsanlegg.

Miljøkostnaden er beregnet for noen utvalgte elver i Hardangerfjorden, men bør beregnes for alle elvene i Hardangerfjorden for å kunne gi et mer helhetlig bilde av miljøkostnadene i Hardangerfjorden. Sett i helhet kan miljøkostnaden som er beregnet for oppdrettsfiskens påvirkning på fritidsfiske betegnes som et minimumsanslag av de virkelige miljøkostnadene.

### **6.1.3 Akvakulturnæringens påvirkning på kulturelle økosystemtjenester**

Resultatet av beregnet miljøkostnad med akvakulturnæringens påvirkning på kulturelle økosystemtjenester (rekreasjon) som grunnlag var en miljøkostnad på 88,5 millioner kroner.

Miljøkostnaden ble beregnet ved bruk av Ghermandi og Nunes (2013) sin metaanalyse. Betalingsvilligheten for forbedring av vannkvalitet ble beregnet for to scenarioer, et med og et uten oppdrettsanlegg i Hardangerfjorden. Differansen mellom betalingsvilligheten i de to scenarioene er miljøkostnaden.

Metaanalysen ble brukt fordi det ikke finnes betalingsvillighetsstudier for rekreasjon i fjorder eller ved kysten i Norge. Barton et al. (2010) har undersøkt betalingsvillighet for forbedring av vannkvalitet i to innsjøer i Østfold. Ettersom disse gjelder for ferskvann, og er drikkevannskilder for en del av respondentene i undersøkelsen, egner ikke denne studien seg for å verdsette forbedring av vannkvalitet i Hardangerfjorden. De nærmeste landene Ghermandi og Nunes (2013) har hentet verdsettingsstudier fra er Sverige, Finland og Storbritannia. De har også hentet verdsettingsstudier fra Canada, som er et land med noe akvakultur. Inntektsforskjeller, landenes utviklingsnivå, og befolkningstetthet er tatt hensyn til i metaanalysen, slik at det skal være mulig å overføre verdsettingsfunksjonen til andre studieområder. Holdningen til natur kan også påvirke betalingsvilligheten for et miljøgode, men dette er ikke tatt med i metaanalysen. Innbyggere i disse landene kan ha andre holdninger til natur enn vi har i Norge, noe som gir en usikkerhet i nivået på miljøkostnaden. Alle lokaliteter er unike, noe som gjør at man aldri vil kunne få helt riktig betalingsvillighet for et miljøgode ved bruk av verdioverføring.

Scenarioet uten oppdrettsanlegg ble beregnet ved å redusere antropogent trykk lik andelen tilførsler av nitrogen og fosfor som akvakultur står for i Hardangerfjorden i 2015<sup>15</sup> (Selvik 2017). Utslippstallene brukes normalt for større kystområder, og det kan være usikkerhet i tallene på vassdragsnivå (som brukes i denne studien). Oppdrettsanleggene påvirker også marin biodiversitet i nærheten av anleggene, noe som tydelig kommer frem gjennom trendovervåkning av miljøtilstanden ved oppdrettsanleggene. I scenarioet uten oppdrettsanlegg burde derfor marin biodiversitet blitt forandret på også, noe som ikke er gjort fordi det er usikkert hva biodiversiteten ville vært uten oppdrettsanlegg i Hardangerfjorden. Miljøkostnaden kan også av den grunn være underestimert. Bruttonasjonalprodukt er også påvirket av akvakulturproduksjonen, men har sannsynligvis ikke stor betydning i dette tilfellet.

Det er også noe usikkerhet rundt arealene som ble brukt i beregningen av miljøkostnaden. En del av beregningene var kostnaden av tapte fiske- og rekreasjonsmuligheter på grunn av arealkonflikten med oppdrettsanlegg. Oppdrettsanleggenes areal kan avvike fra virkelig areal, fordi NYTEK-koordinater blir ikke kvalitetskontrollert (Fiskeridirektoratet 2017a). Arealet av ferdsels- og forbudssonene rundt oppdrettsanleggene ble gjort matematisk ved å forutsette at

---

<sup>15</sup> Utslippstallene er gjengitt i kapittel 4.3.

anlegget var sirkulært, og deretter legge til 20 og 100 meter til radiusen. Det er usikkert om denne metoden kan benyttes til formålet, og dermed også om kostnaden knyttet til tapte fiske- og rekreasjonsmuligheter er riktig. I tillegg kan arealet av strender være underestimert, da innhenting av arealet ble gjort manuelt i karttjenesten til Fiskeridirektoratet, og det kan hende flere strender finnes enn de som er tatt med i beregningen av arealet. Arealet av korallrevne var også underestimert, på grunn av manglende informasjon om arealet til korallrevne i Hardangerfjorden. Kun et område ble tatt med, ved Huglohammaren i Husnesfjorden.

#### **6.1.4 Totale miljøkostnader**

Resultatene våre gav en miljøkostnad totalt på mellom 89,5 millioner kr og 90 millioner kr. Alle miljøkostnadene i denne studien er beregnet ut ifra bruksverdien til økosystemtjenestene, og det er kostnaden av årlige miljøeffekter som akvakulturnæringen er ansvarlig for.

Miljøkostnaden kan betraktes som en minsteverdi for de faktiske miljøkostnadene. Årsaken er tredelt: (1) alle verdier i denne oppgaven er bruksverdier, (2) akvakulturnæringen har påvirket økosystemtjenestene på flere måter enn vi har beregnet for, og (3) ved usikkerhet i beregningene ble vanligvis et konservativt estimat valgt. Unntaket er beregningene av oppdrettsanleggenes areal inkludert fiske- og ferdselsforbudssonene.

Verdsetting av miljøgoder kan være svært utfordrende, fordi miljøgoder er komplekse og vanskelig å kvantifisere skikkelig. Påvirkningen på villfisk fra utbrudd av sykdom i oppdrettsanleggene, eller rømt oppdrettsfisk, er spesielt vanskelig fordi svak villfisk vil bli spist av predatorer. Dette gjør at det vanskelig å estimere den faktiske miljøkostnaden av sykdomsutbrudd.

## **6.2 Avgift**

Miljøavgiftene var på cirka 1,37 kr/kg rund vekt ved avgift basert på slaktevolum, 0,48 kr/fisk ved produksjonsvolum (summen av stående biomasse og svinn for hele året), og 32,5 kr/m<sup>2</sup> ved avgift basert på arealbruk.

I 2015 var gjennomsnittlig kostnad per kg fisk på 32,07 kr, og salgsprisen per kg var 35 kr for laks og 31,3 kr for regnbueørret i Hordaland (Fiskeridirektoratet 2016b). De siste årene har produksjonskostnadene økt kraftig, og det er førkostnadene og andre driftskostnader som har



økt mest i Hordaland. Ifølge Fiskeridirektoratet (2016d) er det særlig "vedlikehold og kostnader knyttet til fiskehelse og miljø som utgjør en stor del av andre driftskostnader" på landsbasis.

Rosten et al. (2011) har undersøkt investeringskostnader ved åpne merder og lukkede (flytende) merder i sjø, samt landbaserte anlegg. Deres resultater var 100 kr/m<sup>3</sup> for åpne merder, 1000-3000 kr/m<sup>3</sup> for lukkede anlegg, og 20 000 kr/m<sup>3</sup> for landbaserte anlegg. I 1993 ble investerings- og produksjonskostnader ved stormerder (åpen), posemerder og landanlegg analysert. Finanskostnadene den gangen var på henholdsvis 0,80 kr/kg, 1,70 kr/kg og 4,85 kr/kg, og produksjonskostnadene var 4,80 kr/kg høyere for poseanlegg enn for stormerder (Kartevoll & Skaar 1993; Rosten et al. 2011). Iversen et al. (2013) har estimert produksjonskostnader ved ulike åpne og lukkede sjømerder, samt landbaserte anlegg. Produksjonskostnaden for lukkede beskyttede anlegg<sup>16</sup> var 17,6 % høyere enn for åpne merder i deres analyser. Dette er kun estimater. For å kunne si noe om lønnsomheten for bedrifter og samfunnet ved lukkede anlegg, kreves nyere og grundigere analyser av investerings- og produksjonskostnader, samt enda mer utprøving av storskala lukkede oppdrettsanlegg. Til syvende og sist er overgang til lukkede anlegg et spørsmål om hvilken risiko bedriftene ønsker å ta, hvilke konkurransefortrinn de har, og eventuelt om det vil være lønnsomt å gå inn i et nisjemarked for miljøvennlig laks. Fordelen med en miljøavgift fremfor strengere reguleringer av oppdrettsanlegg, er at bedriften har mer informasjon om egne forhold enn det myndighetene har.

