

**Hovedkontor**

Postboks 173, Kjelsås  
0411 Oslo  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 22 18 52 00  
Internet: www.niva.no

**Sørlandsavdelingen**

Televeien 3  
4879 Grimstad  
Telefon (47) 37 29 50 55  
Telefax (47) 37 04 45 13

**Østlandsavdelingen**

Sandvikaveien 41  
2312 Ottestad  
Telefon (47) 62 57 64 00  
Telefax (47) 62 57 66 53

**Vestlandsavdelingen**

Nordnesboder 5  
5008 Bergen  
Telefon (47) 55 30 22 50  
Telefax (47) 55 30 22 51

**Akvaplan-NIVA A/S**

9015 Tromsø  
Telefon (47) 77 68 52 80  
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Konsekvenser av økte nitrogenutslipp fra NOAH-Langøya	Løpenr. (for bestilling) LNR 4098-99	Dato 15.09.99
	Prosjektnr. Undernr. O-99130	Sider Pris 21
Forfatter(e)  Morten Schaanning Gjertrud Holtan Mats Walday	Fagområde Eutrofi sjøvann	Distribusjon Sperrert
	Geografisk område Vestfold	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Norsk Avfallshåndtering AS	Oppdragsreferanse Fax 04.06.99
------------------------------------------------	-----------------------------------

<p>Sammendrag</p> <p>Norsk Avfallshåndtering (NOAH) ønsker å øke utslippet av nitrogen til Breiangen i Ytre Oslofjord fra 48 til 64-80 kg N/døgn over en begrenset periode på 3-5 år. Breiangen er i utgangspunktet en utsatt resipient med store tilførsler av næringsalter og eutrofisymptomer i deler av strandsonen og dypere lag. Utslippet fra NOAH-Langøya innlagres på 7-15 m dyp på vestsiden av Langøya og spres videre sterkt fortynt i Holmestrandsfjorden. Spredning til sårbare lokaliteter innerst i Sandebukta og ved Mølendypet øst for Langøya synes moderat. Forekomsten av alger og dyr i strandsonen på Langøya indikerer at tilstanden er god i områdene nær utslippspunktet. Den planlagte utslippøkningen ble vurdert liten sammenlignet med den naturlige omsetning av nitrogen i Breiangen, og det er ikke sannsynlig at et midlertidig økt utslipp fra NOAH-Langøya i denne størrelsesorden, vil kunne påvirke eutrofitilstanden i området.</p>
----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>Nitrogen</li> <li>Eutrofi</li> <li>Industriutslipp</li> <li>Denitrifikasjon</li> </ol>	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>Nitrogen</li> <li>Eutrophication</li> <li>Waste water</li> <li>Denitrification</li> </ol>
----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

*Morten Schaanning*

Prosjektleder

Forskningsleder

ISBN 82-577-3706-2

*Bjørn Braaten*

Forskningsjef

Konsekvenser av økte nitrogenutslipp fra  
NOAH-Langøya

## Forord

*Denne rapporten er utarbeidet på oppdrag fra Norsk Avfallshåndtering (NOAH). Rapporten bygger i hovedsak på data tilgjengelig i referert litteratur. Vurderingene av innlagring og spredning av utslippet er basert på tidligere utførte beregninger ved hjelp av NIVA's JETMIX-modell og OSMOM-modellen utviklet ved Det norske meteorologiske institutt i Oslo. I den sammenheng takkes Bruce Hackett ved Meteorologisk institutt for bruk av PC-lagrete modellkjøringer som viser strømforhold og spredningsmønstre i Breiangen i juni og juli måned 1995. Kari Nygaard og Jan Magnusson takkes for verdifulle kommentarer og hjelp ved ferdigstillingen av denne rapporten.*

*Oslo, 15.09.99*

*Morten Schaanning*

---

# Innhold

1. INNLEDNING .....	7
2. VURDERINGSGRUNNLAG.....	8
2.1. Internasjonale forpliktelser og nasjonale mål .....	8
2.2. Områdebeskrivelse.....	8
2.3. Tilførsel av nitrogen fra andre kilder .....	9
2.3.1. Metode og avgrensing .....	9
2.3.2. Resultat.....	9
2.4. Vekstforholdene i Breiangen.....	10
2.4.1. Sesongvariasjoner.....	10
2.4.2. Nedre voksegrense for alger.....	10
2.5. Innlagring og fortynning .....	11
2.6. Overflatestrøm .....	12
2.7. Eutrofitilstanden i Breiangen .....	12
2.7.1. Eutrofiforhold i strandsonen.....	12
2.7.2. Eutrofiforhold i dypvann og sedimenter.....	14
2.8. Forventete effekter på oksygenforbruk.....	15
2.9. Potensiell denitrifikasjon i Breiangen.....	17
3. TILTAK SOM KAN MOTVIRKE EUTROFIEFFEKTER.....	18
3.1. Nitrogenrensing.....	18
3.2. Innlagringsdyp økes.....	18
3.3. Flytting av utslippspunktet.....	18
3.4. Sesongregulert utslipp.....	19
3.5. Overvåking.....	19
4. KONKLUSJONER .....	20
5. REFERANSER .....	21

---



## Sammendrag

Norsk Avfallshåndtering (NOAH) behandler og stabiliserer spesialavfall på Langøya i Oslofjorden. Overskuddsvann fra deponiet pumpes ut på 15 m dyp i Holmestrandsfjorden. Bedriften har behov for å øke utpumpingen fra deponiet over en periode på 3-5 år. Utslippene av nitrogen vil i denne perioden øke fra 48 til 64-80kgN/døgn.

Nitrogentilførslene til Breiangen er dominert av utstrømmende vannmasser fra Drammenselva og Drammensfjorden. Disse utgjør i overkant av 80% av de totale tilførslene. Fordelt på kilder ble ca 33% beregnet å komme fra landbruk, ca 23% fra industri og befolkning og ca 3% som nedbør direkte på vannflaten. Resterende 44% tilføres som såkalt bakgrunnsavrenning. Den vurderte utslippøkningen fra NOAH Langøya vil utgjøre om lag 8 % av tilførslene via nedbør og 0,2% av de totale tilførslene.

Tidligere utførte modellberegninger har vist at utslippet fra Langøya innlagres på 7-15m dyp i nærheten av utslippspunktet på vestsiden av øya hvorfra utslippet i hovedsak spres videre i Holmestrandsfjorden. Spredning til områdene ved Mølendypet, øst for Langøya, synes moderat og forekommer fortrinnsvis i perioder med liten vannføring i Drammenselva og svak, sydlig vind.

Undersøkelser i strandsonen har vist lokale eutrofi-effekter i Holmestrandsfjorden og Sandebukta, men disse effektene kan ikke koples til utslippet fra Langøya. Forekomsten av alger og dyr i strandsonen på Langøya indikerer at tilstanden er god i områdene nær utslippspunktet.

Forholdene i dypere lag i Breiangen er påvirket av terskelen på ca 125 m dyp i området mellom Horten og Jeløya. Sandebukta og det meste av Holmestrandsfjorden har dyp mindre enn 100m og med unntak av lokale effekter innerst i Sandebukta synes oksygenforholdene tilfredstillende i disse områdene. I Mølendypet er det periodevis dårlige oksygenforhold og negative effekter på bunnfauna og sedimentenes redokspotensial har vært observert. Resipientkapasiteten i Breiangen er i normale år beregnet å kunne tåle noe økning av tilførslene av oksygenforbrukende materiale. Den vurderte utslippøkningen fra NOAH Langøya ble anslått å medføre ca 1/4 % økning av oksygenforbruket i de sårbare dypområdene.

80-95% av nitrogenet fra NOAH-Langøya slippes ut som ammonium. I sjøvann vil ammonium som ikke fikses direkte i organismer langsomt omdannes til nitrat ved mikrobiell oksidasjon. Nitrat vil kunne fjernes fra det biologiske kretsløp ved denitrifikasjon i sedimenter og dypvann. Hypotetisk vil hele den planlagte utslippøkningen kunne elimineres av en 2½ -5% økning av estimert denitrifikasjon i sedimentene.

En økning av utslippet av nitrogen fra NOAH Langøya fra 48 til 64-80 kg N/døgn ble således vurdert liten sammenlignet med den naturlige omsetning av nitrogen i resipienten og kan ikke forventes å medføre noen umiddelbar endring av eutrofitilstanden. Likevel må deler av Breiangen (spesielt Mølendypet, Sandebukta og Holmestrandsfjorden) fortsatt anses som utsatte områder som bør overvåkes med hensyn til eutrofitilstand i sedimenter og dypvann.

Av flere mulige tiltak for å redusere nitrogenutslippene fra Langøya synes utskilling av ammonium fra avløpsvannet mest hensiktsmessig. Noe kan trolig også oppnås ved å tilrettelegge interne rutiner for håndtering av hvert enkelt avfallsprodukt. For å motvirke eventuelle effekter av utslippet ble det anbefalt sesongregulering slik at utslippene reduseres mest mulig i perioden mai-september.

