



SINTEF Fiskeri og havbruk AS
Bioressurser

Postadresse: 7465 Trondheim
Besøksadresse:
SINTEF, Forskningscenteret på Rotvoll
Arkitekt Ebbellsvei 10
Telefon: 73 59 56 50
Telefaks: 73 59 56 60
E-post: fish@sintef.no
Internet: www.fish.sintef.no
Foretaksregisteret: NO 980 478 270 MVA

SINTEF RAPPORT

TITTEL

Utredning over mulige strategier og tiltak for produksjon av giftfrie blåskjell i norske fjorder

FORFATTER(E)

Aleksander H. Hansen, Thomas McClimans, Kjell Inge Reitan, Yngvar Olsen

OPPDRAGSGIVER(E)

Fjord Garden AS

RAPPORTNR. STF80A 032091	GRADERING Åpen	OPPDRAGSGIVERS REF. Reidar Vangsnes	
GRADER. DENNE SIDE	ISBN	PROSJEKTNR. 820022	ANTALL SIDER OG BILAG 50 + 5
ELEKTRONISK ARKIVKODE Utredningsrapport.doc		PROSJEKTLEDER (NAVN, SIGN.) Kjell Inge Reitan	VERIFISERT AV (NAVN, SIGN.) Arne Fredheim
ARKIVKODE	DATO 2003-12-30	GODKJENT AV (NAVN, STILLING, SIGN.) Karl Almås, Adm.Dir	

SAMMENDRAG

Norge har naturgitte forutsetninger for å produsere blåskjell. Våre fjorder har stort potensial for skjellproduksjon. Erfaringens så langt har vist store problemer med framvekst av giftige alger i lange perioder av året. Dette har medført at skjellene ikke kan høstes. Giftige skjell må avgiftes før de kan høstes og leverses. Denne rapporten behandler situasjonen som er tilstede for blåskjellprodusenter, mulige metoder for avgifting av blåskjell og mulighetene som finnes i slike metoder.

Rapporten behandler FoU strategier for avgifting av blåskjell. Disse inkluderer egnede lokaliteter, flytting av skjell, sjøbaserte avgiftingslokaliteter og intensiv avgifting på land eller i innhngninger. Det er spesielt beskrevet hvilke tiltak for lokalitetsforbedring som kan tenkes for bruk som avgifting av blåskjell. Utredning av disse metodene er grunnlag for metodene som ble valgt i DETOX prosjektet (se Rapport STF80A 032090). Vider er det gitt en inngående utredning om landbaserte strategier for avgifting og mellomlagring av blåskjell.

STIKKORD	NORSK	ENGELSK
GRUPPE 1	Havbruk	Aquaculture
GRUPPE 2	Blåskjell	Blue mussels
EGENVALGTE	Fjorder	Fjords
	Avgifting	De-toxification
	Produksjon	Production

INNHALDSFORTEGNELSE

1	Forord	4
2	Organisering og finansiering av DETOX-prosjektet	4
3	Innledning	6
3.1	Norsk blåskjellnæring	7
3.2	Marked og muligheter	7
3.3	Viktige flaskehals	9
3.4	Målsetting for DETOX-prosjektet	10
4	Biologi	11
4.1	Blåskjell	11
4.1.1	Filtrering og næringsopptak	11
4.1.2	Respirasjon (oksygenbehov ved landbasert avgiftning)	14
4.1.3	Fôrtilgang	15
4.1.4	Algetoksiner, grenseverdier og forekomst i blåskjell	16
4.1.5	Avgiftning av DSP fremkallende toksiner i blåskjell	16
4.2	Alger	18
4.2.1	Tilstedeværelse og oppblomstring	18
4.2.2	Turbulens og næringsalter	19
4.2.3	Algene som produserer giftstoffene	21
4.2.4	Veiledende faregrenser for konsentrasjon av giftalger	22
5	FoU-strategier for avgiftning og produksjon av giftfrie blåskjell	23
5.1	Hensiktsmessig plassering av skjellanlegg	23
5.2	Egnede lokaliteter	23
5.3	Flytting av skjell	24
5.4	Sjøbaserte avgiftningslokaliteter	25
5.4.1	Kunstig oppstrømning av næringsrikt sjøvann	25
5.4.2	Nedsenkning av blåskjellanlegg	25
5.5	Intensiv avgiftning	26
5.5.1	Landbasert avgiftning	26
5.5.2	Avgiftningsbasseng	27
5.5.3	Poser i sjø	28
6	Tiltak for lokalitetsforbedring som strategi for produksjon av giftfrie blåskjell	29
6.1	Boblegardin for oppstrømning og blanding av næringsrikt dypvann	29
6.2	Dykket ferskvann	30
6.3	Modifisering av eksisterende ferskvannsutslipp	30
6.4	Strømsetter	31
6.5	Folie (ving)	32
6.6	Energibetraktninger	33
6.7	Naturlige eller kunstige avgrensninger	33
6.8	Nødvendige bakgrunnsundersøkelser og evt. etterprøving	34
7	Landbaserte strategier for avgiftning og mellomlagring av blåskjell	35
7.1	Bakgrunn	35
7.2	Høstetidspunkt, fôrkontroll og fysiologiske rater	36
7.3	Kondisjonering av skjell under lagring -fôrberegning og avgiftning	37
7.4	Lagring i vann i landbasert anlegg	38
7.5	Gjennomstrømningsbasseng	39
7.6	Resirkulert basseng med vannbehandling	39

7.7	Periodisk tørlegging	39
7.8	Bruk av modulsystemer ved lagring av blåskjell	40
7.9	Konklusjon.....	41
8	Strategi for produksjon av giftfrie skjell i norske fjorder	42
9	Referanser	43
VEDLEGG A	51
	MPEG/video av et forsøk med en fordeleplate over et dykket ferskvannsutslipp fra Jostedal kraftverk (Innspilt tekst)	51
VEDLEGG B	52
	Metoder for bestemmelse av energibehov hos blåskjell i mellomlager, "Scope for growth" og O:N rate 52	
VEDLEGG C	55

1 Forord

Kysten, og spesielt fjordene langs kysten, har et stort potensial for å produksjon av blåskjell. Dette er vist bl.a. i Sognefjorden hvor skjell vokser raskt ned til relativt store dyp med god kjøtt kvalitet. Erfaringene så langt har vist at det er store problemer med forekomst av giftige alger i store deler av året.

Problemene med forekomst av giftige alger, og dermed giftige skjell, har rammet de fleste store aktørene innefor blåskjellnæringen i Norge, som har opplevd store økonomiske problemer de siste årene. Forekomsten av giftige alger har ført til store leveringsproblemer og handlingslammelse for flere pionerbedrifter. Det er satset betydelige ressurser fra det offentlige på instrumentering og analyse av algegifter for å sikre at skjellene som kommer ut på markedet har et forsvarlig lavt innhold av algegifter. Det er imidlertid gjort lite med hensyn på praktiske tiltak for å etablere metoder som kan bringe algegiftnivået til akseptable verdier.

Denne rapporten er basert på aktiviteten i DETOX-prosjektet ”Tiltaksprosjekt for å sikre produksjon av giftfrie blåskjell i norske fjorder”. Rapporten er bygget opp som en utredningsrapport med beskrivelse av problemstillingen, aktuelle strategier for avgifting av blåskjell, mulige tekniske løsninger og forskningsstrategi videre for å etablere en produksjon av giftfrie blåskjell.

I DETOX-prosjektet ble to praktiske metoder for å styre algesamfunnet i avgrensede lokaliteter utprøvd. De praktiske tiltaksforsøkene ble gjennomført i Sognefjorden, men resultatene har relevans for anvendelse i andre deler av landet. Gjennomføring og resultat av disse tiltaksforsøkene beskrives i en egen rapport (Rapport STF80A 032090)

2 Organisering og finansiering av DETOX-prosjektet

Initiativtaker og således prosjekteier til DETOX-prosjektet er Fjord Garden AS v/Reidar Vangsnes. Prosjektet har imidlertid en åpen profil, og skal komme hele skjell Norge til gode. Prosjektet er opprinnelig finansiert som et spleiselag av Fiskeridepartementet, Landbruksdepartementet og Kommunal og Regionaldepartementet. Aktiviteten i prosjektet ble utvidet underveis, slik at det måtte ekstrafinansieres. Den videre aktiviteten ble finansiert av Fiskeridepartementet, Sogn og Fjordane Fylkeskommune, Fiskeri og Havbruksnæringens Forskningsfond (via Norges forskningsråd), Vik kommune, Sogn Regionråd og SND Sogn og Fjordane.

Det opprinnelige prosjektet ”Tiltaksprosjekt for å sikre produksjon av giftfrie blåskjell i Norske fjorder”, kalles DETOX 1. Videreføringen med den ekstra aktiviteten er blitt kalt ”DETOX 2: Ferskvannsutslipp i Gaupne”. Begge prosjektene er organisert som ett prosjekt under samme prosjektledelse. ”DETOX-prosjektet” dekker således hele aktiviteten.

DETOX-prosjektet har vært ledet av SINTEF Fiskeri og havbruk, med NTNU v/Yngvar Olsen som prosjektansvarlig. I gjennomføringen av prosjektet har marinbiologer, algesystematikere, hydrodynamikere, oseanografer og toksikologer deltatt. Således har det vært nødvendig å dra nytte av ressurspersoner ved ulike institusjoner. Ressurspersoner som har gitt betydelig bidrag i prosjektet er listet opp i Tabell 2.1.

Tabell 2.1. Sentrale ressurspersoner med type bidrag som har deltatt i DETOX-prosjektet.

Aktør	Institusjon	Funksjon
Professor Yngvar Olsen	NTNU	Prosjektansvarlig
Forskningsjef Kjell Inge Reitan	SINTEF	Prosjektleder
Seniorforsker Tom Mc Climans	SINTEF	Planlegging og gjennomføring av tiltaksforsøkene (Oceanograf)
Forsker Arne Fredheim	SINTEF	Ansvarlig for planlegging av tiltaksforsøkene (hydrodynamikk)
Seniorforsker Egil Lien	SINTEF	Planlegging og gjennomføring av tiltaksforsøkene (hydrodynamikk)
Forsker Aleksander H. Hansen	SINTEF	Planlegging, gjennomføring, prøvetaking og resultatbearbeiding (marinbiolog)
Forsker Karl Tangen	Oceanor	Planlegging av prøvetakingsprogram, analyse og bearbeiding av algeforekomster (marinbiolog)
Senioringeniør Kjersti Andresen	NTNU	Analyse av næringsalter i vannprøver
Professor Tore Aune	Veterinærhøgskolen	Deltager i referansegruppe og giftforekomst i blåskjell
Seniorforsker Jan Aure	Havforsknings-instituttet	Deltager i referansegruppe og planlegging av forsøk
Forsker Lena Søderholm	SAMS, Sogn og Fjordane Fylkeskommune	Deltager i referansegruppe og koordinering med SAMS prosjektet

3 Innledning

Fjorder i Norge har et stort potensial for produksjon av blåskjell. Sognefjorden er et godt eksempel der blåskjellveksten er vist å være svært hurtig, så kort som ett års veksttid for deler av produksjonen. Slik rask vekst gir gjerne skjell med tynt skall og god kjøttkvalitet. Produksjonen skjer også ned til relativt dype vannlag. Dette sammen med den raske tilveksten demonstrerer det store potensialet som blåskjell har som oppdrettsorganisme i Norge, og spesielt i Sognefjorden. Erfaringene så langt har vist store problemer med forekomst av giftige alger i store deler av året. Dette medfører at skjellene ikke kan høstes. Situasjonen i dag er at det er flere tusen tonn blåskjell i Sognefjorden som har fin størrelse for høsting. Disse skjellene må avgiftes før de kan høstes og sendes til markedet. Det antas at Sognefjorden har en produksjonskapasitet på 150 000 tonn blåskjell pr. år. Til sammenligning ble det produsert i underkant av 2500 tonn i hele Norge i 2002.

Det har i de senere årene vært stor interesse for å starte med blåskjellproduksjon, og private investeringer har økt kraftig. Et framtidig etablert blåskjelloppdrett har et potensial for sysselsetting som er viktig for kystsamfunnene, der etablering av sikre og godt betalte arbeidsplasser blir viktig i framtiden. Rapporten "Norges muligheter for verdiskaping innen havbruk" anslår produksjonen av skjell til å utgjøre omlag 1 million tonn i år 2030. Den generelle langsiktige markedssituasjonen for sjømat er god (FAO 2000). Inntektene i blåskjellproduksjonen vil i den nærmeste framtiden være knyttet til konsumskjell for eksport. Det er imidlertid viktig allerede nå å ha det perspektivet at blåskjell også er aktuelle som mulig marint råstoff for fiskefôr. Allerede nå er ressursituasjonen innen industrifiskeriene prekær med tanke på en videre utvikling av lakseoppdrettet, og det kan bli umåtelig viktig å finne alternative marine råstoffkilder for fiskefôr. Blåskjell er en organisme med vekstegenskaper som gjør dem egnet som industriråvare, de spiser planktonalger og befinner seg langt nede i næringskjeden, og potensialet for biomasseproduksjon er følgelig svært stort. Av aktuelle arter er det bare blåskjell som har et slikt potensial. Det er imidlertid viktig å slå fast at industriblåskjell må produseres til lav pris, noe som vil kreve automatisering og velutviklet teknologi. I de nærmeste årene vil konsumskjell være det viktige produktet, men denne produksjonen medfører at en del må sorteres ut. Disse utsorterte skjellene kan være en velegnet kilde til fôrråstoffer.

Et forhold som i dag hemmer utviklingen av en blåskjellnæring i kyst-Norge er de problemene som mange oppdrettere har med giftige alger og dermed giftige blåskjell. Dette har resultert i en viss handlingslammelse for pionerene i blåskjellnæringen. Det er satset midler til instrumentering og analyse av algegifter i skjell, men tiltak må til for å redusere giftproblemene til akseptable nivåer. Det sentrale spørsmålet er hvordan problemet kan overvinnes slik at høyproduktive Norske fjorder kan anvendes til lønnsom eksportrettet produksjon av blåskjell av høy kvalitet til konsum. Når skjellene spiser planktonalger som inneholder giftige substanser blir de selv giftige for mennesker slik at leveringen til konsum stanser opp. Dette er selvsagt en umulig situasjon for oppdretterne, selv ved leveringsstopp over relativt korte perioder. Den videre utviklingen av en mer effektiv teknologi og mer kunnskap om organismer og produksjonssystemer er oppgaver som ganske sikkert vil bli løst, men problemene omkring giftige alger har for mange oppdrettere blitt mer omfattende enn det man tidligere reknet med. Dette har skapt en usikkerhet, blant annet for mange oppdrettere i Sognefjorden.

Kystområdene nord for Trondheimsfjorden har bare sporadisk hatt alvorlige problemer knyttet til giftige alger. Imidlertid er det viktig å også ta i betraktning at analysegrunnlaget nord for Trøndelag er dårlig sammenlignet med lenger sør.

3.1 Norsk blåskjellnæring

Norskekysten har et meget stort potensial for dyrking av blåskjell. Lang kystlinje, gode lokaliteter og god vannkvalitet knytter optimisme til etablering av en levedyktig skjellnæring, men så langt har ikke dette lyktes i særlig grad. De siste 20 årene har det blitt satset flere hundre millioner kroner på norsk skjellnæring uten at produksjon og omsetning har resultert i lønnsomhet, med unntak av noen få enkelttilfeller. Det foreligger 660 konsesjoner for blåskjell dyrking langs kysten og det dyrkes blåskjell på mer enn 100 steder.

I europeisk sammenheng er den norske blåskjellproduksjonen foreløpig forsvinnende liten. I 2001 ble det produsert 913 tonn mens det i 2002 ble produsert 2467 tonn, hvorav 984 tonn ble solgt på innenlands markedet mens 1483 tonn ble eksportert. Eksporttallene for 2002 viser en dobling fra 700 tonn i 2001, men på tross av betydelig større eksportvolum økte ikke salgsværdien. I 2001 ble det eksportert blåskjell for 8,4 millioner kroner mens verdien for 2002 var 8,5 millioner kroner. Det skyldes i hovedsak at mesteparten av eksporten forelå som bulk som oppnår lav pris, spesielt i Nederland, Danmark og Tyskland som er de største importørene av norske blåskjell med henholdsvis 676 tonn, 221 tonn og 363 tonn. Gjennomsnittlig kilopris for eksporterte ferske og kjølte blåskjell var 4,1 NOK i 2002 mot 8,1 NOK pr kg i 2001 (Eksportutvalget for fisk).

Fiskeridirektoratet har gjort beregninger som tilsier en blåskjellproduksjon i størrelsesorden 30-40 000 tonn i 2010 og 90-120 000 tonn i 2020. Dette er en enorm økning som avhenger av flere kritiske faktorer for å lykkes. Næringsutvikling, kvalitetssikring, logistikk og markedsadgang er avgjørende satsningsområder som bestemmer skjellnæringens utvikling i årene framover.

3.2 Marked og muligheter

Det europeiske markedet opplever store svingninger i produksjon av blåskjell på grunn av dårlig vannkvalitet, temperaturendringer, sykdom, variasjoner i tilgang på yngel, predasjon, stormer, oppblomstring av giftalger og miljøkatastrofer i forbindelse med oljesøl etter skipsforlis. De siste årene har produksjonen avtatt betydelig. Samtidig gjør stadig økende brukerkonflikter på havområdene i Europa at bare nasjoner som Irland, Skottland, Sverige og Norge antas å ha potensial for økt blåskjellproduksjon.

I Europa har blåskjellproduksjonen økt fra ca 300 000 tonn til ca 500 000 tonn i løpet av de siste 30 årene. I tillegg importeres det over 70 000 tonn, hovedsakelig fra New Zealand og Asia. Blåskjell av arten *Mytilus edulis*, som vi dyrker i Norge, dominerer markedet med en markedsandel på ca 77 %, mens grønnskjell (*Perna canaliculus*) fra New Zealand står for ca 13 % og andre arter, først og fremst blåskjell av arten *Mytilus galloprovincialis* fra Middelhavet, står for de resterende 10 %. Det europeiske markedet antas å være det viktigste for norsk blåskjellproduksjon i første omgang.

Frankrike, Tyskland og Belgia hadde et omtrentlig konsum på henholdsvis 125 000 tonn, 90 000 tonn og 70 000 tonn blåskjell i 2001. Frankrike produserer ca 60 000 tonn blåskjell og importerer et tilsvarende kvantum fra Spania, Holland, UK og Irland. Ca 3 000 tonn produseres i bunnkulturer, mens ca 55 000 tonn er bouchot skjell og ca 2 000 tonn produseres i hengekultur. Det er forventet en betydelig økning av produksjon i hengekulturer i årene som kommer. Bouchot skjellene er mest etterspurt og oppnår en pris på ca € 2,50 pr kg mot ca € 1,7 for importerte skjell. Supermarkedene står for ca 55 % av omsetningen, mens fiskehandlerne står for ca 33 %.

Det Belgiske markedet preges av tøff konkurranse. Dersom norske skjell skal nå fram her må de være både bedre og billigere enn nederlandske skjell. Stabil ukentlig levering av kvalitetsskjell er videre en klar forutsetning for adgang og etablering i dette markedet hvor markedsprisene har doblet seg de siste tre årene. I 2002 ble norske skjell av topp kvalitet kjøpt for 16 kroner pr kilo, mens gjennomsnittet for året var 4 kroner. Det skyldtes hovedsakelig at mesteparten av eksportvolumet bestod av dårlig bulkvare.

Spania produserte ca 250 000 tonn blåskjell i 2001 (Tabell 3.1), omtrent 40 % av hele Europas produksjon. Mesteparten av produksjonen går til videreforedling og representerer en årlig omsetning på ca € 385 millioner. Eksporten var i 2001 på 22 000 tonn levende skjell, 3 000 tonn hermetikk og 4 700 tonn frosne produkter. Galiciske blåskjell selges etter størrelse. Den spanske Mussel Regulatory Council har spilt en avgjørende rolle for utvikling av skjellnæringen og er involvert i kvalitetskontroll, matvaresikkerhet, FoU, opplæring og markedsføring.

I Nederland er 95 % av blåskjellnæringen basert på bunnkulturer som produserer ca 80 000 tonn pr år til en førstehandsverdi på € 0,92 pr kg. Skjellene når markedsstørrelse på ca 2 år. Hollandsk skjellindustri var først ute med MAP pakninger, og de er fremdeles ledende innen denne teknologien. 60 % av hollandske blåskjell eksporteres til Belgia, 32 % til Frankrike og 8 % brukes på hjemmemarkedet. I 2003 besluttet nederlandske skjelldyrkere å selge skjell i hele sommersesongen, selv om matinnholdet reduseres om sommeren på grunn av gyting. De største aktørene importerer nå blåskjell fra Danmark, Canada, Spania og Irland for å møte etterspørselen i markedet. Skjellene behandles på samme måten som hollandske blåskjell, men selges under nasjonale merkenavn for å unngå å forvirre forbrukerne. På denne måten opprettholdes jevn omsetning året rundt i motsetning til tidligere da blåskjell var et sesongprodukt. Hollandske markedsoperatører er ledende i Europa og styrer mye av vareflyten. Norge blir ansett som en konkurrent med betydelig potensial og de har en klar strategi for å ivareta sin markedsposisjon i forhold til dette.

For å få innpass på det europeiske markedet for blåskjell er det viktig å bygge opp et produksjonsapparat som sikrer kontinuerlig levering av ferske skjell av god kvalitet. Kvalitetsbegrepet må ivaretas både av pålitelig produksjon og sikre logistikk-løsninger. Etablering av et pålitelig produksjonsapparat inkluderer utvidet pakkerikapasitet i tråd med økt markedstilgang. Nederlandske og franske skjell leveres til markedene innen 24 timer mens det i dag bare er Rogaland og Trøndelag som kan pakke og levere skjell til Brussel innen 36 timer. I Norge pakkes skjellene hovedsakelig i 1-2 kg poser mens grossister og restauranter på de europeiske markedene helst vil ha 14-15 kg jutesekker. En alternativ løsning til bruk av lokale pakkerier kan være re-watering av skjell på anlegg i nærheten av markedene. KPMG peker på disse og flere løsninger for omorganisering og krav til norsk pakkeristruktur i rapporten Norsk Skjellnæring 2002–Med fokus på framtidig pakkeristruktur.

Markedstilgangen må styrkes gjennom oppbygging av merkenavn som står inne for levering av skjell av god kvalitet til markedene. Et seriøst markedsarbeid er nødvendig for slik suksess. Kvalitetsgradering og en felles forståelse av hva slags skjell man selger som hvilke produkter er og av betydning for å styrke merkenavnet norske blåskjell. Ulike private initiativer er gjort for å få til et felles foredlings- og markedsføringsapparat som kan jobbe seriøst i markedet for å oppnå gode kontrakter om levering av skjell. Slike tiltak er i stor grad avhengig av at dyrkerne leverer det volum av skjell som de har lovet med kvalitet som avtalt. Det er forventet at den globale produksjonen av blåskjell vil øke i årene som kommer for å oppfylle et eksisterende behov i markedet. Utviklingen bør imidlertid ikke baseres på en produksjonsstyrt strategi som ender i overproduksjon, men innrettes mot en markedsdrevet ekspansjon. (Kilder: Stiftelsen Norsk skjellforum, Seafood International august 2003).

Tabell 3.1. Produksjon av blåskjell i Europa (FAO statistikk 2002)

Country	1996	1997	1998	1999	2000	2001
Spain	188462	188793	261062	261969	247730	245985
Netherlands	94496	93244	113185	100800	66800	43600
France	61962	63350	61500	62500	68000	59500
Italy	40000	41000	45000	46000	47000	47000
Ireland	14500	16094	19096	16111	25660	30373
Germany	38028	22330	31213	37912	24122	11638
Greece	10194	11049	14535	21232	24327	25934
United Kingdom	8347	13127	8956	9535	11107	17332
Sweden	1821	1425	455	925	443	1444
Norway	184	502	309	662	852	913
Portugal	136	455	310	287	273	200
Total	458130	451369	555621	557933	516314	483919

Stiftelsen Norsk Skjellforum søker å være det sentrale næringsutviklingsorganet for norsk skjellnæring. Stiftelsen har blant annet som mål å utnytte kompetansemiljøene i Norge og utlandet for å styrke skjellnæringens konkurransevne, utvikle nye og eksisterende markeder med produkter som er tilpasset forbrukernes behov og krav. Stiftelsen eies av FHL havbruk og FHL industri og eksport som etter planen skal overta en del av aktivitetene til Skjellprosjektet.

3.3 Viktige flaskehalsar

Norsk blåskjellnæring har betydelige utfordringer for å nå de produksjonstall som markedets muligheter kan tilsi. Dette er beskrevet av ulike instanser, bl.a. i Fiskeridepartementets "Evaluering av utviklingsprogrammet Numario". Blåskjellnæringa har gjennomgått betydelig strukturendring, hvor det har vært en del omskiftinger i selskapers aktivitet og eierskap. En sunn utvikling av næringen videre fremover forutsetter god lønnsomhet for de ulike aktørene, og produksjon av høykvalitetskjell som tilfredsstillende markedets krav.

