

Konsesjonssystemet i den norske oppdrettsnæringen – en analyse av eksternaliteter

Amalie Dahle Revheim

Masteroppgave

Masteroppgaven er levert for å fullføre graden

Profesjonsstudiet i samfunnsøkonomi

Universitetet i Bergen, Institutt for økonomi

Juni 2023



UNIVERSITETET I BERGEN

Forord

Først og fremst ønsker jeg å rette en stor takk til veileder Julie Riise for et godt samarbeid og god veiledning. Jeg har satt stor pris på dine konstruktive tilbakemeldinger og gode råd. Takk til Merete Fauske fra Fiskeridepartementet for hjelp til tilrettelegging av Akvakulturregisteret. Videre ønsker jeg å takke familie og venner for deres uvurderlige støtte og oppmuntring. Jeg retter også en takk til samtlige medstudenter ved Institutt for Økonomi for fem fantastiske og uforglemmelige år. En ekstra takk til Lena Hetland Grønsberg, min trofaste samarbeidspartner og støttespiller gjennom studietiden.

Sammendrag

Den betydelige veksten i oppdrettsnæringen i Norge siden 1970-tallet har blant annet resultert i økte bekymringer angående næringens miljøpåvirkning. Som et forsøk på å dempe miljøeffektene av produksjon har norske myndigheter implementert en rekke tiltak.

Innføringen av konsesjonssystemet i 1973 gjorde oppdrettsnæringen til en tillatelsesbasert næring. Videre ble trafikklyssystemet innført i 2017, som er et kapasitetsjusterende tiltak som avgjør hvorvidt oppdrettsprodusenter får øke, må minske eller kan fortsette dagens produksjonsvolum. Fargekodingen i trafikklyssystemet baseres på produsentenes miljøstatus, hvor luseindusert dødelighet blant villaks ble valgt som eneste miljøindikator.

Problematikken knyttet til lakselus har vært et vedvarende problem siden oppdrettsnæringens fremvekst. På bakgrunn av dette har jeg formulert følgende problemstilling: I hvilken grad kan en økning i produksjonen medføre økte negative eksterne effekter i oppdrettsnæringen? Nærmere bestemt, er det en sammenheng mellom tildeling av produksjonskapasitet og gjennomsnittlig antall lus per fisk? For å belyse problemstillingen har jeg utført en empirisk analyse basert på paneldata. Datagrunnlaget for analysen er innhentet fra Barents Watch og Fiskeridirektoratet. Perioden som analyseres omfatter årene 2012-2022 og gjelder 13 produksjonsområder langs norskekysten.

Hovedfunnene i oppgaven er todelt. Analysens resultat indikerer en positiv sammenheng mellom økt produksjonskapasitet i et gjennomsnittlig produksjonsområde og gjennomsnittlig antall lus per fisk året etter. Når modellen hensyntar både total tildelt produksjonskapasitet og innføringen av trafikklyssystemet øker den overordnede estimerte effekten, samt finner jeg at effekten er større i perioden før relativt til perioden etter innføringen av systemet. Analysen gir altså en indikasjon på en potensiell positiv sammenheng. Resultatene kan imidlertid ikke gis en kausal tolkning, blant annet grunnet begrensninger i anvendt datasett. Ytterligere analyser basert på alternative metodikker vil derfor være nødvendig før det kan trekkes absolutte konklusjoner.

Innholdsfortegnelse

1. Introduksjon	1
2. Kort introduksjon til den norske oppdrettsnæringen	3
2.1 Oppdrettsanleggene og laksens livssyklus	3
2.2 Næringens rolle i norsk økonomi - nøkkeltall	4
2.3 Miljøeffekter av den norske oppdrettsnæringen	6
2.3.1 Lakselus	7
2.3.2 Rømming	8
2.3.3 Forurensing	9
2.4 Konesjoner	10
2.5 Trafikklyssystemet	12
3. Teori	16
3.1 Eksternaliteter	16
4. Data	20
4.1 Barents Watch	20
4.2 Akvakulturregisteret	21
4.3 Fullstendig datasett	22
4.4 Sentrale variabler	23
5. Metode	25
5.1 Multipl regressjonsanalyse	25
5.2 Paneldatanalyse	28
6. Analyse	31
6.1 Deskriptiv analyse	31
6.1.1 Gjennomsnittlig antall lus per fisk	32
6.1.2 Tildelt produksjonskapasitet	35
6.1.3 Sammenheng mellom lakselus og tillatelser	40
6.2 Regresjonsanalyse	43
6.2.1 Standard lineær OLS-regresjon	43
6.2.2 Test for heteroskedastisitet og autokorrelasjon	47
6.2.3 Paneldatagresjon med tids- og enhetsfaste effekter	48
6.2.4 Feilkilder	50
6.2.5 Robusthetssjekk	52
6.2.6 Analyse trafikklyssystemet	54
7. Diskusjon	57
7.1 Kostnadsanslag	58
7.2 Kausalitet	61
8. Konklusjon	62
9. Referanser	64
10. Appendiks	68

<i>Appendiks a) Tilrettelegging av datasett fra Barents Watch</i>	68
<i>Appendiks b) Tilrettelegging av datasett fra Akvakulturregisteret</i>	69
<i>Appendiks c) Sammenslåing av datasett</i>	71
<i>Appendiks d) Variabler</i>	71
<i>Appendiks e) Robusthetssjekk med lagvariabler som kontrollvariabler</i>	72

Figuroversikt

Figur 1 Akvakulturproduksjon i Norge fra 1980-2022. Hentet fra Grefsrud et al. (2023)	5
Figur 2 Geografisk avgrensning av 13 produksjonsområder fra Svenskegrensen til Øst-Finnmark (PO1-13). Hentet fra Grefsrud et al. (2023).....	13
Figur 3 Lokalteter og tillatelser ved innføring av trafikklyssystemet. Oversikten er hentet fra Fiskeridirektoratet (u.d.-b).	14
Figur 4 Kart over produksjonsområdene og fargekoder. Oversikten er hentet fra Nærings-og fiskeridepartementet (2022).	15
Figur 5 Eksternaliteter	18
Figur 6 Lus per fisk på landsbasis	32
Figur 7 Aggregert lus på landsbasis	33
Figur 8 Lus per fisk inndelt i produksjonsområde	34
Figur 9 Aggregert lus per fisk inndelt i produksjonsområder	35
Figur 10 Nye tildelinger over tid	36
Figur 11 Total tildelt produksjonskapasitet over tid	36
Figur 12 Tildelt kapasitet på landsbasis fra 2010-2022	37
Figur 13 Total tildelt kapasitet på landsbasis fra 2010-2022	38
Figur 14 Tildelt kapasitet inndelt i produksjonsområder	39
Figur 15 Total tildelt kapasitet inndelt i produksjonsområder	40
Figur 16 Sammenheng mellom gjennomsnittlig antall lus per fisk og tildelt kapasitet på landsbasis.....	41
Figur 17 Sammenheng mellom gjennomsnittlig antall lus per fisk og tildelt kapasitet inndelt i produksjonsområder	42
Figur 18 Line of best fit.....	46

1. Introduksjon

Det langstrakte norske land tilrettelegger naturlige forutsetninger for produksjon av oppdrettslaks. Norge har “naturlige fortrinn som dype fjorder, gode strømforhold og oksygenrikt vann med gunstig temperatur” (NOU 2019: 18). Disse elementene setter Norge i en unik posisjon til å drive effektiv produksjon av oppdrettslaks. Siden starten av 1970-tallet har det blitt drevet oppdrett av atlantehavslaks i Norge (Kolbeinstveit, 2004). Siden den gang og frem til i dag har oppdrettsnæringen gjennomgått enorm utvikling. Reguleringer og tiltak, herunder tildelingsmekanismer for konsesjoner, har likedan vært i stadig endring (Nærings-og fiskeridepartementet, 2021a). Lønnsomheten i næringen har alltid vært høy, i tillegg har også produksjonen og verdiskapningen blitt mangedoblet (NOU 2019: 18). Samlet sett gjør dette oppdrettsnæringen til en av de største i Norge.

For produksjon av oppdrettslaks benytter næringen felles naturressurser, slik som vann og kystområder. Felles naturressurser innebærer i prinsippet at alle har lik rett til å benytte seg av godene disse har å tilby. Som følge av oppdrettsproduksjon har det derimot blitt restriksjoner på bruk, gjennom et konsesjonssystem. Sett i lys av utviklingen innen klima og miljø, samt de påfølgende utfordringene vi står ovenfor, blir det stadig viktigere å kartlegge hvordan naturressursene forvaltes. Dette er nødvendig for å ivareta naturen, men samtidig unngå redusert effektivitet og verdiskapning, så langt det lar seg gjøre på begge punkter. I denne oppgaven retter jeg oppmerksomhet mot miljøeffekter av oppdrettsproduksjon, som i økonomisk teori kan betegnes som eksterne effekter.

Oppdrettsnæringen samhandler tett med det omkringliggende økosystemet, og på denne måten finnes det flere potensielle negative eksterne effekter. Eksempler på slike eksternaliteter kan være redusert vannkvalitet, smitte av sykdommer, genetisk interaksjon mellom oppdrettslaks og villaks eller overforbruk av antibiotika (Asche et al., 2022). Videre kan oppdrett også medføre press på fiskebestanden i sin helhet grunnet bruk av villfanget fisk som fôr, eller renseskum brukt til bekjempelse av lus. I denne oppgaven skal jeg diskutere og kvantifisere negative eksternaliteter i oppdrettsnæringen. Problematikken knyttet til lakselus utgjør ingen nyhet, og har vært en betydelig utfordring siden oppdrettsnæringens fremvekst. På bakgrunn av dette har jeg valgt å analysere lakselus som ekstern effekt. Formålet med oppgaven er å undersøke hvorvidt det finnes en sammenheng mellom konsesjoner og

eksternaliteter i oppdrettsnæringen. Problemstillingen jeg skal forsøke å besvare lyder dermed som følger:

«I hvilken grad kan en økning i produksjonen medføre økte negative eksterne effekter i oppdrettsnæringen? Nærmere bestemt, er det en sammenheng mellom tildeling av produksjonskapasitet og gjennomsnittlig antall lus per fisk?»

Hovedfokuset i denne oppgaven har med markedssvikt og eksternaliteter å gjøre, og korrigerer av dette. Markedssvikt er i dette tilfelle negative eksternaliteter, nærmere bestemt lus. Videre ønsker jeg å se på tildeling av produksjonskapasitet, og i hvilken grad dette har innvirkning på gjennomsnittlig antall lus per fisk. Konesjoner, ofte kalt tillatelser, kan innen økonomisk teori om eksternaliteter sees på som en form for kvoter. I oppdrettsnæringen ble tildeling av produksjonstillatelser innført i 1973 som et virkemiddel for å kontrollere veksten i næringen, samt miljøeffektene. På bakgrunn av dette er det interessant å undersøke i hvilken grad tildeling av konsesjoner, altså økt tillatt produksjonsvolum, har bidratt til økt mengde eksterne effekter.

I 2017 ble trafikklyssystemet innført i den norske oppdrettsnæringen. Dette var et ytterligere tiltak for å dempe miljøeffektene av oppdrett. Trafikklyssystemet innebærer at 13 produksjonsområder langs norskekysten blir fargekodet basert på nivået av luseindusert dødelighet blant villaksen. Lakselusen, og dens innvirkning på villaksen, ble altså valgt som eneste miljøindikator. Produksjonsområdene ble derfor inndelt basert på naturvitenskapelige kriterier, istedenfor administrative grenser. På bakgrunn av dette har jeg i analyse-delen valgt å se på innvirkningen av konsesjoner på gjennomsnittlig antall lus inndelt i de ulike produksjonsområdene.

Jeg vil begynne oppgaven med en kort introduksjon til oppdrettsnæringen. Her foretas en gjennomgang av økonomiske nøkkeltall, samt miljøeffekter av oppdrettsnæringen. Ettersom jeg ønsker å undersøke lus, og hvorvidt disse kan betraktes som eksternaliteter, har jeg inkludert en teori-del på eksternaliteter og markedssvikt, samt korrigerer av dette. Ved hjelp av paneldatagresjon med faste effekter belyser analyse-delen hvorvidt det finnes en sammenheng mellom økt total produksjonskapasitet og gjennomsnittlig antall lus per fisk. Videre foretar jeg en oppfølgingsanalyse av trafikklyssystemet. Hensikten med oppfølgingsanalysen å vurdere hvorvidt gjennomsnittlig antall lus per fisk varierer avhengig

av om trafikklyssystemet er innført eller ikke. Dette resultatet kan bidra til forsterke resultatene om hvorvidt det finnes en sammenheng mellom konsesjoner og lus i oppdrettsnæringen.

2. Kort introduksjon til den norske oppdrettsnæringen

I denne utredningen vil jeg i all hovedsak se på oppdrettslaks, nærmere bestemt produksjon av laks, ørret og regnbueørret. Et grunnleggende aspekt bak oppdrettsnæringen, især miljøutfordringene knyttet til lakselus, villaksen og rømming, omhandler laksens livssyklus og oppdrettsanleggene. I kapittel 2.1 foretar jeg dermed en kort gjennomgang av disse, før jeg videre gjennomgår næringens rolle i norsk økonomi og miljøeffekter i henholdsvis kapittel 2.2 og 2.3.

2.1 Oppdrettsanleggene og laksens livssyklus

Oppdrettslaksens livssyklus starter med et befruktet lakseeegg som blir levert fra stamfiskprodusenter. Egget plasseres i ferskvann for klekking i såkalte settefiskanlegg (Hjelt, 2016). I settefiskanleggene lever yngelen mellom 6-16 måneder før den er klar til å overføres til saltvann. I denne fasen kalles fisken for smolt eller sjødyktig settefisk. Når smolten blir overført til saltvann plasseres de i såkalte merder i sjøen. Her tar det alt i fra 10 til 18 måneder før laksen når en slaktevekt på 4 til 6 kg (Hjelt, 2016). Tiden det tar avhenger av blant annet vannmiljøet, fôring og smoltens inngangsvekt. Hele prosessen fra lakseeegg til slakteklar oppdrettslaks tar mellom 16 til 34 måneder.

I 2021 ble det registrert 1100 lakseoppdrettsanlegg langs norskekysten (Miljøstatus, 2022). Antall merder per oppdrettsanlegg kan variere på tvers av anleggene. I 2020 var det i gjennomsnitt 7 merder per oppdrettsanlegg, med en gjennomsnittlig størrelse på 43 meter i bredde/diameter (Pettersen, 2022). I perioden fra 2005 til 2022 har gjennomsnittlig antall merder per oppdrettsanlegg holdt seg relativt stabilt, mens størrelsen på merdene har økt. Samtidig har avstanden mellom merdene økt. I 2020 var gjennomsnittlig avstand mellom hver merd 37 meter, sammenlignet med 6 meter i 2005 (Pettersen, 2022). Økningen i avstanden kan være positivt, da det bidrar til å redusere risikoen for smittsomme sykdommer blant

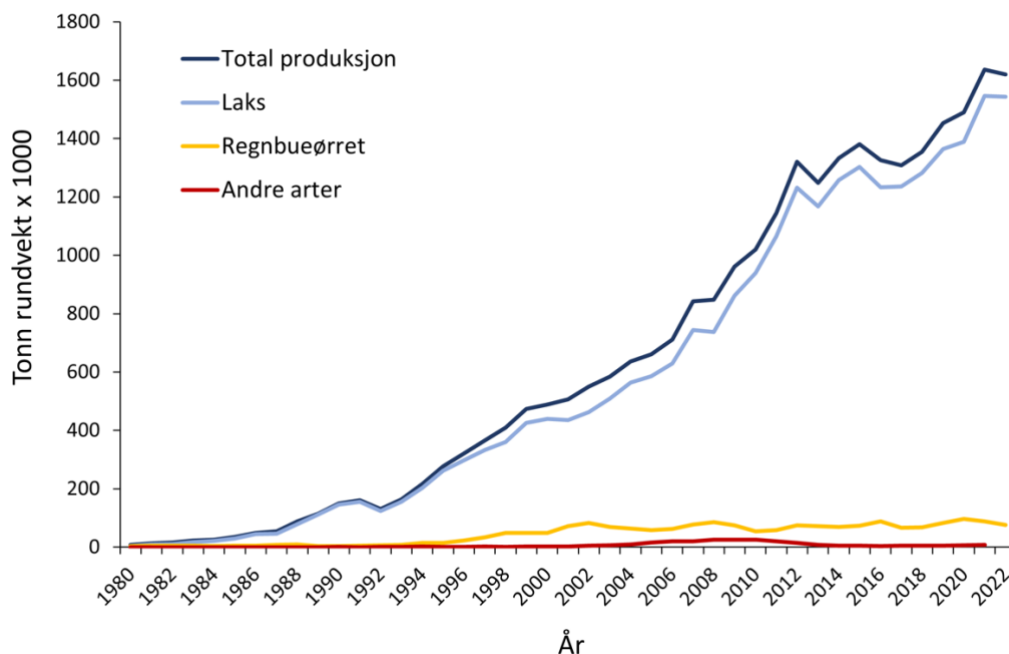
oppdrettsfisken, ettersom disse hovedsakelig spres mellom merder og oppdrettslokaliteter. En typisk merd har en fiskebestand på mellom 3000 og 4000 tonn, og i samsvar med gjeldende forskrifter skal hver merd bestå av 97.5% vann og 2.5% fisk (Laks, u.d.).

Forskriften om drift av akvakulturanlegg ble blant annet innført for å «fremme god helse hos akvakulturdyr og ivareta god velferd hos fisk» (Akvakulturforskriften, 2008).

Oppdrettsmerdene skal derfor utformes på en slik måte at fiskene vil ha gode muligheter til å kunne bevege seg og drive annen naturlig atferd. Konstruksjon og vedlikehold av både installasjoner og produksjonsenheter skal utføres på en slik måte at fisken er best mulig beskyttet mot angrep fra andre dyr (Akvakulturforskriften, 2008). For å sikre god fiskehelse og trivsel er det viktig at fisken ikke har det for trangt i merdene. På bakgrunn av dette ble det bestemt i Akvakulturforskriften (2008) at «antall fisk per produksjonsenhet i sjø skal ikke overstige 200 000».

2.2 Næringens rolle i norsk økonomi - nøkkeltall

Den totale oppdrettsproduksjonen i Norge har steget fra omtrent 1,3 millioner tonn i 2012 til 1,65 millioner tonn i 2021. Som vi kan se i figur 1 viser foreløpige tall fra Fiskeridirektoratet en liten nedgang i oppdrettsproduksjon til omtrent 1,6 millioner tonn i 2022 (Grefsrud et al., 2023). Av den totale oppdrettsproduksjonen utgjør atlantisk laks 1,54 millioner tonn (95%) og regnbueørret omtrent 76 000 tonn. For produksjon av regnbueørret var det en liten reduksjon på omtrent 7 400 tonn fra 2021 til 2022. I figur 1 ser vi at atlantisk laks har vært den viktigste oppdrettsarten i Norge siden 1980, og vil trolig fortsette å være det i mange år fremover (Grefsrud et al., 2023).



Figur 1: Akvakulturproduksjon i Norge fra 1980-2022. Hentet fra Grefsrud et al. (2023).

Veksten innen havbruk har gjort oppdrettsnæringen til Norges nest største eksportnæring (Nærings- og fiskeridepartementet, 2021b). I følge Nærings- og fiskeridepartementet (2021a) er Norge i dag «verdens største oppdrettsprodusent og eksportør av atlantisk laks og regnbueørret». I 2022 eksporterte Norge 2,94 millioner tonn sjømat til en samlet verdi på 151,4 milliarder kroner (Norges Sjømatråd, 2023). Laks og ørret utgjorde omtrent 70% av den samlede eksportverdien (Grefsrud et al., 2023). På bakgrunn av dette spiller Norge en viktig rolle som produsent av bærekraftig mat globalt. Oppdrettsnæringen har i tillegg vært viktig for utviklingen av en lønnsom distriktsnæring i Norge, ved blant annet å legge til grunn for arbeidsplasser i distrikts- og kyst-Norge (Nærings- og fiskeridepartementet, 2021b). Ansatte innen produksjon av laks, ørret og regnbueørret utgjør den største andelen av den totale arbeidsstyrken innen havbruk.

Til tross for den betydelige veksten næringen har gjennomgått frem til i dag, setter utfordringer knyttet til miljøbegrensninger på videre vekst. Blant annet har den økonomiske og økologiske belastningen av lakselus økt i takt med utvidelsen av produksjonen av oppdrettslaks (Overton et al., 2018). I neste kapittel foretar jeg en gjennomgang av miljøutfordringer knyttet til havbruk.

2.3 Miljøeffekter av den norske oppdrettsnæringen

Som tidligere nevnt er tilgangen på rent og friskt sjøvann et av de viktigste fortrinnene for sjømatproduksjon i Norge (Nærings- og fiskeridepartementet, 2021a). For å unngå at dette naturlige fortrinnet blir undergravd er det viktig at produksjonen foregår på en slik måte at den i minst mulig grad påvirker naturmiljøet. Å sikre god fiskehelse er essensielt for å redusere miljøpåvirkningen. Frisk fisk ville ikke spredt smitte til ville fiskebestander eller annen oppdrettsfisk, og bruken av medikamenter til behandling ville heller ikke vært nødvendig. Derimot ser vi at lakselus og bruk av medikamenter utgjør en betydelig utfordring i næringen. Det miljømessige fotavtrykket fra næringen vil derfor øke i takt med dårlig fiskehelse og høy dødelighet (Nærings- og fiskeridepartementet, 2021a).

I dag er den norske oppdrettslaksen i utgangspunktet godt tilpasset et liv i merd langs hele kysten (Grefsrud et al., 2023). Derimot ser vi at sykdom, avlusingsoperasjoner og vannmiljø bidrar til økt risiko for dødelighet blant oppdrettslaksen i sjø. I 2022 døde totalt 58 millioner oppdrettslaks, eller var i så dårlig stand at de ble registrert som utkast (Grefsrud et al., 2023). Dette er en økning fra omtrent 57 millioner i 2021. Til tross for at dødelighet ikke direkte er en velferdsindikator, er det grunn til å tro at oppdrettsfisk som dør har opplevd dårlig velferd. Men hvilke spesifikke faktorer bidrar til den høye dødeligheten blant laksen? Og hvilke indikatorer i havbruksnæringen anses å ha en innvirkning på miljøet?

De største miljøpåvirkningene fra oppdrettsnæringen i dag omhandler lakselus og genetisk påvirkning fra rømt oppdrettslaks (Nærings- og fiskeridepartementet, 2021a). Siden 2011 har Havforskningsinstituttet årlig publisert risikovurderinger av miljøpåvirkninger av norsk fiskeoppdrett. Denne rapporten omhandler både fiskevelferd og miljøpåvirkning av havbruk. I alt kan det skilles mellom tre former for risiko knyttet til miljøeffekter i oppdrettsnæringen (Grefsrud et al., 2023). Den første omhandler genetiske endringer på vill laksefisk forårsaket av innkryssing fra rømt oppdrettsfisk. Den andre omhandler effekten av lakselus. Den tredje handler om endring i forekomst av sykdommer hos villfisken som følge av smitte fra oppdrettsfisken. Sistnevnte handler spesifikt om smitte av infeksjøs lakseanemi (ILA) og pankreassykdom (PD).

2.3.1 Lakselus

Parasitten lakselus har vært en betydelig utfordring i den norske oppdrettsnæringen helt siden produksjonsvolumet av oppdrettslaks begynte å øke (Grefsrud et al., 2023). Lakselus er en naturlig parasitt som kommer på fisk i saltvann, og finnes i alle havområder på den nordlige halvkule (Mattilsynet, 2016). Lusen finnes altså naturlig, men økt antall verter vil øke mengden lusetilfeller. På bakgrunn av dette har veksten i oppdrettsnæringen ført til en betydelig økning i antall verter for lakselusen, og simultant har mengden lus økt (Mattilsynet, 2016). Fisken tar skade ved at lusen spiser slim, skinn og blod. På denne måten kan fisken ta ytterlig skade ved at det åpnes opp for infeksjoner fra bakterier og sopp. Oppsummert reduserer lakselus laksens velferd.

Dersom oppdrettslaksen rømmer fra merdene kan lakselusen i tillegg påvirke villaksen. I nyere tid har fokuset på bekjempelse av lakselus i større grad gått over til avlusing av villaksen sammenlignet med oppdrettslaksen. Dette ble bestemt da det ble fastslått at lakselus er en av de største truslene mot norske villaksbestander (Grefsrud et al., 2023). Lakselusen formerer seg hele året, men mest om sommeren når det er høyere temperaturer i sjøen (Mattilsynet, 2016). Videre trives lusen optimalt i saltvannsmiljøer, og derfor reduseres forekomsten av lus når fisken migrerer til ferskvannsmiljøet i elvene. På bakgrunn av dette er oppdretterne pålagt å gjennomføre felles behandling hver vår for å holde nivået av lus så lavt som mulig i smoltens utvandningsperiode (Mattilsynet, 2016). Smoltens utvandningsperiode er når villaksen vandrer ut fra ferskvann i elvene til saltvann i sjøen.

For å holde smittepresset nede må oppdrettslaksen stadig inn til avlusing. Videre er det innført nedre grenser for å redusere innvirkningen på villaksen. Til enhver tid skal det være færre enn 0,5 voksne hunnlus i gjennomsnitt per fisk i oppdrettsanleggene (Mattilsynet, 2016). Denne grensen kan være lavere i noen områder under villaksens utvandring. Oppdretterne er selv ansvarlig for å sikre at lakselusen holdes under grensen, og dersom det nedre nivået ikke opprettholdes med tiltak må fisken slaktes ut. Oppdretterne er pålagt å telle og rapportere gjennomsnittlig antall lus per fisk til Mattilsynet (Mattilsynet, 2016).

