

ROS Maridalsvannet – Oset

- Forurensningsanalyse av Maridalsvannet med nedbørfelt
- Hygieniske barrierer ved Oset vannbehandlingsanlegg
- Beskyttelsestiltak i nedbørfeltet



Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internett: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

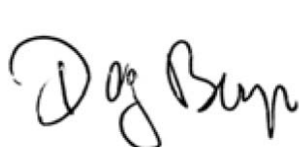
Vestlandsavdelingen

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 55 31 22 14

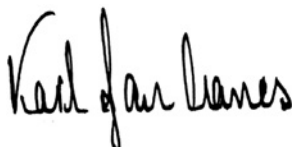
NIVA Midt-Norge

Pirsenteret, Havnegata 9
Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 73 54 63 87

Tittel ROS Maridalsvannet – Oset Forurensningsanalyse av Maridalsvannet med nedbørfelt Hygieniske barrierer ved Oset vannbehandlingsanlegg Beskyttelsestiltak i nedbørfeltet	Løpenr. (for bestilling)	Dato
	6221-2011	29.09. 2011
	Prosjektnr. Undemr.	Sider Pris
	11245	151
Forfatter(e) Dag Berge, Ingun Tryland, Torulv Tjomsland, Lars J. Hem og Jon Røstum	Fagområde	Distribusjon
	Drikkevann	FRI
	Geografisk område	Trykket
	Oslo	NIVA
Oppdragsgiver(e) Oslo Kommune, Vann- og avløpsetaten (VAV)	Oppdragsreferanse Egil Dragseth	
Sammendrag Maridalsvannet er en forholdsvis liten innsjø til å være kilde for en så stor vannforsyning som til Oslo. Innsjøen fungerer ikke som noen effektiv hygienisk barriere. Utslipp fra bosetning, samt hestehold er viktigste kilder til hygienisk forurensning, men hundelufting og friluftsliv og ferdsel er også av betydning. I sirkulasjonsperioden om høsten finner man så mye som 10 <i>E. coli</i> per 100 ml i inntaket til Oset vannbehandlingsanlegg. Simulering av uhellsslipp fra syke mennesker (bading, kloakklekkasje, etc.), under slike perioder, viser at man kan få både virus og parasitter inn i drikkevannsinntaket i konsentrasjoner over det som WHO regner som smittegrense. Eutrofiering er ikke noe problem i Maridalsvannet i dag og vil heller ikke bli det i fremtiden om man ikke øker fosfortilførslene. Med hensyn til miljøgifter er avsporing av godstog med farlig last, og som havner i vannet, funnet å være eneste alvorlige trussel som kan medføre at Oset vannbehandlingsanlegg må stenge. Mht naturlig forurensning er humustilførselen det eneste reelle problemet. Klimaendringene vil gi lengre høstsirkulasjon og dårligere hygienisk barriereeffekt i Maridalsvannet i vinterhalvåret. Dette, samtidig med hyppigere og kraftigere avrenningsperioder, vil føre til økt tilførselen av hygienisk forurensning. Oset nye vannbehandlingsanlegg har to hygieniske barrierer som fungerer bra for bakterier og parasitter, men ikke for alle typer virus. Det gamle anlegget, som benyttes hvis det nye må stoppes i perioder, har bare en barriere mot bakterier og virus, og ingen for parasitter og sporedannende bakterier. Hvis dette anlegget brukes, må abonnentene koke vannet, og de må varsles effektivt. Beskyttelsestiltakene i den nære delen av nedbørfeltet synes gode og relevante for å sikre Oslos drikkevann. Vi finner ingen grunn til å foreslå store endringer i disse. Imidlertid bør dette området utvides noe, opp til Movatn og Øyungen, da Dausjøen har svært liten evne til å tilbakeholde forurensninger vurdert ut i fra det eksisterende datamaterialet.		
Fire norske emneord 1. Forurensningsanalyse 2. Drikkevannskilde 3. Maridalsvannet 4. Oslo	Fire engelske emneord 1. Pollution analysis 2. Drinking water source 3. Lake Maridalsvannet 4. City of Oslo	



Dag Berge
Prosjektleder



Karl Jan Aanes
Forskningsleder



Bjørn Faafeng
Seniorrådgiver

Norsk institutt for vannforskning
Oslo

O-11245

ROS-Maridalen – Oset

- Forurensningsanalyse av Maridalsvannet med nedbørfelt
- Sikkerhet ved de hygieniske barrierer ved Oset vannbehandlingsanlegg
- Beskyttelsestiltak vedr. menneskelig aktivitet i nedbørfeltet

Oslo 29.09.2011

Prosjektleder:	Dag Berge	NIVA
Medarbeidere:	Ingun Tryland	”
	Torulv Tjomsland	”
	Lars J. Hem	SINTEF
	Jon Røstum	”
	Bjørnar Eikebrokk	”

Forord

Den foreliggende rapport representerer sluttrapportering av prosjektet og omhandler tre hoveddeler 1) Forurensningsanalyse av Maridalsvannet med nedbørfelt, 2) En begrenset ROS-analyse for Oset vannbehandlingsanlegg, samt 3) En gjennomgang av og evaluering av dagens beskyttelsesregler i Maridalsvannets nedbørfelt. Del 1 og 3 er utført av NIVA ved Dag Berge, Ingun Tryland og Torulv Tjomsland, mens del 2 utføres av Lars J. Hem (SINTEF Byggforsk i Oslo) med assistanse fra Jon Røstum og Bjørnar Eikebrokk (SINTEF Trondheim). Oppdragsgiver for prosjektet er Oslo Kommune, Vann- og avløpsetaten (VAV) der Egil Dragseth er prosjektleder.

Arbeidet er utført i nær kontakt med oppdragsgivers egne eksperter på vannforsyningen, og det er nedsatt en arbeidsgruppe for at dette skal samarbeidet skal fungere optimalt. Samarbeidsgruppa sammensetning er gitt i nedenstående tabell:

<i>Navn</i>	<i>Funksjon</i>	<i>Kunnskapsfelt</i>
<i>Egil Dragseth</i>	<i>Prosjektansvarlig VAV</i>	<i>Generell oversikt i nedbørfeltet</i>
<i>Terje Wold</i>	<i>Leder Vannkvalitet (VAM)</i>	<i>Vannmiljøet i nedbørfeltet, vannkvalitet</i>
<i>Trygve Abry</i>	<i>Leder Vannmiljø (VAM)</i>	<i>Vannmiljøet i nedbørfeltet</i>
<i>Tone Høysæter</i>	<i>Saksbeh. VAM</i>	<i>Bakteriologi / kjemi vannkvalitet</i>
<i>Petter Morstad</i>	<i>Saksbeh. VAM</i>	<i>Vannmagasiner restriksjoner</i>
<i>Marte O. Strand</i>	<i>Saksbeh. Forurensn.funksj.</i>	<i>Utslippsforhold i Maridalen. Forurensningsforskr.</i>
<i>Kari R. Aasebø</i>	<i>Leder Oset vba.</i>	<i>Oset vba. Vannrensing.</i>
<i>Inge G. Kristoffersen</i>	<i>Bymiljøetaten</i>	<i>Forpaktningsbruk i Maridalen</i>
<i>Dag Berge</i>	<i>NIVA</i>	<i>Prosjektleder og delprosjektleder for nedbørfeltet og beskyttelsestiltak</i>
<i>Ingun Tryland</i>	<i>NIVA</i>	<i>Vannhygiene, mikrobiologisk forurensning</i>
<i>Lars J. Hem</i>	<i>Sintef</i>	<i>Delprosjektleder Oset vannbehandlingsanlegg</i>
<i>Torulv Tjomsland</i>	<i>NIVA</i>	<i>Simuleringer av forurensningsspredning i Maridalsvannet</i>

Det har vært holdt 4 møter i arbeidsgruppa og 2 befaringer, den siste befaringen 7. juni med prøvetaking i mange av tilførselsbekkene. Arbeidsopplegget har vært slik at VAV har vært behjelpelig med å fremskaffe alle relevante data, mens NIVA/SINTEF har sammenstilt og vurdert dette. Vi har også supplert med egne og andres data fra området, samlet inn i forskjellige sammenhenger. Samarbeidet har vært åpent, konstruktivt og trivelig i alle ledd. NIVA og SINTEF har fått gjort alle vurderinger på fritt, faglig grunnlag uten andre føringer enn det som står i prosjektutlysningens kravspesifikasjon.

*Alle takkes for godt samarbeid.
Oslo, 29.09.2011*

Dag Berge

Innholdsfortegnelse

1. SAMMENDRAG	7
1.1. Forurensningsanalysen	7
1.2. Hygieniske barrierer ved Oset vannbehandlingsanlegg	9
1.3. Beskyttelsestiltak i nedbørfeltet	10
2. INNLEDNING	14
2.1.1. Områdebeskrivelse	14
3. FORURENSNINGSSANALYSE I MARIDALSVANNET OG NEDBØRFELT	20
3.1. Innledende analyse over de ulike forurensningsskapende aktiviteter	20
3.1.1. Summarisk liste over aktuelle forurensninger	20
3.1.2. Sirkulasjons- og sjiktningforhold i Maridalsvannet	21
3.1.3. Naturlig forurensning fra nedbørfeltet	21
3.1.4. Bosetning	23
3.1.5. Landbruksforurensning	24
3.1.6. Skogsdrift	25
3.1.7. Togtrafikk	26
3.1.8. Skihytter og serveringssteder	26
3.1.9. Rekreasjon og friluftsliv	26
3.1.10. Oppsummering av forurensende aktiviteter	27
3.2. Naturlige forhold og ”naturlige forurensninger”	27
3.2.1. Sirkulasjons- og sjiktningforhold i Maridalsvannet	27
3.2.2. Humusavrenning	29
3.2.3. Oksygen, jern og mangan	33
3.2.4. Erosjonsmateriale	35
3.2.5. Klimaperspektiv på naturlig forurensning	35
3.3. Hygienisk forurensning	37
3.3.1. Hvilke komponenter	37
3.3.2. Kilder til fekal forurensning i Maridalsvannets nedbørfelt	39
3.3.3. Analyse av de ulike kildene til fekal forurensning – kvantifisering av forurensningsproduksjon	40
3.3.4. Hvor mye av den fekale forurensningsproduksjonen kommer frem til Maridalsvannet	44
3.3.5. Fare for at sykdomsfremkallende mikroorganismer fra de ulike kildene når råvannet til Oset vannbehandlingsanlegg	50
3.3.6. Rangering av ulike aktiviteter ut i fra farlighet for å nå kilden	69
3.3.7. Klimaperspektiv	69
3.3.8. Noen mulige fremtidsscenarioer mht. menneskelig aktivitet som kan gi hygienisk forurensning	71
3.4. Eutrofiering	75
3.4.1. Generell introduksjon	75
3.4.2. Eutrofitilstanden i Maridalsvannet	75
3.4.3. Diskusjon av eutrofiutvikling i Maridalsvannet	80
3.5. Miljøgifter	84
4. ANALYSE AV DE HYGIENISKE BARRIERER VED OSET VANNBEHANDLINGSANLEGG	91
4.1. Oset vannbehandlingsanlegg	91
4.1.1. Dagens råvannskvalitet	91
4.1.2. Hovedanlegget	91
4.1.3. Reserveanlegget	93
4.2. Endringer i råvannskvalitet med betydning for vannbehandlingen på Oset	93

4.2.1.	Effekter av klimaendringer	93
4.3.	Evaluering av de hygieniske barrierene og produksjonskapasiteten i dagens anlegg med dagens råvannskvalitet	97
4.3.1.	Valg av indikatororganismer og renseprosessenes evne til å fjerne/inaktivere disse	97
4.3.2.	Hovedanleggets hygieniske barrierer	99
4.3.3.	Reserveanleggets hygieniske barrierer	102
4.3.4.	Produksjonskapasitet i hovedanlegget	103
4.3.5.	Produksjonskapasitet i reserveanlegget	105
4.4.	Evaluering av Oset vannbehandlingsanleggs evne til å håndtere endringer i råvannskvaliteten	105
4.4.1.	Endringer som er vurdert	105
4.4.2.	Hovedanlegget	105
4.4.3.	Reserveanlegget	107
4.4.4.	Effekter av mulige endringer i aktiviteter i nedbørfeltet	107
5.	BESKYTTELSESTILTAK I MARIDALSVANNET MED NEDBØRFELT	110
5.1.	Bakgrunn og hensikt	110
5.2.	Innledende vurdering av behov for beskyttelsestiltak	111
5.3.	Dagens geografiske beskyttelsesområde	111
5.3.1.	Evaluering av utstrekningen av dagens beskyttelsesområde	112
5.4.	Dagens restriksjoner innen beskyttelsesområdet	114
5.4.1.	Bosetning og hytter – vann og avløp	114
5.4.2.	Dagens beskyttelsesregler mot jordbruksforurensninger	116
5.4.3.	Regler for vegtransport og togtransport	118
5.4.4.	Regler for rekreasjon og friluftsliv innen restriksjonsområdet	118
5.4.5.	Evaluering av reglene for friluftsliv og ferdsel	120
5.5.	Beskyttelsesregler oppstrøms restriksjonsområdet	120
6.	LITTERATURREFERANSER	121
7.	VEDLEGG	128
7.1.	Vedlegg A. Driftsresultater fra kontrollperiodene	128
7.1.1.	A. Innledning	128
7.1.2.	A. Krav til rentvannskvalitet og krav til funksjon på hygieniske barrierer	128
7.1.3.	A. 12 måneders kontrollperiode	129
7.1.4.	A. Ut fra online registrering	129
7.2.	A. 2 måneders kontrollperiode	130
7.2.1.	A. Ut fra prøvetaking og analyse	130
7.2.2.	A. Ut fra online registrering	131
7.3.	Vedlegg B. Feiltreanalyse	132
7.3.1.	B. Innledning	132
7.3.2.	B. Hva er feiltreanalyse og hvordan utføres det?	133
7.3.3.	B. Feiltreanalyse for Oset vannbehandlingsanlegg	137
7.3.4.	B. Konklusjon og anbefalinger for videre arbeid	150

1. SAMMENDRAG

Prosjektet omfatter tre deler, 1) en forurensningsanalyse av Maridalsvannet og nedbørfeltet, 2) en evaluering av sikkerheten og sårbarheten ved de hygieniske barrierene ved Oset vannbehandlingsanlegg (begrenset ROS-analyse), og 3) en forurensningsfaglig vurdering av nødvendige beskyttelsestiltak i nedbørfeltet for å sikre vannkvaliteten til Oslos drikkevannsforsyning. Delutredningene bygger på hverandre i en trinnvis naturlig rekkefølge.

1.1. Forurensningsanalysen

Sirkulasjonsmessige og sjiktningmessige forhold

Maridalsvannet (3,7 km²) er en forholdsvis liten innsjø med begrenset dypvann. Drikkevannsuttaget per år er ca 3-4 ganger så stort som innsjøens ekte dypvann (hypolimion). Vannuttaket svekker derfor innsjøens naturlige sjiktningmessige sikkerhet. Dette gjør at deler av overflatevannet blandes inn i dypvannet i slutten av stagnasjonsperiodene ved såkalt turbulent diffusjon. Ettersom vanninntaket øker fremover, vil disse effektene bli ennå sterkere. Maridalsvannet vil ikke fungere godt som en naturlig hygienisk barriere slik man oppnår i store innsjøer der dypvannets volum er så stort at det ikke påvirkes av drikkevannsuttaget, som f.eks. Holsfjorden (135 km² og 300 m dyp) som Oslo har planer om å knytte seg til i fremtiden.

De forventede klimaendringene med varmere vær, mer nedbør og hyppigere smelteperioder om vinteren vil medføre at sommerstagnasjonen vil bli lenger, den islagte perioden blir kortere. Kanskje vi får oppleve enkelte år uten is på Maridalsvannet i den 30 års perioden vi vurderer. Høstsirkulasjonen vil bli lenger og kan komme til å vare ut i februar. Dette vil ytterligere svekke Maridalsvannet som hygienisk barriere. Den lengre sommerstagnasjonen, og noe varmere dypvann, kombinert med økt belastning med humus fra nedbørfeltet vil kunne øke oksygenforbruket i dypvannet. Men vi forventer ikke at dette vil bli så omfattende at det vil bli problemer med jern og mangan i dypvannet.

Naturlige forurensninger

De naturlige forurensninger som utgjør noe problem for Maridalsvannet som drikkevannskilde er først og fremst tilførsler av humus fra nedbørfeltet, samt hygienisk forurensning fra vannfugl direkte på innsjøens overflate. Humustilførslene kan øke noe framover, men neppe mer enn til farge på 30-35 mg Pt/l i det 30 års perspektivet vi vurderer. Nedbørfeltets geologi, bonitet og relieff, er ikke av en slik beskaffenhet at man vil få veldig høy humusproduksjon i feltet. Maridalsvannet er ikke belastet med erosjonsmateriale og vil heller ikke bli det i de klimascenarier vi ser 30 år frem i tid. Det er heller ikke noen skadelige metaller eller mineraler som tilføres naturlig til Maridalsvannet, verken via grunnvannsinnsig til hypolimnion (jern og mangan) eller fra tilførselselvene. Forsuringssituasjonen har bedret seg de siste ti-årene og avstedkommer ikke noen bekymring for drikkevannet lenger.

Hygienisk forurensning

Innholdet av TKB/*E. coli* i råvannet har bedret seg siden 80 tallet. Det er særlig nedgangen i måkebestand, samt effektive tiltak for å få bort vannfugl fra innsjøens overflate, som antas å ha bidratt mest til denne effekten. Men også tiltak i nedbørfeltet kan ha bidratt. Tilførselsbekkene og tilførselselvene til Maridalsvannet er imidlertid fortsatt betydelig

belastet med tarmbakterier. Tilførselene synes helt tydelig å komme inn i vassdragenes nedre deler og er helt klart betinget av menneskelig aktivitet, som bosetning, hestehold, hundelufting, ferdsel, som de viktigste. Særlig i regnværsperioder tilføres det mye tarmbakterier til innsjøen.

Strøm og spredningsmodellering viser at i sirkulasjonsperioden om høsten, kan regnværsavrenning gi inntil 10 *E. coli* per 100 ml vann i inntaket til Oset vannbehandlingsanlegg, noe som også stemmer overens med det man måler i inntaksvannet. I den sjiktede perioden bidrar slike episoder med inntil i størrelsesorden én *E. coli* / 100 ml i inntaket. Hvis man ser på episodiske utslipp fra syke mennesker med ulike patogener vil disse kunne påvirke vanninntaket i sirkulasjonsperioder klart over det som WHO regner som smittefare. Dette gjelder både virus og parasitter med lang overlevelse, og kan skyldes kloakksystem som går i stykker, eller uhellutslipp ved bading, ol. I den sjiktede periode vil smittefaren være mindre. Ved småbarn som har diaré vil mye av utslippet gå med vaskevannet (gråvannet) ut til gamle og enkle gråvannsanlegg (Movann- Sørbråten området) som man gjentatte ganger har funnet at fungerer dårlig. Deler av dette vil da havne i innløpsbekkene. Avløpsanleggene er under oppgradering, noe som vil bedre på situasjonen.

Utslipp fra bosetning, samt dyrehold på gårdene utgjør den største hygieniske belastningen av Maridalsvannet i dag. Men avrenning fra utfartsparkeringsplass under regnvær, tyder på at også hundemøkk, kan utgjøre en betydelig tilførsel. Dausjøen holder tilbake lite bakterier om man legger VAVs mangeårige overvåkingsdata til grunn, noe som må ses i sammenheng med den korte oppholdstiden denne grunne innsjøen har (gjennomsnittlig oppholdstid på 7 dager). Belastningen fra vannfugl på Maridalsvannets overflate er i dag mye mindre enn før, men tiltakene her må man jobbe med kontinuerlig, ellers er fuglene snart tilbake.

Den forventede klimautviklingen vil bidra til at innsjøen vil fungere dårligere som hygienisk barriere fremover. Særlig vil høstsirkulasjonen være lenger, og fram til første februar blir kanskje det vanlige på slutten av den 30 års perioden vi ser framover. Kanskje vil man få enkelte vintre helt uten is. I tillegg vil økt nedbør og hyppigere smelteperioder bidra til økt avrenning av hygienisk forurensning. Det vil si at den hygieniske belastningen vil øke fremover.

Analysen av hygienisk forurensning viser at det vil være viktig å begrense den menneskelige forurensningsskapende virksomheten i nedbørfeltet, samt at det er viktig å ha gode hygieniske barrierer i vannforsyningen. Et avløpssystem basert på tette tanker med kommunal tømning og inspeksjon, vil mht uhellutslipp være sikrere enn å legge offentlig kloakk til de ulike deler av nærområdet. En tank som går i stykker gir et lite utslipp, mens om en samleloakkledning fra Maridalen ryker, f.eks. ved passering av Skjærsjøelva under høstsirkulasjonen, så vil dette kunne utgjøre en alvorlig helsetrussel for Oslos befolkning om Oset vannbehandlingsanlegg samtidig hadde driftsforstyrrelse, eller reserveanlegget var i bruk.

Eutrofiering

Sammenstilling av eksisterende overvåkingsdata fra Maridalsvannet viser at det ikke er noen eutrofiering på gang i Maridalsvannet. Det skal bemerkes at antall observasjoner i sommerhalvåret er noe for lavt i forhold til det som normalt anbefales ved eutrofiovervåking, men da alle parametere viser en helt flat trend, er det allikevel en nokså sikker konklusjon. Det er ikke observert noen problemalger i Maridalsvannets planteplankton, verken giftige blågrønnalger, eller lukt og smakskapende alger. Det er ikke forventet at det skal oppstå slike

i fremtiden heller, forutsatt at fosforbelastningen på innsjøen ikke øker. I størrelses orden 75-80 % av Maridalsvannets fosforbelastning kommer fra avrenning fra naturen i nedbørfeltet og anslagsvis 10 % fra jordbruk og 10-15 % fra befolkning. Fosforbelastningen i dag er klart innenfor innsjøens resipient kapasitet.

Det er ikke forventet at klimaendringene vil skape noen bekymringsverdige eutrofieringsproblemer i Maridalsvannet, verken med hensyn til lukt- og smakskapende alger, eller giftige alger. Dette forutsetter at fosforbelastningen fra nedbørfeltet ikke øker i fremtiden.

Miljøgifter

Den eneste store trusselen for Oslos vannforsyning mht til miljøgifter er om det sporer av et godstog med farlige stoffer som havner i vannet på den mest brådype strekningen ut mot inntaket. Da kan toget havne helt nede ved inntaket på 30 m dyp. Om det skulle sprekke en tankvogn der, vil det kunne tas inn i vanninntaket i nokså konsentrert form. Selv om det har kjørt tog langs Maridalsvannet i hundre år uten noen alvorlige uhell, er godstrafikken med tog nå sterkt økende, og togene større og tyngre enn før, noe som skaper økt belastning på banelegemet. Da et slik uhell i verste fall kan resultere i at Oset vannbehandlingsanlegg må stenges i 1-3 måneder, vil dette være kritisk for Oslos vannforsyning som i dag har dårlig reservedekning (bare noen få dager). Som et billig strakstiltak bør godstogene kjøres sakte forbi Maridalsvannet. Man bør også vurdere om man bør unngå /forby å kjøre farlig gods på denne strekningen.

1.2. Hygieniske barrierer ved Oset vannbehandlingsanlegg

Oset vannbehandlingsanleggs hovedanlegg er designet for å kunne behandle 390.000 m³/d med fargetall på råvannet på inntil 45 mg Pt/l. Driftserfaring og forsøkskjøringer viser imidlertid at avvanningskapasiteten må økes for å kunne nå denne kapasiteten. Anlegget består i fjerning av naturlig organisk materiale (humus og mikroorganismer), korrosjonskontroll og UV-desinfeksjon. Anlegget er under normal drift vurdert å utgjøre to hygieniske barrierer mot bakterier, de fleste virus, samt parasitter. Dersom UV-anlegget skulle svikte og klorering iverksettes som en reserveløsning, vil anlegget utgjøre to barrierer mot bakterier, to barrierer mot virus (dersom klordosen økes noe i forhold til dagens praksis), og én barriere mot parasitter. Anlegget er ikke designet for å kunne fjerne uønsket lukt og smak fra vannet, kjemikalier eller mikrobiologisk forurensning utover det en erfaringsmessig har i råvannet. Det tidligere vannbehandlingsanlegget utgjør nå et reserveanlegg i tilfelle det skulle være vanskelig å produsere tilstrekkelig vann i hovedanlegget.

Hovedanleggets produksjonskapasitet er vurdert ut fra driftserfaringer. Erfaringer til nå tilsier at anlegget unntaksvis kan produsere opp mot det anlegget er dimensjonert for i korte perioder, dvs. maksimalt inntil et par dager, dersom driften tilpasses slik at anlegget forstyrres i minst mulig grad. Over tid kan anlegget produsere ca 100 mill m³/år, dvs. 270.000 m³/d i snitt.

Reserveanlegget har en enklere rensing bestående av mikrosiling og desinfeksjon med klor og utgjør én hygienisk barriere mot bakterier og virus, men ingen barriere mot parasitter, og dersom reserveanlegget produserer vann til abonnentene bør VAV gå ut med anbefaling om koking av drikkevannet. Reserveanleggets hydrauliske kapasitet er 6 m³/s, dvs. 520000 m³/d.

Klimaendringer er forventet å medføre endringer i råvannskvaliteten, primært ved at fargetallet stiger, at periodene med islegging blir kortere og at flere perioder med kraftig nedbør og høyere nedbørintensitet kan gi økt mengde mikroorganismer i vannet. Slik hovedanlegget er designet vil det imidlertid kunne ta hånd om disse endringene dersom de ikke blir større enn det som er forventet i de neste ca. 30 årene. Dersom klimaendringene mot forventning skulle medføre oppblomstring av alger i Maridalsvannet, som vil gi uønsket lukt og smak på vannet, er dette noe vannbehandlingsanlegget ikke er designet for å håndtere.