Næringen sliter i dag med en liten kapitalbasis som gjør at det er vanskelig å ta strategiske valg. Dette gjør det vanskelig å utvikle både hvert enkelt selskap og hele næringen videre. Det er behov å få inn langsiktig kapital og videre en forretningsmessig riktig ledelse.

Langs hele kysten er det forekomst av giftige alger. Registreringer foretatt over flere år viser en trend om sterkere innslag inne i fjordene sammenlignet med helt ute på kysten. Problemene er altså størst i indre fjordstrøk. Imidlertid er produksjonspotensialet av blåskjell også størst der. Men også i ytre kyststrøk forekommer periodevis innslag av giftige alger. Forekomsten er uforutsigbar. Det er perioder på året hvor de ulike giftige algene kan forventes å blomstre opp. Dette gjør at de fleste områdene kan ha oppblomstring av giftige alger som umuliggjør høsting og levering av blåskjell. Dette er en uholdbar situasjon for dyrkerne. De må kunne tilby leveringsklare blåskjell over hele året. Dette er viktig både for å planlegge produksjonen og å forsikre og verdsette biomassen i anleggene.

Næringen sliter også med betydelige produksjonsteknologiske utfordringer. Pr. i dag er sorterings- og høstekostnadene veldig store. Det trengs å utvikles storskala utstyr som kan forenkle disse prosessene og minske dagens store svinn i disse prosessene.

De siste årene har også vist at markedstilgangen har vært dårlig. Norsk blåskjell har ofte vært eksportert i bulk til utenlandske selskaper som har bearbeidet skjellene videre og distribuert de

videre i sine systemer. Dette gjør at prisen til produsent i Norge blir lav. Veien videre må gå på fokusering på kvalitetsheving av selve produksjonen (dyrkingsprosessen) og holde nøye kvalitetskrav på skjellene som går til salg.

Oppsummert, for de fleste større dyrkerne, er uforutsigbarheten i leveranse av skjell den største flaskehalsen. Skal det etableres en industriskala blåskjellproduksjon må det skapes systemer og strategier som sikrer leveranse av giftfrie blåskjell gjennom hele året.

3.4 Målsetting for DETOX-prosjektet

Det overordnede målet i DETOX er:

Å etablere teknologi som sikrer forutsigbar og regulær produksjon av giftfrie blåskjell av høy kvalitet i Norske fjorder, for på den måten å realisere fjordenes produksjonspotensial i næringsvirksomhet.

En slik regulær produksjon kan inkludere vekstområder og mulige områder som er spesielt egnet for avgifting av blåskjell. Slike avgrensede lokaliteter krever kontrollert algesammensetning slik at det kan gjennomføres en avgifting av blåskjell i løpet av overkommelig tid. I denne rapporten er kortsiktige og langsiktige tiltak for produksjon av giftfrie blåskjell utredet.

4 Biologi

4.1 Blåskjell

Blåskjell (*Mytilus edulis*) er vanlig på dyp fra 2-10 meter i den littorale delen av strandsonen langs kysten. Skjellene er tilpasset variasjoner i temperatur, saltholdighet og oksygeninnhold i sjøen og har særkjønnet befruktning. Befruktede egg utvikler seg til pelagiske larver som fester seg til substrater etter 4-10 uker (0,25-0,30 mm), avhengig av temperatur og førtilgang (Bøhle 1965, Bayne 1976, Gosling 1992). Etter hvert som de vokser vandrer små eksemplarer ut på dypere vann. I løpet av to til fire år oppnås størrelser på 5-6 cm og eldre individer kan bli inntil 10-15 cm (Pillay 1990). Dyrking av skjell med gunstige miljøbetingelser kan gi kortere veksttid.

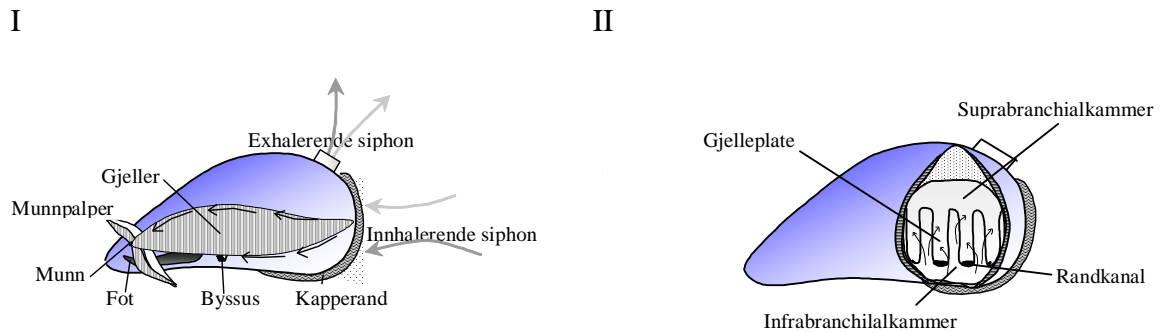
4.1.1 Filtrering og næringsopptak

Blåskjell tar inn vann gjennom en åpning som kalles innhalerende siphon mellom skallene på skjellens bukside. Herfra pumpes vannet gjennom gjellefilamentene før det slippes ut gjennom en åpning som kalles exhalerende siphon på skjellens ryggside. (Figur 4.1). Mellomstore skjell (4-6 cm) med individvekt av bløtdeler på omkring 1g tørrvekt kan pumpe 1-3 liter vann pr. time med temperaturer helt ned mot 0°C (Widdows 1978, Thompson 1984, Loo 1992). Små skjell (1,5-3,2 cm) pumper gjennomsnittlig 0,43 liter pr. time (Jørgensen 1949), mens store skjell (7-8 cm) kan pumpe inntil 4,6 l t⁻¹ (Willemsen 1952).

Vannstrømmen gjennom skjellens filtersystem, og strømmen av partikler mot munnområdet kalles henholdsvis skjellens pumping (V) og filtrering (F) (Widdows et al. 1979). Skjellens pumping er bestemt av størrelse, vekt, temperatur og partikkelkonsentrasjon. Andelen av partikler som filtreres fra vannet varierer med partiklenes størrelse og sammensetning (Winter 1978, Widdows et al. 1979, Kiørboe et al. 1980) og kalles retensjonseffektiviteten (E_v).

Næringsopptaket besørges av gjellene (ctenidia) som henger ned i kappehulen. Hver gjelle består av ytre- og indre gjellefilament (demibranch), som deler skjellens indre hulrom i innhalerende (infrabranchial)- og exhalerende (suprabranchial) kammer (Figur 4.1). Gjellefilamentene består av to lameller, opp- og nedadgående, som holdes sammen av bindevevsforbindelser. Lamellene er bygd opp av cilierte filamenter hvor blodårer passerer. Gjellefilamentene er tett besatt av cirrer med laterale cilier som driver vannstrømmen fra innhalerende- til exhalerende kammer (Gosling 1992).

Mekanismene for transport og retensjon av partikler er blant annet undersøkt med studier av renserater, mikroskopi, endoskopi, flow cytometri og histologi (Beninger 2000), og er grundig diskutert (Atkins 1937, Bernard 1974, Vahl 1972, Sleight 1989, Beninger et al. 1991, 1997a, 1997b, Jørgensen 1996, Ward 1996, 1998a, 1998b, Levington et al. 1996, Meyhofer & Morse 1996). Laterofrontale cirrer (sammensatte cilier) filtrerer ut næringspartikler i størrelsesorden 1-200 µm (Jørgensen 1975a, Hågvar 1995) som fraktes til filamentenes ytterkant hvor de overføres av frontale cilier til "før aksepterings trakter" (FAT). For løste partikler mellom 4 og 90 µm fant Riisgård (1988) at E_v var nær 100%, mens Lucas et al. (1987) viste variasjon i E_v fra 100% for partikler >16µm til 82% for partikler i størrelsesorden 2 µm og 57% for partikler mindre enn 1,58 µm.



Figur 4.1. *Mytilus edulis*. Sett fra venstre med transportretning for partikler (I), og snitt gjennom bakre del som viser vannstrømmen gjennom skjellet (II), (ill. etter Gosling 1992 og Bjerkeng & Kirkerud 1994).

FAT er lokalisert i ventrale randkanaler hos begge gjellefilamentene, langs gjellenes akse og i sammenføyning av gjellefilamentene hos oppadgående lamelle (Gosling 1992). Partikkelens transportretning (dorsal eller ventral) varierer mellom skjellarter ut fra de frontale cilienes slagretning. Ventralt orientert transport finner vi blant andre hos blåskjell, O-skjell (*Modiolus modiolus*) og kamskjell (*Placopecten magellanicus*), mens blant andre Europeisk flatøsters (*Ostrea edulis*) og amerikansk østers (*Crassostrea virginica*) har separerte frontale cilier som slår i motsatt retning slik at samme filament er gjenstand for samtidig dorsal og ventral partikkeltransport (Ward 1996).

Dersom V (vannvolum pr. tidsenhet og individ) er kjent, kan skjelllets filtrasjonsrate (FR) beregnes. Widdows et al. (1979) fant ingen reduksjon av filtrasjonsraten med algekonsentrasjoner under $0,22 \text{ mg ml}^{-1}$ og ifølge Walne (1972) og Wildish & Miyares (1990) er filtrasjon hovedsakelig avhengig av vannstrømmens hastighet forbi skjellet. Sistnevnte oppnådde en reduksjon av skjellenes pumping fra 40-10% ved en økning i flow fra $7\text{-}20 \text{ cm s}^{-1}$ med 10 000 celler pr ml av *C. Salina* ($7\text{-}12 \mu\text{m}$), mens den alltid var under 10% med større flow. Hildreth (1976) fant derimot at flow mellom 2 og 42 l pr time ikke har noen vesentlig effekt på skjellenes pumping. Wildish & Miyares estimerte pumping indirekte med en metode basert på skjelllets uttak av partikler fra vannstrømmen, mens Hildreth målte pumping direkte ved å lede pumpet vann gjennom en slange.

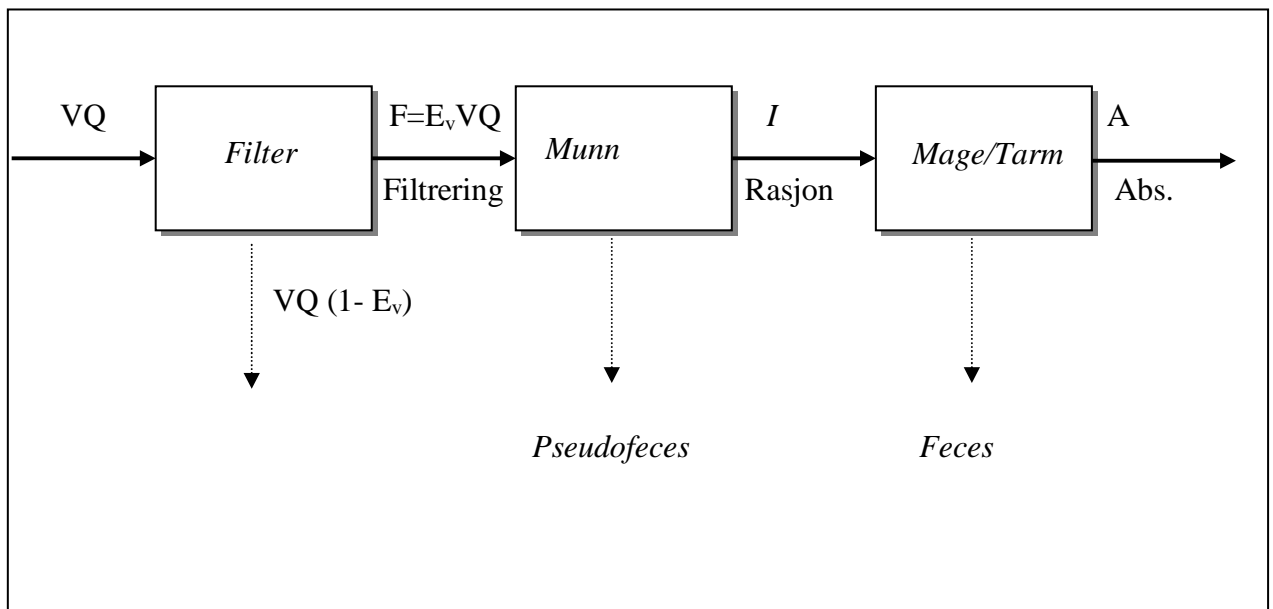
Ved estimering av mengde pumpet vann med den indirekte metoden som Wildish & Miyares brukte blir det antatt at retensjon av partikulært materiale som passerer gjellesystemet er konstant, gjerne 100 % for store partikler. Dette er ikke alltid tilfelle siden retensjonseffektiviteten hos de laterofrontale cirrene kan variere under ulike miljøforhold (Dral 1967). Metoden har derfor størst pålitelighet i forsøk hvor skjellene ikke opplever overskudd av mat, slik at retensjonen av partikler er fullstendig og reaksjon ikke forekommer.

I tillegg til forskjell i partikkelstørrelse, varierer konsentrasjon for naturlig seston fra noen få til flere titalls mg pr l (Feagley et al. 1992), og har ofte stor andel uorganisk materiale (Stecko & Bendell-Young 2000). På grunn av variasjon i partikkeltetthet og fôrkvalitet har blåskjell ifølge Bayne et al. (1983, 1993) og Arifin & Bendell-Young (1997) utviklet to ulike strategier for maksimalt uttak av karbon gjennom fôropptaket. Når det er mye seston i vannet som pumpes

velges organiske partikler framfor uorganiske partikler slik at den organiske andelen i maten kan økes, gjerne fra 20 % til 50 %. Uorganiske partikler pakkes i mucus og transporteres videre som *pseudofeces*. Produksjon og reaksjon av *pseudofeces* øker med førets nedgang i organisk innhold (Iglesias et al. 1996). Når partikkelkonsentrasjonen er lav selekteres det derimot ikke, selv om kvaliteten er dårlig, og både organisk og uorganisk materiale blir spist.

Blåskjell selekterer mellom forskjellige algesorter og mellom andre organiske og uorganiske partikler (Kiørboe et al. 1980, Kiørboe & Møhlenberg 1981, Newell & Jordan 1983, Shumway et al. 1985, Prins et al. 1991, Defossez & Hawkins 1997). Kriteriene for slik preferering er ikke kjent, men partiklenes størrelse, form og kjemiske sammensetning er faktorer som så langt er funnet å ha indirekte eller direkte effekt (Loosanoff 1949, Newell & Jordan 1983). Algenes kjemiske sammensetning avgjør hvilke organiske substanser (ektokriner) de skiller ut til mediet de omgir seg med (Ward & Targett 1989). Ektokriner inkluderer sukker, vitaminer, aminosyrer, fettsyrer, steroider og flere sekundære metabolitter (Hellebust 1974, Meeting & Pyne 1986).

MacDonald & Ward (1994) har påvist økt filtrasjonsrespons hos kamskjell med alger med høyt innhold av klorofyll *a* som fôr, mens ektokriner fra *Tetraselmis suecica* har vist seg å stimulere respirasjon hos blåskjell uten å påvirke filtrasjonsraten (Thompson & Bayne 1972). Løste metabolitter fra *Chaetoseros mülleri* øker ifølge Ward et al. (1992) både spise- og rensraten hos kamskjell mens ektokriner fra *Chlorella* sp. reduserer pumpingen hos både Amerikansk østers (Loosanoff & Engle 1947) og blåskjell (Davids 1964). Ward & Targett (1989) fant at blåskjell prefererte for mikroalger på bakgrunn av epipartikulære organiske substanser ved å sette inn små kuler (10 μm) med ekstrakter fra forskjellige algesorter. Ekstrakter fra skadelige eller giftige alger virket hemmende på skjellenes filtrasjonsrate, og reduserte på den måten skjellenes partikkelopptak indirekte.



Figur 3.2. *M. edulis*. Flytskjema for materialstrømmer for et næringsemne gjennom skjellens filtrerings- og fordøyelsessystem (ill. etter Bjerkeng & kirkerud 1994).

Fra gjellene føres maten fram til munnpalpene (labial palps) og munnen. Munnpalpene anriker skjelllets diett ved å sortere ankommet partikkelblanding med den hensikt å øke organisk fraksjon i maten ytterligere. De to ciliekleddede munnpalpene, ytre- og indre labial palp, sorterer partikler etter størrelse, konsentrasjon og skjelllets metabolske tilstand (Loossanof 1949, Gosling 1992), og velger hvilken delstrøm som skal spises. Partikkelstrømmen som ikke spises blir fraktet ventralt og posterioralt mot palpenes ytterkant, hvor de frastøtes som *pseudofeces*, mens resten pumpes gjennom tarmsystemet før det til slutt blir avfall i form av *feces* (Figur 3.2). Begge typene er store partikkelpakker som lett kan skilles ut og analyseres.

Partikkelstrømmen som spises bestemmes av E_v , og defineres ”*ingestion rate*” (IR), en størrelse som har stor betydning for skjelllets *absorpsjonseffektivitet* (AE). AE er andelen organisk stoff som absorberes i tarmen fra maten, og ifølge Thompson & Bayne (1974) må blåskjell tilbys alge-konsentrasjoner over 2500 celler pr ml før denne reduseres. Absorpsjon skjer i kanaler mellom tarmkanalen og fordøyelseskjertelen, i fordøyelsesslommene. Partikulært uorganisk materiale (PIM) er antatt å gå gjennom tarmkanalen uten å bli tatt opp i fordøyelsesslommene, mens partikulært organisk materiale (POM) bare passerer dersom andelen i fôret er veldig høy (Prins et al. 1991).

Absorpsjonseffektiviteten er en viktig parameter som er studert både med hensyn til fôrmengde og kvalitet (Widdows 1978, Kjørboe et al. 1980, Bayne et al. 1987). Over tidsperioder lengre enn 2 dager kan skjell forandre enzymaktivitet i fordøyelsessystemet for å tilpasse absorpsjonseffektiviteten til nye forhold med endret fôrtilgang. Korttidsstimulering av vekst hos blåskjell avhenger likevel i stor grad av tidligere historie, med hensyn til næringstilgang, reproduktiv status og fôrkvalitet (Hawkins & Bayne 1992).

Fôrkvalitet er avgjørende for næringsopptak og vekst, og defineres gjerne som fraksjon partikulært organisk materiale eller partikulært organisk karbon (POC). Økning av inorganiske partikler kan fortenne organisk innhold i fôret og føre til nedgang i fôrkvalitet og redusert renserate, absorpsjonseffektivitet og vekst (Widdows et al. 1979, Bayne et al. 1987, Navarro et al. 1991, Iglesias et al. 1998). Fôr med høyt atomært C:N-forhold, som hos alger, er derfor meget gunstig for god vekst.

I algekulturer varierer molar C:N:P rate omkring 106:16:1 under ideelle forhold (Redfield et al. 1963). Siden en del av absorbert POC går til skjelllets respirasjon, er det naturlig å anse denne delen av føden som spesielt vekstregulerende (Bjerkeng & Kirkerud 1994). Dette samsvarer med resultater presentert av Bayne (1976) og Hawkins & Bayne (1991), som viser samme absorpsjonseffektivitet for henholdsvis partikulært organisk fosfor (POP) og nitrogen (PON) som for POC. Siden absorpsjonseffektiviteten er lik for disse næringsstoffene, avhenger vekstraten til slutt av næringssammensetningen i absorbert partikulært organisk materiale, og hvordan denne tilfredsstiller skjelllets behov (Hawkins et al. 1997).

4.1.2 Respirasjon (oksygenbehov ved landbasert avgiftning)

Blåskjell er en fakultativ anaerob organisme som kan veksle mellom aerob og anaerob metabolisme (Zwaan et al. 1991). Skjellene nytter aerob stoffomsetning når de pumper vann og filtrerer partikkelstrømmer, mens anaerob stoffomsetning er nødvendig når ytre faktorer, som tørrelegging, rask endring i saltholdighet eller predasjon induserer lukking av skjellet. Ved lukking opphører gassutvekslingen mellom skjelllets kroppsvæske og vannet og det opparbeides en oksyngjeld som erstattes de første 1-3 timene etter gjenopptatt pumping (Widdows & Shick

1985). Gassutvekslingen foregår over skjelllets gjeller, hvor det normalt bare tas opp 3-10 % av oksygenet fra vannet som passerer (Bayne 1976).

Skjell som sulter har svært lav og støtvis pumping av vann for å opprettholde det minste oksygenivået som trengs rundt gjellene for respirasjon (Widdows & Hawkins 1989). Under slike forhold uten tilfredsstillende næringstilgang respirerer skjellene akkurat nok til å holde seg i livet ved katabolisme av eget vev. Når næringstilgangen øker respirerer blåskjell på nivået for *vedlikeholdsrespirasjon* (R_m) (Widdows & Hawkins 1989), kalt "standard metabolisme" av Bayne (1976). Vedlikeholdsrespirasjon (ml O_2 pr t) indikerer sultenivået – grensen mellom anabolisme og katabolisme, og kan bestemmes som funksjon av størrelse (W , g tørrvekt) for blåskjell ved ligningen: $R_m = 0,475W^{-0,663}$ (Hamburger et al. 1983).

Årstidsveksling i respirasjon skyldes til dels skjelllets reproduksjonssyklus, hvor respirasjonen øker markant fram mot gyting i sommerperioden, og til dels sesongmessige temperaturendringer. Respirasjonen er gjerne høyest i juli måned, hvor skjell med ca. 1 g tørrvekt kan ha et forbruk på 0,4-0,65 ml O_2 pr t (Widdows 1978, Thompson 1984). For hver ml oksygen som konsumeres må filtreringsfurasjerende organismer pumpe ca. 15 liter vann (Jørgensen 1975b, Møhlenberg & Riisgård 1979, Kiørboe et al. 1981). Arbeidet med å pumpe denne vannmengden tilsvarer 0,147 J, hvorpå konsumeringen av 1 ml O_2 genererer ca. 21 J (Jørgensen et al. 1986).

Primært avhenger respirasjon av temperatur, sekundært varierer den noe med partikkelkonsentrasjon (Widdows 1978). Det er ikke funnet sammenheng mellom de to parametrene, slik at endring i respirasjon i forhold til temperatur regnes som uavhengig av tilgangen på fôr (Widdows 1978, Loo 1992). Respirasjon knyttet til næringsopptak øker ikke med temperatur, mens sultenivået derimot blir mer og mer dominerende. Ved temperaturer rundt 15°C dekker hele 50 % av respirasjonen ved filtreringsaktivitet og fødeopptak dette nivået for skjell med ca. 1 g bløtdel tørrvekt (Thompson & Bayne 1972, Bayne 1973b).

4.1.3 Fôrtilgang

Veksten hos filtreringsspisende organismer blir påvirket av flere miljømessige faktorer (Seed 1976), hvorav tilgangen på fôr er avgjørende (Wallace 1980, Mallet et al. 1987, Incze & Lutz 1980). Blåskjell imøtekommer næringsbehovet ved å filtrere seston (løst partikulært materiale) som primært inneholder alger, bakterier og inorganiske partikler fra vannsøylen. Utover dyrets gitte genetiske og morfologiske forutsetning, varierer muligheten for slik filtrering på bakgrunn av forskjell i vannstrømmens hastighet og konsentrasjon og sammensetning av partikler (Eckman et al. 1989, Cahalan et al. 1989).

Grunnleggende undersøkelser av sestondynamikk og fôrtilgang er vanskelig å sammenligne på grunn av geografisk spredning av forsøkslokaliteter og fordi vannprøver ofte er tatt på forskjellig dyp. Tidsskalaen for endring av sestonparametere kan variere fra minutter til sesong, og det er dokumentert betydelige forskjeller i både kvalitet og kvantitet innenfor små områder (Smaal et al. 1986, Frechette et al. 1989). For eksempel påviste Fegley et al. (1992) omtrent like stor variasjon i sestonkonsentrasjon innenfor en tidevannssyklus (35-80 mg pr l) som i løpet av hele året i New Jersey (USA) og undersøkelser gjort av Cranford & Hill (1999) i Nova Scotia (Canada) viste variasjon i sestonkvalitet mellom 30 og 90 % i vannprøver tatt på 5 meters dyp.

I naturlig seston er alger en viktig næringskomponent (Rodhouse et al. 1984) som blåskjell selekterer for, før fôret blir tatt inn i fordøyelsessystemet (Kiørboe & Møhlenberg 1981). Frechette & Bourget (1987) har vist at blåskjell kan redusere assimilasjonseffekten betydelig

innenfor en tidsramme på 24 t som en følge av variasjon i algetetthet. Algeproduksjon og vannets strømningshastighet er derfor avgjørende for et områdes førkapasitet i forhold til mengde dyrkede skjell (Rosenberg & Loo 1983).