Innlagring på større vanddyp vil redusere fare for gjødsling av overflatelaget og vil dessuten kunne bidra til økt retensjon av nitrogen så vel som andre komponenter i utslippsvannet. Dette anbefales ikke gjennomført uten en mer omfattende vurdering av spredningsforholdene og utslippets sammensetning.

# 1. Innledning

Norsk Avfallshåndtering (NOAH) behandler og stabiliserer spesialavfall på Langøya i Oslofjorden. Spesialavfallet stabiliseres i gipsmatriks som deponeres i åpent brudd. Overskuddsvann fra prosess og nedbør pumpes ut på 15 m dyp i Holmestrandsfjorden. Bedriften har utslippstillatelse for nitrogen på inntil 48 kg N/døgn som tilsvarer en vannmengde på 1500 m<sup>3</sup>/døgn. Klimatiske og andre forhold har resultert i et behov for økt utpumping av overskuddsvann til 2000-2500 m<sup>3</sup>/døgn over en begrenset periode på 3-5 år. Dette vil medføre nitrogenutslipp på 64-80 kg N/døgn. Ifølge bedriften vil volumøkningen ikke medføre overskridelse av tillatte utslipp av metaller.

Oslofjorden og Skagerrak-kysten regnes blant de områdene i Norge som har mest problemer med overgjødning. Området påvirkes delvis av næringsstoffer som føres med havstrømmene fra Østersjøen og sydlige deler av Nordsjøen, delvis av egne utslipp bl.a. via de store ferskvannstilførslene fra Glomma og Drammenselva. Fjordområdet ved Langøya er hovedsaklig påvirket av lokale utslipp, først og fremst via Drammenselva.

Årsakene til overgjødning antas å ligge i den historiske økningen av antropogene tilførsler av N- og P-næringsstoffer. Tidligere var det en alminnelig oppfatning at nitrogenmangel ofte var begrensende for algevekst i sjøvann (Dugdale og Goering, 1967). Etter hvert har oppfatningene blitt mer nyansert og flere arbeider har vist at fosfor ofte kan være begrensende faktor i kystnære farvann. På grunnlag av avanserte mesokosmos-forsøk (MERL) har Nixon *et al.*, (1986) vist at 50x økning av N-tilførselen ikke resulterte i mer enn 5x økning av primærproduksjonen. Idag synes den mest vanlige oppfatningen å være at tilførsler av både nitrogen og fosfor bidrar til overgjødningen i Ytre Oslofjord og Skagerrak (Paasche, 1988, Magnusson *et al.*, 1990). Det har også vært fokusert på historisk økende N:P-forhold og mulige uheldige virkninger av ubalanse mellom næringsalter (ANON, 1996).

Virkningene av næringsalttilførsler er avhengig av en rekke klimatiske, topografiske, hydrografiske, biogeokjemiske og biologiske faktorer. Tilførsler til et produktivt overflatelag kan komme fra land via elver, bekker, avløpsledninger eller diffuse utslipp, fra atmosfæren via nedbør og fra dypvannet via diffusjon og up-welling. Vannmassenes lagdeling påvirker innlagringsdyp og fortykning og overflatestrømmer påvirker videre transport og spredning. Tilførslene er delvis klimastyrte og variable over tid, både på kort og lang sikt. Sammenfall av høy næringstilførsel og gode vekstforhold forøvrig vil kunne gi betydelige effekter, mens samme tilførsel på et mindre gunstig tidspunkt vil ha små effekter. I tillegg vil biologiske forhold som artssammensetning, beiting og nedbryting påvirke sedimentasjon og resirkulering av nitrogen og fosfor. Produksjonen i et gitt område er ikke bare styrt av tilførselen av næring, men også av den interne resirkulering av næringsstoffene. Både fosfor og nitrogen fjernes fra det biologiske kretsløp ved permanent innlagring i sedimentene. I tillegg vil denitrifikasjon i oksisk-anoksiske grensesoner i sedimenter og dypvann være en hovedmekanisme for fjerning av biotilgjengelig nitrogen. Det er derfor vanskelig å forutsi nøyaktige effekter av et gitt utslipp i et bestemt område.

Målsettingen med dette prosjektet var å vurdere mulige effekter på fjordmiljøet av økte nitrogenutslipp fra behandlingsanlegget på Langøya. Slike effekter vil være avhengig av områdets sårbarhet i forhold til eutrofiering. Videre synes det rimelig å anta at lokale effekter bare vil kunne forventes i den grad tilførselen er betydelig sammenlignet med den naturlige omsetning av nitrogen i området. Vurderingen vil derfor i hovedsak måtte baseres på et skjønn der områdets sårbarhet, myndighetenes vedtatte målsettinger om nitrogenutslipp og de betydelige usikkerheter omkring naturlige flukser av nitrogen tas i betraktning.

## 2. Vurderingsgrunnlag

### 2.1. Internasjonale forpliktelser og nasjonale mål

Arbeidet for å redusere belastningen fra utslipp av næringsalter til Nordsjøen pågår i første rekke innenfor Nordsjøkonferansene og OSPAR-kommisjonen og tiltak iverksettes i stor grad gjennom EU-direktiv. Norske myndigheter er forpliktet til å følge de såkalte nitrat- (91/676/EØF) og avløps- (91/271/EØF) direktivene, hvorav sistnevnte er viktigst i forhold til industriutslipp. EFTA's overvåkingsorgan (ESA: *European Surveillance Agency*) sørger for oppfølging og kontroll. Den opprinnelige målsetting om 50% reduksjon av nitrogenutslippene innen 1995 ble ikke nådd av noen medlemsland og målsettingen er nå omformulert til 50% reduksjon så raskt som mulig (Esbjerg Declaration, 1995).

Nasjonale mål er definert i St prp nr 1 (1998-99) som angir en målsetting på 50% reduksjon av nitrogenutslippene fra 1985 til 2005. For å nå disse målene prioriteres arbeidet mot avrenning fra landbruk og kommunale avløp som i tillegg til fiskeoppdrett representerer de største utslippene av nitrogen til norske kystfarvann.

I St prp nr 63 (1996-97) ble havområder sårbare for nitrogen omdefinert fra å gjelde hele området fra svenskegrensa til Jomfruland til bare å gjelde Oslofjorden innenfor Drøbak samt områdene fra svenskegrensa til vestenden av Hvaler/Strømtangen fyr. Breiangen er således ikke lenger definert som sårbart for nitrogen i henhold til EU-direktivene og Nordsjødeklarasjonen.

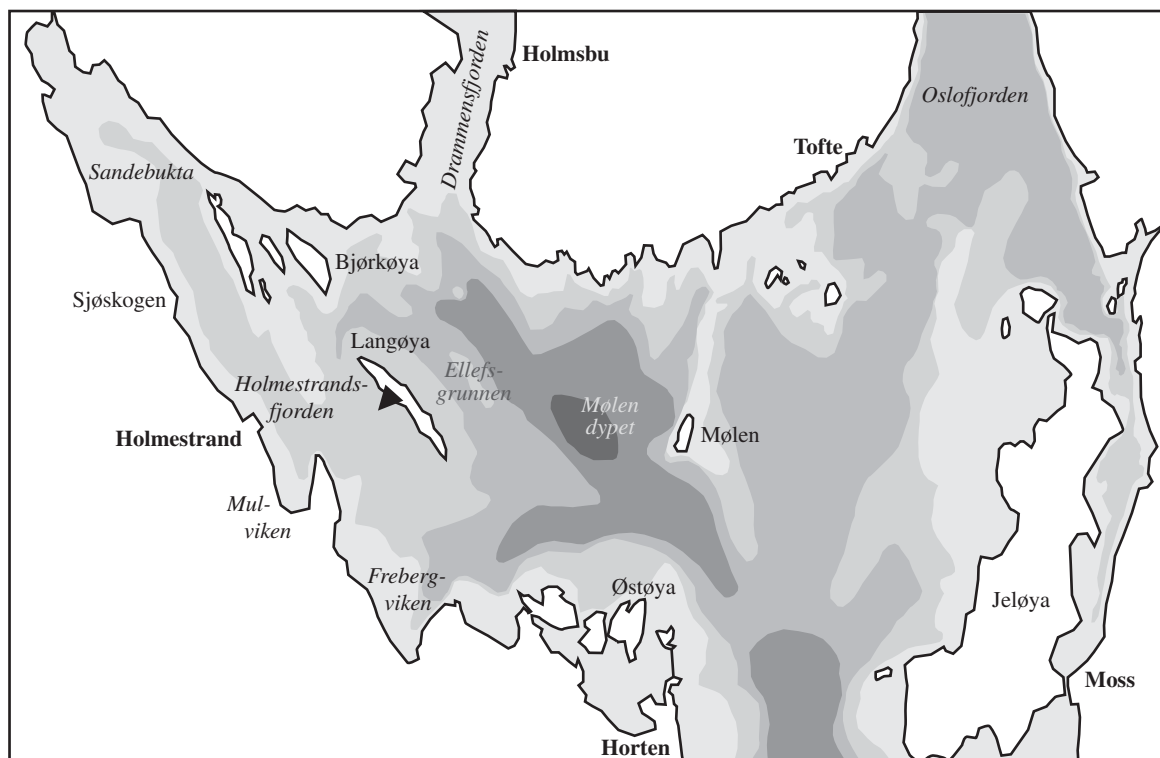
### 2.2. Områdebeskrivelse

Langøya er lokalisert i Breiangen (fig. 1) som danner et basseng mellom Indre Oslofjord, Drammensfjorden og Sandebukta i nord og Ytre Oslofjord i sør. Grunne og smale terskler begrenser vannskiftingen mot Oslofjorden innenfor Drøbak og mot Drammensfjorden. Passasjen mellom Horten og Jeløya er relativt bred, men har en terskel på ca 125 m som begrenser utvekslingen av dypvann med Ytre Oslofjord og Skagerrak.