Vannkvalitetsendringer utover de som skyldes klimaendringer kan inndeles i effekter av ulykker eller sabotasje, som kan skje i dagens situasjon, og effekter av fremtidige endringer i aktiviteter i nedbørfeltet. Dersom råvannskilden tilføres store mengder kjemikalier på en slik måte at disse når vanninntaket før de i vesentlig grad er fortynnet, for eksempel etter en togulykke, er dette noe behandlingsanlegget ikke er designet for å håndtere. Avhengig av type og mengde kjemikalier vil anlegget i verste tilfelle være ute av drift i dager eller uker fordi anlegget da må rengjøres, sand må skiftes ut med mer. Et utslipp fra en septikbil kan i verste fall gjøre at en ikke kan akseptere noe svikt i anleggets to ordinære hygieniske barrierer, men et slikt scenario forutsetter at det var akutt syke mennesker, med maksimal utskillelse av parasitter og virus, i husstanden der septikbilen hentet svartvann. Vannbehandlingsanlegget kan håndtere situasjonen under normale forhold og sikkerheten kan økes ytterligere ved å iverksette klorering umiddelbart, men dette forutsetter gode varslingsrutiner.

Endringer i aktivitetene i nedbørfeltet, og da spesielt fremføring av avløpsledning langs Maridalsvannet eller ferdsel helt ned til vannet, kan skape en trussel om mikrobiologisk forurenset drikkevann dersom det skulle oppstå en kortvarig svikt i én av anleggets hygieniske barrierer. En mer eller mindre kontinuerlig forurensningstrussel som følge av endrede aktiviteter i nedbørfeltet kan ikke håndteres med midlertidige og kortvarige sikkerhetsforanstaltninger på vannbehandlingsanlegget, som økt klorering eller økt bemanning, og kan kreve utbygging av en tredje hygienisk barriere mot parasitter og virus.

En endring i aktivitetene i nedbørfeltet som medfører eutrofiering av Maridalsvannet, som f.eks. en vesentlig økning av jordbruksaktiviteten, innebærer at en kan få oppblomstring av alger som produserer uønsket lukt og smak. Vannbehandlingsanlegget er ikke designet for å fjerne slike stoffer, slik at dersom en må fjerne algeprodusert lukt og smak (og toksiner) må anlegget bygges ut med et dertil egnet behandlingstrinn.

1.3. Beskyttelsestiltak i nedbørfeltet

Maridalsvannet er en liten og forurensningsfølsom innsjø for å være drikkevannskilde for en så stor befolkning som Oslo. Det begrensede dypvannet drikkes opp flere ganger i løpet av året og etterfylles ved at det trekkes ned overflatevann til dypet. Dette gjør at råvannet er betydelig utsatt for hygienisk forurensning, og det er nødvendig både med avansert renseanlegg og beskyttelsestiltak i nedbørfeltet.

Da VAVs overvåkingsdata viser at den lille, gjennomstrømningsinnsjøen Dausjøen, i liten grad holder tilbake tarmbakterier, vil det være logisk riktig å utvide dagens restriksjonsområde både langs Skarselva og langs Movannsbekken opp til hhv Øyungen og Movatn. Da oppholdstiden i Skjærsvjøen (middel 9 dager) ikke er særlig mye lenger enn i Dausjøen (middel 7 dager), kan man også tenke at det kan være naturlig å utvide det forurensningsfølsomme området opp til utløpet av Bjørnsjøen. Forurensningspotensialet for innløpene til

Skjærstjøen, er imidlertid veldig mye lavere enn i innløpet til Dausjøen, slik at nødvendigheten av denne utvidelsen oppstrøms Skjærstjøen er mye mindre enn oppstrøms Dausjøen. Det nye restriksjonsområdet vil da være sammenfallende med Maridalsvannets forurensningsfølsomme område også i høstflommen og vårflommen.

Dagens regler for begrensning av menneskelig aktivitet innen restriksjonsområdet er fornuftige og relevante for å sikre Oslos drikkevannsforsyning, og de er ikke strengere enn i andre små vannkilder. Det er ikke tilrådelig å åpne opp for fiske i Maridalsvannet eller i restriksjonsområdet, heller ikke å løse opp på regler for rasting og leirslagning, etc. Reglene for friluftsliv bør beholdes slik de er i dag. Egentlig burde de gjennomføres i hele det forurensningsfølsomme området, men det kan være mulig med litt lempeligere regler i den utvidete delen av restriksjonsområdet, særlig i områdene oppstrøms Skjærstjøen. Dette må vurderes nøye.

Når det gjelder jordbruk, så er også de gjeldende reglene funnet riktige og relevante. Vi finner imidlertid at restriksjonene for å beite helt ned til vassdrag også bør gjelde i hele det utvidete restriksjonsområdet. Dette fordi Dausjøen synes å holde tilbake lite forurensninger. Man må sette opp gjerde 10 m fra bekk / elv og heller sette opp vanningskar på beitet. Dette fordi bekkene gjennom beiteområdene viste seg å være massivt bakterielt forurenset i regnværperioder. Det bør settes et absolutt tak på antall hest og andre husdyr i det forurensningsfølsomme området. Antall hest som tillates i det utvidete restriksjonsområdet bør være maksimalt hundre. De private gårdene må også inkluderes i dette tallet. Hvis hestene får gå ute i en stor havnehage hele vinteren, gjør de fra seg der, og man sprer da i realiteten gjødselen på frossen mark. Dette bør det ses litt nærmere på.

Med hensyn til bebyggelse, hytter og boliger, må det føres en meget restriktiv politikk i nedbørfeltet, mye strengere enn i øvrige deler av Marka som ikke drenerer til drikkevannskilden. I praksis er det nesten omvendt i dag, f.eks. muligheten for å oppgradere hytter til boliger skjer ikke mange andre steder i marka. Man må få snarlig orden på avløpsforholdene i Movatn/Sørbråten området. Det må settes en absolutt stopp for videre utbygging i den forurensningsfølsomme delen av nedbørfeltet, både når det gjelder nybygg, samt å benytte hytter til bolig, etc. Utviklingen kan lett komme så langt at det av helsemessig hensyn til de som bor i området, vil bli krav om å fremføre kommunalt vann. Dette fører normalt til økt vannforbruk, særlig for hytter som gjerne har begrenset vannforsyning. noe som vil øke belastningen på gråvannsanleggene, og Maridalsvannet vil kunne motta økende mengde hygienisk forurensning. Maridalsvannet er en liten og sårbar vannkilde for en stor og viktig by.

I området oppstrøms det utvidete restriksjonsområdet, kan man være mindre restriktiv. Det vil i stor grad her være tilstrekkelig å forvalte området etter de reglene som gjelder i Markaloven og Forurensningsloven.

Når det gjelder transport bør det vurderes å sette ned farten både på veg og jernbane på de mest følsomme strekningene. Man bør vurdere om det skal bli begrensninger i muligheten for å transportere farlig gods på jernbanen forbi Maridalsvannet før Oslo har utbygd en tilstrekkelig reserve vannforsyning.

Summary

Title: **ROS Lake Maridalsvannet – Oset**: Pollution Analysis of Lake Maridalsvannet with Catchment Area, Hygienic Barriers at the Oset Water Treatment Plant, Protective Measures in the Catchment Area.

Year: 2011

Author: Dag Berge, Ingun Tryland, Torulv Tjomsland, Lars J. Hem (*SINTEF*), Jon Røstum (*SINTEF*)

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-5956-8

To serve as drinking water source for a big city like Oslo, Lake Maridalsvannet is a relatively small and vulnerable lake. The lake does not function as an efficient hygienic barrier for water borne pathogens. Effluents from human settlements, and runoff from horsekeeping farms are the most important sources of pollution, but the comprehensive leisure activities in this city near areas, like outdoor touring, fishing, walking the dogs, etc. is also giving impacts on the hygienic pollution. In the circulation period in the autumn, it is found around 10 *E. coli* in the raw water intake of Oset Treatment Plant. Model simulations of accidental discharges from infected people (bathing, sewage leakage, etc) in the lake circulation periods indicate that concentrations of bacteria and viruses in the drinking water intake can be clearly above the limits WHO sets as infection risk.

Eutrophication is not a problem in Lake Maridalsvannet to day and model estimates predict that it will neither be a problem in the future with the prevailing restrictions on polluting activities in the catchment.

With regard to environmental toxins, the only threat to the drinking water is if a freight train loaded with toxic chemicals derails and ends up in the water close to the water intake.

With respect to natural pollutant the input of humic matter (NOM) is the only problem of concern.

The climate change perspective with milder winters, more frequent snow melting periods, more rain in the summers, more intense rain, etc., will give several challenging impacts. The autumn circulation period of the lake will be longer. It will likely be winters without ice, and the water masses in the lake can circulate to the bottom most of the winter. This will reduce the safety of the deep water intake. The increased runoff, and more frequent storm flow runoff, will wash out more pollutants from the sewer systems and from the animal husbandry farms, and farmland in general, from parking places and roads, etc. This will lead to more hygienic pollution of the lake. The increase in runoff will also increase the input of humic matter and water colour, but like not to a higher level than about 35 mg Pt/l.

The new treatment plant has two efficient barriers against bacteria and parasites, and many viruses. The old treatment plant, which is a reserve to be used if something is wrong with the new plant, has only one hygienic barrier against bacteria and viruses, but not against parasites and spore forming bacteria. In cases when the old treatment plant is used, the consumers have to boil the drinking water and they must be efficiently informed in advance.

The protective measures in the catchment, which restrict the pollution producing human activities in the area, are evaluated as relevant and good. There is no reason to change these.

However, it should be expanded somewhat upstream to match the pollution vulnerable part of the lake's catchment.

2. INNLEDNING

2.1.1. Områdebeskrivelse

2.1.1.1. Nedbørfeltet til Maridalsvannet

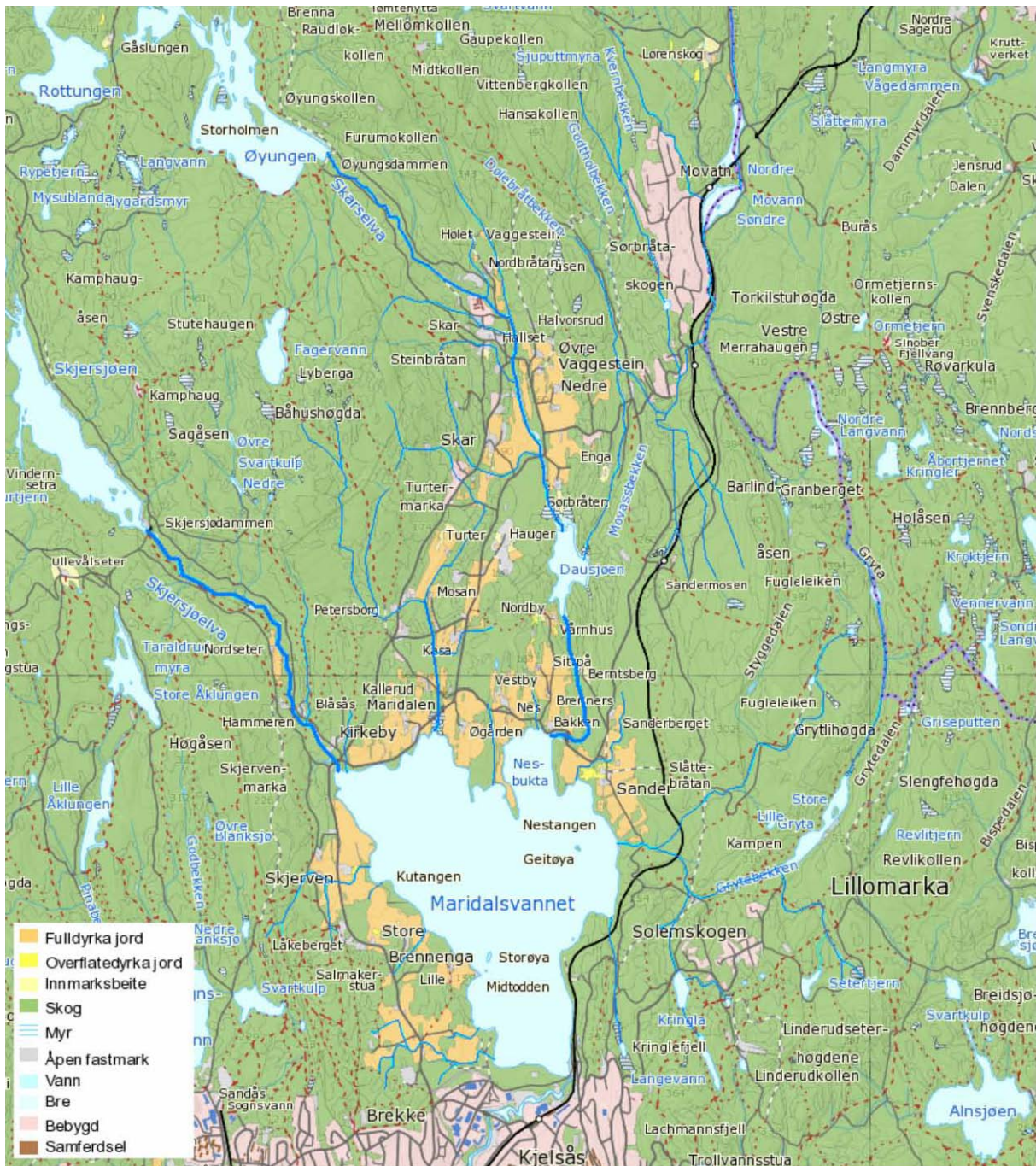
Maridalsvannets nedbørfelt dekker store deler av Nordmarka og er vist i Figur 2-1. Det naturlige hovedvassdraget starter helt nord i marka på Pyttemyrene nord for Ølja, rett nordvest for Mylla i Lunner og Jevnaker kommune i Oppland. I Nord er tre tilleggsfeltet ført til vassdraget ved tunnel til Sandungskalven, nemlig Gjerdingen, Grimsvannet og Daltjuven. Lenger syd er Trehørningen ført ned til Helgeren, og Ørfiske ført ned til innløpsbekken til Nordre Movatn. Alle disse tilleggsfeltene drenerte før til Nitelva. Til sammen er nedbørfeltet nå på 252 km².



Figur 2-1 Maridalsvannets nedbørfelt inkludert de overførte feltene (Kart fra VAV)

Det aller meste av nedbørfeltet består av ubebodd skogsmark, kun i søndre del av feltet er det noe bebyggelse av betydning, samt noe landbruk rundt Maridalsvannet, se Figur 2-2. Den

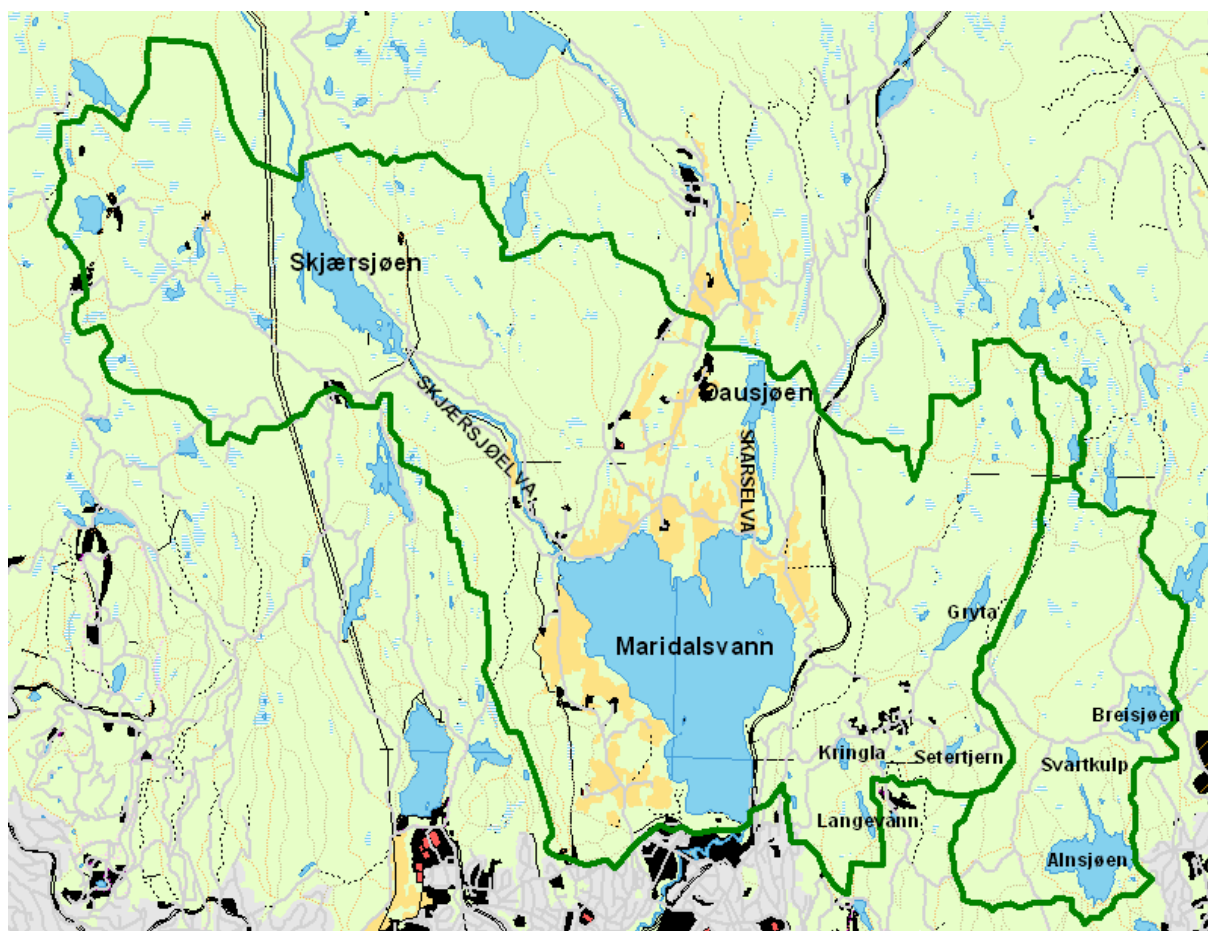
største tettbebyggelsen er ved Movatn-Sørbråteskogen oppe til høyre i figuren og i Solemskogen nede til høyre i figuren. Men det er også små tettbebyggelser i Turtemarka og ved Skar sørvest for Sørbråteskogen. Nær 2/3 av Maridalsvannets kyst er omgitt av jordbruksarealer i innsjøens umiddelbare nærhet (vest og nord og nordøst). I tillegg er det en del jordbruk langs Skarselva og Lautabekken nord for selve innsjøen. Det er således stort potensial for jordbruksforurensninger. Da landbruksforurensninger i stor grad er unntatt fra forurensningslovgivningen, har kommunen kjøpt de aller fleste gårdene og leier dem ut til brukerne med bruksbegrensninger. Bl.a. er kommersiell husdyrdrift ikke tillatt.



Figur 2-2. Den lokale delen av nedbørfeltet inneholder en del forurensende menneskelig aktivitet: Gule felter er jordbruk, rosa felter er tettbebyggelse, svart linje er jernbanen, grå-brune linjer er veier, prikkede brune linjer er aktive turstier. Se forøvrig tegnforklaring i kartet. Kilde: www.skogoglandskap.no

Bebyggelsen er ikke tilknyttet offentlig vann og kloakk. Avløpssystemene består av toalett vann (svartvann) til tett tank, mens vaskevann og annet husholdningsvann (gråvann) slippes til resipient etter rensing i gråvannsanlegg. Vannforsyning i nedbørfeltet er borebrønner, eller gravde brønner, eller direkte fra lokale bekker. De fleste hyttene har ikke innlagt vann, men det er et økende press på å få innlagt vann i disse. Et problem er at mange av hyttene har blitt ”snikomgjort” til boliger opp gjennom tiden. Dette problemet er på langt nær slutt.

Det er i dag betydelig press fra flere hold for å lempe på restriksjonene i Maridalsvannets restriksjonsområde. Området som i dag har spesielle forurensningsbegrensende restriksjoner er vist i Figur 2-3. Dette feltets utstrekning inkludert praktiske beskyttelsesregler er vurdert lenger bak i rapporten, i kapittel 5.



Figur 2-3. Område i Maridalsvannets nedbørfelt som i dag har spesielle forurensningsbegrensende beskyttelsestiltak (PS: Sonen rundt Breisjøen og Alnsjøen er ikke med i Maridalsvannets nedbørfelt, men går til andre deler av Oslos vannforsyning). Kart fra VAV.

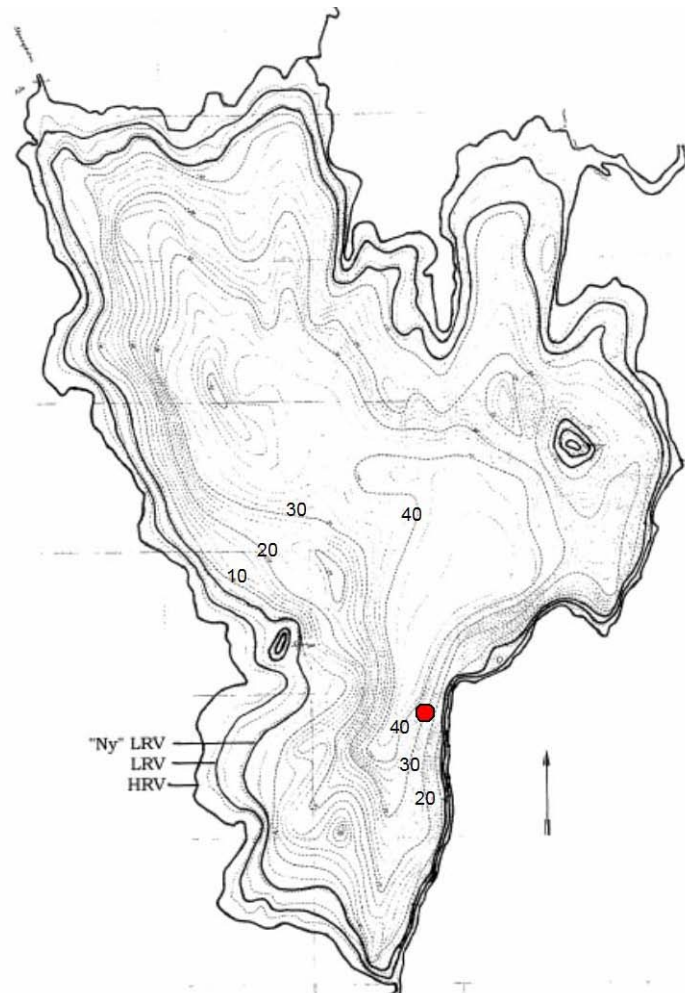
2.1.1.2. Maridalsvannet

Maridalsvannet har et overflateareal på $3,7 \text{ km}^2$, middeldypet er på $18,9 \text{ m}$ og maksimaldypet er 45 m , se dybdekart Figur 2-4. Med en gjennomsnittlig spesifikk avrenning på $23 \text{ l/km}^2\text{sek}$ blir det årlige gjennomsnittlige avløpet på $183 \times 10^6 \text{ m}^3$, og den teoretiske oppholdstiden i

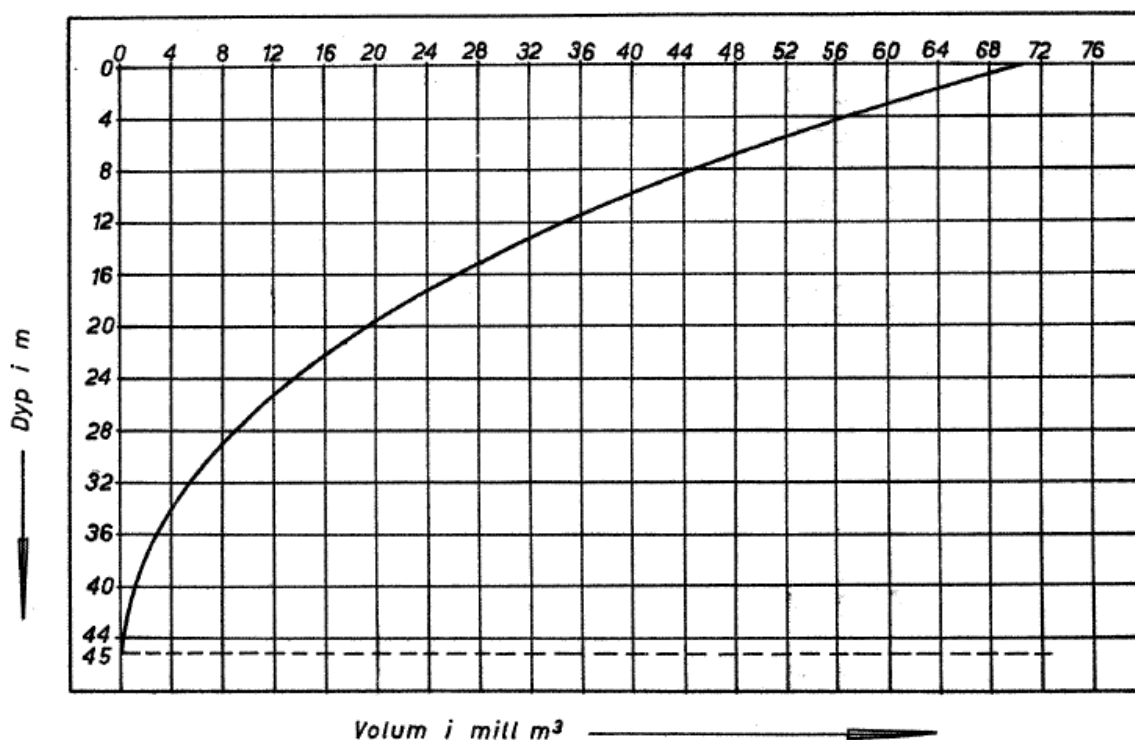
innsjøen (vannfornyelsestiden) er 0,383 år (=140 dager). I henhold til sist versjon av NVE Atlas er årlig avløp fra feltet $187 \times 10^6 \text{ m}^3$, altså noe mer enn det som er basert på forrige 30-års middel. Forskjellene er imidlertid ubetydelig for vårt formål, så vi benytter tallene vi har fått fra VAV.