Smitte av lakselus til vill laksefisk er i dag den primære miljøindikatoren som styrer veksten i havbruksnæringen i Norge (Grefsrud et al., 2023). Det benyttes i dag legemidler, rensefisk og mekaniske metoder for å bekjempe lakselus (Mattilsynet, 2016). Rensefisk er en fisk som

spiser lusen på oppdrettsfisken. Leppefisk og rognkjeks brukes som rensefisk innen norsk oppdrett, og betraktes som et miljøvennlig alternativ til bruk av legemidler (Grefsrud et al., 2023). I tillegg påfører rensefisk oppdrettsfisken mindre stress sammenlignet med andre avlusningsmetoder. En viktig utfordring knyttet til bruk av rensefisk omhandler påvirkningen de har på omkringliggende økosystem gjennom rømming. Dette kan føre til spredning av sykdommer langs kysten, samt genetisk forurensing av lokale bestander. Videre er det også bekymring knyttet til rensefiskens velferd og dødelighet, hvor det blant annet kom frem i en undersøkelse fra 2020 at «det da var 42% dødelighet blant rensefisk i norske matfiskanlegg» (Bærekraft i havbruk, 2023).

Økt resistens mot legemidler har gjort mekanisk behandling vanligere de siste årene (Mattilsynet, 2016). Mekaniske behandlingsmetoder omhandler blant annet laser, børstning eller spyling med ferskvann. I perioden 2012-2019 har gjennomsnittlig bruk av kjemisk, mekanisk og biologisk behandling endret seg drastisk. Bruk av kjemikalier har sunket med 42%, mens mekanisk og biologisk behandling har økt med henholdsvis 1068% og 158% (Philis et al., 2022). Et annet viktig tiltak for å redusere lakselusens innvirkning på villaksen er å forhindre rømming.

2.3.2 Rømming

Lakselus og rømming av oppdrettsfisk utgjør de største utfordringene for fiskehelse i oppdrettsnæringen (Mattilsynet, 2016). Til tross for at det er rettet betydelig innsats i teknologi og forebygging av forekomsten av rømt oppdrettslaks, har det de siste 10 årene i gjennomsnitt vært mellom 30 og 40 hendelser per år av rømt oppdrettslaks (Nærings- og fiskeridepartementet, 2021a). På tvers av disse er det stor variasjon i antall og størrelse på fisken som rømmer. Den største andelen av rømmehendelsene skyldes uhell eller menneskelig svikt. I tillegg kan ekstreme værtilstander øke risikoen for rømming.

Til tross for at rømt oppdrettsfisk har dårlige forutsetninger for å klare seg utenfor merdene, er det enkelte som klarer å konkurrere med villaksen (Nærings- og fiskeridepartementet, 2021a). Rømming kan føre til genetisk innblanding av rømt oppdrettslaks i villaks, spredning av lakselus og smitte av sykdommer. Genetisk innblanding kan medføre en ytterligere konsekvens i form av redusert overlevelse hos avkommet. Dersom genetisk innblanding først har skjedd kan påvirkningen ta lang tid å reversere, i tillegg til at situasjonen kan akkumulere

ytterligere. Med mindre man finner permanente løsninger for å sikre at oppdrettslaksen ikke rømmer til elvene, kan genetisk interaksjon ha langsiktige negative miljøeffekter, både lokalt og regionalt (Grefsrud et al., 2023).

2.3.3 Forurensing

I tillegg til overnevnte utfordringer er forurensing en annen miljøpåvirkning fra oppdrettsnæringen. Utslipp fra oppdrett omhandler især «utslipp av oppløste og partikulære organiske forbindelser som fôrrester og fekalier, løste uorganiske næringssalter (nitrogen og fosfor), miljøgifter fra fôret, impregneringsmiddel og legemidler» (Regjeringen, 2018). Videre er det også miljøutfordringer knyttet til støyforurensing fra produksjon, avfall og mikroplast. Sistnevnte kommer i all hovedsak fra slitasje på oppdrettsanleggene. Graden av miljøpåvirkning knyttet til forurensing avhenger av størrelsen på produksjonen, teknologi og plassering av anlegget.

Økt produksjon av oppdrettsfisk har ført til en økning i utslipp av næringssalter de siste 20-30 årene (Regjeringen, 2018). Utfordringer knyttet til utslipp av næringssalter omhandler risikoen for økt algeproduksjon, som videre kan redusere oksygeninnholdet på sjøbunnen. I områder med begrenset vannutskiftning kan oksygensvikt få store konsekvenser for det biologiske mangfoldet i nærheten av anlegget. På bakgrunn av god vannutskiftning i de norske fjorder er det foreløpig lite indikasjon på opphopning av næringssalter og organisk stoff (Regjeringen, 2018).

Utslipp av kobber utgjør derimot en større utfordring, samt bruken av legemidler. Impregneringsmiddelet som brukes på oppdrettsanleggene i dag er hovedsakelig kobber (Regjeringen, 2018). Rundt 80-90 prosent av dette kobberet lekker ut i sjøen fra merdene. Høy konsentrasjon av kobber kan være skadelig for følsomme arter, samt gi skadelige langtidsvirkninger på vannmiljøet. Bruken av legemidler, som i hovedsak brukes til bekjempelse av lakselus eller andre sykdommer hos oppdrettsfisken, utgjør et annet betydelig problem for miljøet. Utfordringen er at legemidlene ikke kun påvirker lakselusen, men også andre krepsdyr i havet (Regjeringen, 2018). Dette gir ringvirkninger ved at fisk og andre arter som spiser krepsdyr også blir påvirket. For å redusere miljøutfordringen knyttet til bruk av legemidler har næringen de siste årene redusert bruken av legemidler og heller sett til alternative behandlingsmetoder. Bruken av legemidler er imidlertid fortsatt høy, og det har

vært viktig med innføring av lakselus overvåkning og kontroll for å unngå bruk av miljøfarlige stoffer så langt det lar seg gjøre.

På bakgrunn av økt bekymring knyttet til miljøutfordringer i den norske oppdrettsnæringen har det blitt iverksatt en rekke tiltak for å kontrollere virksomheten. I kapittel 2.4 og 2.5 tar jeg en gjennomgang av de viktigste og/eller største tiltakene, nemlig konsesjoner og innføringen av trafikklyssystemet.

2.4 Konsesjoner

Siden 1973 har de norske myndighetene regulert produksjon av oppdrettslaks ved hjelp av konsesjoner (Asche et al., 2009). Dette er i stor grad grunnet miljøhensyn. Etterhvert som oppdrett ble mer og mer levedyktig på begynnelsen av 80-tallet, søkte flere og flere om lisenser til å kunne etablere merder. Myndighetene bestemte hvor mange konsesjoner som ble tildelt de ulike områdene, mens lokale politikere bestemte hvem som kunne få konsesjonene og hvor de kunne plassere merdene (Asche et al., 2009). Når man først hadde fått konsesjoner, kunne man ikke flytte merdene til en annen plass eller selge de videre uten å få tillatelse til det. Videre sa konsesjonene også noe om begrensninger på produksjonsvolumet. Tildelingsprosessen av konsesjoner har, på tilsvarende måte som næringen i sin helhet, gjennomgått enorm utvikling siden 1973.

Innføringen av konsesjoner har gjort akvakultur til en tillatelsesbasert næring.

Akvakulturloven ble innført 01. januar 2006, og har som formål å «fremme akvakulturnæringens lønnsomhet og konkurransekraft innenfor rammene av en bærekraftig utvikling, og bidra til verdiskapning på kysten» (Akvakulturloven, 2005). I kapittel II, «Akvakulturtillatelse (§§4-9)», i akvakulturloven står det i §4 «Krav om akvakulturtillatelse» at «Departementet kan gi tillatelse til å drive akvakultur... Ingen kan drive akvakultur uten å være registrert som innehaver av akvakulturtillatelse i akvakulturregisteret». Videre står det i §5 «Akvakulturtillatelsens innhold» at «Akvakulturtillatelsen gir rett til produksjon av bestemte arter på avgrensede geografiske områder (lokaliteter), med de til enhver tid fastsatte begrensninger av tillatelsens omfang». Dette innebærer at oppdretterne til enhver tid kun kan produsere opp til det nivået av produksjonskapasitet som er tildelt, samt at det ikke kan drives

akvakultur dersom en ikke er registrert i akvakulturregisteret som innehaver av en eller flere akvakulturtillatelser.

Antall tillatelser til oppdrett av laks, ørret og regnbueørret er begrenset (Fiskeridirektoratet, u.d.-a). Maksimal tildelt biomasse, ofte kalt MTB, sier noe om hvor mye levende fisk innehaver av tillatelsen kan ha i sjøen til enhver tid. Merk at MTB ikke nødvendigvis til enhver tid samsvarer med faktisk produksjonsvolum for oppdretterne, men heller sier noe om hva de maksimalt er tillatt å produsere. En standard tillatelse er på 780 tonn for produksjon av laks, ørret og regnbueørret. I Troms og Finnmark kan tillatelsene være inntil 945 tonn (Fiskeridirektoratet, u.d.-a). Ettersom antall matfisktillatelser er begrenset tildeles de kun når Nærings- og Fiskeridepartementet bestemmer det (Fiskeridirektoratet, u.d.-c). Årsaken til dette er stor etterspørsel etter slike produksjonstillatelser. Av hensyn til miljø og marked har myndighetene derfor kontrollert veksten. Matfisktillatelsene tildeles normalt etter løpende søknad, hvor oppdretterne må oppfylle visse krav og standarder for å få en konsesjon.

Prisen på en konsesjon varierer avhengig av en rekke ulike faktorer, slik at den nøyaktige prisen kan være vanskelig å observere (Hjelt, 2016). På bakgrunn av dette møtes ikke nødvendigvis alle oppdretterne med en og samme pris per konsesjon. Prisen på en konsesjon kan blant annet avhenge av geografisk beliggenhet, størrelse på konsesjonen, tilgjengelighet og etterspørsel, og hvorvidt konsesjonen tidligere har vært eid av en annen oppdretter (Hjelt, 2016). Dersom konsesjonen tidligere har vært eid av en annen oppdretter kan prisen variere basert på forhandlinger mellom kjøper og selger. Ettersom det er et begrenset antall konsesjoner i næringen, kan økt etterspørsel bidra til å presse prisene opp. I tillegg kan prisen også variere basert på størrelse på konsesjonen og oppdretternes beliggenhet, hvor konsesjoner med stort produksjonsvolum eller attraktive oppdrettsområder kan medføre høyere pris per konsesjon.

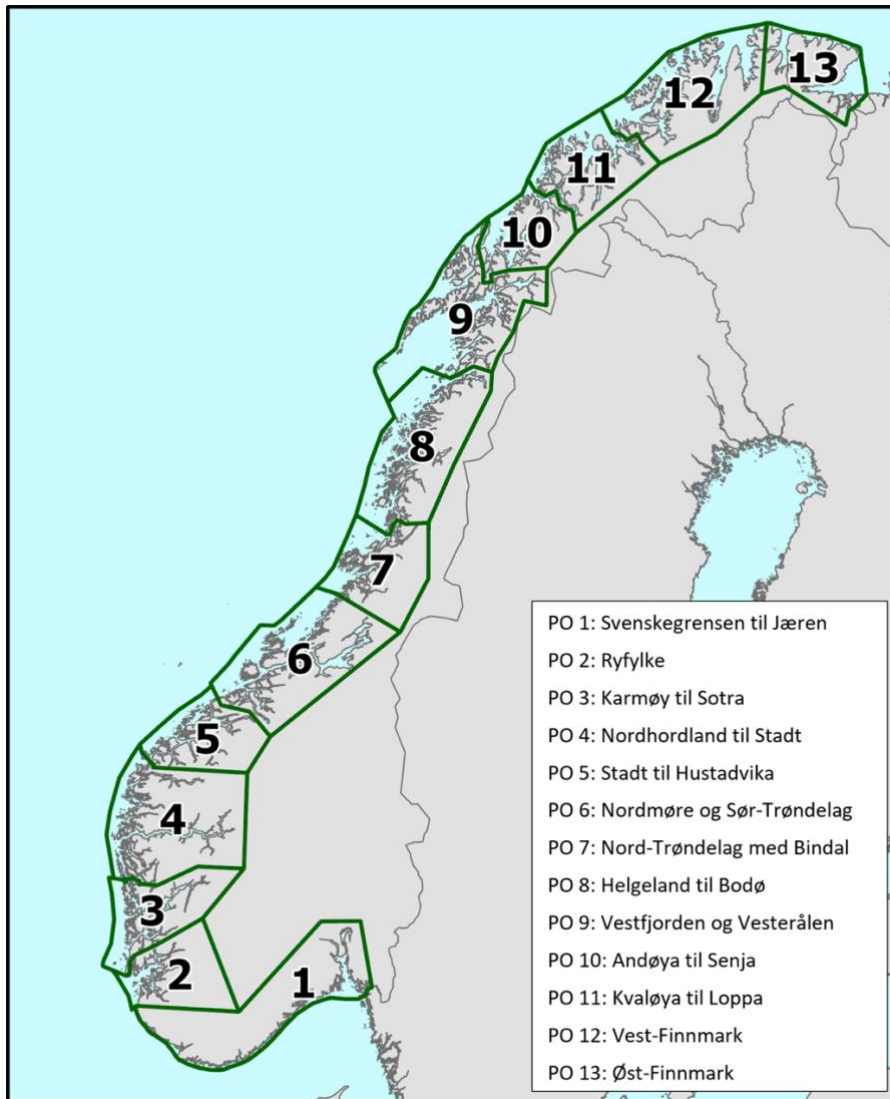
Hensikten med konsesjonssystemet er altså å sikre at oppdrettsnæringen opererer i samsvar med gjeldende retningslinjer. Videre bidrar systemet til å opprettholde balansen mellom næringens vekst og miljøhensyn. Konsesjonene kan også være viktig for å fremme bærekraftig utvikling og forebygge overproduksjon, som kunne hatt negative konsekvenser for miljøet.

2.5 Trafikklyssystemet

I april 2014 annonserte regjeringen videre arbeid om vekst i havbruksnæringen (Nærings-og fiskeridepartementet, 2014). Målet var å sikre forutsigbar og bærekraftig vekst, som hensyntar miljøutfordringene i næringen. Dette skulle bidra til å styrke næringens konkurransekraft og skape trygge arbeidsplasser i sektoren. Hensikten var å legge frem en plan for hvordan Norge kan øke verdiskapning gjennom havbruksnæringen ved å fremme en ny og forutsigbar politikk for kapitalvekst (Nærings-og fiskeridepartementet, 2014). På bakgrunn av de økende miljøutfordringene skal denne veksten forekomme i miljømessig bærekraftige rammer. Tre år senere, 15. oktober 2017, innfører regjeringen trafikklyssystemet (Nærings-og fiskeridepartementet, 2017).

Det nye systemet for kapasitetsjusteringer for oppdrett av laks og ørret, også kalt trafikklyssystemet, ble innført i oktober 2017 (Nærings-og fiskeridepartementet, 2017). Systemet fungerer som en handlingsregel for kapasitetsjustering basert på forhåndsdefinerte geografiske områder og miljøindikatorer (Grefsrud et al., 2023). Lakselus ble valgt som eneste miljøindikator, og kysten ble derfor inndelt i 13 produksjonsområder basert på strømmodeller for spredning av lakselusnauplier¹ (figur 2). Trafikklyssystemet innebærer at miljøstatus, vurdert som lakselusindusert dødelighet hos villaksen for hvert produksjonsområde, er grunnlaget for om produksjonen kan økes, fryses eller må reduseres (Grefsrud et al., 2023).

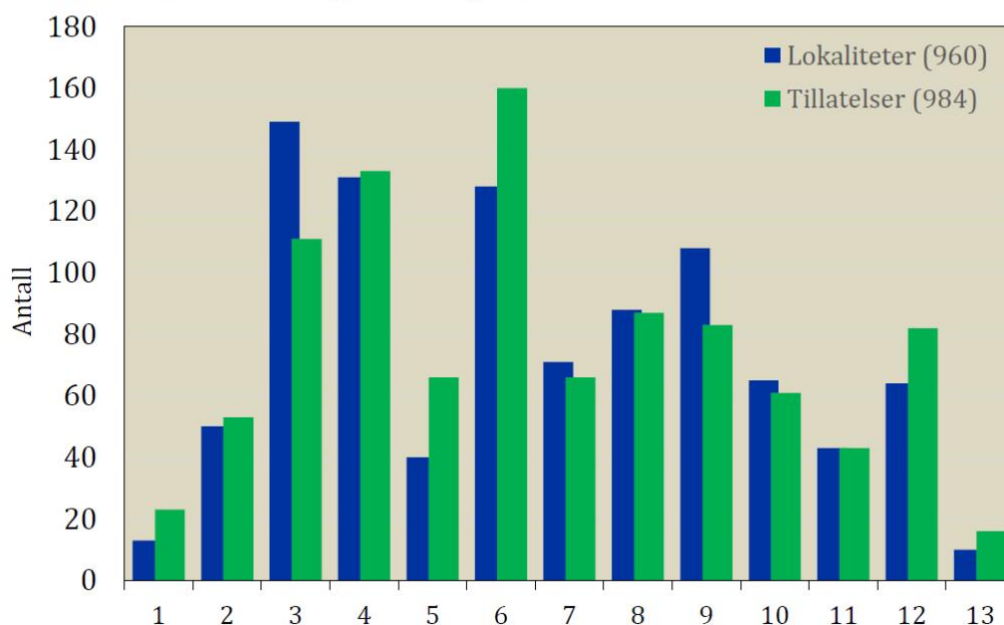
¹ Lakselusnauplier er en fase i lakselusens livssyklus, nærmere bestemt det første larvestadiet.



Figur 2: Geografisk avgrensning av 13 produksjonsområder fra Svenskegrensen til Øst-Finnmark (PO1-13). Hentet fra Grefsrud et al. (2023).

Selv om oppdrett foregår langs store deler av kysten, er produksjonen særlig konsentrert i noen områder. De mest oppdrettsintensive områdene, basert på mengde fisk produsert per areal, er produksjonsområde 2-4 (Karmøy til Stadt). Produksjonsområde 1 og 13 ligger i andre enden av skalaen, med lavest nivå av produksjon. I 2021 var gjennomsnittlig produksjon per areal $22,4 \text{ tonn}/\text{km}^2$ (Grefsrud et al., 2023). Nivået ligger an til å være det samme for 2022, på $22,7 \text{ tonn}/\text{km}^2$. Figur 3 under gir en oversikt over hvordan produksjonskapasiteten i næringen fordelte seg på tvers av produksjonsområdene ved innføringen av systemet.

Antall lokaliteter og innplasserte tillatelser ved start av trafikkløssordningen

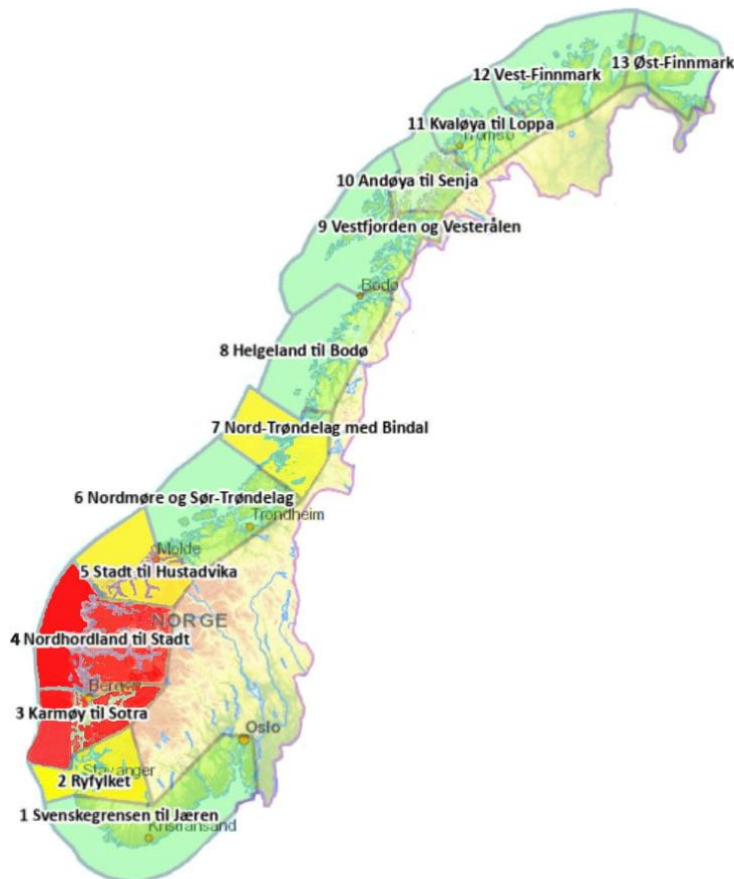


Figur 3: Lokaliteter og tillatelser ved innføring av trafikkløssystemet. Oversikten er hentet fra Fiskeridirektoratet (u.d.-b).

Trafikkløssystemet innebærer at havbruksnæringens påvirkning på miljøet i de ulike produksjonsområdene vil avgjøre områdets produksjonskapasitet. En bredt sammensatt ekspertgruppe utformer en rapport om tilstanden i produksjonsområdene, nærmere bestemt risikoen for lakselusindusert dødelighet på villaksen (Nærings- og fiskeridepartementet, 2017). Videre vil styringsgruppen, en gruppe bestående av representanter fra Veterinærinstituttet, Havforskningsinstituttet og Norsk institutt for naturforskning, utføre en risikovurdering basert på denne rapporten. Styringsgruppens risikovurdering vil så oppsummeres og leveres til Nærings- og fiskeridepartementet (Biering et al., 2021). Ekspertgruppens rapport og styringsgruppens risikovurdering forekommer hvert år. Basert på denne vurderingen vil Nærings og Fiskeridepartementet annethvert år fargelegge produksjonsområdene (Nærings- og fiskeridepartementet, 2021a).

Fargekodene indikerer hvorvidt produksjonsområdene må nedjustere, fryse eller kan øke kapasiteten med 6 prosent. Fargekode rød impliserer at kapasiteten må nedjusteres, og kan den oppjusteres blir de farget grønn. Dersom kapasiteten må fryses får de fargekode gul. Figur 4 gir en oversikt over hvordan produksjonsområdene er fargelagt i dag. Fargeleggingen anno 2022 ble basert på naturfaglige vurderinger av lakselusens innvirkning for årene 2020 og 2021 (Nærings- og fiskeridepartementet, 2022). Som vi kan se fra figur 4 fikk produksjonsområde 1,

6 og 8-13 tilbud om å øke produksjonskapasiteten i 2022. I produksjonsområde 2, 5 og 7 fryses produksjonskapasiteten. Produksjonsområde 3 og 4 derimot må redusere produksjonskapasiteten ettersom påvirkning på villaksen i disse områdene ble vurdert uakseptabel.



Figur 4: Kart over produksjonsområdene og fargekoder. Oversikten er hentet fra Nærings- og fiskeridepartementet (2022).

Konsesjoner, samt innføringen av trafikklyssystemet, er begge tiltak for å kontrollere driften innen havbruk. Miljøhensyn har vært viktig i bestemmelsen av tildeling og størrelse på konsesjonene, samt tildeling av fargekoder basert på trafikklyssystemet. Som tidligere nevnt omhandler miljøutfordringer i oppdrettsnæringen blant annet lakselus, genetisk interaksjon med villaksen og forurensing. Innen økonomisk teori kan disse faktorene klassifiseres som eksterne effekter, ofte kalt eksternaliteter.

3. Teori

I denne oppgaven betrakter jeg miljøpåvirkning fra oppdrettsnæringen som *negative* eksterne effekter. Myndighetene i Norge har identifisert fem hovedkategorier for hvordan den norske oppdrettsnæringen påvirker miljøet negativt (Christiansen, 2013). Foruten arealutnytting er kategoriene diskutert nærmere i kapittel 2.3. Arealutnytting handler i all hovedsak om hvordan produksjon, nærmere sagt plassering av merder, blant annet kan redusere den visuelle estetikken i de norske fjordene. Forurensing, utslipp og arealutnytting genererer negative eksterne effekter primært på lokalt og/eller regionalt nivå. Genetisk interaksjon, rømming, smitte av sykdommer, og fôr derimot har en negativ innvirkning på miljøet og/eller aktører på en større geografisk skala (Christiansen, 2013). Teorien bak eksterne effekter er gjeldende for samtlige miljøeffekter i næringen, gitt at de betraktes som negative eksterne effekter. I dette kapittelet velger jeg å bruke antall lus som eksempel.

3.1 Eksterne effekter

Eksterne effekter handler om økonomiske aktører som påvirker andre konsumenter eller produsenter, enten negativt (negative eksterne effekter) eller positivt, uten at dette blir reflektert i markedsprisen (Snyder et al., 2015). Årsaken til at prisen ikke internaliseres kan være at andre blir påvirket enten negativt uten å få kompensasjon, eller positivt uten å måtte betale for det (Cornes & Sandler, 1996). Generelt er det vanskelig å kvantifisere eksterne effekter ettersom de ikke har en markedspris.

Eksterne effekter kjennetegnes ved at den eller de som blir påvirket ikke kan unngå effektene uten bruk av ressurser. Videre er effektene ofte utilsiktet av aktøren som forårsaker de. Myndighetene blir betraktet som utsideagenter, som ved anvendelse av ulike tiltak kan indusere bedrifter og/eller individer som produserer eksterne effekter til å begrense eller øke sin aktivitet for å oppnå effektivitet (Cornes & Sandler, 1996). Uttrykket «utsideagenter» refererer til myndighetenes rolle som regulerende instans, der de griper inn utenfra for å korrigere eksterne effekter som ikke håndteres effektivt gjennom markedet alene.