Miljøavgiften har som hensikt å internalisere de negative effektene som akvakulturnæringen har på økosystemtjenestene, slik at forurenseren betaler for miljøskaden de forårsaker. Hvis avgiften er basert på utslippsmengde, eller differensieres mellom åpne, semilukkede og lukkede anlegg, kan innføringen av avgiften føre til at bedriftene reduserer sine utslipp. Miljøavgiften for lukkede merder var 28,4 kr/m<sup>2</sup> ved avgift basert på arealbruk.

Den optimale miljøavgiften er sterkt knyttet til miljøeffektene som oppdrettsanleggene påfører samfunnet, har lave administrasjonskostnader og hvilke effekter miljøavgiften gir. En

---

<sup>16</sup> Beskyttet vil si at anlegget ikke ligger på åpent hav. Iversen et al. (2013) opererer med to typer lukkede anlegg, beskyttede og eksponerte, mens i denne masteroppgaven er det ikke skilt mellom de to typene.

miljøavgift basert på arealbruk er tettest knyttet opp mot miljøeffektene, ettersom den største kostnaden var for tapte fiske- og rekreasjonsmuligheter på grunn av arealkonflikten mellom oppdrettsanlegg og rekreasjon. Svinn kan tidvis bli stort på grunn av rømningsepisoder eller utbrudd av sykdom og lakselus, noe som øker miljøkostnadene fra et oppdrettsanlegg. Slaktevolum har ikke med svinn og egner seg ikke like godt som basis for en miljøavgift. Fiskeridirektoratet har tilgjengelig informasjon om både arealbruk og produksjonsvolum, men oppdrettsanleggenes areal er opplyst per lokalitet. En lokalitet kan ha flere eiere, som gjør arbeidet med å beregne arealbruk per oppdrettsanlegg eller -selskap mer krevende. Dette kan bidra til høyere administrasjonskostnader.

## 7 Konklusjon

Hensikten med denne studien er å undersøke miljøkostnadene av akvakulturnæringens påvirkning på økosystemtjenestene i Hardangerfjorden, og vurdere miljøavgift som et virkemiddel for å få forurensere til å betale for de kostnadene som påføres samfunnet. Denne studien må ses som en pilotstudie, og resultatene bør tolkes med forsiktighet. Bakgrunnen for dette er at viktig data ikke er lett tilgjengelig.

Miljøkostnadene var cirka 90 millioner kroner i 2015. Av disse var tapte fiske- og rekreasjonsmuligheter på grunn av oppdrettsanleggene den største miljøkostnaden, og tilsvarte cirka 78,3 millioner kroner. Ifølge "forurensere betaler"-prinsippet skal forurensere betale for miljøkostnadene den påfører samfunnet. I denne studien ble miljøavgift undersøkt som en metode for å få forurensere til å betale. Tre ulike typer miljøavgifter ble vurdert basert på: (1) slaktevolum, (2) produksjonsvolum (stående biomasse + svinn) og (3) arealbruk.

Resultatene av beregningene i denne studien var en miljøavgift på cirka 1,37 kr/kg rund vekt ved avgift basert på slaktevolum, 0,48 kr per fisk ved produksjonsvolum (summen av stående biomasse og svinn for hele året), og 32,50 kr per m<sup>2</sup> ved avgift basert på arealbruk. Det ble også differensiert mellom åpne og lukkede merder for miljøavgiften basert på arealbruk. For anlegg med lukkede merder kom miljøavgiften på 28,40 kr/m<sup>2</sup>.

Tre faktorer ble vurdert for å se på hvilken type miljøavgift som egner seg: hvilken enhet som er nærmest relatert til miljøeffektene, hvilke effekter miljøavgiften gir, og hvor store administrasjonskostnadene blir ved behandling av miljøavgiftene. Mesteparten av miljøkostnadene kom fra tapte fiske- og rekreasjonsmuligheter på grunn av oppdrettsanleggenes fysiske størrelse, samt fiske- og ferdselsforbudene. Denne kostnaden påvirkes også av antropogent trykk – utslippene av nitrogen og fosfor fra oppdrettsanleggene. Utslippene øker i takt med mengden fisk i merdene. Dette taler for å innføre en miljøavgift basert på arealbruk, men produksjonsvolum kan også være et alternativ. Fiskeridirektoratet har informasjon om både produksjonsvolum og oppdrettsanleggenes fysiske størrelse, men arealet er beregnet for hver lokalitet. Det øker administrasjonskostnadene ved arealbruk som basis for miljøavgiften.

En miljøavgift basert på produksjonsvolum kan føre til et unødvendig stort arealbruk, mens en miljøavgift basert på arealbruk kan føre til for høy fisketetthet. For å unngå for høy fisketetthet kan myndighetene vurdere å innføre et minstekrav for volum per fisk. På grunn av svinn ved produksjon egner produksjonsvolum seg bedre enn slaktevolum. Produksjonsvolum eller arealbruk som basis for miljøavgiften kan være en god løsning.

## **7.1 Forslag til videre forskning**

Miljøkostnader knyttet til akvakulturnæringen er et lite utforsket tema, og det er behov for videre forskning på dette området. For å få et bedre bilde av miljøkostnadene som akvakulturnæringen påfører fritidsfisket i dette området, bør det bli forsket mer på betalingsvilligheten for fritidsfisket i området, samt om betalingsvilligheten er avhengig av forholdet mellom mengden oppdrettsfisk og villfisk i elvebestandene.

Det er også behov for mer forskning rundt påvirkningen på villfisk av sykdomsutbrudd i oppdrettsanleggene. Det er manglende kunnskap om hvor store deler av villfiskbestandene som dør eller blir svekket på grunn av dette, hvilket gjør at det heller ikke er mulig å beregne miljøkostnadene av slik påvirkning.

I denne studien er kun bruksverdier tatt med i beregningen av miljøkostnadene. Det er behov for videre forskning på ikke-bruksverdier av biologisk mangfold, korallrev, villfisk og lignende i Hardangerfjorden eller andre steder langs kysten.

Forskning på betalingsvillighet for forbedring av vannkvalitet og biologisk mangfold for kystnære strøk i Norge er nødvendig for å kunne gi et mer sikkert anslag på miljøkostnadene knyttet til akvakulturnæringen eller annen bruk av vannområdene. I tillegg kan arealkonflikten mellom oppdrettsanlegg, rekreasjon, turisme og annen industri være verdt å se nærmere på.