Maridalsvannets overflate ligger ved høyeste regulerte vannstand (HRV) på 149,16 moh, og dagens LRV på 146,6 moh. Dette gir en reguleringshøyde på 2,56 m. Ved nedsenket tilstand tørregges et bunnareal på 491 da noe som tilvarer 13 % av innsjøoverflaten. Dybdekart over Maridalsvannet er gitt i Figur 2-4 (fra Lien et al 1996), og volumkurve er vist i Figur 2-5 (etter Baalsrud 1961).

Maridalsvannet er en nokså liten innsjø for å være drikkevannskilde for en så stor befolkning. Legg merke til at innsjøen har et nokså begrenset dypvann, det er lite volum under 32 m (drikkevannsinntaket). Drikkevannsuttaget gjør betydelig innhugg i dypvannets vannmasse, noe som nedsetter stabiliteten i den termiske sjiktningen og gjør at dennes beskyttelseeffekt reduseres. Vannforsyning fra store innsjøer som Tyrifjorden, Eikeren, Randsfjorden, Farrisvannet, Norsjø, m.fl. er dypvannets volum helt upåvirket av drikkevannsuttag, se Figur 3-2.



Figur 2-4. Dybdekart for Maridalsvannet, med angivelse av høyeste regulerte vannstand (HRV) og laveste regulerte vannstand (LRV), samt drikkevannsinntakets cirka-plassering på 32 m dyp (rød sirkel). Ny LRV er foreløpig stillet i bero inntil behovet måtte melde seg, og kan ses bort fra i denne sammenheng (Etter Lien og medarb. 1996).



Figur 2-5 Volumkurve for Maridalsvannet (etter Baalsrud 1961).

2.1.1.3. Oset vannbehandlingsanlegg

Oset vannbehandlingsanlegg ligger inne i fjellet på østsiden av vannet like ved utløpet, og leverer 90 % av Oslos drikkevann. Nytt vannbehandlingsanlegg var ferdig i 2008. Oset vannbehandlingsanlegg er nå et tipp topp moderne anlegg med fullrensing ved kjemisk felling, alkalisering ved hjelp av kalk, og desinfeksjon av vannet med UV. Det er således to tekniske hygieniske barrierer i anlegget.

Det gamle anlegget er beholdt som reserve. Det benyttes imidlertid sjelden, kun når det er noe galt med det nye. Det gamle anlegget er basert på såkalt enkel vannbehandling bestående av mikrosiling og klorering. Det har således bare en hygienisk barriere mot bakterier og virus, men ingen barriere mot parasitter. Det fjerner heller ikke humus (brunt vann), noe som har vist en økende tendens i Maridalsvannet de siste 20 årene.

I analysen vil vi se på sikkerheten ved de hygieniske barrierene både ved det nye vannbehandlingsanlegget og det gamle behandlingsanlegget, samt på kapasiteten til å levere nok vann med tilfredsstillende kvalitet i tiden fremover, ved ulike scenarier for råvannskvalitet.

2.1.1.4. Beskyttelsestiltak i Maridalsvannet og nedbørfeltet

Nedre deler av nedbørfeltet til Maridalsvannet er i dag belagt med en god del restriksjoner på den menneskelige aktiviteten for å ta vare på vannkvaliteten i Maridalsvannet. Det er restriksjoner på landbruket, på hyttebygging og boligbygging, spesielle krav til avløpsanordninger, restriksjoner på ferdsel, og friluftsliv, på fiske, mm. Basert på forurensningsanalysen, samt analysen av de hygieniske barrierene ved Oset vannbehandlingsanlegg, vil man evaluere dagens beskyttelsesregime og foreslå eventuelle

endringer. Endringsforslagene vil kun baseres på drikkevannsfaglige vurderinger, dvs. de juridiske sidene ved dette vil ikke bli berørt.

3. FORURENSNINGSANALYSE I MARIDALSVANNET OG NEDBØRFELT

3.1. Innledende analyse over de ulike forurensningsskapende aktiviteter

I denne innledende analysen gir vi en kort gjennomgang av de ulike forurensningsskapende aktiviteter i nedbørfeltet og vurderer om problemet er stort nok til å ta videre i en mer grundig analyse, eller om man kan se bort fra det i praktisk sammenheng. Det gis begrunnelse for hvorfor en aktivitet er betraktet som uproblematisk eller ikke.

3.1.1. Summarisk liste over aktuelle forurensninger

Relevante prosesser og forurensningskilder i nedbørfeltet til Oset vannrenseanlegg kan kortfattet grupperes som følger:

1. Sirkulasjons- og sjiktningsforhold i Maridalsvannet
2. Naturlig forurensning
 - a. Humus
 - b. Mineraler
 - c. Fugleskitt direkte på Maridalsvannet
 - d. Bever og beaver fever (*Giardiasis*)
 - e. Atmosfærisk nedfall av forurensninger direkte på Maridalsvannets overflate
3. Bosetning
 - a. Bosetning i ulike felter
 - b. Antall fastboende
 - c. Hytter i ulike felter
 - d. Avløpsforhold
4. Landbruksforurensning
 - a. Gårdenes og jordbruksarealenes beliggenhet
 - b. Dyrkingstype, gjødsling og sprøyting
 - c. Husdyrhold, disponering av naturgjødsel
5. Skogsdrift
 - a. Dagens avvirkningsnivå og metode
 - b. Planlagte større avvirkninger
 - c. Vegbygging
 - d. Skjøtsel av plantefelt
6. Tog og vegtrafikk
 - a. Godstrafikk med tog
 - b. Persontrafikk
 - c. Linjeskjøtsel
 - d. Veitrafikk og kjøtsel
7. Annen næringsvirksomhet

- a. Skihytter og serveringssteder
 - b. Selvbetjeningshytter
 - c. Diverse
8. Friluftsliv
- a. Skiløping
 - b. Løypeprepping
 - c. Fiske
 - d. Sykkel, fottur, rasting og telting
 - e. Bading
 - f. Kano- og annen båtbruk

3.1.2. Sirkulasjons- og sjiktningsforhold i Maridalsvannet

Dette er jo ikke forurensninger, men som det fremgår av Figur 2-4 og Figur 2-5, så er Maridalsvannet en nokså liten innsjø med et nokså begrenset dypvann. Vannuttaket gjør et kraftig innhogg i dette i hver stagnasjonsperiode, noe man blant annet merker i vannforsyningen med en gradvis økning av temperaturen i inntaksvannet utover sommeren og en gradvis senking av temperaturen i inntaksvannet utover vinteren. Dette viser at overflatevann blandes inn i dypvannet ved turbulent diffusjon, jo større uttaket er jo mer vil blandes inn, og jo mindre sjiktningsmessig sikkerhet vil innsjøen gi. Klimaendringene vil også påvirke disse forholdene ved at sommerstagnasjonen blir lenger og vinterstagnasjonen blir kortere. Sirkulasjonsperiodene vil bli lengre, særlig høstsirkulasjonsperioden.

Endrede sirkulasjonsforhold og sjiktningsforhold vil derfor virke til endrede betingelser for vannbehandlingsanlegget ved Oset og vil således tas med i den videre analysen.

3.1.3. Naturlig forurensning fra nedbørfeltet

Dette er naturlige stoffer og i så måte ikke forurensning fra menneskelig aktivitet, men som allikevel, i drikkevannssammenheng, kan være skadelig. Det dreier seg i hovedsak om tre ting, humusavrenning, hygienisk forurensning fra ville dyr, samt atmosfærisk avsetning av langtransporterte forurensninger.

3.1.3.1. Humusavrenning

Humusavrenning er det man blant lekfolk kaller for brunt myrvann, eller som nå i drikkevannsfaget ofte kalles NOM, dvs. naturlig organisk materiale. Humus er både et praktisk, estetisk og helsemessig problem i vannforsyning. Det forårsaker begroing og slamdannelse i ledningsnett, noe som av og til løsner og gir brunt og illeluktende vann hos abonnentene. Ved bruk av klor til desinfeksjon dannes det haloformer, hvorav flere stoffer er helsemessig uheldige som f.eks. gruppen trihalometaner som er kreftfremkallende. Hvis fargen er over ca 20 mg Pt/l blir det praktisk umulig å benytte UV til desinfeksjon, slik at dette kan ikke erstatte klor i denne sammenhengen uten humusfjerning. Systematisk overvåking av vann og vassdrag startet først i slutten av 1970-årene. Siden den gang har det

skjedd en betydelig økning i fargen i de fleste vassdrag, noe som har påført mange drikkevannsforsyninger store rensomkostninger.

Humusavrenning er et viktig tema som må tas med i den videre analyse.

3.1.3.2. Hygienisk forurensning fra ville dyr i nedbørfeltet

I et nedbørfelt er det mange skapninger som bidrar med mikrobiologisk forurensning som kan gi sykdom hos mennesker. Dette skyldes dels avrenning feces, eller at døde dyr blir liggende i vann. I lemenår kan det spres *tullaremi* og andre gnagersykdommer. Nå er det ikke noe fjellområder i Nordmarka, så dette vil neppe kunne bli noe problem der. Døde elgkadaver og andre døde dyr finner man stadig liggende i vann i forskjellige steder i nedbørfeltet til Maridalsvannet. Flere steder i nedbørfeltet er det etablert beverbestander. Bl.a. så nær som i Dausjøelva rett før utløpet i Maridalsvannet, kan man finne bebodde beverhytter i vannkanten. I USA og Canada er beaver fever (*Giardiasis*) et helsemessig problem med hensyn til å drikke vann fra elver der det bever, og det står plakater langs elvene om faren ved å drikke vann som ikke er kokt. I innsjøer er det et mye mindre problem.

Hygienisk forurensning fra ville dyr vil bli behandlet i den videre analysen, men er ingen stor sak i denne anledning.

3.1.3.3. Fugleskitt fra måker og gjess på Maridalsvannet

NIVA gjorde en undersøkelse av dette for VAV i 1983 (Lien 1983) og fant at i den isfrie perioden var fugleskitt fra måker hovedårsaken til TKB i vannmassene. Den gang ble det ved daglige tellinger observert mer enn tusen måkebesøk (svømmende) hver dag på Maridalsvannet. Nå har måkebestanden gått ned, samt at VAV har gjort en del tiltak for å holde måkene borte.

Hygienisk forurensning fra fugl på Maridalsvannets overflate er en viktig kilde og vil bli behandlet i den videre analyse, og da under kapitlet om hygienisk forurensning.

3.1.3.4. Mineraler og metaller

Dette er først og fremst et problem i enkelte grunnvannsforsyninger, samt i humusvann med lite oksygen i dypvannet. I Norge er det i grunnvannsbrønner gjerne forårsaket av alunskifer, eller gammel sjøbunn (oksygenmangel, sulfider, lukt, jern og mangan), eller det kan være radon gass, eller arsen. Enkelte mineraler som jern og mangan kan også finnes i dypvannet i skogsjøer i store konsentrasjoner som kan gi praktiske problemer for drikkevannsforsyningen. Dette er først og fremst et problem ved slutten av sommerstagnasjonen og vinterstagnasjonen hvis det blir lite oksygen. I Maridalsvannet er oksygeninnholdet i dypvannet alltid over 85-90 % metning og det er ikke registrert noen økning i jern og mangan i bunnvannet som kan avstedkomme noen problemer i overskuelig fremtid. Mange steder i Nordmarka, f.eks. i Oklungen og i Skjennungen er det store ansamlinger av jern og mangan i dypvannet.

Det er ingen skadelige mineraler eller metaller som tilføres Maridalsvannet fra naturlige kilder.

Med unntak av vurdering av jern og mangan utlekking fra sedimentet ved oksygenforbruk, vil andre elementer ikke tas med i den videre analysen.

3.1.3.5. Atmosfærisk avsetning av langtransporterte forurensninger

Forsuring var et stort problem i 1970-80 årene, særlig på Sørlandet og deler av Østfold. En del vann i Nordmarka var også påvirket. Forsuring førte til høye konsentrasjoner av en aluminiumsform som kalles labilt aluminium, som er giftig for fisk. Men den var også en stund i søkelyset mht drikkevann, og var trukket frem som en mulig årsak til overhyppighet av Alzheimers sykdom i enkelte forsuringspåvirkede Sørlandskommuner. Dette er imidlertid ikke bekreftet med undersøkelser (<http://norskvann.no/nv/Samfunn/Skolesider/Ofte-stilte-spoersmaal/Drikkevann#S025>). Sulfat deposisjonen er redusert med 70-80 % (med maks-året 1980 som referanse) og både pH og alkalitet er økende i de fleste vassdrag (Wollan og medarb. 2009).

Med hensyn til atmosfærisk deposisjon av miljøgifter er det i Norge først og fremst kvikksølv som er et problem, og da særlig i humussjøer i Østfold, Akershus og Hedmark. Kvikksølv finnes i liten grad i de frie vannmasser, men bindes til humus og sedimenterer. I det organiske sedimentet i disse sjøene er det lite oksygen og det er forhold for metandannelse. Her dannes metylkvikksølv som er ekstremt bio-akkumulerbart og biomagnifiserbart. Problemet for disse sjøene er høyt kvikksølvinnhold i fisk. Fisken får det i seg via maten, særlig fra bunndyrene. Jo høyere opp i næringskjeden fisken står, jo høyere blir kvikksølvkonsentrasjonene. Kvikksølvdeposisjonen er ikke noe problem for utnyttelse av innsjøen til drikkevann, da kvikksølvinnholdet i vannfasen er langt under drikkevannskravene. Det skjer også deposisjon av en del plantevernmidler og organiske industribaserte forbindelser. Disse havner også raskt i sedimentet og oppkonsentreres ikke i vannfasen.

Atmosfærisk deposisjon av forsurende stoffer eller miljøgifter er ikke noe problem for vannforsyningen fra Maridalsvannet og temaet behandles ikke videre i analysen.

3.1.4. Bosetning

3.1.4.1. Bosetning i de ulike felter

For hele Marka var det i 2010 1585 bosatte (SSB data referert i Wold 2010). I nedbørfeltet til Maridalsvannet er det ca 800 bosatte som fordeler seg som følger i følge Statistisk sentralbyrå: Sørbråten 329, Solemskogen 185, Maridalen 255 og Nordmarka 31. Det er de tre førstnevnte stedene som er av betydning for forurensning av Maridalsvannet, og beliggenheten av tettstedene kan ses av Figur 2-2.

3.1.4.2. Avløp fra boliger

Boligene er ikke tilknyttet kommunal vannforsyning eller avløpsanlegg. Vannforsyningen er fra lokale brønner (mest borebrønner). Avløpsanleggene består av at svartvannet (toalettavløp) ledes til tett tank, mens gråvannet slippes til spredegrøft i grunnen etter rensing i gråvannsanlegg. På tettstedet Movatn – Sørbråteskogen er anleggene gamle og fungerer dårlig. Dette boligfeltet ligger på en åsrygg hvor Seterbekken/Movassbekken drenerer den ene siden, mens Godtholbekken/Torbjørntjernsbekken drenerer den andre siden av åsen.

Situasjonen er likende i andre deler av feltet. Det er tynt jordsmonn i området som er lite egnet til infiltrasjon (Hensel og Hanserud 2010). Dette gjør at bebyggelsen i nærområdet må regnes som en betydelig forurensningstrussel både med hensyn til hygienisk forurensning og mht. eutrofiering. Det er startet et arbeid med å oppgradere avløpsanleggene i nedbørfeltet.

Det er i dag et betydelig press på å få gjøre om flere hytter til boliger i området. Bystyret har nylig fattet et vedtak om at de går inn for at det skal være lov å legge inn vann på hyttene i området. De virker også velvillig innstilt overfor å gjøre om hytter til bolig (Ref.Bystyrevedtak 08.06.2011 i sak 168). Reguleringsplanen forutsetter at toalettavløp (svartvann) går til tett tank og gråvann renses i godkjent gråvannsanlegg, og slippes til spredegrøft minst 50 m fra vassdrag.

Det registreres jevnlig betydelig mikrobiell forurensning i bekkene som drenerer disse boligområdene i VAVs årlige overvåking.

Forurensning fra bosetning, og da særlig den hygieniske forurensningen, er en reell trussel for sikker vannforsyning fra Maridalsvannet og vil være et hovedtema i den videre analysen.

3.1.5. Landbruksforurensning

3.1.5.1. Dagens dyrkingsform

Det er 13 gårdsbruk i området rundt Maridalsvannet og i Maridalen som er eiet av kommunen. 10 av disse forpaktet bort og 3 leies bort, alle med bruksbegrensninger. I tillegg er det 5 private gårdsbruk i Maridalen. Samlet dyrket areal i Maridalen er ca 2834 da, hvorav 2260 da utgjøres av gårdene eiet av kommunen, og 570 da utgjøres av de private gårdsbrukene.

Hele nedbørfeltet til Maridalsvannet er 252 km². Det vil si at jordbruksarealene utgjør bare 1,1 % av nedbørfeltet. Dette er svært liten jordbruksandel. Holsfjorden (Tyrifjorden) for eksempel, som man tenker å ta vann fra i fremtiden, har en jordbruksandel på 4,6 %, mens Steinsfjorden som er lite egnet til drikkevann som følge av periodevis oppblomstringer av giftige blågrønnalger (cf *Planktothrix* spp) har en jordbruksandel i nedbørfeltet på 23 %. I forbindelse med den innledende grov karakteriseringen av innsjøer på Østlandet etter Vanddirektivet (Skarbøvik og medarb. 2004) ble det under vurderingen av om vannforekomstene var "at risk" eller ikke, satt retningsgivende grenser om at under 5 % jordbruksareal forårsaker det ingen økologiske problemer, mens over 15 % er det overveiende sannsynlig at jordbruksaktiviteten skaper økologiske problemer. Dette er satt på bakgrunn av vanlige driftsformer på Østlandet som hovedsakelig er korndyrking, som jo også er tilfelle i Maridalen. Det dyrkingsmessige aspektet (type og omfang) ved landbruket i Maridalsvannet slik det drives i dag, utgjør således ikke noen trussel med hensyn til eutrofiering. Holtan og Holtan og Holtan (1993) fant at jordbruket stod for 10-11 % av nærings salttilførselen til Maridalsvannet.

Hvis ikke trendanalysen av Maridalsvannets overvåkingsdata indikerer at det er eutrofi-problemer i innsjøen, eller er noen uheldig eutrofieringsutvikling på gang, skulle det således ikke være behov for å gjøre noe med detaljert studie av nærings saltavrenningen fra landbruket i Maridalen.

3.1.5.2. Dyrehold på gårdene

Det er ikke anledning til å ha regulært ervervsmessig husdyrhold på gårdene som krøtter, høner, griser, etc. På kommunens gårdsbruk er det imidlertid lov til å ha inntil 3 hester per gård, til sammen 39 hester. Det har blitt slik at man leier hestelisenser av hverandre, slik at det er bare noen få gårder som har hester. Ved siste telling nå i vår var det 43 hester på de kommunale gårdene, altså noen flere enn tillatelsen.

I tillegg til de kommunale gårdene er det noen få private gårdsbruk i Maridalen. Her er det ingen begrensning på hesteholdet. På en av disse gårdene (Hauger gård) er det noen titalls hester (Wold 2011), anslagsvis mellom 30-40 hester.

Til sammen vil dette si at det er nærmere 100 hester i Maridalen. Prøvetaking av bekker som drenerer beiter og havnehager viser at dette kan være en betydelig kilde til bakteriell forurensning.

Utover hest, er dyreholdet på gårdene svært beskjedent.

Hesteholdet er av betydning for forurensninger av tilløpsbekkene til Maridalsvannet, og vil bli viet oppmerksomhet under analysen av den hygieniske vannkvaliteten.

3.1.6. Skogsdrift

Mesteparten av Maridalsvannets nedbørfelt består av produktiv skog. Det meste er eiet av Oslo kommune, Løvenskiold, og noe av Lunner og Jevnaker Allmenning helt i nord. Løvenskiold er største grunneier. I alle disse områdene drives skogen på normalt vis, hvilket innebærer hogst med moderne maskiner, bygging av veger etc.

NIVA har gjennomført to studier av forurensning fra skogsdrift (Berge og Traaen 1985, Bratlie og Bækken 1995). Konklusjonene fra disse var at det de første 1-2 årene etter en flate hugst skjedde økt avrenning av næringssalter, særlig nitrogen og fosfor, noe økt organisk material, samt noe erosjonsprodukter etter kjøresår i naturen. Etter at ny vegetasjon etablerte seg i hugstfeltet ble denne effekten raskt borte.

Tidligere sprøytet man noe i skogen med glyphosate (Roundup) i plantefelter for å holde krattvegetasjonen nede, samt at man brukte lindan på tømmer lunner for å hindre yngling av barkbiller. I Nordmarka er det nå helt slutt på bruk av sprøytemidler i skog.

Under driften med maskiner skjer det fylling av diesel og olje på maskiner, samt noe reparering, men uansett så er dette av så lite omfang at det ikke har noen betydning når det gjelder forurensning av Maridalsvannet.

Skogsdriften har vært hovedgrunnen til byggingen av det omfattende vegsystemet i Nordmarka, både for å få maskiner inn og tømmer ut. Vegnettet fører til en del mer ferdsel i marka enn ellers, men i og med at det er forbudt for allmennheten å kjøre bil på vegene, blir ferdselen stort sett sykling om sommeren og skigåing om vinteren, noe som vi vil se nærmere på under avsnittet om friluftsliv og rekreasjon.

Skogsdrift er ikke ansett å utgjøre noen forurensningstrussel for Maridalsvannet, og vil ikke bli tatt med i den videre analysen.

3.1.7. Togtrafikk

Gjøvikbanen (persontrafikk) samt godstrafikken på Bergensbanen går gjennom Nordmarka og langs Maridalsvannet. Toget går helt i vannkanten i bratt terreng langs deler av vannet. Hvis et godstog med farlige kjemikalier sporer av vil det lett kunne havne i vannet, enten hele toget eller deler av lasten.

Togtrafikken er derfor en potensiell forurensningsfare, så vi vil se nærmere på dette under den videre analysen.

3.1.8. Skihytter og serveringssteder

I Maridalsvannets nedbørfelt ligger det flere skihytter med servering og med overnattingsmuligheter. Katnosa og Kikut ligger så langt oppe i feltet at det har minimal betydning for forurensningen av Maridalsvannet. Avløpet fra Ullevålseter drener mot Sognsvann og er utenfor Maridalsvannets nedbørfelt. I og med at Skjærsvannet har bare 9 dagers oppholdstid vil Bjørnholdt kunne påvirke noe. Nede i selve Maridalen er det også en del gårder som brukes til selskaper og bevertning til sluttede selskaper, som f.eks. Sanner Gård og Hauger Gård. En del gårder som f.eks. Skjervan og Sørbråten brukes som så kalte besøksgårder der skoleklasser og barnehager og folk flest kan komme og se dyr og lære om dyr og gårdsdrift generelt.

Denne virksomheten vil bli vurdert nærmere i Maridalens nærområde i den videre analysen og da vesentlig kapitlet om hygienisk forurensning.

3.1.9. Rekreasjon og friluftsliv

Nordmarka er en viktig rekreasjonslokalitet for så vel Oslo som mange av kommunene rundt. Om vinteren prepareres et stort og omfattende løypenett av Oslo kommune i Maridalsvannets nærområde, og av Skiforeningen lenger opp i marka. På fine søndager i februar og mars, kan det være mange tusen mennesker ute på skitur i Maridalsvannets nedbørfelt. Mange av disse har også hund med seg. Om vinteren er det lov å gå over Maridalsvannet på ski.

Om sommeren er det vanlig med fotturer på turistforeningens blåmerkede løyper, eller det er sykkelturner på de mange vegene i marka. Etter at de såkalte mountain bikes ble populære på 1980/90-tallet, har syklingen i marka øket voldsomt i forhold til tidligere. Det er også populært å dra på kanoturer gjennom marka, f.eks. fra Mylla eller fra Tverrsjøen og ned til Oslo eller Bærum.

Nesten all resting og telting foregår ved en eller annen innsjø, eller elv. Oppe i tørre lia er det ingen som vil sitte eller slå opp teltet. Ofte har disse ihuga friluftsfolk også med seg bikkje. Ellers er det mange som går og fisker langs de mange elver og innsjøer i marka, både på dagsturer og lengre opphold. På fine dager er det en masse bading også i markavassdragene om sommeren.

Dette nærmest vannbaserte friluftslivet medfører at man gjør fra seg i vassdragets umiddelbare nærhet. I Maridalsvannet nærområde, eller bekker/elver som drenerer direkte til Maridalsvannet, eller til Dausjøen og Skjærsvannet (kort oppholdstid) så er dette en hygienisk risiko for drikkevannsforsyningen. Med hensyn til næringsstofftilførsler har det liten betydning.

Rekreasjon, bading, fiske og friluftsliv vil derfor bli vurdert i analysen, og vesentlig i analysen av den hygieniske forurensningsfaren.