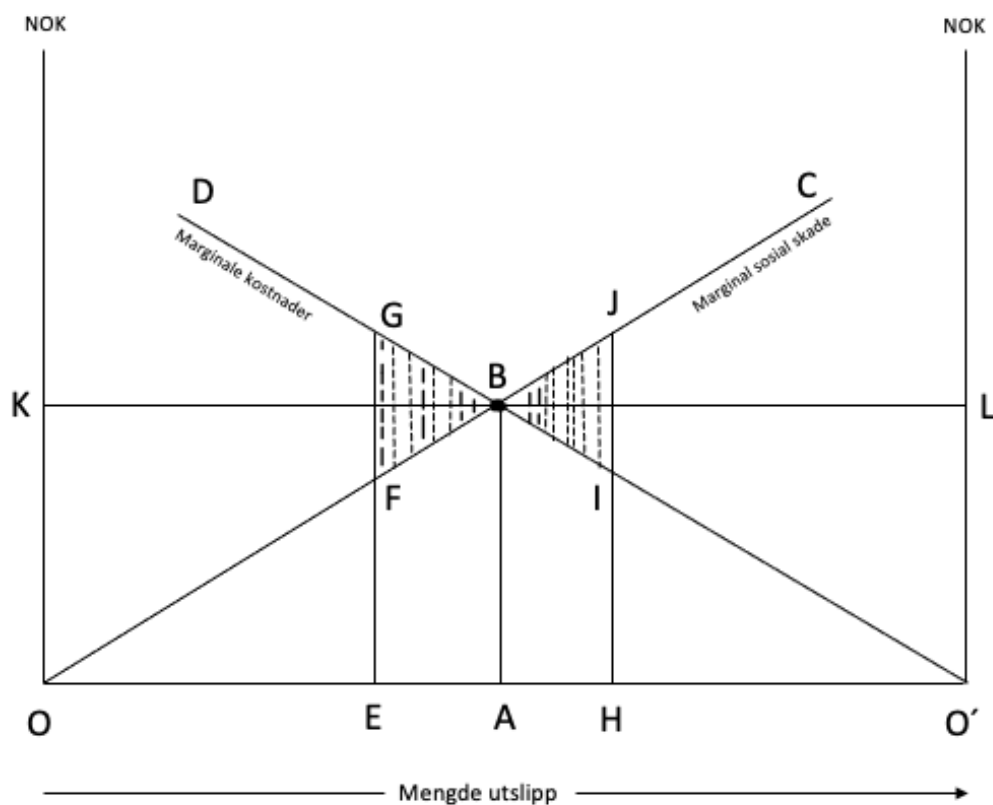
Eksterne effekter er blant hovedårsakene til økonomisk innblanding fra myndighetene (Helbling, 2010).

Forekomsten av eksternaliteter fører til at markedet selv ikke genererer en effektiv løsning, noe som kan medføre markedssvikt. I tilfellet med negative eksternaliteter vil det være et avvik mellom private kostnader og samfunnet som helhet sine kostnader, hvor de private er lavere sammenlignet med de sosiale (Helbling, 2010). Sett i lys av eksternaliteter i oppdrettsnæringen vil de sosiale kostnadene øke i tak med økt produksjon i næringen. Dette kan medføre overproduksjon når kun oppdretternes private kostnader betraktes, og ikke samfunnets sosiale kostnader. For å bedre utfallet burde samfunnets kostnader internaliseres i oppdretternes kostnadsfunksjon.

Ettersom økt forekomst av lus er et utilsiktet resultat av økt produksjon innen norsk havbruk, samt mangel på kompensasjon for skaden forårsaket av denne økningen gjør at lus kan betraktes som en eksternalitet. Perman et al. (2003) klassifiserer ulike typer eksternaliteter, som blant annet «produksjon-konsum» og «produksjon-produksjon». I all hovedsak handler denne klassifiseringen om i hvilke retning eksternaliteter påvirker aktører. Oppdrettere kan tenkes er produsentene, mens den norske befolkning kan eksempelvis være konsumentene. Som tidligere nevnt blir villaksbestanden påvirket av oppdrettsnæringens produksjon. Dette gjelder overføring av lakselus fra oppdrettslaks til villaks, samt luseindusert dødelighet blant villaksen som medfører redusert antall villaks i norske elver. Lakseelvene i Norge er en felles naturressurs. Derimot blir individer som benytter lakseelvene påvirket av lakselusens forurensing uten å bli kompensert. Dette er dermed et eksempel på en «produksjon-konsum» eksternalitet. Tilfeller hvor lus smittes på tvers av oppdrettsanleggene er et eksempel på en «produksjon-produksjon» eksternalitet.

Å forby og/eller fjerne all forurensing som følge av produksjon er ikke nødvendigvis i samfunnets interesse (Meade, 1979). En moderat mengde eksternaliteter kan påføre samfunnet noe skade, mens kostnaden av fullstendig reduksjon kan være betydelig høy. Dersom vi betrakter en økning i lusebestanden som et utilsiktet resultat av produksjon av oppdrettslaks, kan optimal mengde utslipp² illustreres i figur 5 under.

² Med utslipp menes her antall lus.



Figur 5: Eksternaliteter

Anta så at oppdretterne ønsker å produsere lik OO' i en situasjon uten myndighetenes innblanding. Kurven OC måler den økende marginale skaden påført samfunnet som et resultat av at antall lus øker. Som tidligere nevnt kan oppdretterne benytte ulike virkemidler for å redusere forekomsten av lus i merdene, eksempelvis medikamenter eller renseskiv. Å redusere utslipp kan derfor være kostbart for oppdretterne. Den økende marginale kostnaden for oppdretterne av å redusere antall lus kan derfor vises av kurven OD . Skjæringspunktet mellom kurvene gir optimal mengde utslipp, lik OA . Dersom antall lus blir begrenset fra OA til OE , illustrerer området i triangelen FGB det ekstra kostnadsoverskuddet av å redusere utslipp over samfunnets verdi av redusert skade (Meade, 1979). Dersom antall lus derimot øker fra OA til OH , illustrerer området IJB overskuddet av verdien av den økte skaden påført samfunnet over besparelsen i kostnadene knyttet til forurensingsreduksjon. Med andre ord oppstår det et dødvektstap dersom tilpasningen er utenfor optimum, tilsvarende punkt B med tilhørende utslippsmenge lik OA . Spørsmålet videre blir dermed; hvordan kan vi sikre at markedet ender i punktet B som er samfunnsøkonomisk optimalt?

Når ting ikke fungerer optimalt, eller det er rom for forbedring knyttet til effektivitet, kan myndighetene regulere. Sett i lys av de klimatiske effektene produksjon av oppdrettsfisk har, dersom det er ingen eller liten forventet lønnsomhet, er det lite sannsynlig at næringen selv vil internalisere de eksterne effektene (Asche et al., 2009). I en situasjon med markedssvikt finnes det en rekke virkemidler myndighetene kan benytte. Generelt deles virkemidlene inn i to ulike kategorier; markedsbaserte og direkte reguleringer. Markedsbaserte virkemidler er skatter og avgifter, mens direkte reguleringer omhandler blant annet kvoter og direkte begrensning på produksjon. Følgende to avsnitt gir en kortfattet oversikt over skatt og kvoter. Ved å sette en pris på utslipp, kan innføring av et skatte- og/eller kvotesystem oppfordre produsenter til å justere produksjonsprosessen på en slik måte at utslipp per enhet produsert reduseres (Goulder & Schein, 2013).

I 1920 foreslo den britiske økonomen Arthur Pigou at myndighetene kan skattlegge produsentene, hvor størrelsen på skatten reflekterer kostnaden produksjonen påfører samfunnet (Helbling, 2010). Ved hjelp av en Pigou-skatt kan den eksterne effekten internaliseres i et konkurrerende marked ved å sette skatten lik den sosiale marginale skaden. Sett i lys av oppdrettsnæringen ville optimal størrelse på skatten være lik skaden påført samfunnet per ekstra enhet produsert av laks.

Et kvotesystem innebærer at eksempelvis myndighetene setter et tak på hvor mye produsentene kan forurense. Det maksimale forurensingsnivået fordeles i produksjonskapasitet på tvers av produsentene, som videre kan forhandle med hverandre. På denne måten blir prisen av forurensing indikerte satt. Myndighetene bestemmer den overordnede mengden utslipp, og videre setter en pris på forurensing gjennom markedet for kvoter (Goulder & Schein, 2013). Selskapene kan kjøpe og selge kvoter avhengig av ønskelig produksjonsvolum, men det totale nivået av forurensing fra næringen skal ikke overstige det forhåndsbestemte taket. Dersom produsentene er kostnads-minimerende vil de redusere utslipp opp til det punktet hvor, på marginen, kostnaden av å redusere forurensing er lik prisen på en kvote (Goulder & Schein, 2013). I likevekt vil produsentene som har høyest marginale kostnader av å redusere forurensing kjøpe flest kvoter. Derimot vil de produsentene som enkelt kan redusere forurensing heller velge å gjøre det.

I oppdrettsnæringen kan konsesjonssystemet sees på som et form for kvotesystem. Et kvotesystem innebærer som nevnt at det settes et tak på utslipp, og konsesjonssystemet ble

innført for å regulere produksjonen grunnet miljøhensyn. Som vi skal se senere i oppgaven ble største delen av konsesjoner utdelt på 1970- og 1980-tallet. Siden den gang og frem til i dag har det tidvis blitt delt ut nye/ytterligere tillatelser. Den opprinnelige allokeringen av konsesjoner i næringen kan tenkes reflekterer taket myndighetene satt på vekst og/eller miljøeffekter i næringen. Dermed er det interessant å undersøke hvorvidt tildeling av ytterligere konsesjoner kan ha en sammenheng med utvikling i gjennomsnittlig antall lus per fisk i oppdrettsnæringen.

4. Data

I denne oppgaven ønsker jeg se nærmere på eksternaliteter i oppdrettsnæringen, og hvorvidt det finnes et forhold mellom eksternaliteter og konsesjoner. På bakgrunn av dette har jeg innhentet data fra Barents Watch og Fiskeridirektoratet. Barents Watch gir en oversikt over lakselus per fisk, mens Fiskeridirektoratet er ansvarlig for «Akvakulturregisteret» som blant annet gir en oversikt over tildeling av produksjonstillatelser for oppdrettsfisk. Rådata fra Akvakulturregisteret er hentet 08.02.2023, som sist ble oppdatert 30.01.2023, mens data fra Barents Watch ble innhentet 01.02.23. Begge datasettene inneholder informasjon om laks, ørret og regnbueørret. For enkelthetskyld behandler jeg disse tre typene fisk som én type, og refererer til den som «laks» eller «fisk» videre i oppgaven.

4.1 Barents Watch

Datasettet fra Barents Watch tilbyr en oversikt over antall rapporterte tilfeller av lus for ulike lokaliteter og tidsrom (2012-2023). Rapporteringen av tilfeller lus kommer fra lokalitetene (oppdretterne) selv, og gjelder laks, ørret og regnbueørret. Lokaliteter på land er ikke tatt med, da disse ikke er rapporteringspliktige. Oversikten skiller mellom tre ulike former for lusetelling; voksne hunnlus, lus i bevegelige stadier og fastsittende lus.

Jeg benytter meg av variablene for år, produksjonsområde og tre ulike typer lustelling fra datasettet. Lokalitetenes rapportering foregår ukentlig, noe som innebærer at for hvert produksjonsområde vil det være mange observasjoner av de tre formene for lusetelling per år. For å få observasjoner per produksjonsområde per år tar jeg gjennomsnittet av

gjennomsnittlig antall lus per laks. I det endelige tilrettelagte datasettet fra Barents Watch vil dermed hver observasjon si noe om gjennomsnittlig antall lus per laks i et gitt produksjonsområde i et gitt år. Jeg valgte å aggregere på produksjonsområde basert på oppgavens overordnede tematikk om eksternaliteter og miljøeffekter. I Norge ble som tidligere nevnt oppdretterne inndelt i produksjonsområder blant annet av miljømessige hensyn. Inndelingen i produksjonsområder gjorde at oppdrettsvirksomheten bedre kunne tilpasses områdene den var best egnet, samt redusere risikoen for negative miljøpåvirkninger. I en analyse av lus og konsesjoner fant jeg det dermed mest interessant å aggregere på produksjonsområde, istedenfor på eksempelvis kommune- eller lokalitetsnivå.

Til slutt genererer jeg en variabel for total gjennomsnittlig antall lus per fisk ved å aggregere observasjonene for de tre lusetellingene. Variabelen for total gjennomsnittlig antall lus per fisk er den som i all hovedsak blir brukt i analysen. På bakgrunn av dette henvises det til denne variabelen når jeg snakker om «gjennomsnittlig antall lus per fisk». Dersom det henvises til en av de andre tre typene blir dette spesifisert i den gitte sammenhengen. Det endelige tilrettelagte datasettet gir altså informasjon om lus for laks, ørret og regnbueørret for 13 ulike produksjonsområder i en tidsperiode på 11 år. Se appendiks a) «Tilrettelegging av datasett fra Barents Watch» for utdyping av tilrettelegging utført i dette datasettet.

4.2 Akvakulturregisteret

Datasettet «Akvakulturregisteret» er hentet fra Fiskeridirektoratet, og gir blant annet en oversikt over tildelt kapasitet til de ulike produksjonsområdene. Med andre ord kan observasjoner hentet fra dette datasettet brukes til å se på utviklingen av konsesjoner tildelt de ulike produksjonsområdene over tid.

Datasettet ble tilrettelagt i henhold til oppgavens overordnede problemstilling og (senere) analyse av trafikklyssystemet. Informasjon om trafikklyssystemet og de ulike produksjonsområdene er nevnt tidligere i oppgaven i kapittel 2.6. Det viktige å huske her er at i henhold til Produksjonsområdeforskriften (2017) står det at «forskriften gjelder opprettelse av produksjonsområder for kommersielle tillatelser til akvakultur av matfisk med laks, ørret og regnbueørret i sjø, og regulering av produksjonskapasiteten innenfor disse». Ettersom

rådata fra akvakulturregisteret inneholder observasjoner langt utover det som er relevant for oppgaven, ble tilretteleggingen basert på produksjonsområdeforskriften.

På tilsvarende måte som for gjennomsnittlig antall lus per fisk kan variabelen for tildelt kapasitet inneholde en rekke observasjoner per produksjonsområde per år. De individuelle observasjonene per produksjonsområde per år blir derfor summert opp. Med andre ord inneholder observasjonene under tildelt kapasitet informasjon om hvor mye de ulike produksjonsområdene totalt fikk tildelt i produksjonskapasitet per år.

Det endelige, tilrettelagte datasettet fra Akvakulturregisteret inneholder observasjoner for laks (kan inneholde ørret og regnbueørret) og ørret i sjø med kommersielt formål og produksjonsform lik «matfisk». På tilsvarende måte som for Barents Watch blir laks, ørret og regnbueørret generalisert, og videre i oppgaven anført som «laks» eller «fisk». Variabelen av interesse er «tildelt kapasitet», hvor tillatelsenes enhet er oppgitt i tonn. Videre er lokalitetene inndelt i produksjonsområder. På bakgrunn av dette står de individuelle observasjonene for hver enkelt konsesjon, hvor tildelt produksjonskapasitet oppgis i tonn, tildelt et gitt produksjonsområde for produksjon av laks. Se appendiks b) «Tilrettelegging av datasett fra Akvakulturregisteret» for utdyping av tilrettelegging utført i dette datasettet.

4.3 Fullstendig datasett

Det tilrettelagte datamaterialet fra Barents Watch og Akvakulturregisteret slås til slutt sammen til ett datasett som utgjør datagrunnlaget for analysen. Det sammenslåtte datasettet inneholder informasjon om gjennomsnittlig antall lus per laks, både aggregert og inndelt i de tre typene lus, og tildelt kapasitet for 13 produksjonsområder i en tidsperiode fra 1963 til 2022.

Ettersom informasjon om lus kun går tilbake til 2012 snevres tidsperioden inn til 2012-2022. For at informasjon om opparbeidet produksjonskapasitet før 2012 ikke skal gå tapt, inkluderer jeg en variabel for total tildelt kapasitet. Denne variabelen inkluderes før tidsperioden snevres inn, og blir generert ved å summere observasjonene for tildelt kapasitet inndelt i de enkelte produksjonsområdene. Totale antall observasjoner i det sammenslåtte datasettet ender på 143. Oppsummert inneholder det endelige datasettet observasjoner for 13 ulike

produksjonsområder, i en tidsperiode på 11 år (2011-2022). Se appendiks c) «Sammenslåing av datasett» for utdyping av tilretteleggingen som ble utført når Barents Watch og Akvakulturregisteret ble slått sammen til ett datasett.

4.4 Sentrale variabler

I dette kapittelet presenterer jeg nærmere variablene i det endelige datasettet jeg bruker. For en fullstendig gjennomgang av alle variablene se appendiks d) «Variabler».

Year: Denne variabelen inneholder observasjoner fra 2012-2022. Som nevnt går observasjonene fra Akvakulturregisteret tilbake til 1963, men for å sammenligne observasjonene med de fra Barents Watch snevres tidsperioden inn til 2012-2022. Variabelen er numerisk, og tar verdi 2012, 2013, ..., eller 2022.

Prod_omr: Denne variabelen står for produksjonsområder, og tar verdi 1, 2, ..., eller 13. Variabelen sier ikke noe om hvilke region produksjonsområdet er (for eksempel Ryfylke eller Karmøy til Sotra), men er heller produksjonsområdets ID (eksempelvis 2 eller 3).

Tot_lus: er en variabel for aggregert gjennomsnittlig antall lus per fisk, og er lik summen av de tre ulike lusetyperne. Variabelen angir total gjennomsnittlig antall lus per fisk i hvert produksjonsområde i hvert år.

Till_kap: Denne variabelen angir tildelt kapasitet til produksjonsområdene. Dette er en numerisk variabel som tar verdi lik den nye tildelte kapasiteten til et produksjonsområde i et gitt år, målt i tonn. Dersom et gitt produksjonsområde ikke fikk tildelt kapasitet i et gitt år, men for samme år ble det telt lus, tar *till_kap* verdi lik 0.

tot_till_kap: er en kumulativ variabel som representerer en akkumulert sum av *till_kap* for de ulike produksjonsområdene over tid. Variabelen er altså inndelt i produksjonsområder, og sier derfor ikke noe om utvikling av produksjonskapasitet på landsbasis. Variabelen angir total produksjonskapasitet i et gitt produksjonsområde fra 1963 til og med gjeldende år. I påfølgende del av oppgaven blir denne variabelen referert til som «total produksjonskapasitet» eller «total tildelt kapasitet».

Lagtotkap1: er en variabel for total produksjonskapasitet som er lagget med 1 år. La oss eksempelvis si at produksjonsområde 1 får tildelt en konsesjon på 780 tonn i 2015. Variabelen for total produksjonskapasitet vil inkludere den tildelte konsesjonen for produksjonsområde 1 i 2015, og dermed inneholde informasjon om nåværende produksjonskapasitet. I samme rad, altså for produksjonsområde = 1 og år = 2015, vil den laggede variabelen derimot si noe om hva produksjonsområde 1 hadde i total kapasitet i 2014. Hensikten med å inkludere denne variabelen er å undersøke om resultatet jeg finner på responsvariabelen, altså *tot_lus*, avhenger av når konsesjonen ble tildelt.

i.prod_omr: er et sett med dummy-variabler for produksjonsområde, som inneholder 13 ulike dummy-variabler for de 13 ulike produksjonsområdene. Dette innebærer at dummy-variabelen for eksempelvis produksjonsområde 5 er lik 1 hvis en observasjon gjelder dette produksjonsområdet, 0 hvis ikke.

i.year: er et sett med dummy-variabler for år, som inneholder 11 dummy-variabler for årene 2012 til 2022. Eksempelvis vil dummy-variabelen for år 2015 ta verdi lik 1 dersom året er 2015 og 0 dersom ikke. Variablene tar verdier på tilsvarende måte for samtlige år i perioden 2012-2022.

D1: er en dummy-variabel for om trafikklyssystemet er innført. Variabelen tar verdi lik 1 dersom $year \geq 2017$, og 0 dersom $year < 2017$.

in_var: Til slutt ønsker jeg å generere en interaksjonsvariabel mellom dummy-variabelen og variabelen for total produksjonskapasitet lagget med 1 år (*D1* og *lagtotkap1*). Som nevnt tar dummy-variabelen *D1* verdi lik 1 etter år 2016. Når *D1* blir multiplisert med total produksjonskapasitet vil *in_var* derfor kun inneholde observasjoner for total produksjonskapasitet etter 2016. Hensikten med å inkludere interaksjonsvariabelen er å undersøke hvorvidt innføringen av trafikklyssystemet har en effekt på gjennomsnittlig antall lus per fisk.

5. Metode

I denne oppgaven vil jeg utføre en paneldatanalyse, hvor jeg ser på sammenhengen mellom eksternaliteter og konsesjoner i oppdrettsnæringen. Jeg begynner analysen med noen enkle regresjoner på sammenhengen mellom gjennomsnittlig antall lus per fisk og ulike mål på tildelt produksjonskapasitet. Videre utnytter jeg paneldatastrukturen og utvider analysen ved å inkludere enhets- og tidsfaste effekter i regresjonen.

La oss si at N sier noe om de ulike enhetene i analysen, mens T står for tidsperioden. Et rent tidsseriedatasett kan tenkes har et panel hvor $N = 1$, mens rene tverrsnittsdata har gjerne et panel hvor $T = 1$ (Hsiao, 2007). Paneldata derimot kombinerer tidsseriedatasett og tverrsnittdata slik at vi får observasjoner for alle enhetene over en gitt tidsperiode. I en paneldatanalyse kan enhetenes ulike karakteristika, samt ting som endres over tid, kontrolleres for. På denne måten reduseres sannsynligheten for svake estimater ved å kontrollere for effekten utelatte eller uobserverte variabler har på resultatet (Hsiao, 2022).

Observasjonene i et paneldatasett bør altså inneholde minst to dimensjoner; tverrsnitt og tidsserie (Hsiao, 2007). Tverrsnittet angis som underskrift i , og tidsserien angis som t . Datasettet som benyttes i analysen er et paneldatasett som inneholder informasjon om 13 produksjonsområder over tid, fra 2012-2022. De 13 ulike produksjonsområdene langs norskekysten representerer tverrsnittet, slik at $i = 1, \dots, 13$. Tidsserien er gitt ved årene 2012 til 2022, slik at $t = 1, \dots, 11$. Videre inneholder paneldatasettet observasjoner for alle 13 produksjonsområder for alle 11 år, noe som medfører at det er et balansert datasett.

5.1 Multippel regresjonsanalyse

I analysen av paneldata gjennomfører jeg en multivariat, ofte kalt multippel, regresjonsanalyse. En multippel regresjonsanalyse er en metode som går ut på å studere forholdet mellom en avhengig variabel og flere uavhengige variabler (Allison, 1999). Med andre ord brukes metoden for å identifisere den unike effekten de uavhengige variablene (X) har på den avhengige variabelen (Y). I en slik analyse ønsker man i hovedsak å undersøke hvorvidt en uavhengig variabel faktisk påvirker den avhengige variabelen, og i så tilfelle størrelsen på denne effekten (Allison, 1999).

I en multippel regresjonsanalyse brukes det som kalles for minste kvadraters metode (MKM). Denne metoden brukes til å estimere regresjonslikningen, nærmere bestemt estimatene på regresjonskoeffisientene (Allison, 1999). Jeg begynner med å formulere følgende regresjonslikninger:

$$1) Y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \varepsilon_i$$

$$2) Y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \dots + \beta_n X_n + \varepsilon_i$$

Fra likning 1) og 2) er Y den avhengige variabelen som vi ønsker å estimere effekten på. β_0 er en konstant som sier noe om hva verdien av den avhengige variabelen er dersom verdien på de uavhengige variablene er lik null. X_1 og X_2 er de uavhengige variablene, og β_1 og β_2 er regresjonskoeffisientene til henholdsvis X_1 og X_2 . Til slutt er faktorer som påvirker Y , foruten de inkluderte forklaringsvariablene, inkorporert i feilleddet, ε_i . Estimatet til regresjonskoeffisientene, eksempelvis β_1 , indikerer den forventede endringen i den avhengige variabelen, Y , ved en enhetsendring i forklaringsvariabelen X_1 når X_2 holdes konstant (Jaccard & Turrisi, 2003).

Forskjellen mellom likning 1) og likning 2) er antall uavhengige variabler som er inkludert i analysen. I en regresjonsanalyse kan det oppstå problemer knyttet til utelatte variabler, som i teorien handler om variabler som ikke er inkludert i analysen, men som egentlig forklarer hele eller deler av sammenhengen vi observerer. Si eksempelvis at i likning 1) er det utelatte variabler som er korrelert med forklaringsvariablene, X_1 og X_2 , hvor denne korrelasjonen da blir plukket opp i feilleddet, ε_i . Fra likning 1) er det ikke gitt at problemene med utelatte variabler bedres ved å simpelt legge til flere uavhengige variabler som i likning 2). Å inkludere irrelevante uavhengige variabler kan gi ineffektive koeffisientestimat (Clarke, 2005). Hvorvidt inkludering av flere uavhengige variabler bedrer estimatets troverdighet avhenger altså av hvilke variabler en legger til. Effekten av å utelate variabler avhenger blant annet av omfanget av de estimerte koeffisientene til de utelatte variablene, og korrelasjonen mellom de inkluderte og de utelatte variablene (Clarke, 2005). Dersom en legger til flere uavhengige variabler er det derfor viktig å tenke over hvilke som legges til og nytten disse eventuelt vil ha.

Gitt problemstillingen vil gjennomsnittlig antall lus per laks være utfallsvariabelen, mens produksjonskapasitet er forklaringsvariabelen. Jeg setter dermed opp følgende regresjonslikning for eksternaliteter i oppdrettsnæringen:

$$3) \text{ tot_lus} = \beta_0 + \beta_1 \text{lagtotkap1} + \varepsilon_i$$

Hvor Y er eksternaliteter, nærmere sagt gjennomsnittlig antall lus per laks. På samme måte som tidligere er β_0 en konstant. Jeg velger å benytte lagget total produksjonskapasitet som forklaringsvariabel, istedenfor tildelt kapasitet. Valget om å fokusere på total tildelt produksjonskapasitet baseres på antakelsen om at opparbeidet produksjonskapasitet har en innvirkning på lusebestanden. Effekten av en tildelt konsesjon vil trolig variere avhengig av lokalitetenes ulike nivåer av eksisterende produksjonskapasitet. Hensikten med å lagge variabelen, istedenfor å bruke nåværende total produksjonskapasitet, er å kontrollere for tiden det tar fra en konsesjon blir tildelt til man ser effekten på gjennomsnittlig antall lus per laks. Basert på dette står X_1 derfor for total produksjonskapasitet som er lagget med 1 år. Regresjonskoeffisienten β_1 sier derfor noe om estimert endring av gjennomsnittlig antall lus per laks når total produksjonskapasitet i året før endres med 1 tonn.