## 8 Litteraturliste

- Adrian, A. (2017). *The lease rates for aquaculture producers*. Edinburg, Skottland (e-post til Ingvild Skumlien Furuseth 10. mars 2017).
- Alberta Agriculture and Forestry. (2017). *Fish culture licence*: Government of Alberta. Tilgjengelig fra: <http://www1.agric.gov.ab.ca/general/progserv.nsf/all/pgmsrv112> (lest 8. mai 2017).
- Andreassen, O. & Robertsen, R. (2014). Eierendringer for havbrukskonsesjoner tildelt i 2009-runden.
- Anon. (2016). Klassifisering av 104 laksebestander etter kvalitetsnorm for villaks. I: Forseth, T. & Thorstad, E. B. (red.). Vitenskapelig råd for lakseforvaltning. 85 s.
- Asche, F., Roll, K. H., Sandvold, H. N., Sørvig, A. & Zhang, D. (2013). Salmon aquaculture: larger companies and increased production. *Aquaculture Economics & Management*, 17 (3): 322-339.
- Bakketeig, I. E., Hauge, M., Kvamme, C., Sunnset, B. H. & Toft, K. Ø. r. (2016). Havforskningsrapporten 2016: Fisken og havet, særnr. 1-2016.
- Barton, D., Navrud, S., Lande, N. & Bugge Mills, A. (2010). Assessing Economic Benefits of Good Ecological Status in Lakes under the EU Water Framework Directive. Case study report. Norway.
- Bekkby, T., Eikrem, W. & Walday, M. (2012). *Økosystemtjenester i Nordsjøen-regulerende og støttende økosystemtjenester diskutert gjennom tre naturtyper*: Note from NIVA to Klif.
- Berg, A., Bergh, Ø., Fjelldal, P. G., Hansen, T., Juell, J.-E. & Nerland, A. H. (2006). Dyrevelferdsmessige konsekvenser av vaksinasjon av fisk-effekter og bivirkninger.
- Berge, A. (2016). *Dødelige giftalger sprer seg i Chile*. iLaks.no: iLaks. Tilgjengelig fra: <http://ilaks.no/dodelige-giftalger-sprer-seg-i-chile/> (lest 30.03.2017).
- Brekke, N. G., Skaar, R. B. & Nord, S. (1993). *Kulturhistorisk vegbok*. Bergen: Hordaland fylkeskommune : Nord 4 : Vestkyst. 477 s. ill. 29 cm s.
- Brooks, K. M. & Mahnken, C. V. (2003). Interactions of Atlantic salmon in the Pacific northwest environment: II. Organic wastes. *Fisheries Research*, 62 (3): 255-293.
- Brunswick, G. o. N. (2017a). *Crown Lands - Lease and Permit for Aquaculture Purposes*: Government of New Brunswick. Tilgjengelig fra:

- [http://www2.gnb.ca/content/gnb/en/services/services\\_renderer.2775.html - serviceFees](http://www2.gnb.ca/content/gnb/en/services/services_renderer.2775.html - serviceFees) (lest 8. mai 2017).
- Brunswick, G. o. N. (2017b). *Marine Finfish Aquaculture Approval*: Government of New Brunswick. Tilgjengelig fra: [http://www2.gnb.ca/content/gnb/en/services/services\\_renderer.520.Marine\\_Finfish\\_Aquaculture\\_Approval.html - serviceFees](http://www2.gnb.ca/content/gnb/en/services/services_renderer.520.Marine_Finfish_Aquaculture_Approval.html - serviceFees) (lest 8. mai 2017).
- Børretzen, V. (2017). *Spørsmål om fritidsfiske i Etneelva* (e-post til Ingvild Skumlien Furuseth 1. april 2017).
- Costanza, R., Daly, H. E. & Bartholomew, J. A. (1991). Goals, Agenda and Policy Recommendations for Ecological Economics. I: Costanza, R. (red.) *Ecological Economics: The Science and Management of Sustainability*, s. 1-20. New York: Clumbia Univ. Press.
- Department of Agriculture Food and the Marine. (2016). *Aquaculture - llicensing under fisheries (amendment) act, 1997 as amended and foreshore act 1933 as amended*: Department of Agriculture, Food and the Marine in Ireland. Tilgjengelig fra: <https://www.agriculture.gov.ie/media/migration/seafood/aquacultureforeshoremanagement/formsdownloads/Aquacultureappguidelines0616.pdf> (lest 8. mai 2017).
- Department of Fisheries and Land Resources. (2017). *Aquaculture licensing*: Newfoundland & Labrador (lest 8. mai 2017).
- Department of Fisheries Western Australia. (2016). *Licence fees*: Department of Fisheries Western Australia. Tilgjengelig fra: <http://www.fish.wa.gov.au/Fishing-and-Aquaculture/Aquaculture/Aquaculture-Management/Pages/Licence-Fees.aspx> (lest 8. mai 2017).
- Etne elveeierlag. (2016). *Laksebørs Etneelva*: Etne elveeierlag. Tilgjengelig fra: <http://www.etnelaks.no/> (lest 11. mai 2017).
- FAO. (2011). Review of the state of world marine fishery resources. I: Ye, Y. (red.). Rome: FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 569. 334 s.
- Field, B. C. & Field, M. K. (2009). *Environmental economics: an introduction*. 5. utg.: McGraw-Hill. 493 s.
- Findlay, R. H. & Watling, L. (1994). Toward a process level model to predict the effects of salmon net-pen aquaculture on the benthos. Chapter 4. *Canadian technical report*

*of fisheries and aquatic sciences/Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques*[CAN. TECH. REP. FISH. AQUAT. SCI.]. 1994.

Fisheries and Oceans Canada. (2016). *Prince Edward Island Aquaculture Leasing Policy*: Government of Canada. Tilgjengelig fra: [http://www.dfo-mpo.gc.ca/aquaculture/management-gestion/pei-ipe-eng.htm - toc\\_134](http://www.dfo-mpo.gc.ca/aquaculture/management-gestion/pei-ipe-eng.htm - toc_134) (lest 8. mai 2017).

Fisheries and Oceans Canada. (2017). *Aquaculture licensing in BC*: Government of Canada,. Tilgjengelig fra: <http://www.pac.dfo-mpo.gc.ca/aquaculture/licence-permis/index-eng.html> (lest 8. mai 2017).

Fiske, P., Baardsen, S., Stensland, S., Hvidsten, N. A. & Aas, Ø. (2012). Sluttrapport og evaluering av oppleieordningen i Trondheimsfjorden. (Korrigert versjon av NINA Rapport 546). *NINA Rapport 854*. 70 s.

Fiskeguiden. (2017). *Granvinselva/Granvinsvassdraget 2017*: Fiskeguiden.no.

Tilgjengelig fra:

<http://www.fiskeguiden.no/fiskeGuiden/index.php?side=vassdragRuseltat&vassdragid=1878>, (lest 11. mai 2017).

Fiskeridirektoratet. (2015). *Ferdseil ved oppdrettsanlegg*. fiskeridir.no:

Fiskeridirektoratet. Tilgjengelig fra: <http://www.fiskeridir.no/Fritidsfiske/Ferdseil-ved-oppdrettsanlegg> (lest 29. april 2017).

Fiskeridirektoratet. (2016a). *Kategorisering av rømmingshendelser i 2015*:

Fiskeridirektoratet. Tilgjengelig fra:

<http://www.fiskeridir.no/content/download/15046/219905/version/26/file/kategorisering-av-rommingshendelser-2015.pdf> (lest 29.03.2017).

Fiskeridirektoratet. (2016b). *Lønnsomhetsundersøkelse for laks og regnbueørret*:

Fiskeridirektoratet. Tilgjengelig fra: <http://www.fiskeridir.no/Akvakultur/Statistikk-akvakultur/Loennsomhetsundersokelse-for-laks-og-regnbueoerret> (lest 9. mai 2017).

Fiskeridirektoratet. (2016c). *Nøkkeltall fra norsk havbruksnæring 2015*. I:

Statistikkavdelingen (red.): Fiskeridirektoratet. Tilgjengelig fra:

<http://www.fiskeridir.no/statistikk/akvakultur/statistiskepublikasjoner/noekkeltall-fra-norsk-havbruksnaering> (lest 28.03.2017).

Fiskeridirektoratet. (2016d). *Økte kostnader ga redusert lønnsomhet i 2015*:

Fiskeridirektoratet. Tilgjengelig fra:

<http://www.fiskeridir.no/Akvakultur/Nyheter/2016/0716/OEkte-kostnader-ga-redusert-loennsomhet-i-2015> (lest 7. mai 2017).