3.1.10. Oppsummering av forurensende aktiviteter

I de foregående avsnittene har vi gått i gjennom de ulike forurensningsskapende virksomheter, og funnet ut hva som ikke er noe problem og hva som vi må gi en nærmere analyse. I prosjektet skal man belyse forurensning fra ulike aktiviteter, hva slags forurensning de frembringer, i ulike områder i nedbørfeltet, hvordan klimaendringene vil påvirke forurensningsbildet framover, etc. Vi har funnet ut at det vil være enklest å gå videre med dette ved å dele problemkomplekset inn i de komponentene som er et problem for vannbehandlingen for å levere et sikkert vann til Oslos innbyggere. Man kan da underveis diskutere hvilke aktiviteter som er farlig eller betenkelig, i hvilke soner kan de tillates og i hvilke ikke, hvordan vil klimaet påvirke forurensningene, osv. De forurensningstypene vi vil underkaste en grundigere analyse kan sammenfattes følgende fem kategorier:

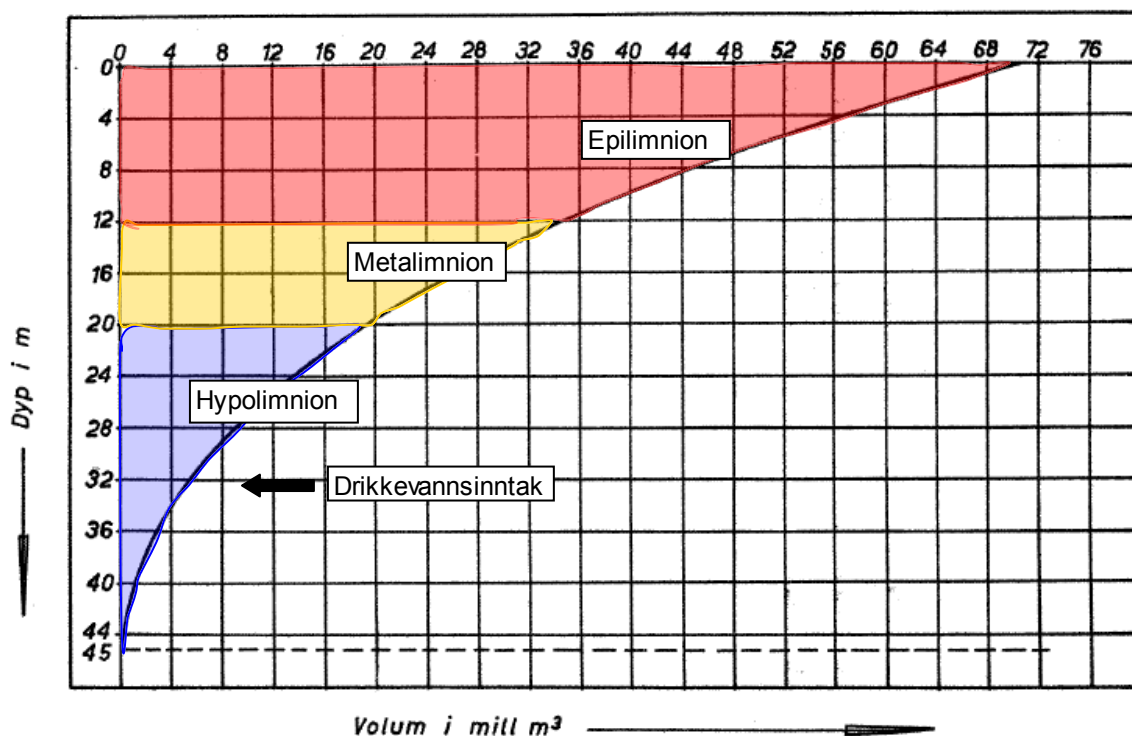
- Sirkulasjons- og sjiktningsforhold
- Naturlige forurensninger, humus, ol.
- Eutrofiering (gjødslingseffekter av næringssalter)
- Hygienisk forurensning (bakterier, virus, parasitter)
- Miljøgifter (uhell med tog veg)

3.2. Naturlige forhold og "naturlige forurensninger"

3.2.1. Sirkulasjons- og sjiktningsforhold i Maridalsvannet

Sirkulasjons- og sjiktningsforhold er viktige naturgitte forutsetninger for utnyttelse av innsjøer til drikkevannsmål. Dette fører til at dypvannet er mye sikrere mht forurensninger enn overflatelagene, og i forhold til elv som kilde er det mye sikrere. Disse forholdene vil kunne påvirkes av de forventede klimaendringen og i mindre innsjøer vil de også påvirkes av drikkevannsuttakets størrelse.

Dypvannet i store innsjøer fornyes bare 2 ganger i året, under vårsirkulasjonen og under høstsirkulasjonen. Maridalsvannet sirkulerer i et par uker i overgangen mai/juni, mens høstsirkulasjonen varer hele november og noen år også deler av desember. Det vil si at dypvannet er avstengt fra nytt vann i seks måneder i sommerhalvåret, og noe kortere i vinterhalvåret. Figur 3-1 viser volumkurven til Maridalsvannet. En ser at hypolimnion, eller det ekte dypvannet, er nokså lite og utgjør bare 20 mill m³.

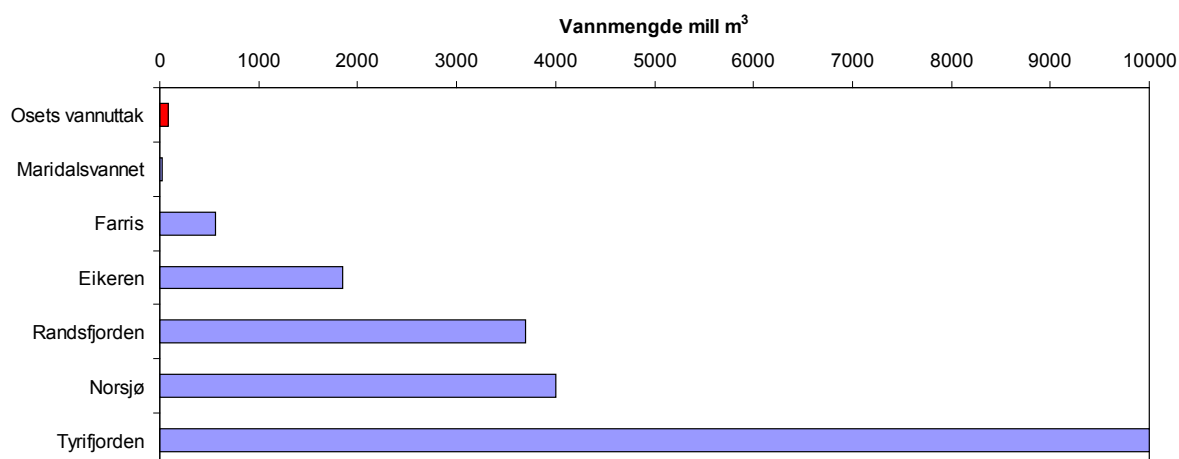


Figur 3-1 Volumkurve for Maridalsvannet (Baalsrud 1961) inndelt i de tre sonene som innsjøer vanligvis deles inn i sommerstid, epilimnion (det varme overflatelagene), metalimnion (området rundt temperatur-sprangsjiktet) og hypolimnion (de ekte dypvannet), samt angivelse av drikkevannsinntakets plassering.

Grovt sett så tas det ut $2,6 \text{ m}^3$ per sekund til drikkevann fra hypolimnion (2005 tall fra VAVs hjemmesider <http://www.vann-og-avloppetaten.oslo.kommune.no/drikkevann/drikkevannsmengde/>). Hypolimnion varer da bare 90 dager = 3 måneder. Når man vet at vinterstagnasjonen varer ca 5 mnd og sommerstagnasjonen omtrent det samme, så tømmer man altså disse. Man drikker rett og slett opp hele dypvannsvolumet. Det vil si at hypolimnion etterfylles jamt og trutt med overflatevann fra midten av stagnasjonsperiodene og utover. Dette merker man på vannverkene ved at temperaturen stiger utover sommeren før fullsirkulasjonen inntre, og vanntemperaturen på inntaket synker utover ettervinteren. Dette kan det bare gjøres ved at det blandes inn overflatevann, som er i direkte kontakt med innkommende bekker og utslipp.

Maridalsvannet er en nokså liten innsjø, med begrenset størrelse på dypvannet, slik at dypvannet drikkes opp ca 3-4 ganger i året og etterfylles sakte med overflatevann. Dypvannet har ikke den samme sikkerhet som i de store innsjøene våre som f.eks. Holsfjorden (arm av Tyrifjorden) der drikkevannsutttaket ikke har noen størrelsesmessig betydning for dypvannets volum, se Figur 3-2. Maridalsvannet vil derfor aldri kunne fungere som noen hygienisk trygg barriere med det store drikkevannsutttaket man har til Oslo. Det er derfor viktig med aktiv beskyttelse av nedbørfeltet.

I henhold til Bjørnson-Langen (2010) vil vannbehovet i Oslo øke betydelig fram mot 2050 og Maridalsvannet fortsatt stå for 90 % av produksjonen. Man kan da lett komme i den situasjonen at man tar ut så mye vann fra hypolimnion at man ikke får stabil sjiktning store deler av året. Den hygieniske sikkerheten i kilden vil da bli enda dårligere.



Figur 3-2 Ossets årlige vannuttak sammenliknet med dypvannets volum i en del drikkevannsinnsjøer på Østlandet. Mjøsa er holdt utenom da Maridalsvannet ville blitt borte i Y-aksens tykkelse. En ser at Maridalsvannets dypvann drikkes opp flere ganger pr år, og dermed kontinuerlig etterfylles med overflatevann. Således gir Maridalsvannet dårlig sjiktningmessig sikkerhet sammenliknet med de andre innsjøene, særlig fremover når vannforbruket øker. Fortynningsvolumet ved uhell er også lite i Maridalsvannet dypvann sammenliknet med de andre innsjøene.

Klimaperspektivet når det gjelder sjiktningforhold, vil være at sommerstagnasjonen blir lenger og vinterstagnasjonen blir kortere. Høstsirkulasjonen vil bli lenger. En kan tenke seg at det vil, om kun et par ti-år, dukke opp år hvor Maridalsvannet ikke islegges. Man vil nok fortsatt ha invers sjiktning i vannmassene midtvinters, men perioden med ustabil sjiktning og sirkulasjon vil bli lenger om vinteren. Dette vil gjøre at Maridalsvannet som hygienisk barriere blir enda dårligere.

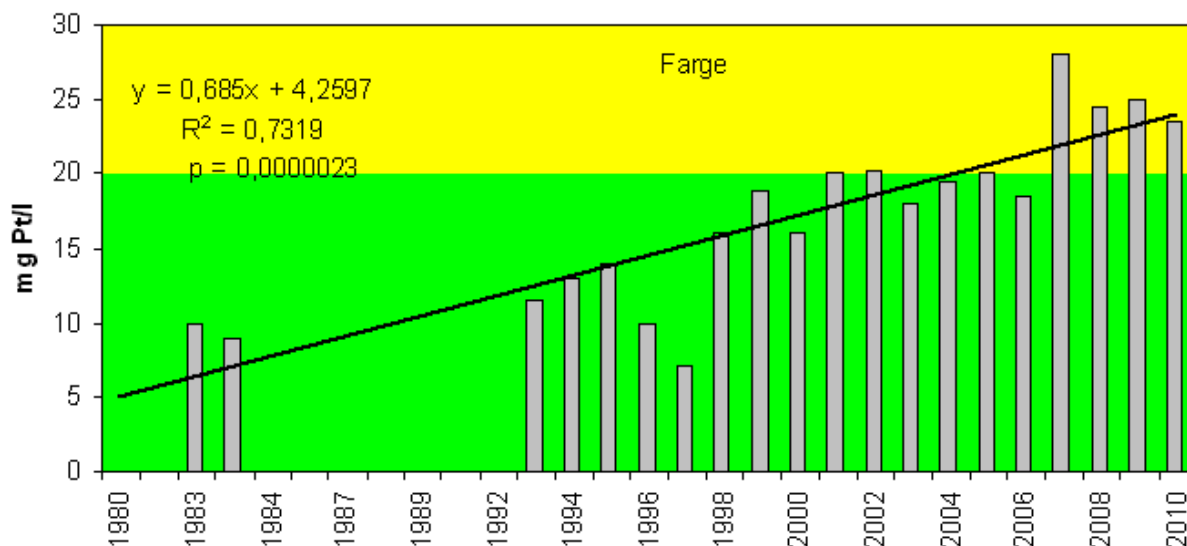
Både det økte vannforbruket og den forventede klimaendringen vil medføre at Maridalsvannets dypvann blir dårlige med hensyn til å fungere som hygienisk barriere.

3.2.2. Humusavrenning

Humus i vann er det man blant lek folk kaller for ”brunt myrvann”. Som dette navnet innebærer er det særlig mye av det der det er mye myrlendt terreng. Det er særlig i områder med mye torvmose, eller *sphagnum spp* som har det bruneste vannet. Hedmark og indre Østfold mot svenskegrensen har innsjøer med farge på flere hundre mg Pt/l. Ofte har slike områder sur berggrunn, tynt jordsmonn og furuskogsbonitet. Områder med granskogsbonitet har gjerne mindre sur berggrunn og her dannes det gjerne mindre *sphagnum*-myrer. De største delene av Nordmarka har granskogsbonitet, og i så måte er ikke blant de verste skogstypene på Østlandet når det gjelder produksjon av brunt myrvann, eller humus.

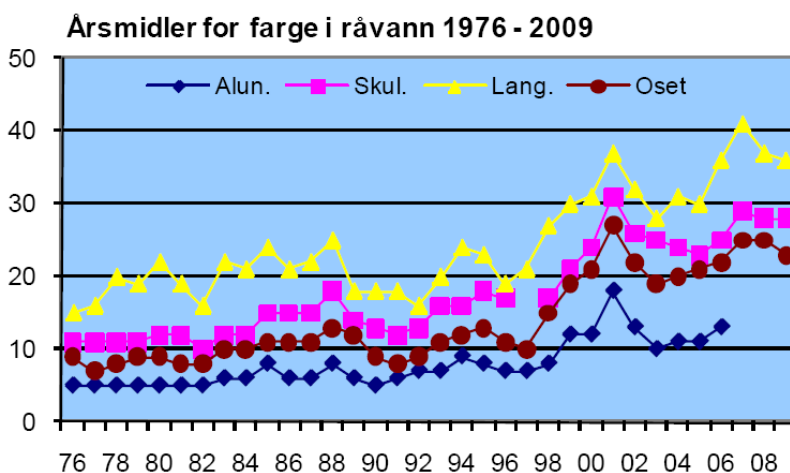
Man var ikke så opptatt av humus i tidligere drikkevannstider. Man hadde ikke begynt å bruke UV som desinfeksjonsmiddel, og man var ikke klar over at man fikk dannet kreftfremkallende stoffer ved å klorere humusvann. Man benyttet ofte KMnO_4 forbruket som betegnelse på innhold av løst organisk materiale. Regulær overvåking av farge på råvannet ved norske vannverk startet først i 1970/80. Etter den tid har det vært en kraftig økning av fargen fram mot 2000, og etter det har det gått noe ned igjen. Figur 3-3 viser VAVs overvåkningsdata fra Maridalsvannet. Det har vært en kraftig økning av fargen, fra rundt 10 mg Pt/l da

overvåkingen startet til mer enn 25 mg Pt/l i 2000. UV kan i praksis ikke benyttes til desinfeksjon ved farge >20 mg Pt/l. Nå fjernes det meste av fargen i det nye Osetts renseprosess, slik at det ikke skaper noe problem der, mens i de periodene man må kjøre gamle Oset blir fargen lett et problem.



Figur 3-3 Midlere Farge i sommerhalvåret: Kraftig, sterkt signifikant økning. Data fra VAVs overvåking.

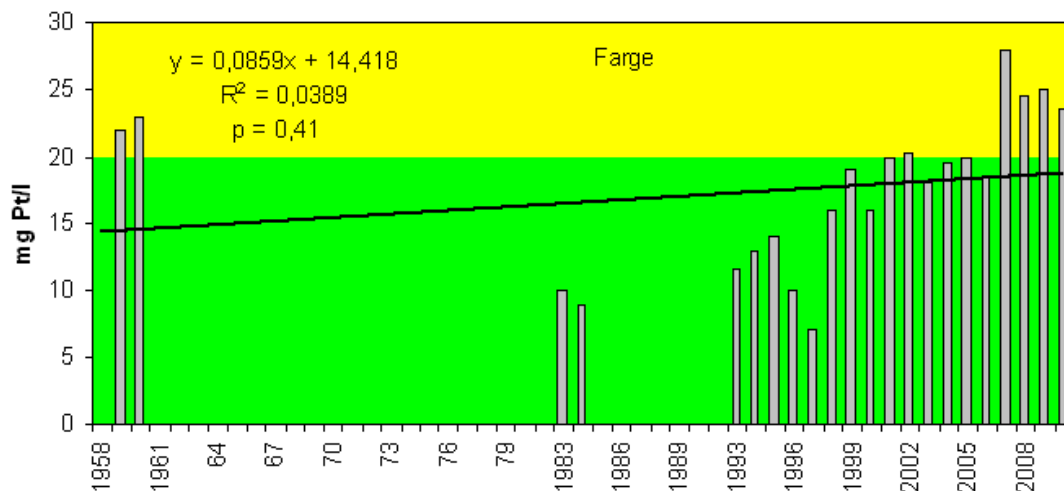
Figur 3-4 viser VAVs overvåking av råvannet for ulike år. Her lå fargen stabilt fra 8-12 mg Pt/l fra 1975 og frem til 1997, for deretter å øke til vel det dobbelte. Der har den ligget de 10-12 siste årene.



Figur 3-4 VAVs overvåking av farge i råvannet ved Oset (brune sirkler) og fra de andre vannverkene i perioden 1976-2009 (Data fra VAV).

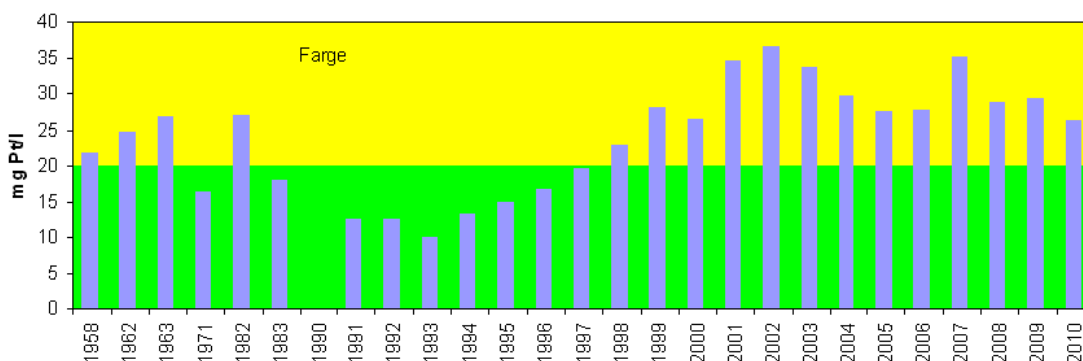
Men hvis man ser noe lenger tilbake i tiden ser man at det har vært perioder med høy farge før også. NIVA gjorde en grundig undersøkelse av Maridalsvannet i 1959/60 (NIVA 1960) hvor det ble analysert på en rekke kjemiske og biologiske komponenter fra mange stasjoner fra overflate til bunn, med 12 prøvetakinger fordelt månedlig over året. Middelerdien av alle prøver gav en farge på 21 mg Pt/l. Tar man bare hovedstasjonen over dypeste punkt var middelerdien over året 20 mg Pt/l for året 1959 og 22 for 1960 i sjiktet 0-8 m, altså nesten like høy som i dag. Den observerte fargeøkningen er da mye svakere og den er ikke statistisk

signifikant, se Figur 3-5. 1959 var karakterisert av en meget tørr sommer, og en kald vinter, dvs. forhold som skulle avstedkomme lavere farge enn normalt.



Figur 3-5. Farge i Maridalssvannets overflatelag (0-8m) Middelerverdier fra innsjøovervåking.

Et liknende mønster finner man i Farris, Vestfolds Interkommunale Vannverks hovedkilde, der man har gode overvåkingsdata fra innsjøen helt tilbake i 1950 årene, se Figur 3-6.



Figur 3-6. Farrisvatn stasjon 4 (søndre del – blandprøver 0-10 m dyp). Midlere farge (mg Pt/l) i sommerhalvåret for de år det finnes målinger for (etter Berge 2011, VIVs overvåking).

Det kan derfor se ut for at det har vært perioder med høyere farge før også, og at utviklingen følger de meteorologiske år til år svingningene. Fargen i dypvannet er gjerne noe lavere enn overflatevannet, noe som har med oppholdstiden å gjøre. Dypvannet fornyes bare 2 ganger i året, i forbindelse med høst- og vårsirkulasjonen, og vil derfor være gjennomsnittlig noe eldre enn overflatevannet. Helt nede ved bunnen kan fargen øke igjen, både som akkumulasjon av sedimenterende materiale, og som følge av utlekking av jern og mangan fra sedimentet.

Hem (2000) har studert fargeutvikling i VIVs råvannsinntak fra Farris og funnet noe av den samme utviklingen, som han tidligere har funnet i Maridalssvannets råvannsinntak. Han har imidlertid ikke sett på data så langt tilbake i tid som overvåkingsdataene fra innsjøen Farris gir mulighet til. Han finner en sammenheng mellom milde vintre og hyppige smelteperioder og økt farge. I et prosjekt under Nordisk ministerråd hvor de har sett på lengre dataserier fra hele Norden, er ikke farge-økningen så entydig. Det finnes både perioder med økning og perioder med minking i vannets farge, og man har for sjøer i midtre Sverige akkurat det samme mønsteret som man har funnet i Farris (Nordisk ministerråd 2002). Det kan se ut som om perioder med økning er knyttet til perioder med økt intensitet og hyppighet i

avrenningsperioder, særlig milde vintrer. De klimasenarioer som er trukket opp framover med fuktige somrer og milde vintrer, vil i så måte peke mot at man kan forvente en viss økning i avrenning av humusstoffer, og dermed økt farge. Dette gjelder særlig områder der det er mye myr i nedbørfeltet, hvilket er tilfelle for deler av Skrimplataet i Farris-Siljanvassdragets nedbørfelt. Slike myrlendte furuskogsområder er det mye mindre av i Maridalsvannets nedbørfelt.

Hvis man sammenlikner figuren fra Maridalsvannet med den fra Farrisvannet så ser man at fargen i Farris kuliminerte i 2002 men at man også hadde en topp i 2007. I Maridalsvannet var toppen i 2007 større enn den i 2002. Overvåkingen i Farris har 6-8 tokt i sommerhalvåret, mens i Maridalsvannet tas det bare prøver 2-3 ganger i sommerhalvåret, noe som er i minste laget for å gjøre sikre trendanalyser.

Det var en generell oppfatning av at innsjøene klarnet opp under perioden med sterkest forsurening. I tiden etter 1990 har de fleste vassdrag fått økt farge samtidig som sulfat deposisjonen har gått ned med 70-80 %. Det har blant mange vært antatt at det hovedsakelig er klimaendringer, mildere klima, mer nedbør, hyppigere nedbør og smelteperioder, som har vært årsaken til den økte humusen. Monteith et al (2007) sammenstilte data fra langtidsserier fra sur nedbør overvåkingen i USA og Canada, Nord Europa, England og Scotland, og kom fram til at det først og fremst var endringen i nedbørkjemi (mindre sulfat og mindre sur nedbør) som forklarte den økte humusen i vassdragene. Humusen i jorda ble mindre løselig i surt miljø, det organiske materialet var mindre farget, den sure nedbøren løste også ut aluminium fra grunnen, som bidro til å felle humus i jordvannsløsningen før det kom ut i overflatevannet. Det er derfor ikke urimelig å anta at dippen i farge kan skyldes forsuringen som da var på sitt verste. I dag har pH og alkalitet økt i Maridalsvannet og i innsjøene i nedbørfeltet (VAV 2010).

Men nedbørsmengde har også en del å si for humusutvasking. Den som har drevet med avrenningsmålinger fra naturlige skogsfelter, observerer raskt at i perioder med mye nedbør er det mye humus i vannet, mens i langvarig tørrvær om sommeren og kaldvær om vinteren, så er det klart vann i bekkene. I sistnevnte perioder kommer vannet i bekkene fra grunnvanns-innsig, mens i den forannevnte perioden kommer det fra overflateavrenning og fra markvannssjiktet. Humus er jo nedbrytningsprodukter av planter, og det vil derfor transporteres med overflatevann og vann fra markvannssjiktet.

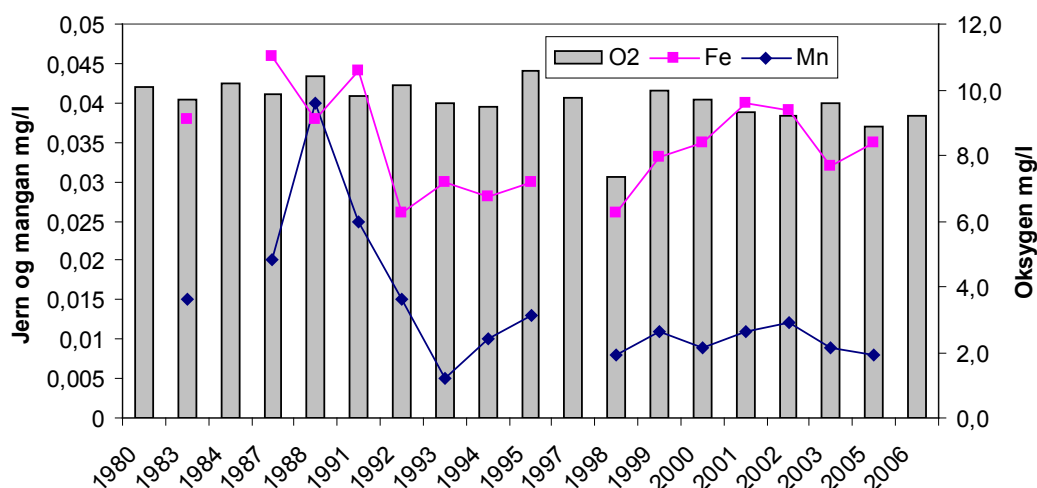
Det er derfor nokså sikkert at man må ta høyde for økt humus i avrenningen fra skogsområder i fremtiden, men skal humusavrenningen holde seg høy over tid, så må også humusproduksjonen i feltet øke, ellers vil den økte nedbøren føre til at humusen i feltet blir mer og mer vasket ut og vil måtte avta. På Vestlandet, der man har mye varmere og fuktigere klima enn på Østlandet, har man paradoksalt nok hovedsakelig klarvannsvassdrag. Ser man på områdene med mest humus i Norge, nemlig Trysil og de østre deler av Østlandet, så er disse forholdsvis nedbørsfattige og har kontinentalt klima med kalde vintre og tørre somrer. Skogslandskapet i denne delen av landet består av furuskogsbonitet på sure bergarter, landskapet er forholdsvis slakt slik at vannet ikke kommer unna og terrenget blir vassjukt. Dette gir forhold for dannelse av *sphagnum* myrer. Disse tingene er trolig like viktig for å få ekstreme humusverdier i avrenningsvannet som økt nedbør og mildere klima. I Nordmarka er det for lite "Trysil karakter" på terreng, berggrunn og jordsmonn til at man skal kunne få noen voldsom økning i humusinnholdet i vannet, slik vi ser det. Noe særlig over 30-35 mg Pt/l vil neppe oppstå i det 30-årsperspektivet som vurderes her, kanskje ikke mer enn 30 mg Pt/l.