En av utordringene som kan oppstå dersom jeg kjører en standard lineær OLS-regresjon av konsesjoner på lus omhandler som nevnt utelatte variabler. Forklaringsvariabelen, X_1 , er total kapasitet lagget med 1 år, men det er ikke usannsynlig at det er andre faktorer som påvirker gjennomsnittlig antall lus per laks. Dette kan eksempelvis være faktorer som varierer enten 1) over tid eller 2) på tvers av produksjonsområdene. Førstnevnte kan eksempelvis være havtemperatur som varierer over tid, men som ikke nødvendigvis varierer på tvers av produksjonsområdene. Sistnevnte kan være vannkvalitet som varierer på tvers av produksjonsområdene, men som ikke varierer over tid. Dette er eksempler på faktorer som kan være korrelert med den uavhengige variabelen, total produksjonskapasitet, noe som i så tilfelle ville ført til utelatt variabel skjevhet (Stock & Watson, 2020).

Utelatte variabler kan eksempelvis være produksjonsområdenes ulike karakteristika, også kalt heterogenitet. Problemet med uobservert heterogenitet gjelder tversnittet, altså produksjonsområdene. Produksjonsområdene i nord, for eksempel produksjonsområde 12

eller 13, antas å ha forskjellige karakteristika enn produksjonsområder i sør, for eksempel produksjonsområde 3 eller 4. Forskjellene på tvers av produksjonsområder kan inkludere faktorer som temperatur, geografi eller antall oppdrettere, som trolig vil ha ulik virkning på antall lus. For eksempel skal vi senere se at produksjonsområdene i nord har langt færre antall lus per laks sammenlignet med produksjonsområdene i sør. Å utelate variabler som gir informasjon om forskjellene på tvers av produksjonsområdene kan føre til korrelasjon mellom forklaringsvariabelen og feilledet. I så tilfelle vil de estimerte koeffisientene være feilaktige mål på effekten som analyseres. For å bedre estimatets troverdighet blir det derfor viktig å kontrollere for disse forskjellene slik at man finner konsesjonens isolerte virkning på gjennomsnittlig antall lus.

Én tilnærming til problemet knyttet til utelatte variabler kunne vært å innhente data på disse faktorene, for så å inkludere de i regresjonsanalysen. Utfordringen er at det ikke nødvendigvis alltid er tilgjengelig data på de utelatte variablene, noe som medfører at de ikke enkelt kan inkluderes i analysen. Å utnytte det faktum at jeg har et paneldata er nyttig ettersom jeg kan kontrollere for uobservert tidsinvariant heterogenitet i tversnittmodellen (Arellano, 2003). Produksjonsområdenes karakteristika kan tenkes er relativt konstant over tid, især geografiske forskjeller. Ved å betrakte heterogeniteten som fast kan risikoen for feilaktige resultater reduseres, og troverdigheten til estimatene kan forbedres.

En alternativ tilnærming blir derfor å benytte OLS-regresjon med faste effekter slik at de utelatte variablene bedre kan kontrolleres for. Dette valget baseres i all hovedsak på overnevnt antakelse om at forskjellene er tilsynelatende konstant over tid. Samtidig kan en også teste om faste effekter er hensiktsmessig å benytte ved å se på antakelsene bak lineære regresjonsmodeller. Antakelsene bak modellen gjennomgås i kapittel 5.2, og testen utføres i kapittel 6.2.2. Å benytte paneldataregresjon med faste effekter innebærer at år og produksjonsområde inkluderes som kontrollvariabler, nærmere bestemt dummy-variabler.

5.2 Paneldataanalyse

I paneldataregresjonen blir «prod_omr» og «year» panelvariablene. Som tidligere nevnt brukes faste-effekter modellen, som baserer seg på enhets- og tidsfaste effekter. I denne oppgaven er enhetene de ulike produksjonsområdene og tid er år. Enhetsfaste effekter

innebærer at det kontrolleres for faktorer som er konstant over tid men som varierer på tvers av produksjonsområdene. Et eksempel på dette kan være geografiske forskjeller. Tidsfaste effekter derimot skal kontrollere for faktorer som er konstant på tvers av produksjonsområdene men som endres over tid. Dette kan eksempelvis være klimaendringer som fører til at den globale gjennomsnittstemperaturen øker. Etersom det i denne analysen kan være utelatte variabler som faller inn under førstnevnte kategori, mens andre faller inn under sistnevnte, er det hensiktsmessig å benytte både tids- og enhetsfaste effekter (Stock & Watson, 2020).

Regresjonslikningen omformuleres til følgende for paneldataregresjon:

$$4) Y_{it} = \beta X_{it} + \alpha_i + \lambda_t + u_{it} \quad \text{for } t = 1, 2, \dots, 11 \text{ og } i = 1, 2, \dots, 13$$

Hvor Y_{it} er den avhengige variabelen, X_{it} er den uavhengige variabelen, β er koeffisienten og u_{it} er feilleddet. Notasjonen i refererer til produksjonsområde og t refererer til år. Med andre ord vil Y_{it} altså si noe om gjennomsnittlig antall lus per laks, Y , i produksjonsområde i på tidspunkt t . Videre er α_i de enhetsfaste effektene og λ_t er tidsfaste effekter.

I henhold til oppgaven kan regresjonslikningen skrives som følger:

$$5) \text{tot_lus}_{it} = \beta \text{lagtotkap1}_{it} + \text{prod_omr}_i + \text{year}_t + u_{it}$$

Likning 6) tilsvare likning 4), men førstnevnte kontrollerer for tids- og enhetsfaste effekter. Dummy-variablene for produksjonsområde vil fange opp virkningen av de utelatte variablene som varierer på tvers av produksjonsområder men som er konstant over tid. På denne måten skal altså den uobserverte heterogeniteten kontrolleres for. Dummy-variablene for år skal fange virkningen av de utelatte variablene som er konstant på tvers av produksjonsområdene men som varierer over tid.

Bak faste-effekter regresjon ligger det fire ulike antakelser som er viktige å ta hensyn til. Disse antakelsene er nødvendig for at skal faste-effekter estimatoren skal være konsistent og asymptotisk normalfordelt når antall enheter (n) er stor (Stock & Watson, 2020). Den første antakelsen er at feilleddet har et betinget gjennomsnitt på null gitt alle verdier av X for hvert produksjonsområde. Med andre ord sier denne antakelsen at det ikke skal være utelatt-

variabel skjevhet. Dersom nåværende feilleddet (u_{it}) er korrelert med tidligere, nåværende eller fremtidige verdier av X , er det brudd på denne antakelsen.

Den andre antakelsen er at variablene for hvert produksjonsområde har samme fordeling som, men er uavhengig av, variablene for de andre produksjonsområdene (Stock & Watson, 2020). Denne antakelsen tillater X å være korrelert over tid innad i produksjonsområdene. I analysen av paneldata i denne oppgaven er denne antakelsen spesielt relevant, da det er sannsynlig at total tildelt kapasitet i ett år er korrelert med total produksjonskapasitet påfølgende år. Med andre ord kan det være en autokorrelasjon i variabelen X_{it} , som representerer total produksjonskapasitet i produksjonsområde i i år t . Autorkorrelasjon innebærer at det som skjer det ene året har en tendens til å være korrelert med det som skjer året etterpå.

Den tredje antakelsen sier at ekstremverdier er usannsynlige. Dette innebærer at det ikke skal være observasjoner med ekstremt høye eller lave verdier som påvirker resultatene betydelig (Stock & Watson, 2020). Den fjerde og siste antakelsen er at det ikke skal være perfekt multikolaritet mellom forklaringsvariablene. Perfekt multikolaritet innebærer en perfekt lineær sammenheng mellom noen av variablene i modellen, som i så tilfelle kan føre til problemer med identifikasjonen av koeffisientene.

I regresjonsanalyser av paneldata kan feilleddet være korrelert over tid innad i de enkelte produksjonsområdene (Cameron & Miller, 2015). Dersom denne korrelasjonen ikke tas høyde for vil ikke lenger antakelsen om uavhengige observasjoner holde, noe som er nødvendig ved bruk av OLS-regresjon. På tilsvarende måte som for heteroskedastisitet, vil ikke denne korrelasjonen føre til bias når en bruker faste-effekter modellen (Stock & Watson, 2020). Derimot kan korrelasjonen påvirke variansen til estimatet, noe som innebærer at beregningen av standardfeil bør justeres. Standardfeilen i faste-effekter regresjon kalles grupperte standardfeil (Stock & Watson, 2020). Grupperte standardfeil er hensiktsmessig å benytte i regresjonsanalyser av paneldata ettersom de er robuste både for heteroskedastisitet og korrelasjon over tid innad i enhetene som analyseres. Ettersom jeg har relativt få grupper, altså kun 13 produksjonsområder, kunne en alternativ tilnærming vært å bruke robuste standardfeil. Derimot finner jeg at standardfeilene ikke endres betydelig avhengig av hvilke jeg benytter. På bakgrunn av dette velger jeg å gruppere på produksjonsområde.

En ytterligere begrunnelse for valget av grupperte standardfeil istedenfor robuste i denne analysen omhandler observasjonene for gjennomsnittlig antall lus per laks. Dersom nivået av gjennomsnittlig antall lus per laks innenfor de individuelle produksjonsområdene er mer like sammenlignet med på tvers av produksjonsområdene, bør grupperte standardfeil benyttes (Cameron & Miller, 2015). Derimot bør robuste standardfeil benyttes dersom det er høyere sannsynlighet for at nivåene av gjennomsnittlig antall lus per laks er uavhengig av hvilket produksjonsområde lokaliteten ligger i. Figur 9 i den deskriptive analysen i kapittel 6.1.1 indikerer at gjennomsnittlig antall lus per laks innenfor produksjonsområdene er mer like enn på tvers av områdene. På bakgrunn av dette benyttes grupperte standardfeil slik at det tas høyde for korrelasjonen mellom gjennomsnittlig antall lus per laks innenfor hver gruppe, som i dette tilfelle er produksjonsområdene.

6. Analyse

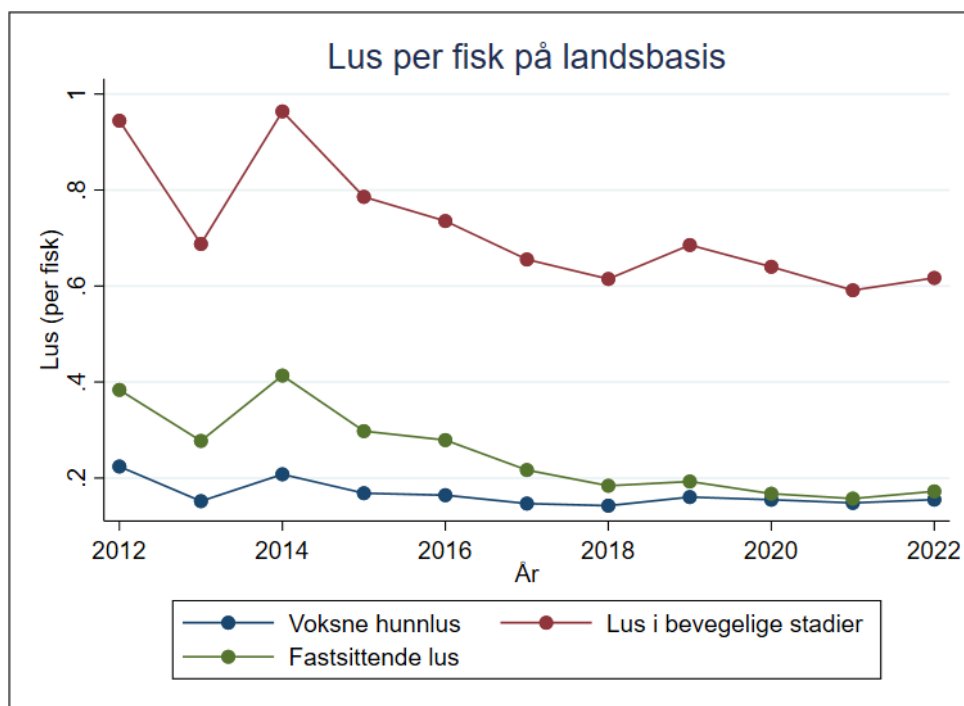
Hovedformålet med analysen er undersøke om det er en sammenheng mellom økt tildelt produksjonskapasitet og gjennomsnittlig antall lus per laks. For å belyse problemstillingen er analysen delt inn to deler: 1) en deskriptiv analyse og 2) en regresjonsanalyse. Den deskriptive analysen gir en oversikt over datasettet og viser hvordan gjennomsnittlig antall lus per fisk og tildelt produksjonskapasitet endres over tid. Dette kan gi en indikasjon på en eventuell sammenheng mellom eksternaliteter og konsesjoner i oppdrettsnæringen. Videre vil regresjonsanalysen brukes til å undersøke mer grundig om denne sammenhengen er reell.

6.1 Deskriptiv analyse

I den deskriptive analysen vil jeg begynne med å se på utvikling av gjennomsnittlig antall lus per fisk, både på landsbasis og inndelt i de ulike produksjonsområdene. Videre inkluderer jeg en analyse av utviklingen av produksjonskapasitet i næringen, før jeg til slutt ser på sammenhengen mellom gjennomsnittlig antall lus per fisk og tildeling av produksjonskapasitet.

6.1.1 Gjennomsnittlig antall lus per fisk

Figur 6 under illustrerer gjennomsnittlig antall lus per fisk på landsbasis³ inndelt i de ulike kategoriene for lusetelling. Som vi kan se fra figur 6 under er det rapportert flest tilfeller av lus i bevegelige stadier. Frem til 2018 var det rapportert noe fler fastsittende lus sammenlignet med voksne hunn lus, men fra 2018 og utover jevnes disse to ut. Etter 2018 ligger gjennomsnittlig antall voksne hunn lus og fastsittende lus på under 0.2 per fisk. Samtlige lusetellinger varierer imidlertid i relativt samme stil. For eksempel ser vi at i 2014 var det en økning i rapportert antall lus for samtlige typer lus, sammenlignet med året før. Fra 2017 og utover ser det ut til at rapportert lus per fisk for samtlige lusetellinger stabiliserer seg på et relativt jevnt nivå. I de ulike lokalitetene skal det til enhver tid være færre enn 0,5 voksne hunn lus i gjennomsnitt per fisk (Mattilsynet, 2018). Som vi kan se er dette gjeldende for alle år i perioden 2012-2022.

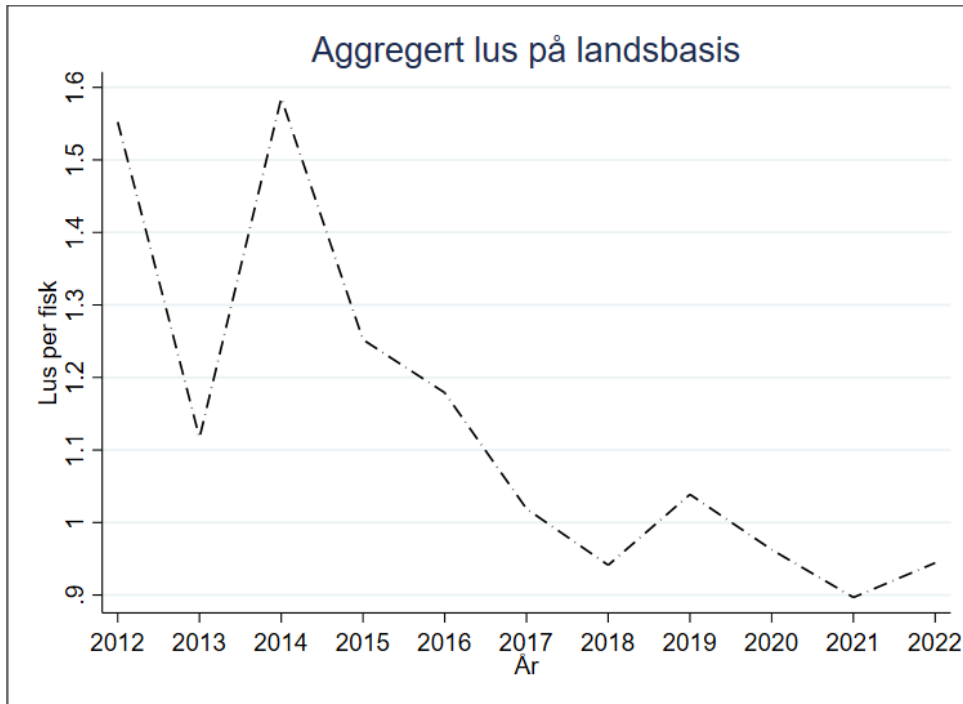


Figur 6: Lus per fisk på landsbasis

Figur 7 under illustrerer aggregert gjennomsnittlig antall lus per fisk på landsbasis. Å skille mellom de tre lusetellingene kan være av interesse innledningsvis for å illustrere hva det er

³ Merk at til tross for at notasjonen sier «på landsbasis», gjelder det for de 13 ulike produksjonsområdene. Dette fordi figurene tar utgangspunkt i data fra Barents Watch, hvor det kun er snakk om kystkommuner/produksjonsområder. Figurene illustrerer derfor ikke gjennomsnittlig antall lus per laks for lokaliteter på land.

mest av og eventuelle forskjeller i mønstre for de tre ulike lusekategoriene. I regresjonsanalysen senere benytter jeg imidlertid variabelen for samlet gjennomsnittlig antall lus per fisk for å forenkle og bedre illustrere den overordnede sammenhengen.

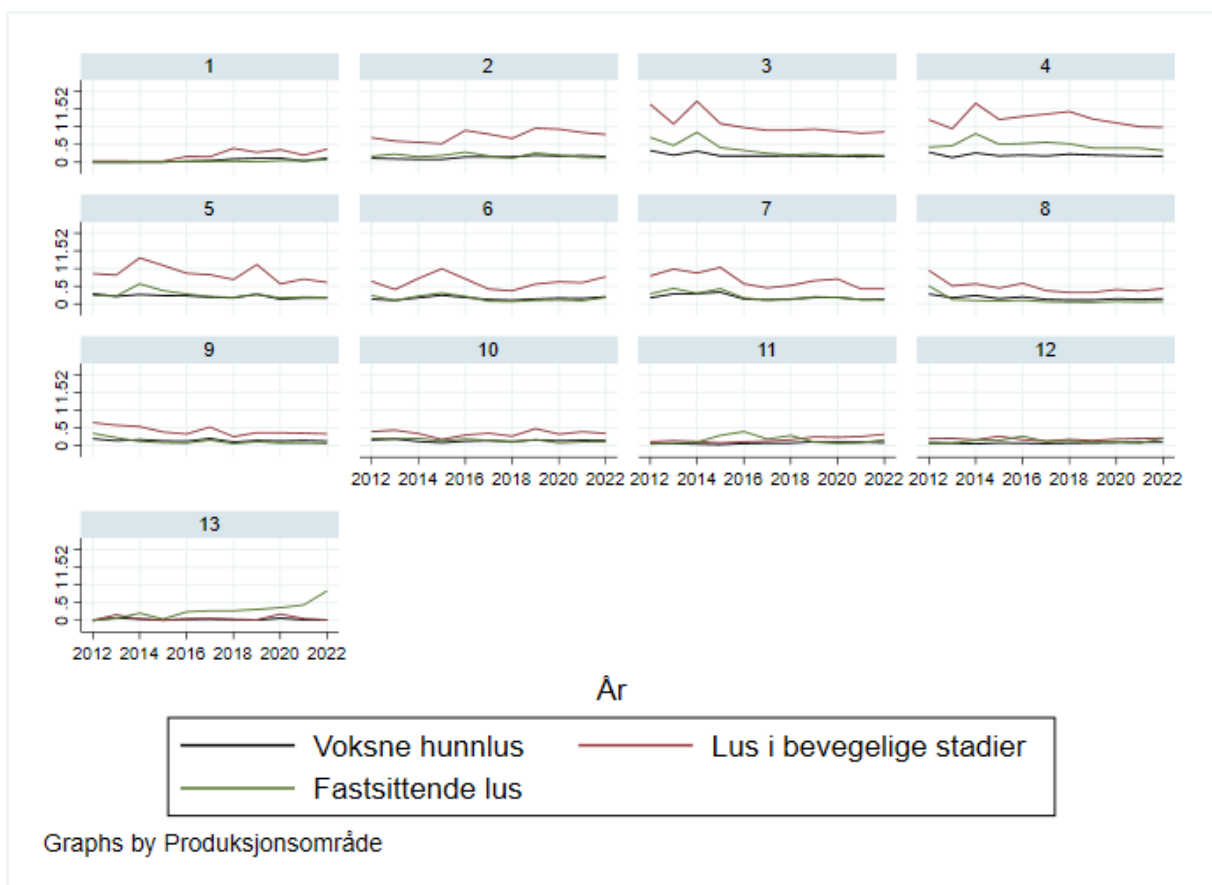


Figur 7: Aggregert lus på landsbasis

På samme måte som i figur 6 ser vi et hopp i gjennomsnittlig antall lus per fisk fra 2013 til 2014. Årsaken til den bemerkelsesverdige økningen fra 2013 til 2014 er i all hovedsak todelt. For det første var våren 2014 preget av uvanlig høye lusetall. Videre var 2014 preget av et «vedvarende høyt forbruk av legemidler og stor utbredelse av lakselus med nedsatt følsomhet for behandling med de vanligst brukte legemidlene» (Bornø & Linaker, 2014). Kombinasjonen av økte lusetilfeller og økt resistans mot legemidler bidro altså til økningen i gjennomsnittlig antall lus per fisk i 2014 som vi ser i figurene over. Observasjonene fra Barents Watch begynner i 2012, og som vi ser faller gjennomsnittlig antall lus per fisk fra 2012 til 2013. Totalt er det tre «topper»; i 2012, 2014 og 2019. Derimot skiller toppene i 2012 og 2014 seg ut, ettersom utviklingen etter 2014 stort sett har vært negativ.

Videre illustrerer figur 8 under gjennomsnittlig antall lus per fisk inndelt i de tre ulike formene for lusetelling i de ulike produksjonsområdene fra 2012-2022. Som vi kan se i figuren er det betydelige forskjeller, både i nivå og utvikling, i gjennomsnittlig antall lus per fisk på tvers av produksjonsområdene. For produksjonsområde 1-12 ser vi tilsvarende trender

som i figur 6. I snitt er det mest av lus i bevegelige stadier, mens gjennomsnittlig antall voksne hunnlus og fastsittende lus per fisk ligger på et lavere nivå. For produksjonsområde 13 derimot ser vi at fra 2015 er det en økning i gjennomsnittlig antall fastsittende lus per fisk. Fra 2015-2022 ligger antall av denne typen lus over både voksne hunnlus og lus i bevegelige stadier i produksjonsområde 13. Fra figuren ser det generelt ut til at gjennomsnittlig antall lus per fisk i høyst grad preger produksjonsområde 3 og 4, etterfulgt av noe lavere verdier i produksjonsområde 2, 5, 6 og 7. For produksjonsområde 1 og 8-13 ligger gjennomsnittlig antall lus per fisk på et relativt stabilt lavt nivå. Dette er som nevnt med unntak av produksjonsområde 13 etter 2015.



Figur 8: Lus per fisk inndelt i produksjonsområde

Videre illustreres utviklingen av aggregert gjennomsnittlig antall lus per fisk inndelt i produksjonsområdene i figur 9 under. Fra figuren fremgår det at produksjonsområde 2-7 har høyere gjennomsnittlig antall lus per fisk. For øvrige produksjonsområder ligger gjennomsnittlig antall lus per laks på under 1 i omtrent alle år. På tilsvarende måte som i foregående figurer ser vi en betydelig økning i gjennomsnittlig antall lus per fisk i

produksjonsområde 3, 4 og 5 i 2014. Den betydelige økningen i gjennomsnittlig antall lus per fisk i 2014 kommer derfor trolig fra økningen i disse tre produksjonsområdene.

Produksjonsområde 3 og 4 er også de som ofte svinger mellom fargekode gul og rød i trafikklyssystemet. Videre ser vi at antall rapporterte tilfeller lus holdes relativt lavt i produksjonsområde 1 og 8-13. For disse produksjonsområdene har fargekoden stort sett vært grønn i trafikklyssystemet siden systemet ble innført i 2017 (med unntak av produksjonsområde 10 som fikk fargekode gul i 2020). Som tidligere nevnt baseres trafikklyssystemet på luseindusert dødelighet blant villaksen, hvor områder med mye lus får fargekode rød og områder med lite får fargekode grønn. Dette indikerer en sammenheng mellom trafikklyssystemet og resultatene i grafen under.