I forhold til utslipp fra Langøya kan det være hensiktsmessig å definere et influensområde på ca 150 km<sup>2</sup> (vestre Breiangen) avgrenset mot øst langs en linje fra Jeløya over Mølen til Hurum, mot nord ved Holmsbu og mot syd ved en linje fra Jeløya til Horten.

De største vanddypene på 150-200 m finnes i et ca 20 km<sup>2</sup> stort område, Mølendypet, mellom Langøya og Mølen. I likhet med andre fjordbassenger i Ytre Oslofjord, synes oksygenforholdene i Breiangen å ha blitt dårligere etter 1980 (Baalsrud og Magnusson, 1990). Aure og Danielssen (1998) beregnet at oksygeninnholdet i normale stagnasjonsperioder vil kunne synke ned mot 2,8 ml l<sup>-1</sup> i bunnære lag i Breiangen.





Figur 1. Kart over Breiangen med markering av utslippspunktet fra NOAH-Langøya.

## 2.3. Tilførsel av nitrogen fra andre kilder

### 2.3.1 Metode og avgrensning

Det er antatt at sjøområdet omkring Langøya tilføres nitrogenforurensninger via nedbør på havflaten samt avrenning fra land via Drammenselva, Lierelva og Sandeelva, lokale bidrag til Drammensfjorden fra områder i Hurum og Svelvik kommuner, samt avrenning/tilførsler fra Holmestrandsområdet.

Tabell 1 viser beregninger av nitrogentilførsler til de ulike delområdene vist. Tabellen er organisert på følgende måte. Såkalt bakgrunnsavrenning, dvs. tilførsler fra naturområder (skog og fjell), fra jordbruket, bidrag fra befolkningen (tett og spredt bosetning), industriutslipp er satt opp for hvert enkelt område. Bidrag fra akvakultur er ikke registrert i dette området. Nitrogen i nedbør på vannflaten er beregnet for et område på 150 km<sup>2</sup>, tilsvarende hele vestre Breiangen. Evt. bidrag fra hytter, fritidsbåter og skip er ikke vurdert i denne sammenheng.

Bortsett fra beregnet tilførsel via nedbør, er de beregnede verdier hentet fra modellen TEOTIL (Tjomsland og Ibrekk, 1992, Tjomsland og Bratli, 1996 og Bratli, 1999) og grunnlaget for beregningene (tilførsels-koeffisientene) fra Holtan og Åstebøl (1990). Herfra er også ”nedbørkoeffisienten” hentet.

### 2.3.2 Resultat

Ifølge de teoretiske beregninger tilføres området totalt 4900 tonn nitrogen pr. år (tab. 1). Ca. 44 % av tilførslene skyldes såkalt bakgrunnsavrenning, mens jordbruket står for ca. 30 %, tilførslene fra kloakk ca. 16 % og industrien i underkant av 7 %. Ca. 3 % er beregnet å tilføres via nedbøren. De største tilførslene kommer naturlig nok via Drammenselva og Drammensfjorden, vel 3980 tonn pr. år, dvs. nærmere 83 %. NIVA har gjennomført undersøkelser i Drammenselva fra 1990 – 1998 (Holtan *et al*,

1998). Gjennomsnittlig årstransport (ved Gml. Mjøndalsbro) er i perioden målt til 3890 tonn. Selv om de beregnede tallene er noe usikre, støtter de målte verdiene de teoretisk beregnede. Vi har imidlertid ikke nok opplysninger til å anslå hvor stor andel av de forurensningene som tilføres Drammenselva/Drammensfjorden som vil transporteres til området utenfor (sjøområdet omkring Langøya). Basert på data for sedimentering og kjøring med NIVA's eutrofimodell for fjorder er det i Sørensen *et al.* (1995) regnet med at i underkant av 10% av nitrogentilførselen fra Drammenselva holdes tilbake i fjorden innefor Svelvik.

Det fremgår av tabell 1 at den planlagte utslippøkningen fra 17,5 tonn/år til maksimalt 29 tonn/år vil utgjøre ca 8,5% av nitrogen tilført med nedbør, 3,3% av industriutslippene, 1,5% av kommunale utslipp, 0,8% av jordbruksutslippene og 0,2% av alle tilførsler til området.

**Tabell 1. Akkumulerte nitrogentilførsler til områder med avrenning til Drammensfjorden, Sandebukta og sjøområdet omkring Langøya (tonn/år).**

Område	Bakgrunn avrenning	Jordbruks avrenning	Befolkning		Industri	Nedbør på vannfl.	Sum tilførsler
			Spredt	Tett			
Tofteområdet	26,5	27,8	3,0	28,3	4,1	-	90
Holmsbu	66,5	20,7	0,0	2,8	0,0	-	90
Drammensfj.	94,3	93,1	8,0	14,6	0,0	-	210
Lierelva/Lier	4,8	6,4	0,0	2,3	17,0	-	31
Drammenselva	1669,2	1034,9	78,8	329,0	170,9	-	3 283
Vestfosselva	145,3	103,1	4,	4,7	0,0	-	257
Svelvik	4,1	12,6	0,3	197,9	0,0	-	215
Sandeelv/Sande	57,9	94,0	10,3	70,3	131,0	-	364
Horten/Holmestrand/ Langøya	15,3	40,6	0,0	127,4	17,5	-	77
Selvik	10,2	8,3	0,0	9,0	-	-	28
Breiangen	-	-	-	-	-	135	135
Sum	2 094	1 442	104	786	341	135	4 902

## 2.4. Vekstforholdene i Breiangen

### 2.4.1 Sesongvariasjoner

I Oslofjordområdet kan våroppblomstringene begynne tidlig i februar og vannmassene antas å være egnet for plantevekst frem til og med september. I perioden oktober – januar gir lite lys og svak lagdeling lite egnede forhold for algevekst. Algeoppblomstringene tidlig om våren er ofte kontrollert av fysiske og hydrografiske faktorer (lys, lagdeling) snarere enn næringsforhold (Vadstein og Heldal, 1992). Spesielt for Breiangen er Drammenselvas dominerende innflytelse på overflatelaget. Elva flommer vanligvis i perioden mai-juni og næringsalt-tilførslene vil da være forholdsvis store og overskygge tilførslene fra Langøya. I forhold til utslippet fra Langøya antas derfor området mest sårbart i sommermånedene juni-september når temperaturen er relativt høy og næringsbegrensning er mest vanlig.

### 2.4.2 Nedre voksegrense for alger

Nedre voksegrense for fastsittende alger og planteplankton antas ofte å tilsvare det dyp der lyset er redusert til 1% av overflateverdien. Optiske målinger i 1988-89 (Sørensen *et al.*, 1990) ga midlere 1%

lysdyp på 12 m dyp i vestre Breiangen. Omregnet fra siktedypsmålinger foretatt siste 30 år i Breiangen om sommeren, fant Andresen (1993) 1% lysdyp på:

- 8,8 m for perioden 1962-65,
- 11,6 m for perioden 1970-81 og
- 9,5 m for perioden 1982-92.

Klorofyllmålinger i Ytre Oslofjord i august 1988, viste avtagende konsentrasjoner på 5-10 m dyp på alle stasjoner fra Drøbak til fjordmunningen ved Fuglehuk – Missingen (Magnusson *et al.*, 1990). Siktedyp, oksygen og næringsalter målt i løpet av en hel årssyklus i Breiangen i 1973-74 (Andreassen *et al.*, 1974) indikerte at primær-produksjonen i dette området i hovedsak var begrenset til de øvre 10 m av vannsøylen.

## 2.5. Innlagring og fortykning

Utslippspunktet ligger idag på 15 m dyp ca 30 m fra land på vestsiden av Langøya. Avløpsvannet har en tetthet på  $1,009 \text{ g cm}^{-3}$  (Magnusson *et al.*, 1997) og er dermed lettere enn det omgivende sjøvannet som er om lag 1,03 og avtagende mot overflaten. Avløpsvannet vil derfor stige opp samtidig som det innblandes i sjøvannet. Når tettheten i det fortynnede avløpsvannet tilsvarer tettheten i sjøen omkring vil vannmassen innlagres og videre spredning vil i hovedsak skje ved horisontal adveksjon kombinert med diffusjonsblanding i kantene.