Fiskeridirektoratet. (2017a). *Om kartdata - plan og sjøareal*: Fiskeridirektoratet.

Tilgjengelig fra: <http://www.fiskeridir.no/Kart/Om-kartdata/Om-kartdata-plan-og-sjoeareal> (lest 7. mai 2017).

Fiskeridirektoratet. (2017b). *Rømmingsstatistikk*: Fiskeridirektoratet. Tilgjengelig fra:

<http://www.fiskeridir.no/Akvakultur/Statistikk-akvakultur/Roemningsstatistikk> (lest 29.03.2017).

Fixdal, J., Andaur, K., Olsen, T. O., Molvik, G., Sterud, E., Sveier, H., Williksen, T., Winther, U., Åtland, Å. & Elvevoll, E. (2012). Fremtidens lakseoppdrett. [teknologiradet.no](http://teknologiradet.no).

Fraser, D. J., Houde, A. L. S., Debes, P. V., O'Reilly, P., Eddington, J. D. & Hutchings, J. A. (2010). Consequences of farmed-wild hybridization across divergent wild populations and multiple traits in salmon. *Ecological Applications*, 20 (4): 935-953.

Gabrielsen, J. & Juriks, V. (2013). *Area fee in the Norwegian salmon farming industry*: NORWEGIAN SCHOOL OF ECONOMICS.

Garseth, A. H., Fritsvold, C., Opheim, M., Skjerve, E. & Biering, E. (2012). Piscine reovirus (PRV) in wild Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and sea-trout, *Salmo trutta* L., in Norway. *J Fish Dis*, 36 (5): 483-93.

Ghermandi, A. & Nunes, P. A. (2013). A global map of coastal recreation values: Results from a spatially explicit meta-analysis. *Ecological Economics*, 86: 1-15.

Gjedrem, T. (2010). The first family - based breeding program in aquaculture. *Reviews in Aquaculture*, 2 (1): 2-15.

Global Salmon Initiative. (2015). *About Farmed Salmon and Salmon Farming*: Global Salmon Initiative. Tilgjengelig fra: <http://globalsalmoninitiative.org/about-us/about-farmed-salmon/> (lest 13.04.2017).

Government of New Brunswick. (2017). *Aquaculture Licence - Commercial*: Government of New Brunswick. Tilgjengelig fra: [http://www2.gnb.ca/content/gnb/en/services/services\\_renderer.200674.html - serviceFees](http://www2.gnb.ca/content/gnb/en/services/services_renderer.200674.html - serviceFees) (lest 8. mai 2017).

Government of South Australia. (2017). *Annual fees*: Government of South Australia. Tilgjengelig fra:



- [http://www.pir.sa.gov.au/aquaculture/leasing\\_and\\_licensing/annual\\_fees](http://www.pir.sa.gov.au/aquaculture/leasing_and_licensing/annual_fees) (lest 8. mai 2017).
- Gundersen, H. (2017). *GIS-beregninger for Hardangerfjorden* (e-post til Ingvild Skumlien Furuseth 19. april 2017).
- Hardanger Sunnhordlandske dampskipsselskap. (1930). *Hardanger Sunnhordlandske Dampskipsselskap: femti år 1880 \* 1930*. Bergen: John Griegs Boktrykkeri. 69 s. ill. 4° s.
- Haugen, L. T. (2017). *Spørsmål om fritidsfiske i Granvinvassdraget* (e-post til Ingvild Skumlien Furuseth 7. april 2017).
- Hjorteland, K. (2011). *Grunnrenteskatt på kraftverk*.
- Hovland, E. & Møller, D. (2010). *Åkeren kan òg være blå. Et riss av havbruksnæringens utvikling i Norge: ABM-utvikling; Kystverket; Riksantikvaren; Fiskeridirektoratet*.
- Husa, V., Kutti, T., Ervik, A., Sjøtun, K., Hansen, P. K. & Aure, J. (2013). Regional impact from fin-fish farming in an intensive production area (Hardangerfjord, Norway). *Marine Biology Research*, 10 (3): 241-252.
- Husa, V., Kutti, T., Grefsrud, E. S., Agnalt, A.-L., Karlsen, Ø., Bannister, R., Samuelsen, O. & Grøsvik, B. E. (2016). Effekter av utslipp fra akvakultur på spesielle marine naturtyper, rødlista habitat og arter, Nr. 8-2016: Havforskningsinstituttet.
- Ianssen, G. & Johansen, T. S. (2007). *God valdutforming - en flaskehals i lakseturisme? Ås: Universitetet for miljø- og biovitenskap, Instituttet for naturforvaltning*.
- Indicadores del Día. (2017). *Valor del UTM actual Chile*. Tilgjengelig fra: <http://indicadoresdeldia.cl/valor-utm-hoy.html> (lest 8. april 2017).
- Innst. O. nr. 123. (2000-2001). *Innstilling fra næringskomiteen om lov om endring i lov 14. juni 1985 nr. 68 om oppdrett av fisk, skalldyr m.v. (vederlag ved tildeling av konsesjoner for matfiskoppdrett av laks og ørret)*. Næringskomiteen.
- Iversen, A., Andreassen, O., Hermansen, Ø., Larsen, T. A. & Terjesen, B. F. (2013). *Oppdrettsteknologi og konkurranseposisjon*.
- Johansen, L.-H., Jensen, I., Mikkelsen, H., Bjørn, P.-A., Jansen, P. & Bergh, Ø. (2011). Disease interaction and pathogens exchange between wild and farmed fish populations with special reference to Norway. *Aquaculture*, 315 (3): 167-186.
- Kartevoll, S. & Skaar, A. (1993). Økonomisk analyse av flytende lukkede oppdrettsanlegg. *Analyse av produksjons- og investeringskostnader ved oppdrett i flytende*

- lukkede anlegg, sammenlignet med tradisjonelle sjøanlegg og landbaserte anlegg.: Akva Instituttet AS. 25 s.
- Kolstad, C. D. (2000). *Environmental Economics*: Oxford University Press.
- Liabø, L., Nystøyl, R., Kjønhau, A. F. & Lassen, T. (2011). Arealavgift for oppdrettslokaliteter - Utredning av grunnlaget for innføring av arealavgift eller ressurskatt i akvakulturnæringen. I: Liabø, L. (red.): Kontali Analyse AS.
- Lindhjem, H. & Magnussen, K. (2015). Grunnlag for en nærmere utredning av en naturavgift, 2015/20. 83 s.
- Liu, Y. & Sumaila, U. R. (2010). Estimating Pollution Abatement Costs of Salmon Aquaculture: A Joint Production Approach. *Land economics*, 86 (3): 569-584.
- Liu, Y., Diserud, O. H., Hindar, K. & Skonhøft, A. (2013). An ecological-economic model on the effects of interactions between escaped farmed and wild salmon (*Salmo salar*). *Fish and Fisheries*, 14 (2): 158-173.
- Lysø, N. (1977). *Fiskeoppdrett: utredning fra et utvalg oppnevnt ved kongelig resolusjon 25. februar 1972 ; utredningen avgitt til Fiskeridepartementet i april 1977*. Oslo: Universitetsforlaget. 198 s. ill. 4° s.
- MAREANO. (2007). *Om MAREANO*: MAREANO. Tilgjengelig fra: [http://www.mareano.no/om\\_mareano](http://www.mareano.no/om_mareano) (lest 30. april 2017).
- Marine Harvest, A. (2017). *Salmon farming industry handbook 2017*. marineharvest.com.
- Marøy, C. (2011). *Konsolidering av norsk oppdrettsnæring: en analyse av fremtidsutsiktene for små lakseoppdrettselskaper i Norge*.
- Mattilsynet. (2013). *Saksgangen i etablering og utvidelse av akvakulturanlegg*: Mattilsynet. Tilgjengelig fra: [https://www.mattilsynet.no/fisk\\_og\\_akvakultur/akvakultur/akvakulturanlegg/saksgang\\_en\\_i\\_etablering\\_og\\_utvidelse\\_av\\_akvakulturanlegg.5850](https://www.mattilsynet.no/fisk_og_akvakultur/akvakultur/akvakulturanlegg/saksgang_en_i_etablering_og_utvidelse_av_akvakulturanlegg.5850) (lest 18.04.2017).
- Mongstad, E. (2016). *Fem tusen oppdrettstorsk i fjor*: Kystmagasinet. Tilgjengelig fra: <http://www.kystmagasinet.no/nyheter/fem-tonn-oppdrettstorsk-i-fjor/> (lest 18.04.2017).
- MSD Animal Health. (2017). *Om furunkulose*: MSD Animal Health. Tilgjengelig fra: <http://www.msd-animal-health.no/akvakultur/Furunkulose/Om-Furunkulose.aspx> (lest 27.03.2017).