4.1.4 Algetoksiner, grenseverdier og forekomst i blåskjell

Marine algegifter kan forekomme i blåskjell hele året og typisk rammes ikke skjellene i særlig grad av toksinene. Algegiften som i særlig grad hemmer norsk skjellproduksjon er av typen "Diarrhetic Shellfish Toxins" (DSTs), som er årsak til diareesykdom (Diarrhetic Shellfish Poisoning -DSP). En annen toksingruppe som skaper problemer for produksjonen av blåskjell er "Paralythic Shellfish Toxins" (PSTs), som er årsak til paralyse (Paralythic Shellfish Poisoning -PSP). DSTs gir som regel giftige skjell i lengre og hyppigere perioder gjennom året sammenlignet med PSTs. I tillegg kan toksiner av typen "Azaspiracid Toxins" (AZAs) gi DSP-lignende symptomer (Azaspiracid Poisoning -AZP), "Amnesic Shellfish Toxins" (ASTs) kan medføre hukommelsestap (Amnesic Shellfish Poisoning -ASP) og "Neurotoxic Shellfish Toxins" (NSTs) kan føre til lammelse (Neurotoxic Shellfish Poisoning -NSP). Ingen av disse toksinene er så langt et problem for blåskjellproduksjon i Norge.

Toksinene i DSP-komplekset består av okadasyre og dinophysistoksiner (DTX 1-4). Grenseverdien for omsetning av skjellmat er satt til 160 µg DSP-toksiner (okadasyre-ekvivalenter) pr kg skjellmat. DSP toksiner kan akkumuleres i skjellene selv ved lave forekomster av giftalger og giftinnholdet kan variere betydelig mellom skjell på samme sted. I tillegg til diare-toksinene forekommer også andre algetoksiner i DSP-ekstraktene. Disse betegnes yessotoksiner (YTXs) og pectenotoksiner (PTXs) og ble tidligere oppfattet som en del av DSP-komplekset, men er nå plassert som egne toksingrupper (EU-Kommisjonen, mars 2002).

YTXs har ingen diare-effekt, men kan gjøre skader på hjertemuskelen, mens høy dose PTXs kan gi leverskader og har svak diare-effekt. Faregrensen er satt til 1 mg YTXs mens summen av okadasyreekvivalenter ikke skal overstige 160 µg (DSTs+PTXs) pr kg skjellmat. Det er foreslått en separat grense for PTXs i skjell på 150 µg pr kg skjellmat.

Av 21 kjente toksiner er saxitoksin (STX) det mest sentrale i PSP-komplekset. Laveste dødelige dose er ca. 7-16 µg STX per kg kroppsvekt og dødeligheten er i gjennomsnitt 2-14 %. Grenseverdien for omsetning av skjell er satt til 800 µg STX-ekvivalenter pr kg skjellmat, mens grensen i forbindelse med kostholdsråd er satt til 400 µg pr kg på grunn av stor variasjon i toksininnhold innenfor små områder. (Kilder: Aune 2002, SNT-Rapport 9/2001).

4.1.5 Avgiftning av DSP fremkallende toksiner i blåskjell

Algetoksiner akkumuleres hovedsakelig i fordøyelsesorganet (hepatopankreas) hos blåskjell (Yasumoto et al. 1978, Aune & Yndestad 1993) og miljøfaktorer som temperatur, saltholdighet, fødetilgang og skjellenes stoffskifte antas å ha betydning for avgiftningstiden (Christophersen & Strand 1994). DSP fremkallende toksiner er fettløselige til forskjell fra ASP og PSP fremkallende toksiner som er vannløselige.

Svennson (2003) peker på en rekke publiserte studier som ligger til grunn for oppfatningen av hvordan DSTs avgiftes i blåskjell. Flere laboratorieforsøk og felteksperimenter indikerer at tilgangen av toksinfritt fôr er den viktigste faktoren for skjellenes avgiftningshastighet (Haamer et

al. 1990, Sampayo et al. 1990, Marcaillou-Le Baut et al 1993, Poletti et al. 1996, Blanco et al 1999). Resultater som ligger til grunn for dette er:

1. Avgiftning av skjell ved overføring fra giftig til gift-fritt miljø (Haamer et al. 1990, Marcaillou-Le Baut et al 1993, Poletti et al. 1996, Blanco et al. 1999).
2. Multivariable analyser som viser positiv sammenheng mellom indirekte måling av partikkelkonsentrasjon og avgiftningshastighet (Blanco et al 1999).
3. Raskere avgiftning av skjell i poller med bedre fôrtilgang enn for skjell som ble avgiftet i laboratoriet i samme periode (Marcaillou-Le Baut et al 1993).

Svennson (2003) viser imidlertid til mangel på replikater og kontroller og mener at en del av konklusjonene fra arbeidene ikke er overbevisende. Det er blant annet ikke klart hvordan andre miljøfaktorer påvirker avgiftningshastigheten i flere av forsøkene.

Det er en hypotese at økt spiserate gir raskere avgiftning av skjellene. Blanco et al. (1999) hevder at skjellene øker spiserate, fordøyelsesaktivitet og metabolsk fekalieproduksjon ved tilgang på toksinfritt fôr. Fekalieproduksjon er derfor foreslått å være hovedruten for avgiftning av DSTs (Bauder et al. 1996, Blanco et al. 1999). Hypotesen støttes av at avgiftningshastigheten av DSTs i blåskjell med høyt innhold av okada syre i høst og vintermånedene som regel korrelerer positivt med våroppblomstringen av diatomeer. Denne sammenhengen er ikke dokumentert under kontrollerte forhold.

Derimot har det vist seg at blåskjell også kan avgiftes for DSTs uten tilførsel av fôrpartikler. Haamer et al. (1990) observerte nedgang i toksininnhold etter en uke både i skjell som fikk gjærceller og i kontrollgruppen uten fôr mens Croci et al. (1994) oppnådde rask avgiftning i to av tre tilfeller ved å plassere giftige skjell i ozonbehandlet sjøvann uten fôr. Svennson (2003) fant ingen signifikante forskjeller i reduksjon av okada syre etter 32 dagers avgiftning av skjell tilbudt henholdsvis 0, 0,5 og 1,5 % algebiomasse av gram tørrvekt skjell pr dag. Tendensen var faktisk raskere avgiftning av skjell som ikke fikk fôr, trolig som en følge av sulting og nedbrytning av toksinholdig vev. Dette er trolig ikke en anvendelig metode i akvakultur da det bør være optimal vekst av skjellene.

På bakgrunn av denne dokumentasjonen synes avgiftningsmekanismene av DSTs i blåskjell å være lite kjent. Ved kontrollert avgiftning må det ut fra dette gjøres en avveining mellom avgiftningshastighet og opprettholdelse av skjellkvalitet. Avgiftning av skjell ved sulting er trolig lite hensiktsmessig fordi det medfører en betydelig reduksjon av matinnholdet og økt opplevelse av stress hos skjellene. Rask avgiftning ved sulting, med påfølgende oppfôring av skjellene i etterkant, kan vise seg å gi lengre behandlingstid enn avgiftningstiden for skjell som fôres i hele perioden. Det bør etableres fôrregimer som resulterer i avgiftning av skjell uten særlig kvalitetsforringelse. Høyeste fôrdose i forsøket til Svennson (2003) var 1,5 % algebiomasse av gram tørrvekt skjell pr dag. Effekten av høyere doser bør undersøkes.

For å oppnå effektiv avgiftning av DSTs er det viktig å kjenne til hvordan ulike miljøparametre påvirker avgiftningskinetikken og hvilke fysiologiske mekanismer som står bak. På bakgrunn av dette skal mekanismene for avgiftning av DSTs i blåskjell studeres av NIVA som en del av EU-Craft-prosjektet "Algal toxins, their accumulation and loss in commercially important shellfish, including larval mortality and appraisal of accelerated depuration", med akronym TALISMAN. Prosjektet startet i desember 2002 og avsluttes desember 2004.

Prosjektet har 3 FoU-partnere og 6 SMB-partnere. To av SMB-partnerne er norske Havbrukskompaniet og Hvalerskjell AS, og de øvrige er North Bay Shellfish Ltd, Orkney,

Scotland, Scallop Association, Scotland, Association of Scottish Shellfish Growers og Orkney Fisheries Association. FoU-partnerne er NIVA fra Norge og The Scottisk Association for Marine Science og Fisheries Research Aberdeen Laboratory (FRS) fra Skottland.

Norge har som oppgave å studere hvordan blåskjell kvitter seg med DSTs. Undersøkelsene utføres ved Marin Forskningsstasjon Solbergstrand (MFS) og vil omfatte eksperimentelle laboratorieforsøk. Avgiftingsforsøkene vil bli utført ved å benytte 12 forsøkskar, der skjellene er plassert i små bur. Det vil bli gjort forsøk med ulike rasjoner av levende alger eller ”instant alga” (døde intakte algeceller) og i sjøvann uten alger. Andre aktuelle miljøfaktorer er temperatur og salinitet og årstid/season. Forsøkene utføres i et kontinuerlig gjennomstrømmende system med kontinuerlig foring. Til produksjon av levende alger er det installert et produksjonssystem for en kontinuerlig produksjon av alger.

Det vil også bli gjort undersøkelser av ulike enzymer i skjellene ved start og slutt av avgiftingsperiodene.

De skotske forsøkene vil konsentrere seg om avgiftingsproblematikk på kamskjell (*Pecten maximus*) og de problemer som knytter seg til Amnesic Shellfish poisoning (ASP). De skotske kamskjellene tas opp med trål og er ikke dyrket. FRS vil forsøke å dyrke levende massekulturer av diatomeen *Pseudo-nitzschia australis* som produserer denne giften. The Scottisk Association for Marine Science vil se på opptak og avgiftning av ASP i kamskjell for å finne ut mer om hvilke mekanismer som påvirker prosessene. Det vil også bli utført forsøk på å måle stress i skjellene ved opptak, håndtering og transport av levende kamskjell. Forsøkene vil foregå både i felt og på laboratoriet under kontrollerte forhold. De skotske forskerne vil også studere aktuelle enzymer som er aktive i avgiftingsprosessen.

4.2 Alger

4.2.1 Tilstedeværelse og oppblomstring

Temperatur, strøm- og lysforhold langs kysten påvirker vekst og sammensetning av alger og fører til variasjon i artssammensetning mellom fjordsystemer ut fra geografisk plassering og årstid. Det er stor sesongmessig variasjon i innkommende irradiasjon i nordlige deler av landet, blant annet som følge av mørketid og midnattsol, mens variasjon i saltholdighet vanligvis er større i sørlige landsdeler på grunn av avrenning og forlengelse av Østersjøstrømmen, som blir saltere som en følge av vinterblandingen på sin vei nordover (Smayda 1980). Konsekvensen av salinitets- og temperaturgradientene er at stratifisering i høyere grad skjer i sørlige deler av landet mens turbulens og blanding er mer vanlig i nordlige områder. Forskjellene kommer til syne som regionale variasjoner i artssammensetning samtidig som generelle mønstre er tydelige for gruppesuksessjon og årlige sekvenser.

Diatomeene har normalt to årlige oppblomstringer, en på våren og en på sensommeren/høsten. Artssuksessjonen er tidvis nokså lik, foruten at arten *Skeletonema costatum* har en vesentlig større rolle i oppblomstringen sør for Trondheimsfjorden. Dinoflagellatenes suksessjonsmønstre viser ikke merkbare regionale forskjeller, og tettheten er alltid mindre enn av diatomeene ved maksimumstettheter, med unntak av spesielle lokale oppblomstringer.

I mange fjorder med kraftig lagdeling blir det observert hyppige forekomster av giftige alger som kan gi blåskjell et høyt innhold av algegifter. Dette gjelder blant annet for indre deler av Sognefjorden, hvor det er gode vekstvilkår for blåskjell. Langvarig stratifisering av vannmassene

er foreslått å være en nødvendig faktor for å stimulerer vekst og få biomasseoppbygging av *Dinophysis* spp (Delmas et al. 1992). Både giftige og ikke-giftige alger forekommer naturlig i våre kystområder, og konkurranseforhold mellom de ulike artene avgjør hvem som dominerer. Dinoflagellater, som kan være årsak til DSP forgiftning av blåskjell, har vertikal vandring og kan leve i lagdelte vannmasser, i motsetning til kiselalger, som ikke har vertikal vandring og som foretrekker homogene vannmasser. Kiselalgene vokser relativt dårlig når det er liten tilgang på næringssalter, og de er avhengige av silikat for å vokse. Haamer (1995) har blant annet funnet en klar sammenheng mellom tilførsel av silikat fra dypvann og dominans av diatomeer i fjordsystemer på den svenske vestkysten.

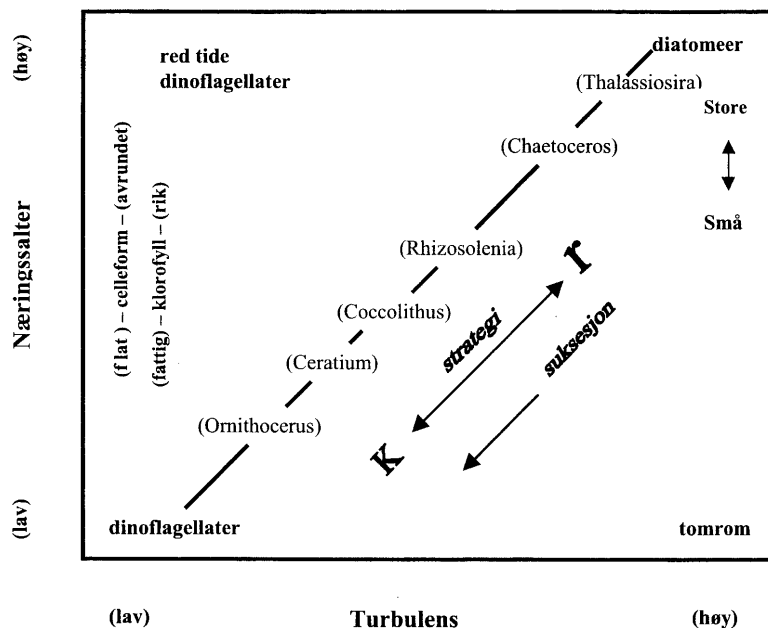
Forekomsten av giftige planktonalger er et naturlig fenomen som ikke kan forklares ved menneskeskapt forurensning av plantenæringsstoffer. De kraftig landbrukspåvirkede kystområdene i Nord-Europa med stor blåskjellproduksjon, inkludert Limfjorden i Danmark, har for eksempel liten forekomst av giftige alger. Det er uklart hvorfor forekomsten av giftige alger er relativt høy i fjorder som Sognefjorden, men det er foreslått at omfattende vassdragsreguleringer kan ha hatt betydning for fjordmiljøet. Reguleringene har resultert i jevnlig tilførsel av ferskvann fra magasinene gjennom året, også i sommermånedene, noe som medfører relativt stabile lagdelinger i fjordene med hensyn til saltholdighet og at silikater i større grad enn før blir holdt tilbake i magasinene. Undersøkelser av variasjon i celletetthet av *Dinophysis* spp. på den svenske vestkysten tyder på at tilstedeværelsen av *D. acuminata*, *D. acuta* og *D. norvegica* er inverst korrelert til saltholdighet (Godhe et al. 2002).

Vannmassene i fjordene kan tilføres silikater fra elvene eller fra dypvann. I fjordene kan den permanente lagdelingen av et stabilt øvre brakkvannslag som flyter utover mens det gradvis blandes med dypvann bidra til å redusere tilførslene av silikater til overflatevannet der algene vokser. Mange giftige planktonalger vokser i overgangen mellom brakkvannet og sjøvannet. Det er sannsynlig at mer naturlig, variabel tilførsel av ferskvann eller sjøvann fra dypere lag med høyt innhold av silikater vil kunne bidra til en svakere og mer temporær lagdelingen i fjorden. I neste omgang kan dette redusere utbredelsen av giftige alger.

4.2.2 Turbulens og næringssalter

Turbulens kan øke fluksen av næringssalter til algecellenes overflate og med det ha positiv effekt på cellenes vekstforhold (Pasciak & Gavis 1974, Lazier & Mann 1989). Denne bottom-up prosessen øker med celledørrelse (Karp-Boss et al. 1996) og det er dokumentert turbulensrelaterte effekter på næringsopptak hos diatomeer (Canelli & Fuhs 1976, Savidge 1981). Diatomeer er avhengig av silikat for å vokse og vil ifølge Egge & Aksnes (1992) dominere planteplanktonsamfunnet dersom N og P konsentrasjonen ikke er begrensende og silikatkonsentrasjonen er over 2 μM .

Turbulens har og vist seg å kunne medføre fysiologiske og morfologiske endringer hos algeceller, blant annet har den hemmet celledeling hos dinoflagellater (Estrada & Berdalet 1998). Endring i morfologiske trekk (Zirbel et al. 2000). Karp-Boss & Boss (2000) har også vist at turbulens påvirker svømmeadferden hos dinoflagellater og bevegelsen av diatomeer.



Figur 4.3. Margalefs mandela. En konseptuell ramme som beskriver plasseringen og suksesjon av ulike grupper av planteplankton ved ulike kombinasjoner av turbulens og næringsalter. Illustrasjon fra Rokkan Iversen (2003) etter Margalef (1978).

Et delstudie av EU-prosjektet NTAP's (Nutrient dynamics mediated through Turbulence And Planctonic interactions) ved Universitetet i Bergen har vist at primærproduksjonen øker som følge av økt turbulens og at det er en tett relasjon mellom diatomeabundans og turbulensgradient (Rokkan Iversen 2003). Økt primærproduksjon langs turbulensgradienten er tidligere beregnet gjennom empiriske studier hvor høyere energidissipasjonsrater antas å øke utskiftningen av mikrosonen som omgir cellene av planteplankton gjennom relativ bevegelse mellom cellen og mediet (Pasciak & Gavis 1975, Gavis 1976, Karp-Boss et al. 1996). Relasjonen mellom turbulensgradient og diatomeabundans støttes av Margalefs konseptuelle ramme for sammenhengen mellom turbulensnivå, næringsalkkonsentrasjon og dominerende grupper av planteplankton (Figur 4.3) (Margalef 1978). Rokkan Iversen (2003) peker imidlertid på flere studier som gir grunnlag for å hevde at effekten av turbulent vannbevegelse på næringsopptak og biomasse er mer kompleks enn tidligere antatt, blant annet med hensyn til transportbegrensning (Pasciak & Gavis 1974, Canelli & Fuhs 1976, Gavis 1976), kollisjons- og koaguleringsrater, aggregering og utsynking (Jakson 1990, Kiørboe et al. 1990).

Turbulens kan endre fødetilgangen hos predatorer gjennom å øke påtreff-raten mellom predator og byttedyr (Rotschild & Osborn 1988). Planteplankton kan følgelig oppleve endret predasjonspress med ulike turbulensforhold (Rokkan Iversen 2003).

Kombinasjonen av næringsalter og turbulens vil påvirke seleksjonspresset på planteplankton. Energidissipasjonsraten i vannmassene kan påvirke artssammensetningen av planteplankton-samfunnet (Figur 4.3). Ubevegelige og hurtigvoksende arter som diatomeer vil favoriseres i turbulente vannmasser med høye næringsalkkonsentrasjoner fordi blandingen vil øke oppholdstiden i eufotisk sone samtidig som sedimenteringsraten reduseres (Margalef 1978). Videre kan rolige vannmasser med lite blanding selektere for dinoflagellater og andre arter som kan øke fluksen av næringsalter til cellen ved migrasjon og aktiv bevegelse.

I tillegg til å påvirke næringsopptaksrater kan turbulensnivået øve seleksjonspress mot planteplankton i form av fysiologiske og morfologiske endringer og mekanisk påvirkning (Rokkan Iversen 2003). Thomas & Gibson (1990) mener det eksisterer en relativ sensitivitetsgradient mellom ulike grupper av planteplankton, hvor dinoflagellater er mest sensitive. Sullivan & Swift (2003) hevder slik turbulensrelatert påvirkning hos dinoflagellater er artsspesifikk, på samme måte som slik effekt har vist seg å være artsspesifikk for cyanobakterier (Moisander et al. 2002).

4.2.3 Algene som produserer giftstoffene

Blant mangfoldet av marine algearter er det et fåtall som produserer sterke toksiner som kan forgifte fisk og skalldyr med sin tilstedeværelse. Blant mer enn 4000 beskrevne arter av planteplankton i havet er ca 80 potensielt giftige. Av sistnevnte finnes ca 20 forskjellige langs vår kyst. En hovedkategori av skadelige oppblomstringer kjennetegnes av at giftige alger filtreres fra vannet som før til skalldyr, deriblant blåskjell, som kan akkumulere toksiner til nivåer som kan være skadelige for mennesker og andre konsumenter.

DSP-toksinene produseres i all hovedsak av dinoflagellatslekten *Dinophysis*, spesielt *D. acuta*, *D. acuminata* og *D. norvegica* (Sèchet et al. 1990, Godhe et al. 2002), som med sin tilstedeværelse lang norskekysten opp til Nordland/Troms er ansvarlig for lokale forekomster av giftige skjell fra tidlig om våren til sent på høsten. Vår oppblomstringen domineres av *D. norvegica* og *D. acuminata* og medfører som regel ikke høye toksinkonsentrasjoner av DSP i skjellene. I løpet av sommeren varierer toksininnholdet i skjellene og i høstperioden kan høyt giftinnhold ofte sees i forbindelse med dominansen av *D. acuta*.

Yessotoksinene produseres av kiselalgen *Protoceratium reticulatum*, som kan være tilstede i høye konsentrasjoner om våren og sommeren, mens pectenotoksinene produseres av alger fra *Dinophysis*-slekten.

PSP-toksinene produseres av algeslektene *Alexandrium*, *Pyrodinium*, *Gonyaulax* og *Gymnodium* i tillegg til at enkelte bakterier, cyanobakterier (blågrønnalger) og noen rødalger kan produsere lignende toksiner. I våre farvann er det slekten *Alexandrium* som er den dominerende årsaken til PSP-forgiftninger og det er registrert høye tettheter av algen i perioden april-november. Arten kan finnes hele året langs kysten fra Østfold til Finnmark og i løpet av det siste tiåret har deler av Vestlandet og Trøndelagsfylkene vært spesielt utsatt for oppblomstringer.

ASP-toksinene produseres av kiselalgeslekten *Pseudo-nitzschia*, og det er spesielt *P. pseudodelicatissima* som er vanlig i våre kystfarvann. Det er imidlertid ikke funnet ASP-toksiner i blåskjell.

AZP-toksinene produseres primært av slekten *Protoperdinium*, spesielt *P. crassipes*, som er en heterotrof dinoflagellat som forekommer langs kysten og i fjordene våre.

(Kilde: Aune 2002)

4.2.4 Veiledende faregrenser for konsentrasjon av giftalger

1. Paralyserende eller lammende gifter (PSP)

Det er i første rekke arter av slekten *Alexandrium*, som *A. tamarense*, *A. minutum* og *A. ostenfeldii*, som kan inneholde paralytiske gifter. Algeslekten *Alexandrium* finnes langs hele kysten.

Veiledende faregrense:

200 celler/L, eller flere celler observert i håvtrekk.

2. Diarégivende gifter (DSP)

Algene som kan bære i seg diarégifter finnes i første rekke innen dinoflagellatslekten *Dinophysis*, som i stor grad er knyttet til Kyststrømmen.

Veiledende faregrenser:

D. acuminata 900 celler/L

D. acuta 200 celler/L, 100 celler/L ved 3 uker

D. norvegica 2 000 celler/L

D. rotundata 900 celler/L

D. dens 900 celler/L

3. Gifter som kan gi hukommelsestap (ASP)

Det er særlig innenfor en kiselalgeslekt kalt *Pseudo-nitzschia* at giften ASP kan forekomme. *Pseudo-nitzschia* er en vanlig algeslekt langs vår kyst, seks ulike arter er beskrevet.

Veiledende faregrense (grunnlag for en hygienisk vurdering):

Pseudo-nitzschia spp. 1 000 000 celler/L

4. Yessotoxin (YTX)

Protoceratium reticulatum 1000 celler/L.

5. Azaspiracid (AZA)

Arter fra slekten *Protoperidinium*, særlig *Protoperidinium crassipes* og *Protoperidinium curtipes* regnes som sannsynlige kildeorganismer, men ingen faregrenser er etablert.

(Kilde: <http://algeinfo.imr> -Havforskningsinstituttet i samarbeid med Oceanor, Fiskeridirektoratet og NIVA)

5 FoU-strategier for avgiftning og produksjon av giftfrie blåskjell

5.1 Hensiktsmessig plassering av skjellanlegg

Undersøkelser gjennomført av Havforskningsinstituttet for å studere bæreevne, skjellkvalitet og avgiftning som funksjon av fødetilgang gjennom et blåskjellanlegg har vist at skjellenes giftinnhold i noen grad varierer med matinnholdet. I et skjellanlegg i Lysefjorden fant Strohmeier et al. (2003) at giftinnholdet (DSP) var høyest i skjell i de deler av anlegget hvor det var lavest matinnhold i skjellene. Årsaken til dette kan ifølge forfatterne være at skjellene både vokser og avgiftes raskere ved høy fødetilgang. Fødetilgangen var betydelig bedre de første 70 meterne inn i anlegget fra inngående tidevannsstrøm i fjorden enn i de bakenforliggende 180 meterne.

Redusert strømhastighet og skjellenes filtrering av alger reduserte klorofyll *a* innholdet fra 0-70 meter og fra 70-250 meter på 4 meters dyp gjennom anlegget med henholdsvis 60 % og 10 %. Skjell på 2 meters dyp hadde bedre strømforhold og høyere matinnhold enn skjell på 4 meters dyp. Tilsvarende resultater er funnet for næringstilgang og vekst av blåskjell på 2 og 4 meters dyp i Åfjorden i Sør Trøndelag (Halstensen 2003). Skjell på 2 meters dyp hadde der bedre næringstilgang og vokste raskere enn skjell på 4 meters dyp og det var bedre vekst på landsiden enn på yttersiden av anlegget.