Fordi tetthetsprofilen varierer med tid og sted gjøres beregninger av innlagringsdyp og primærfortynning fortrinnsvis på grunnlag av empiriske data. Magnusson *et al.* (1997) har på grunnlag av observasjoner i Breiangen i perioden juni 1973 – juni 1974 beregnet primærfortynning og innlagringsdyp for et utslipp på  $2400 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$  fra det eksisterende utslippsarrangementet. Volumet på  $2400 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$  var i god overenstemmelse med det angitte volumet på 2000-2500  $\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$  etter den planlagte utslippsøkningen som ligger til grunn for dette prosjektet. Det var derfor ikke behov for nye beregninger. Nedenfor gjengis de viktigste resultatene fra Magnusson *et al.* (1997). For supplerende opplysninger henvises til den opprinnelige rapporten.

Beregningene ble utført for to stasjoner, en i Sandebukta og en ved Mølen, hvorav førstnevnte anses mest representativ for det eksisterende utslippspunktet på vestsiden av øya. For de totalt 22 observerte tetthetsprofilene varierte innlagringsdypet fra 7,6 m til 14,8 m. Gjennomsnittlig innlagringsdyp var 11,4 m. De grunneste innlagringsdypene (<10 m) inntraff i en lengre periode fra 26. november til 7. januar og kortere periode om våren (19. - 29. april).

Beregningene indikerer at avløpsvannet innlagres like under og tidvis i nedre del av det produktive overflatelaget. Sekundære blandingsprosesser og vertikal diffusjon vil kunne medføre noe innblanding i produktive vannmasser, selv om risikoen for nitrogengjødsling i den mest sårbare perioden synes liten med det eksisterende utslippsarrangement.

Risikoen for gjødsling av overflatelaget kan reduseres ved å senke innlagringsdypet. Dette vil samtidig øke utslippsvannets oppholdstid i dypvannet i Breiangen og dermed bedre mulighetene for kontakt mellom sedimenter og utslippsvannet. Innholdet av organisk stoff i dette utslippet er lavt og oksygenforbruket vil være dominert av mikrobiell oksydasjon av ammonium (nitrifikasjon) (se kap. 2.8). Utslippet vil dessuten primært spres i områdene vest for Langøya, der bunnen ligger godt over terskeldypet og oksygenforholdene i dypvannet er relativt gode. Det kan ikke utelukkes at slik innlagring vil bidra til økt denitrifikasjon og retensjon av nitrogen så vel som andre komponenter i utslippsvannet. Dette bør eventuelt utredes nærmere på grunnlag av en mer omfattende vurdering av spredningsforholdene og en totalvurdering av utslippets sammensetning.

## 2.6. Overflatestrøm

Spredning i overflatelaget av et tenkt sporstoff som slippes ut fra Langøya er tidligere beregnet av Magnusson *et al.* (1997). De benyttet en spredningsmodell basert på resultatene fra en strømmodell (OSMOM) utviklet ved Det norske meteorologiske institutt i Oslo. Modellen skal beskrive strømforholdene i ca 5-10 m dyp og benytter et gitter med maskevidde på 170 m. Modellen drives av vind, tidevann og ferskvannstilførsel.

I Magnusson *et al.* (1997) ble modellen kjørt med vindmålinger fra Tofte i juni-juli 1995 og hhv lav ( $100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) eller høy ( $300 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) ferskvannstilførsel fra Drammenselva. Disse kjøringene viste at strømforholdene i Breiangen er sterkt påvirket av utstrømmende vann fra Drammenselva som opprettholder en forholdsvis stabil utgående strøm mellom Mølen og Langøya. Store mengder oppløste næringstoffer og svevepartikler som er i eller tas opp i denne strømmen vil, spesielt i perioder med nordavind og høy vannføring, transporteres ut av Breiangen gjennom passasjen mellom Horten og Jeløya. Ved høy vannføring og sønnavind viste modellen avbøyning mot fastlandet mellom Frebergviken og Østøya nord for Horten. En mindre strøm dreide vest- og nordover opp Holmestrandsfjorden, mens hovedmengden dreies øst- og nordover på begge sider av Mølen. Ved sønnavind kombinert med lav vannføring svekkes den utgående strømmen fra Drammenselva lenger nord i Breiangen. Noe vil strømme vestover mellom Langøya og Bjerkøya, mens noe dreier østover og danner virvler i områdene rundt Ellefsgrunnen og Mølendypet.

Spredningsmodellen viste at ved lav vannføring og relativt svak solgangsbris, ble utslippet gjenfunnet hovedsaklig i Holmestrandsfjorden i et 1-3 km bredt belte fra nordenden av Langøya sørover mot Horten. Ved høy vannføring og sterkere sydlige vinder presses utslippet nordover mot Sandebukta og områdene mellom Bjerkøya og Sandvika. Mindre mengder ble gjenfunnet i området mellom Langøya og den utgående strømmen fra Drammensfjorden. Modellkjøringer for juni 1995 viste at "pakker" med utslippspåvirket vann river seg løs fra den utgående strømmen og kan bli liggende i området mellom Langøya og Mølen i perioder med lite vind og lav vannføring. Sekundære blandingsprosesser gir således en viss risiko for gjødsling av overflatelaget i dette området under forhold som inntreffer fortrinnsvis i sommermånedene juli-september da sjansene for nitrogenbegrensning av algeveksten synes størst. I hovedsak viser imidlertid disse simuleringene at utslippet i liten grad spres til områdene ved Mølendypet.

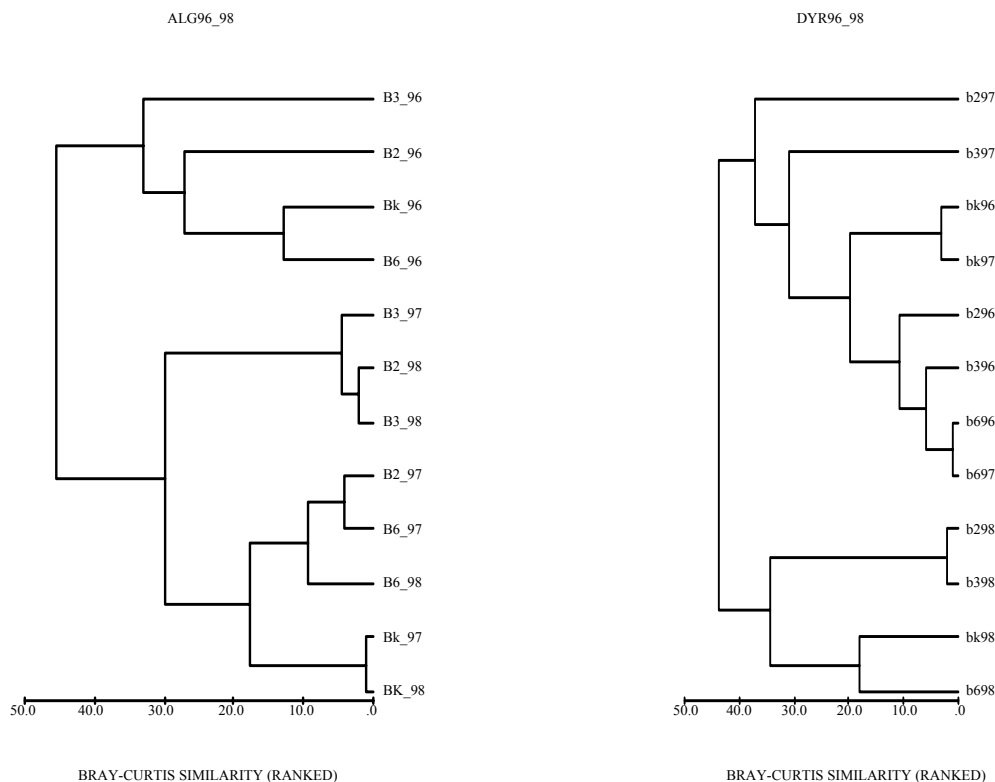
## 2.7. Eutrofitilstand i Breiangen

### 2.7.1 Eutrofforhold i strandsonen

Eventuelle negative effekter av et forhøyet nitrogenutslipp fra NOAH-Langøya vil sannsynligvis bare kunne registreres på de tre strandsonestasjonene på Langøya. Dette skyldes utslippets spredningsmønster (se Magnusson *et al.* 1997) og moderate størrelse sammenlignet med andre kilder i området (Tabell 1). NIVA har i sitt programforslag for overvåkingen ved Langøya foreslått en overgang fra semi-kvantitative- til kvantitative strandsonundersøkelser fra og med 1999. Dette vil styrke utsagnskraften i resultatene fra den lokale overvåkingen av utslippet.