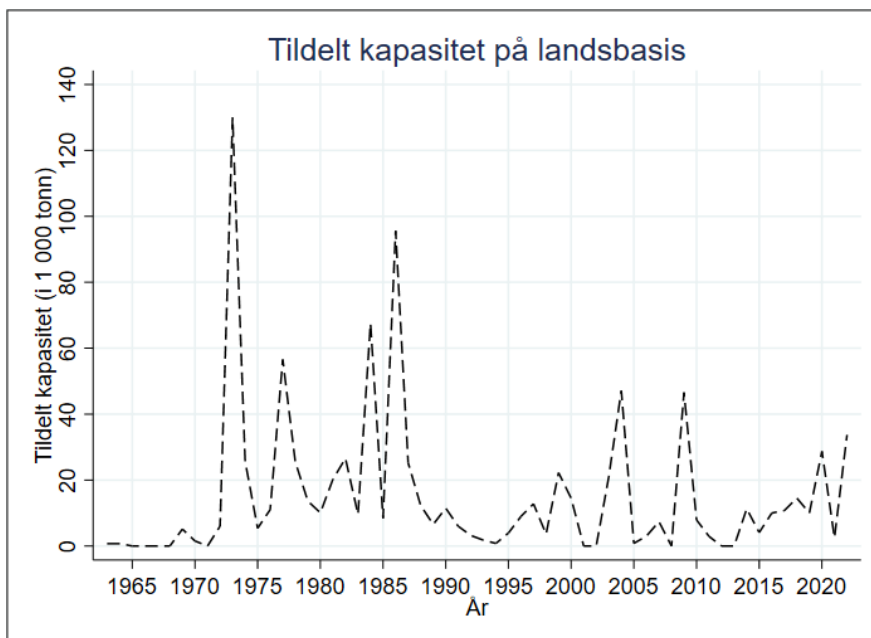


Figur 9: Aggregert lus per fisk inndelt i produksjonsområder

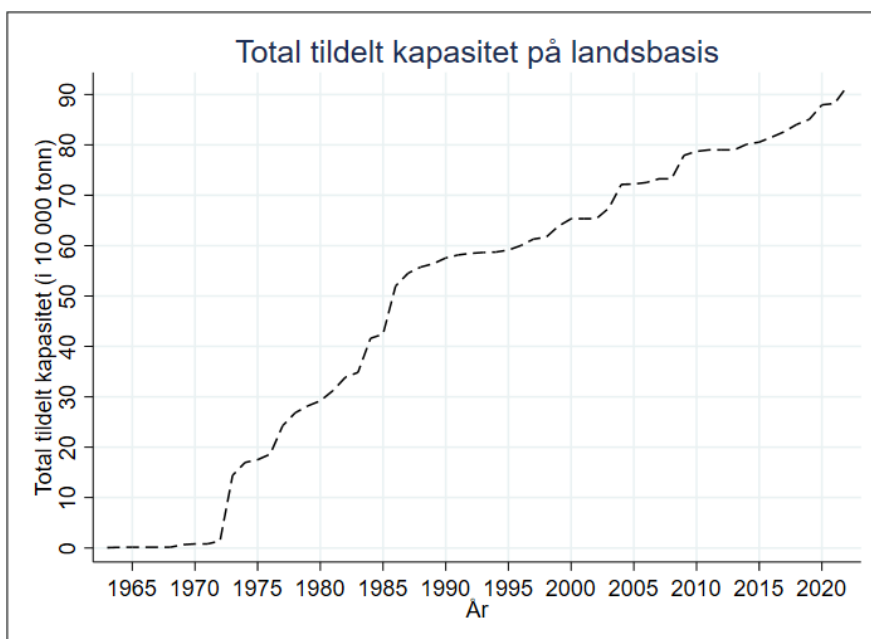
6.1.2 Tildelt produksjonskapasitet

Figur 10 og 11 under illustrerer henholdsvis tildelt kapasitet og total tildelt kapasitet på landsbasis fra 1963-2022. Dette innebærer at mens figur 10 illustrerer tildelt kapasitet på

landsbasis i de ulike årene, vil figur 11 si noe om total opparbeidet kapasitet gjennom tidene. Kort oppsummert illustrerer figur 10 at den største andelen av konsesjoner ble delt ut på 70- og 80-tallet. Figur 11 illustrerer at siden 1963 har det vært en jevn stigning i tildelt kapasitet på landsbasis. Fra tidlig på 1970-tallet og frem til omtrent 1990 ble det gitt tillatelser til produksjon av betydelig flere tonn biomasse enn etter 1990. Fra figur 10 ser vi to relativt høye toppe i 2004 og 2009, men disse toppene er ikke i nærheten av like stor som de største observasjonene i 1973 og 1986.

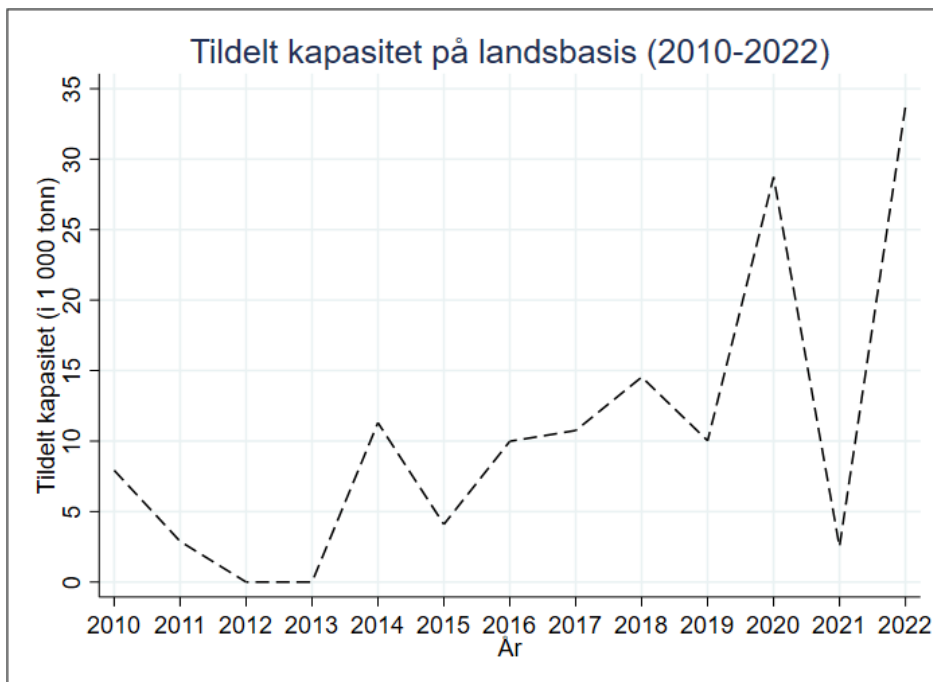


Figur 10: Nye tildelinger over tid

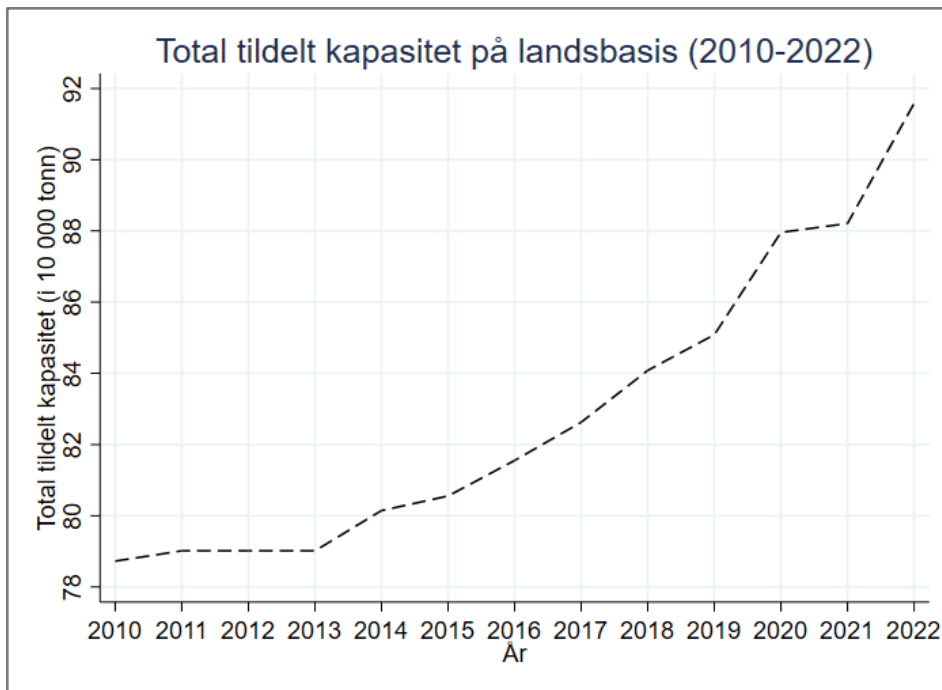


Figur 11: Total tildelt produksjonskapasitet over tid

Videre presenteres et «nærbilde» for årene som sammenfaller med årene fra Barents Watch. Barents Watch hadde observasjoner fra 2012, men i første omgang har jeg valgt å beholde observasjoner for 2010 og 2011 ettersom Akvakulturregisteret ikke inneholdt observasjoner for 2012 og 2013 (trolig grunnet mangel på tildeling av konsesjoner i disse to årene). Figur 13 illustrerer total tildelt kapasitet på landsbasis fra 2010-2022. Til tross for at selve figuren illustrerer utvikling i perioden fra 2010 til 2022, er tildelt kapasitet fra tidligere år inkludert i de totale observasjonene. Fra figur 10 så vi at en stor andel av tillatelsene ble delt ut på 70- og 80-tallet. Dersom jeg simpelt fjerner alle observasjonene for årene før 2010, og snevrer inn til perioden 2010-2022, vil verdifull informasjon om opparbeidet kapasitet forsvinne. På denne måten starter ikke grafen i null, men heller med det som fra før 2010 var opparbeidet i tildelt kapasitet i tonn på landsbasis (omtrent 790 000 tonn).

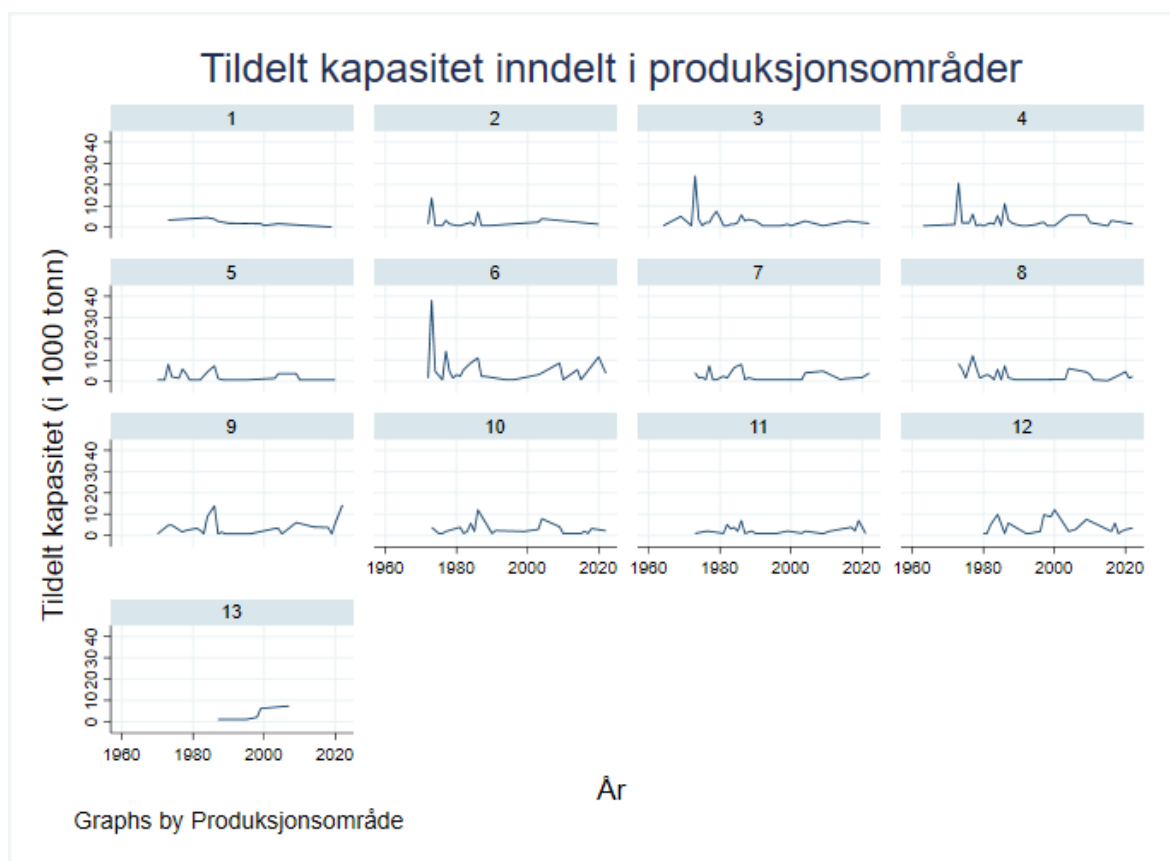


Figur 12: Tildelt kapasitet på landsbasis fra 2010-2022



Figur 13: Total tildelt kapasitet på landsbasis fra 2010-2022

I denne oppgaven ønsker jeg hovedsakelig å undersøke hvordan endringen utvikler seg over tid for de ulike produksjonsområdene. På tilsvarende måte som for data på gjennomsnittlig antall lus per laks, illustrerer figur 14 under tildelt kapasitet over tid inndelt i de ulike produksjonsområdene. Det som er verdt å merke seg er at det ikke blir tildelt produksjonskapasitet til samtlige produksjonsområder hvert eneste år. Eksempelvis har produksjonsområde 13, i løpet av perioden 1963 til 2022, færrest observasjoner for år. Produksjonsområde 13 har kun fått tildelt kapasitet i 5 ulike år: 1987, 1995, 1998, 1999 og 2007. Flest observasjoner har vi for produksjonsområde 4, med observasjoner for hele 31 år. Dette innebærer at produksjonsområde 4 i gjennomsnitt har fått tildelt tillatelser annethvert år. Det som derimot er av interesse er ikke nødvendigvis hvor mange tillatelser de har fått tildelt, men heller størrelsen (tonn) på tillatelsene.

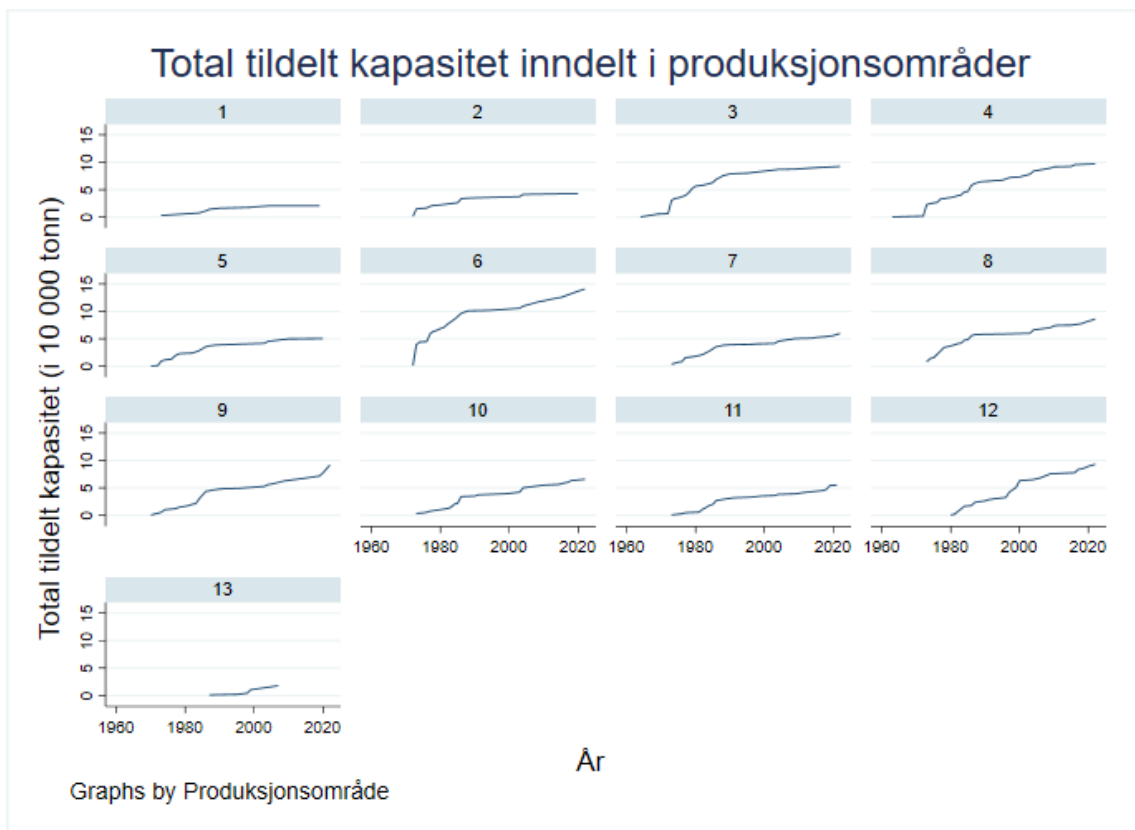


Figur 14: Tildelt kapasitet inndelt i produksjonsområder

Som vi kan se i figur 14 er det betydelige forskjeller i tildelt produksjonskapasitet på tvers av produksjonsområdene. Til sammenligning med figur 9 ser vi mer «støy» for produksjonsområde 3, 4 og 6. Dette kan derfor være en indikasjon på at gjennomsnittlig antall lus per fisk og tildeling av konsesjoner har en sammenheng. Som tidligere avdekket var det rapportert relativt høyere gjennomsnittlig antall lus per fisk i produksjonsområde 2-7, spesielt 3-6. Som vi ser i figur 14 er det for tilsvarende produksjonsområder, med unntak av produksjonsområde 5, i gjennomsnitt hyppigere tildeling av tillatelser, samt at volumet på tillatelsene (i 10 000 tonn) er relativt høyere sammenlignet med de andre produksjonsområdene.

At volumet på konsesjonene er høyere for disse produksjonsområdene kommer tydeligere frem i figur 15 under som illustrerer total tildelt kapasitet inndelt i produksjonsområdene. Anno 2022 har produksjonsområde 6 den høyeste totale produksjonskapasiteten, med et estimert volum på omtrent 140 000 tonn. Etterfulgt av produksjonsområde 6 kommer produksjonsområde 3 og 4 med en total produksjonskapasitet på omtrent 100 000 tonn hver. Produksjonsområde 12 skiller seg noe ut fra de andre produksjonsområdene når det kommer

til sammenfallende trender i gjennomsnittlig antall lus per fisk og tildeling av produksjonskapasitet. Som figur 15 illustrerer har produksjonsområde 12 siden 1980 fått tildelt opp til 100 000 tonn i produksjonskapasitet. I figur 14 ser vi at en stor andel av disse tillatelsene ble delt ut tidlig på 80-tallet og på slutten av 90-tallet. Et nivå av total produksjonskapasitet på 100 000 er tilsvarende nivå som produksjonsområde 3 ligger på anno 2020. Derimot ser vi ikke tilsvarende utvikling i gjennomsnittlig antall lus per fisk for produksjonsområde 12 som vi gjør for produksjonsområde 3.



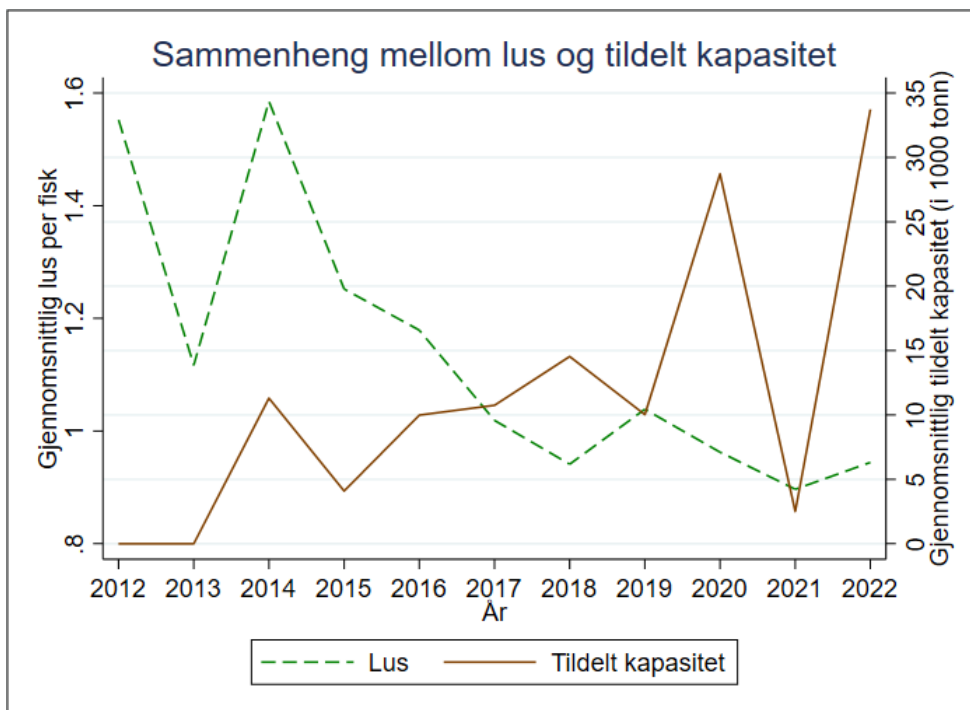
Figur 15: Total tildelt kapasitet inndelt i produksjonsområder

6.1.3 Sammenheng mellom lakselus og tillatelser

I figur 16 illustreres sammenhengen mellom gjennomsnittlig antall lus per laks og tildelt kapasitet på landsbasis. Basert på resultatene i figur 16 er det lite som tyder på samvariasjon mellom tildeling av tillatelser og gjennomsnittlig antall lus per fisk. Mer spesifikt indikerer figuren kun noen få perioder der det kan være en sammenheng mellom tildeling av produksjonskapasitet og en økning i gjennomsnittlig antall lus per fisk. Periodene som bør ses nærmere på inkluderer året 2014, 2018-19 og 2020 og fremover.

I 2014 observeres både et høyt gjennomsnittlig antall lus per fisk og en betydelig tildeling av konsesjoner. Dersom vi antar at tildeling av kapasitet fører til umiddelbar økning i gjennomsnittlig antall lus per fisk, det vil si at økningen i lus forekommer samme år som tildelingen tok sted, kan dette indikere en sammenheng mellom de to faktorene. Imidlertid tar det trolig noe mer tid før vi vil observere en reell effekt av konsesjoner på lus.

I 2018 ser vi en betydelig tildeling av produksjonskapasitet på landsbasis, på opptil 15 000 tonn. Påfølgende år, i 2019, reduseres tildelingen vesentlig. Likevel ser vi at gjennomsnittlig antall lus per fisk øker fra 2018-2019 (fra omtrent 0.9 lus per laks til 1 lus per laks). Dette kan tyde på at det tar omtrent ett år før en potensiell effekt av konsesjoner på lus blir synlig. En tilsvarende sammenheng observeres i slutten av perioden, fra 2020 og fremover. Her øker tildelt kapasitet i 2020, og fra 2021 og fremover ser det ut til at gjennomsnittlig antall lus per laks øker. Senere i oppgaven vil jeg imidlertid gjennomføre regresjonsanalyser for å undersøke om den observerte effekten i figur 16 er reell.

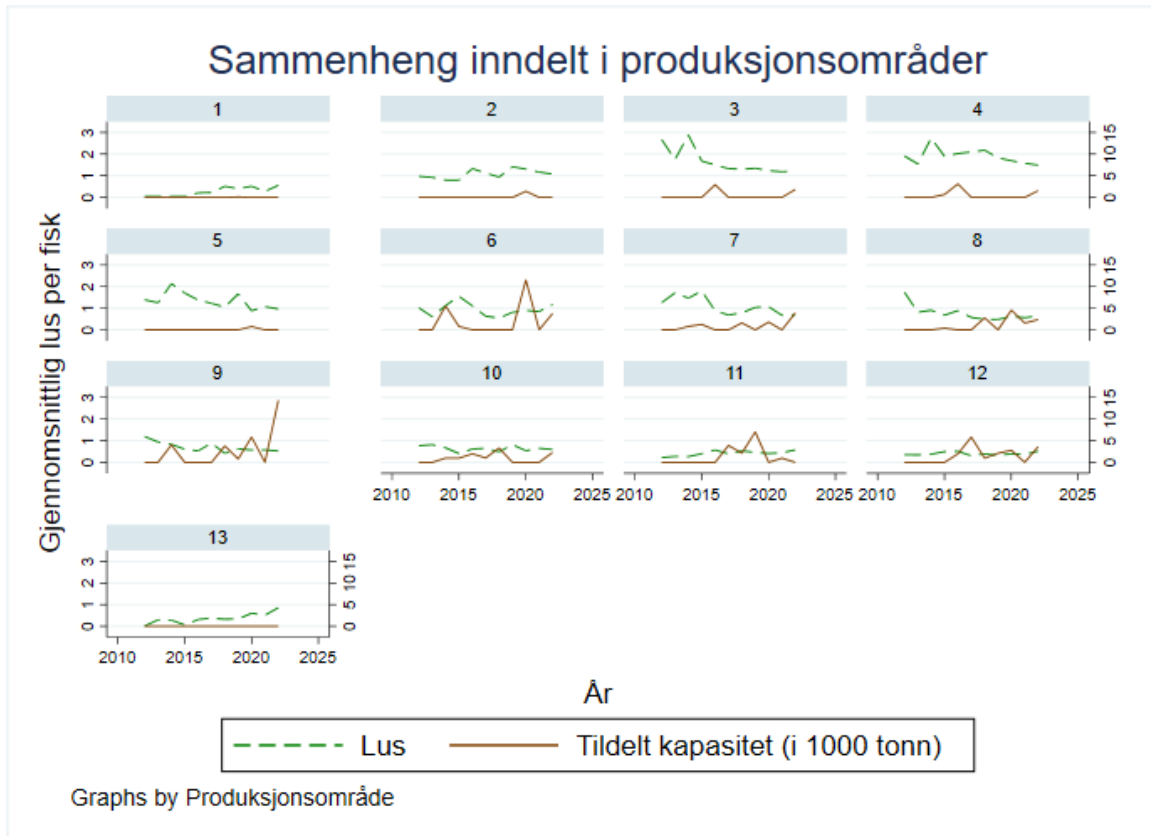


Figur 16: Sammenheng mellom gjennomsnittlig antall lus per fisk og tildelt kapasitet på landsbasis

Til slutt ser jeg på sammenhengen mellom gjennomsnittlig antall lus per fisk og tildelt kapasitet inndelt i de ulike produksjonsområdene, illustrert i figur 17 under. På tilsvarende vis

som i figur 16 er det lite som tyder på samvariasjon mellom gjennomsnittlig antall lus per fisk og tildelt produksjonskapasitet. Det som er interessant er imidlertid at for produksjonsområde 3 og 4 synes gjennomsnittlig antall lus per fisk å øke først, i 2013-14, og deretter mottar de ytterlig konsesjonstildelinger rundt 2015. For produksjonsområde 6 antyder resultatene en økning i tildelt kapasitet i 2014 og 2020, etterfulgt av en økning i gjennomsnittlig antall lus per fisk i 2015 og 2021-2022. En tilsvarende trend kan observeres for produksjonsområde 10, hvor det ble tildelt omtrent 5 000 tonn i produksjonskapasitet i 2018, etterfulgt av en økning i gjennomsnittlig antall lus per fisk fra 2018 til 2019.