En hensiktsmessig plassering av skjellanlegg i forhold til strømforhold og fødetilgang på lokaliteten kan medvirke til raskere avgiftning av skjell enn hva som er tilfelle i mange av dagens tradisjonelle utsett av langline i bøyestrek. Kortere og bredere anlegg kan sørge for bedre og jevnere strømforhold gjennom anlegget og nye typer anlegg basert på langrørteknologi, hvor oppdriften besørgeres av rør i stedet for blåser, gir stor fleksibilitet som kan utnyttes for å oppnå gunstig lokalitetstilpassning. Innstrømningsareal og vann gjennomstrømning er avgjørende for å besørge god og jevn fødetilgang til hele skjellanlegget og bør få stor oppmerksomhet ved lokalisering av anlegg. Riktig design og plassering av anlegg kan gi både jevnere og økt produksjon samtidig som at skjell med for høyt innhold av giftstoffer kan avgiftes raskere.

5.2 Egnede lokaliteter

En strategi for kontinuerlig produksjon av giftfrie skjell av god kvalitet kan være å lokalisere såkalte kjerneområder hvor tilstedeværelsen av giftalger er lav gjennom året. Lokaliteter av denne typen kartlegges nå i Sogn og Fjordane gjennom et prosjekt kalt SAMS (samordning av Skjellnæringa i Sogn og Fjordane). Prosjektet har som hovedmålsetting "*å utnytte Sogn og Fjordane sine ressurser for skjell dyrking, på en både bærekraftig og økonomisk god måte, gjennom en bred og samordnet innsats fra offentlige og private aktører*". Et av delprosjektene fokuserer på arealbruk og har som målsetting "*å lokalisere og videreutvikle areal (kjerneområde) der vi i første omgang kan konsentrere innsatsen for å utvikle en skjellnæring*". Det er et ønske å lokalisere velegnede arealer til dyrking av blåskjell av god kvalitet. Gjennom prosjektperioden (2001-2003) blir 9 utvalgte kjerneområder fulgt nøye opp for å verifisere om de tilfredsstilte de nødvendige krav til velegnede produksjonsområder (fravær av giftalger, liten fare for predasjon av ærfugl, lite påvekst av andre organismer). Data samles i en database som etter hvert blir tilgjengelig via Internett. Områder som synes spesielt gunstige for skjellproduksjon vil gjennom videre planarbeid bli forsøkt lagt til rette for skjellnæringen, for eksempel ved forenklet søknadsprosedyre og muligheten for samlokalisering av flere anlegg innenfor et gitt areal.

5.3 Flytting av skjell

Flytting av skjell fra områder som er spesielt utsatt for giftalger kan være en løsning for å opprettholde kontinuiteten i leveringen av salgbare skjell til markedet. Skjell kan dyrkes i gode vekstområder og flyttes til egnede høstningsområder for avgiftning, eller yngel kan flyttes fra lokaliteter med godt påslag til kystnære vekstområder hvor det ikke er tilsvarende problemer med algegifter. Transport av yngel kan være et rimelig alternativ til å produsere yngelen selv, samtidig som produksjonskapasiteten og kontinuiteten i vekstanleggene kan økes fordi ny yngel kan settes ut umiddelbart etter høsting. Flytting av markedsklare skjell fra vekstområder som gjerne ligger lengre inn i fjordene enn potensielle avgiftningsområder vil medføre økte produksjonskostnader og korte intensive høstperioder for de områdene det gjelder. For å opprettholde konkurransedyktigheten er det avgjørende å etablere effektive transportløsninger som ikke forringer skjellkvaliteten i særlig grad.

Begge metodene har en veterinærmessig side som det må tas hensyn til. Landbruksdepartementet vedtok 14. oktober 2003 en ny forskrift om dyrehelsemessige betingelser ved omsetning og innførsel av akvakulturdyr og akvakulturprodukter (forskrift nr. 1239: Omsetningsforskriften) sammen med endringer i andre forskrifter hjemlet i fiskeesykdomsloven. Omsetningsforskriften er en gjennomføring av EØS-regler for omsetning av akvakulturdyr og akvakulturprodukter. Det er fortsatt krav om at skalldyr som skal omsettes skal være friske og ikke komme fra restriksjonsbelagte anlegg. Kravet til helseattest ved omsetning av akvakulturdyr innenfor Norge faller bort mens det ved omsetning over landegrensene fortsatt stilles krav om at forsendelser med akvakulturdyr skal følges av transportdokument.

I forskriften er flytting av blåskjell i utgangspunktet regulert av kapittel II - Generelle vilkår for omsetning og transport av akvakulturdyr og akvakulturprodukter, § 5 *Omsetning av akvakulturdyr og akvakulturprodukter* og § 6 *Transport av akvakulturdyr* og Kapittel III - Tilleggsvilkår for omsetning av akvakultur-dyr og akvakultur-produkter til godkjente soner, godkjente akvakulturanlegg og ikke-godkjent sone med godkjent overvåkings-program, § 10 *Omsetning av akvakulturdyr, deres rogn og melke, som ikke tilhører de mottakelige arter*. Statens dyrehelsetilsyn – distriktsveterinæren fører tilsyn med etterlevelsen av forskriften. (Kilde: <http://www.lovddata.no>).

Høgskolen i Sogn og Fjordane gjorde en del forsøk med flytting av skjell på slutten av 90-tallet, og etter hvert har private foretak fattet interesse for denne metoden.

Fjord Aker as har flyttet betydelige mengder skjell med varierende resultat. I august 2002 ble ca 50 tonn av skjell med markedsstørrelse flyttet fra Feios og Arnafjorden til Strand i Solund. Skjellene ble transportert på båt. Skjellene ble separert og sortert i Solund etter transporten. Flyttingen ble foretatt i august, med høy sjøtemperatur, og solskinn. Resultatet ble varierende. Skjellene som kom først i sjøen hadde stor grad av overlevelse, mens det var stor dødelighet blant skjellene som ble oppbevart lengst på land. Det tok 3-5 dager fra skjellene ble tatt opp til de kom i sjøen igjen. Da skjellene ble satt ut i august 2002 hadde de et DSP-innhold på 840 µg pr kilo skjellmat. I januar 2003 var giftinnholdet redusert til 160 µg pr kilo skjellmat. Toksinnivået i skjell på Feios og i Arnafjorden ble ikke redusert i denne perioden.

I juli 2002 ble ca 100 tonnskjell flyttet fra Frønningen og Hella til Strand i Solund. Skjellene ble tatt opp, sortert, sendt med bil til Strand, og satt i sjøen neste dag. Det var ekstremt varmt i denne perioden. Resultatet viser at ca 50 % overlevde denne flyttingen. Også her var det markedskjell som ble flyttet.

I desember 2002 ble det tatt opp yngel fra Lånefjorden og flyttet til Strand i Solund. Skjellene ble sortert under opptak. Det ble så satt ut skjell med tetthet 400 stk per meter og 800 stk per meter. Resultatet er meget bra, med tilnærmet null dødelighet i begge tettheter.

Sifon skjell AS i Flora har nylig gjennomført flere vellykkede forsøk med flytting av yngel fra fjordområder i Sogn med gunstige forhold for giftalger til påvekstområder i kyststrøk hvor giftproblemet er vesentlig mindre. Med bakgrunn i innspill og erfaringer fra Canada har selskapet valgt å satse på denne typen driftsform for å oppnå kontinuerlig produksjon og levering av skjell. Foreløpig har selskapet flyttet 24 tonn yngel som en del av den nye driftsmodellen.

5.4 Sjøbaserte avgiftningslokaliteter

5.4.1 Kunstig oppstrømning av næringsrikt sjøvann

Med bakgrunn i MARICULT programmet og delprosjektet Fjordcult investeres det nå midler i FoU på kunstig oppstrømning av dypvann for å stimulere algevekst med dominans av ikke-giftige arter og mulighet for dyrking av blåskjell i stor skala innenfor et begrenset område. Forskingen har som mål å teste ut forskjellige teknologiske løsninger for å kartlegge mulighetene for produksjon av giftfrie blåskjell av god kvalitet innenfor et slikt produksjonsområde. Algetoksiner har lenge blitt pekt på som en av de største begrensningene for blåskjellproduksjon i Norge og er fremdeles et uløst problem av betydelig størrelse, spesielt i fjordene på sør- og vestlandet.

Høsten 2002 gjennomførte SINTEF Fiskeri og havbruk et forsøk med kunstig oppstrømning av dypvann ved bruk av luftbobilegardin i Arnafjorden i Sogn og Fjordane. Uttestingen ble gjennomført som et av to delforsøk i DETOX prosjektet. I det andre delprosjektet ble et neddykket ferskvannsutslipp i Gaupne i Sogn og Fjordane modifisert året etter for å løfte store mengder dypvann i Lustrafjorden ved bruk av en horisontalt plassert fordelersplate over utløpet. Forsøkene er nærmere beskrevet i Kapittel 7 og 8.

Havforskningsinstituttet har bidratt i DETOX prosjektet og gjør nå egne forsøk med kunstig oppstrømning av næringsrikt dypvann i Lysebotn i Lysefjorden i Rogaland ved bruk av et ferskvannsdrevet blandingssystem. Forsøksanlegget ble ferdig installert i august 2003 og vil bli prøvekjørt utover høsten for å justere oppstrømningen av dypvann slik at det oppnås optimalt innlagringsdyp for algeproduksjon i de øvre lag. I tillegg til å studere algeproduksjon vil muligheten for å produsere giftfrie blåskjell av god kvalitet undersøkes innenfor tiltaksområdet. Foreløpige beregninger har vist at en oppstrømning på 22 m³/s kan øke produksjonen av alger med en faktor på ca 4 i de innerste 3 km² av fjorden, noe som kan øke blåskjellproduksjonen med 1000 tonn/år eller avgifte ca 6000 tonn blåskjell/år. Oppstrømningsanlegget startes for fullt i april 2004.

5.4.2 Nedsenkning av blåskjellanlegg

Nedsenkning av blåskjell har blitt testet av Havforskningsinstituttet i samarbeid med Norges Veterinærhøyskole som en metode for å unngå giftige alger i perioder. Ved Flødevigen forskningsstasjon ble det i perioden juni-oktober 1987 gjennomført forsøk med giftige skjell som ble senket til 30 meters dyp med en hydraulisk flåte. På denne måten skulle man unngå overflatelaget hvor potensielt giftige alger av *Dinophysis*-slekten vanligvis finnes. Resultatene fra

prosjektet var ikke kommersielt anvendelige. Skjellene forble giftige og kondisjonen ble delvis redusert i perioden, trolig som en følge av lav fødetilgang og lav temperatur i dypvannet (Bøhle et. al 1987).

Forsøk med nedsenkning av skjell til 20 meter i Lustrafjorden har derimot vist klar reduksjon av DSP-innhold i løpet av 5 uker (Byrkjeland 1989). Resultater fra undersøkelser gjort ved Høgskolen i Sogn og Fjordane tyder på at skjell kan dyrkes på 10-15 meters dyp visse tider på året uten at matinnholdet reduseres til under 20 % (Bu et al. 2000).

5.5 Intensiv avgiftning

Avgiftning av blåskjell i lukkede systemer gir mulighet for god kontroll og forutsigbarhet i produksjon og levering. Kontinuitet er en nødvendig faktor for god markedsadgang og framtidig vekst i norsk blåskjellnæring. Ulike avgiftningsteknologier har blitt prøvd uten at man har lyktes i særlig grad, verken med avgiftning eller med å opprettholde skjellenes kvalitet i prosessen. Flere prosjekter har blitt gjennomført og noen er i ferd med å realiseres av næringsaktører på tross av begrenset tilgang på kapital.

5.5.1 Landbasert avgiftning

"Polytec har de siste årene gjennomført flere prosjekter for å utvikle landbasert avgiftning basert på produksjon av mikroalger i en naturgassbasert synergikjede. Erfaringer fra mikroalgeproduksjon i forprosjektet "Marin bioproduksjon stimulert av avgass fra forbrenning av naturgass" har medført uttesting i prosjektet "Utprøving av nytt landbasert konsept for mellomlagring og kondisjonering av blåskjell".

I forsøket ble det benyttet 15 kar på 500 liter hvor det ble gjennomført 5 ulike behandlinger med hensyn på temperatur og førkilde. Vanntemperaturene var på 2 nivåer henholdsvis uoppvarmet (8 - 10 °C) og oppvarmet (14 -15 °C) og det ble satt 70 kg skjell til avgiftning i hvert kar.

Skeletonema costatum ble produsert som førkilde i intensiv produksjon, basert på kunstlys og en CO₂-rik avgass fra forbrenning av naturgass. Den intensive produksjonen foregikk i 1000 liters kar. Algen ble benyttet som førkilde for to av behandlingene, en behandling fikk algekultur dyrket på overflatevann og to behandlinger uten algetilsetning fungerte som kontroll.

Resultater og vurderinger gjort ut i fra prosjektet kan tilsi at det er interessant å gå videre med et årstidsuavhengig avgiftningkonsept ved hjelp av mikroalger som sikrer at næringen alltid kan levere skjell til markedet. Dette er tilfelle særlig fordi dette kan sees i kombinasjon med føring av blåskjell for å øke matinnholdet og kvaliteten på skjellene.

Det er nødvendig med videre forskningsinnsats blant annet i forhold til energieffektiv algeproduksjon, skjellenes følsomhet for nitrogenovermetning i sjøvannet, behov for vannutskiftning og tilførsel av algebiomasse for å komme frem til kommersielle løsninger.

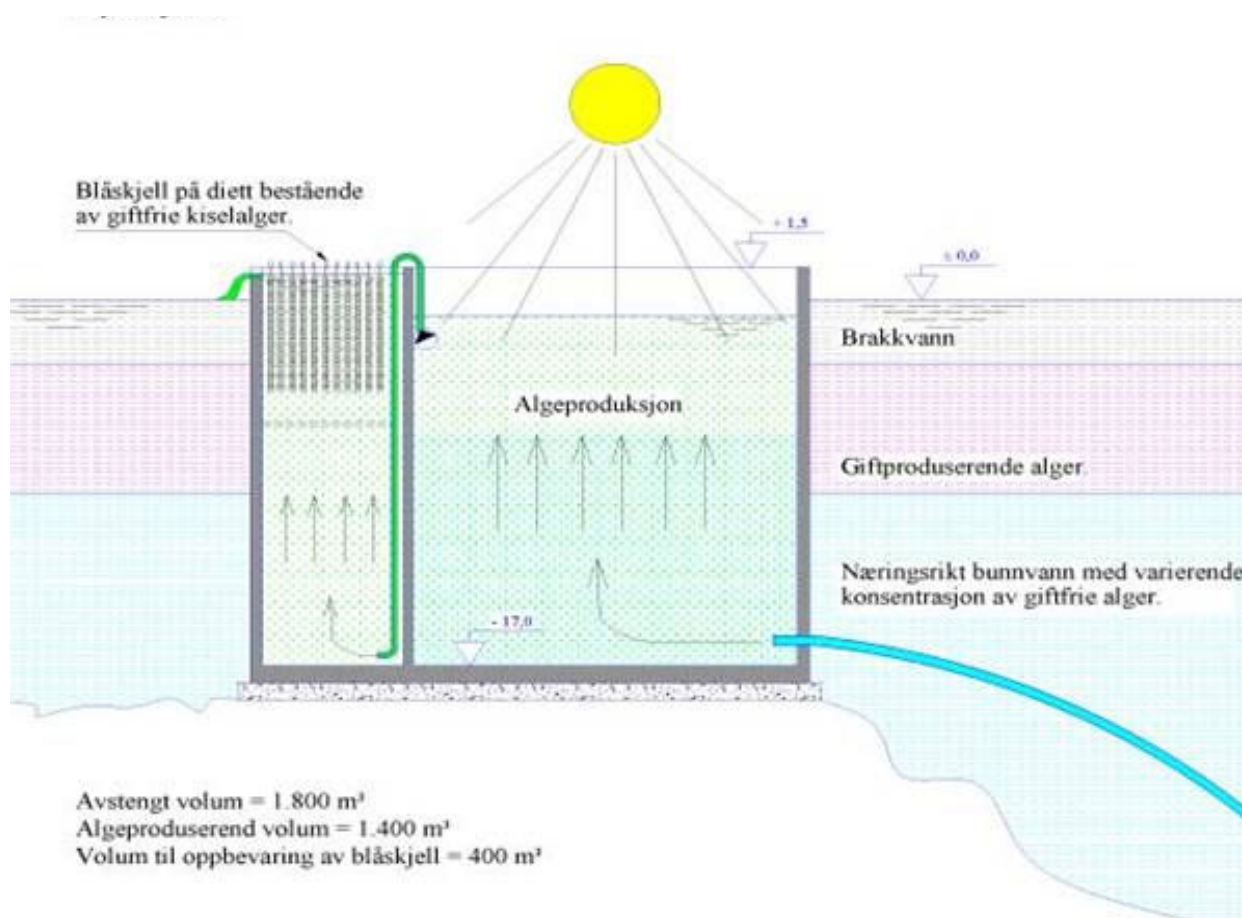
Med dagens situasjon har næringen trolig liten mulighet til å finansiere denne type forskning selv. Tilgang på FoU-midler fra sentralt hold (NFR m.fl.) er i så måte nødvendig for å utvikle metodene

videre. Forsøkene ble gjennomført på oppdrag fra Rogaland Fylkeskommune, Coastshell A/S, Friske Skjell (Forsand Kommune) og Norges Forskningsråd."

Vadheim Skjell AS har under utvikling et landbasert avgiftningsanlegg for blåskjell gjennom prosjektet: *Landbasert toxin-rensing og kvalitetssikring av blåskjell*, hvor planleggingen har pågått i 2 år. Prosjektet fokuserer på kontroll av produksjonsforhold, kontrollert giftreduksjon, kvalitetssikring og matvaretrygghet, og har som mål å etablere en årstidsuavhengig avgiftningsstasjon som åpner for stabil levering av giftfrie blåskjell. Anlegget er under uttesting og det planlegges forsøk i kommersiell skala. Ordinær produksjon vil eventuelt settes i gang etter avsluttet testproduksjon og vil være avhengig av finansieringsløsninger.

5.5.2 Avgiftningsbasseng

Selskapet Norske Levende Skjell og Skalldyr DA satser på kommersiell drift av et oppbevarings- og avgiftningsbasseng i Toftedalsfjorden ved Kristiansand. Anlegget, som leies av Staten, består av et todelt betongbasseng på 1800 m³ (Figur 5.1). Ideen er å pumpe inn vann med giftfrie alger i et "påvekstrom" i den ene delen bassenget med et regulerbart vanninntak. Her skal algetettheten oppskaleres med naturlig lys før vannet med høy tetthet av giftfrie alger overføres til den delen av bassenget hvor blåskjellene skal oppbevares og om nødvendig avgiftes før omsetning.



Figur 5.1. Skisse av betongbasseng for produksjon av giftfrie alger og oppbevaring og avgiftning av blåskjell.

I forsøkssammenheng har det så langt blitt tatt vannprøver for å dokumentere vannkvaliteten på plassen. Disse viste innslag av termotabile koliforme bakterier i overflaten mens vannet ved inntaksledningen var av god kvalitet med hensyn på slike bakteriere. Havforskningsinstituttet ser for seg flere forsøk som kan gjennomføres i anlegget og det er ønskelig å prøvekjøre anlegget med skjell i løpet av våren 2004. Foreløpig betraktes bassenget som "anlegg i sjø" av fiskeridirektoratet, noe som medfører at gjeldende forutsetninger for skjellkonsesjon må tilfredsstilles før det kan oppbevares levende skjell i anlegget. I løpet av høsten blir det avklart om det blir gitt konsesjon og tillatelse for oppstart med skjell i anlegget.

5.5.3 Poser i sjø

Næringsalttilsetning i mesokosmer har vist seg å gi betydelig økt primærproduksjon i forhold til mesokosmer uten anriking (Egge & Aksnes 1992, Rokkan Iversen 2003). En mulig strategi kan derfor være å produsere alger i poser eller avgrensede områder (poller) hvor blåskjell kan avgiftes (Christophersen & Strand 1994). Diatomeer er avhengig av silikat for å vokse og vil ifølge Egge & Aksnes (1992) dominere planteplankton-samfunnet dersom N og P konsentrasjonen ikke er begrensende og silikatkonsentrasjonen er over 2 μM . Grensen for dominans av diatomeer i planteplanktonsamfunnet ble etablert ved gjødsling av 11 m^3 sjøinnehengninger (mesokosmer) men er også dokumentert i et større naturlig økosystem i Espevikpollen i Tysnes kommune (ca. 67 000 m^3) (Strand 1993). Til forskjell fra landbasert avgiftning tilføres det ikke algebiomasse, men ubehandlet sjøvann gjødsles for å favorisere veksten og øke produksjonen av diatomeer. Algekonsentrasjonen i posene kan reguleres med vannets gjennomstrømningshastighet slik at algebiomassen tilfredsstiller skjellenes næringsstatus.

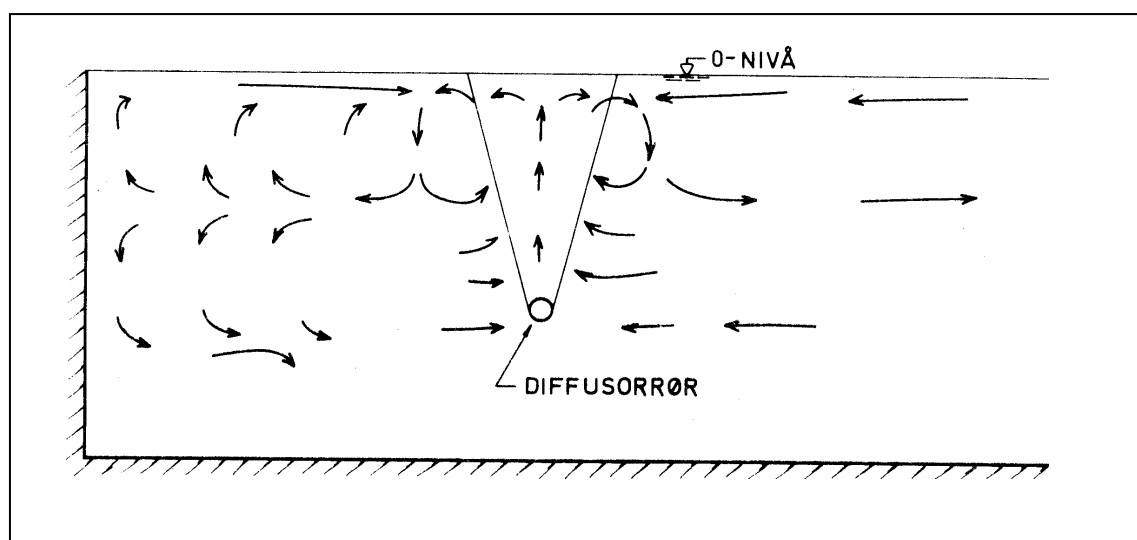
6 Tiltak for lokalitetsforbedring som strategi for produksjon av giftfrie blåskjell

Områder som har liten lagdeling og god tilførsel næringsalter som dekker algenes vekst er det gode muligheter for vekst av giftfrie alger. Et prosjekt i regi av MARICULT, Fjordcult, simulerte effekt av å hente opp næringsrikt dypvann opp til lyssonen. I dette prosjektet ble effekten av å bruke en neddykket stråle av ferskvann til dypere lag simulert (McClimans & Eidnes, 2000, McClimans et al., 2002). En slik metode krever tilgang til betydelig ferskvann som kan pumpes ned til dypt vann. Dette er kun tilgjengelig på få steder, slik at andre alternative metoder må evalueres for muligheten for tilsvarende effekt som ble modellert i Fjordcult.

Det er minst fire tekniske metoder, inklusiv dykking av ferskvann, som kan tenkes å være aktuelle for å bringe dypvann opp til lyssonen. Området som velges må være så beskyttet at sjøvannet som bringes opp av tiltaket får lang nok oppholdstid for algevekst. I det følgende blir ulike metoder for å bringe dypvann opp til den produktive sonen beskrevet.

6.1 Boblegardin for oppstrømning og blanding av næringsrikt dypvann

Boblestråler har vært brukt i mange år for å unngå is rundt båter og kaianlegg. De er effektive for opphenting av dypere og varmere vannlag (Figur 6.1). For å unngå isdannelse ved ferskvannsutslipp fra kraftverk vinterstid, ble det i 1967 konstruert en boblegardin under munningen til Ranelva. Tiltaket har fungert til overmål i 35 år (Gjerp et al. 1982). Et bobleanlegg i Botn i Rissa kommune, Sør Trøndelag, har vært i drift i 10 år for å forbedre forholdene i denne pollen (Moltubakk 2002). Til denne oppgaven er boblerøret senket til 30 m dyp. Sægrov (1978) utførte eksperimenter med boblegardin i sjiktet vann. Med en ekvivalent ferskvannstykkelse på 1,5 m (typisk for fjorder) vil 1 Nm³/min lufttilførsel dykket tilstrekkelig dypt føre til en oppstrømning av over 60 m³/min sjøvann. Effektiviteten øker når luften fordeles over to diffusorrør som er separert med en horisontal avstand på 0,13 D, hvor D er diffusorens dybde (Trætteberg 1967). En pilotstudie ved bruk av boblegardin i Arnafjorden er presentert i rapport (STF80A 032090).