#### *Holmestrandsfjorden*

Undersøkelser av strandsonorganismer i 1985 og -86 avdekket lite tilfredsstillende vannkvalitet i overflatelaget i Holmestrandsfjorden (Bokn 1989). Forholdene var dårligst i Mulviken i sør, men bedret seg gradvis nordover mot Sjøskogen. Vannkvaliteten var påvirket av overgjødsling og belastning med organisk stoff. Det er ikke foretatt oppfølgende undersøkelser i dette området etter



**Figur 1. Dendrogram som viser grad av likhet/ulikhet i samfunnsstruktur hos strandsonerorganismer (hvv. alger og dyr) fra Langøya/Mølen 1996-98. Begge dendrogrammene indikerer to hovedgrupper; algeregistreringene fra 1996 danner en gruppe, mens 1997 og -98 tilsammen danner den andre gruppen. Dyrene derimot viser en 1998-gruppe, og en gruppe bestående av 1996 og -97 registreringene. (Kilde: Walday, 1999)**

oppgraderingen av den kommunale kloakkhåndteringen med mekanisk rensing og kjemisk fjerning av fosfor.

#### *Sandebukta*

I Sandebukta nord for Langøya er det gjennomført undersøkelser i strandsonen i forbindelse med lokale elv- og industriutslipp (Nøland *et al.* 1996). Artssammensetningen i strandsonen på stasjonene nærmest utslippene var preget av lav saltholdighet, nedslamming og organisk belastning. Påvirkningen avtok utover i bukta og det er ikke sannsynlig at Langøya-utslippet bidrar til effektene observert i dette området.

#### *Langøya*

Undersøkelser av vannkvalitet i strandsonen er for Langøya's del begrenset til de undersøkelser som gjennomføres i forbindelse med det overvåkingsprogram som startet i 1996. Problemstillingen på Langøya har vært knyttet til NOAHs håndtering av uorganisk spesialavfall. Overvåkingen har derfor i hovedsak konsentrert seg om nivåer av metaller i sediment og organismer (blåskjell). I tillegg er det utført enkle biologiske registreringer i strandsonen på tre lokaliteter vest på Langøya og en referanselokalitet på Mølen.

Resultater fra de biologiske registreringene er vist som dendrogrammer i Figur 1. Forekomstene av alger og dyr på de fire strandsonestasjonene indikerer at tilstanden i området er god. De ulikheter i flora- og faunasammensetning en har registrert kan til en stor grad forklares ut fra naturlige forhold. Grupperingen i dendrogrammene viser først og fremst en klar endring over tid. Betydelige naturlige svingninger i strandsone-samfunn fra et år til neste er ikke uvanlig, og det er ikke grunnlag for å tilskrive endringene observert her til endringer i overflatevannets kvalitet.

## 2.7.2 Eutrofforhold i dypvann og sedimenter.

Forholdene i dypvannet i Breiangen er påvirket av terskelen på 125m dyp mellom Jeløya og Horten. Terskelen fører til redusert utskifting av vannmassene under dette dypet. Økte tilførsler av nedbrytbart organisk materiale vil gi økt oksygenforbruk. Overbelastning av dypvannsresipienten vil gi seg utslag i senket oksygenkonsentrasjon i vannmassene, endrete redoksforhold i sedimentene og mindre artsrike biologiske samfunn i og ved bunnen.

### Mølendypet

Månedlige observasjoner på 190 m dyp i Mølendypet i perioden jan. 1995 - des. 1998 (Aure og Danielssen, 1998) viste jevnt fallende konsentrasjoner av O<sub>2</sub> avbrutt av kortere perioder med raskt økende konsentrasjoner etter episoder med dypvannfornyelse. Like etter vannutskifting registreres typiske verdier på 5-6 ml l<sup>-1</sup>. Laveste oksygenverdi på 1,7 ml l<sup>-1</sup> (Aure *et al.*, 1997) ble observert i 197 m dyp i september 1997. Dette tidspunktet representerte slutten av en uvanlig lang stagnasjonsperiode. Deretter økte oksygeninnholdet etter flere vannutskiftinger påfølgende høst og vinter slik at oksygeninnholdet igjen var oppe i over 4 ml l<sup>-1</sup> våren 1998. Oksygenforholdene var dårligere i Vestre Breiangen (Mølendypet) enn i de andre bassengene i Ytre Oslofjord (tabell 2).

Samme høst ble det tatt sedimentprøver og bunnsledetrekk på flere lokaliteter i Ytre Oslofjord. Sedimentprøvene (Aure *et al.*, 1997) viste lavere redokspotensialer i Vestre Breiangen enn i de andre bassengene (tabell 2). Bunnsledetrekene tar prøver av de dyrene som lever på eller like over sedimentoverflaten (epifauna). Disse prøvene viste at området mellom Mølen og Langøya hadde overraskende lave populasjonstettheter av en rekke krepsdyrarter både i 1996 og 1997 (Beyer, 1998). Foreløpige analyser av dyra som lever nede i sedimentene (infauna, makrobenthos) synes å bekrefte negative effekter på faunaen i området (Rygg, pers.med.), og ifølge formannen i Indre Oslofjord Fiskerlag (sit. Beyer, 1998) sluttet rekefiskere å tråle i Mølendypet etter nedgang i fangstene omkring 1990. Det faktum at effektene på epifaunaen ble observert før nedgangen i oksygenkonsentrasjonen indikerte imidlertid at effekten kunne skyldes miljøgifter snarere enn økte tilførsler av oksygenforbrukende materiale (Beyer, 1998).

**Tabell 2. Oksygen i dypvann og redokspotensialer (E<sub>h</sub>) i sedimentenes topplag observert i ulike bassenger i Ytre Oslofjord høsten 1997 (data fra Aure *et al.*, 1997).**

	Oksygen		E <sub>h</sub> (mV) i sediment		
	Dyp (m)	kons. (ml l <sup>-1</sup> )	Dyp (m)	middel E <sub>h</sub>	std. dev. E <sub>h</sub>
Bastø/Rauer	275	4,3	290	403	-
Drøbaksundet	200	4,1	212	290	11
Østre Breiangen			134-136	212	90
Vestre Breiangen	150	3,6	121	132	17
Vestre Breiangen	190	2,1	190	45	13

Både ekspertgruppen nedsatt for å vurdere eutrofitilstanden i Ytre Oslofjord (ANON, 1996) og Aure og Danielssen (1998) har vurdert resipientkapasiteten i Breiangen i normale år god nok til å tåle økte tilførsler av næringssalter og økt sedimentasjon av nedbrytbart organisk materiale.

### Sandebukta

I tillegg til forholdene i Mølendypet er det observert eutrofi-effekter på stasjoner innerst i Sandebukta. Baalsrud *et al.* (1989), har beskrevet sedimenter med høyt organisk innhold, lukt av hydrogensulfid og redusert bunnfauna i Selvikbukta nær utslipp fra treforedlingsindustri. Olsgaard (1990) fant også tydelige effekter på bunnsfaunaen innerst i Sandebukta, mens Nøland *et al.* (1996) fant tegn på bedring med høyere diversitetsindeks på noen stasjoner undersøkt både i 1989 og 1995. På slutten av 1980-tallet ble det observert tendenser til avtagende oksygenkonsentrasjoner i dypvannet fra Kommersøya og nordover mot Kverntangen (Baalsrud *et al.*, 1989, Baalsrud, 1990). Elektrodemålinger i samme området i 1993-95 viste i underkant av 50% oksygenmetning i de dårligste periodene (Nøland *et al.*, 1996). Både treforedlingsutslipp, tilførsler fra Sandeelva og kommunal kloakk har vært anført som kilder til problemene innerst i Sandebukta.

## **2.8. Forventet effekt på oksygenforbruk**

Nitrogenet i utslippsvannet fra Langøya foreligger nesten utelukkende som mineralisert uorganisk nitrogen. Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) utgjør 80-95% av utslippet mens nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) utgjør mesteparten av de resterende 5-20%. Nitrat kan tas opp av fotosyntetiserende organismer som reduserer nitratnitrogenet til aminonitrogen. Alger kan også utnytte ammonium direkte fra vannmassen til syntese av aminosyrer og proteiner. Ammonium er ustabil i oksygenholdig sjøvann og vil etter hvert oksideres til nitrat ved mikrobiell nitrifikasjon. Både ammonium og nitrat er således lett tilgjengelig for fotosyntetiserende organismer og vil stimulere produksjonen av organisk materiale i den grad de tilføres vannmasser der nitrogen er begrensende faktor.