En annen ting som man må være klar over er at humus brytes ned i innsjøer. I innsjøer med lang oppholdstid forsvinner masse humus. Det er en rekke prosesser som bidrar til nedbrytning av humus i en innsjø, som utfnocking og sedimentering, nedbrytning pga UV-stråling fra sola, og ved at bakterier og enkelte planktoniske smådyr spiser humus. Berge (2004) så på dette fenomenet i Glitrevann (vannkilden til Drammen og omegn) og fant at Glitre med sin lange oppholdstid på 4,5 år reduserte humusfargen fra tilløpene med ca 60 %. Alle disse prosesser er en funksjon av tid, slik at oppholdstid på vannet er viktig. Maridalsvannet med sin relativt korte oppholdstid, 140 dager, vil forestå en betydelig mindre humusreduksjon enn Glitre, anslagsvis kanskje 20 %. Å overføre mer vann til Maridalsvannet vil resultere i kortere oppholdstid og mindre humusfjerning i selve innsjøen. Resultatet blir at humusinnholdet i inntaksvannet øker. Langlia bør derfor ikke overføres til selve Maridalsvannet, men gå direkte inn på renseanlegget uten å ha vært innom Maridalsvannet først. Frogn kommune fikk ødelagt sin vannkilde (Oppegårdtjernet) ved å overføre vann fra en 2-3 myrtjern i nærområdet for å øke vannmengden (Berge 1991). De fikk både algeproblemer, slamproblemer og lukt og smaksproblemer. Kilden ble etter noen år oppgitt, og de får nå vann fra andre siden av Oslofjorden (Glitre i Drammen).

3.2.3. Oksygen, jern og mangan

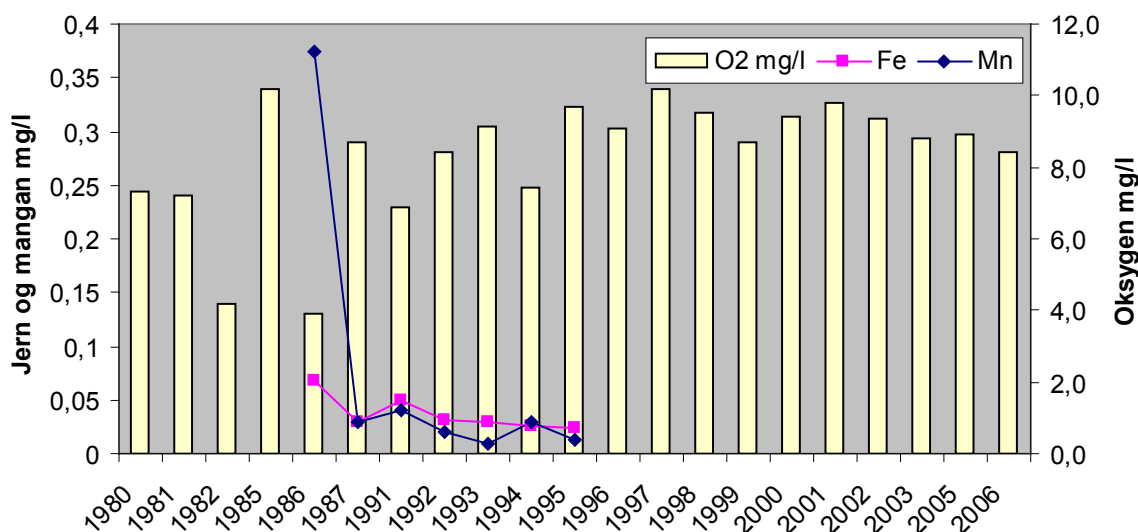
Som et ledd i overvåkingen av Maridalsvannet har VAV målt på konsentrasjonen av oksygen, samt jern og mangan ved slutten av sommerstagnasjonen og slutten av vinterstagnasjonen de fleste år siden 1980. Resultatene fra største dyp på 45 m er ført opp i hhv Figur 11 og Figur 12. Det er valgt det aller dypeste punkt for om mulig å detektere om det var noen utvikling over tid i oksygenforbruket, samt om det var noen tegn til en begynnende akkumulering/-utlekking av jern og mangan i dypvannet. På 32 m dyp, hvor vanninntaket ligger, har det vært bra med oksygen hele tiden og kun meget lave konsentrasjoner av jern og mangan, og umulig å se noen negativ utvikling.

Ser man på Figur 3-7, som viser slutten av sommerstagnasjonen, er det godt med oksygen helt til bunns i alle år, og det er ingen akkumulasjon av verken jern eller mangan. Det er ikke mulig å se noen utviklingstrend i disse dataene. Situasjonen har vært stabilt god i hele den siste 30-årsperioden.



Figur 3-7. Konsentrasjonen av oksygen på 45 m dyp i slutten av august de ulike år, samt konsentrasjonen av jern og mangan.

Når det gjelder vinterstagnasjonen (Figur 3-8) er bildet litt mer variert. I starten av perioden var det et par år med nokså lite oksygen på bunnen. I 1986 skjedde det en liten akkumulasjon/utlekking av jern i dypvannet. Imidlertid, i inntaksdypet til Oset vannbehandlingsanlegg på 32 m, var det ingen slike tendenser. Det er klart at den dypeste prøven er litt utsatt for at man enkelte år kan ha tatt prøve svært nær sedimentoverflaten, men som sagt da man ikke kunne se noen tegn til bekymringsfullt oksygen forbruk lenger oppe i vannsøylen har vi sett på den dypeste prøven. Det er her man vil kunne spore en negativ utvikling først. Det er ikke godt å se noen klar utvikling i materialet fra vinterstagnasjonen heller, men hvis man skal trekke noe ut av kurvene i Figur 3-8, så må det være at det har skjedd en viss bedring i vannkvaliteten i perioden. Også under vinterstagnasjonen må oksygen og jern og mangan forholdene sies å være meget gode de siste 25 årene.



Figur 3-8. Konsentrasjonen av oksygen, samt jern og mangan på 45 m dyp ved slutten av vinterstagnasjonen i ulike år.

Ved NIVAs undersøkelse i 1959/60 var det betydelig større oksygenforbruk i dypvannet både sommer og vinter, da man målte helt ned mot 20 % metning ved bunnen og 70 % metning i vannverksinntakets dybdenivå under ettervinteren. Innsjøen var nok mer belastet av eutrofierende stoffer den gang. Det var et betydelig husdyrhold i nedbørfeltet, bla. 136 voksne melkekuer, 100 ungdyr, 30 griser og 27 hester, samt at det bodde 1250 mennesker i nedbørfeltet (hvorav 150 på Skar leir). I dag er alle krøttera borte, og befolkningen er bare vel 800. I tillegg var det den gang tømmerfløting og tømmerlagring ved Brekke Bruk som lå tvers over bukta for Oset vannbehandlingsanlegg. I femtiårene var det ingen rensanordninger for toaletter. Vi har imidlertid ikke noen kvantitative mål på algebiomasse den gang, og heller ikke analyser av total fosfor som kan sammenliknes med dagens, men de tilgjengelige dataene tyder på at innsjøen har bedre vannkvalitet nå enn den gang.

Det er ikke noe tegn til at den økte humustilførslen som man har sett de senere årene har bidratt til økt oksygenforbruk i dypet.

Det er ikke noe som tyder på at oksygen forbruk og utlekking av jern og mangan vil bli noe problem i Maridalsvannet i det 30 års perspektivet vi har for klimavurderingen.

3.2.4. Erosjonsmateriale

Det er kun i det lokale nedbørfelt at det er noe eroderbart jordsmonn i Maridalsvannets nedbørfelt. Ved befaringen til de ulike tilløpsbekkene under og like etter kraftig regnvær 7/6-2011, var det først og fremst Engelsrubbekken og Skjervenbekken, og i svak grad Lautabekken, som var synlig erosjonspåvirket. De andre tilløpene hadde klarvannskarakter, se Figur 3-9. Engelsrubbekken og Skjervenbekken er også de minste av tilløpene, slik at Maridalsvannet vil aldri kunne bli noe særlig belastet med erosjonsmateriale. De tre fangdammene i Engelsrubbekken reduserte erosjonsmaterialet så pass mye at det var synlig med det blotte øyet når man satt vannprøvene ved siden av hverandre. Det ble ikke analysert på annet enn bakterier ved den prøvetakingen, men anslagsvis var reduksjonen i grumsethet gjennom fangdammene på ca 30 %, visuelt bedømt.



Engelsrubbekken (erosjonspåvirket)



Skjervenbekken (erosjonspåvirket)



Skjærssjøelva (klarvannstype)



Lautabekken (svakt erosjonspåvirket)



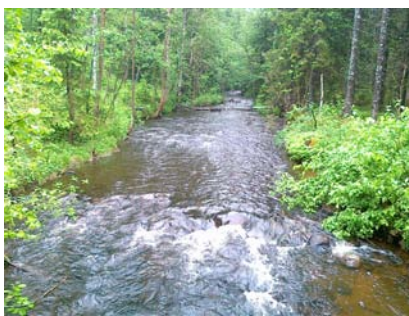
Skarselva (klarvannstype)



Dausjøelva (klarvannstype)



Grytbekken (klarvannstype)



Movannsbekken (klarvannstype)

Figur 3-9. Av de viktigste tilløpene til Maridalsvannet er bare to bekker nevneverdig erosjonspåvirket. De andre er av klarvannstypen. Foto: Dag Berge, 7/6-2011 under og like etter kraftig regnvær.

3.2.5. Klimaperspektiv på naturlig forurensning

Klimaperspektivet er her ca 30 år fra nå. Det er ventet noe mildere klima (kanskje en grad i gjennomsnitt), mer nedbør, og hyppigere smelteperioder om vinteren. Alle disse forholdene

vil kunne vaske ut mer humus fra nedbørfeltet. Men da Nordmarka hovedsakelig har granskogsbonitet på nordmarkittbergarter, og rimelig tykt jordsmonn, samt markert relieff i terrenget, slik at vannet renner lett unna i bekker og elver, ligger ikke forholdene til rette for veldig økning i humusproduksjonen i feltet. Man må ta høyde for at fargen kan bli opp til 30-35 i enkelte ekstreme år, men ellers neppe over 30 mg Pt/l. Man kan ikke få "Trysil kvalitet" på vannet i Maridalsvannet. Terrengets relieff, geologi og bonitet ligger ikke til rette for dannelse av de store *sphagnum* myrene som i bruntvannsområdene i de indre deler av Hedmark/Østfold.

Det er ikke observert noen lukt og smaksskapende alger i Maridalsvannets plankton. Den nye "humus elskende" algen *Gonyostomum semen*, som kan danne brysom lukt og smak, er ikke registrert i planktonet til Maridalsvannet. Vannet har både for lite humus til det, samt at det er for næringsfattig. Denne algen vil helst ha humuskonsentrasjon opp i farge 40-60 mg Pt/l og fosfor konsentrasjon i 10 µg P/l eller mer for å danne problem vekst. Slike forhold er ikke forventet i Maridalsvannet i den kommende 30 års perioden.

Selv om temperaturen vil øke, vil innsjøen fortsatt sirkulere ved 3-5 grader, vår og høst. Dypvannstemperaturen vil derfor ikke endres nevneverdig i denne perioden, og heller ikke oksygenforbruket. Det vil da heller ikke være forhold for utlekking av jern og mangan fra sedimentet.

Imidlertid vil den islagte perioden bli kortere og høstsirkulasjonsperioden vil inntre senere og kunne vare lenger utover vinteren. Vårsirkulasjonen vil starte tidligere enn nå, men denne vil trolig ikke bli noe særlig lenger. Innsjøen vil nokså sikkert bli invers sjiktet i den midtre del av vinteren fortsatt, selv i en del av den isfrie vinterperiode. En større del av vinterhalvåret vil få mindre stabil sjiktning og dette vil føre til at mer overflatevann vil føres ned til dypet også i de sjiktede perioder. Den hygieniske sikkerheten vil bli dårligere. Dette vil forsterkes av økt vannuttak, noe som senker termoklinen og "trekker" ned overflatevann til dypvannet, noe som vil redusere temperaturforskjellene mellom overflatevannet og dypvannet og dermed gjøre sjiktningen mindre stabil.

Det er alt for lite erosjonsutsatt løsmateriale i Maridalsvannets nedbørfelt til at dette skal bli noe problem for Maridalsvannet med dagens driftsformer i feltet.

Hygienisk forurensning fra fugl og ville dyr blir behandlet under kapitlet om hygienisk forurensning.

3.3. *Hygienisk forurensning*

3.3.1. Hvilke komponenter

En rekke sykdomsfremkallende bakterier, virus og parasitter (heretter kalt patogener) kan forårsake vannbårne sykdomsutbrudd dersom de forurenser drikkevannskilder og ikke fjernes eller inaktiveres før drikkevannet når konsumentene. Avføring fra mennesker, dyr og fugler kan være kilder til slike patogener i Maridalsvannets nedbørfelt. Patogenene skilles ut med avføringen til smittede individer, som kan være både syke individer og friske/symptomfrie smittebærere. Hvorvidt patogenene kan transporteres fra fekalkilden og helt til inntaket for drikkevann, avhenger blant annet av lokaliseringen til fekalkilden, værforhold som fremmer transport og av patogenenes overlevelsessevne. Påvisning av patogener i vann er ofte komplisert og dyrt. Fravær av en patogen sier dessuten lite om risikoen for forekomst av andre patogener, og enkelte patogener kan utgjøre en risiko selv ved lavere konsentrasjoner enn man kan måle. Den hygieniske vannkvaliteten overvåkes derfor rutinemessig ved å bestemme antall fekale indikatorbakterier, dvs. bakterier som normalt finnes i tarmen til mennesker og varmblodige dyr, uavhengig av om de er smittet av patogener.

Bakterien *E. coli* er en slik fekal indikatorbakterie. Den tilhører den normale tarmfloraen og er normalt ikke selv sykdomsfremkallende. Noen få varianter av *E. coli*, som *E. coli* EHEC (deriblant *E. coli* O157:H7), kan produsere giftstoffer som kan gjøre mennesker alvorlig syke. Indikatorbakterien *E. coli* må ikke forveksles med denne spesielle (og langt mer sjeldne) sykdomsfremkallende varianten av *E. coli*. Dersom *E. coli* påvises i vann indikerer det at vannet er forurenset med avføring og at det derfor er en risiko for at vannet også kan inneholde patogener. Er det utelukkende friske mennesker og dyr (som ikke utskiller patogener som kan smitte mennesker) i nedbørfeltet, kan det være store mengder *E. coli* og avføring i vannet uten at det er humanpatogener tilstede. En erfaring som tilsier at ”ingen er noen gang blitt syke av å drikke vannet” betyr likevel ikke at vannet forblir risikofritt. Ved en endring i smittesituasjonen hos individene som forårsaker at det kommer avføring i drikkevannskilden, er risikoen ved å drikke ubehandlet vann brått endret. Normalt vil det være langt mer *E. coli* enn patogener (100-100000 ganger flere) i fekalt påvirket overflatevann. I spesielle situasjoner, for eksempel der avføringen stammer fra individer der en stor prosentvis andel er infiserte, er det påvist like mye eller mer av en spesifikk patogen som av *E. coli* (Carducci m.fl. 2009; Wu m.fl. 2011). Noen patogener (som enkelte virus og parasitter) kan dessuten overleve lenger i vann enn *E. coli*. Indikatorbakteriene *intestinale enterokokker* og *Clostridium perfringens* overlever normalt lenger i vann enn *E. coli*, tolererer vannbehandlingen bedre, og kan derfor være bedre indikatorer på forekomst av virus og parasitter i ferdigbehandlet drikkevann. Disse indikatorbakteriene overvåkes i råvann og ferdigbehandlet vann og taes derfor med i kapitlet om vannbehandlingen på Oset. De taes derimot ikke med i forurensningsanalysen av nedbørfeltet fordi det finnes minimalt med overvåkningsdata med hensyn på disse indikatorbakteriene i tilløpsbekkene. *Intestinale enterokokker* og *Clostridium perfringens* kan dessuten muligens formere seg i vannmiljøet og er derfor ikke så sikre indikatorer på fekal forurensning som *E. coli*.

Analyse av *E. coli* gir nyttig informasjon om i hvilken grad en vannkilde er påvirket av fersk fekal forurensning. Oslo VAV har mye data på *E. coli* og/eller termotabile koliforme bakterier (TKB) i råvann og tilførselsbekker og *E. coli*/TKB benyttes derfor som ”hovedparameter” i vårt arbeid med å kartlegge og kvantifisere fekale forurensningskilder. *E. coli* er en mer sikker indikator på fekal forurensning enn TKB, men i de fleste vannprøver vil

hovedparten av TKB utgjøres av *E. coli*, så disse analyseparametrene benyttes for enkelhets skyld synonymt i vårt arbeid.

Maridalsvannets volum (7×10^{10} liter) utgjør en betydelig fortynningseffekt. For at patogener fra avføring i nedbørfeltet skal kunne transporteres til dypvannsinntaket og utgjøre en fare for drikkevannskvaliteten må patogenene ha minst en (helst flere) av følgende egenskaper: skilles ut i betydelige mengder fra infiserte individer, kunne overleve lenge i vann, samt ha lav infektiv dose (dvs. det er nok å få i seg 1 eller få patogener for å bli syk). Parasittene *Cryptosporidium* og *Giardia*, samt norovirus og rotavirus er eksempler på patogener som har alle disse egenskapene. *Cryptosporidium* og *Giardia* utgjør også en spesiell utfordring for Oset vannbehandlingsanlegg fordi de er tolerante overfor klor og ikke vil fjernes dersom kun reservevannbehandlingsanlegget er i drift. Likeledes kan enteriske adenovirus og delvis rotavirus til en viss grad overleve UV-bestråling med dagens doser (Shin m.fl. 2009; Li 2009). Noen humanpatogene bakterier (deriblant *Campylobacter* spp., *Salmonella* spp., *E. coli* O157:H7) kan også skilles ut i store mengder fra infiserte individer og kan ha lav infektiv dose.

I vårt arbeid har vi valgt å se på noen representative patogener: *Cryptosporidium* og *Giardia* som representanter for parasitter, norovirus, rotavirus og adenovirus som representanter for virus og indikatorbakterien *E. coli* som representant for patogene bakterier. Alle disse patogenene, det vil si humanpatogene varianter av dem, kan forårsake mage-tarm infeksjoner hos mennesker. Alvorligheten av slike infeksjoner vil variere avhengig av mottakeren, og personer med nedsatt immunforsvar, små barn og eldre er generelt mest utsatt. I tillegg til mage-tarm infeksjon kan for eksempel adenovirus også forårsake andre plager som øyeinfeksjoner og luftveisinfeksjoner.

Patogener vil bare være tilstede i drikkevannskilden hvis det er smittede individer i nedbørfeltet, og denne smittesituasjonen kan endre seg i fremtiden. I forurensningsanalysen har vi fremskaffet informasjon for å forsøke å kvantifisere hvor mye av de valgte patogenene som potensielt kan produseres av mennesker og dyr i Maridalsvannets nedbørfelt. I en ”i verste fall” tilnærming kan det antas at mennesker/dyr i akutt sykdomsfase, med maksimal utskillelse av representative patogener befinner seg i nedbørfeltet. Vi har gjort en vurdering av hvorvidt ulike aktiviteter som håndtering av spillvann fra fastboende, utslipp i forbindelse med bading eller annen rekreasjonsaktivitet, dyrehold osv, kan føre til at potensielt patogenholdig avføring tilføres Maridalsvannet. Videre har vi gjort en vurdering og modellering av hvordan patogenene vil overleve og transporteres i selve Maridalsvannet og hvilke nivåer som potensielt kan nå råvannsinntaket til Oset vannbehandlingsanlegg.

Smitte relatert til drikkevann er ikke bare knyttet til fekal forurensning. *Legionella* (smitter ved inhalering), samt andre opportunistisk patogene bakterier, protozoer og muggsopp (som kan smitte ved drikke, hudkontakt eller inhalering) kan, ved gunstige betingelser, vokse i vannmiljøet. Ved risikovurdering med hensyn på disse mikroorganismene må mulig oppvekst i vannkilde og spesielt ledningsnett taes høyde for. Noen opportunistisk patogene bakterier og muggsopp kan skape problemer for sårbare abonnenter, for eksempel i forbindelse med sykehusinfeksjoner (for eksempel *Pseudomonas aeruginosa*), eller etter oppvekst i næringsmidler (for eksempel *Bacillus cereus*). Slike mikroorganismer vil ikke bli vurdert i vannkildeanalysen, både fordi patogener som stammer direkte fra tarmen vurderes å utgjøre en større risiko for utbrudd via drikkevannet enn de som kan vokse opp i vannkilden og fordi mulig oppvekst i vannkilden er vanskelig å forutsi/modellere med dagens kunnskaper. Verken overføringsstadier (cyster, oocyster) til parasittene *Giardia* og *Cryptosporidium*, virus eller *E.*

coli vil, under normale forhold, oppformerer i vannmiljøet. Sporedannende bakterier og muggsopp, som potensielt kan vokse i vannmiljøet, er langt mer resistente overfor desinfeksjon enn indikatorbakterien *E. coli* og blir derfor nærmere diskutert i kapitlet om vannbehandling. Mulig oppvekst av cyanobakterier i vannkilden er også nærmere beskrevet i et eget kapittel.

3.3.2. Kilder til fekal forurensning i Maridalsvannets nedbørfelt

I nedbørfeltet til Maridalsvannet er det 800 bosatte, hvorav 329 i Sørbråten, 185 i Solemskogen, 255 i Maridalen og 31 i Nordmarka (VAV 2010, SSB 2011). Totalt er det ca 400 eiendommer (bolig, hytte, forsamlingslokale, bevertningssted) med utslipp fra mindre rensanlegg. Dette tallet er noe usikkert fordi det i dag ikke eksisterer en fullstendig oversikt over antall avløpsanlegg i de ulike områdene. Som en hovedregel skal boliger ha tett tank i kjeller for svartvann og godkjent avløpsløsning for gråvann. Biofilter med infiltrasjonsgrøft er anbefalt løsning for gråvann. Gråvannet kan inneholde betydelige mengder fekal materiale, for eksempel etter dusjing, og spesielt dersom det er småbarn i huset. Det er større avløpsanlegg fra bevertningssteder (Bjørnholt, Kikutstua) og fra en skole (Maridalen skole) i nedbørfeltet. VAV fører tilsyn med avløpsanleggene, i tillegg til at det er stilt krav om serviceavtale med leverandør, rørleggerfirma eller lignende, som skal utføre service 1-2 ganger pr år (Hem og Røstum, 2010). Bioforsk har på oppdrag fra VAV gjort tilstandsvurderinger av avløpsanleggene i deler av Maridalen og i Solemskogen (Hensel og Hanserud, 2010; Hensel 2010; Hensel og Køhler, 2007). Undersøkelsene har vist at mange av avløpsanleggene ikke fungerer tilfredsstillende, og det pågår nå arbeid med å rehabilitere anleggene. I Sørbråtenområdet vil arbeidet med å rehabilitere avløpsanleggene etter planen starte i 2012 (VAV, 2010). Lekkasje fra avløpsanlegg antas å være en viktig kilde til fekal forurensning i tilløpselver/bekker rundt Maridalsvannet.

En del kjæledyr vil også være tilknyttet boligene i nedbørfeltet, og spesielt hunder kan bidra med fekal forurensning hvis de oppholder seg i nærheten av tilførselsbekker. Antall hunder i nedbørfeltet øker dessuten betraktelig på fine dager i forbindelse med rekreasjon.

For å unngå forurensning av drikkevannet er det begrensninger på aktiviteten i nedbørfeltet. Når det oppdages at folk bader, fisker, telter eller slår seg ned i eller ved Maridalsvannet, magasinene oppstrøms samt elver/bekker mellom og til disse, blir personene vist bort. Noen hundre personer blir hvert år informert og/eller bortvist (VAV, 2010). Forurensning med fekal materiale i forbindelse med rekreasjon avhenger av folks oppførsel, dvs. hvorvidt de respekterer restriksjonene, samt generell hygiene.

Gårdsbrukene rundt Maridalsvannet er eid av kommunen og forpaktet bort til private (10 stk) eller leies ut (3 stk). Disse har ikke tillatelse til å ha dyr, med unntak av til sammen 39 hester og 5 vinterfora sauer (som blir ca 20 sauer om sommeren). En visningsgård (Sørbråten) har dispensasjon til å ha noen dyr utover det nevnte. Det er også 5 private gårdsbruk i Maridalen og disse har ikke noen begrensninger på dyrehold. Det ene gårdsbruket har noen titalls hester (VAV, 2010). Forpaktningens brukene kontrolleres jevnlig for dyrehold og gjødselshåndtering av VAV. VAV tar prøver i bekker nedstrøms de private gårdsbrukene for å oppdage eventuelle tilførsler av tarmbakterier. Møkk fra hester (og sauer) kan være en betydelig kilde til fekal forurensning i tilløpselver/bekker.

Ville dyr, deriblant elg, rådyr, rev, grevling, bever, smånagere (rotter, mus, ekorn), harer osv. produserer også fekalt materiale som kan tilføres drikkevannskilden. En del av avføringen vil mest sannsynlig plasseres i nærheten av vann/bekker i forbindelse med at dyrene skal drikke.