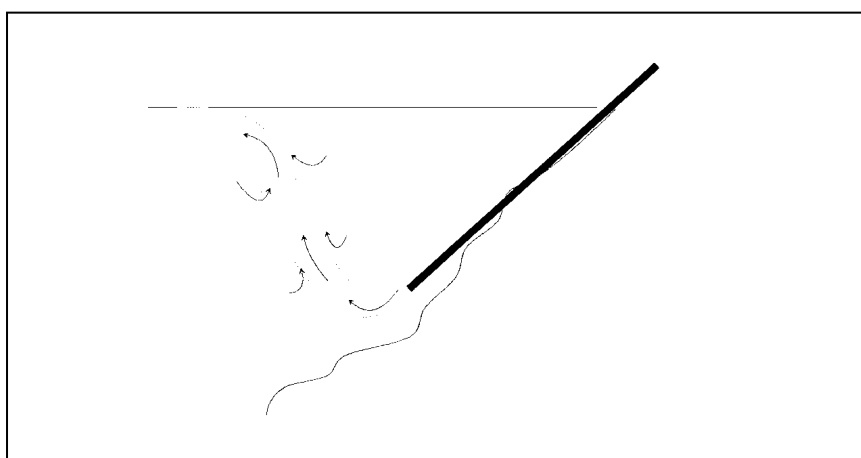
Figur 6.1. Skisse av boblegardin for blanding av vannmasser.

Det har vært reist spørsmål om mulig nitrogenovermetning ved å føre trykkluft i så stor dyp. I boblegardinene er det et stort nivå av turbulens og en stor flate mellom luften i boblene og vannet. Dette gjør at tiden til lokal likevekten mellom gassene i luften og i vannet blir veldig kort. Vi kjenner ikke til målinger av nitrogenovermetningen i vannet som strømmer vekk fra boblegardiner.

6.2 Dykket ferskvann

Anvendelsen av dykket ferskvann til tvungen oppstrømning av sjøvann er beregnet for Samnangerfjorden, øst for Bergen (McClimans og Eidnes 2000). Den innerste delen av fjorden er forbundet til havet utenfor gjennom et smalt sund. Her er det tilgang på inntil 20 m³/s ferskvann som ikke blir brukt til kraftproduksjon. På grunn av det bratte terrenget er det kostnadseffektivt å bygge et rør til ca 30 m dyp for å blande og løfte sjøvann til lyssonen. Resultatene av Fjordcultprosjektet viste at det var mulig å føre gjennomsnittlig ca 1 tonn nitrat, 1 tonn silikat og 100 kg fosfat per døgn til lyssonen gjennom hele vekstsesongen (McClimans et al. 2002).

Studiet i Samnangerfjorden var et eksempel på bruk av dykket ferskvannsutslipp for å heve næringsrikt sjøvann til lyssonen (Figur 6.2). Her var det spesielle vilkår som gjorde tiltaket lønnsomt. Det eksisterer flere utslipp fra vannkraftverk for å motvirke isdannelse vinterstid. To av dem, Vangen kraftverk i Aurlandsfjorden og Jostedal kraftverk i Gaupnefjorden, er i Sognefjorden (McClimans 1981, Gjerp og McClimans 1990).



Figur 6.2. Skisse av dykket stråle i havet fra vannkraftverk.

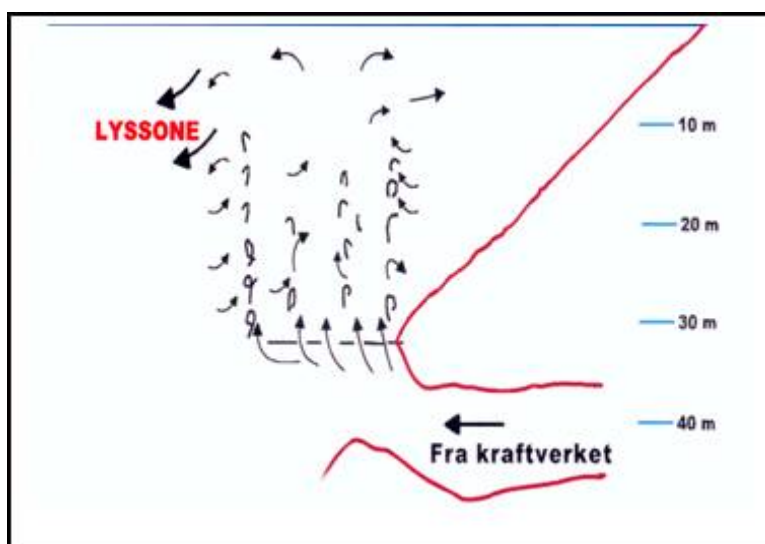
6.3 Modifisering av eksisterende ferskvannsutslipp

I Sognefjorden er det som nevnt to dykkede ferskvannsstråler med betydelige (vertikale) strømmer. Disse er velegnet for manipulering ved bruk av folier. Siden disse kraftverksstrålene ble dimensjonert for å motvirke isdannelse vinterstid er blandingen (fortynningen) rundt 3-4. Til sammenligning er prosjekteringen for blandingen i Samnangerfjorden opp til 20. Ved hjelp av en folie er det mulig å dele dette utslippet i 5 eller flere mindre stråler (diffusor) for å øke oppstrømningen. En horisontal plate som kan fordele strålen til mange mindre oppdriftsstråler vil kunne fungere som en effektiv diffusor uten at det vil koste mer energi enn dagens situasjon.

En slik løsning er testet i laboratoriemålestokk (McClimans og Myhr 2002 og Vedlegg A) og i et fullskala pilotstudie for utslippet fra Jostedal kraftverk i Gaupnefjorden (se rapport STF80A 032090).

Laboratoriearrangementet er vist i Figur 6.3. Figuren viser fordelerplaten som er anvendt på utslippet fra kraftverket. Gaupnefjorden er mer åpen enn Arnafjorden og de tilførte mengder av ferskvann gjør den lokale oppholdstiden mindre. Dette påvirker mulighetene for giftfrie alger til å vokse lokalt, men influensområdet for dette anlegget dekker flere km². Tetthetsdrevne strømmer ventes å føre blandingsvannet inn Lustrafjorden som en del av fjordens naturlige estuarine sirkulasjon.

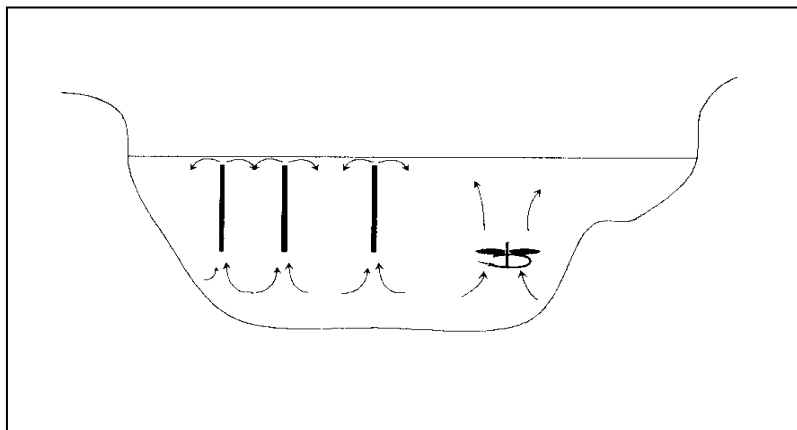
Fra laboratorieforsøkene oppnådde tiltaket en skalert oppstrømning på over 300 m³/s ved et utslipp på 55 m³/s ferskvann. Uttesting av tiltaket i fullskala er beskrevet i rapport (STF80A 032090) Utslipet av ferskvann fra Jostedal Kraftverk var 26 m³/s i sommer-tidlig høst i 2003. Basert på resultatene fra laboratorieforsøkene kan oppstrømningen av sjøvann fra dypere ved bruk av en fordelerplate være omtrent 150 m³/s.



Figur 6.3. Skisse av en fordelerplate over utslippet fra Jostedal kraftverk.

6.4 Strømsetter

Alternativet med strømsetter er skissert på Figur 6.4. Beregninger viser at strømsettere kan være kostnadseffektive alternativer til boblegardiner, men skaper mindre turbulens. Forsøk med en slik innretning ble gjort i forbindelse med Fjordcult, men det var ikke effektivt nok til å løfte det dypere vannet gjennom pyknoklinen uten videre (McClimans 1999). Mesteparten av kraften går til å motvirke tyngdekraften. For å bruke en strømsetter til det siktede formålet bør vannstrømmen som er satt opp ledes opp til overflaten gjennom en begrenset kanal (søyle), for å skape blanding med overflatevannmassene og føre til en innlagring på riktig dyp.

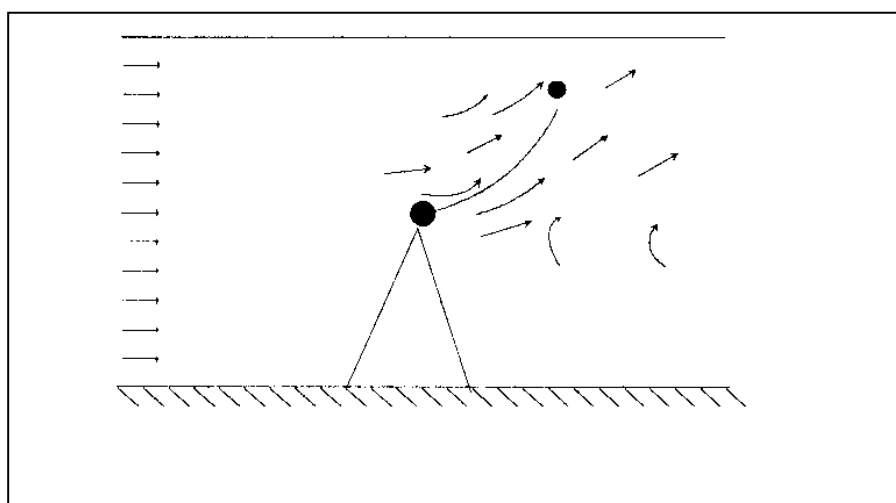


Figur 6.4. Skisse av en strømsetter for blanding av sjøvann i brakkvann.

6.5 Folie (ving)

En folie kan utnytte naturens krefter til å heve vann fra dypere lag som vist i Figur 6.5. Når det ikke er noen lagdeling, vil dette være den mest effektive måten (passivt system uten behov for energitilførsel). Vi har eksempler på at tidevannsstrømmer fra smale terskelområder klarer å blande vannmassene til store dyp. Strømmen til Lifjorden, ytterst mot havet i Sognefjorden, kommer opp i 5 knops fart over en 5 m dyp terskel. Hydrografien i Lifjorden viser god lufting (blanding) av vannmassene ned til 100 m dyp. Ved bruk av en folie kan strømmen styres lengre ned i bassenget og brukes til å skape turbulente virvler for effektiv blanding. Med økt lagdeling og svake strømmer er det begrenset hvor mye en slik stråle vil kunne klare av dykking og blanding.

I åpne fjordbassenger er strømmen vesentlig mindre. Med en typisk strømhastighet på 0,2 m/s og en typisk lagdeling (tetthetsgradient) på $2 \times 10^{-4} \text{ kg/m}^4$ vil den teoretisk maksimale heving være 8 m med bruk av en folie. Dersom det må være energi til overs for blanding blir løftehøyden noe mindre. Et generelt problem med slike innretninger er at energien kan gå til indre bølger og stråle bort fra området uten å bidra noe til blanding. Det vil si at vannet heves opp noen meter og faller til sitt opprinnelige dyp.



Figur 6.5. Bruk av en folie i en strøm.

6.6 Energibetraktninger

Eksemplet fra Samnangerfjorden kan brukes som et godt eksempel på nytteverdien av tekniske tiltak. Der ble det målt både silikat, nitrat og fosfat. Laboratorieforsøk viste at et godt dimensjonert rør kan heve ca 250 m³/s sjøvann fra dypere lag til lyssonen, med tilsvarende transport av 2 tonn silikat, 2 tonn nitrat og 0,25 tonn fosfat (McClimans et al., 2002). Energiforbruket for dette er 0,7 MW (11 m³/s x 6 m fallhøyde). Denne effekten er oppnådd ved at en god del av energien først er tilført som potensiell energi. Laboratorieforsøkene med dykket ferskvann i Gaupnefjorden viste at spillenergien for modellert oppstrømning av 300 m³/s er 0,6 MW. Dette tyder på at arrangementet er enda mer energieffektivt enn utslippet fra rør i Samnangerfjorden, og vesentlig mer effektivt enn bobler eller strømsettere. Her bør det nevnes at energiregnskapet for Samnangerfjorden inkluderer energien for å akselerere vannet til stor hastighet i et rør.

En boblegardin er ikke så energieffektiv siden komprimert luft må avkjøles før den blir ført videre i boblerørene og det er energitap i slangene som fører luften til gardinen. Denne kostnaden øker med dykkingsgraden. Arnafjordforsøket som er beskrevet i Kapittel 7 viste at det krever 390 kW for å løfte ca 65 m³/s sjøvann til brakkvannslaget. Dette er mindre enn halvparten så effektiv som en ferskvannsstråle.

En strømsetter med stor diameter og lavt turtall er meget energieffektiv. Strømhastighetene blir lave, men for den forestående oppgave er det bruk av potensiell energi som må rettes til blanding (akkurat som med et dykket utslipp av ferskvann). Her er det enkelt å se på skyvekraften. For eksempel yter en Flygt PP4680 en skyvekraft på 6440 N ved bruk av 25 kW. Denne kraften må fordeles mellom vekten av vannet i en strømppe (strømningsleder mot overflaten) og akselerasjonen av Q fra 0 til hastigheten u i strømpen (Figur 6.3). Med en diameter på 2 m er overvekten i strømpen typisk 5000 N. Dette gir et overskudd på 1440 N for akselerasjonen ρuQ , der $Q = \pi r^2 u$ er volumtransporten i strømpen. For sjøvann er $\rho = 1025 \text{ kg/m}^3$, og u er derfor beregnet til 0,66 cm/s (tilsvarende en vertikal transport, eller oppstrømning på 2,1 m³/s. En energitilførsel på 500 kW (½ MW) vil derfor gi ca 40 m³/s. Dette er betraktelig mindre enn de andre alternativene, og skyldes at mesteparten av ytelsen går med til å motvirke tyngdekraften. Her er energien tilført primært som kinetisk energi.

Alle tiltak krever store energiresurser. En folie er basert på tilført energi fra eksterne kilder mens bobler og strømsettere krever en kontinuerlig tilførsel av diesel- eller el-kraft. Der en folie og/eller en dykket ferskvannsstråle har større anleggskostnader har bobler og strømsettere større driftskostnader. De siste to alternativene er derimot portable og kan dessuten drives fra et forankret skip/lekter med tilstrekkelig brensel for drift.

6.7 Naturlige eller kunstige avgrensninger

Når en ny vannmasse er dannet ved blanding i et lagdelt basseng, dannes en ubalanse i oppdrifts krefter som fører til en horisontal strøm vekk fra blandingsområdet (Figur 6.1). Blandingsvannet har en tendens til å strømme ut i et tynt lag i dypet med lik tetthet. I åpne områder vil dette kunne skje nokså rask, spesielt fordi det ofte er en reststrøm forbi som er vel så stor som de oppdriftsdrivne strømmene. Som regel har semi-lukkede områder (som Samnangerfjorden) en smal åpning mot havet og svake reststrømmer. Dette fører til at blandingsvannet får en lang oppholdstid i området og har en mulighet til å oppnå en betydelig tykkelse lokalt.

Teknisk sett er det mulig å lage et lukket område ved bruk av skjerm. For å danne et område som er flere km² vil dette kreve kolossale dimensjoner og forankringer. For eksempel vil en 10 m høy og 1 km bred skjerm (folie) i en typisk tidevannsstrøm på 0,2 m/s måtte forankres med en kraft på 40 tonn.

Hvis brakkvannet innenfor en slik skjerm er blandet med sjøvann til en overvekt på 2 kg/m³, blir trykkkraften på skjermen *mot* det lukkede området ca 1000 N/ per løpemeter skjerm. Dette gir 100 tonn/km. Det er derfor gunstig å finne områder, som Samnangerfjorden, som har naturlige begrensninger (som en smal, dyp munning). I Sognefjorden er Arnafjorden et slikt område.

6.8 Nødvendige bakgrunnsundersøkelser og evt. etterprøving

For å kunne prosjektere tekniske tiltak for avgifting i et område trengs informasjon om strøm, lagdeling, næringssalter og alger. Videre må vi ha detaljer om den lokale infrastruktur (veinett, krafttilkobling, m.m.). Typiske strømforholdene kan kartlegges med et par ukers strømmålinger. Hydrografiske og kjemiske forhold burde være observert over en vekstperiode (McClimans og Eidnes, 2000). Enkelte områder har spesielle forhold som gjør tekniske tiltak spesielt interessante. Et av dem er Gaupnefjorden med tilførsel av store mengder av ferskvann i 40 m dyp. Dette blir behandlet i egen rapport (Rapport STF80A 032090).

7 Landbaserte strategier for avgiftning og mellomlagring av blåskjell

7.1 Bakgrunn

Metodene som er omtalt er hovedsakelig utarbeidet av Bio Production Invent, som på oppdrag for tidligere Norshell AS har utredet aktuelle metoder for langtidslagring av blåskjell, spesielt med hensyn på design av modulsystem og beregning av vannforbruk og fôrbehov i landbaserte anlegg.

Problemer knyttet til produksjon av blåskjell er i dag hovedsakelig rettet mot oppblomstringer av potensielt skadelige giftalger langs store deler av kysten vår, fordi skjell med høyt giftinnhold ikke kan tilbys markedet før de er toksinfrie. Sammenhengen mellom stoffomsetning og avgiftningshastighet av diarefremkallende skjellgifter (DSP) er en stor utfordring for grunnforskningen på den ene siden, som med økt forståelse av mekanismene vil sørge for at næringen på den andre siden må innovere og tilpasse seg nye produksjonslinjer i framtiden. Som et ledd i denne prosessen er kontrollert mellomlagring i landbaserte anlegg en potensiell metode for å sikre stabilitet og god merkevarerbygging for norsk blåskjellproduksjon.

Dersom produsenten ønsker å tilby markedet skjell med høyt matinnhold og lave DSP verdier over lengre perioder kan landbaserte mellomlagringsstasjoner være en løsning. Opprettholdelsen av et toksinfritt miljø forutsetter at stasjonene etableres i områder hvor sjøvann uten giftalger kan tilføres. I en slik situasjon vil det være viktig å kjenne skjellenes fôrbehov fordi en tilnærmet nøytral energibalanse kan være avgjørende for opprettholdelse av vekt og kvalitet i perioden.

Bruk av mellomlager vil i første omgang være aktuelt for å aktivt kunne påvirke skjellenes avgiftningshastighet, men det ligger også et potensiale i å kunne hindre at skjell blir forgiftet samtidig som de kan kondisjoneres med hensyn til kvalitetsforbedring og styrking av lukkerespons før pakking. Skjell fra hengekulturer holder ofte dårlig på kappevannet på grunn av dårlig lukkerespons. Dette kan endres ved syklisk tørrlegging av skjellene før pakkeprosessen, for å trene opp de spesielle muskelfibrene i lukkemuskelen som gjør at muskelen kan låses i sammentrukket stilling uten vesentlig forbruk av energi (catch-mekanismen).

Mellomlagring for rensing og avgiftning av blåskjell er ikke etablert praksis i særlig grad i norsk blåskjellproduksjon i dag, og det er derfor mange kritiske størrelser og en del viktige faktorer og begrensninger som ikke er kjent for lagring av store mengder skjell i små vannvolum. Mellomlagring av blåskjell er først og fremst aktuelt i områder hvor det er vanskelig å forutsi høstetidspunkt på grunn av forekomst av giftalger i sjøen store deler av året. Mellomlagring kan også benyttes som ren buffer for markedsklare skjell av høy kvalitet for å sikre kontinuerlig levering til markedet. Lagringsperiodens varighet avhenger av skjellenes giftinnhold ved høsting eller behov og etterspørsel dersom skjell lagres i påvente av markedsstyrt produksjon og levering, og er tenkt å kunne vare fra 1 uke til 3 måneder.

Hovedutfordringen ved mellomlagring er å kunne lagre store mengder skjell uten vesentlig tap av kvalitet i lagringsperioden. Gode metoder for mellomlagring bør ikke forringe skjellenes kvalitet i særlig grad, slik at det ved lagring over lang tid må tas hensyn til de biologiske og fysiske krav som skjellene har for å kunne overleve, uten at de utsettes for særlig stress.

Kvalitetsbegrepet er i hovedsak knyttet opp mot skjellenes fyllingsgrad, som varierer gjennom året og er størst rett før gyting og lavest etter gyting. Det er derfor ideelt å høste skjell så nært opp mot gyting som mulig. Gyting representerer et tap på ca. halvparten av bløtdelene, og skjer som regel om når næringstilgangen øker, og vanntemperaturen blir høyere enn 8-10°C (Bruce 1926,

Bøhle 1965, Bayne 1976). Skjell i mellomlager er derfor spesielt avhengig av streng fôr- og temperaturkontroll for å opprettholde god kvalitet. Energibehovet for normale kroppsfunksjoner må tilfredsstilles samtidig som gyting ikke må induseres, verken av økt næringstilgang eller for høy temperatur, som ifølge Starr et al. (1990, 1994) synes å være spesielt viktige faktorer for frigivelsen av gameter hos blåskjell. Hvis enkelte skjell gyter kan andre modne skjell i beholdningen ”trigges” til å gyte av gametenes tilstedeværelse i vannet (Seed & Suchanek 1992). Som en følge av det forringes skjellkvaliteten i form av redusert matinnhold.

7.2 Høstetidspunkt, fôrkontroll og fysiologiske rater

Undersøkelser av fysiologiske rater er meget individuelle, og avhenger av spesifikke forhold som temperatur, fôrtype, fysiologiske status og genotype. Økt heterozygositet reduserer behovet for proteinsyntese som trengs til basal metabolisme, slik at kostnadene for opprettholdelse av nødvendige livsfunksjoner reduseres. Overskuddsenergi bidrar til vekst av somatisk vev og produksjon av gameter, eller det favoriserer individets respons på stress (Rodhouse et al. 1986, Gosling 1992, Mitton 1993). Skjell med høy heterozygositet oppnår bedre veksthastighet enn skjell med lav heterozygositet, pga. lavere vedlikeholdskostnader (Diehl et al. 1986) og mer rasjonell proteinsyntese (Hawkins et al. 1986). Fôrbehovet vil med andre ord variere mellom skjell fra oppdrettsanlegg forskjellige steder, slik at det ikke uten videre lar seg gjøre å utrede generelle parametere for vellykket etablering av mellomlagring. Ulik genetisk adaptering til lave temperaturer påvirker den geografiske variasjonen ytterligere (Mallet et al. 1987).

Det er viktig å ta hensyn til skjellenes reproduksjonssyklus ved beregning av utføring som er ment å skulle dekke energibehovet for standard metabolisme. Energibehovet er større i perioder etter gyting enn rett før gyting, og større ved vanntemperatur på 14°C enn ved 7°C. Høy temperatur øker i tillegg risikoen for gyting. Modne skjell bruker store deler av energireservene sine på gametogenesen (Bayne et al. 1982), og er derfor spesielt utsatt for stress fra omgivelsene etter gyting, i en mager periode med oppbygging av mantel og vevsreserver (Trembley et al. 1998). Skjell som høstes mens de er i denne gjenoppbygningsfasen om våren, og som under perioden med akklimatisering opplever endret fôrtilgang samtidig som fôrets organiske fraksjon endres, havner i en lite fordelaktig situasjon. Dersom vanntemperaturen i tillegg øker i mellomlageret, kan det medføre en vedvarende opplevelse av stress.

Det motsatte vil være tilfelle med hensyn til reproduksjonssyklus og fysiologisk status for skjell som plasseres i mellomlager sent på våren eller tidlig om sommeren. Skjellene er da på et så høyt nivå i gametogenesen at det med rimelighet kan antas at gyting er nært forestående. En kombinasjon av økt temperatur og redusert fôrtilgang kan utløse gyting hos enkeltindivider som et resultat av både termisk stress og respons på endret fôrtilgang. Skjell som da er plassert sammen i vekstrenner/ modulsystemer hvor en stor del av vannet resirkulerer, vil påvirke hverandre med frigivelse av gameter til vannmassene og ytterligere stimulere gyting.

Individuell variasjon hos skjell tilbudt samme fôrmengde gjør beregningsgrunnlaget for utføring uforutsigbart, og kan være et problem når det gjelder fôrkontroll av skjell i mellomlager, spesielt med hensyn til ”biomixing” når vannets gjennomstrømnings-hastighet er lav. ”Biomixing”, induert av inhalerende- og exhalerende siphon strømmer, må ifølge O’Riordan et al. (1995) vurderes som en viktig påvirkende mekanisme på skjellets opplevelse av fôrmengde i vannet. Butman et al. (1994) mener derimot at man som regel kan se bort fra denne effekten siden filtrerings-hastigheten bare unntaksvis er høy sammenlignet med vannets hastighet forbi skjellet.