- Navrud, S., Soutukorva, Å., Söderqvist, T. & Trædal, Y. (2007). Nordic Environmental Valuation Database - slutrapport till Nordiska Ministerrådets miljö- och ekonomigrupp. København: Nordiska ministerrådet.
- Nerheim, M. & Torgersen, Y. (2009). Høyring av forslag om auka avgift for tilsyn og kontroll med akvakulturanlegg. Oslo: Fiskeri- og kystdepartementet.
- Nærings- og fiskeridepartementet. (2015). *Mer til kommunene fra lakseoppdrett*: Nærings- og fiskeridepartementet. Tilgjengelig fra: <https://www.regjeringen.no/no/aktuelt/mer-til-kommunene-fra-lakseoppdrett/id2466556/> (lest 18.04.2017).
- Olaussen, J. O. & Liu, Y. (2011). On the willingness-to-pay for recreational fishing—Escaped farmed versus wild Atlantic Salmon. *Aquaculture Economics & Management*, 15 (4): 245-261.
- Perman, R., Ma, Y., Common, M., Maddison, D. & McGilvray, J. (2011). *Natural resource and environmental economics*. 4. utg.: Pearson Education Limited.
- Province of Nova Scotia. (2015). *Aquaculture licence and lease regulations made under Section 64 of the Fisheries and Coastal Resources Act S.N.S. 1996*: Province of Nova Scotia. Tilgjengelig fra: [http://www.novascotia.ca/just/regulations/regs/fcraqualiclease.htm - TOC1\\_15](http://www.novascotia.ca/just/regulations/regs/fcraqualiclease.htm - TOC1_15) (lest 8. mai 2017).
- Richardsen, R. & Bull-Berg, H. (2016). Nasjonal betydning av sjømatnæringen. En verdiskapingsanalyse med data fra 2014, ISBN 978-82-14-06088-1.
- Rosten, T. W., Ulgenes, Y., Henriksen, K., Terjesen, B. F., Biering, E. & Winther, U. (2011). Oppdrett av laks og ørret i lukkede anlegg-forprosjekt. *SINTEF Fiskeri og Havbruk*.
- Ruus, A., Borgersen, G., Ledang, A. B., Staalstrøm, A. & Norli, M. (2016). Tiltaksrettet overvåking av kystvann i vannområdet Hardanger 2015.
- Rødseth, A. (1992). *Skatt på kraftselskap: rapport frå eit utval oppnemnt av Finans- og tolldepartementet 6. februar 1992 ; avgitt 15. november 1992*. Oslo: Statens forvaltningstjeneste, Seksjon Statens trykning. 228 s. diagr. 28 cm s.
- Selvik, J. R. (2017). *Sukkertareprosjektet: tilførsel av nitrogen og fosfor i Hardangerfjorden* (e-post til Ingvild Skumlien Furuseth 8. mai 2017).
- Skagerakfisk. (2015). *Sluttseddelstatistikk*: Skagerakfisk (lest 12. mai 2017).

- Solheim, C. (2015). *En kystnæring i emning. En studie av oppdrettsnæringens aktører i gjennombruddsårene på 1970-tallet*: The University of Bergen.
- St.prp. nr. 1 Tillegg nr. 4. (2008). *Om endring av St.prp. nr. 1 om statsbudsjettet 2009 (nye løyve til oppdrett av laks, aure og regnbogeaure i 2009)* Kystdepartementet, F.-o.
- St.prp. nr. 32. (2006). *Om vern av villaksen og ferdigstilling av nasjonale laksevassdrag og laksefjorder*. Miljøverndepartementet.
- Statens Forurensningstilsyn. (2005). Marginale miljøkostnader ved luftforurensning - skadekostnader og tiltakskostnader. *TA-2100/2005*: Statens Forurensningstilsyn. 71 s s.
- Statistisk sentralbyrå. (2016). *Akvakultur, 2015, endelige tall*: Statistisk sentralbyrå (SSB). Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/jord-skog-jakt-og-fiskeri/statistikker/fiskeoppdrett/aar> (lest 6. mai 2017).
- Steinset, T. A. (2017). Frå attåtæring til milliardindustri. *Samfunnspeilet*, 1/2017. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/jord-skog-jakt-og-fiskeri/artikler-og-publikasjoner/fra-attatnaering-til-milliardindustri> (lest 29. april 2017).
- Svåsand, T., Karlsen, Ø., Kvamme, B. O., Stien, L. H., Taranger, G. L. & Boxaspen, K. K. r. (2016). Risikovurdering av norsk fiskeoppdrett 2016. I: Svåsand, T., Karlsen, Ø., Kvamme, B. O., Stien, L. H., Taranger, G. L. & Boxaspen, K. K. (red.). *Fisken og havet*: Havforskningsinstituttet. 190 s.
- Taranger, G. L., Svåsand, T., Bjørn, P. A., Jansen, P. A., Heuch, P. A., Grøntvedt, R. N., Asplin, L., Skilbrei, O., Glover, K., Skaala, Ø., et al. (2012). Forslag til førstegenerasjons målemetode for miljøeffekt (effektindikatorer) med hensyn til genetisk påvirkning fra oppdrettslaks til villaks, og påvirkning av lakselus fra oppdrett på viltlevende laksebestander: Havforskningsinstituttet
- Veterinærinstituttet. 40 s.
- Taranger, G. L., Karlsen, O., Bannister, R. J., Glover, K. A., Husa, V., Karlsbakk, E., Kvamme, B. O., Boxaspen, K. K., Bjorn, P. A., Finstad, B., et al. (2014). Risk assessment of the environmental impact of Norwegian Atlantic salmon farming. *ICES Journal of Marine Science*, 72 (3): 997-1021.
- TEEB. (u.å). *Ecosystem services: The Economics of Ecosystems & Biodiversity*. Tilgjengelig fra: <http://www.teebweb.org/resources/ecosystem-services/> (lest 27. februar 2017).