Resultatene i figur 17 indikerer dermed at det kun er gjeldende for produksjonsområde 6 og 10 at tildeling av produksjonskapasitet kan ha resultert i en økning i gjennomsnittlig antall lus per fisk. For de gjenværende 11 produksjonsområdene ser det ut til å være begrenset samvariasjon mellom gjennomsnittlig antall lus per fisk og tildeling av produksjonskapasitet. I noen tilfeller observeres til og med motsatt trend, hvor økningen i gjennomsnittlig antall lus per fisk det ene året blir etterfulgt av en økning i tildeling av produksjonskapasitet det påfølgende året, samtidig som gjennomsnittlig antall lus per fisk går ned eller forblir stabil.



Figur 17: Sammenheng mellom gjennomsnittlig antall lus per fisk og tildelt kapasitet inndelt i produksjonsområder

Til slutt fremlegges en tabell med deskriptiv statistikk for sentrale variabler i datasettet. Hensikten med å inkludere tabellen er primært å gi en oversikt over gjennomsnittlig total produksjonskapasitet og tildelt kapasitet, samt gjennomsnittet av gjennomsnittlig antall lus per laks på tvers av produksjonsområdene. Denne informasjonen vil være nyttig senere i analysen for å kunne foreta justeringer av regresjonsresultatene. Som det fremgår av tabell 1 nedenfor, var gjennomsnittlig tildelt kapasitet på tvers av produksjonsområdene i perioden 2012-2022 omtrent 2 900 tonn⁴. Siden det ikke ble tildelt ekstra produksjonskapasitet til alle produksjonsområdene hvert år i perioden 2012-2022, inneholder variabelen for tildelt kapasitet enkelte manglende verdier. Antallet observasjoner for tildelt kapasitet er derfor 43, til sammenligning med 143 for samtlige andre variabler.

Tabell 1): Deskriptiv Statistikk

Variabel	Obs	Mean	Std. dev.	Min	Max
Lus:					
Voksne hunnlus	143	0.1383099	0.0731709	0.0005814	0.3335816
Lus bevegelige stadier	143	0.5433578	0.3886132	0.0030233	1.726132
Fastsittende lus	143	0.2063859	0.1669531	0.0032558	0.8460959
Aggregert gj.snittlig lus	143	0.8880535	0.5767195	0.0068605	2.884883
Produksjonskapasitet:					
Tildelt kapasitet	43	2923.047	2788.971	117	14354
Total kapasitet	143	64324.06	29905.04	17972	140800

6.2 Regresjonsanalyse

6.2.1 Standard lineær OLS-regresjon

Jeg begynner med å utføre en vanlig lineær OLS-regresjon for tildelt kapasitet. Resultatene presenteres i tabell 2 under. Kolonne (1) viser regresjonsresultatene med tildelt kapasitet som forklaringsvariabel og gjennomsnittlig antall lus per fisk som utfallsvariabel. I kolonne (2) og (3) står koeffisienten for regresjonen hvor henholdsvis total tildelt kapasitet og lagget total

⁴ Merk at gjennomsnittlig tildelt kapasitet ikke er det samme som en standard konsesjon. Gjennomsnittlig tildelt kapasitet angir hvor mye et gjennomsnittlig produksjonsområde fikk tildelt i produksjonskapasitet på tvers av perioden som analyseres. En standard konsesjon derimot tildeles en lokalitet for oppdrett, og er vanligvis på 780 tonn. Innad i hvert produksjonsområde kan det finnes mange lokaliteter, slik at gjennomsnittlig tildelt kapasitet på tvers av produksjonsområdene er høyere sammenlignet med en standard konsesjon.

tildelt kapasitet med 1 år er forklaringsvariabel. Med andre ord er regresjonene presentert i tabell 2 tilsvarende regresjonslikning 3).

Tabell 2): OLS-regresjon av konsesjoner på gjennomsnittlig antall lus per fisk

VARIABLES	(1) Lus	(2) Lus	(3) Lus
Tildelt kapasitet	-3.22e-05 (2.38e-05)		
Total tildelt kapasitet		7.52e-06*** (1.50e-06)	
Lagget total kapasitet 1 År			7.24e-06*** (1.53e-06)
Constant	0.916*** (0.0524)	0.404*** (0.106)	0.411*** (0.107)
Observations	143	143	130
R-squared	0.013	0.152	0.149

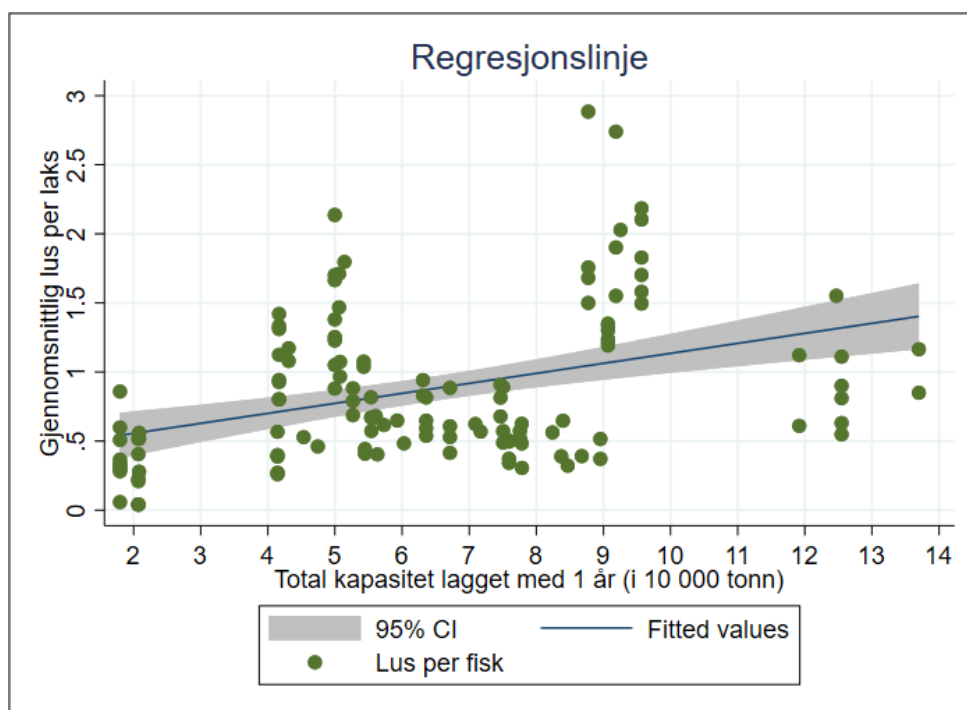
Standard errors in parentheses
 *** p<0.01, ** p<0.05, * p<0.1

Fra tabellen over er det kun for regresjonsmodellen med total kapasitet eller lagget total kapasitet at koeffisienten er signifikant på et 0.01% signifikansnivå. P-verdien som korresponderer til t-verdien er mindre enn 0.01 for total tildelt kapasitet og total kapasitet lagget med 1 år. Nullhypotesen om ingen sammenheng kan derfor forkastes, og vi kan konkludere med at det er et statistisk signifikant forhold mellom forklaringsvariabelen og utfallsvariabelen (gjennomsnittlig antall lus per fisk) i regresjonen fra kolonne (2) og (3). For tildelt kapasitet derimot, regresjonen i kolonne (1), er p-verdien som korresponderer til t-verdien høy (0.178), og nullhypotesen kan ikke forkastes selv på et 0.1% signifikansnivå.

Lave nivåer av R-squared gjelder for alle tre regresjoner, noe som indikerer at modellen har dårlig forklaringskraft. Dette er kanskje ikke så unaturlig, ettersom det er tidlig i analysen og modellen sannsynligvis har problemer med utelatte variabler. For samtlige estimater gjelder det at koeffisienten, altså den estimerte endringen, er svært lav. Dette er derimot ikke et sjokkerende resultat gitt at endringen gjelder gjennomsnittlig antall lus *per* laks. I tillegg angir estimatet sammenhengen mellom ett tonn økt produksjonskapasitet og gjennomsnittlig antall lus per laks, mens gjennomsnittlig tildelt produksjonskapasitet i følge tabell 1 er 2 900 tonn i perioden som analyseres.

I analysen videre benytter jeg variabelen for total kapasitet som er lagget med 1 år som forklaringsvariabel. På bakgrunn av regresjonene i tabell 2) over ser det ikke ut til å gi veldig store forskjeller avhengig av hvilke av de to aktuelle målene jeg benytter. Valg av forklaringsvariabelen baseres derfor 1) på antakelsen om at opparbeidet produksjonskapasitet har en innvirkning på gjennomsnittlig antall lus per fisk når ytterlig kapasitet blir tildelt, og 2) at det kan ta noe tid før vi ser denne virkningen.

Dersom jeg bruker OLS til å estimere en linje som sier noe om forholdet mellom gjennomsnittlig antall lus per fisk og total kapasitet lagget med 1 år er helningen på regresjonslinjen lik $7.24e-06$ og konstantleddet er 0.411 (tabell 2 over). Regresjonslinjen illustreres i figur 18 under. De grønne prikkene i figuren illustrerer de ulike observasjonene for gjennomsnittlig antall lus per laks i datasettet. Ved hjelp av minste kvadraters metode blir regresjonslikningen estimert, illustrert ved den blå linjen i figur 18. Helningen til regresjonslinjen er lik koeffisienten til total kapasitet, mens skjæringspunktet er lik konstantleddet. På denne måten forteller koeffisienten hvordan endring i total kapasitet, altså beveger vi oss til høyre på x-aksen, påvirker gjennomsnittlig antall lus per fisk, vist på y-aksen. MKM velger regresjonskoeffisienter slik at den estimerte regresjonslinjen er så nærme observasjonene som mulig (Stock & Watson, 2020). Hvor nærme linjen er de observerte data blir målt av summen av de kvadrerte residualene, altså feilleddene. Med andre ord skal MKM-estimatene minimere summen av de kvadrerte residualene, og dermed skal regresjonslinjen være så representativ som mulig.



Figur 18: Line of best fit

Hvorvidt regresjonslinjen beskriver dataene avhenger av blant annet modellens forklaringskraft og standardfeilen. Fra tabell 2 over ser vi at standardfeilen er $1.53e-06$. Standardfeilen er et estimat på standardavviket til regresjonens feilledd, u_i (Stock & Watson, 2020). Vurderingen av hvorvidt standardfeilen er høy eller lav må sees i lys av størrelsen på koeffisienten. Ettersom koeffisienten er på $7.24e-06$, vil en standardfeil på $1.53e-06$ kunne betraktes som relativt lav. I dette tilfellet er standardfeilen omtrent lik en femtedel av koeffisientestimatet, noe som tyder på at estimatet er pålitelig. Dette kan forøvrig også observeres visuelt ved å se på figur 18. I figur 18 ser vi begrenset spredning rundt regresjonslinjen, noe som er indikert av en lav standardfeil på $1.53e-06$. En stor andel av de grønne prikkene ligger tilsynelatende nærme, enten over eller under, den blå regresjonslinjen, og det er kun et fåtall av ekstremverdier.

Et annet mål på hvorvidt regresjonslinjen passer dataene er modellens forklaringskraft. Fra tabell 2 ser vi at forklaringskraften er 0.149 for modellen hvor lagget total kapasitet med 1 år benyttes som forklaringsvariabel. Modellens forklaringskraft sier noe om hvor stor andel av variansen til utfallsvariabelen som blir forklart av forklaringsvariabelen (Stock & Watson, 2020). En forklaringskraft på 0.149 innebærer at regressoren total kapasitet lagget med 1 år forklarer 14.9% av variansen til utfallsvariabelen, gjennomsnittlig antall lus per laks. At modellen har lav forklaringskraft innebærer at det kan være andre faktorer som påvirker

gjennomsnittlig antall lus per laks, og vi kan ha utelatt variabel skjevhet. Lagget total tildelt kapasitet alene forklarer bare en liten del av variasjonen i gjennomsnittlig antall lus per fisk, og for å få et mer presist estimat bør regresjonen justeres.

6.2.2 Test for heteroskedastisitet og autokorrelasjon

For å teste hvorvidt det er hensiktsmessig å benytte paneldataregresjon med tids- og enhetsfaste effekter henviser jeg til antakelsene bak en standard lineær OLS-regresjon gjennomgått i kapittel 5.2. Dersom det er brudd på én og/eller flere av antakelsene, nærmere sagt antakelsene om homoskedastisitet og ingen-autokorrelasjon, kan paneldata med faste effekter bidra til å bedre estimatets pålitelighet.

For å utføre testen benytter jeg Breusch–Pagan/Cook–Weisberg test for heteroskedastisitet og Wooldridge test for autokorrelasjon (Pillai & Al-Malkawi, 2018). Antakelsen bak homoskedastisitet omhandler at residualene skal ha lik varians, og er viktig for å beregne korrekte standardfeil for estimatene. Breusch–Pagan/Cook–Weisberg tester nullhypotesen om at alle feilleddenes varians er like. Wooldridge test for autokorrelasjon tester hvorvidt feilleddene assosiert med en gitt observasjon er korrelert med feilleddene til en annen observasjon i nåværende eller tidligere år (Pillai & Al-Malkawi, 2018). Resultatene presenteres i tabell 3 under.

Tabell 3): Resultater fra heteroskedastisitet- og autokorrelasjon-tester

VARIABLES	(1)	(2)
	Breusch–Pagan test	Wooldridge test
	p-values	p-values
Lag, tot. 1 år	0.0030***	0.0352**

*** p<0.01, ** p<0.05, * p<0.1

Fra Breusch–Pagan testen ser vi at p-verdien er mindre enn 0.05. Dette innebærer at nullhypotesen om homoskedastisitet kan forkastes, og variansen til feilleddet er ikke konstant. Med andre ord er dette en indikasjon på heteroskedastisitet i paneldatasettet. Tilsvarende får jeg en p-verdi på < 0.05 når jeg kjører Wooldridge testen, noe som indikerer autokorrelasjon.

Intuitivt kan det argumenteres for både autokorrelasjon og heteroskedastisitet i datasettet. På tvers av produksjonsområdene kan det være naturlige variasjoner, som eksempelvis forskjeller i vannkvalitet eller temperatur, noe som kan føre til varians i antall lus per fisk. Ettersom variansen i antall lus per fisk kan være forskjellig på tvers av produksjonsområdene kan dette føre til heteroskedastisitet. Videre kan det også være endogene variabler som samvarierer med både tildelt kapasitet og gjennomsnittlig antall lus per fisk. Dette kan eksempelvis være faktorer knyttet til driftspraksis, som bruk av lusebehandlinger eller hygieneprosedyrer. Ettersom disse faktorene kan variere både på tvers av produksjonsområdene og over tid kan de bidra til både heteroskedastisitet og autokorrelasjon. Til slutt kan forekomst av lusetilfeller også påvirkes av eksempelvis sesongvariasjoner eller årlige trender. Dersom disse ikke inkluderes i modellen kan det føre til autokorrelasjon ettersom gjennomsnittlig antall lus per fisk på ett tidspunkt kan være avhengig av tidligere observasjoner. På grunnlag av forekomsten av både heteroskedastisitet og autokorrelasjon vil jeg videre benytte paneldata regresjon med faste effekter og grupperte standardfeil.

6.2.3 Paneldataregresjon med tids- og enhetsfaste effekter

Videre utføres regresjonen med tids- og enhetsfaste effekter. Modellen med tids- og enhetsfaste effekter er varianter av en multippel regresjonsmodell (Stock & Watson, 2020). Ved å inkludere dummy-variabler for år og produksjonsområde kan koeffisientene estimeres ved hjelp av OLS. Koeffisientene til dummy-variablene for år og produksjonsområde er ikke rapportert i tabellen, ettersom disse ikke er av primær interesse. I kolonne (1) er regresjonen tilsvarende regresjonen i kolonne (3) i tabell 2, altså regresjonslikning 3) i kapittel 5.1. For regresjonene i kolonne (2) og (3) er henholdsvis tidsfaste og enhetsfaste effekter inkludert. Til slutt presenteres resultatene hvor både tids- og enhetsfaste effekter er kontrollert for i kolonne (4), tilsvarende likning 5).

Tabell 4): Paneldataregresjon med grupperte standardfeil

VARIABLES	(1) Enkel OLS	(2) Fixed Effects	(3) Fixed Effects	(4) Fixed Effects
Lagget total kapasitet 1 år	7.24e-06*** (1.53e-06)	7.46e-06 (4.22e-06)	-9.52e-06 (8.17e-06)	6.11e-06 (1.77e-05)
Constant	0.411*** (0.107)	0.418 (0.248)	0.481** (0.169)	0.174 (0.320)
Observations	130	130	130	130
R-squared	0.149	0.189	0.760	0.789
State effects?	no	no	yes	yes
Time effects?	no	yes	no	yes
Clustered standard errors?	no	yes	yes	yes

Standard errors in parentheses
 *** p<0.01, ** p<0.05, * p<0.1

Regresjonsmodellen med tids- og enhetsfaste effekter presenteres i kolonne (4), hvor den estimerte koeffisienten er lik 6.11e-06. Fra tabell 1, deskriptiv statistikk, fant jeg at gjennomsnittlig tildelt kapasitet på tvers av produksjonsområdene var omtrent 2 900 tonn i perioden som analyseres. Ettersom 6.11e-06 er estimert endring i gjennomsnittlig antall lus per laks dersom tildelt kapasitet øker med 1 tonn, multipliserer jeg med 2 900 for å få et mer nøyaktig estimat. Multipliseringen medfører at den estimerte effekten øker til 0.017719. Dette innebærer at dersom et gjennomsnittlig produksjonsområde får tildelt 2 900 tonn mer i produksjonskapasitet, øker gjennomsnittlig antall lus per fisk med 0.017719. Dette estimatet tilsvarer en økning på omtrent 1.99% gjennomsnittlig antall lus per fisk. Dette kan virke som en minimal endring, og det blir derfor viktig å huske at denne økningen gjelder *per* laks.

Ved å inkludere enhets-og tidsfaste effekter i modellen reduseres den estimerte effekten konsesjoner har på gjennomsnittlig antall lus per laks fra 7.24e-06 til 6.11e-06. Fra tabell 4) er det kun gjeldende for første regresjonsmodell, presentert i kolonne (1), at estimatet er signifikant. For de resterende tre regresjonsmodellene er koeffisientene ikke signifikante. Derimot øker modellens forklaringskraft når faste effekter legges til, fra en forklaringskraft på 14.9% for modell 1 til en forklaringskraft på 78.9% i modell 4. Dette kan være en indikasjon på utelatt variabel skjevhet i modell 1, og at noe av dette kontrolleres for når faste effekter inkluderes. Den største andelen av modellens økning i forklaringskraft forekommer når enhetsfaste effekter kontrolleres for. Fra modell 1 til modell 2 med tidsfaste effekter er

endringen både i koeffisienten og forklaringskraften liten. Forklaringskraften går noe opp, men standardfeilen øker betydelig i modell 2. Endringen fra modell 1 til modell 4 ser vi derfor i all hovedsak kommer av inkludering av enhetsfaste effekter presentert i kolonne (3). Dette kan være en indikasjon på at forskjeller på tvers av produksjonsområdene har større betydning for den estimerte effekten, sammenlignet med endringer over tid.

6.2.4 Feilkilder

At koeffisienten i kolonne (4) ikke er signifikant kan blant annet være et resultat av at datasettet representerer lite variasjon ettersom observasjonene for lus er oppgitt i gjennomsnitt. Videre er det relativt få observasjoner i datasett, i tillegg til mangel på inkludering av flere kontrollvariabler i regresjonslikningen. Størrelsen på datasettet som ble benyttet begrenset altså muligheten for generalisering av resultatene, som kan være en potensiell grunn til at det ikke er en signifikant korrelasjon mellom konsesjoner og lus.

Som tidligere nevnt valgte jeg å undersøke data på produksjonsområde-nivå. Med en tidsperiode på 11 år og totalt 13 produksjonsområder, resulterte dette i et begrenset antall observasjoner på 143. Dette skyldes at datasettet ble tilrettelagt slik at hver observasjon angir gjennomsnittlig antall lus per laks og tildelt kapasitet per produksjonsområde per år. For å unngå begrensningen av antall observasjoner til kun 143, og da øke muligheten for generalisering av resultatene, kunne en alternativ tilnærming vært å analysere datasettet på kommune- eller lokalitetsnivå. Dette ville trolig medført at antall observasjoner ikke ble redusert i like stor grad, og deretter kunne koeffisientene blitt mer presise. Med andre ord kan det tenkes at jeg ikke klarer å estimere presise koeffisienter ettersom jeg har for få observasjoner med for lite variasjon.

En annen utfordring i analysen angår mangel på tilfeldighet. For å kunne identifisere kausale sammenhenger er tilfeldighet viktig i regresjonsanalyser. Innføringen av konsesjonssystemet var et resultat av at veksten i næringen måtte kontrolleres, blant annet av miljøhensyn. Konsesjoner tildeles dermed normalt etter løpende søknad, og er strengt kontrollert basert på visse krav og standarder. I dag bestemmer Nærings- og Fiskeridepartementet når konsesjoner kan tildeles. Videre ble trafikklyssystemet innført i 2017 som et ytterligere tiltak for å kontrollere veksten og miljøutfordringene. Luseproblematikken er den drivende miljøindikatoren, og konsesjoner tildeles i dag basert på luseindusert dødelighet. På bakgrunn

av dette er det ikke tilfeldig hvilke produksjonsområder som får tilbud om økt produksjonskapasitet. Mangel på tilfeldighet kan blant annet medføre at 1) utvalget ikke er tilstrekkelig representativt, 2) det blir utfordrende å identifisere kausale sammenhenger og 3) modellspesifikasjonen ikke er robust for eventuelle justeringer.

Spesifikasjonen av regresjonsmodellen i kolonne (4) gjør at det estimerte forholdet mellom konsesjoner og lus er mindre påvirket av utelatt variabel skjevhet fra variabler som er konstant enten over tid eller på tvers av produksjonsområder (Stock & Watson, 2020). Som nevnt indikerer en forklaringskraft på 79.9% at modellen evner å forklare store deler av variasjonen i gjennomsnittlig antall lus per laks. Derimot kan det være ytterligere faktorer som påvirker forekomst av lusetilfeller i oppdrettsnæringen som ikke er inkludert, selv i modellen med enhets- og tidsfaste effekter.

Variablene som ikke hensyntas i modellen omhandler faktorer som både kan variere over tid og på tvers av produksjonsområdene. Et eksempel på dette kan være endringer i reguleringer fra myndighetene, for eksempel at det blir innført nye krav til behandling av fiskebestanden. En slik endring kan ha ulik virkning på de ulike oppdretterne, avhengig av blant annet størrelsen på lokaliteten. Et annet eksempel kan være utvikling av ny teknologi. Teknologi vil trolig ha en innvirkning på lusenivåene i form av blant annet innføring av nye metoder for overvåkning og behandling av laksen. På tilsvarende måte som reguleringer kan teknologisk utvikling ha ulik innvirkning på de ulike oppdretterne. At disse faktorene ikke er inkludert i modellen medfører at det fortsatt kan forekomme utelatt variabel skjevhet i OLS-estimatet.

Avslutningsvis er det også verdt å nevne at den uavhengige variabelen, altså total produksjonskapasitet lagget med 1 år, trolig påvirkes av utfallsvariabelen. Når det er gjensidig påvirkning mellom utfallsvariabelen og forklaringsvariabelen kalles dette omvendt kausalitet. Sett i lys av formålet bak innføringen av konsesjons- og trafikklyssystemet er det sannsynlig at nivået av gjennomsnittlig antall lus per fisk påvirker tildelingen av produksjonskapasitet. Tildeling av økt produksjonskapasitet er strengt regulert gjennom konsesjons- og trafikklyssystemet. Innføringen av disse systemene var i all hovedsak grunnet økt bekymring knyttet til oppdrettsnæringens miljøpåvirkning. Eksempelvis medførte innføringen av trafikklyssystemet at tildeling av konsesjoner baseres på nivået av luseindusert dødelighet blant villaks i de ulike produksjonsområdene. Dette innebærer at produksjonsområder med mye lus må begrense produksjonen, mens produksjonsområder med lite lus får tilbud om økt

produksjonskapasitet. På denne måten kan gjennomsnittlig antall lus per fisk påvirke tildelingen av konsesjoner, nærmere bestemt hvilke produksjonsområder som får tilbud om økt produksjonskapasitet.

Omvendt kausalitet innebærer at analysen kan ha problemer med endogenitet. Problemet med endogenitet handler om at den uavhengige variabelen korrelerer med feilledet (Ullah et al., 2018). Endogenitet oppstår som regel grunnet problemer knyttet til utelatte variabler, målefeil og/eller omvendt kausalitet (Zaefarian et al., 2017). Som tidligere nevnt er en av antakelsene bak faste-effekter regresjon at feilledet har et betinget gjennomsnitt lik null. Nærvær av endogenitet medfører dermed brudd på denne antakelsen. Ved hjelp av inkludering av enhetsfaste effekter for å kontrollere for tidsinvariante faktorer, samt utnyttelsen av variasjon over tid, kan bruk av paneldata bidra til å redusere problemet med endogenitet (Baltagi, 2021). Derimot er det sannsynlig at endogenitet fortsatt er gjeldende for analysen, blant annet grunnet utelatte variabler knyttet til teknologisk utvikling eller reguleringer.