En nitrogentilførsel på 11,5 tonn N fordelt på Breiangens areal ( $150 \text{ km}^2$ ) tilsvarer en fluks på  $0,08 \text{ tonn N km}^{-2} \text{ år}^{-1}$ . Dersom hele utslippsoekningen innlagres under fotosynteselaget vil næringssaltene fortynnes uten lokal økning av primærproduksjonen. Ammonium vil gradvis omdannes til nitrat ved nitrifikasjon ( $\text{NH}_4^+ + 2\text{O}_2 = \text{NO}_3^- + \text{H}_2\text{O} + 2\text{H}^+$ ). Denne prosessen vil kunne foregå i nærvær av oksygen i alle deler av vannmassen så vel som i sedimentenes topplag. Fullstendig oksidasjon av 11,5 tonn ammonium-nitrogen vil gi et forbruk på ca 50 tonn oksygen eller, jevnt fordelt på Breiangens areal, ca.  $0,03 \text{ mlO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ .

Hvis utslippet derimot innlagres og assimileres i fotosynteselaget ( $106\text{CO}_2 + 16\text{NH}_4^+ + \dots \rightarrow (\text{CH}_2\text{O})_{106}(\text{NH}_3)_{16} + \dots$ ) og det organiske materialet sedimenterer jevnt over hele Breiangens areal, vil fullstendig remineralisering ( $(\text{CH}_2\text{O})_{106}(\text{NH}_3)_{16} + 138\text{O}_2 + \dots \rightarrow 106\text{CO}_2 + 16\text{NO}_3^- + \dots$ ) gi et oksygenforbruk på  $0,12 \text{ mlO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ .

Ekspertgruppen for vurdering av eutrofisituasjonen i Ytre Oslofjord (ANON, 1996) antok at av en total tilførsel til hele Ytre Oslofjord på 18 tonn nitrogen  $\text{km}^{-2} \text{ år}^{-1}$ , ville halvparten av næringssaltene eksporteres i løpet av årets 6 mørkeste måneder (oktober-mars). Videre ble det antatt at ytterligere halvparten av nitrogenet ikke vil assimileres p.g.a. fosfatbegrensning. Ekspertgruppen konkluderte at maksimalt 25-50% av totalt tilført nitrogen vil sedimentere som organisk materiale i Ytre Oslofjord. Anvendt på beregningene i forrige avsnitt vil dette gi en maksimal økning av oksygenforbruket på  $0,03\text{-}0,06 \text{ mlO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ .

Aure og Danielssen (1998) har beregnet en nitrogentilførsel på  $7.7 \text{ tonn km}^{-2} \text{ år}^{-1}$  til dypvannet i Breiangen fra nedbrytning av organisk materiale. Sammenlignes total tilførsel på  $4\,900 \text{ tonn nitrogen}$  ( $32 \text{ tonn km}^{-2} \text{ år}^{-1}$ ) (tabell 1) med denne fluksen, fås at 24% av tilførslene remineraliseres som nitrat i dypvannet. Dette resultatet gir et forhold mellom totale tilførsler og sedimentasjon av fiksert nitrogen i Breiangen i underkant av ekspertgruppens vurdering som gjaldt for hele Ytre Oslofjord. Dette er rimelig sett i lys av overflatesirkulasjonen i Breiangen som tilsier forholdsvis stor eksport av nitrogen tilført fra Drammenselva til Østre Breiangen og Ytre Oslofjord. Hvis  $\frac{3}{4}$  av næringsaltene eksporteres ut av området, vil en tilførsel av  $11,5 \text{ tonn N}$  fra Langøya gi en sedimentasjon av  $0.02 \text{ tonn N km}^{-2} \text{ år}^{-1}$  i Breiangen. Dette tilsvarer  $\frac{1}{4} \%$  økning av nitrogentilførselen til dypvannet beregnet av Aure og Danielssen.

Nitrattilførsel til dypvannet har i seg selv ingen betydelige effekter, men oksygenforbruket knyttet til nedbrytning av organisk materiale og oksydasjon av aminonitrogen til nitrat kan være et problem. Aure og Danielssens beregninger ble basert på observert oksygenforbruk og empiriske støkiometriske forhold for sammensetning og nedbrytning av marint organisk materiale. Oksygenforbruket i dypvann og sedimenter vil derfor øke tilsvarende sedimentasjonen av nitrogen, i størrelsesorden  $\frac{1}{4} \%$ , som følge av økte utslipp av nitrogen fra Langøya.

I et forsøk med ubehandlede sedimenter fra Oslofjorden ble det observert et naturlig oksygenforbruk på  $6\text{-}13 \text{ mlO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  (gjennomsnitt  $7,8 \text{ mlO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) i løpet av en seks måneders periode med lite tilførsel av nytt organisk materiale (Schaanning *et al.*, 1996). I samme forsøk hadde sedimenter belastet med organisk materiale et gjennomsnittlig oksygenforbruk på  $18,3 \text{ mlO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ , altså mer enn dobbelt så stort som kontrollsedimentene. Effekter ble observert i form av senket redokspotensial ( $E_h$ ) fra  $300 \text{ mV}$  i kontrollsediment til  $90 \text{ mV}$  i det organisk anrikete sedimentet og redusert artsmangfold (Shannon-Wiener diversitetsindeks) fra  $3.0\text{-}3.7$  i kontrollsedimentet til  $2.2\text{-}2.3$  i det organisk belastede sedimentet. Forsøket viste med andre ord at seks måneder med 230% høyere oksygenforbruk hadde klare, men ikke dramatiske effekter på det bentiske økosystemet. Sålenge oksygen er tilgjengelig fra vannmassen, synes derfor en økning av oksygenforbruket i størrelsesorden  $\frac{1}{4} \%$  uproblematisk i forhold til effekter på bunnfaunaen.

I terskelbassenger med begrenset vannutskifting i dypere lag, vil selv små økninger av oksygenforbruket kunne representere et problem. Rosenberg *et al.* (1991) fant ikke effekter på utvalgte sedimentlevende organismer før oksygeninnholdet i vannet over sedimentene falt til varig nivå under  $1 \text{ ml l}^{-1}$ . Andre dyr vil være mer følsomme for oksygenmangel, og ofte regnes et oksygeninnhold på  $2 \text{ ml l}^{-1}$  som kritisk grense for fisk og bunndyr (Molvær *et al.*, 1997). I Breiangen er laveste kjente oksygenverdi på  $1,7 \text{ ml l}^{-1}$  observert på  $197 \text{ m}$  dyp i Mølendypet i september 1997 (Aure *et al.*, 1997). Dette tidspunktet representerte slutten av en uvanlig lang stagnasjonsperiode. Etter flere vannutskiftninger påfølgende høst og vinter økte oksygeninnholdet slik at det våren 1998 igjen var oppe i over  $4 \text{ ml l}^{-1}$ .

Belastningsøkningen på  $\frac{1}{4} \%$  ble beregnet under forutsetning av at alle utslipp har samme assimilasjonspotensiale og at overføring til dypvannet er jevnt fordelt over hele vestre Breiangen. Som vist i tabell 1 vil  $83 \%$  av samlede tilførsler til Breiangen strømme fra Drammensfjorden direkte ut i områdene ved Mølendypet. Tilførslene fra Langøya vil imidlertid i hovedsak spres i Holmestrandsfjorden der eventuell sedimentasjon og nedbrytning vil foregå over terskeldyp. En tilsvarende mindre andel vil tilføres de sårbare dypområdene på østsiden av Langøya. I tillegg vil de fleste av utslippene i tabell 1 i utgangspunktet tilføres overflatelaget med bedre muligheter for assimilasjon enn utslippet fra Langøya som i hovedsak innlagres under fotosynteselaget. Den faktiske forventede effekten av utslippøkningen på oksygenforbruket i de sårbare dypområdene vil derfor bli mindre enn  $\frac{1}{4} \%$ .



## 2.9. Potensiell denitrifikasjon i Breiangen

Nitrat kan fjernes fra det biologiske kretsløpet ved denitrifikasjon som er en anaerob prosess som hemmes ved oksygenkonsentrasjoner større enn  $0,2 \text{ ml l}^{-1}$  (Payne, 1981, Rønner og Sörensson, 1985). Betydelig  $\text{N}_2$ -anrikning ble påvist i anoksiske vannmasser i Drammensfjorden allerede i 1950-årene (Richards og Benson, 1957) og denitrifikasjon i vannsøylen er nylig påvist i grenseskiktet mellom oksygenholdige og sulfidholdige vannmasser i Bunnefjorden (Kristiansen og Schaanning, 1999). Lave konsentrasjoner av oksygen kan periodevis inntreffe nær bunnen i Mølendypet (Aure *et al.*, 1997), men selv lavest kjente konsentrasjon på  $1,7 \text{ ml l}^{-1}$  (se kap. 2.8) er ikke tilstrekkelig lavt til at denitrifikasjon i frie vannmasser i Breiangen kan regnes som særlig sannsynlig. Prosessen kan muligens foregå i mikromiljøer (organiske aggregater) i oksygenrike vannmasser, men det er usikkert hvorvidt slike miljøer har kvantitativ betydning.