Fugler, som måker og ender/gjess, kan føre til betydelige mengder tarmbakterier i Maridalsvannet. Problemet med fugl er likevel mye mindre nå enn for 20-30 år siden på grunn av generelt lavere bestand av hettemåker i indre Oslofjord og effektive tiltak for å begrense fuglebestanden rundt/i Maridalsvannet (VAV, 2010). Det har vært en langsiktig reduksjon i antall TKB/*E. coli* som måles i råvannet på Oset vannbehandlingsanlegg de siste 30 årene, noe som må sees i sammenheng med effektive tiltak i kilde og nedbørfelt. I tillegg til effektive tiltak mot fugl har det vært økt kontroll med potensielle og reelle forurensningskilder fra gårdsbruk og boliger (Hem og Røstum, 2010). I forurensningsanalysen med hensyn på hygienisk forurensning har vi derfor valgt å kun bruke historiske TKB-data fra siste 6 år (2005-2010), for å best mulig beskrive dagens forhold (uten å "forstyrres" av årene da det var mye fugl rundt/i Maridalsvannet). Resultater fra vannanalyser fra kun ett år er derimot sterkt avhengig av værforholdene da prøvene ble tatt, og andre tilfældigheter, så data fra siste 6 år er benyttet for å fange opp variasjoner.

3.3.3. Analyse av de ulike kildene til fekal forurensning – kvantifisering av forurensningsproduksjon

Mennesker og varmblodige dyr og fugler skiller ut store mengder *E. coli* med avføringen. Typiske verdier er vist i Tabell 3-1. Slike verdier er usikre/variable, men de kan være nyttige når man skal anslå hvor mye fekalt materiale som potensielt kan tilføres en vannkilde, for eksempel hvis man har målte verdier av *E. coli*/TKB i bekker oppstrøms og nedstrøms beite eller boligområde og skal anslå hvor stor fraksjon av avføringen/kloakken som teoretisk produseres som når frem til bekken.

Selv om en hest produserer langt mer avføring pr døgn enn en hund, ca 23 kg versus ca 0.5 kg, så indikerer litteraturverdier at hundens avføring er mer konsentrert slik at en hund i gjennomsnitt skiller ut mer *E. coli* pr døgn enn en hest. Variasjonen er derimot svært stor.

Kloakk fra husholdninger inneholder naturlig nok mye *E. coli*/TKB. En typisk konsentrasjon kan være 5×10^6 pr 100 ml (variasjon 10^5 - 10^7 pr 100 ml). I Maridalsvannets nedbørfelt skal svartvannet (som samles i tette tanker) og gråvannet separeres. Gråvannets innhold av TKB vil variere (typisk 10^2 - 10^7 pr 100 ml), og kan i noen tilfeller være nesten like høyt som i kloakk (Westlie, 1999).

Avføring fra mennesker regnes normalt som langt mer smittefarlig enn avføring fra dyr. Dette er fordi patogener som har infisert ett menneske som oftest vil kunne smitte andre mennesker, mens mange av patogenene som skilles ut fra infiserte dyr bare kan smitte andre dyr av samme slag. Ved vurdering av helserisiko er det derfor av betydning hvorvidt *E. coli* som påvises i vann stammer fra mennesker eller dyr. Virus antas hovedsakelig å kun smitte fra mennesker til mennesker, selv om nyere studier indikerer at enkelte virus også kan være zoonotiske, dvs. smitte mellom dyr og mennesker (Souza m.fl. 2007; 2008). Mennesker i akutt sykdomsfase kan i verste fall skille ut 10^{10} *Giardia* cyster eller *Cryptosporidium* oocyster pr døgn (VKM, 2009). Utskillelsen av viruspartikler fra smittede mennesker kan være enda høyere (Tabell 3-2). Personer infisert med rotavirus kan i ekstremtilfeller skille ut opp til 10^{12} viruspartikler pr gram. Avløpsvannet (også gråvannet) fra en bolig med en eller flere personer infisert med slike virus har derfor et stort smittepotensial.

Tabell 3-1. Mengde *E. coli*/TKB pr individ pr døgn som utskilles med avføringen fra mennesker og utvalgte dyr og fugler (relevante for Maridalsvannets nedbørfelt):

Individ (mengde avføring produsert/døgn)	Mengde <i>E. coli</i> pr individ pr døgn Typisk verdi*	Variasjon*	Referanser: gjennomsnitt brukt i referanse
Menneske (0.1-0.2 kg feces/døgn)	1×10^{10}	10^8 - 10^{12}	Havelaar m.fl. (1986) [§] : 3×10^{10} Gerba m.fl. (2000) [§] : 4×10^9
Hest (ca 23 kg feces/døgn)	5×10^9	10^7 - 10^{11}	Egne målinger: 2×10^{10} Fergusson m.fl. (2009): 1×10^{10} Teague m.fl. (2009): 2×10^8 EPA (2001) [§] : 4×10^8 Havelaar m.fl. (1986) [§] : 4×10^9
Hund (ca 0.5 kg feces/døgn)	1×10^{10}	10^7 - 10^{11}	Fergusson m.fl. (2009): 2×10^{10} Teague m.fl. (2009): 3×10^9 Havelaar m.fl. (1986) [§] : 4×10^{10}
Sau (ca 1 kg feces/døgn)	1×10^{10}	10^8 - 10^{11}	Fergusson m.fl. (2009): 3×10^{10} Teague m.fl. (2009): 9×10^9 Havelaar m.fl. (1986) [§] : 6×10^9
Måke (ca 0.006 kg feces/døgn)	8×10^8	10^4 - 10^{10}	Lien (1983): 3×10^8 Levesque m.fl (2000) [§] : 1×10^9 Fergusson m.fl. (2009): 8×10^8
And	2×10^9		Ferguson m.fl. (2009): 1×10^9 EPA (2001) [§] : 3×10^9
Gås	5×10^9		Ferguson m.fl. (2009): 1×10^6 /gram EPA (2001) [§] : 5×10^{10}
Mus, gnagere	3×10^5 pr gram		Ferguson m.fl. (2009) [§]
Rådyr (ca 1 kg feces/døgn)	2×10^8		Teague m.fl. (2009): 2×10^8
Følgende husdyr skal ikke være tilstede i nedbørfeltet, men er relevante for andre lokaliteter:			
Storfe (ca 30 kg feces/døgn)	5×10^{10}	10^9 - 10^{12}	Fergusson m.fl. (2009): 10^9 - 10^{11} Teague m.fl. (2009): 3×10^9 Havelaar m.fl. (1986) [§] : 2×10^{10} EPA (2001) [§] : 1×10^{11}
Kalv av storfe(ca 1-5 kg feces/døgn)	2×10^{11}	10^{10} - 10^{13}	Fergusson m.fl. (2009): 10^{12} Havelaar m.fl. (1986) [§] : 2×10^{11}
Gris (ca 5 kg feces/døgn)	2×10^{10}	10^9 - 10^{11}	Fergusson m.fl.(2009): 10^{10} - 10^{11} Havelaar m.fl. (1986) [§] : 2×10^{10} EPA (2001) [§] : 1×10^{10}
Kylling	2×10^8 pr gram		Havelaar m.fl. (1986) [§] : 2×10^8 /gram EPA (2001) [§] : 2×10^8

* Dette er verdier som varierer fra dag til dag og fra individ til individ. Basert på verdier fra litteraturen har vi satt en "typisk verdi". Denne er usikker. Basert på egne målinger av *E. coli* i fersk hestemøkk (10 hester) fant vi på det meste 7 000 000 *E. coli* pr gram og på det minste 1 000 *E. coli* pr gram.

[§] Oppgitt i referanse som antall TKB.

Tabell 3-2. Mengde *E. coli* og utvalgte patogener i avføringen til infiserte mennesker (antall pr gram):

Mikrobe	Konsentrasjon i avføring til infiserte personer (antall pr gram)	Referanse
<i>E. coli</i> (TKB)	10^6 - 10^9 (typisk 1×10^8)	Basert på referanser i Gerba m.fl. (2000) og Havelaar m.fl. (1986)
<i>E. coli</i> 0157:H7 <i>Campylobacter</i> spp. <i>Salmonella</i> spp.	I akutt sykdomsfase omtrent samme som <i>E. coli</i> , dvs 1×10^8	
Rotavirus	10^{10} - 10^{12}	Referanser i Gerba m.fl. (2000)
Norovirus	10^6 - 10^{11} (typisk 1×10^8) Symptomfrie: typisk 10^6	Referanser i Ashbolt m.fl. (2010), Tu m.fl. (2008)
Adenovirus	10^5 - 10^8 pr ml målt i kloakk i Italia indikerer høy utskillelse (minst like høy som norovirus)	Carducci m.fl. (2009) La Rosa m.fl. (2010)
<i>Giardia</i> cyster	1 - 5×10^6	Referanser i Gerba m.fl. (2000)
<i>Cryptosporidium</i> oocyster	10^6 - 10^7	Referanser i Gerba m.fl. (2000)

I tillegg til avløpssystemer, kan mennesker som oppholder seg i nedbørfeltet i forbindelse med bading, fiske og annen rekreasjon være mulige kilder til sykdomsfremkallende virus, parasitter og bakterier. Siden det foregår en del ulovlig bading i Maridalsvannet kan det være interessant å gjøre noen betraktninger og beregninger rundt dette. Gerba m.fl. (2000) rapporterte at en person som bader gjennomsnittlig avgir 0.14 gram avføring, enten ved direkte utskillelse eller fra uren hud i kontakt med vann. Små barn avgir i gjennomsnitt mer avføring enn voksne (barn: 0.01-10 gram, voksne: 0.0001-0.1 gram). Uhellsslipp kan også forekomme, spesielt hos mennesker med diaré og spesielt blant små barn. Mengden avføring som produseres pr person pr dag er ca 100-200 gram. Konsentrasjonen av parasitter (*Giardia* og *Cryptosporidium*) i avføringen til infiserte mennesker (akutt syke) er 10^5 - 10^7 pr gram og konsentrasjonen av virus (adenovirus, norovirus, rotavirus) er 10^6 - 10^{12} pr gram (Tabell 3-2). Ved et uhellsslipp av 100 gram avføring kan den infiserte personen i verste fall slippe ut 10^9 parasitter og 10^{14} viruspartikler. Ved avgivelse av 0.14 gram følger det i verste fall med 10^6 parasitter og 10^{11} viruspartikler.

Ved beregning av utslipp av tarmpatogener ved bading antok Gerba m.fl. (2000) at 10 % av befolkningen til enhver tid er infisert med en eller annen tarmpatogen. Dette er et estimat som også kan være rimelig for den norske befolkningen. Normalt vil de infiserte menneskene skille ut langt mindre patogener enn maksimalverdiene angitt over, en grov antagelse kan være at 1 "verste fall" person skiller ut like mye som 1000 med gjennomsnittlig utskillelse. Folk som oppholder seg i nedbørfeltet skal dessuten være klar over at selv etter symptomfrihet (man føler seg helt frisk) kan virusutskillelsen være betydelig (ca 10^6 norovirus pr gram, Tu m.fl. 2008). Noen virus, deriblant Adenovirus kan også skilles ut med urin (referanser i Ashbolt m.fl., 2010).

Verdiene og beregningene over visualiserer hvordan avføring fra mennesker kan ha et stort potensiale for å tilføre store mengder sykdomsfremkallende mikroorganismer til drikkevannskilder, og at aktiviteter som kan medføre slik forurensning derfor bør begrenses. Vi vil senere vise hvordan sprangsjiktet i Maridalsvannet kan hindre (begrense muligheten for) at forurensningen transporteres ned til dypvannsinntaket om sommeren, og at

forurensningsskapende aktiviteter som foregår utover høsten (nær opp til og i sirkulasjonsperioden) derfor er mest risikable med hensyn på å forurense råvannet.

Noen arter og genotyper av parasittene *Cryptosporidium* og *Giardia* kan smitte fra dyr til mennesker (VKM, 2009). Disse parasittene er relativt vanlige hos ulike dyrearter i Norge, både husdyr og ville pattedyr, og foreløpige genotypingsresultater indikerer at en del av isolatene er humanpatogene varianter (VKM, 2009). Basert på en litteraturgjennomgang av rapporterte forekomster av *Cryptosporidium* og *Giardia* i dyreavføring fra husdyr og ville dyr (antall smittede individer og mengde patogener pr gram) konkluderte Ferguson m.fl. (2009) at avføring fra unge dyr generelt representerer en større smittefare enn avføring fra voksne dyr og avføring fra husdyr generelt en større smittefare enn avføring fra ville dyr. Variasjonen i mengde patogener som skilles ut med avføringen er derimot stor og avhengig av smittesituasjonen i dyrepopulasjonen. Gjennomsnittsverdier av mange dyr varierer gjerne fra ikke påvist til 10^5 pr gram dyreavføring (ref i Ferguson m.fl. 2009). For dyreslag som også finnes i Maridalsvannets nedbørfelt var det studier som viste at rådyr, elg, bever, rev, sauer og hester gjennomsnittelig skilte ut ca 10^3 *Cryptosporidium* og/eller *Giardia* pr gram avføring, og mus 10^4 *Cryptosporidium* pr gram avføring (ref i Ferguson m.fl. 2009).

Flere patogene bakterier, deriblant *Campylobacter* spp., *Yersinia enterocolitica*, *Salmonella* spp. og *E. coli* O157:H7 kan smitte fra dyr til mennesker (Goss og Richards, 2008). Dyrene som internasjonalt ofte regnes som de verste når det gjelder risiko for å smitte mennesker, dvs. storfe, gris og kylling, er av denne grunn (som en hovedregel) ikke tilstede i Maridalsvannets nedbørfelt. Ved å tillate slike dyr, kan risikoen for at drikkevannskilden tilføres patogene bakterier og parasitter øke. Sauer finnes i Maridalsvannets nedbørfelt, og studier fra utlandet indikerer at infiserte sauer i verste fall kan skille ut store mengder *E. coli* O157:H7 ($> 10^6$ pr gram, Ferguson m.fl. 2009) og *Campylobacter* spp. (opptil 10^8 pr gram, Ogden m.fl. 2009). Smitte fra dyr forutsetter at det er smitte i besetningen, og her er Norge (i dag) i en heldig situasjon sammenlignet med mange andre land.

I Maridalsvannets nedbørfelt kan fugler være en kilde til humanpatogene bakterier.

Kapperud og Rosef (1983) rapporterte en betydelig utbredelse av humanpatogene bakterier hos ville fugler i Norge, spesielt *Campylobacter jejuni* som ble påvist hos 28 % av de testede fuglene. Blant fuglene i Oslo-området ble *C. jejuni* oftest påvist hos kråker og måker. I dette studiet ble ikke mengden bakterier i avføringen kvantifisert, men en skotsk undersøkelse viste at mengder *Campylobacter* spp. i måke-avføring som oftest var lav, dvs 10^0 - 10^2 pr gram, men hos noen måker høyere, opptil 10^7 pr gram, og at gjennomsnittet for 165 måker var 6×10^4 pr gram (Ogden m.fl. 2009). I samme studie ble det funnet *Campylobacter* spp. hos ca 25 % av de testede sauene, endene og gjessene (gjennomsnittskonsentrasjoner 10^4 - 10^5 pr gram, maksimum opp til 10^8 pr gram). Levesque m.fl. (2000) fant 10^2 - 10^9 *Salmonella* spp. pr gram i måkeavføring fra Canada.

Overvåkning av forekomst av patogener blant dyrepopulasjoner i Maridalsvannets nedbørfelt (deriblant hester og bever) vil være nødvendig for å vurdere smittesituasjonen. Prøvetaking kan si noe om smittesituasjonen i dag, men denne kan endres i fremtiden. Dersom det er smitte blant en dyrepopulasjon, vil det mest sannsynlig være enkeltindivider som skiller ut betydelig høyere verdier (flere log10) enn gjennomsnittet, som diskutert over. Et "worst case" estimat kan være at det aktuelle dyret skiller ut like mye humanpatogene bakterier eller parasitter pr døgn som *E. coli*. Ved å se på en flokk av smittede dyr kan et estimat være at de totalt skiller ut ca 1000 ganger mindre patogener enn *E. coli*.

3.3.4. Hvor mye av den fekale forurensningsproduksjonen kommer frem til Maridalsvannet

Bare en liten del av avføringen som produseres i Maridalsvannets nedbørfelt vil komme frem til Maridalsvannet. For at fekalkilden skal påvirke drikkevannskilden må det være en mulig transportvei (direkte utslipp, mulighet for overflateavrenning, transport under overflaten osv.) mellom fekalkilden og Maridalsvannet eller tilløpsbekker. Transporttiden er også viktig fordi lang transporttid vil føre til utdøing av *E. coli* og patogener. Ved å legge inn vann i hytter/boliger kan man generere en slik "transportvei" ved at avløpsvann og/eller gråvann må transporteres ut av hytta, med generelt økt risiko for å transportere med seg fekal forurensning. Innlagt vann krever derfor gode renseløsninger. Tette tanker for svartvann hindrer utslipp av svartvann fra boliger, men også gråvannet kan inneholde betydelige mengder fekal forurensning og renseløsningene for gråvann fungerer dårlig for flere av boligene i nedbørfeltet (Hensel og Hanserud, 2010; Hensel 2010; Hensel og Køhler, 2007). Grunnforholdene i området er heller ikke godt egnet for infiltrasjon, slik at man ved den pågående oppgraderingen av gråvannsanleggene, lager infiltrerende spredegrøfter med tilkjørte masser. Infiltrasjonsgrøftene for rensset gråvann bør derfor legges langt fra bekker. Ulovlig utslipp av avløpsvann eller urensset gråvann direkte i tilløpsbekker kan gi store tilførsler av fekal forurensning. I Maridalsvannet er det krav om at spredegrøft for rensset gråvann skal være minst 50 m fra åpent vassdrag, noe som ikke alltid er tilfelle for de områdene hvor avløpssystemene ikke er oppgraderte.

Avføring fra dyr, fugler (og mennesker) som slippes direkte i vannkilden kan gi en betydelig "støttilførsel" av *E. coli* og eventuelt patogener (dersom individene er smittebærere) til vannkilden. Mesteparten av dyrenes avføring slippes derimot ikke direkte i drikkevannskilden eller i tilførselsbekker, men i landskapet. Parametere som lysforhold (UV), fuktighet og temperatur påvirker overlevelsesnivåen av mikroorganismer under slike forhold. I hvilken grad *E. coli* og patogener fra avføring i landskapet vil transporteres til vannkilden er blant annet avhengig av avstand til grøfter og bekker, terrenghelning, vegetasjon og løsmassedekning og ikke minst værforhold som gir stor avrenning, som store nedbørmengder og snøsmelting. Det kan antas at en del av avføringen til ville dyr (og beitedyr hvis det ikke er inngjerding) blir lagt i umiddelbar nærhet av bekker i forbindelse med at dyrene skal drikke. Kraftig regn kan gi stor overflateavrenning, samt øke vannstanden slik at slik avføring vaskes ut i bekken. Det er også sannsynlig at hunder på tur gjør fra seg i grøfter langs turstiene, kanskje spesielt i nærheten av parkeringsplasser. Ved kraftig regn fylles grøftene med vann, som kan renne rett ut i tilløpsbekker til Maridalsvannet.

Overvåkingen av TKB i tilløpsbekkene til Maridalsvannet kan si noe om hvor mye fekal forurensning som tilføres Maridalsvannet fra de ulike bekkene/områdene. Konsentrasjonen av TKB (minimum, maksimum og gjennomsnitt) som er målt i de ulike tilførselsbekkene i årene 2005-2010 er oppsummert i Tabell 3 (første 4 kolonner). Ved å multiplisere målt TKB-konsentrasjon med vannføring (samme dag som prøven ble tatt) kan man få omtrentlige verdier på hvor mye TKB som ble tilført på prøvedagene. Dette muliggjør en sammenligning av forurensningsbelastningen fra de ulike bekkene. En oppsummering av slike estimerte TKB-tilførsler pr døgn (minimum, maksimum og gjennomsnitt) basert på prøvene tatt i 2005-2010 er vist i Tabell 3-3 (siste 3 kolonner). Beregningene indikerer at mest TKB tilføres fra Skjærsvjelva, Dausjølva og Lautabekken, men innimellom kan det også være store tilførsler fra flere av de andre bekkene som Engelsrubbekken, Skjærven og Grytebekken. Det er innimellom observert svært høye konsentrasjoner av TKB (10^4 pr 100 ml) i noen av de minste bekkene (som Kutangen og Sander Sør), men på grunn av lavere vannføring så bidrar de noe mindre i det totale TKB- budsjettet.

Det kan være interessant å sammenligne de beregnende tilførslene av TKB med TKB/*E. coli* som i gjennomsnitt produseres pr døgn av mennesker og ulike dyr som kan befinne seg i nedbørfeltene (Tabell 3-1). Gjennomsnittelig tilførsel fra Grytebekken som drenerer tettbebyggelsen i Solemskogen tilsvarer for eksempel mindre enn mengden avføring produsert av en person (eller hund) pr døgn. Maksimalverdien tilsvarer derimot avføringen produsert pr døgn fra 10 ”typiske” personer eller hunder. Lignende vurderinger kan gjøres for de andre tilførselsbekkene.

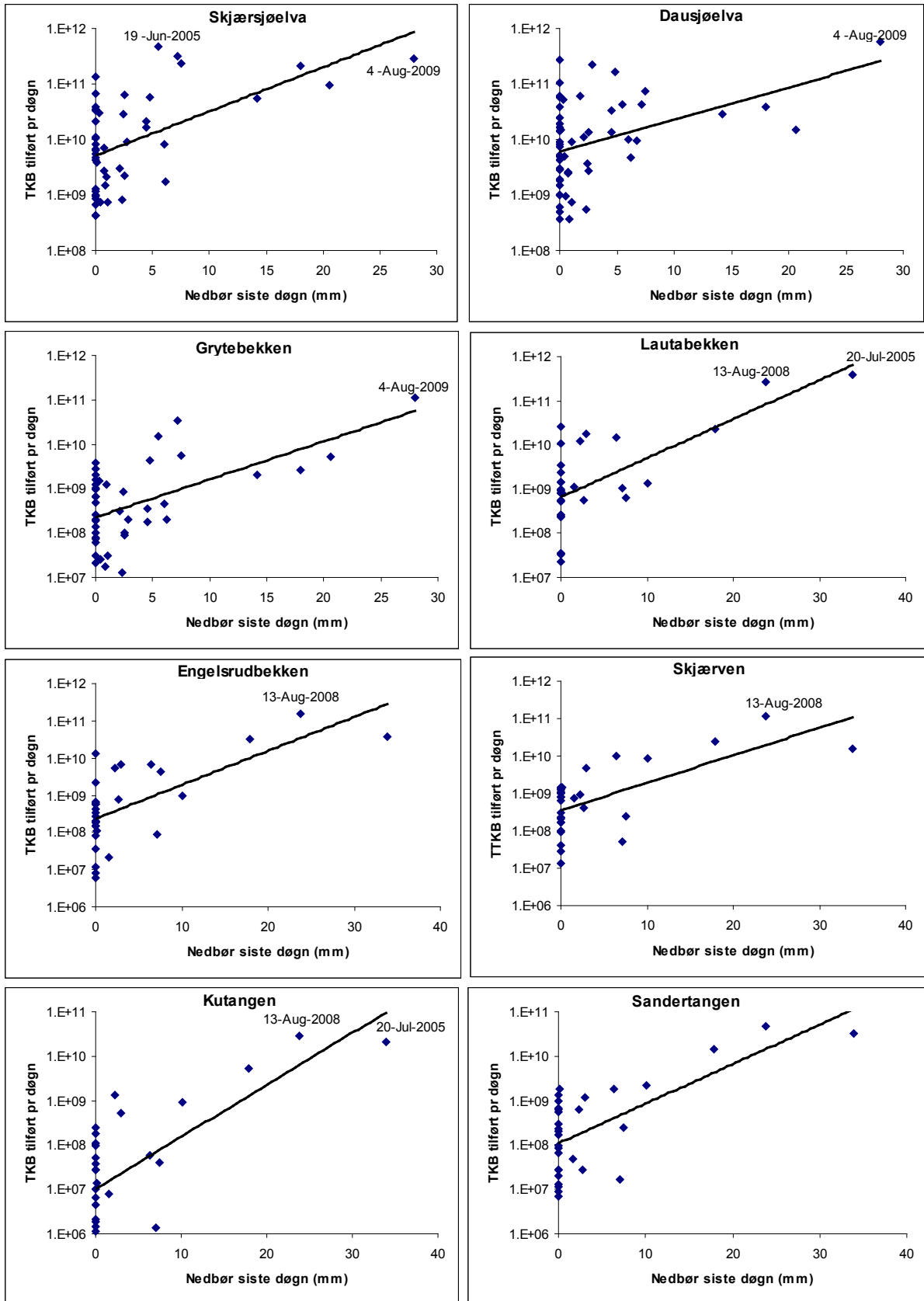
Tabell 3-3. Målte TKB konsentrasjoner og estimerte tilførsler av TKB fra tilløpselver og tilløpsbekker til Maridalsvannet basert på prøver tatt i 2005-2010 (totalt 30-56 prøver pr lokalitet). Tilførslene er beregnet ut fra målt bakteriekonsentrasjon multiplisert med gjennomsnittelig vannføring dagen prøven ble tatt*

	Målt TKB konsentrasjon (TKB/100 ml)			Nedslagsfelt km ² (estimat)	Estimert tilførsel TKB/døgn		
	Min	Max	Gj. snitt		Min	Max	Gj. Snitt
Skjær sjøelva	< 1	160	14	148	< 7x10 ⁸	5x10¹¹	5x10¹⁰
Dausjøelva	< 1	223	25	73	< 7x10 ⁸	6x10¹¹	4x10¹⁰
Grytebekken	< 1	890	40	7.6	< 2x10 ⁷	1x10¹¹	4x10⁹
0_Engelsrudbekken	< 1	4900	426	1.1	< 1x10 ⁷	2x10¹¹	9x10⁹
1_Stubberud	< 1	4900	447	0.2	< 2x10 ⁵	3x10¹⁰	2x10⁹
2_Stubberudbråten	< 1	8000	355	0.2	< 2x10 ⁵	1x10¹⁰	9x10⁸
3_Store Brennenga	< 1	3000	281	0.3	< 2x10 ⁶	3x10¹⁰	2x10⁹
4_Kutangen	< 1	11300	652	0.2	< 2x10 ⁶	3x10¹⁰	4x10⁹
5_Skjærven	< 1	3200	266	1.2	< 2x10 ⁷	1x10¹¹	2x10⁹
6_Hammeren	< 1	840	139	0.5	< 2x10 ⁶	1x10¹⁰	1x10⁹
7_Hammeren øst	< 1	3800	292	0.4	< 4x10 ⁶	5x10¹⁰	3x10⁹
8_Lautabekken	< 1	14000	643	3	< 4x10 ⁷	4x10¹¹	2x10¹⁰
9_Ødegårdstangen	< 1	2700	272	0.4	< 8x10 ⁶	3x10¹⁰	2x10⁹
10_Nes	< 1	3400	252	0.2	< 2x10 ⁶	1x10¹⁰	1x10⁹
11_Nes øst	< 1	5000	263	0.2	< 2x10 ⁵	3x10¹⁰	1x10⁹
12_Bakken	< 1	2900	254	0.2	< 2x10 ⁵	7x10⁹	7x10⁸
13_Sander	< 1	300	56	0.2	< 2x10 ⁵	2x10⁹	3x10⁸
14_Sandertangen	< 1	3000	194	1.2	< 2x10 ⁷	5x10¹⁰	4x10⁹
15_Sander Sør	< 1	24000	997	0.24	< 2x10 ⁶	5x10¹⁰	3x10⁹

* Vannføringen i Grytebekken, Dausjøelva og Skjær sjøelva er målt og delvis estimert. Vannføringen i småbekkene er beregnet ut fra vannføringen i Grytebekken og arealet på nedslagsfeltet relativt til Grytebekken.