7.3 Kondisjonering av skjell under lagring -fôrberegning og avgiftning

Dersom primærhensikten er å avgifte skjell i mellomlager er det en forutsetning at aktiviteten hos skjellene er høy for å lykkes. Sammenhengen mellom avgiftningshastighet og aktivitet og metabolsk omsetning i skjell er ikke endelig bevist, men det er en allmenn oppfatning at høy aktivitet vil fremme både aktiv utskillelse av toksiner gjennom nedbryting og/eller aktiv transport og passiv utskillelse ved diffusjon over kroppsoverflaten. Under optimale forhold bør det være en målsetting å kunne nå halveringstider på 1 uke, men det gjenstår å undersøke hvordan faktorer som årstid og fysiologisk status hos skjellene vil påvirke avgiftningshastigheten.

For blåskjell fra Nordsjø-stammen i England er det godt dokumentert at optimalt vekstpotensiale oppnås ved temperaturer rundt 15 °C og et daglig energiinntak på 1-2 % av total kroppsenergi. Det antas at blåskjell langs Norskekysten ikke er vesentlig forskjellig fra disse. Energiinnholdet i alger er 23,5 kJ (5,62 kcal) pr gram tørrvekt (Bayne & Widdows 1978) mot 19,73 kJ (4,73 kcal) pr gram tørrvekt i blåskjell (Dauvin and Joncourt 1989). Med utgangspunkt i ferdigsorterte markedsklare blåskjell med 15 g rundvekt og 1 g tørrvekt kan fôrbehovet ut fra et opptak av 1 % av total kroppsenergi estimeres til ca 13200 kJ eller 3165 kcal pr tonn skjell pr døgn i mellomlager ved 15°C vanntemperatur.

Fôrbehovet tilsvarer 8,4 mg tørrvekt alger pr gram tørrvekt skjell eller ca 561 g tørrvekt (2244 g våtvekt) alger pr tonn skjell pr døgn. Biomassen utgjør eksempelvis 1247 liter algekultur (214 g karbon, Reitan et al. 1994) pr tonn pr døgn av *Isochrysis galbana* med tetthet på 10 millioner celler pr liter. Avgiftning av 20 tonn blåskjell vil med dette ha et fôrbehov på i underkant av 25 000 liter algekultur pr døgn.

Skjellenes energibehov vil ifølge BioPI være anslagsvis 20-50% lavere ved 5-10°C vanntemperatur, men en reduksjon av vanntemperaturen vil senke aktiviteten og forlenge tiden det tar å avgifte skjellene. For å unngå vekttap må det hver dag tilsettes i størrelsesorden 1 - 2 kg ren algemasse pr. tonn skjell. Muligheten for å anvende algemasse, formulerte fôralternativer eller løste komponenter i stedet for alger fra vekstkulturer bør undersøkes.

Det er viktig å ta hensyn til at dette er et beregnet fôropptaket hos skjellene, og at det i tillegg må tas høyde for hvilken andel av det tilgjengelige fôret som filtreres og tas opp fra vannmassene. Fôropptaket reguleres blant annet av fôrkonsentrasjonen, vannets gjennomstrømningshastighet og skjellenes relative oppfattning av fôretilgangen. Utfôringene må tilpasses skjellenes relative fôropptak og dersom retensjonseffektiviteten (Ev) ikke er fullstendig må utfôringene økes i samsvar med dette. I tillegg er fôr kvaliteten (andelen partikulært organisk materiale) avgjørende for skjellenes filtrering av fôrpakler fra vannmassene (se Vedlegg B)

Skjell som ikke er giftige, og som lagres av andre grunner enn avgiftning, trenger ikke samme høye aktivitet som skjell under avgiftning. Fôrbehovet for å unngå vekttap og kvalitetsforringelse kan da tilfredsstilles med et opptak av ca 0,5% av total kroppsenergi, eller halvparten av fôrmengden som kan være nødvendig i en avgiftningssituasjon. Da fôres skjellene på det som kalles minimumsdiett, som er det nødvendige fôrbehovet for tilnærmet normal aktivitet uten at opplevelsen av stress øker.

Blåskjellenes fôrbehov i mellomlager kan budsjetteres ut fra et pålitelig energiregnskap, hvor estimer av fysiologiske prosesser som næringsinntak, absorpsjon, respirasjon og ekskresjon integreres i en indeks over tilgjengelig energi for vekst og reproduksjon (Warren & Davis 1967) (Vedlegg B). Differansen mellom energi absorbert gjennom maten og energi tapt gjennom respirasjon og ekskresjon refereres gjerne til som "Scope For Growth" (SFG) (Diehl et al. 1986,

Donkin & Widdows 1986, Widdows & Johnsen 1988, Gilek et al. 1992, Smaal & Vonck 1997, Trembley et al. 1998, Arifin & Bendell-Young 2000). Negativ produksjon indikerer at omgivelsene ikke klarer å levere nok næring for en positiv energibalanse hos skjellet, slik at energibehovene for vedlikehold må dekkes av egne energireserver (Bayne & Newell 1983).

På bakgrunn av respirasjon og ekskresjonsrater kan skjellenes O:N-forhold i tillegg registreres for å detektere katabolsk aktivitet. O:N-raten som atomekvivalenter for konsumert oksygen mot ekskretert nitrogen indikerer proporsjonen for katabolisert nitrogen relativt til karbohydrat og lipid i energi metabolismen (Bayne 1973b). Høy proteinmetabolisme gir lav O:N rate, noe som generelt er en indikasjon på en stresset kondisjon (Bayne 1976, Widdows 1978). O:N raten gir en god vurdering av skjellenes ernæringsmessige tilstand. Respirasjonen øker ifølge Bayne et al. 1976 hos *M. edulis* fram mot gyting og en O:N rate < 25-30 indikerer høy protein metabolisme. Protein er hovedenergi kilde hos *M. edulis* under og like etter gametogenesisen.

7.4 Lagring i vann i landbasert anlegg

Ved mellomlagring av skjell i landbaserte anlegg er arealutnyttelsen viktig, både av arbeidsmessige og økonomiske hensyn. Skjell kan plasseres i karsystemer/moduler eller bassenger og bør kunne lagres i store tettheter. Dersom man skal lagre store mengder skjell (50-100 tonn) er det, ifølge beregninger gjort av Bio Production Invent (BioPI), realistisk å oppnå tettheter på 300 – 500 kg pr. m³ dersom skjellene lagres i modulsystemer. 100 tonn skjell kan da lagres på ca 200 - 300 m² i et 1 m dypt basseng. Til sammenligning vil 100 tonn skjell i et 10 cm tykt lag dekke ca 1200 m².

Ved lagring av skjell i store tettheter ligger det en stor utfordring i å sikre tilgangen på friskt oksygenrikt vann for skjellene. Modulsystemer kan løse dette problemet ved at skjell plasseres i flere lag med fri vanngjennomstrømning mellom lagene. Modulene er foreslått å kunne bygges av perforerte kasser eller hyllesystemer med lag av skjell med begrenset tykkelse.

Det vil generelt være et bedre alternativ å lagre skjellene tørt og fuktig enn kontinuerlig i vann uten oksygen. Dette skyldes at skjellene bruker energi på å pumpe vann selv om det ikke er oksygen til stede, mens de ved tørrlagring setter ned stoffskiftet.

Ved mellomlagring i vann uten føring vil skjellens kondisjon etter hvert reduseres som en følge av redusert matinnhold. Dette skyldes at skjellene må bruke lagret energi for å pumpe vann og opprettholde kroppsfunksjonene. Graden av vekttap vil variere med skjellenes metabolske status og vanntemperaturen. Høy temperatur gir raskere stoffskifte samtidig som oksygeninnholdet i vannet reduseres slik at skjellene må pumpe mer vann for å dekke oksygenbehovet. Lav temperatur vil generelt minske vekttapet, og det bør derfor fortrinnsvis benyttes kaldt dypvann eller kjøling.

Som nevnt kan skjell kondisjoneres i mellomlagringsperioden. Kjøttkvaliteten (farge og smak) kan endres ved føring for tilpasning til spesielle markeder samtidig som skjellene avgiftes. Forutsetningen for tilpassing av farge, næringsinnhold eller smak er at det finnes formulerte fôrtyper som kan gi spesielle sammensetninger.

Potensielle problemer knyttet til mellomlagring i store tettheter kan være:

- Stor bakterievekst som følge av opphopning av feces i anlegget. Dette vil i særlig grad være aktuelt dersom skjellene føres. Bakterieveksten vil i stor grad begrenses av skjellenes filtrering, men regelmessig renhold av anlegget bør vurderes.
- Massegyting. Stress kan medføre gyting, blant annet som en følge av temperatursprang og/eller mekanisk stress. Massegyting vil kunne induseres av at et eller noen få skjell gyter slik at skjellenes kvalitet forringes. Risikoen for massegyting tilsier at skjellene bør lagres i flere adskilte bassenger.
- Byssusproduksjon. Byssusproduksjonen kan føre til at fraskillelse og rensing av skjell etter lagring blir vanskelig. Byssusproduksjonen varierer under forskjellige forhold og det bør søkes å legge forholdene til rette for minimal byssusproduksjonen.

7.5 Gjennomstrømningsbasseng

Gjennomstrømningsbasseng krever store vannmengder og er derfor ikke aktuelt i områder hvor det stilles krav til rensing av avløpsvannet. Med utgangspunkt i et oksygenforbruk på 0,25-0,5 mg O₂ per skjell per time avhengig av om skjellene føres eller ikke må det tilføres ca 4,2-8,4 m³ nytt vann pr time pr tonn skjell, eller omtrent 210-420 m³ per time ved lagring av 50 tonn skjell ved 15°C (ca 8,3 mg oksygen/liter) uten luftbobling, dersom oksygenmetningen i vannet skal holdes over 50 %. Metoden krever stor pumpekapasitet og tilstrekkelig fordeling av det "friske" vannet slik at oksygen blir tilført alle skjellene i anlegget. En senkning av temperaturen på 10°C i forhold til vanntemperaturen i havet vil redusere oksygen- og vannforbruket med inntil det halve, men den kraftige reduksjonen er ikke langvarig siden skjellene vil tilpasse seg den nye temperaturen i løpet av 14 dager. På sikt kan man anta en reduksjon av oksygenforbruket på omtrent 20-30% ved en temperatursenkning av denne størrelsen. Likedan øker oksygen- og vannbehovet tilsvarende med økende temperatur.

7.6 Resirkulert basseng med vannbehandling

Resirkulering er et alternativ til gjennomstrømningssystem. Til forskjell fra gjennomstrømningssystemet er det med denne metoden en moderat utskiftning av vann samtidig som vannet resirkuleres og oksygeneres. I et slikt system vil skjellene selv bidra til å rense vannet. Dersom skjellene er aktive vil de pumpe i størrelsesorden 70-190 m³ vann pr tonn i timen og filtrere ut små partikler.

Metoden krever noe vannbehandling og bakteriell kontroll, som for eksempel filtrering av større partikler fra feces, UV stråling og ozonering. Oppsamling av feces i lagene med skjell kan føre til problemer som redusert vanngjennomstrømning og sterk bakterievekst, slik at skjellene med fordel kan vaskes med jevne mellomrom.

7.7 Periodisk tørrlegging

Skjellenes lukkerespons kan som nevnt innledningsvis stimuleres ved at skjellene utsettes for periodisk tørrlegging. Dersom to og to basseng med skjell kobles sammen eller det etableres bufferbassenger ved mellomlagringsstasjonene kan skjellene tørrlegges periodisk ved at vannet

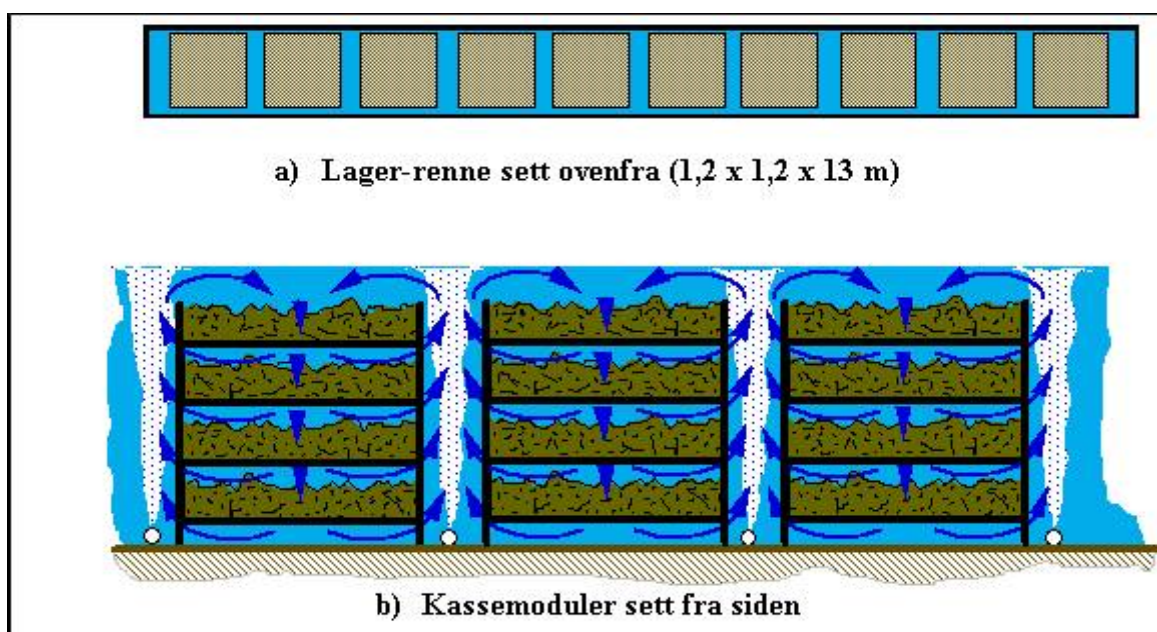
pumpes ut og inn for å simulere flo og fjære. Syklisk tørrlegging vil på flere måter bidra til å bedre skjellkvalitet i forhold til å holde skjellene kontinuerlig i vann.

Enklere prosedyrer kan etableres for rengjøring fordi partikler lettere løsner og dreneres ut. En slik metode vil gjøre det enkelt å spyle skjellene ved tørrlegging dersom dette er nødvendig. Kondisjonering av lukkerespons gjør skjellene bedre i stand til å holde på kappevannet under prosessering og pakking. I tillegg senkes stoffomsetningen ved tørrlegging, noe som gir redusert oksygenforbruk, lavere aktivitet og mindre vekttap.

7.8 Bruk av modulsystemer ved lagring av blåskjell

Som tidligere nevnt forutsetter lagring av store mengder skjell på små arealer at skjellene lagres i lag av begrenset tykkelse i flere etasjer. Dette skyldes at skjellene må ha tilgang på friskt vann og derfor ikke kan lagres i for tykke lag. Slike lagersystemer bør standardiseres og være konstruert på en slik måte at de er lett håndterbare. Ideelt bør skjellene kunne høstes direkte i disse modulene og bli der gjennom transport og mellomlagring med minst mulig forstyrrelser og uten kutting av byssustråder. De enkelte enhetene i et slikt modulsystem er nærliggende å tenke seg som perforerte kasser eller kurver som kan stables. Dersom skjellene lagres i et 20 cm tykt lag bør høyden på hver kasse være minst 25 cm for å gi mulighet til vanngjennomstrømning mellom lagene.

I Figur 10.1 er det vist et eksempel på et modulsystem som består av kassemoduler med en grunnflate på 1 x 1 m. Selve kassen er perforert og har en dybde på ca 20 cm og føtter på 5 cm. I eksemplet er det vist stabler med 4 kasser i høyden. Hver kasse rommer ca 150 kg som gir totalt 600 kg i hver kassestabel. Mellom hver kassestabel er det tenkt etablert kraftig luftbobling langs hele bredden på stabelen. Dette gir god oksygenering og danner en vannstrøm som bidrar til god sirkulasjon. Det bør tas hensyn til eventuelle problemer knyttet til gassovermetning ved konstruksjonsteknisk utforming av et slikt oppsett.



Figur 10.1. Skisse til modulsystem for bruk til lagring av skjell. Lager-renne (a) med størrelse 1,2 x 1,2 x 13 m bestående av 10 kassemoduler med grunnflate 1m² og totalt 6-7 tonn skjell, og kassemoduler sett fra siden (b). Hver stabel består av 4 kasser som hver inneholder ca 150 kg skjell. Bobling mellom kassestablene i hele rennens bredde sørger for god sirkulasjon og oksygenering. Kassene er perforerte og stablet med mellomrom slik at vannet kan sirkulere fritt både over og under lagene med skjell. (Ill. og ide; BioPI)

I forhold til utføring er det viktig at modulene og anlegget i sin helhet prosjekteres slik at alle skjellene får tilgang på fôr, først og fremst for å unngå stor spredning i kvalitet etter lagringsperioden. Utfordringen er på samme måte som for oksygen å sikre god gjennomstrømning i alle deler av anlegget. Med tettheter på 300–500 kg skjell pr. m³ vil vannet i lagringsbassengene i gjennomsnitt filtrere 0,5–3 ganger pr. minutt. Dette medfører at fôret raskt blir tatt opp og selv med kraftig omrøring vil fôret bli transportert kort vei før det er filtrert ut. For å sikre jevn tilførsel av fôr til alle skjellene bør tilsetningen derfor skje kontinuerlig på flere steder i lagringsbassenget.

7.9 Konklusjon

Videre forskning bør fokusere på etablering av mellomlager og utfordringer knyttet opp mot dette. Krav til miljøforhold må studeres ut fra tetthet, vannkvalitet og vannutskiftning. Lagring i bassenger på land gjør det aktuelt å fôre skjell for kondisjonering og avgifting. Det bør søkes å utvikle formulerte fôrtyper som alternativ til algedyrking. Formulert fôr kan også benyttes til å produsere skjell av bestemte kvaliteter (nisjeprodukter). Minimumsdiett av forskjellige fôr må defineres ved ulike temperaturer.

Fare for gyting kan være et problem deler av året, spesielt i lagersystemer der det fôres. Molekylærbiologiske og histologiske markører må undersøkes som indikatorer for gytestatus, og sammenhengen mellom avgiftningshastighet og stoffomsetning må kartlegges for DSP og PSP ved forskjellige temperaturer. Årstidsvariasjon i omsetningsrate og vekst- og aktivitetsnivå synes å være et omfattende, men nødvendig arbeid i en forskningsstrategi for vellykket mellomlagring av blåskjell.

Langtidslagring på land kan gjennomføres over lang tid med høye tettheter av skjell. Forutsetningene for langtidslagring i bassenger på land er at det sikres tilstrekkelig omrøring slik at alle skjellene har tilgang på oksygenrikt vann. Dette kan gjøres ved at skjellene lagres i flere lag med mulighet for god gjennomstrømning mellom, og gjennom lagene, og at det benyttes kraftig luftbobling. Fortrinnsvis bør skjellene få ligge uforstyrret med byssus festet i hele lagringsperioden.

BioPI mener resirkulerte bassenger med periodisk tømning (simulert flo/fjære) peker seg ut som den mest gunstige lagringsformen i vann for å opprettholde kvaliteten på skjellene. Dersom det skal benyttes modulsystemer, kan disse med fordel også benyttes i innhøstingen, slik at skjellene ikke trenger å omlastes ved mottaksanlegget. Det kan vise seg å være et problem å opprettholde god vannkvalitet over lang tid ved lagring i store tettheter. Metoden krever i første rekke utprøving av lagersystemer for å oppnå tilstrekkelig omrøring og effektiv oksygenering av vannet.

8 Strategi for produksjon av giftfrie skjell i norske fjorder

Blåskjellnæringen må baseres på eksport av skjellene som produseres til et marked som har klare preferanser og høye krav til kvalitet. Videre er det en forutsetning for å lykkes at det skal leveres skjell når markedet etterspør blåskjell. Det vil i praksis bety at det må kunne tilbys høykvalitetesskjell gjennom hele året. Det er videre en forutsetning at det kan produseres blåskjell med høyt matinnhold av den kvaliteten som markedet vil ha. Likeledes må det kunne garanteres at blåskjellene som kommer ut på markedet er "giftfrie". Det betyr at i mange områder må det etableres muligheter for å avgifte blåskjell hvis det ikke kan skaffes giftfrie blåskjell på annen vei.

Blåskjell er et relativt lavprisprodukt, og produksjonen må være kostnadseffektiv. Dette medfører at det er en forutsetning at produksjonen er rask og at det kan opereres med høye biomasser i anleggene. Produksjonspotensialet er varierende i de ulike lokaliteter, noe som har sammenheng med naturlige forutsetninger og tilførsel av næring fra annen næringsaktivitet. Erfaringsvis er mange fjordstrøk som har landbruksaktivitet i tilgrensende områder, høyproduktive blåskjellområder. Slike områder har også ofte vist god påslagde av yngel slik at den naturlige forutsetningen for produksjon av blåskjell er god. Et problem i slike områder er at det har vært periodevis høyt innhold av giftalger og dermed også høyt giftinnhold i skjellene.

Det har vært gjennomført en del arbeid for å finne områder hvor det ikke er så høyt innhold av giftige alger, og disse områdene kan da tenkes å være bedre egnet til produksjon av blåskjell. SAMS-prosjektet i Sogn og Fjordane har gjennomført prøvetaking over vel 2 år og funnet områder i Sogn og Fjordane som i sum gjør at det kan leveres skjell fra hele fylket. Registreringene i prosjektet viste klart at lokalitetene innover i fjordene har høyere innslag av giftige alger, mens ytre kyststrøk har lavere innslag av disse algene. Imidlertid er produktiviteten i lokalitetene i ytre strøk betydelig lavere. Det er både betydelig lavere påvekst av yngel og vekst av blåskjellene. Det er også en viss usikkerhet om hvilken bæreevne som kan oppnås i anleggene i ytre kyststrøk.

For å lette noe på dette problemet har det vært diskutert som en mulig strategi å foreta yngelsamling i bestemte gode yngelområder og så transportere de til områder for videre utsetting for vekst. Slike nye lokaliteter skal da velges ut i fra statistisk innslag av giftige alger i området. Og slike områder er ofte lengre ut på kysten, mens yngelsamling kan skje i indre fjordstrøk.

Veksten av blåskjell er som tidligere nevnt varierende fra lokalitet til lokalitet. Det meste av kysten i Norge er næringsbegrenset slik at primærproduksjonen vil være begrenset av tilgjengelige næringsalter. Dette gjør at primærproduksjonen følger bestemt oppblomstringer når det er næringsalter tilgjengelig. En stimulans av fjorder og kysten med næringsalter (naturlig eller menneskeskapt) vil bidra til økt algeproduksjon. Dette ble klart synliggjort i MARICULT programmet.

DETOX prosjektets målsetning var å bidra til en strategi for utnyttning av de høyproduktive områdene for blåskjellproduksjon. Resultatene viste at ved tiltakene som ble gjennomført økte den totale algebiomassen i lokalitetene. Økningen av algebiomassen var ikke giftige alger. Resultatene kan derfor gi grunnlag for høyst sannsynlig å forbedre vekstgrunnlaget for blåskjell generelt og etablere avgiftingsområder for blåskjell.

Slike tiltak som er beskrevet i DETOX rapporten (Rapport STF80A 032090) er kun gjennomført i en periode i relativt kort tid. Det er stort behov for å finstille metodene og karakterisere effektene

ytterligere. Det er behov for å undersøke metodene nærmere og gjennomføre forbedringer i de lokalitetene som eventuelt skal velges. Investeringene er relativt store og det krever en felles strategi for å etablere slike anlegg. Det er nærliggende å foreslå at de ulike regioner som har blåskjellproduksjon bør gå sammen om å etablere slike avgiftingsområder.