- Thomesen, R.-Ø. (2006). *Verdisetting av konsesjon for oppdrett av laksefisk*: Universitetet i Tromsø.
- Thorsnæs, G. (2015). Hardangerfjorden. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/Hardangerfjorden>.
- UNEP-WCMC. (2011). Marine and coastal ecosystem services: Valuation Methods and their Practical Application. *UNEP-WCMC Biodiversity Series*, No. 33: 44.
- Uskedalen grunn- og elveeierlag. (2016). *Fangstrapporter for år:: Uskedalen grunn- og elveeierlag*. Tilgjengelig fra: <http://www.uskedalselva.no/uskedalen.nsf/rapport?OpenView&ar=2016> (lest 11. mai 2017).
- Uskedalen Grunn- og elveeierlag. (2017). *Årsmøte 2017*. uskedalselva.no. Tilgjengelig fra: [http://www.uskedalselva.no/uskedalen.nsf/article/Aarsmote\\_2017?Opendocument](http://www.uskedalselva.no/uskedalen.nsf/article/Aarsmote_2017?Opendocument) (lest 11. mai 2017).
- Veterinærinstituttet. (u.å.-a). *Furunkulose*. I: Reitehaug, E. & Haukaas, A. (red.): Veterinærinstituttet. Tilgjengelig fra: <http://www.vetinst.no/sykdom-og-agens/furunkulose> (lest 8. mai 2017).
- Veterinærinstituttet. (u.å.-b). *Infeksiøs pankreasnekrose*. I: Reitehaug, E. & Haukaas, A. (red.): Veterinærinstituttet. Tilgjengelig fra: <http://www.vetinst.no/sykdom-og-agens/infeksi%C3%B8s-pankreasnekrose-ipn> (lest 12.04.2017).
- Veterinærinstituttet. (u.å.-c). *Kaldevannsvibriose*. I: Reitehaug, E. & Haukaas, A. (red.): Veterinærinstituttet. Tilgjengelig fra: <http://www.vetinst.no/sykdom-og-agens/kaldevannsvibriose> (lest 27.03.2017).
- Vikingstad, E. (2017). *Produksjon i Hardangerfjorden*: Fiskeridirektoratet (e-post til Ingvild Skumlien Furuseth 26. april 2017).
- Wallace, I., Gregory, A., Murray, A., Munro, E. & Raynard, R. (2008). Distribution of infectious pancreatic necrosis virus (IPNV) in wild marine fish from Scottish waters with respect to clinically infected aquaculture sites producing Atlantic salmon, *Salmo salar* L. *Journal of fish diseases*, 31 (3): 177-186.
- Winther, N. (2017). *Taxation of aquaculture industry*. Færøyene (e-post til Ingvild Skumlien Furuseth 29. mars 2017).
- Ytrestøyl, T., Aas, T. S. & Åsgård, T. (2015). Utilisation of feed resources in production of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in Norway. *Aquaculture*, 448: 365-374.

Aadland, C. (2015). *Se alt de gjør for å få lukket fisken i sjøen inne*: Sysla.no. Tilgjengelig fra: [http://sysla.no/2015/10/27/havbruk/se-alt-de-gjor-for-a-fa-lukket-fisken-i-sjoen-inne\\_64598/](http://sysla.no/2015/10/27/havbruk/se-alt-de-gjor-for-a-fa-lukket-fisken-i-sjoen-inne_64598/) (lest 30.03.2017).

## Vedlegg A: Estimat av lakselusrelatert dødelighet

Vedlegg A - 1: "Estimat av lakselusrelatert dødelighet i smoltutvandringen i periode 1 (uke 20-23) på de ulike lokalitetene i prosent per år. Fargekoden bygger på grenseverdier foreslått i Taranger et al. (2012) og referer til vurdering av mulig populasjonsreducerende effekt (rød = høy, gul = moderat, grønn = lav). Dødelighetsestimatene bygger på luseinfestasjon på fisk mindre enn 150 g, som indikerer risikoen for smitte på vill laksesmolt i samme område." (Svåsand et al. 2016, s. 30).

Fylke	Fjord	Sted	2010	2011	2012	2013	2014	2015
Hordaland	Hardanger	Granvin	0	0				
		Ålvik		54	51	0	2	
		Rosendal	0	69	53	13	1	44
		Etne	0	0	16	1		7
		Indre Etne					3	
		Ytre Etne					11	

Vedlegg A - 2: "Estimat av lakselusrelatert dødelighet for periode 2 (uke 42-27, relevant for sjørret og evt. sjørøye) for de ulike lokalitetene i prosent per år. Dødelighetsestimatene er basert på all fisk, men med ulike grenseverdier for liten (< 150 g) og stor (>150 g) fisk som foreslått i Taranger et al. (2012)." (Svåsand et al. 2016, s. 32)

Fylke	Fjord	Sted	2010	2011	2012	2013	2014	2015
Hordaland	Hardanger	Granvin	0	14				
		Ålvik		17	40	32	7	
		Rosendal	55	67	87	38	42	82
		Etne	54	3	74	32		27
		Indre Etne						
		Ytre Etne					43	
							71	

Vedlegg A - 3: "Estimat av lakselusrelatert dødelighet på utvandrende postsmolt laks fra direkte undersøkelser ved hjelp av tråling i ytre deler av Hardangerfjorden. Fargekoden bygger på grenseverdier foreslått i Taranger et al. (2012) og referer til vurdering av mulig populasjonsreducerende effekt (rød = høy, gul = moderat, grønn = lav)." (Svåsand et al. 2016, s. 31)

Uke	Prevalens (%)					Intensitet (snitt)					Estimert økt dødelighet					
	2010	2011	2012	2013	2014	2010	2011	2012	2013	2014	2010	2011	2012	2013	2014	2015
18		33	100				3,3	10,9				13	54			
19	13			9	21	8			3,5	3	13			5	2	24
20	9	86	64	6	25	1,5	42,5	5,7	1,5	1	0	43	16	0	0	36
21			29					5,2					7	0		60
22	50	91	93	50	33	4,8	45,5	5,4	13	2	21	69	31	38	0	72
24		91		67	100		3		12	4		2		40	0	43



## Vedlegg B: Eksempler for andre lands særavgifter for akvakultur

### Canada

Tidligere har avgiftssystemene til akvakulturnæringen vært bestemt regionalt. Selv om slikt nå avgjøres nasjonalt, varierer avgiftene fra område til område.

I British Columbia må oppdrettsvirksomhetene betale et søknadsgebyr og en årlig lisens (Fisheries and Oceans Canada 2017). Den årlige lisensen er differensiert etter skalldyr og annen fisk, og om det er landbasert eller marine anlegg. For skalldyr i saltvann til kommersiell bruk, er satsen 5,2 dollar per tonn av MTB (maksimum tillatt biomasse). For annen fisk i saltvann til kommersiell bruk, er satsen 2,6 dollar per hektar konsesjonsareal.

I Alberta må oppdrettsvirksomhetene betale en årlig avgift på 100 dollar (Alberta Agriculture and Forestry 2017).

I New Brunswick er avgiftssystemet mer komplekst. Kommersielle aktører må betale 50 dollar i en årlig lisens hvis anlegget er i et privat område (Government of New Brunswick 2017). Dersom anlegget er i et offentlig eid område, må kommersielle aktører betale en årlig leie på 250 dollar per hektar for fisk som laks (Brunswick 2017a). I tillegg må aktører på offentlig eid område betale en "occupation permit" på 100 dollar per år. Oppdrettsanlegg som er i sjøen må også betale en årlig avgift for godkjenning av vannkvalitet (Brunswick 2017b). Anlegg med under 100 000 fisk må betale 1100 dollar, og anlegg med 100 000 fisk eller mer må betale 3300 dollar.

I Newfoundland & Labrador må oppdrettsvirksomhetene betale 500 dollar årlig for en akvakulturlisens for skalldyr, eller 1000 dollar årlig for en akvakulturlisens for annen fisk (Department of Fisheries and Land Resources 2017)<sup>17</sup>.

I Nova Scotia må alle akvakulturselskaper betale en årlig avgift på 398,10 dollar for lisens og leie på 13,30 dollar per hektar (Province of Nova Scotia 2015).

---

<sup>17</sup> Gjelder for 2015-2016

I Prince Edward Islands må oppdrettsvirksomhetene betale en årlig leieavgift på 10 dollar per dekar (Fisheries and Oceans Canada 2016).

## **Chile**

I Chile må oppdrettsvirksomhetene betale en årlig avgift på 10 UTM per hektar av tildelt konsesjonsareal (Liabø et al. 2011). 1 UTM er 46 461 chilenske pesos (Indicadores del Día 2017)<sup>18</sup>. Verdien av den årlige lisensen er 464 610 CLP = 7427,7 NOK per hektar.

50 % av avgiften går til det nasjonale fondet for regional utvikling, de resterende 50 % går til vertskommunen til oppdrettsanlegget. Konsesjonene varer i 25 år med mindre halvparten av miljørapportene har vært negative.

I tillegg må oppdrettsvirksomhetene betale en by/kommune-avgift, men dette er ingen særavgift for akvakulturnæringen (Liabø et al. 2011).