6.2.5 Robusthetssjekk

Til tross for at den estimerte sammenhengen mellom konsesjoner og lus ikke er signifikant, er det av interesse å utføre en robusthetssjekk. En robusthetstest utføres for å undersøke om resultatene i kolonne (4) i tabell 4) er sensitive for alternative modellspesifikasjoner. Jeg begynner med å sjekke for ulike lagvariabler, som innebærer at jeg gir konsesjonene mulighet til å ha ulik innvirkningstid. Lagvariablene er total produksjonskapasitet lagget med 2, 3 og 5 år. I tillegg undersøker jeg også for nåværende total produksjonskapasitet, altså ikke lagget. På denne måten analyserer jeg i hvilke grad sammenhengen mellom tildeling av produksjonskapasitet og gjennomsnittlig antall lus per fisk kan variere avhengig av hvor mange år variabelen for produksjonskapasitet lagges.

Tabell 5a): Spesifikasjonsjekk: ulike lagvariabler

VARIABLES	(1) Fixed Effects	(2) Fixed Effects	(3) Fixed Effects	(4) Fixed Effects	(5) Fixed Effects	(6) Fixed Effects
Total tildelt kapasitet	-6.34e-07 (1.58e-05)					-5.57e-06 (1.01e-05)
Lagget 1 år		6.11e-06 (1.77e-05)				1.15e-05 (1.09e-05)
Lagget 2 år			-1.93e-07 (1.87e-05)			
Lagget 3 år				-1.22e-05 (2.18e-05)		
Lagget 5 år					8.36e-06 (2.10e-05)	
Constant	0.428 (0.260)	0.174 (0.320)	0.559* (0.270)	0.664 (0.414)	0.246 (0.431)	0.171 (0.312)
Observations	143	130	117	104	78	130
R-squared	0.772	0.789	0.795	0.836	0.881	0.789
State effects?	yes	yes	yes	yes	yes	yes
Time effects?	yes	yes	yes	yes	yes	yes
Clustered standard errors?	yes	yes	yes	yes	yes	yes

Standard errors in parentheses
 *** p<0.01, ** p<0.05, * p<0.1

Det som er interessant i tabell 5a) over er hvordan koeffisientene endres avhengig av hvor mange år total kapasitet lagges. Koeffisientene fra regresjonene i kolonne (1), (3) og (4) endres fra positiv til negativ. Dette innebærer at dersom variabelen for total kapasitet som ikke er lagget, eller alternativt den som er lagget med 2 eller 3 år, benyttes som forklaringsvariabel vil den estimerte sammenhengen mellom konsesjoner og lus være negativ. Regresjonsresultatene i kolonne (1), (3) og (4) indikerer at dersom tildelt kapasitet endres med 1 tonn vil gjennomsnittlig antall lus per fisk *reduseres* med henholdsvis -6.34e-07, -1.93e-07 og -1.22e-05. Etersom gjennomsnittlig tildelt kapasitet på tvers av produksjonsområdene i perioden som analyseres er 2 900 tonn, tilsvarer dette en reduksjon på omtrent 0.2%, 0.06% og 4% gjennomsnittlig antall lus per fisk.

Basert på resultatene i tabell 5a) er indikasjonen på robuste resultater i tabell 4) svak. Det som derimot er verdt å bemerke er tiden det tar fra en konsesjon blir tildelt til lusen sprer seg på fiskene og blir plukket opp i lokalitetenes lusetellings-system. Som nevnt i kapittel 2.1 om oppdrettslaksens livssyklus lever laksen i merdene i alt i fra 10 til 18 måneder. Lusen trives best i saltvann, slik at det er i denne fasen de fester seg på laksen. Gitt at oppdretterne som i

dag får tildelt produksjonskapasitet allerede har et etablert anlegg, inkludert yngel som ligger klar i settefiskanleggene, tar det trolig ikke lengre enn +/-1 år før lusene kommer på laksen. En mulig forklaring på hvorfor vi observerer store svingninger fra og med lagget med 2 år kan derfor være at det på dette tidspunktet kan ha vært andre faktorer som spiller inn (ikke kun konsesjonen på lus lengre).

En ytterligere sensitivitetsanalyse utføres ved å inkludere ulike lagvariabler som kontrollvariabler i modellen⁵. Denne robusthetssjekken indikerer at den estimerte sammenhengen ikke endres betydelig når kontrollvariablene inkluderes. Jeg bemerker at en modell med kontrollvariabler for total kapasitet lagget ulike år kan medføre brudd på antakelsen bak OLS-regresjon som omhandler multikolaritet. Ved å utføre en enkel test for korrelasjon mellom de ulike variablene finner jeg at de er anseelig korrelert. Dette er ikke et overraskende funn ettersom total kapasitet lagget med for eksempel 1 og 2 år er fullstendig avhengig av hverandre. Å inkludere kontrollvariabler som i tabell 5b) kan medføre at koeffisientene ikke estimeres nøyaktig ettersom effekten av de ulike variablene ikke kan skilles fra hverandre. Derimot utføres regresjonene i tabell 5b) kun for å teste hvor robuste resultatene i tabell 4) er.

6.2.6 Analyse trafikklyssystemet

Ved hjelp av en dummy-variabel som angir om man er i perioden etter at trafikklyssystemet ble innført, altså i perioden etter 2017, skal jeg videre analysere trafikklyssystemet. Jeg begynner med å lage en interaksjonsvariabel ved å multiplisere dummy-variabelen og den uavhengige variabelen (total produksjonskapasitet som er lagget med 1 år). Ved hjelp av interaksjonsvariabelen kan jeg undersøke om sammenhengen mellom total produksjonskapasitet og gjennomsnittlig antall lus per fisk er forskjellig før og etter innføringen av trafikklyssystemet. Som tidligere nevnt ble trafikklyssystemet innført i 2017, og er et system for kapasitetsjustering basert på de ulike produksjonsområdenes miljøpåvirkning. Ettersom eneste miljøindikator er lakselusindusert dødelighet, er det av

⁵ Se appendiks e) «Robusthetssjekk med lagvariabler som kontrollvariabler» for sensitivitetsanalyse hvor lagvariablene inkluderes i modellen som kontrollvariabler.

interesse å undersøke hvorvidt sammenhengen mellom total produksjonskapasitet og gjennomsnittlig antall lus per fisk varierer avhengig av om systemet er innført eller ikke.

Regresjonslikningen med interaksjonsvariabelen kan formuleres som følger:

$$6) \text{ tot_lus}_{it} = \beta_1 \text{lagtotkap1}_{it} + \beta_2 D1 + \beta_3 (D1 * \text{lagtotkap1}) + \text{prod_omr}_i + \text{year}_t + u_{it}$$

Hvor β_3 vil være interaksjonskoeffisienten. Regresjonsresultatene presenteres i tabell 6) under.

Tabell 6): Trafikklyssystemet

VARIABLES	(1) Lus	(2) Lus
Lagget kapasitet 1 år	6.11e-06 (1.77e-05)	2.84e-05** (1.28e-05)
Dummy-variabel		0.282 (0.233)
Interaksjon		-7.64e-06*** (2.31e-06)
Constant	0.174 (0.320)	-0.427 (0.272)
Observations	130	130
R-squared	0.789	0.822
State effects?	yes	yes
Time effects?	yes	yes
Clustered standard errors?	yes	yes

Standard errors in parentheses
 *** p<0.01, ** p<0.05, * p<0.1

Koeffisienten til interaksjonsvariabelen måler den differensielle effekten av total produksjonskapasitet, X, før og etter innføringen av trafikklyssystemet (Yip & Tsang, 2007). Som vi kan se i tabell 6) er koeffisienten til interaksjonsvariabelen negativ. Dette resultatet indikerer at sammenhengen mellom økt total produksjonskapasitet og gjennomsnittlig antall lus per laks er mindre etter at systemet for kapasitetsjustering ble innført i 2017. Intuitivt kan dette tolkes som et heldig estimat ettersom systemet ble innført for å dempe miljøeffektene knyttet til lakselus i oppdrettsnæringen. Koeffisienten til interaksjonsvariabelen er også

signifikant på et 0.01% signifikansnivå, slik at den estimerte differensielle effekten er signifikant.

For å illustrere den endrede sammenhengen mellom økt total produksjonskapasitet og gjennomsnittlig antall lus per laks etter innføringen av trafikklyssystemet sammenligner jeg resultatene fra regresjonen i kolonne (1) med regresjonen i kolonne (2). Resultatene fra kolonne (1) angir den estimerte sammenhengen på tvers av hele perioden, altså fra 2012 til 2022. Koeffisienten for lagget total produksjonskapasitet i kolonne (2) derimot angir sammenhengen *før* trafikklyssystemet ble innført (altså årene 2012-2016). Med andre ord angir koeffisienten resultatet dersom dummy-variabelen er «avskrudd» (=0). Før innføringen av systemet er den estimerte sammenhengen lik 0.0000284. Dette resultatet innebærer en økning på omtrent 9.3% i gjennomsnittlig antall lus per fisk når total produksjonskapasitet øker med 2 900 tonn. I motsetning til resultatet i kolonne (1), er koeffisienten til total produksjonskapasitet i kolonne (2) signifikant på et 0.05%-signifikansnivå. At koeffisienten er signifikant er en indikasjon på at total produksjonskapasitet har en statistisk betydningsfull sammenheng med gjennomsnittlig antall lus per fisk. Modellens forklaringskraft har også økt, fra 78.9% i kolonne (1) til 82.2% i kolonne 2.

Interaksjonsvariabelen måler som nevnt den differensielle effekten før (dummy=0) og etter (dummy=1) innføringen av systemet. Koeffisienten som angir sammenhengen mellom økt produksjonskapasitet og gjennomsnittlig antall lus per fisk *etter* innføringen av systemet kan derfor beregnes ved å summere koeffisienten til interaksjonsvariabelen og total produksjonskapasitet. Denne summen er lik 0.0000208 og tilsvarer en økning i gjennomsnittlig antall lus på omtrent 6.8% når total produksjonskapasitet øker med 2 900 tonn. Fra og med 2017 ser vi altså en reduksjon i sammenhengen mellom økt total produksjonskapasitet og gjennomsnittlig antall lus per fisk.

Oppsummert estimerer modellen i kolonne (1) i tabell 6) en sammenheng mellom økt total produksjonskapasitet og gjennomsnittlig antall lus på 1.99%. Når interaksjonsvariabelen inkluderes derimot endres denne sammenhengen til 9.3% før og 6.8% etter innføring av trafikklyssystemet. Ved å inkludere interaksjonsvariabelen forekommer det en økning i den overordnede sammenhengen, ettersom koeffisienten i kolonne (1) er lavere enn koeffisienten både før og etter innføring av trafikklyssystemet. Inkludering av interaksjonsvariabelen gjør at modellen hensyntar både tildeling av produksjonskapasitet og innføringen av

trafikklyssystemet. Når dette tas med i beregningen blir koeffisienten til total produksjonskapasitet statistisk signifikant på et 0.05%-signifikansnivå, samt er den differensielle effekten (interaksjonsvariabelen) signifikant på et 0.01%-signifikansnivå. Derimot er koeffisienten for sammenhengen fra og med 2017 ikke signifikant. Dette fordi p-verdien som korresponderer til t-verdien er høy (0.142).

Til tross for at deler av resultatet i modellen med interaksjonskoeffisienten er signifikant, betyr det ikke nødvendigvis at det kan trekkes en årsakssammenheng mellom konsesjoner og gjennomsnittlig antall lus per fisk. På dette stadiet gjelder nemlig fortsatt tidligere diskusjon om potensielle feilkilder, herunder blant annet problemet knyttet til utelatte variabler og at analysen utgår fra et lite datasett med lite variasjon. Videre er det også mangel på tilfeldighet i konsesjonenes tildelingsprosess, især etter innføringen av trafikklyssystemet. Som tidligere omtalt er tilfeldighet en viktig faktor i regresjonsanalyser for å sikre resultatenes pålitelighet og identifisering av kausale sammenhenger.

7. Diskusjon

Analysen jeg har utført i denne oppgaven indikerer en positiv sammenheng mellom gjennomsnittlig antall lus per fisk og tildeling av produksjonskapasitet. Min vurdering er at dette ikke er et overraskende resultat. Som tidligere beskrevet i kapittel 2.3.1 om lakselus, har den betydelige veksten i oppdrettsnæringen ført til en økning i antall vertsorganismer for lusen. Dette kan simultant medføre en økning i lusepopulasjonen. Økningen i antall verter er direkte korrelert med økt produksjonsvolum av laks, ørret og regnbueørret. Tildelingen av konsesjoner vil øke oppdretternes totale produksjonskapasitet. Under forutsetning av at denne kapasitetsøkningen fører til en økning i produksjonsvolumet, det vil si at oppdretterne benytter de tildelte konsesjonene, er den observerte sammenhengen forventet.

Videre vil jeg forsøke å beregne kostnadene knyttet til lakselus når oppdrettsnæringens produksjonskapasitet øker med en standard konsesjon på 780 tonn. Med andre ord vil jeg anvende mine funn, sammen med tidligere funn i litteraturen, til å gjøre et overslag på kostnadene relatert til den negative eksternaliteten lakselus når total produksjonskapasitet øker med én konsesjon. Gitt datagrunnlaget jeg har tilgjengelig, vil det være utfordrende å

utføre en omfattende analyse. Imidlertid vil jeg gjøre et forsøk på et omtrentlig overslag basert på tilgjengelig informasjon.

7.1 Kostnadsanslag

I 2011 ble kostnadene knyttet til lakselus i Norge estimert til å være 0,79 kr per kilo produsert laks (Liu & Bjelland, 2014). Disse kostnadene omfatter blant annet direkte tap grunnet dødelighet og redusert vekst, behandlingskostnader og ekstra arbeidskraft. Dersom dette anslaget kan generaliseres til hele oppdrettssektoren i Norge, kan lakselus ha medført en samlet kostnad på omtrent 790 millioner NOK for den norske oppdrettsnæringen i 2011. I 2013 ble det publisert en ny rapport som indikerte at lusekostnadene har økt til 2,30 kr/kg. Denne kostnaden inkluderer blant annet utgifter til rensefisk, som utgjorde 19 øre per kilo, samt behandlingskostnader i størrelsesorden 1,25-1,6 kr/kg (Jensen, 2018). Økningen i kostnadene relatert til lakselus kan tilskrives en rekke faktorer, herunder økende behov for arbeidskraft til lusetelling i takt med veksten i produksjonsvolum og lusebestanden. Totalt sett er det en betydelig arbeidsstyrke på 70-80 årsverk dedikert kun til lusetelling. Oppsummert finner de at lakselus koster oppdretterne mellom 2-3 milliarder kroner per år (Jensen, 2018).

Som beskrevet i kapittel 2.1 om oppdrettslaksens livssyklus, veier en gjennomsnittlig norsk laks mellom 4 og 6 kg ved slakteklar tilstand. Smolten som settes ut i merdene veier vanligvis mellom 60 og 100 gram (Laks, u.d.). I løpet av oppholdet i merdene øker dermed vekten til laksen fra 60-100 gram til 4-6 kg, noe som tilsvarer et gjennomsnitt på 2,9 kg per laks i løpet av hele perioden. Videre har jeg at lakselus medfører en kostnad på omtrent 2,30 kr/kg. Med en gjennomsnittlig vekt på 2,9 kg per laks, tilsvarer dette en gjennomsnittlig lusekostnad på 6.67 kr per laks.

Fra regresjonsanalysen fant jeg at gjennomsnittlig antall lus per laks øker med 0.0000284 når total produksjonskapasitet øker med 1 tonn i et gjennomsnittlig produksjonsområde. Dette estimatet er hentet fra tabell 6, og angir estimert endring *før* innføring av trafikklyssystemet. Ettersom en standard konsesjon er på 780 tonn, tilsvarer dette en økning i gjennomsnittlig antall lus per laks på 0.022152 dersom et gjennomsnittlig produksjonsområde får tildelt én

ytterligere konsesjon. Gitt at en gjennomsnittlig konsesjon utgjør omtrent 269 000 antall laks⁶, tilsvarer dette en økning i lusekostnader for et gjennomsnittlig produksjonsområde på omtrent 39 746 kr⁷ per tildelt standard konsesjon på 780 tonn.

Det er viktig å bemerke at den estimerte lusekostnaden ved tildeling av én konsesjon omfatter usikkerheter og bør betraktes med en viss forsiktighet. Estimater bygger blant annet på funn fra 2013 angående lusekostnader, samt antakelsen om at en standard konsesjon utgjør omtrent 269 000 laks. Jeg valgte å benytte estimert endring før innføring av trafikklssystemet. Hensikten med å anvende dette estimatet i stedet for estimert endring etter innføringen eller over hele perioden, er å oppnå et estimat som tidsmessig samsvarer med rapporten om lusekostnader. Det er mulig at kostnadene knyttet til lusebekjempelse har endret seg i nyere tid, for eksempel hvis innføringen av trafikklssystemet har gitt oppdretterne økte insentiver for utvikling av ny teknologi eller effektivitet i lusebekjempelsen.

Videre antar jeg at en standard konsesjon utgjør omtrent 269 000 laks. Når et produksjonsområde får tildelt én ytterligere konsesjon, medfører dette en økning i områdets totale produksjonskapasitet. Som tidligere nevnt sier total produksjonskapasitet noe om hvor mye oppdretterne maksimalt er tillatt å produsere, uten at det nødvendigvis til enhver tid samsvarer med faktisk produksjonsvolum. Dette kan medføre avvik i total tillatt produksjonskapasitet og det reelle antallet fisk. Det er dermed viktig å anerkjenne at estimatet ikke er nøyaktig og kan være beheftet med visse feilmarginer, men det gir en interessant indikasjon på hvor mye kostnadene kan øke.

Spørsmålet videre blir dermed hvor «grensen» går på hva som er akseptabelt utslipp i næringen. Med andre ord; hvor går grensen for når tildeling av produksjonskapasitet har en uakseptabel innvirkning på gjennomsnittlig antall lus? I henhold til gjennomgått teori om eksternaliteter i kapittel 3.1, er det ikke optimalt å redusere mengden eksternaliteter til null. Derimot finnes det en optimal mengde utslipp. Resultatene i min analyse gir en indikasjon på

⁶ Jeg har at en gjennomsnittlig laks veier omtrent 2.9 kg. 780 tonn tilsvarer 780 000 kg. For å beregne antall laks som utgjør én konsesjon, bruker jeg følgende formel: Antall laks = (totalvekt av konsesjon) / (gjennomsnittlig vekt per laks). Dermed får jeg at antall laks = $780\,000 / 2.9 \approx 268\,965$. Altså utgjør en standard konsesjon omtrent 269 000 antall laks.

⁷ Jeg har at gjennomsnittlig lusekostnad per laks er 6.67 kr, samt at gjennomsnittlig antall lus per laks øker med 0.022152 dersom et gjennomsnittlig produksjonsområde får tildelt én konsesjon på 780 tonn. Dette tilsvarer en økning i lusekostnader på omtrent 0.15 kr per laks ($6.67 * 0.022152$). En standard konsesjon utgjør omtrent 269 000 laks, slik at den samlede økningen i lusekostnader blir $269\,000 * 0.15 \approx 39\,746$.

at økt produksjonskapasitet øker gjennomsnittlig antall lus per fisk, og deretter kostnadene tilknyttet lusebekjempelse.

For å ende i punktet tilsvarende optimal mengde utslipp, antall lus lik OA i figur 5, må myndighetene vite noe om både marginal skade og marginal kostnad. Dette innebærer at oppdretternes kostnadsfunksjon og samfunnets skadefunksjon må være mulig å beregne. Kurven OD' av oppdretternes marginale reduksjonskostnader er en relativt bestemt kurve som kan uttrykkes i norske kroner. Dersom oppdretterne må redusere antall lus fra OO' til eksempelvis OH vil dette øke oppdretternes kostnader med en bestemt mengde. Jeg beregnet denne kostnaden til å være 39 746 kr per tildelt konsesjon. Gitt at alle oppdretterne internaliserer disse kostnadene, altså at enhver oppdretter tar innover seg lusekostnadene når de foretar valg av produksjonsvolum, kan denne kostnaden anses som en form for renseskostnad. Kurven for marginal skade derimot er ikke like rett frem for myndighetene å beregne. Hvordan skal myndighetene estimere verdien av skaden påført samfunnet i kroner?

Som tidligere nevnt er verdien av eksternaliteter vanskelig å beregne ettersom de ikke har en markedspris. Kvantitative metoder som ofte anvendes for å måle eksternaliteter er «cost of control» og «cost of damages» (Blokhin, 2022). Førstnevnte metode tar i bruk kostnadene forbundet med forebygging av eksternaliteter som et mål på de potensielle skadevirkningene som kan påføres samfunnet. Sistnevnte tilnærming fokuserer på kostnadene oppdretterne pådrar seg for å håndtere konsekvensene etter at en skade har inntruffet, som for eksempel kostander forbundet med håndtering av rømmehendelser.

Kostnader assosiert med håndtering av luseproblematikken kan betraktes som «cost of damages». Basert på mine funn utgjør disse kostnadene 39 746 kr per tildelt konsesjon. I denne sammenheng kan dermed den samlede lusekostnaden angi den samfunnsmessige skaden. Imidlertid er det ikke gitt at den estimerte lusekostnaden reflekterer lus som eksternalitet sin reelle/totale verdi. Det kan være ringvirkninger som bidrar til å øke samfunnets skadekostnad ytterligere, som for eksempel når lakselus smittes over på villaksen. I tillegg er det flere eksternaliteter forbundet med oppdrettsproduksjon enn bare lakselus, eksempelvis forurensing eller rømming. Dette innebærer at samfunnets marginale skade sannsynligvis er noe høyere enn det som kan tilskrives lakselus alene. Videre er den estimerte lusekostnaden beregnet under antagelsen om at alle oppdretterne i like stor grad internaliserer disse kostnadene. Imidlertid er det ikke gitt at alle oppdretterne på samme måte håndterer

problemene knyttet til lus, noe som kan medføre variasjoner i rensekostnadsfunksjonen på tvers av oppdretterne.

Når myndighetene bestemmer størrelse og pris på en konsesjon, bør det foretas en avveining mellom de negative eksternalitetene og fordelene ved økt produksjon. En samfunnsøkonomisk optimal tilpasning innebærer at de eksterne effektene internaliseres i oppdretternes kostnadsfunksjon. Jeg finner en økning i kostnadene knyttet til lakselus på omtrent 39 746 kr *per* tildelt standard konsesjon. Ettersom rensekostnadsfunksjonen på tvers av oppdretterne kan variere, samt samfunnets marginale skade er høyere enn lusekostnaden alene, vil prisen per konsesjon trolig være lavere enn kostnaden påført samfunnet ved økt produksjonsvolum. På bakgrunn av dette er det vanskelig å bedømme hvorvidt innføringen av konsesjonssystemet har bidratt til å internalisere effektene.

7.2 Kausalitet

Det er viktig å merke seg at analysen ikke kan fastslå årsakssammenhenger, blant annet på grunnlag av begrensninger i anvendt datasett. Analysen gir indikasjoner på en potensiell sammenheng mellom tildelt produksjonskapasitet og gjennomsnittlig antall lus per fisk. For å bedre estimatets troverdighet og redusere sannsynligheten for utelatt variabel skjevhet benyttet jeg paneldatagresjon med faste effekter. Derimot kan jeg ikke utelukke at analysen har problemer med endogenitet, heteroskedastisitet eller autokorrelasjon. Det er dermed ikke gitt at modellspesifikasjonene evner å isolere virkningen av tildelt produksjonskapasitet på gjennomsnittlig antall lus per fisk. For å bedre kunne si noe om kausale sammenhenger kunne naturlige eksperimenter eller andre metodikker vært ideelt å benytte.

For å kunne trekke konklusjoner om årsakssammenhenger, er det nødvendig at behandlingen, i dette tilfelle tildeling av konsesjoner, er tilfeldig. Som tidligere nevnt kan ikke resultatene presentert i analysen av trafikkløssystemet, samt paneldatagresjonen i tabell 4), hvor jeg fant en estimert sammenheng på 1.99%, gis en kausal tolkning. En potensiell feilkilde i min analyse er at tildeling av konsesjoner ikke forekommer tilfeldig. Ved bruk av faste effekter gjør jeg år og produksjonsområdene mer like, slik at tilfeldigheten i analysen kan forbedres.

Derimot kan det fortsatt være andre faktorer som ikke er tatt med i betraktningen, noe som fører til at tildelingen av konsesjoner ikke er helt tilfeldig. Dette kan eksempelvis være innføringen av trafikklyssystemet, som er et kapasitetsjusterende tiltak som angir hvorvidt et produksjonsområde får øke, må redusere eller kan fortsette med dagens produksjonsvolum. Tiltaket medfører dermed at tildelingen av konsesjoner igjen ikke er tilfeldig. I foregående kapittel analyserte jeg innføringen av dette systemet og dens påvirkning på gjennomsnittlig antall lus per fisk, basert på tilgjengelig datamateriale. Den observerte reduksjonen i sammenhengen mellom konsesjoner og lus ved innføring av trafikklyssystemet kan derimot skyldes andre faktorer enn det kapasitetsjusterende tiltaket. For å bedre isolere effekten av tiltaket på lus, ville det vært interessant å sammenligne gruppen som ble påvirket av systemet med en gruppe som ikke ble påvirket. Imidlertid finnes det ingen i mitt utvalgt som ikke ble påvirket av tiltaket, og en slik analyse er derfor vanskelig å gjennomføre.