9 Referanser

- Arifin, Z. Bendell-Young, L I. 1997. Feeding response and carbon assimilation by the blue mussel (*Mytilus trossulus*) exposed to environmentally relevant seston matrices. *Marine Ecology Progress Series* (160): 241-253.
- Arifin, Z. Bendell-Young, L I. 2001. Cost of selective feeding by the blue mussel (*Mytilus trossulus*) as measured by respiration and ammonia excretion rates. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* (260): 259-269.
- Atkins, D A. 1937. On the ciliary mechanisms and interrelationships of lamellibranchs. Part II: Sorting devices on the gills. *Q. Journal of Microscopy Science* (79): 339-373.
- Aune, T. 2002. Marine Algetoksiner og helse. Norges veterinærhøgskole, FMN, Toksin-informasjon (<http://www.veths.no>).
- Aune, T. Yndestad, M. 1993. Diarrhetic shellfish poisoning. In: Algal toxins in seafood and drinking water. Falconer, I. R. (Ed). Academic Press Ltd., pp. 87-104.
- Bauder, A G. Cembella, A D. Quilliam, M A. 1996. Dynamics of Diarrhetic Shellfish Toxins from the dinoflagellate *Prorocentrum lima*, in the bay scallop, *Argopecten irradians*. In: Harmful and Toxic Algal Blooms. Yasumoto, T. Oshima, Y. (Eds.). Elsevier, Amsterdam, pp. 433-436.
- Bayne, B L. 1973a. Physiological changes in *Mytilus edulis* L. induced by temperature and nutritive stress. *Journal of the Marine Biological Association of U. K.* (53): 39-58.
- Bayne, B L. 1973b. Aspects of the metabolism of *Mytilus edulis* during starvation. *Netherland Journal of Sea Research* (7): 399-410.
- Bayne, B L. 1976. The biology of mussel larvae. In: Marine mussels: their ecology and physiology. Bayne, B L. (Ed). Cambridge university press, Cambridge, pp 81-120.
- Bayne, B L. 1993. Feeding physiology of bivalves: time dependence and compensation for changes in food availability. In: Bivalve filter feeders in estuarine and coastal ecosystem processes. Dame, R F. (Ed). NATO ASI Series G (33), pp 1-24.
- Bayne, B L. Newell, R C. 1983. Physiological energetics of Marine Molluscs. In: The Mollusca, vol. 4, Physiology, Part 1. Saleuddin, A S M. Wilbur, K M. (Eds). Academic Press (Toronto), pp 407-515.
- Bayne, B L. Widdows, J. 1978. The physiological ecology of two populations of *Mytilus edulis* L. *Oecologia* (37): 137-162.
- Bayne, B L. Brown, D A. Burns, K. Dixon, D R. Ivanovici, A. Livingstone, D R. Lowe, D M. Moore, M N. Stebbing, A R D. Widdows, J. 1985. The Effects of Stress and Pollution on Marine Animals. Praeger Publishers (New York).
- Bayne, B L. Bubel, A. Gabbott, P A. Livingstone, D R. Lowe, D M. Moore, M N. 1982. Glycogen utilisation and gametogenesis in *Mytilus edulis* L. *Marine Biology* (3): 89-105.
- Bayne, B L. Hawkins, A J S. Navarro, E. 1987. Feeding and digestion by the mussel *Mytilus edulis* L. (Bivalvia:Mollusca) in mixtures of silt and algal cells at low concentrations. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* (111): 1-22.
- Bayne, B L. Hawkins, A J S. Navarro, E. 1988. Feeding and digestion in suspension feeding bivalve molluscs: the relevance of physiological compensations. *American Zoologist* (28):147-159.
- Bayne B L. Widdows, J. Thompson, R J. 1976. Physiological integrations. In: Marine mussels: their ecology and physiology, Bayne B L. (Ed). Cambridge University press, pp. 261-291.
- Beninger, P. 2000. Limits and constraints: a comment on premises and methods in recent studies of particle capture mechanisms in bivalves. *Limnology and Oceanography* (5): 1196-1199.
- Beninger, P G. Le Pennec, M. Donval, A. 1991. Mode of particle ingestion in five species of suspension-feeding bivalve molluscs. *Marine Biology* (108): 255-261.
- Beninger, P G. Lynn, J W. Dietz, T H. Silverman, H. 1997a. Mucociliary Transport in Living Tissue: The Two-Layer Model Confirmed in The Mussel *Mytilus edulis* L. *Biological Bulletin* (193): 4-7.

- Beninger, P G. St-Jean, S D. 1997b. Particle processing on the labial palps of *Mytilus edulis* and *Placopecten magellanicus* (Mollusca: Bivalvia). *Marine Ecology Progress Series* (147): 117-127.
- Beninger, P G. Veniot, A. Poussart, Y. 1999. Principles of pseudofeces rejection on the bivalve mantle: integration in particle processing. *Marine Ecology Progress Series* (178): 259-269.
- Bernard, F R. 1974. Particle sorting and labial palp function in the Pacific oyster *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1975). *Biological Bulletin* (146): 1-10.
- Bjerkeng, B. Kirkerud, L. 1994. Filtrering og vekst hos blåskjell som funksjon av miljøforhold. NIVA-rapport (3117), 73 s.
- Blanco, J. Fernàndes, M L. Míguez, A. Morono, A. 1999. Okadaic acid depuration in the mussel *Mytilus galloprovincialis*: one- and two-compartment models and the effect of environmental conditions. *Marine Ecology Progress Series* (176): 153-163.
- Britten, H B. 1996. Meta-analyses of the association between multilocus heterozygosity and fitness. *Evolution* (50) 6: 2158-2164.
- Bruce, J R. 1926. The respiratory exchange of the mussel (*Mytilus edulis* L.). *Biochemical Journal* (20): 829-846.
- Bu, T. Haugland, T M. Hellan, H S. 2000. Kjemisk testing av algegiften DSP i blåskjell. Kandidatoppgave i akvakultur ved Høgskulen i Sogn og Fjordane. 91 s.
- Butman, C A. Frechette, M. Geyer, W R. Starczak, V R. 1994. Flume experiments on food supply to the mussel *Mytilus edulis* as a function of boundary-layer flow. *Limnology and oceanography* (39): 1755-1768.
- Byrkjeland, L. 1989. *Dinophysis* spp. som årsak til diaregift (DSP) i blåskjell i indre Sognefjord. Hovedfagsoppgave, institutt for fiskeribiologi, Universitetet i Bergen. 115 s.
- Bøhle, B. 1965. Undersøkelser av blåskjell (*Mytilus edulis* L.) i Oslofjorden. *Fiskets Gang* (51): 388-394.
- Bøhle, B. 1974. Vekst av blåskjell (*Mytilus edulis* L.): Forskjellige temperaturer og algekonsentrasjoner. *Fisken Havet, serie B* (24).
- Bøhle, B. Dahl, E. Yndestad, M. Langeland, G. 1987. Nedsenkning av dyrkningsanlegg for å unngå algegift i blåskjell. *Flødevigen meldinger* (2): 1-27.
- Cahalan, J A. Siddall, S E. Luckenbach, M. 1989. Effects of flow velocity, food concentration and particle flux on growth rates of juvenile bay scallops *Argopecten irradians*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* (129): 45-60.
- Canelli, E. Fuhs, G W. 1976. Effect of the sinking rate of two diatoms (*Thalassiosira* spp.) on uptake from low concentrations of phosphate. *Journal of Phycology* (12): 93-99.
- Christophersen, G. Strand, Ø. 1994. Algetoksiner i blåskjell. Rapport SMR 17/94. Senter for miljø- og ressursstudier, Universitetet i Bergen. 23 s.
- Conover, R J. 1966. Assimilation of organic matter by zooplankton. *Limnology and Oceanography* (11): 338-354.
- Coughlan, J. 1969. The estimation of filtering rate from the clearance of suspensions. *Marine Biology* (2): 356-358.
- Cranford, P J. Hill, P S. 1999. Seasonal variation in food utilization by the suspension-feeding bivalve molluscs *Mytilus edulis* and *Placopecten magellanicus*. *Marine Ecology Progress Series* (190): 223-239.
- Croci, L. Toti, L. De Medici, D. Cozzi, L. 1994. Diarrhetic shellfish poisoning in mussels: comparison of methods of detection and determination of the effectiveness of depuration. *International Journal Of Food Microbiology* (24): 337-342.
- Cucci, T L. Shumway, S E. Newell, R C. Selvin, R. Guillard, R R L. Yentsch, C M. 1985. Flow cytometry; a new method for characterization of differential ingestion, digestion and egestion by suspension feeders. *Marine Ecology Progress Series* (24): 201-204.
- Davids, C. 1964. The influence of suspension of micro-organisms of different concentrations on the pumping and retention of food by the mussel *Mytilus edulis* L. *Netherlands Journal of Sea Research* (2): 233-249.
- Defossez, J-M. Hawkins, A J S. 1997. Selective feeding in shellfish: size-dependent rejection of large particles within pseudofaeces from *Mytilus edulis*, *Ruditapes philippinarum* and *Tapes decussatus*. *Marine Biology* (129): 139-147.
- Delmas, D. Herbland, A. Maestrini, S Y. 1992. Environmental-conditions which lead to increase in cell-density of the toxic dinoflagellates *Dinophysis* spp. in nutrient-rich and nutrient poor waters of the French atlantic coast. *Marine Ecology Progress Series* (89) 1: 53-61.

- Diehl, W J. Gaffney, P M. Koehn, R K. 1986. Physiological and genetic aspects of growth in the mussel *Mytilus edulis* L. Oxygen consumption, growth, and weight loss. *Physiological Zoology* (59) 2: 210-211.
- Dolmer, P. 1998. Seasonal and spatial variability in growth of *Mytilus edulis* L. in a brackish sound: Comparisons of individual mussel growth and growth of size classes. *Fisheries Research* (34): 17-26.
- Dolmer, P. 2000. Algal concentrations profiles above mussel beds. *Journal of Sea Research* (43) 2: 113-119.
- Donkin, P. Widdows, J. 1986. Scope for growth as a measurement of environmental pollution and its interpretation using structure-activity relationships. *Chemistry and Industry* (21): 732-737.
- Dral, A D G. 1967. The movements of the latero-frontal cilia and the mechanism of particle retention in the mussel (*Mytilus edulis* L.). *Netherland Journal of Sea Research* (3): 391-422.
- Eckman, J E. Peterson, C H. Cahalan, J A. 1989. Effects of flow speed, turbulence, and orientation on growth of juvenile bay scallops *Argopecten irradians concentricus*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* (132): 123-140.
- Edge, J K. Aksnes D L. 1992. Silicate as regulating nutrient in phytoplankton competition. *Marine Ecology Progress Series* (83): 281-289.
- Estrada, M, Berdalet, E. 1998. Effects of turbulence on phytoplankton. In: Physiological ecology of harmful algal blooms. Anderson, D M. Cembella, A D. Hallegraeff, G M. (Eds). Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, pp. 601-618.
- FAO 2002. The state of World fisheries and aquaculture 2002. (www.fao.org)
- Fegley, S R. McDonald, B A. Jacobsen, T R. 1992. Short-term variations in the quantity and quality of seston available to benthic suspension feeders. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* (34): 393-412.
- Frechette, M. Bacher, C. 1998. A modelling study of optimal stocking density of mussel populations kept in experimental tanks. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* (219): 241-255.
- Frechette, M. Bourget, E. 1987. Significance of small-scale spatio-temporal heterogeneity in phytoplankton abundance for energy flow in *Mytilus edulis*. *Marine Biology* (94): 231-240.
- Frechette, M. Butman, C A. Geyer, W R. 1989. The importance of boundary-layer flows in supplying phytoplankton to the benthic suspension feeder, *Mytilus edulis* L. *Limnology and Oceanography* (34): 19-36.
- Gavis, J. 1976. Munk and Riley revisited: Nutrient diffusion transport and rates of phytoplankton growth. *Journal of Marine Research* (34): 161-179.
- Gilek, M. Tedengren, M. Kautsky, N. 1992. Physiological performance and general histology, of the blue mussel, *Mytilus edulis*, from the Baltic and North Seas. *Netherland Journal of Sea Research* (30): 11-21.
- Gjerp, S A. McClimans, T A. 1990. Jostedalutbygging: Etterprøving av hydrofysiske forhold i nærsone som følge av utslippet til Gaupnefjorden. SINTEF Rapport STF60 F90040.
- Gjerp, S A. Eidnes, G. Nilsen, J. Sørås, P E. 1982. Etterprøving av bobleanlegg ved Mo i Rana. Vurdering av bobleanleggets virkninger på de hydrofysiske forholdene i fjorden. SINTEF Rapport STF60 A82107.
- Godhe, A. Svennson, S. Rehnstam-Holm, A S. 2002. Oceanographic settings explain fluctuations in *Dinophysis* spp. and concentration of diarrhetic shellfish toxin in the plankton community within a mussel farm area on the Swedish west coast. *Marine Ecology Progress Series* (240): 71-83.
- Gosling, E (Ed). 1992. The mussel mytilus: Ecology, physiology, genetics and culture. Elsevier Science Publishers B. V., U. K., pp 565.
- Haamer, J. 1995. Presence of the phycotoxin okadaic acid in mussels (*Mytilus edulis*) in relation to nutrient composition in a Swedish coastal water. *Journal of shellfish research* (14) 1: 209-216.
- Haamer, J. Andersson, P-O. Lange, S. Li, X P. Edebo, L. 1990. Effects of transplantation and reimmersion of mussels *Mytilus edulis* L. on their contents of okadaic acid. *Journal of shellfish research* (9) 1: 109-112.
- Halstensen, S. 2003. Vekst og kvalitet av blåskjell (*Mytilus edulis*) i hengekultur og Fysiologisk respons ved forskjellige førkonsentrasjoner og temperaturer. Hovedfagsoppgave i marinbiologi, institutt for Biologi, NTNU. 66 s.
- Hansen, A H. McClimans, T A. Fredheim, A. Lien, E. Tangen, K. Olsen, Y. Reitan, K I. 2002. DETOX: Effekt av oppstrømming av næringsrikt dypvann på algesamfunn. Poster presentasjon ved Norske Havforskere Forenings Årsmøte, Bergen, 31 okt. - 2. nov. 2002.

- Hansen, A H. McClimans, T A. Fredheim, A. Lien, E. Tangen, K. Olsen, Y. Reitan, K I. 2003. DETOX: Effekt av luftbobling og neddykket ferskvannsutslipp på algesamfunn. Poster presentasjon ved Norske Havforskernes Forenings Årsmøte, Longyearbyen, 8-12 okt. 2003.
- Hamburger, K. Møhlenberg, F. Randløv, A. Riisgård, H U. 1983. Size, oxygen consumption and growth in the mussel *Mytilus edulis*. *Marine Biology* (75): 303-306.
- Hawkins, A J S. Bayne, B L. 1991. Nutrition of marine mussels: factors influencing the relative utilizations of protein and energy. *Aquaculture* (94): 177-196.
- Hawkins, A J S. Bayne, B L. 1992. Physiological processes, and the regulation of production. In: The mussel *Mytilus*: ecology, physiology, genetics and culture. Gosling, E. (Ed.) Elsevier Science Publishers B. V., U. K., pp 171-222.
- Hawkins, A J S. Bayne, B L. Bougrier, S. Heral, M. Iglesias, J I P. Navarro, E. Smith, R F M. Urrutia, M B. 1998. Some general relationships in comparing the feeding physiology of suspension-feeding bivalve molluscs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* (219): 87-103.
- Hawkins, A J S. Bayne, B L. Day, A J. 1986. Protein turnover, Physiological energetics and heterozygosity in the blue mussel, *Mytilus edulis*: the basis of variable age-specific growth. Proceedings of the Royal Society of London. *Biological Sciences* (B229): 161-176.
- Hawkins, A J S. Navarro, E. Iglesias, J I P. 1990. Comparative allometries of gut content, gut passage time and metabolic faecal loss in *Mytilus edulis* and *Cerastoderma edule*. *Marine Biology* (105): 197-204.
- Hawkins, A J S. Smith, R F M. Bayne, B L. Heral, M. 1996. Novel observations underlying fast growth of suspension-feeding shellfish in turbid environments: *Mytilus edulis*. *Marine Ecology Progress Series* (131): 179-190.
- Hawkins, A J S. Smith, R F M. Bougrier, S. Bayne, B L. Heral, M. 1997. Manipulation of dietary conditions for maximal growth in mussels, *Mytilus edulis*, from the Marennes-Oleron Bay, France. *Aquatic Living Resources* (10): 13-22.
- Hellebust, J A. 1974. Extracellular products. In: Algal physiology and biochemistry. Stewart, W D P. (Ed.). Blackwell Scientific Pub., Oxford, pp 838-863.
- Hildreth, D I. 1976. The influence of water flow rate on pumping activity in *Mytilus edulis* using a refined direct measurement apparatus. *Journal of marine biology Ass. U.K.* (56): 311-319.
- Hågvar, E. 1995. Det zoologiske mangfoldet. Universitetsforlaget, Oslo, s. 217-220.
- Iglesias, J I P. Urrutia, M B. Navarro, E. Alvarez-Jorna, P. Larretxea, X. Bougrier, S. Heral, M. 1996. Variability of feeding processes in the cockle *Cerastoderma edule* (L.) in response to changes in seston concentrations and composition. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* (197): 121-143.
- Iglesias, J I P. Urrutia, M B. Navarro, E. Ibarrola, I. 1998. Measuring feeding and absorption in suspension-feeding bivalves: an appraisal of the biodeposition method. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* (219): 71-86.
- Incze, L S. Lutz, R A. 1980. Mussel culture: an east coast perspective. In: Mussel culture and Harvest: a North American Perspective. Lutz, R A. (Ed.). Elsevier Science Publishers, Amsterdam, pp 99-140.
- Jakson, G A. 1990. A model of the formation of marine algal flocs by physical coagulation processes. *Deep-Sea Research* (37): 1197-1211.
- Jørgensen, C B. 1949. The rate of feeding by *Mytilus* in different kinds of suspension. *Journal of the Marine Biological Association of U K* (28): 333-344.
- Jørgensen, C B. 1975a. On gill function in the mussel (*Mytilus edulis* L.). *Ophelia* (13): 187-232.
- Jørgensen, C B. 1975b. Comparative physiology of suspension feeding. *Annual Review of Physiology* (37): 57-79.
- Jørgensen, C B. 1990. Bivalve filter feeding: hydrodynamics, bioenergetics, physiology and ecology. Olsen og Olsen, Fredensborg.
- Jørgensen, C B. 1996. Bivalve filter feeding revisited. *Marine Ecology Progress Series* (142): 87-302.
- Jørgensen, C B. Møhlenberg, F. Knudsen, O S. 1986. Nature of relation between ventilation and oxygen consumption in filter-feeders. *Marine Ecology Progress Series* (29): 73-88.
- Karp-Boss, L. Boss, E. Jumars, P A. 1996. Nutrients fluxes to planktonic osmotrophs in presence of fluid motion. *Oceanography and Marine Biology : an Annual Review* (34): 71-107.
- Karp-Boss, L. Boss, E. 2000. Motion of dinoflagellates in a sample shear flow. *Limnology and Oceanography* (45): 1594-1602.
- Kjørboe, T. Andersen, K P. Dam, H G. 1990. Coagulation efficiency and aggregate formation in marine phytoplankton. *Marine Biology* (107): 235-245.

- Kjørboe, N. Møhlenberg, F. 1981. Particle selection in suspension-feeding bivalves. *Marine Ecology Progress Series* (5): 291-296.
- Kjørboe, T. Møhlenberg, F. Nøhr, O. 1980. Feeding, particle selection and carbon absorption in *Mytilus edulis* in different mixtures of algae and resuspended bottom material. *Ophelia* (19): 193-205.
- Kjørboe, T. Møhlenberg, F. Nøhr, O. 1981. Effect of suspended bottom material on growth and energetics in *Mytilus edulis*. *Marine Biology* (61): 283-288.
- Lazier, J R N. Mann, K H. 1989. Turbulence and the diffusive layers around small organisms. *Deep-sea Research* (36) 11: 1721-1733.
- Levinton, J S. Ward, J E. Thompson, R J. 1996. Biodynamics of particle processing in bivalve molluscs: models, data and future directions. *Invertebrate Biology* (115) 3: 232-242.
- Lien, E. 2002. Sogn - Uppwelling. Marine Aquaculture System AS
- Littorin, B. Gilek, M. 1999. Vertical patterns in biomass, size structure, growth and recruitment of *Mytilus edulis* in an archipelago area in the northern baltic sea proper. *Ophelia* (50) 2: 93-112.
- Loo, L-O. 1992. Filtration, Assimilation, Respiration and Growth of *Mytilus edulis* L. at low temperatures. *Ophelia* (35) 2: 123-131.
- Loo, L O. Rosenberg, R. 1983. *Mytilus edulis* culture: growth and production in Western Sweden. *Aquaculture* (35): 37-150.
- Loosanoff, V L. 1949. On the food selectivity of oysters. *Science* (110).
- Loosanoff, V L. Engle, J B. 1947. Effect of different concentrations of microorganisms on the feeding of oysters (*O. virginica*). *Fisheries Bulletin nr. 42, Fish and Wildlife Service* (51): 31-57.
- Lucas, M I. Newell, R C. Shumway, S E. Seiderer, L J. Bally, R. 1987. Particle clearance and yield in relation to resource availability in estuarine and open coast populations of the mussel *Mytilus edulis* L. *Marine Ecology Progress Series* (87): 215-224.
- MacDonald, B A. Ward, J E. 1994. Variation in food quality and particle selectivity in the sea scallop *Placopecten magellanicus* (Mollusca: Bivalvia). *Marine Ecology Progress Series* (108): 251-264.
- Mallet, A L. Carver, C E A. Coffen, S S. Freeman, K R. 1987. Winter growth of the blue mussel *Mytilus edulis* L.: importance of stock and site. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* (108) pp 217-228.
- Marcaillou-Le Baut, C. Bardin, B. Bardouil, M. Bohec, M. Le Dean, L. Masselin, P. Truquet, P. 1993. DSP depuration rates of mussels reared in laboratory and an aquaculture pond. In: Smayda, T J. Shimizu, Y. (Eds.), *Toxic Phytoplankton Blooms in the Sea*. Elsevier Science Publishers, Amsterdam, pp. 531-535.
- Margalef, R. 1978. Life-forms of phytoplankton as survival alternatives in an unstable environment. *Oceanologica. Acta.* (1) 4: 493-509.
- McClimans, T.A. 1981. Dykket utslipp fra Vangen kraftverk. Etterprøving. SINTEF Rapport STF60 F81113.
- McClimans, T.A. 1999. Bruk av dykket ferskvannutslipp og strømsettere for heving av næringsrikt sjøvann til lyssonen. SINTEF Rapport STF2 F99204.
- McClimans, T A. Eidnes, G. 2000. FJORDCULT laboratory simulation of controlled artificial upwelling in a fjord using a submerged fresh water discharge. SINTEF Rapport STF22 A00217.
- McClimans, T A. Myhr, B. 2002. DETOX Prosjekt. SINTEF MPEG/video (5 min).
- McClimans, T A. Eidnes, G. Aure, J. 2002. Controlled artificial upwelling in a fjord using a submerged fresh water discharge: computer and laboratory simulations. *Hydrobiologia* (484) 1: 191-202.
- Meeting, B. Pyne, J W. 1986. Biologically active compounds from microalgae. *Enzyme and Microbial Technology* (8) 7: 386-394.
- Meyhofer, E. Morse, M P. 1996. Characterization of the bivalve ultrafiltration system in *Mytilus edulis*, *Chlamys hastata*, and *Mercenaria mercenaria*. *Invertebrate Biology* (115) 1: 20-29.
- Miller, D S. 1990. Internal flow systems (Second edition). BHRA (Information Services).
- Mitton, J B. 1993. Enzyme heterozygosity, metabolism, and developmental stability. *Genetica* (89): 47-65.
- Moltubakk, K. 2002. Bobleanlegget i Botn, Rissa kommune. Brev fra Rissa kommune utvikling/forvaltning, med vedlegg.
- Moisander, P H. Hench, J L. Kononen, K. Paerl, H W. 2002. Small-scale effects on heterocystous cyanobacteria. *Limnology and Oceanography* (47) 1: 108-119.
- Møhlenberg, F. Riisgård, H U. 1979. Filtration rate, using an new indirect technique, in thirteen species of suspension-feeding bivalves. *Marine Biology* (54): 143-147.