Modellering av spredning av *E. coli* i Maridalsvannet (som beskrives nærmere i senere kapittel) viser at det må tilføres i størrelsesorden 1x10¹¹ *E. coli* per døgn kontinuerlig i sirkulasjonsperioden for at vanninntaket skal påvirkes av 1 *E. coli* per 100 ml. Basert på verdiene beregnet i Tabell 3-3 er det kun Skjær sjøelva, Dausjøelva, Lautabekken, Engelsrudbekken, Grytebekken og Skjærven som ved maksimale utslipp ville ha påvirket vanninntaket med målbare konsentrasjoner av *E. coli*, henholdsvis med 5, 6, 4, 2, 1 og 1 *E. coli* per 100 ml.

Ved å plote de beregnede tilførslene (TKB pr døgn) mot historiske data for nedbør dagen før prøven ble tatt, kan man få et inntrykk av hvordan tilførselen av TKB påvirkes av nedbør. Dette er vist for noen av bekkene i Figur 3-10. De største TKB-tilførslene er stort sett målt på sommeren etter mye nedbør døgnet før.



Figur 3-10. TKB tilført pr døgn fra ulike tilførselsbekker (basert på prøver tatt årene 2005-2010) plottet mot nedbør (Blindern) døgnet før prøven ble tatt.

Større TKB-tilførsler om sommeren (med beskyttende sprangsjikt i Maridalsvannet) enn i oktober-november (høstsirkulasjon) kan nok til en viss grad forklares med beitedyr og generelt mer aktivitet i nedbørfeltet i juni-september enn i oktober-november. Det må imidlertid bemerkes at i den undersøkte perioden, 2005-2010, er prøvene om høsten sjelden tatt etter et døgn med mye nedbør, mens det tilfeldigvis har vært tatt prøver om sommeren etter mye nedbør. Oslo VAV oppfordres til å spesifikt ta prøver fra tilførselsbekkene senhøstes på dager med/rett etter kraftig nedbør.

Lautabekken bidrar periodevis til betydelige tilførsler av TKB. Denne bekken drenerer områder med bebyggelse, Maridalen skole og noen gårder. Oslo VAV tar prøver fra sidebekker til Lautabekken. Generelt er alle de målte sidebekkene i perioder betydelig påvirket av fekal forurensning (gjennomsnittelig ca 100 TKB pr 100 ml siste 5 år, VAV, 2010).

Oslo VAV tar dessuten prøver fra flere punkter oppstrøms Dausjøen, inkludert Skarselva og Movannsbekken som renner ut i Dausjøen. Skarselva er påvirket av landbruk og noe bebyggelse. Det tas flere prøver langs Movannsbekken (inkludert sidebekk). TKB-tallene øker nedover bekken, som viser at den er påvirket av tettbebyggelsen i Sørbråtenområdet (VAV, 2010). Det er ikke landbruk i området. I gjennomsnitt er TKB konsentrasjonen i Movannsbekken noe høyere enn i Skarselva (Tabell 3-4), men vannføringen er normalt høyere i Skarselva. Tilførslene av TKB til Dausjøen er derfor omtrent like fra de to bekkene. Grovt estimert tilføres det fra Movannsbekken (inkl Sørbråten-området) gjennomsnittelig TKB pr døgn tilsvarende avføringen produsert av en person eller hund pr døgn. Maksimalverdien tilsvarende avføringen produsert pr døgn fra 20 typiske personer eller hunder (Tabell 3-4 og Tabell 3-1).

Tabell 3-4. Målte TKB konsentrasjoner og estimerte tilførsler av TKB fra Movannsbekken og Skarselva til Dausjøen, samt i Dausjøelva, basert på prøver tatt i 2005-2010 (totalt 27-56 prøver pr lokalitet). Tilførslene er beregnet ut fra målt bakteriekonsentrasjon multiplisert med estimert vannføring dagen prøven ble tatt*.

	Målt TKB konsentrasjon (TKB/100 ml)			Estimert tilførsel TKB/døgn		
	Min	Max	Gj. snitt	Min	Max	Gj. snitt
Movannsbekken	<1	800	56	$< 2 \times 10^8$	2×10^{11}	2×10^{10}
Skarselva	<1	300	27	$< 4 \times 10^8$	5×10^{11}	3×10^{10}
Dausjøelva	<1	223	25	$< 7 \times 10^8$	6×10^{11}	4×10^{10}

*Vannføringen i Dausjøelva er målt og delvis estimert. Vannføringen i Movannsbekken og Skarselva er satt til henholdsvis 25% og 75% av vannføringen i Dausjøelva samme dag.

Det måles betydelige mengder av TKB også i Dausjøelva (utløpselva fra Dausjøen), i gjennomsnitt bare noe lavere enn det som måles i tilførselsbekkene Movannsbekken og Skarselva. Det indikerer lav utdøing og tilbakeholdelse av TKB (og patogener) i Dausjøen. Dausjøen er liten med kort teoretisk oppholdstid (7 dager). Det må bemerkes at prøvepunktet i Dausjøelva ikke er rett ut av Dausjøen, men nærere utløpet til Maridalsvannet. Det oppholder seg en del fugler, bever osv langs/i Dausjøelva mellom Dausjøen og utløpet i Maridalsvannet, som kan forurense vannet. Det anbefales at det tas prøver rett ut av Dausjøen for å få mer kunnskap om Dausjøens renseevne. Eksisterende data indikerer lav renseevne i Dausjøen slik at forurensningen fra Movannsbekken og Skarselva i stor grad vil tilføres Maridalsvannet.

I forbindelse med prosjektet ble det foretatt en befarings, med prøvetakning 7. juni 2011. Denne mandagen var det styrtregn i området rundt Oset ca kl 08-09 og noe regn utover

formiddagen da prøvene ble tatt. I dagene før, inkludert helgen, hadde det vært fint vær. Det er derfor sannsynlig at det hadde samlet seg opp en del hundeavføring, spesielt rundt parkeringsplassene (inkludert i grøftene langs stiene), på grunn av fint turvær i helgen. Prøvene som ble tatt kan delvis karakteriseres som "first flush", dvs. det har samlet seg opp en del fekal forurensning fra husdyr (inkl hester på beite) og ville dyr, muligens også gråvann i infiltrasjonsgrøfter, som vaskes ut i bekkene når styrtregnet kommer. Det ble observert svært høye TKB-konsentrasjoner i mange av prøvene (Tabell 3-5). Verdien målt i Skarselva var >4 ganger høyere enn maksimal verdi målt under overvåkingen i 2005-2010. Det høye tallet i Skarselva kan i stor grad forklares med stor tilførsel fra sidebekken fra Søndre Vaggstein og fra sidebekken til Skarselva ved Sørbråten bro som gikk rett forbi beite med 5-6 hester.

Tabell 3-5. TKB konsentrasjoner målt 7. juni 2011 i noen tilførselsbekker og sidebekker.

Prøvepunkt	TKB pr 100 ml	Kommentar
Utløp Skjærstjøen	0	Ikke påvirket av den kraftige nedbøren samme dag
Utløp Skjærstjøelva	830	Verdi 5x høyere enn maks-verdi målt i 2005-2010!! Bør undersøkes nærmere!!!
Dausjøelva	101	
Movannsbekken	146	
Skarselva v/Sørbråten bru	1400	Verdi 4x høyere enn maks-verdi målt i 2005-2010!!
Bekk fra Søndre Vaggstein	11000	Sidebekk til Skarselva. Påvirket av gård oppstrøms?
Sidebekk Skarselva v/Sørbråten bru	2200	Bekken gikk rett forbi beite med 5-6 hester
Lautabekken	2260	
Låkeberget nedstrøms p-plass	6800	Påvirket av avrenning fra området rundt parkeringsplassen. Bekken forsetter forbi Skjerven gård
Nedstrøms Skjerven gård	15000	Verdi 4x høyere enn maks-verdi målt i 2005-2010!!
Engelsrubbekken før fangdam	8700	
Engelsrubbekken etter fangdam	2555	Indikerer noe tilbakeholdelse av TKB i fangdammen. Prøven var også synlig mindre turbid enn prøven tatt oppstrøms fangdammen.

Også i prøven tatt nedstrøms Skjerven gård var TKB-konsentrasjonen >4 ganger høyere enn maksimalverdien målt i årene 2005-2010. En betydelig del av tarmbakteriene var allerede i bekken oppstrøms Skjerven gård og kom mest sannsynlig fra området rundt parkeringsplassen ved Låkeberget (Tabell 3-5). Det ble observert stor overflateavrenning fra parkeringsplassen (Figur 3-11) og vann fra veigrøftene rant rett ut i sidebekk til Skjervenbekken (Figur 3-12) og videre ut i Skjervenbekken (Figur 3-13). Det er sannsynlig at avføring fra hunder som hadde vært på parkeringsplassen i helga bidro betydelig til de høye TKB-tallene.



Figur 3-11. Overflateavrenning fra parkeringsplassen ved Låkeberget



Figur 3-12. Vann fra grøftene langs stien ved Låkeberget parkeringsplass rant rett ut i sidebekk til Skjærven.



Figur 3-13. Skjærvenbekken nedenfor Låkeberget parkeringsplass

Resultatene fra prøvetakningen under befaringen (etter styrtregn) og VAVs data fra rutineovervåkingen av tilløpsbekkene indikerer at det i perioder tilføres betydelige mengder TKB (og derfor fekal forurensning og muligens patogener) til Maridalsvannet. Det anbefales at prøvetakningen i enda større grad gjøres ”risikobasert”, dvs. at det taes prøver under værforhold som tilsier store tilførsler.

Oslo VAV har tatt noen prøver for analyse av *Cryptosporidium* og *Giardia* i Skjær sjøelva, Dausjøelva og Grytebekken i årene 2005-2009. I gjennomsnitt er det påvist 0.5 *Cryptosporidium* oocyster og 0.2 *Giardia* cyster i 10 liter vann. Det er maksimalt påvist 1 *Giardia* pr 10 liter i hver av bekkene, mens det maksimalt er påvist 2, 3 og 5 *Cryptosporidium* pr 10 L i henholdsvis Skjær sjøelva, Dausjøelva og Grytebekken. Analysene viser at det tilføres *Cryptosporidium* og *Giardia* til Maridalsvannet, men lagt mindre enn TKB (i gjennomsnitt ca 4000 ganger flere TKB enn parasitter). Det finnes ikke informasjon om hvorvidt de påviste parasittene er infektive for mennesker.

3.3.5. Fare for at sykdomsfremkallende mikroorganismer fra de ulike kildene når råvannet til Oset vannbehandlingsanlegg

3.3.5.1. Overlevelse av *E. coli* og patogener i vann

Overlevelsesnivåen til indikatorbakterier og patogener kan blant annet beskrives ved halveringstider, dvs. tiden det tar før halvdelen er døde/inaktiverte. Halveringstiden i vann vil variere for en og samme mikrobe, og påvirkes av en rekke faktorer blant annet vanntemperatur og lysforhold. Ved sterk påvirkning av sollys, samt i varmere vann, kan halveringstiden til *E. coli* være få timer, mens i kaldt vann uten lyspåvirkning kan halveringstiden være flere dager (ref i Hipsey m.fl. 2008). I modellberegningene har vi brukt en halveringstid for *E. coli* på ett døgn ved 20 °C. Modellen tar hensyn til at halveringstiden

øker ved synkende temperatur slik at den blir 3 døgn ved 8 °C og 4.5 døgn ved 4 °C. Dette samsvarer bra med hva vi har observert i felt, blant annet ved å måle reduksjon i *E. coli* etter kloakklekkasjen i Mjøsa våren 2009 (Løvik m.fl. 2010). I modellberegningene vil overlevelsen av *E. coli* være beskrivende for de bakterielle patogenene *Campylobacter* spp, *Salmonella* spp. og *E. coli* EHEC.

Enkelte virus og parasitter kan overleve betydelig lenger enn *E. coli* (Ngazoa m.fl. 2007; Espinosa m.fl. 2008; Robertson og Gjerde 2006, Peng m.fl. 2008). Halveringstider på en uke og en måned er valgt i modellberegningene for å illustrere hvordan patogener med lang overlevelse vil kunne spres i drikkevannskilden. For enkelhets skyld er disse halveringstidene satt konstante i våre modellberegninger, dvs. at de ikke endrer seg med temperaturen. En halveringstid på en uke tilsvarer 90 % reduksjon på drøye 3 uker, 99 % reduksjon på ca 7 uker og 99.9 % reduksjon på ca 10 uker. Det kan være en realistisk verdi for enkelte humanpatogene virus og parasitter. Robertson og Gjerde (2006) rapporterte 99 % reduksjon i antall *Giardia* cyster etter ca 4 uker og tilsvarende reduksjon i antall *Cryptosporidium* oocyster etter ca 20 uker ved norsk vintertemperatur. En halveringstid på 1 måned må karakteriseres som svært konservativ og tilsvarer 90 % reduksjon etter drøye 3 måneder, 99 % reduksjon etter ca 7 måneder og 99.9 % reduksjon etter ca 10 måneder. Det er stor variasjon i litteraturen med hensyn på rapporterte verdier for overlevelse av parasitter og virus. Dette skyldes ikke minst at ulike metoder er brukt ved påvisningen. Noen påvisningsmetoder skiller ikke mellom infektive (de som kan skape infeksjoner hos mennesker) og ikke-infektive patogener. Generelt vil man kunne påvise patogener i vann med noen metoder (f.eks PCR/molekylære metoder) også en stund etter at patogenene har mistet evnen til å forårsake infeksjoner. På grunn av stor variasjon i litteraturverdier og usikkerhet rundt det å angi eksakte verdier for overlevelse av de spesifikke virusene og parasittene har vi valgt å bruke halveringstid på 1 uke som en ”realistisk verdi” og halveringstid på 1 måned som en ”konservativ verste fall verdi”.

I tillegg til lyspåvirkning og temperatur kan beiting (patogenene blir spist av større organismer) være en viktig faktor som påvirker overlevelsen/halveringstiden.

Sedimentasjon er en annen viktig faktor som kan påvirke forekomst og transport av *E. coli* og patogener i vann. Sedimentasjonen kan skyldes egen sedimentasjonshastighet, som er lav, eller sedimentasjonshastigheten til partikler som patogenene fester seg til. Flere studier har vist at en stor andel av tarmbakterier og virus er festet til partikler. Også oocyster av parasitten *Cryptosporidium* er vist å kunne festes til partikler, men muligens i mindre grad enn virus (referanser i Dorner m.fl. 2006; Hipsey m.fl. 2008). Sedimentasjonshastigheten er blant annet avhengig av partiklenes størrelse og tetthet. Hvilke sedimenterbare partikler som er dominerende i en vannkilde vil variere fra vannkilde til vannkilde, med sesong og med værforhold. De finnes lite informasjon om hvorvidt patogener festes til partikler i norske vannkilder. For innsjøer kan det tenkes at sedimentering med partikler hovedsakelig fører til at patogenene fjernes fra vannet, men sediment kan også være en kilde til patogener i vann dersom patogenene resuspenderes (Wu m.fl. 2009). I tidligere modellberegninger har vi vist at ved en ukes utslipp i sirkulasjonsperioden av 10^{10} patogener pr døgn (med halveringstid 1 måned) fra Dausjøelva, så ble vanninntaket maksimalt påvirket med 4 patogener pr L dersom patogenene var frittsvevende (ubetydelig sedimentasjon). Dersom de tenkte patogenene var festet til partikler som sedimenterte med 1 meter pr døgn var maksimal påvirkning 1 patogen pr liter, og ved sedimentasjon 5 meter pr døgn var maksimal påvirkning 0.01 patogen pr liter (Tryland m.fl. 2010). Dette illustrerer hvordan sedimentasjon med partikler (som kan skje både i Maridalsvannet og i innsjøer oppstrøms) kan fjerne patogener fra vannmassene og føre

til at færre patogener når råvannsintaket. Man må likevel regne med at en stor andel (størrelsesorden 50 %) av patogener er frittsvevende, og oppholdstid mellom utslippspunkt og vanninntak (strøm og spredningsforhold), samt utdøingshastighet vil være viktige faktorer for hvorvidt patogener vil transporteres til vanninntaket. I perioder med sprangsjikt vil sedimentasjon med partikler kunne føre til at patogenene sedimenterer gjennom sprangsjiktet slik at vanninntaket påvirkes av fekal forurensning, spesielt dersom utslippet skjer i umiddelbar nærhet over vanninntaket. Dette kan være sannsynlig dersom fugler flyr eller svømmer over vanninntaket og slipper avføring.

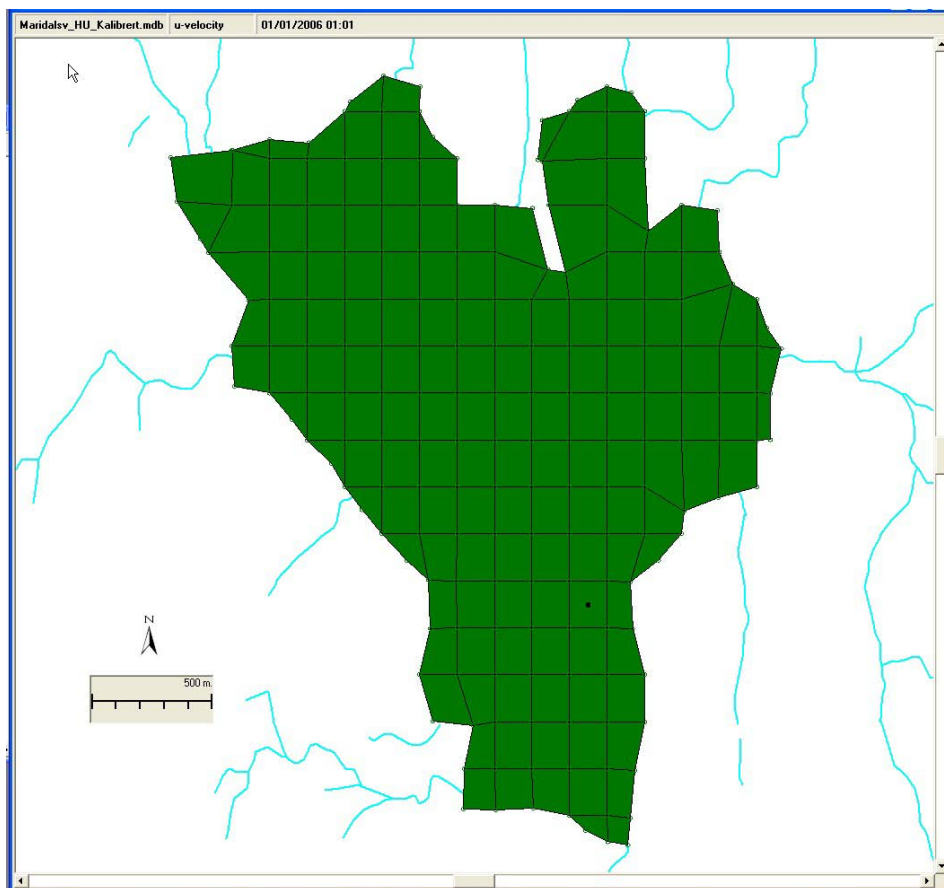
3.3.5.2. Beskrivelse av strøm- og spredningsmodell

For å simulere spredning av *E. coli* og patogener i Maridalsvannet brukte vi den 3-dimensjonale modellen GEMSS. Modellen beregner strøm, temperatur, konsentrasjon av stoffer med ulike egenskaper, inkludert tarmbakterier og spredning av olje. Modellen beregner hva som skjer i innsjøen ut fra kjent klima, vannføring, vanntemperatur og stoffkonsentrasjon i tilløp, vannføring i utløp og vanninntak. Innsjøen ble delt inn i beregningsceller (Figur 3-14). For hver celle ble resultatene beregnet skrittvis fremover i tid med periode på et par minutter.

Modellen/modellpakken er utviklet av ERM's Surfacewater Modeling Group i Exton, Pennsylvania, USA. Modellen og eksempler på bruk av modellen kan studeres nærmere på hjemmesiden <http://www.erm-smg.com>. Modellen er blant de mest avanserte som finnes. Den er jevnlig brukt verden rundt.

Modellen ble satt opp og kjørt med inputdata (vannføringer og værforhold) for året 2006. Dette året regnes som et representativt år. Det ble først kjørt simuleringer med hensyn på *E. coli*. Dette ble gjort for å verifisere modellen og for å undersøke og beskrive hvordan de ulike tilførselskildene påvirket vanninntaket og hvordan dette varierte over året. Deretter ble det laget scenarier for mulige hendelser.

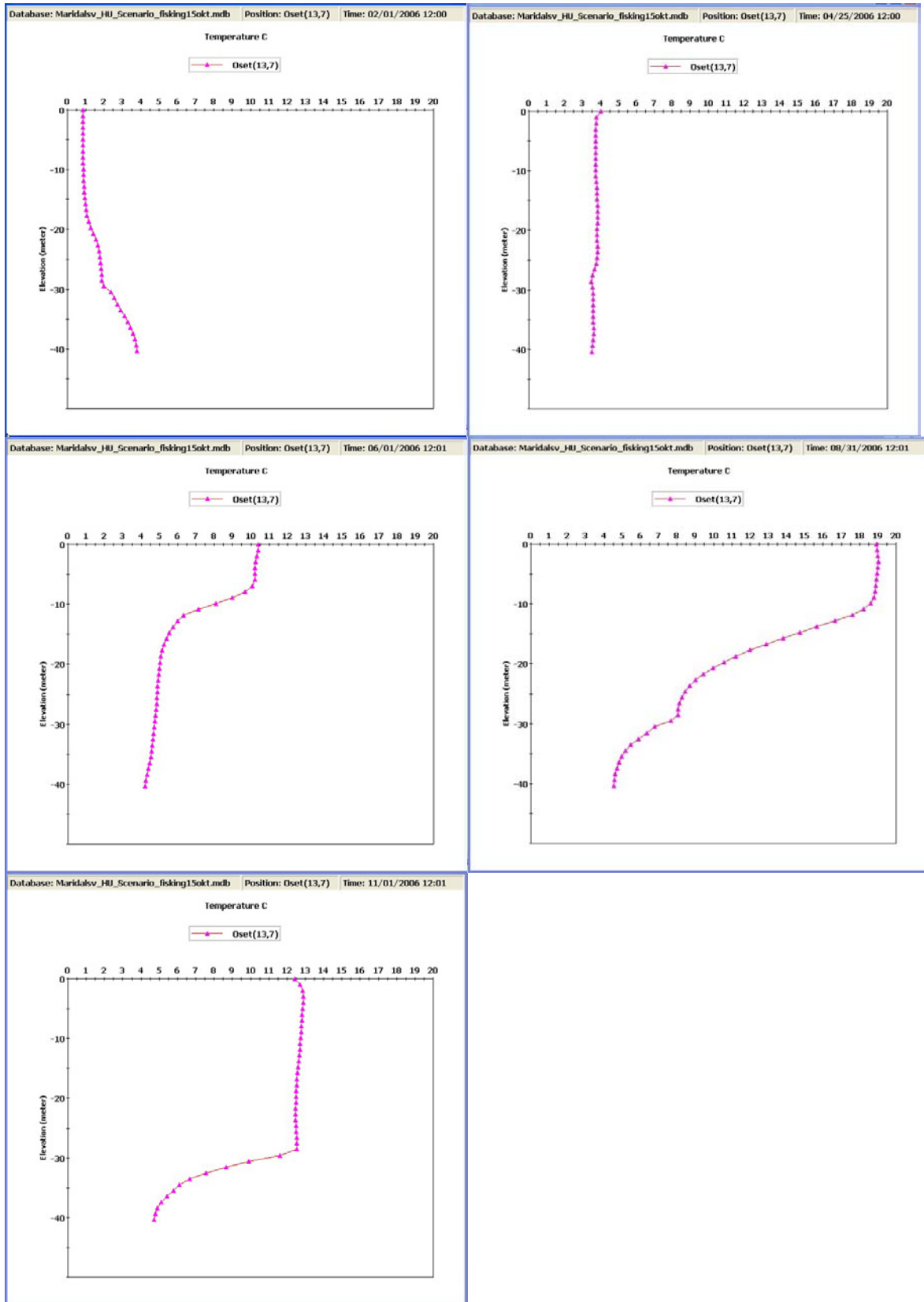
Vær oppmerksom på følgende når figurene studeres. Datoer er skrevet på amerikansk måte: måned/dag/år – mm/dd/åååå. På konsentrasjonskartene for bunnen av Maridalsvannet kan dybdene for eksempel være 1 meter langs land og 45 meter i de dypeste partiene.