## **Færøyene**

Niels Winther fra Faroe Fish Farmers Association beskriver avgiftssystemet slik (Winther 2017);

*"På Færøyene betaler oppdrettsselskapene en løyveavgift av turnover. Dette beregnes ved å multiplisere den månedlige totale slaktevekten (GW) med en prosentsats av den internasjonale markedsprisen i samme måned. Det er gjennomsnittsprisen på Fish Pool, som benyttes som internasjonal markedspris. Prosentsatsen fastsettes på denne måten; (1) Er gjennomsnittsprisen på Fish Pool høyere enn 27 DKK/kg, da betales 4,5% av markedsprisen, (2) er gjennomsnittsprisen på Fish Pool mellom 23 og 27 DKK/kg, da betales 2,5% av markedsprisen, og (3) er gjennomsnittsprisen på Fish Pool under 23 DKK/kg, da betales 0,5% av markedsprisen."*

---

<sup>18</sup> Ved dagens kurs 8. april 2017

## Skottland

"I Skottland eier The Crown Estate mesteparten av sjøarealet, og er de som gir tillatelser til akvakulturproduksjon. Oppdrettsvirksomheter må betale leie basert på produksjonen. Leien ligger på £22.50 per tonn sløyd laks. Shetland, Orkenøyene og ytre Hebridene får en rabatt på 10 % på grunn av høyere transportkostnader. Dersom områdene står tomme/det ikke høstes inn noe, er leien på £1000 per år. Etter fire år uten innhøsting, dobles denne satsen. Ved fortsatt uteblivende bruk, dobles satsen ytterligere annethvert år.

For ørret ligger leien på £7.40 per høstet GW tonn, med ledige leie på £ 100 etter samme ikke-bruksbestemmelsene."(Adrian 2017)

## Irland

I Irland må oppdrettsvirksomhetene betale en årlig avgift basert på antall hektar konsesjonsareal (skalldyr) eller antall tonn (fisk) (Department of Agriculture Food and the Marine 2016). Se figuren nedenfor.

Vedlegg B - 1: Årlig avgift for akvakulturnæringen i Irland

Licence Class (1)	Method of Calculation (2)	Fee (3)
Shellfish Culture or Culture of aquatic plants or aquatic fish food (intensive)	Up to 2 hectares	€82.53
	Each additional hectare	€40.63
Shellfish Culture or Culture of aquatic plants or aquatic fish food (extensive)	Up to 2 hectares	€82.53
	Each additional hectare up to 20	€40.63
	Each additional hectare above 20	€1.27
Finfish Culture	Up to 100 tonnes (per tonne)	€6.35
	Each additional tonne	€15.24

## Australia

I Australia varierer avgiftssystemene mellom Sør- og Vest-Australia. I Vest-Australia påløper et leieavgift på 2525 dollar ved tildeling av akvakulturtillatelse (Department of Fisheries Western Australia 2016).

Sør-Australia har årlige avgifter for landbaserte og sjøbaserte oppdrettsanlegg. Se tabellen nedenfor for avgiftssatsene.

**Vedlegg B - 2: Årlige avgifter for akvakulturtillatelse i Sør-Australia (Government of South Australia 2017)**

Annual fees	
Marine licenses	
- Finfish licence	\$7160
- Storage of sea cages - licence	\$1924
Marine leases	
- Finfish other than wild caught tuna	\$3478,20
- Storage of sea cages - lease	\$1177,00

## Vedlegg C: Verdsetting av fritidsfiske

### Elvefiske av laks og sjørret, gjennomsnittlig fangst i kg

Elv	1950-59	1950-1969	1950-1972	1950-2009	1960-69
Etneelva	1 986	2 048	2 240	3 068	2 111
Granvinvassdraget	1 300	1 806	1 967	1 446	2 311
Uskedalselva	137	97	92	206	61
Steinsdalselva (Kvam)	165	124	125	221	58
Total fangst	3 588	4 075	4 424	4 941	4 541

### Elvefiske av laks og sjørret i Etneelva, avlivet fisk i kg

Etneelva	Laks i alt	Oppdrettslaks <sup>19</sup>	Sjørret	Villfisk i alt	Fisk i alt
2016	3110	355 <sup>20</sup>	9	2764	3119
2015	0	0	0	0	0
2014	0	0	0	0	0
2013	1501	17	4	1489	1505
2012	3649	248	28	3429	3677
2011	0	0	0	0	0
2010	0	0	0	0	0
2009	1482	202	75	1355	1557
2008	2930	206	245	2969	3175
2007	3303	178	353	3478	3656

---

<sup>19</sup> Mengde oppdrettsfisk er beregnet utifra fangstrapporter hentet fra etnelaks.no (laksebørsen)

<sup>20</sup> Mengde oppdrettsfisk er beregnet utifra fangstrapporter hentet fra etnelaks.no

(laksebørsen), og Vidar Børretzens anslag på gjennomsnittsvekt fra organisert utfiske etter sesongen. 68 oppdrettslaks med en totalvekt på 239,7 kg ble rapportert via fangstrapportene. 46 oppdrettslaks ble fisket ut etter sesongen med en anslått gjennomsnittsvekt på 2,5 kg per fisk.

### Elvefiske av laks og sjøørret i Granvinvassdraget, avlivet fisk i kg

Granvinvassdraget	Laks i alt	Oppdrettslaks <sup>21</sup>	Sjøørret	Villfisk i alt	Fisk i alt
2016	258,5	258,5	80,7	80,7	339,2
2015	0		249	249	249
2014	69		97	166	166
2013	19		154	173	173
2012	145	145	126	126	271
2011	45	45	235	235	280
2010	74	74	104	104	178
2009	0		126	126	126
2008	26	26	69	69	95
2007	49	49	98	98	147

### Elvefiske av laks og sjøørret i Uskedalselva, avlivet fisk i kg

Uskedalselva	Laks i alt	Oppdrettslaks <sup>22</sup>	Sjøørret	Villfisk i alt	Fisk i alt
2016	50	7	64	107	114
2015	329	0	28	357	357
2014	72	0	9	81	81
2013	206	0	30	236	236
2012	957	0	65	1022	1022
2011	1175	0	139	1314	1314
2010	270	0	115	385	385
2009	224	0	282	506	506
2008	198	0	120	318	318
2007	274	0	103	377	377

---

<sup>21</sup> Mengden oppdrettsfisk for årene 2007-2008 og 2010-2012 er hentet fra fiskeguiden.no (granvinvassdraget), og for 2016 fra Granvinvassdragets Grunneigarlag sin årsmelding for 2016.

<sup>22</sup> Mengden oppdrettsfisk er hentet fra fangstrapporter på Uskedal Grunn- og elveeierlag sin nettside; [www.uskedalselva.no](http://www.uskedalselva.no)

### Solgte fiskekort i Etneelva, 2016

	Fiskedøgn	Utleieprosent	Døgnpris	Antall soner	Verdi
Øvre halvpart av Etneelva	60	89 %	740	13	513 708
Nedre halvpart av Etneelva	60	92 %	740	13	531 024
Sum =					1 044 732

### Solgte fiskekort i Granvinvassdraget, 2016

Type	Antall	Pris	Verdi
Dagskort	41	200	8 200
Bygdekort	19	200	3 800
Ukekort	3	500	1 500
Sesongkort	13	1000	13 000
Sum =			26 500

### Solgte fiskekort i Uskedalselva, 2016

Solgte døgnkort	480 stk
Salgsinntekter fiskekort	104 004 kr

## Miljøkostnader ved fritidsfiske

Miljøkostnad dersom oppdrettsfisk og villfisk verdsatt likt<sup>23</sup>

	1950-59	1950-69	1950-72	1950-2009	1950-2016	1960-69
Etneelva	102 230	122 427	184 525	451 687	388 205	142 624
Granvinvassdraget	82 677	120 743	132 865	93 640	84 127	158 810
Uskedalselva	0	0	0	0	0	0
Totalt	184 906	243 170	317 390	545 327	472 332	301 434

## Miljøkostnad, oppdrettsfisk verdsatt lik 0<sup>24</sup>

	1950-59	1950-69	1950-72	1950-2009	1950-2016	1960-69
Etneelva	159 275	182 064	252 130	553 573	481 945	204 853
Granvinvassdraget	366 422	526 425	577 377	412 502	372 520	686 428
Uskedalselva	0	0	0	0	0	0
Totalt	525 697	708 489	829 507	966 075	854 465	891 280

---

<sup>23</sup> Miljøkostnaden er beregnet ved å dele elvens omsetning av fiskekort på kg fangst i elva i 2016, slik at man får omsetning per kg fisk.