- Navarro, E. Iglesias, J I P. Camacho, A P. Labarto, U. Beiras, R. 1991. The physiological energetics of mussels (*Mytilus galloprovincialis* Lmk) from different cultivation rafts in the Rib de Arosa (Galicia N.W. Spain). *Aquaculture* (94): 197-212.
- Newell, R I E. Jordan, S J. 1983. Preferential ingestion of organic material by the American oyster *Crassostrea virginica*. *Marine Ecology Progress Series* (13): 47-53.
- Norges Standardiseringsforbund, (NSF) 1975. NS 4764 -Bestemmelse av ammonium-nitrogen.
- Norsk skjellnæring 2002. Med fokus på fremtidig pakkerstruktur. KPMG Consulting AS, Senter for Havbruke & Fiskeri. 44 s.
- NUMARIO 2002. Evaluering av utviklingsprogrammet for marine arter. 51 s.
- Official Journal of the European Communities: Commission Decision of 15. March 2002. 2002/225/EC
- O'Riordan, C A. Monismith, S G. Koseff, J R. 1995. A study of concentration boundary-layer formation over a bed of model bivalves. *Limnology and Oceanography* (38): 1712-1729.
- Pasciak, M J. Gavis, J. 1974. Transport limitation of nutrient uptake in phytoplankton. *Limnology and Oceanography* (19) 6: 881-888.
- Pasciak, M J. Gavis, J. 1975. Transport limited nutrient uptake rates in *Ditylum brightwelli*. *Limnology and Oceanography* 20: 604-617.
- Pillay, T V R. 1990. *Aquaculture Principles and Practices*. Fishing News Books/Blackwell Science, pp 488-491.
- Poletti, R. Viviani, R. Casadei, C. Lucentini, L. Funari, E. Draisci, R. 1996. Decontamination dynamics of mussels naturally contaminated with diarrhetic toxins relocated to a basin of the Adriatic sea. In: Tasumoto, T. Oshima, Y. Fukuyo, Y. (Eds.), *Harmful and Toxic Algal Blooms*. Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, pp. 429-432.
- Prins, T C. Smaal, A C. Pouwer, A J. 1991. Selective ingestion of phytoplankton by the bivalves *Mytilus edulis* L. and *Cerastoderma edule* L. *Hydrobiologia* (25) 1: 93-100.
- Redfield, A C. Ketchum, B H. Richards, F A. 1963. The influence of organisms on the composition of seawater. In: *The sea*. Hill, N M. (Ed.) Wiley-Interscience, New York, pp 26-77.
- Reitan, K I. Lien, E. McClimans, T A. Olsen, Y. 2000. Gjenskaping av marine biotoper i Norske fjorder for blåskjell dyrking. SINTEF Fiskeri og havbruk. Notat 2001-02-21.
- Reitan, K I. Rainuzzo, J R. Olsen, Y. 1994. Effect of nutrient limitation on fatty acid and lipid contents of marine mikroalgae. *Journal of Phycology* (30): 972-979.
- Riisgård H U. 1988. Efficiency of particle retention and filtration rate in 6 species of northeast American bivalves. *Marine Ecology Progress Series* (45): 217-223.
- Rodhouse, P G. McDonald, J H. Newell, R I E. Koehn, R K. 1986. Gamete production, somatic growth and multiple-locus enzyme heterozygosity in *Mytilus edulis*. *Marine Biology* (90): 209-214.
- Rodhouse, P G. Roden, C M. Hensey, M P. Ryan, T H. 1984. Resource allocation in *Mytilus edulis* on the shore and in suspended culture. *Marine Biology* (84): 27-34.
- Rokkan Iversen, K W. 2003. Manipulasjon av turbulens- og næringsstoffforhold: Konsekvenser for det mikrobielle algesamfunn. Hovedfagsoppgave i marinbiologi, institutt for fiskeri- og marinbiologi, Univeritetet i Bergen. 79 s.
- Rosenberg, R. Loo, L O. 1983. Energy-flow in a *Mytilus edulis* culture in Western Sweden *Aquaculture* (35): 151-161.
- Rotschild, B J. Osborn, T R. 1988. Small-scale turbulence and plankton contact rates. *Journal of Plankton research* (10) 3: 465-474.
- Sampayo, M A. Alvito, P. Franca, S. Sousa, L. 1990. *Dinophysis* spp. toxicity and relation to accompanying species. In: Granèli, E. Sundström, B. Edler, L. Anderson, D M M. (Eds), *Toxic Marine Phytoplankton*. Elsevier, New York, pp. 215-220.
- Savidge, G. 1981. Studies of the effects of small-scale turbulence on phytoplankton. *Journal of marine Biology Association United Kingdom* (61): 477-488.
- Sèchet, V. Safran, P. Hovgaard, P. Yasumoto, T. 1990. Causative species of diarrhetic shellfish poisoning (DSP) in Norway. *Marine Biology* (105): 268-274
- Seed, R. 1976. *Ecology*. In: *Marine mussels, their ecology and physiology*. Bayne, B L (Ed.), Cambridge Univ. Press, pp 13-66.
- Seed, R. Suchanek, T H. 1992. Population and community ecology of *Mytilus* L. In: *The Mussel Mytilus: Ecology, Physiology, Genetics and Culture*. Gosling, E. (Ed.), Elsevier, Amsterdam, pp 87-169.
- Shumway, S E. Cucci, T L. Newell, R C. Yentsch, C M. 1985. Particle selection, ingestion, and absorption in filter-feeding bivalves. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* (91): 77-92.

- Situasjonsanalyse for skjellnæringen i Sogn og Fjordane. 2001. Samordning av skjellnæringa i Sogn og Fjordane (SAMS). 117 s.
- Sleigh, M A. 1989. Adaptations of ciliary systems for the propulsion of water and mucus. *Comparative Biochemical Physiology* (94) A: 359-364.
- Slobodkin, L B. Richman, S. 1961. Calories/gm in speceis of animals. *Nature* (191).
- Smaal, A C. Verhagen, J H G. Coosen, J. Haas, H A. 1986. Interaction between seston quantity and quality and benthic suspension feeders in the Oosterschelde, The Netherlands. *Ophelia* (26): 385-399.
- Smaal, A C. Vonck, A P M A. 1997. Seasonal variation in C, N and P budgets and tissue composition of the mussel *Mytilus edulis*. *Marine Ecology Progress Series* (153): 167-179.
- Smayda, T. J. 1980. Phytoplankton species succession. In: The physiological ecology of phytoplankton in Studies of ecology volum 7. Morris I (Ed.) Anderson D J. Greig-Smith P. Pitelka, F A. Blackwell Scientific publications, pp. 493-570.
- SNT-Rapport 9. 2001. Overvåkingsprogrammet for algetoksiner 2000. 61 s.
- Sobsey, M D. 1999. Global overview of bivalve quality assurance programs with special reference to human viral contamination. Book of abstracts, World Aquaculture 99, 26 April – 2 May 1999 Sydney, Australia, p. 717.
- Starr, M. Himmelmann, J H. Therriault, J-C. 1990. Direct coupling of marine invertebrate spawning with phytoplankton blooms. *Science* (247): 1071-1074.
- Starr, M. Therriault, J-C. Conan, G Y. Comeau, M. Robichaud, G. 1994. Larval release in a sub-euphotic zone invertebrate triggered by sinking phytoplankton particles. *Journal of Plankton Research* (16): 1137-1147.
- Stecko, J R P. Bendell-Young, L I. 2000. Contrasting the geochemistry of suspended particulate matter and deposited sediments of the Fraser River estuary. *Applied Geochemistry* (15): 753-775.
- Strand, Ø. 1993. Enhancement of bivalve production capacity in Norwegian heliothermic polls. Dr. scient thesis, Department of Fisheries and Marine Biology, Univerity of Bergen, Norway. 144 pp.
- Strathman, R R. 1967. Estimating the organic carbon content of phytoplankton from cell volume or plasma volume. *Limnology & Oceanography* (12): 411-418.
- Strohmeier, T. Duinker, A. Aure, J. 2003. Blåskjell dyrking – bæreevne, skjellkvalitet og avgiftning. Havforskningsinstituttets Havbruksrapport 2003: 51-53.
- Sullivan, J M. Swift, E. 2003. Effects of small-scale turbulence on net growth rate and size of ten species of marine dinoflagellates. *Journal of Phycology* (39): 83-94.
- Svennson, S. 2002. Depuration of Okadaic acid (Diarrhetic Shellfish Toxin) in mussels, *Mytilus edulis* (Linnaeus), feeding on different quantities of nontoxic algae. *Aquaculture* (218): 277-291.
- Sægrov, S. 1978. Boblegardin i sjiktet vann. SINTEF rapport STF60 A78015.
- Thompson, R J. 1984. The reproductive cycle and physiological ecology of the mussel *Mytilus edulis* in a subartic, non-estuarine environment. *Marine Biology* (79): 277-288.
- Thompson, R J. Bayne, B L. 1972. Active metabolism associated with feeding in the mussel *Mytilus edulis*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* (9): 111-124.
- Thompson, R J. Bayne, B L. 1974. Some relationships between growth, metabolism and food in the mussel *Mytilus edulis*. *Marine Biology* (27): 317-326.
- Thomas, W H. Gibson, C H. 1990. Effects of small-scale turbulence on microalgae. *Journal of Applied Phycology* (2): 71-77.
- Trembley, R. Myrand, B. Sevigny, J-M. Blier, J. Guderley, H. 1998. Bioenergetic and genetic parameters in relation to susceptibility of blue mussels, *Mytilus edulis* (L.) to summer mortality. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* (221): 27-58.
- Trætteberg, A. 1967. Boblegardin ved lufttilførsel fra samvirkende parallelle rør. SINTEF Rapport.
- Vahl O. 1972. Efficiency of particle retention in *Mytilus edulis* L. *Ophelia* (10): 17-25.
- Wallace, J C. 1980. Growth rates of different populations of the edible mussel, *Mytilus edulis*, in north Norway. *Aquaculture* (19): 303-311.
- Walne, P R. 1972. The influence of current speed, body size and water temperature on the filtration rate of five species of bivalves. *Journal of marine biololgy Ass. U.K.* (52): 345-374.
- Ward, J E. 1996. Biodynamics of suspension-feeding in adult bivalve molluscs: particle capture, processing and fate. *Invertebrate Biology* (115) 3: 218-231.
- Ward, J E. Cassell, H K. MacDonald, B A. 1992. Chemoreception in the sea scallop *Placopecten magellanicus* (Gmelin).I. Stimulatory effects of phytoplankton metabolites on clearance and ingestion rates. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* (163): 235-250

- Ward, J E. Levinton, J S. Shumway, S E. Cucci, T. 1998a. Particle sorting in bivalves: in vivo determination of the pallial organs of selection. *Marine Biology* (131): 283-292.
- Ward, J E. Sanford, L P. Newell, R I E. 1998b. A new explanation of particle capture in suspensionfeeding bivalve molluscs. *Limnology and Oceanography* (43): 741-752.
- Ward, J E. Targett, N M. 1989. Influence of marine microalgal metabolites on the feeding behavior of the blue mussel *Mytilus edulis*. *Marine Biology* (101): 313-321.
- Warren, C E. Davis, G E. 1967. Laboratory studies on the feeding bioenergetics and growth of fish. In: The Biological Basis of Freshwater Fish Production. Gerking, S D. (Ed). Blackwell Scientific, Oxford, pp 175-214.
- Widdows, J. 1978. Combined effects of body size, food concentration and season on the physiology of *Mytilus edulis*. *Journal of the Marine Biological Association of U. K.* (58): 109-124.
- Widdows, J. Fieth, P. Worall, C M. 1979. Relationships between seston, available food and feeding activity in the common mussel *Mytilus edulis*. *Marine Biology* (50): 195-207.
- Widdows, J. Hawkins, A J S. 1989. Partitioning of rate of heat dissipation by *Mytilus edulis* into maintenance, feeding and growth. *Physiological Zoology* (62): 764-784.
- Widdows, J. Johnson, D. 1988. Physiological energetics of *Mytilus edulis*: Scope for Growth. *Marine Ecology Progress Series* (46): 113-121.
- Widdows, J. Shick, J M. 1985. Physiological responses of *Mytilus edulis* and *Cardium edule* on aerial exposure. *Marine Biology* (85): 217-232.
- Wildish, D J. Miyares, M P. 1990. Filtration rate of blue mussels as a function of flow velocity: preliminary experiments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* (142): 213-219.
- Willemsen, J. 1952. Quantities of water pumped by mussels (*Mytilus edulis*) and cockles (*Cardium edule*). *Archives Neerlandaises de Zoologie* (10): 153-160.
- Winter, J E. 1978. A review on the knowledge of suspension-feeding in lamellibranchiate bivalves, with special reference to artificial aquaculture systems. *Aquaculture* (13): 1-33.
- Yasumoto, T. Oshima, Y. Yamaguchi, M. 1978. Occurrence of new type of shellfish poisoning in the Tohoku district. *Bull. Jap. Soc. Scient. Fish.* 44 (11): 1249-1255.
- Zirbel, M J. Vernon, F. Lats, F. 2000. The reversible effect of flow on the morphology of *Ceratocorys horrida* (permidinales, Dinophyta). *Journal of Phycology* (36): 46-58.
- Zwaan, A de. Cortesi, P. Thillart, G van den. Roos, J. Storey, K B. 1991. Differential sensitivities to hypoxia by two anoxia-tolerant marine molluscs: a biochemical analysis. *Marine Biology* (111): 343-351.

VEDLEGG A

MPEG/video av et forsøk med en fordelerplate over et dykket ferskvannsutslipp fra Jostedal kraftverk (Innspilt tekst)

Utslipet fra Jostedal kraftverk er dykket 40 m i Gaupnefjorden for å unngå isdannelse vinterstid. Oppdriften av ferskvannet i sjøen skaper kraftig turbulens i overflaten. Opptil 1 MW går til spill. Denne energien er bare delvis brukt til blanding med sjøvann. For å unngå isdannelse, må brakkvannet ha minst 2½ deler sjøvann.

En skisse viser hvordan utslippet fra kraftverket stiger til overflaten, danner uroligheter og strømmer ut fjorden nær overflaten. Spillenergien kan brukes til å øke blandingen med sjøvann og løfte vesentlig større mengder av friskt sjøvann mot lyssonen.

For å demonstrere denne muligheten utfører SINTEF et prosjekt med navnet DETOX. Prosjektet er initiert av Fjordgarden og finansiert av Fiskeridepartementet, Landbruksdepartementet og Kommunal- og regionaldepartementet.

En horisontal plate plassert over utløpet vil kunne fordele utslippet i flere mindre stråler, øke oppstrømmingen av sjøvann og sikre en innlagring dypere i lyssonen. Det er tenkt at dette vil føre til mer stabile vekstvilkår for nyttige alger og føre til en bedre produksjon av blåskjell. For å unngå tap av energi i kraftverket må ikke utslippsvannet stuves ned til under 36 m.

For å teste denne muligheten ble det laget en modell av utløpet og nærliggende terreng i et 1 m X 13 m basseng. Dette tilsvarer 100 m x 1300 m i Gaupnefjorden. Den foreslåtte fordelerplaten er trekantet og 20 m i størrelse. Den er hengslet i overkanten av utløpet og fortøyd til forankringspunkter i 40 m dyp for å kunne løfte den opp vinterstid. Overflatebøyer sørger for at den ikke faller ned når kraftverket stanser. Vi starter med utløpet som det er i dag.

Her er resultatet for 55 m³/s sett fra siden. Etter flere minutters kjøring er det dosert sort farge i tunnelen. Ett minutt i modelltid tilsvarer 10 minutter i Gaupnefjorden. Den røde fargen er det fluoriserende stoffet Rhodamin som simulerer næringssalter i sjøen.

Sett ovenifra kan vi se fordelerplaten i vinterstillingen. Saltholdighetsmålinger viser at utløpet virker etter hensikten og at modellen stemmer med feltmålinger. Refleksene av lysene i forsøkshallen viser at strålen danner en turbulent overflate. Når fargen er dosert i tunnelen ser vi hvor konsentrert den oppstrømmende strålen er over utløpet og hvor fort det strømmer bort nær overflaten.

Med fordelerplaten på plass i 31 m dyp venter vi et annet bilde. Her fra sidekameraet ser vi 55 m³/s støtte mot fordelerplaten og sprer seg horisontalt like over utløpet. Oppstivingen under platen er bare noen få meter.

Sett ovenifra ser vi at overflatebøyene har små bevegelser. Det er en vesentlig mindre turbulent overflate. Fargestoffet sprer seg ut under platen og gir en mye bredere blandingssone. Labresultatene viser at vi kan øke oppstrømmingen av friskt sjøvann med en faktor av 2 til 3 ganger dagens situasjon.

Modellresultatene for utslippet uten tiltak stemmer med felldata. Det må nå demonstreres at det foreslåtte tiltaket også virker i fullskala i Gaupnefjorden. Med et slikt forsøk på sensommeren er det mulig også å studere de biologiske konsekvensene av en slik teknisk anordning og beregne nytteverdien for blåskjellnæringen i området.

VEDLEGG B

Metoder for bestemmelse av energibehov hos blåskjell i mellomlager, "Scope for growth" og O:N rate

1. "Scope for growth"

Blåskjellenes fôrbehov i mellomlager kan budsjetteres ut fra et pålitelig energiregnskap, hvor estimater av fysiologiske prosesser som næringsinntak, absorpsjon, respirasjon og ekskresjon integreres i en indeks over tilgjengelig energi for vekst og reproduksjon ved ligningen;

$$C = P + R + U + F, \quad (1)$$

hvor C = total konsumering av energi gjennom maten; P = produksjon av skjell, somatisk vev og gonader; R = energiutgifter ved respirasjon; U = energi tapt ved ekskresjon og F = tap av energi gjennom fecalieproduksjon (Warren & Davis 1967).

Absorbert energi (A) er produktet av konsumert energi (C) og absorpsjons-effektiviteten (AE) fra maten. Produksjon (P) uttrykkes da;

$$P = A - (R + U) \quad (2)$$

og utgjør differansen mellom energi absorbert gjennom maten og energi tapt gjennom respirasjon og ekskresjon, og refereres gjerne til som "Scope For Growth" (SFG) (Diehl et al. 1985, Donkin & Widdows 1986, Widdows & Johnsen 1988, Gilek et al. 1992, Smaal & Vonck 1997, Trembley et al. 1998, Arifin & Bendell-Young 2000). Negativ produksjon indikerer at omgivelsene ikke klarer å levere nok næring for en positiv energibalanse hos skjellet, slik at energibehovene for vedlikehold må dekkes av egne energireserver (Bayne & Newell 1983). Beregning av C, A, R og U kan gjøres som følger, alle i $J g^{-1} h^{-1}$;

$$C = \text{Renserate} (l g^{-1} h^{-1}) \times \text{POM} (mg l^{-1}) \times 23,5^a J mg^{-1} \text{ AFTV}, \quad (3)$$

$$A = C \times AE, \quad (4)$$

$$R = \text{VO}_2 (ml O_2 g^{-1} h^{-1}) \times 20,33^b J ml^{-1} O_2, \quad (5)$$

$$U = mg NH_4 g^{-1} h^{-1} \times 19,4^c J mg^{-1} NH_4. \quad (6)$$

Faktorene for energikonvertering, *a*, *b* og *c*, er fra henholdsvis Widdows et al. (1979), Bayne et al. (1985) og Widdows & Johnsen (1988). Energiinnholdet i algekulturer kan antas å være $23,5 J mg^{-1} \text{ POM}$ (Widdows et al. 1979), en typisk verdi for de fleste organismer, også blåskjell, ifølge Slobodkin & Richman (1961).

Absorpsjonseffektiviteten (AE) representerer skjellets behov for opptak av organisk materiale fra inntatt næring. Metoden bygger på antagelsen om at kun den organiske komponenten i maten påvirkes i særlig grad av fordøyelsesprosessen, og sammenligner organisk andel i mat og feces. Absorpsjonseffektiviteten (AE) kan beregnes etter Conover's metode (1966);

$$AE = \frac{(F - E)}{[(1 - E)F]} \quad (7)$$

hvor F = askefri tørrvekt/tørr vekt rate for fôr og E = askefri tørrvekt/tørrvekt rate for feces.

Rensseraten er av Hawkins et al. (1996) definert som volum sjøvann filtrert for partikler h^{-1} , og kan beregnes på følgende vis (Widdows & Johnson, 1988);

$$RR = FI \times \frac{(K_1 - K_0)}{K_1} \quad (8)$$

hvor RR er renserate ($l \ h^{-1}$), FI er vannets gjennomstrømningshastighet i $l \ t^{-1}$ og K_1 og K_0 er partikkelkonsentrasjonen (antall partikler ml^{-1}) i innløpsvann og utløpsvann, respektivt. Nedre verdier for opprettholdelse av rensraten avhenger av vannets partikkelsammensetning. Når det er mye løst organisk materiale i vannet vedvarer filtreringen ved lavere førkonsentrasjoner enn om det fins lite (Dolmer 2000).

Aktiviteten hos blåskjell er i hovedsak knyttet til pumping av vann, og siden oksygenopptak er fysisk knyttet til vannstrømmen gjennom kappehula, kan oksygenforbruket benyttes som et mål på aktiviteten (Jørgensen 1990).

Ekskresjonsrater kan bestemmes på bakgrunn av konsentrasjonen i karenes utløpsvann når systemet er i likevekt. Spesifikk ammoniumproduksjon pr. time kan beregnes slik;

$$ER = \frac{C_{ut} - C_{inn}}{TV} \bullet F \quad (9)$$

Hvor ER er ekskresjonsrate i $\mu g \ NH_4 \ g^{-1} \ t^{-1}$, C_{inn} og C_{ut} er konsentrasjon i henholdsvis inn- og utløpsvann og F er vannets gjennomstrømningshastighet.

Innholdet av ammonium-nitrogen i inkubert vannvolum bestemmes ut fra norsk standard 4746 (Norges Standardiseringsforbund 1975).

Vektstandardisering

Tørrvekt kan variere hos de individuelle forsøksskjellene. For å utligne forskjellen kan fysiologiske rater omgjøres til masse-spesifikke rater for 1 g tørrvekt ved bruk av vekt eksponentene (b) i den allometriske likningen;

$$Y_s = (W_s/W_e)^b Y_e \quad (10)$$

Hvor Y_s er standardparameter, W_s er standard vekt (1 g), W_e er forsøksdyrets vekt, Y_e er ukorrigert parameter og b er korresponderende vekt eksponent (Hawkins et al. 1997). Hos *M. edulis* er b funnet å være 0,67 for filtrasjonsrate (Hawkins et al. 1990), 0,75 for oksygenopptak (Hawkins & Bayne 1992), 0,4 for CR og 0,65 for ammonium ekskresjon (Widdows & Johnson 1988).

2. O:N rate

O:N raten gir en god vurdering av skjellenes ernæringsmessige tilstand, og beregnes som atomekvivalenter etter formelen (Widdows & Johnsen 1988):

$$O:N = (mg \ O_2 \ h^{-1}/16) / (mg \ NH_4 \ h^{-1}/14) \quad (11)$$

3. Metodene

Metoden hvor skjellenes fecesproduksjon benyttes for estimering av fysiologiske parametre som pumpe- og filtreringsrate er sårbar på flere måter. For det første er det vanlig å anta at POM/PIM raten er den samme hos partiklene som filtreres, som hos partiklene i vannmassen. Dersom retensjonseffektiviteten er bedre for partikler i en bestemt størrelsesklasse, og denne har høyere eller lavere organisk fraksjon enn andre partikkelstørrelser, vil mengden organisk materiale filtrert enten over- eller underestimeres (Iglesias et al. 1998). Det vil innebære ukorrekt beregning av skjellenes absorpsjonseffektivitet, som igjen har direkte innvirkning på skjellenes kalkulerte energiopptak. Skjell som med denne metoden får beregnet netto negativ AE kan likevel ha høy AE fra fôret (Bayne et al. 1987). Dette skyldes tap av organisk materiale til feces som "metabolic faecal loss" (Hawkins et al. 1986). Avfallsproduktene, som anriker fecesproduksjonen til nivåer høyere enn nedbrytingen av inntatt næring, antas å være "mucus", materiale fra fordøyelsesceller og nitrogenholdige forbindelser absorbert av feces (Bayne et al. 1987). Prosessen klargjør tydelig behovet for god fôr kvalitet siden dietten på bakgrunn av denne vil variere skjellens nedre grense for negativ AE. Ved bruk av O:N raten unngår man dette problemet.

For det andre kan det hende at små partikler med høyere tetthet og mye PIM utgjør en større del av sedimentert materiale, enn større partikler med bedre egenskaper for å holde seg oppe i vannmassene. Forsøk gjennomført av Hawkins et al. (1997) viste at forholdet POM/TPM varierte fra 0,17-0,36 i dietter satt sammen av naturlig sjøvann, alger og silt (mudderpartikler), mens dietter kun bestående av naturlig sjøvann og alger hadde verdier omkring 0,65. Dersom partikler innenfor størrelsesområdet hvor skjellenes retensjon er høy består av mye uorganisk materiale, blir skjellenes faktiske opplevelse av fôr kvalitet en annen. Høye konsentrasjoner av små partikler trenger ikke å utgjøre mye av totalvolumet (Feagley et al. 1992), eller tørrvekten suspenderte partikler i vannmassene, samtidig som partikler som er tilstede i høyt antall kan ofte neglisjeres med hensyn til tørr- og organisk vekt (Iglesias et al. 1998).

VEDLEGG C

Forkortelse/uttrykk	Betydning	Beregning
TPM	Totalt partikulært materiale	
PIM	Partikulært inorganisk materiale	
POM	Partikulært organisk materiale	POM=TPM-PIM
Fôrkvalitet	Organisk andel av fôret	POM/TPM
Seston	Partikler i vannsøylen	
V	Vann som pumpes	
F	Partikler som filtreres mot munnområdet	
Ev	Retensjonseffektivitet	
FR	Filtrasjonsrate	
AE	Absorpsjonseffektivitet	

Art		Standardiserte størrelse	Merknad
Blåskjell	Rundvekt	15 g	
<i>Mytilus edulis</i> L.	Tørrvekt	1 g	
	Våtvekt	4 g	75% vanninnhold
	Våtvekt	5 g	80% vanninnhold
	Lengde	50-60 mm	
	Antall pr kg	67 stk	
	Oksygenforbruk	0,25-0,5 mg O ₂ pr time	v/15°C
	Energiinnhold	19,73 J (4,73 cal)	
	Veksteffektivitet	1% av total kroppsenergi	Normal vekst
		0,5 % av total kroppsenergi	Lav vekst
	Pumperate	1-3 L vann pr time	
Alger	Energiinnhold	23,5 J (5,62 cal)	
<i>Isochrysis galbana</i>	Tørrvekt	30,26 pikogram	Semikontinuerlig kultur, 50% av μ_{max}
	Våtvekt	121 pikogram	50% av μ_{max}
	Størrelse	7 μm	50% av μ_{max}
	Carbon	381,7 mg pr g tørrvekt	50% av μ_{max}
	Fosfat	4,58 mg pr g tørrvekt	50% av μ_{max}
	Nitrogen	44,66 mg pr g tørrvekt	50% av μ_{max}