I sedimentene finnes normalt gunstige forhold for denitrifikasjon noen få mm under sediment-vann grenseflaten. Nitrat kan tilføres dette skiktet ved nitrifikasjon av ammonium frigjort under nedbrytning av organisk materiale i sedimentet og ved diffusjon av nitrat fra vannmassen inn i sedimentene. Mye tyder på at prosessen påvirkes av eutrofitilstanden. Forsøk har vist at nitratopptaket øker med økende karbonbelastning på sedimentet, men det er uklart hvorvidt det finnes en øvre grense der denitrifikasjonen hemmes (Seitzinger, 1988, Kemp *et al.*, 1990).

Fra litteraturen kan en finne denitrifikasjonsrater i marine sedimenter fra  $0,01$  til  $14 \text{ mgN m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  (Nygaard og Bjerkeng, 1992). I mesokosmosforsøk med sedimenter og dypvann fra Oslofjorden belastet med en gradient planteplankton i størrelsesorden tilsvarende sedimentasjon under en våroppblomstring ( $1-10 \text{ gN m}^{-2}$ ), ble det observert midlere nitratopptaksrater fra  $0,3-0,6 \text{ mgN m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ . I kontrollsedimenter uten tilførsel av organisk materiale var opptaket  $0,1 \text{ mgN m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ . For et område tilsvarende vestre Breiangen ( $150 \text{ km}^2$ ) vil rater i denne størrelsesorden gi et totalt nitratopptak på  $300-700 \text{ tonn N år}^{-1}$ .

Til sammenligning fant Aure og Danielssen (1998) et nitrat-tap på  $6,2 \text{ tonn km}^{-2} \text{ år}^{-1}$  i dypvannet i Breiangen. Tapet ble beregnet på grunnlag av hydrokjemiske observasjoner i vannmassen i stagnasjonsperiodene og ble antatt å skyldes denitrifikasjon i sedimenter og/eller dypvann. Dersom det antas at nitrat-tapet i dypvannet skyldes opptak og denitrifikasjon i sedimentene og at prosessen går med samme hastighet over hele Breiangen vil ratene beregnet av Aure og Danielssen (1998) tilsvare en total fjerning av  $900 \text{ tonn N år}^{-1}$  i vestre Breiangen. Dette var noe mer enn nitratopptaket beregnet på grunnlag av forsøkene referert i foregående avsnitt.

Hvorvidt sedimenter fra grunnere områder vil ha nitratopptaksrater som avviker vesentlig fra dypområdene er ikke kjent. Sedimentasjon og resuspensjon av organisk materiale vil ofte medføre at karbonfluksen er størst i de dypeste områdene av et fjordbasseng. Det er derfor ikke urimelig at denitrifikasjonsrater beregnet for dypområdene vil være i overkant av gjennomsnitt for hele fjordområdet. Variasjoner i nitratkonsentrasjoner eller oksygen vil trolig være av mindre betydning så lenge oksygenkonsentrasjonene er over grenseverdien på  $0,2 \text{ ml l}^{-1}$ .

Uansett synes nitratopptaket i sedimentene i vestre Breiangen å være  $20x - 80x$  større enn den planlagte utslippsøkningen. Sagt på en annen måte synes en  $2 \frac{1}{2} - 5\%$  økning av denitrifikasjonsratene i sedimentene være tilstrekkelig til å fjerne hele utslippsøkningen på  $11,5 \text{ tonn N}$ . Det er trolig store usikkerheter beheftet ved begge disse denitrifikasjonsestimatene, men overensstemmelsen var god og beregningene synes å vise et betydelig potensiale for selvrensing i dypvann og sedimenter. Hvorvidt det er mulig å utnytte dette potensialet vet vi for lite om til å kunne foreslå konkrete tiltak.

### 3. Tiltak som kan motvirke eutrofi-effekter

Selv om det ikke kan sannsynligjøres at en økning av nitrogenutslippene fra Langøya av den størrelse det her er snakk om vil kunne medføre noen effekter av betydning selv i de mest sårbare områder i resipienten, kan det ikke ses bort fra at utslippet representerer et bidrag til de samlede tilførsler som det er et politisk mål å redusere. Flere mulige tiltak kan gjennomføres for å motvirke eventuelle effekter av utslippet.

#### 3.1. Nitrogenrensing

Ammonium-nitrogen kan fjernes ved biologisk rensing. Dette er driftsteknisk krevende og betydelig mer kostbart enn mekanisk-kjemisk rensing. Utstrakt optimalisering med tilsetning av både fosfat og organisk materiale (i tilfelle denitrifikasjon) er trolig påkrevet og en vil pådra seg et slamproblem. Dessuten kan det oppstå tekniske problemer som følge av høyt innhold av salter (bl.a. jern) som kan avleire i pumper, rør o.l.

I stedet for tiltak for nitrogenrensing på totalavløpet bør det trolig heller vurderes løsninger med ammoniakkavdriving og oppkonsentrering i forbindelse med avfallsbehandlingen hos NOAH. Likeledes kan det tenkes tiltak eller reguleringer for bruk av nitrogenholdige kjemikalier hos avfallsprodusenter.

#### 3.2. Innlagringsdyp økes

Ved å forlenge eksisterende utslippsledning kan innlagringsdypet økes slik at risiko for gjødning i produktive vannmasser reduseres ytterligere. Tilførslene fra et slikt utslipp vil først og fremst balanseres ved utskifting av intermediære vannmasser og vertikaldiffusjon. Vertikaldiffusjonen vil øke med avtagende stabilitet i vannsøylen. Innlagring under sprangskiktet vil derfor medføre større sekundærblanding nedover mot dypvannet enn oppover mot overflaten, særlig i de mest produktive tidene av året da sprangskiktet er best utviklet. Økt innlagringsdyp kunne tenkes å være gunstig i forhold til denitrifikasjon i dypvann og sedimenter, men bør ikke iverksettes uten etter en mer omfattende vurdering av innlagringsdyp, sekundære blandingsprosesser, oppholdstider i dypvannet og ikke minst interaksjoner mellom utslippets øvrige komponenter og sedimentene.

#### 3.3. Flytting av utslippspunktet

Magnusson *et al.* (1997) vurderte omlegging av utslippspunktet fra eksisterende punkt på vestsiden av Langøya til nytt punkt på østsiden. Modellberegningene viste bedre spredning og raskere transport ut gjennom snittet Horten-Jeløya ved plassering av utslippet på østsiden av Langøya. Dette ville redusere nitrogenomsetningen totalt i Breiangeren. På den annen side vil assimilasjon, sedimentasjon og nedbrytning i dypere lag være et større problem i dypområdene øst for Langøya enn i Holmestrandsfjorden. Det synes derfor ikke være klare grunner til å anbefale flytting av utslippspunktet til østsiden av øya.

### **3.4. Sesongregulert utslipp**

I forhold til nitrogenutslippets bidrag til økt primærproduksjon i overflatelaget, ble områdene rundt Langøya vurdert mest sårbare i perioden juni-september (Kap. 2.4.1).

Sirkulasjonsmodellen for overflatelaget viste samtidig at faren for spredning av utslippet til de mest sårbare dypområdene mellom Mølen og Langøya var størst i perioder med sønnvind og lav vannføring i Drammenselva. Dette er typisk situasjon i sommermånedene juli-august.

En regulering av utslippsmengdene over året i forhold til vekstsesong og vannføring i Drammenselva vil kunne være en effektiv måte å redusere risikoen for lokale effekter. I en slik sammenheng kan det legges til grunn at perioden juni-september vil være mest sårbar, mens perioden oktober-januar vil være minst sårbar. Tidspunkt og styrke på vårfloppen kan variere og det vil også være en forsinkelse mellom utslippstidspunkt og eventuelt opptak i alger. Utslippene bør derfor reduseres mest mulig fra begynnelsen av mai til slutten av september.

### **3.5 Overvåking av resipienten**

Breiangen har sentral beliggenhet og stor rekreasjonsmessig betydning. Eutrofieffekter er observert i deler av området. Selv om det her konkluderes at utslippøkningen ikke forventes påvirke eutrofitilstanden i resipienten anbefales overvåking av vannkvaliteten (oksygen og næringsalter) i Mølendypet og sedimenter (bløtbunnsfauna og redokspotensialer) på representative lokaliteter i Sandebukta og Holmestrandsfjorden så vel som i Mølendypet.