Miljøkostnad = omsetning per kg\*(’snittfangst 2007 til 2016’ – ’snittfangst 1950-1969’)

<sup>24</sup> Miljøkostnaden er beregnet ved å dele elvens omsetning av fiskekort på kg fangst av *villfisk* i elva i 2016.



## Vedlegg D: Verdsetting av smitte fra villfisk

### Sjøfiske av laks og sjøørret, gjennomsnittlig fangst i kg<sup>25</sup>

	Miljøkostnad	Antall kg		
	2015-kr	Laks	Sjøørret	Kg i alt
1966-1969	867 497	30 711	2 119	32 830
1970-tallet	658 151	23 127	1 771	24 898
1980-tallet	938 186	33 173	2 329	35 503
1990-tallet	328 146	11 986	452	12 438
1966-79	717 964	25 294	1 870	27 164
1966-96	658 192	23 368	1 544	24 912

### Markedspriser for laks og sjøørret, 2015-tall

	Utsalgspris	Solgt mengde <sup>26</sup>
Laks	89,80	2 175
Sjøørret	60,36	96

---

<sup>25</sup> Fangsttallene gjelder for kommunene Etne, Sveio, Bømlo, Stord, Fitjar, Tysnes, Kvinnherad, Jondal, Odda, Ullensvaag, Eidfjord, Ulvik, Granvin, Kvam og Fusa. Årsaken til at gjennomsnittstallene ikke er fra tidligere enn 1966, er at fangsttallene ble delt inn etter kommuner først i 1966 hos SSB.

<sup>26</sup> Markedsprisene er hentet fra Skagerrak Fiskesalgslag sin sluttseddelstatistikk for uke 52 i 2015, og er gjennomsnittlig pris for 2015.



## Vedlegg E: Verdsetting av fritidstjenester produsert av økosystemene

Vedlegg E - 1: Metaanalysens variabler og koeffisienter. Variablene for strand, korallrev, fritidsfiske, rekreasjon uten uttak av ressurser, og antropogent trykk varierer mellom scenarioene med og uten oppdrett. Year of primary data er 2015-1974.

Meta regression variables	Coefficient	Policy site measure	Partial use value
Constant	-7,987	1	-7,987
CV - open ended	-0,944	0,12	-0,11328
TCM-Zonal	1,862	0,11	0,20482
TCM-Individual and RUM	0,937	0,35	0,32795
Contingent behavior	-1,639	0,1	-0,1639
WTP for improvement	0,863	1	0,863
Unpublished	-1,312	0	0
Year of primary data	0,144	41,00	5,904
Estuary	1,05	0	0
Beach	1,86	1	1,86
Reef	1,667	1	1,667
Recreational Fishing	1,697	1	1,697
Non-extractive recreation	3,387	1	3,387
GDP per capita (ln)	0,47	11,03624138	5,187033448
Population density (ln)	0,454	3,028522096	1,374949032
Low human development	1,972	0	0
Anthropogenic pressure (ln)	-0,239	5,074793308	-0,615299879
Accessibility(ln)	-0,534	0,828999595	-0,489299251
Marine biodiversity	0,29	4,15	1,184254545
Heating degree months	-0,008	122,2779425	-0,9208
Ln(total Use Value per hectare per year =sum (column2*Column3))			12,77828756
Total Use Value per hectare per year (US dollar)			354 437,59

**Vedlegg E - 2: Arealet til studieområdet (Hardangerfjorden).**

	Areal
Studieområdet	1165 km <sup>2</sup>
Korallrevene	0,38 km <sup>2</sup>
Sandstrendene	65 224 m <sup>2</sup>
Oppdrettsanleggene	2,76 km <sup>2</sup>
Oppdrettsanleggene med 20 meter buffer rundt	2,88 km <sup>2</sup>
Oppdrettsanleggene med 100 meter buffer rundt	8,13 km <sup>2</sup>
Studieområdet med en 20 km buffer rundt	11888 km <sup>2</sup>
Korallrevene med en 20 km buffer rundt	3965 km <sup>2</sup>

**Total betalingsvillighet for forbedring av vannkvaliteten i 2015 (med oppdrett)**

Vedlegg E - 3: Total betalingsvillighet for forbedring av vannkvalitet når variabelen fiske = 1 for studieområdet. Variablene for verdsettelsesmetoder er vektet etter antall studier som benyttet den aktuelle metoden. For 'tapte fiske- og rekreasjonsmuligheter' er variablene fritidsfiske og rekreasjon uten uttak av ressurser er satt til 0. For 'tapte fiskemuligheter' er variabelen fritidsfiske satt til 0.

BV =betalingsvillighet

	BV (\$) per hektar	Areal km <sup>2</sup>	Verdi \$
Hardangerfjorden		1165	
Streder	66 922	0,07	436 494
Korallrev	55 176	0,38	2 072 144
Tapte fiskemuligheter (ekstra 80 m buffer)	1 909	5,25	33 892
Tapte fiske og rekreasjonsmuligheter (oppdrettsanlegg + 20 m buffer)	65	2,88	2 995 222
Total betalingsvillighet for forbedring av vannkvalitet =			5 537 751

## Total betalingsvillighet for forbedring av vannkvaliteten i 2015 (uten oppdrett)

Vedlegg E - 4: Total betalingsvillighet for forbedring av vannkvalitet når variabelen fiske = 1 for studieområdet. Variablene for verdsettelsesmetoder er vektet etter antall studier som benyttet den aktuelle metoden. For 'tapte fiske- og rekreasjonsmuligheter' og 'tapte fiskemuligheter' er variablene fritidsfiske og rekreasjon uten uttak av ressurser er satt til 1.

BV =betalingsvillighet

	BV (\$) per hektar	Areal km <sup>2</sup>	Verdi \$
Hardangerfjorden		1165	
Strender	100 644	0,07	656 438
Korallrev	82 979	0,38	3 116 269
Tapte fiskemuligheter (ekstra 80 m buffer)	15 667	5,25	8 227 337
Tapte fiske- og rekreasjonsmuligheter (oppdrettanlegg + 20 m buffer)	15 667	2,88	4 504 475
Total betalingsvillighet for forbedring av vannkvalitet =			16 504 518

## Miljøkostnad ved akvakulturnæringens påvirkning på kulturelle økosystemtjenester

Vedlegg E - 5: Miljøkostnad ved akvakulturnæringens påvirkning på kulturelle økosystemtjenester i Hardangerfjorden.

	Areal km <sup>2</sup>	Betalingsvillighet for kulturelle økosystemtjenester		Miljøkostnad kr
		Uten oppdrett	Med oppdrett	
Strender	0,07	5 300 077	3 524 253	1 775 824
Korallrev	0,38	25 160 756	16 730 487	8 430 269
Tapte fiskemuligheter (ekstra 80 m buffer)	5,25	66 427 521	273 640	66 153 880
Tapte fiske- og rekreasjonsmuligheter (oppdrettanlegg + 20 m buffer)	2,88	36 369 128	24 183 423	12 185 705
Miljøkostnad =				88 545 678



Norges miljø- og biovitenskapelig universitet  
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet  
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003  
NO-1432 Ås  
Norway