8. Konklusjon

Produksjon av sjømat spiller en betydelig rolle i fremtidens bærekraftige matsikkerhet, men det er noen utfordringer. I dag er Norge den ledende globale produsenten og eksportøren av atlantisk laks og ørret, og dermed har landet en sentral rolle som produsent av bærekraftig mat globalt. Den norske oppdrettsnæringen ønsker å øke produksjonen, samtidig som den må overholde ambisiøse bærekraftkriterier (Philis et al., 2022). Stagnasjonen i produksjonsvolum reflekterer de betydelige biologiske forholdene norske oppdrettere har stått overfor i de siste årene. Denne stagnasjonen skyldes hovedsakelig lakselusen og de nødvendige tiltakene for å kontrollere lusebestanden (Philis et al., 2022). For å beskytte villaksbestanden håndhever Norge i dag en streng lusepolitikk. Oppdretterne må derfor utføre avlusing, og sikre at gjennomsnittlig antall voksne hunnlus ikke overstiger 0,5 per fisk.

I denne oppgaven har jeg undersøkt hvorvidt det finnes en sammenheng mellom tildeling av produksjonskapasitet og gjennomsnittlig antall lus per laks. Problemstillingen jeg har forsøkt å besvare er i hvilke grad økt total produksjonskapasitet bidrar til økt mengde negative eksterne effekter i oppdrettsnæringen. Basert på datamateriale innhentet fra Barents Watch og Fiskeridirektoratet utførte jeg en paneldatanalyse på sammenhengen mellom total produksjonskapasitet og gjennomsnittlig antall lus per laks. Ved hjelp av faste-effekter

modellen kontrollerte jeg for uobserverte faktorer som 1) endres over tid eller 2) varierer på tvers av produksjonsområdene.

Hovedresultatet i oppgaven er todelt. For det første finner jeg at når et gjennomsnittlig produksjonsområde får tildelt 2 900 tonn i produksjonskapasitet, øker gjennomsnittlig antall lus per fisk med omtrent 1.99%. Min vurdering er at dette ikke er et overraskende resultat. Økningen i produksjonsvolum resulterer i økt antall vertsorganismer for lusen, noe som samtidig øker antall lus. Den positive sammenhengen er dermed forventet basert på sammenhengen mellom miljøeffekter og vekst i oppdrettsnæringen.

I analysen av trafikklyssystemet fant jeg at denne sammenhengen varierer avhengig av om systemet er innført eller ikke. Trafikklyssystemet ble innført i 2017 for å imøtekomme de økende miljøutfordringene i næringen. Dette systemet for kapasitetsjustering angir om et produksjonsområde får øke, må redusere eller kan fortsette med dagens produksjonsvolum. Miljøstatus, målt som dødelighet blant villaks forårsaket av lakselus, danner grunnlaget for fargekodingen av produksjonsområdene. Når regresjonsmodellen hensyntar både tildeling av produksjonskapasitet og innføringen av trafikklyssystemet fant jeg en positiv sammenheng på 9.3% før innføring og 6.8% etter innføring av det kapasitetsjusterende tiltaket. Resultatene mine angir dermed en reduksjon i sammenhengen mellom økt total produksjonskapasitet og gjennomsnittlig antall lus per fisk fra og med 2017. Gitt at produksjonsområdene med høyest lakselusbelastning blir tildelt fargekode rød, anser jeg heller ikke dette resultatet som uventet.

Analysen jeg har utført i denne oppgaven kan være nyttig for å utvide kunnskapsgrunnlaget relatert til konsesjoner og miljøeffekter, nærmere bestemt eksternaliteter, i oppdrettsnæringen. I valgtakingsprosessen knyttet til antall og størrelse på konsesjoner kan det være nyttig å vite noe om hvorvidt tildeling av ytterlig produksjonskapasitet kan ha en innvirkning på problemet knyttet til lakselus. Det finnes i dag omfattende litteratur knyttet til både konsesjoner og lakselus i oppdrettsnæringen. Formålet med oppgaven var dermed å bidra til eksisterende litteratur ved å utføre en empirisk analyse på sammenhengen mellom disse to. Til tross for at den observerte sammenhengen ikke kan gis en kausal tolkning, kan det likevel være interessant å se om de overordnede resultatene endres dersom det i fremtiden blir utført analyser ved hjelp av alternative metodikker.

9. Referanser

- Forskrift om drift av akvakulturanlegg (akvakulturforskriften), (2008).
https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2008-06-17-822#KAPITTEL_2
- Lov om akvakultur (akvakulturloven), (2005). https://lovdata.no/dokument/NL/lov/2005-06-17-79#KAPITTEL_2
- Allison, P. D. (1999). *Multiple Regression: A Primer*. Pine Forge Press.
- Arellano, M. (2003). *Panel Data Econometrics*. Oxford University Press
- Asche, F., Eggert, H., Oglend, A., Roheim, C. A., & Smith, M. D. (2022). Aquaculture: Externalities and Policy Options. *Review of Environmental Economics and Policy*, 16(2).
- Asche, F., Roll, K. H., & Tveteras, R. (2009). Economic inefficiency and environmental impact: An application to aquaculture production. *Journal of Environmental Economics and Management*, 58(1), 93-105.
- Baltagi, B. H. (2021). *Econometric Analysis of Panel Data* (6th ed.). Springer Texts in Business and Econometrics.
- Biering, E., Boxaspen, K. K., & Næsje, T. F. (2021). *Styringsgruppens oppsummering og vurdering av lakseluspåvirkning på ville laksefisk 2021*.
- Blokhin, A. (2022). How to Measure Externalities.
<https://www.investopedia.com/ask/answers/043015/how-do-economists-measure-positive-and-negative-externalities.asp>
- Bornø, G., & Linaker, M. L. (2014). *Fiskehelse rapporten 2014*.
- Bærekraft i havbruk. (2023). *Rensefisk*. Barents Watch.
<https://www.barentswatch.no/havbruk/rensefisk>
- Cameron, A. C., & Miller, D. L. (2015). A Practitioner's Guide to Cluster-Robust Inference. *The Journal of Human Resources*, 50(2), 317-372.
<https://www.jstor.org/stable/24735989>
- Christiansen, E. A. N. (2013). Negative externalities of food production: discourses on the contested Norwegian aquaculture industry. *Journal of Political Ecology* 20(1), 180-198. <https://doi.org/https://doi.org/10.2458/v20i1.21747>
- Clarke, K. A. (2005). The Phantom Menace: Omitted Variable Bias in Econometric Research. *Conflict management and peace science*, 22(4), 341-352.
- Cornes, R., & Sandler, T. (1996). *The theory of externalities, public goods, and club goods* (2 ed.). Cambridge University Press

- Fiskeridirektoratet. (u.d.-a). *Biomasse*. <https://www.fiskeridir.no/Akvakultur/Drift-og-tilsyn/Biomasse>
- Fiskeridirektoratet. (u.d.-b). *Implementering av produksjonsområder 2017*. <https://www.fiskeridir.no/Akvakultur/Tildeling-og-tillatelser/Kapasitetsjustering-trafikklyssystemet/Kapasitetsjustering-trafikklyssystem-2017-2018/Implementering-av-produksjonsomraader-2017>
- Fiskeridirektoratet. (u.d.-c). *Tildelingsprosessen*. <https://www.fiskeridir.no/Akvakultur/Tildeling-og-tillatelser/Tildelingsprosessen>
- Goulder, L. H., & Schein, A. R. (2013). Carbon Taxes versus Cap and Trade: A Critical Review. *Climate Change Economics*, 4(3), 1-28. <https://doi.org/10.1142/S2010007813500103>
- Grefsrud, E. S., Andersen, L. B., Grøsvik, B. E., Karlsen, Ø., Kvamme, B. O., Hansen, P. K., Husa, V., Sandlund, N., Stien, L. H., & Solberg, M. F. (2023). *Risikorapport norsk fiskeoppdrett 2023*. <https://www.hi.no/templates/reporteditor/report-pdf?id=66910&43960133>
- Helbling, T. (2010). What Are Externalities? *International Monetary Fund*, 48-49.
- Hjelt, A. S. (2016). *Prising av oppdrettskonsesjoner* [Masteroppgave, Norges Handelshøyskole]. Bergen. <https://openaccess.nhh.no/nhh-xmlui/bitstream/handle/11250/2407196/masterthesis.PDF?sequence=1&isAllowed=y>
- Hsiao, C. (2007). Panel data analysis—advantages and challenges. *Test*, 16(1), 1-22.
- Hsiao, C. (2022). *Analysis of Panel Data* (4 ed.). Cambridge University Press.
- Jaccard, J., & Turrisi, R. (2003). *Interaction Effects in Multiple Regression*. Sage Publications.
- Jensen, P. M. (2018). Aqua Nor: Dette koster lusebekjempelsen. *Kyst*. <https://www.kyst.no/kostnad-produksjonskostnad/aqua-nor-dette-koster-lusebekjempelsen/350825>
- Kolbeinstveit, O. (2004). *Norsk oppdrettsnæring: laks, sykler og fusjoner: en økonomisk analyse* [Hovedoppgave, Universitetet i Oslo, DUO Vitenarkiv]. <https://www.duo.uio.no/handle/10852/17146>
- Laks. (u.d.). *Norsk laks fra fjord til bord*. Retrieved 26.05 from <https://laks.no/lakseproduksjon/>
- Liu, Y., & Bjelland, H. v. (2014). Estimating costs of sea lice control strategy in Norway. *Preventive Veterinary Medicine*, 117, 469-477.
- Mattilsynet. (2016). *Fakta om lakselus og lakselusbekjempelse*. https://www.mattilsynet.no/fisk_og_akvakultur/fiskehelse/fiske_og_skjellsykdommer/lakselus/fakta_om_lakselus_og_lakselusbekjempelse.23766

- Mattilsynet. (2018). Lakselus.
https://www.mattilsynet.no/fisk_og_akvakultur/fiskehelse/fiske_og_skjellsykdommer/lakselus/
- Meade, J. E. (1979). *The theory of economic externalities: The control of environmental pollution and similar social costs* (Vol. 2).
- Miljøstatus. (2022). *Fiskeoppdrett*. Retrieved 12/05 from
<https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/hav-og-kyst/fiskeoppdrett/>
- Norges Sjømatråd. (2023). *Nøkkeltall*. Retrieved 12/05 from <https://nokkeltall.seafood.no/>
- NOU 2019: 18. (2019). *Skattlegging av havbruksvirksomhet*
<https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/nou-2019-18/id2676239/?ch=4>
- Nærings- og fiskeridepartementet. (2014). *Regjeringen vil sikre vekst og konkurransekraft i havbruk* <https://www.regjeringen.no/no/dokumentarkiv/regjeringen-solberg/aktuelt-regjeringen-solberg/nfd/pressemeldinger/2014/Regjeringen-vil-sikre-vekst-og-konkurransekraft-i-havbruk/id754291/>
- Nærings- og fiskeridepartementet. (2017). *Regjeringen skrur på trafikklyset*
<https://www.regjeringen.no/no/dokumentarkiv/regjeringen-solberg/aktuelt-regjeringen-solberg/nfd/pressemeldinger/2017/regjeringen-skrur-pa-trafikklyset/id2577032/>
- Nærings- og fiskeridepartementet. (2021a). *Havbruksstrategien - Et hav av muligheter*.
<https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/havbruksstrategien-et-hav-av-muligheter/id2864482/>
- Nærings- og fiskeridepartementet. (2021b). Norsk havbruksnæring.
<https://www.regjeringen.no/no/tema/mat-fiske-og-landbruk/fiskeri-og-havbruk/1/oppdrettslaksen/Norsk-havbruksnaring/id754210/>
- Nærings- og fiskeridepartementet. (2022). *Fargeleggingen i trafikklyssystemet i havbruk er klar* <https://www.regjeringen.no/no/aktuelt/fargelegging-i-trafikklyssystemet-i-havbruk/id2917698/>
- Overton, K., Dempster, T., Oppedal, F., Kristiansen, T. S., Gismervik, K., & Stien, L. H. (2018). Salmon lice treatments and salmon mortality in Norwegian aquaculture: a review. *Reviews in Aquaculture*, 11(4), 1398-1417.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1111/raq.12299>
- Perman, R., Ma, Y., McGilvray, J., & Common, M. (2003). *Natural Resources and Environmental Economics* (3 ed.). Pearson Education Limited.
- Pettersen, V. L. (2022). Oppdrettsanlegg opptar større havområder enn før
Havforskningsinstituttet. <https://www.hi.no/hi/nyheter/2022/april/oppdrettsanlegg-opptar-storre-havomrader-enn-for>

- Philis, G., Ziegler, F., Jansen, M. D., Gansel, L. C., Hornborg, S., Aas, G. H., & Stene, A. (2022). Quantifying environmental impacts of cleaner fish used as sea lice treatments in salmon aquaculture with life cycle assessment. *Journal of Industrial Ecology*, 26(6), 1992-2005. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/jiec.13118>
- Pillai, R., & Al-Malkawi, H.-A. N. (2018). On the relationship between corporate governance and firm performance: Evidence from GCC countries. *Research in International Business and Finance*, 44, 394-410.
- Forskrift om produksjonsområder for akvakultur av matfisk i sjø av laks, ørret og regnbueørret (produksjonsområdeforskriften), (2017). <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2017-01-16-61>
- Regjeringen. (2018). *Havbruk til havs* <https://www.regjeringen.no/contentassets/e29cc668cbf54448a599c6da58cb1b9f/rappo-rt-havbruk-til-havs.pdf>
- Snyder, C., Nicholson, W., & Steward, R. (2015). *Microeconomic Theory: Basic Principles and Extensions* (1st ed.). Cengage Learning EMEA.
- Stock, J. H., & Watson, M. W. (2020). *Introduction to Econometrics* (4th ed.). Pearson Education.
- Ullah, S., Akhtar, P., & Zaefarian, G. (2018). Dealing with endogeneity bias: The generalized method of moments (GMM) for panel data. *Industrial Marketing Management*, 71, 69-78.
- Yip, P. S. L., & Tsang, E. W. K. (2007). Interpreting dummy variables and their interaction effects in strategy research. *Sage Publications*, 5(1), 13-30. <https://doi.org/10.1177/1476127006073512>
- Zaefarian, G., Kadile, V., Henneberg, S. C., & Leischnig, A. (2017). Endogeneity bias in marketing research: Problem, causes and remedies. *Industrial Marketing Management*, 65, 39-46.

10. Appendiks

Appendiks a) Tilrettelegging av datasett fra Barents Watch.

Observasjoner Barents Watch	
Forklaring (handling/kommando i STATA)	Antall observasjoner
Totale antall observasjoner	621 821
Fjerner «missings» (manglende observasjoner) for samtlige variabler for lusetelling	Reduseres med 320 524
Fjerner manglende observasjoner for produksjonsområdene	Reduseres med 248
Fjerner observasjoner for 2023	Reduseres med 2 239
Endelig totale antall observasjoner	298 810

Grunnet mangel på informasjon om eksempelvis kommune og/eller kommunenummer for de observasjonene det manglet informasjon om produksjonsområde, var det heller ikke mulig å fylle inn hvilke produksjonsområde oppdretterne hørte til manuelt. Basert på dette ble derfor missings for PO simpelthen fjernet.

Dersom en kolonne for en av lusetellingene står tom innebærer det mangel på rapportering fra den lokaliteten den uken i det året. På bakgrunn av dette valgte jeg å fjerne de manglende observasjonene under de ulike variablene for lusetelling. Dersom det står tallet null innebærer det at det ble telt og rapportert lus, men at det ikke ble funnet lus. Disse observasjonene blir beholdt. Observasjonene for de ulike lusetellingene gjelder gjennomsnittlig antall lus per laks. Altså, at det eksempelvis står oppført 0,96 fastsittende lus innebærer at det i gjennomsnitt var 0,96 fastsittende lus per laks i den lokaliteten den uken.

Rapporteringen kommer som nevnt fra lokalitetene, som videre tilhører produksjonsområder avhengig av hvor de er plassert. Opplysninger om lokalitetens beliggenhet og tilhørende produksjonsområde er derfor tilgjengelig i det opprinnelige datasettet. I tillegg opplyses det om år og uke rapporteringen tok sted. I denne oppgaven ser jeg på årlig utvikling, slik at

variabelen for år er den som blir beholdt fra datasettet. Datasettet inneholder lusetellinger fra 2012-2023. Observasjoner for 2023 ble ikke beholdt, slik at datasettet tilrettelegges til å gjelde for perioden 2012-2022. Videre ser jeg på utvikling i de ulike produksjonsområdene.

Variablene som inneholder informasjon om lokalitetens beliggenhet blir derfor ikke tatt med i denne analysen.

Appendiks b) Tilrettelegging av datasett fra Akvakulturregisteret

Observasjoner Akvakulturregisteret	
Forklaring (handling/kommando i STATA)	Antall observasjoner
Totale antall observasjoner	24 522
Beholder kun observasjoner hvor variabelen «art» tar verdi laks, ørret eller regnbueørret	Reduseres med 3 699
Variabelen «lokalitetens plass» tok enten verdi lik «sjø» eller «land», og observasjonene på land fjernes.	Reduseres med 963
Beholder kun observasjoner for hvor lokalitetenes formål er kommersielt	Reduseres med 1 575
Beholder kun produksjonsform lik matfisk	Reduseres med 302
Beholder kun observasjoner for vannmiljø lik saltvann	Reduseres med 3
Endelig totale antall observasjoner	17 980

Jeg begynner tilretteleggingen med å fjerne unødvendige variabler som lokalitetens navn og adresse. I henhold til plassering av lokaliteten er de viktigste variablene å beholde i denne oppgaven produksjonsområde, og eventuelt kommune og/eller kommunenummer, og disse er da ikke fjernet. Variabelen for år tar verdi lik 1963, 1964.... eller 2023. Noen år manglet det observasjoner for, dvs. året stod simpelthen ikke i datasettet. Jeg antar at for de årene som manglet i datasettet ble det ikke tildelt konsesjoner, slik at disse årene ble manuelt lagt til med verdi under «tildelt kapasitet» lik null.

Videre tilrettelegger jeg i henhold til produksjonsområdeforskriften. Jeg begynner med å kun beholde de observasjonene hvor variabelen «art» tar verdi laks (kan inneholde regnbueørret og ørret) eller ørret. Det fullstendige datasettet inneholder totalt 24 522 observasjoner, hvor ørret utgjør 6 801, regnbueørret 6 901 og laks 7 121 observasjoner. Merk; det kan se unaturlig ut at det er omtrent like mange observasjoner for laks som det er for ørret og regnbueørret, men for mange av observasjonene for ørret og regnbueørret tar variabelen «tildelt kapasitet» verdi = 0.00. Ved å fjerne samtlige arter foruten laks, ørret og regnbueørret reduseres antall observasjoner med 3 699, til 20 823.

I henhold til produksjonsområdeforskriften ønsker jeg i denne oppgaven å fokusere på lokalitetene i sjø, og ikke på land, slik at observasjoner på land fjernes. Videre ønsker jeg å kun beholde de observasjoner hvor lokalitetens formål er «kommersiell», slik at observasjoner for samtlige andre formål fjernes. Datasettet inneholder også ulike produksjonsformer som settefisk, matfisk og stamfisk. I denne oppgaven er det dog av interesse å fokusere på matfisk, som forøvrig også utgjør den største andelen av observasjonene. Til sammen utgjør settefisk og stamfisk totalt 302 observasjoner, og når disse blir fjernet er det totale antallet observasjoner i datasettet redusert til 17 983. Til slutt ønsker jeg å endre datasettet til å kun inneholde observasjoner hvor vannmiljøet er saltvann, og jeg fjerner derfor de resterende tre observasjoner for ferskvann.

Det endelige tilrettelagte datasettet inneholder totalt 17 980 observasjoner. Av det totale antallet observasjoner utgjør laks 5 994 observasjoner, mens ørret og regnbueørret utgjør 5 993 observasjoner hver. Det opprinnelige datasettet inneholdt også ulike tillatelses enheter som kilo, tonn og antall, men etter tilrettelegging ender samtlige gjenværende observasjoner for tildelt kapasitet i tonn. I det opprinnelige datasettet var det også en del manglende observasjoner for produksjonsområde, men etter tilrettelegging blir samtlige av disse fjernet. Dette har trolig sin sammenheng med produksjonsområdeforskriften og tilretteleggingen som ble utført på bakgrunn av denne. Ytterligere tilrettelegging, nærmere bestemt problemer knyttet til blant annet dobbelttelling, ble foretatt med bistand av Merete Fauske i Fiskeridirektoratet.

Appendiks c) Sammenslåing av datasett

Når datasettene slås sammen blir Barents Watch brukt som master datasett, og observasjonene fra Akvakulturregisteret legges til. I det nye sammenslåtte datasettet er det totalt 380 observasjoner. Av disse ble kun 43 observasjoner matchet, de resterende 337 ble ikke matchet. Fra Barents Watch er det 100 observasjoner som ikke ble matchet, mens fra Akvakulturregisteret er det 237. At det er mange observasjoner som ikke matcher skyldes blant annet mangel på observasjoner før 2012 i Barents Watch, mens Akvakulturdatasettet inneholder observasjoner tilbake til 1963. Videre er det mange år i perioden 1963-2022 hvor det ikke ble gitt ut tillatelser, og den største andelen tillatelser ble delt ut på 70-80-tallet. Oppsummert er altså hovedgrunnen til at 337 observasjoner ikke matcher at 1) Akvakultur går tilbake til 1963 mens Barents Watch kun går tilbake til 2012, og 2) fra 2012 og utover er det noen år hvor ulike produksjonsområder ikke fikk tillatelser, mens Barents Watch har observasjoner for alle 13 produksjonsområder i alle 11 observasjoner for år (fom. 2012 tom. 2022).

I det sammenslåtte datasettet ønsker jeg derfor å tilrettelegge ytterligere slik at antall observasjoner som ikke matcher reduseres. Jeg begynner med å fjerne observasjoner for årene før 2012. En variabel for total tildelt produksjonskapasitet er inkludert i datasettet, slik at «opparbeidet» tillatelse ikke forsvinner. Når år før 2012 fjernes blir datasettet redusert med 237 observasjoner. Fortsatt matcher kun 43 av observasjonene, og antallet som ikke ble matchet fra Barents Watch forblir 100. Derimot ble de 237 observasjonene fra Akvakultur som ikke matchet fjernet. Observasjonene fra Barents Watch som ikke ble matchet gjelder produksjonsområder som i et år ikke fikk nye tillatelser, men hvor det samme året ble telt lus. På bakgrunn av dette er det ikke hensiktsmessig å tilrettelegge ytterligere, og antall observasjoner som ikke er matchet forblir derfor relativt høy.

Appendiks d) Variabler

Variabelnavn	Forklaring
Year	År (tidsperiode = 2012-2022)
Prod_omr	Produksjonsområde. Dette er en numerisk variabel som tar verdi lik 1,2,3 ... eller 13

	avhengig av hvilke produksjonsområde lokaliteten tilhører.
Vok_hun, lus_beve og fast_lus	Variablene angir henholdsvis gjennomsnittlig antall voksne hunnlus, lus i bevegelige stadier og fastsittende lus per laks i hvert produksjonsområde hvert år.
Tot_lus	Aggregert gjennomsnittlig antall lus per fisk
Till_kap	Tildelt kapasitet oppgitt i tonn
Tot_till_kap	Total tildelt produksjonskapasitet oppgitt i tonn
Lagtotkap1	Total tildelt kapasitet oppgitt i tonn som er lagget med 1 år
Lagtotkap2, lagtotkap3 og lagtotkap5	Variabler for total tildelt kapasitet som er lagget med hhv. 2, 3 og 5 år. Variablene står for tidligere års totale produksjonskapasitet. Dette innebærer at de sier noe om total produksjonskapasitet to, tre og fem år før et gitt år. Hensikten med å inkludere disse variablene er å undersøke om tidligere års produksjonskapasitet har en innvirkning på nåværende produksjonskapasitet. Videre tillater inkludering av disse variablene også at jeg kan undersøke om tidligere endringer i produksjonskapasitet påvirker responsvariabelen, altså <i>tot_lus</i> .

Appendiks e) Robusthetssjekk med lagvariabler som kontrollvariabler

Videre kjører jeg en robustsjekk hvor variabler for ytterligere lagging av total kapasitet inkluderes som kontrollvariabler. Disse variablene er lagget med 2, 3 og 5 år. Lagvariablene kan inkluderes for å forklare ytterligere variasjon i gjennomsnittlig antall lus per fisk.

Regresjonsresultatene presenteres i tabell 5b) under.

Tabell 5b): Robusthetssjekk med kontrollvariabler

VARIABLES	(1) Fixed Effects	(2) Fixed Effects	(3) Fixed Effects	(4) Fixed Effects
Lagget total 1 år	6.11e-06 (1.77e-05)	2.10e-05 (1.27e-05)	1.78e-05 (1.02e-05)	1.61e-05 (9.45e-06)
Lagget total 2 år		-1.82e-05 (1.28e-05)	-6.12e-06 (8.40e-06)	5.71e-06 (1.26e-05)
Lagget total 3 år			-1.93e-05 (2.46e-05)	-1.83e-05 (2.00e-05)
Lagget total 5 år				1.01e-05 (2.13e-05)
Constant	0.174 (0.320)	0.521* (0.289)	0.588 (0.387)	0.164 (0.501)
Observations	130	117	104	78
R-squared	0.789	0.798	0.840	0.889
State effects?	yes	yes	yes	yes
Time effects?	yes	yes	yes	yes
Clustered standard errors?	yes	yes	yes	yes

Standard errors in parentheses
 *** p<0.01, ** p<0.05, * p<0.1

Tatt i betraktning at koeffisientestimatene er såpass små, vil jeg påstå at den estimerte sammenhengen ikke endres betydelig når kontrollvariablene inkluderes. Tilsvarende endres estimatenes standardfeil minimalt, med unntak av modell 4 hvor standardfeilen øker fra 1.02e-05 til 9.45e-06. Forklaringskraften øker gradvis etterhvert som forklaringsvariabler legges til, men signifikansnivået forblir uendret. Uavhengig av hvor mange kontrollvariabler for lagget år som inkluderes er altså resultatet ikke signifikant.