## 4. Konklusjoner

- Deler av Breiangen er eutrofipåvirket. Dette gjelder først og fremst Mølendypet og områdene innerst i Sandebukta.
- Ingen av de observerte effektene kan knyttes til utslippet fra NOAH-Langøya.
- Den vurderte utslippsøkningen på 11,5 tonn N fra Langøya ble beregnet å tilsvare 3,6% av industriutslippene og 0,2% av samlede tilførsler av nitrogen til Breiangen.
- Assimilasjon av nitrogen i utslippet med påfølgende sedimentasjon og nedbrytning av det organiske materialet vil i verste fall kunne bidra til å øke oksygenforbruket i sedimenter og dypvann med ca  $\frac{1}{4}$  %.
- Dersom eventuell økt sedimentasjon av organisk materiale medførte 2  $\frac{1}{2}$  - 5% økning av anslått denitrifikasjonsrate i sedimentene, ville en nitrogenmengde tilsvarende hele utslippsøkningen fjernes fra det biologiske kretsløp.
- Den vurderte utslippsøkningen synes således liten sammenlignet med den naturlige omsetning av nitrogen i Breiangen og en midlertidig økning forventes ikke å føre til endringer i resipientens eutrofitilstand.
- For å minimalisere risiko for eutrofipåvirkning bør utslippet reduseres mest mulig i sommermånedene fra mai til og med september.
- Fjordområdet har sentral beliggenhet og stor rekreasjonsmessig betydning og eutrofitilstanden i sedimenter og dypvann i Sandebukta, Holmestrandsfjorden og Mølendypet bør overvåkes.

## 5. Referanser

- Andreassen, E., J.Magnusson og N.Green, 1974. Undersøkelse av vann- og forurensingsproblemer ved kjernekraftverk. delrapport om Hydrokjemiske undersøkelser i Oslofjorden i 1973/74. NIVA-rapport O-177/70, 104s.
- Andresen, A., 1993. Siktedyputviklingen i Oslofjorden 1936-92. Hovedfagsoppgave, Institutt for Geofysikk, UiO, 1993. Del 1, 86s.
- ANON, 1996. Ytre Oslofjord – Eutrofitilstand, utvikling og forventede effekter av reduserte tilførsler av næringsalter. Rapport fra ekspertgruppe for vurdering av eutrofi forhold i fjorder og kystfarvann. Statens Forurensingstilsyn (SFT). ISBN 82-577-2945-0. 147s.
- Aure, J., og D.Danielssen, 1998. Fjordbassengene i Ytre Oslofjord, Vannutskifting, oksygen og næringsalter 1995-1998. Havforskningsinstituttet prosjektrapport, SFT – knr 980910, , 28s.
- Aure, J., J.A.Berge, F.Beyer, D.S.Danielssen, K.Enersen, S.F.Enersen, J.Gjøsæter, E.Johannessen, B.Rygg, E.Torstensen og S.Tveite, 1997. Miljøtilstanden i Ytre Oslofjord. Havforskningsinstituttet internt notat nr. 13 – 1997, SFT – 97352, 39s.
- Beyer, F., 1998. Notat om forholdene ved bunnen i vestre Breiangeren, 28.06.98.
- Bokn, T., 1989. Biologiske undersøkelser omkring utslipp til Holmestrandfjorden. Gruntvannssamfunn 1985 og 1986. NIVA-rapport 1989. 12s.
- Bratli, J.L., 1999: Tilførsler av næringsalter til Norges kystområder 1997, beregnet med tilførselsmodellen TEOTIL. NIVA LNR 4002. 18 s.
- Baalsrud, K., 1990. Eutrofisituasjonen i Ytre Oslofjord 1989. Delprosjekt 4.5. Oksygen og næringsalter i Ytre Oslofjord. Statlig program for forurensingsovervåking (SFT). Rapp.nr. 413/90. NIVA LNR 2460, 53s + vedlegg.
- Baalsrud, K., R.Gulbrandsen og B. Rygg, 1989. Eutrofisituasjonen i Ytre Oslofjord. Delprosjekt 3.14: Sandebukta. Statlig program for forurensingsovervåking (SFT). Rapp.nr. 386/90. NIVA LNR 2358, 35s.
- Baalsrud, K. og J. Magnusson, 1990. Eutrofisituasjonen i Ytre Oslofjord. Hovedrapport. Statlig program for forurensingsovervåking (SFT). Rapp.nr. 427/90. NIVA LNR 2480, 116s.
- Dugdale, R.C. and J.J.Goering, 1967. Uptake of new and regenerated forms of nitrogen in primary productivity. *Limnol. Oceanogr.* 12: 196-200.
- Esbjerg Declaration, 1995. 4<sup>th</sup> International Conference on the Protection of the North Sea. Esbjerg-Denmark-8-9 June 1995
- Holtan, G., Berge, D., Holtan, H. og T. Hopen, 1998: Oslo and Paris Comissions (OSPAR). Annual report on direct and riverine inputs to Norwegian coastal waters during the year 1997. A. Principles, results and discussions. B. Data report. NIVA LNR 3952. SFT-rapport 750/98. 139 s.
- Holtan, H. og S.O. Åstebøl, 1990: Håndbok i innsamling av data om forurensningstilførsler til vassdrag og fjorder. Revidert utgave. NIVA LNR 2510. 53 s.
- Kemp, W.M., P.Sampou, J.Caffrey, M.Mayer, K.Henriksen and W.R.Boynton, 1990. Ammonium recycling versus denitrification in Chesapeake Bay sediments. *Limnol. Oceanogr.*, 35:1545-1563.
- Kristiansen, S., og M.Schaanning, 1999. Denitrification in the water-column of an intermittent anoxic fjord. NIVA LNR 4000. 40pp+app.
- Magnusson, J., J.Skei og K.Sørensen, 1990. Eutrofisituasjonen i Ytre Oslofjord. Delprosjekt 3.6a. Hydrografiske og hydrokjemiske observasjoner i Ytre Oslofjord juni og august 1988. NIVA LNR 2513. 112s.
- Magnusson J., Hackett B. & Ø. Sætra. 1997. Vurdering av utslippsforholdene ved Langøya, Breiangeren. NIVA LNR 3657, 23s.
- Molvær J., J.Knutzen, J.Magnusson, B.Rygg, J.Skei og J.Sørensen, 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystvann. SFT Veiledning 97:03. TA-1467/1997, 36ss.

- Nixon, S.W., C.A.Oviatt, J.Frithsen and B.Sullivan, 1986. Nutrients and the productivity of estuarine and coastal ecosystems. *J.Limnol.Soc. sth. Afr.* 12: 47-71.
- Nygaard, K. and Bjerkeng, B. (1992). Denitrification in the marine environment. In: Heldal, M., Hessen, D., Kristiansen, S., Molværsmyr, Å., Nygaard, K., Schaanning, M., Vadstein, O., Wassmann, P. (eds), *Eutrophication of coastal waters: state of the art and suggestions for future research*. Royal Norwegian Council for Scientific and Industrial Research, Oslo, pp 33-39.
- Nøland S.-A., Jensen T. & S. M. Bakke. 1996. Resipientundersøkelse i Sandebukta 1995. Det Norske Veritas. Rapport nr.96-3177. 48s.
- Olsgaard, F., 1990. Resipientundersøkelse i Sandebukta. A/S Miljøplan, Oppdragsnr. P89-032, Rapport 07.05.1990.
- Payne, W.J. (1981). *Denitrification*. Wiley, New York, 214 pp.
- Paasche, E. 1988. Pelagic primary production in nearshore waters. In: T.H.Blackburn and J.Sørensen (eds). *Nitrogen cycling in coastal marine environments*. Wiley, Chichester, p.33-57.
- Richards, F.A. and B:B:Benson, 1961. Nitrogen/Argon and nitrogen isotope ratios in two anaerobic environments, the Cariaco Trench in the Carribean Sea and Dramsfjord, Norway. *Deep Sea Res.* 7:254-264.
- Rosenberg, R., B.Hellman og B.Johansson, 1991. Hypoxic tolerance of marine benthic fauna. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*79: 127-131.
- Rønner, U., Sörensson, F. (1985). Denitrification rates in the low-oxygen waters of the stratified Baltic proper. *Appl. Environ. Microbiol.* 50: 801-806.
- Schaanning, M., K.Hylland, R.Lichtenthaler, B.Rygg, 1996. Biodegradation of Anco Green and Novaplus Drilling Muds on Cuttings Deposited in Benthic Chambers. NIVA LNR 3475-96. 77pp + appendix.
- Seitzinger, S.P. (1988). Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: Ecological and geochemical significance. *Limnol. Oceanogr.* 33: 702-724.
- Sørensen, J., B.Bjerkeng, J.L.Bratli, J.Knutzen og J.Magnusson, 1995. Miljømål for Drammenselva og -fjorden. NIVA LNR 3198, 102s.
- Tjomsland, T. og J.L. Bratli, 1996: Brukerveiledning og dokumentasjon for TEOTIL. Modell for teoretisk beregning av fosfor- og nitrogentilførsler i Norge. NIVA-LNR 3426. 84 s.
- Tjomsland, T. og H.O. Ibrekk, 1992: TEOTIL. Modul for teoretisk beregning av fosfor- og nitrogentilførsler i Norge. NIVA LNR 2786. 38 s.
- Vadstein, O. og M. Heldal, 1992. Occurrence of dissolved and particulate nutrients. In: *Eutrophication of coastal waters: state of the art and suggestion for future research*. pp. 3-13.
- Walday M. 1999. Overvåking NOAH-Langøya 1998. Strandsoneregistreringer samt metaller i blåskjell. NIVA LNR 4040. 33s.