Figur 3-14. Innsjøen delt inn i beregningsceller. I horisontalplanet 150 m x 180 m og 1 m i vertikal retning.

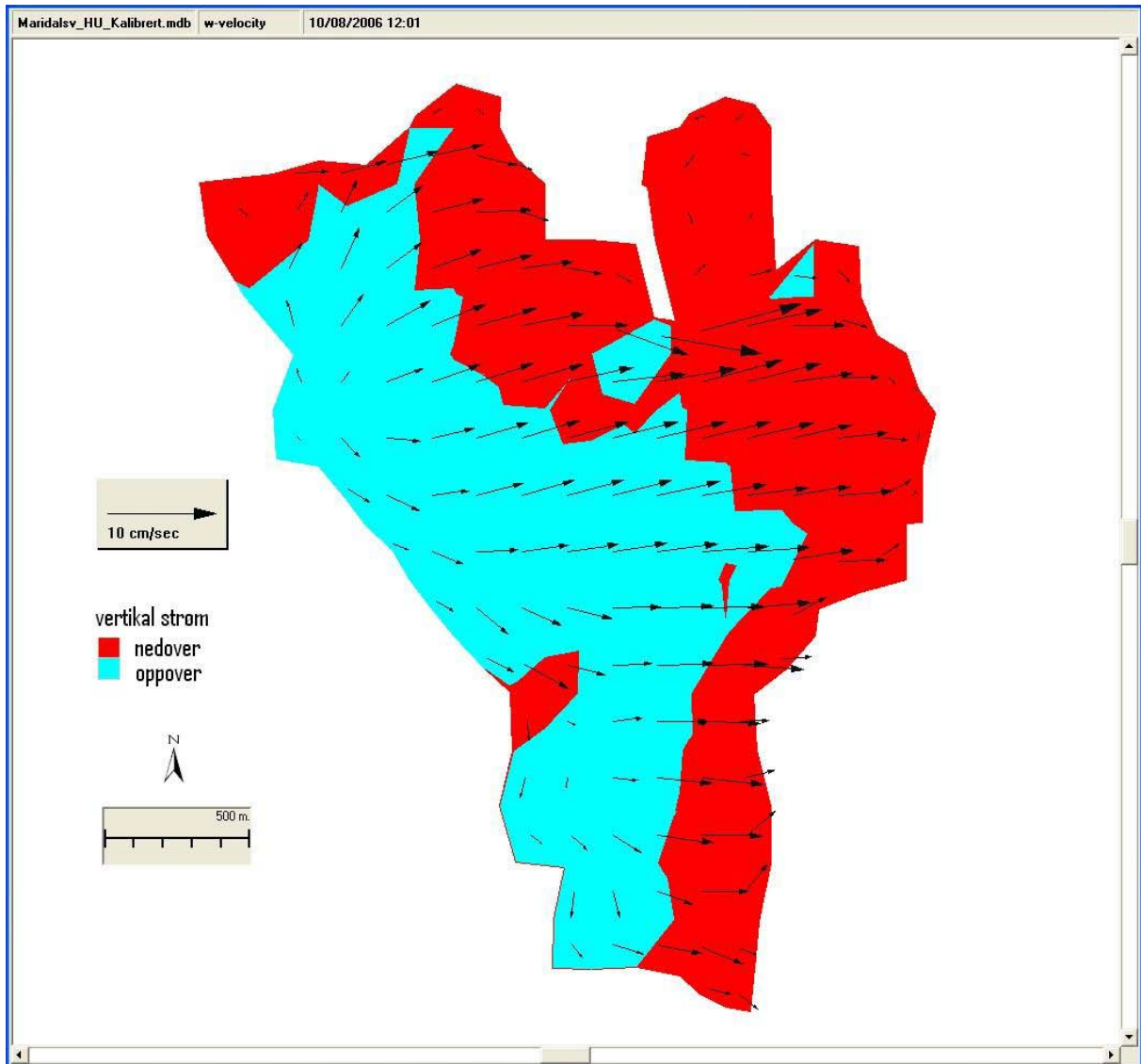
Det er karakteristisk med varmt overflatevann om sommeren, Figur 3-15. De store tetthetsforskjellene mellom varmt overflatelag og betydelig kaldere vann under sprangsjiktet, motvirker vertikale bevegelser. Ved avkjøling utover høsten vil overflatevannet avkjøles, bli tyngre, synke nedover og bli byttet ut med varmere vann på større dyp. Dermed får vi en sirkulasjon som øker i dybde inntil hele vannsøylen oppnår maksimal tetthet ved 4 °C. Et svakere "sprangsjikt" finner sted om vinteren hvor kaldt vann danner et lettere overflatelag. Om våren øker lufttemperaturen, overflatevannet blir varmere og tyngre med påfølgende sirkulasjon inntil hele profilet igjen oppnår 4 °C. Fortsatt oppvarming gir lettere vann og dannelse av et sprangsjikt. Høst/vinter-sirkulasjonen, som opphører ved isleggingen, kan vare i flere måneder, mens et par uker etter isen forsvinner kan være typisk varighet for vårsirkulasjonen.

Et karakteristisk strømningsmønster er at vannet på overflaten får en retning noe til høyre for vinden pga. jordrotasjonen, Figur 3-16. Langs land på venstre side av vindretningen strømmer vannet fra land og blir erstattet av oppadrettede strømmer. Langs land i motsatte deler av innsjøen strømmer overflatevannet mot land og nedover. På større dyp blir det satt i gang kompensasjonsstrømmer i motsatt retning av overflatestrømmene.



Figur 3-15. Simulerte temperaturprofiler ved vanninntaket til Oset vannverk.

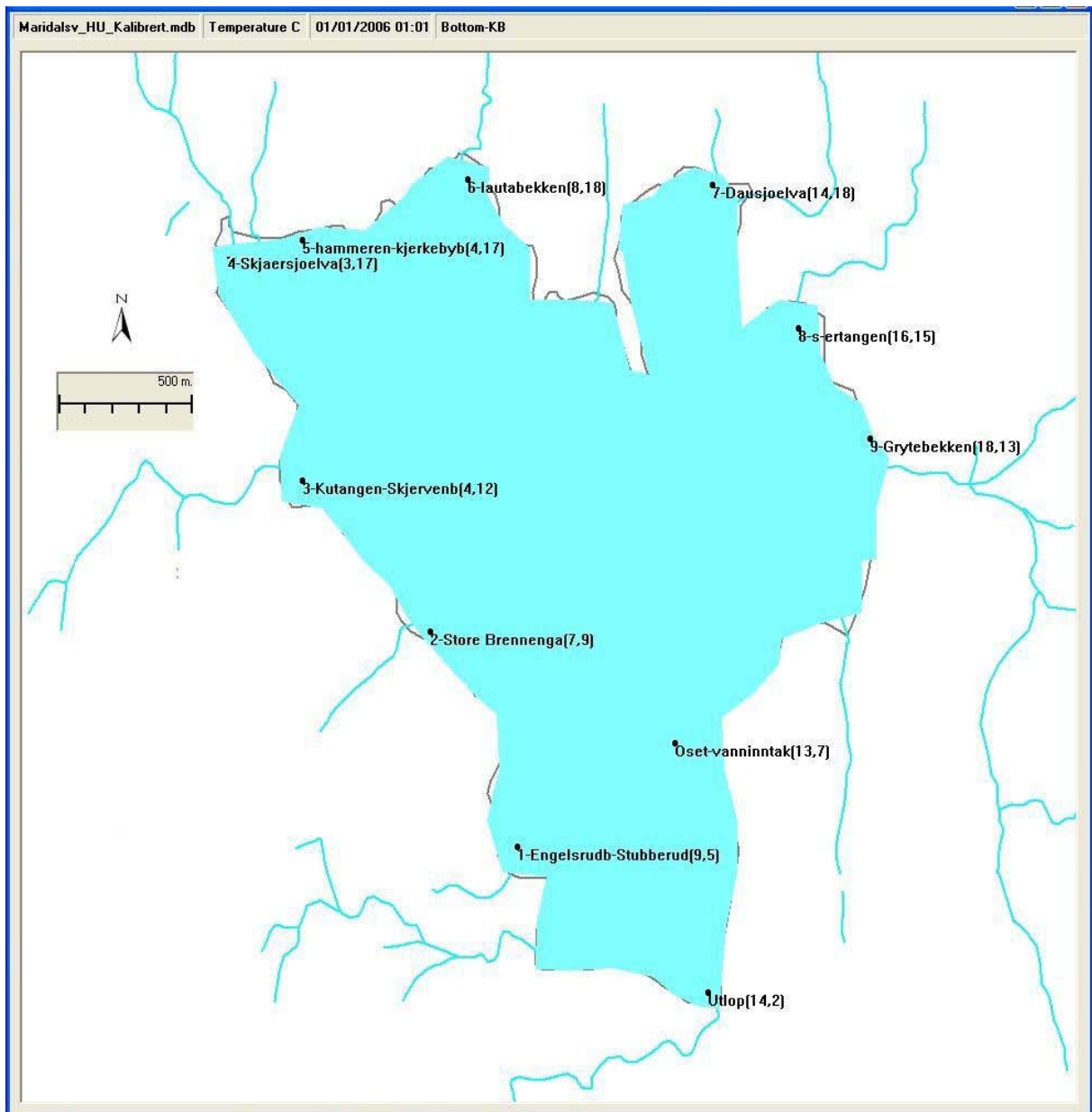
Om vinteren var det kaldere og lettere vann nær overflaten (1. feb). 25. april var temperaturen nær 4 °C i hele profilet, hvilket førte til ustabile forhold og sirkulerende vannmasser (vårsirkulasjon). Utover sommeren ble overflatevannet varmere og lettere, noe som motvirket vertikal blanding. Utover høsten førte avtagende temperatur til gradvis dypere sirkulerende bevegelser (høstsirkulasjon).



Figur 3-16. Ved vind fra sørvest mot nordvest blir det nedover rettede strømmer langs land. I slike tilfeller er vanninntaket mest utsatt for påvirkning av forurensninger fra overflatevann, i alle fall i perioder med liten vertikal temperaturgradient.

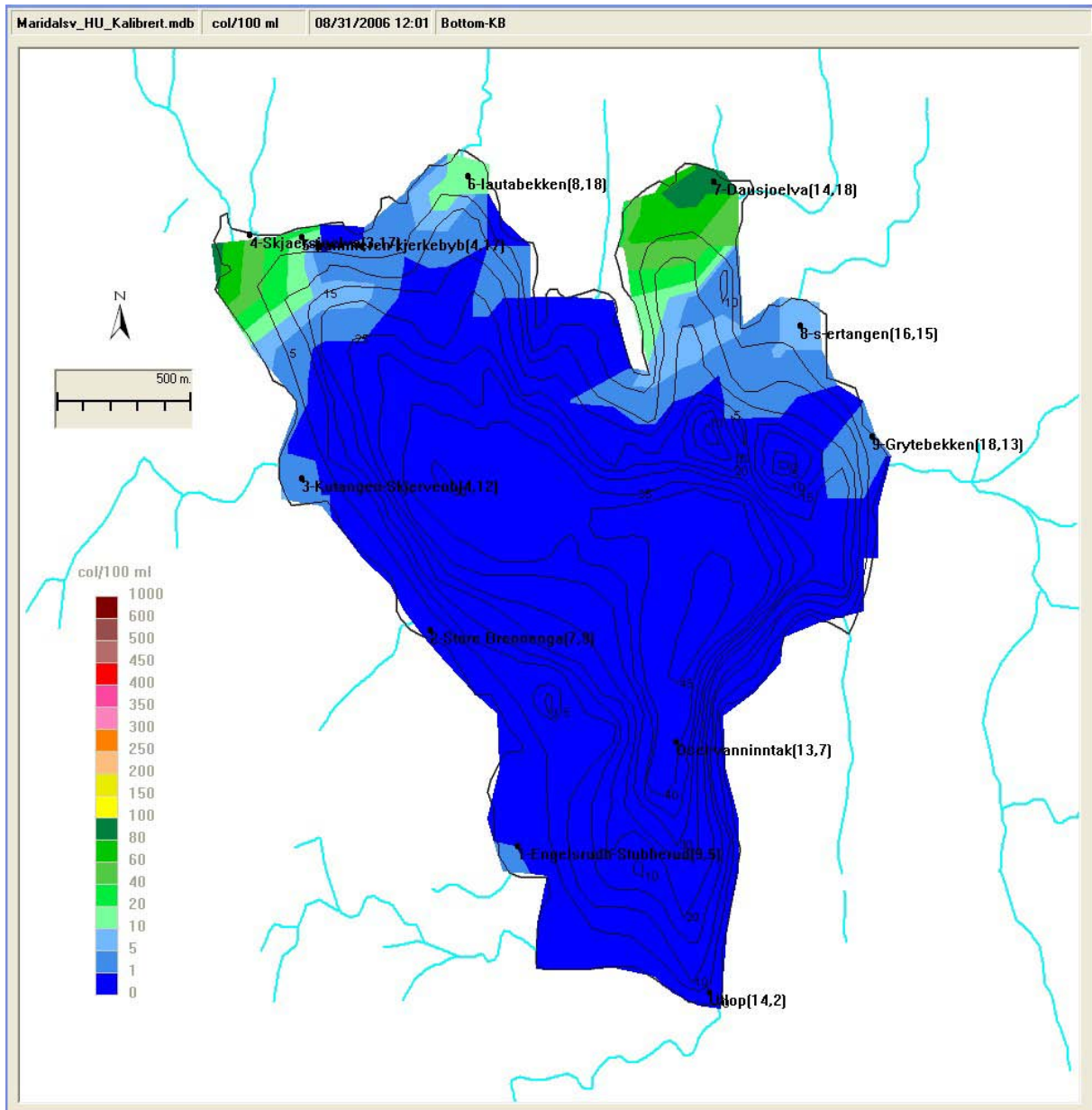
3.3.5.3. Modellering med hensyn på *E. coli*

For å forenkle modelleringen ble noen av småbekkene slått sammen slik at tilførslene ble fordelt på 9 elver/bekker som vist i Figur 3-17. Modellen ble kjørt med observerte værforhold og målte/beregnete vannføringer for året 2006. Konsentrasjonen av *E. coli* (=TKB) ble satt konstant til 100 *E. coli* pr 100 ml i Skjærsvjøelva, Dausjøelva og Grytebekken og til 1000 *E. coli* pr 100 ml i småbekkene

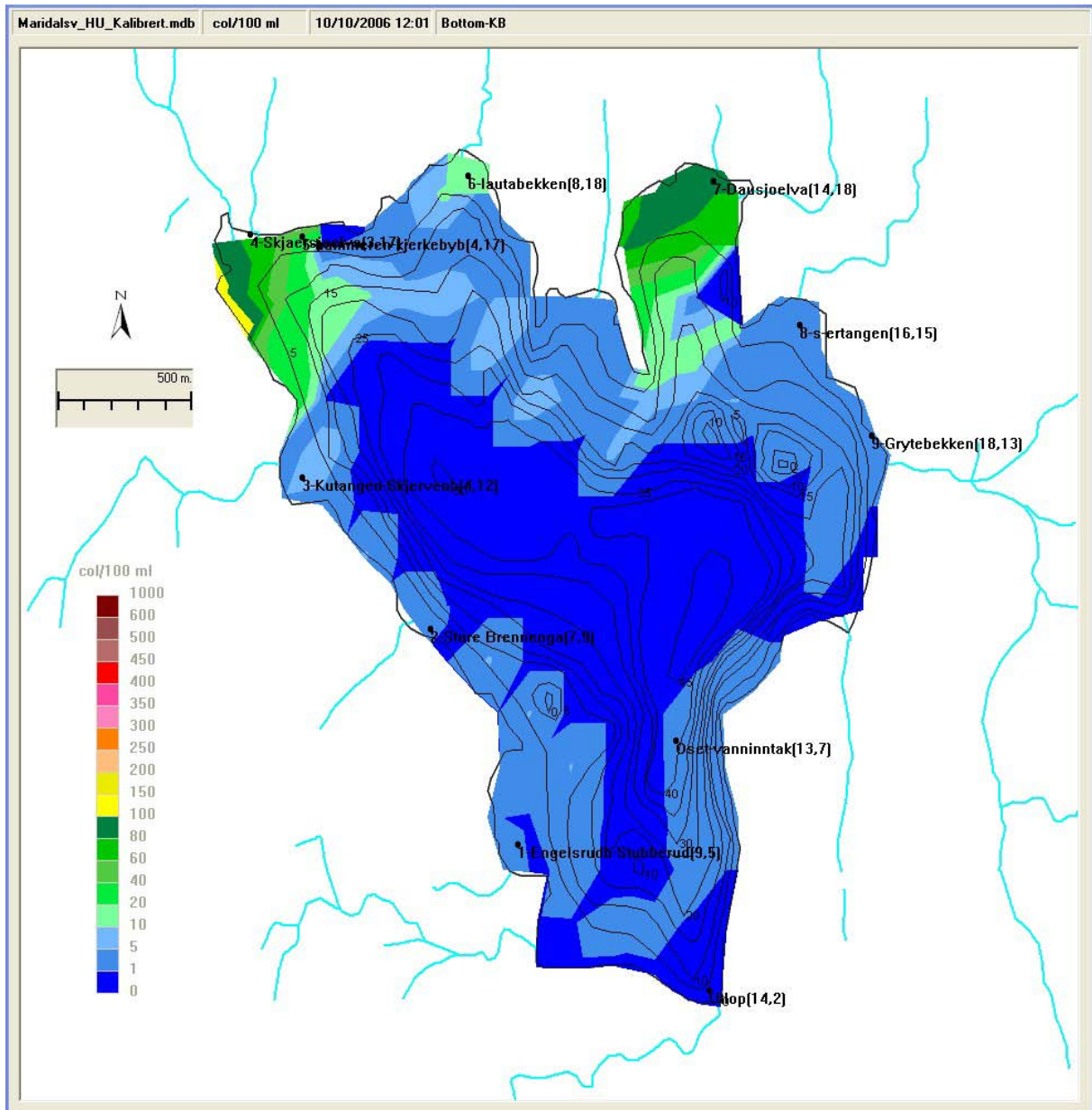


Figur 3-17. Tilførslene ble fordelt på 9 bekker/elver

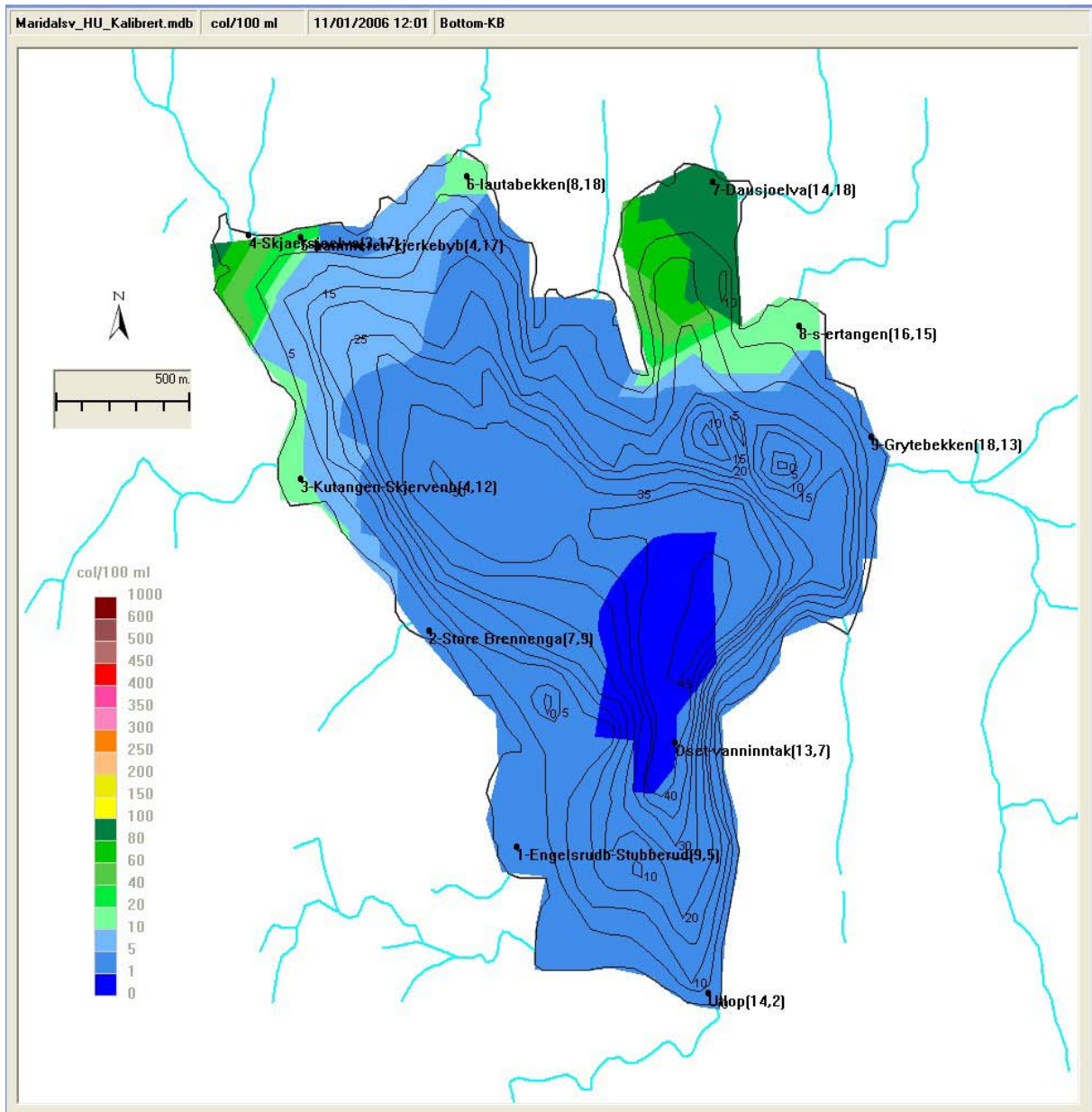
Resultater fra modellering av spredning av *E. coli* i Maridalsvannet er vist i figurene Figur 3-18 til Figur 3-21.



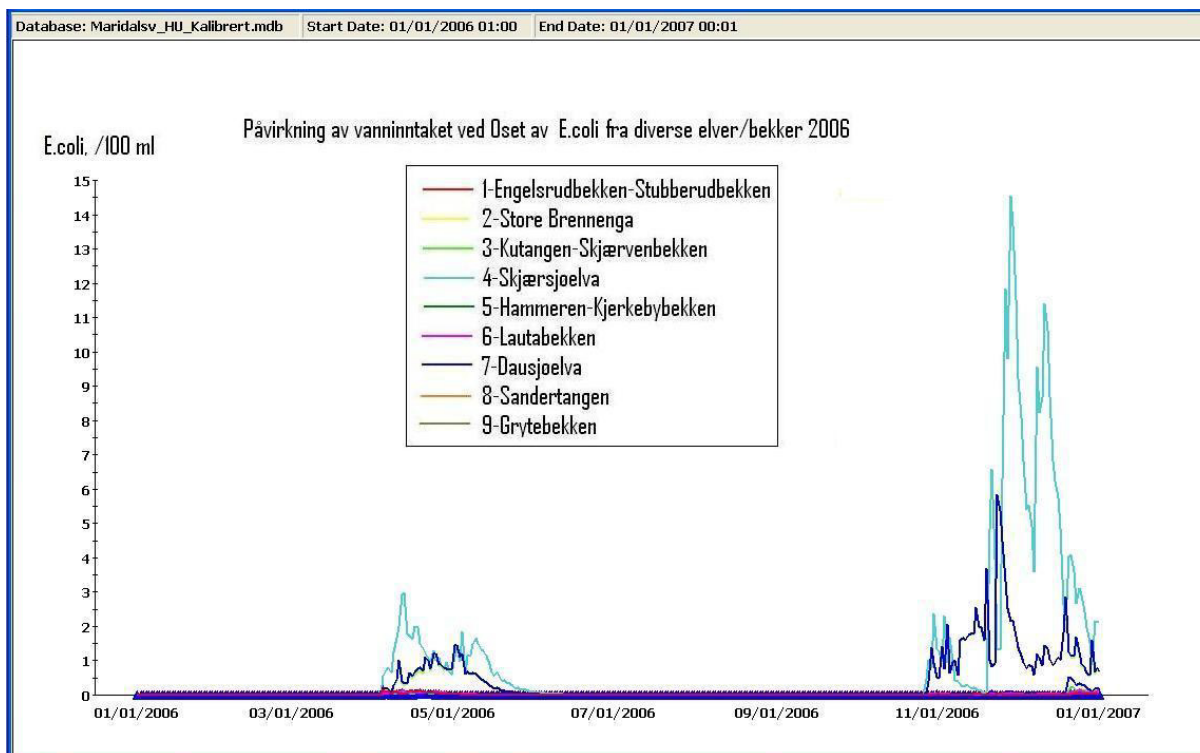
Figur 3-18. Modellerte konsentrasjoner av *E. coli* ved bunnen av Maridalsvannet en typisk sommerdag (31. August 2006). Høy overflatetemperatur (sprangsjikt) førte til stabile vertikale forhold. Vanninntaket på 30 meters dyp ble ikke påvirket av *E. coli*.



Figur 3-19. Modellerte konsentrasjoner av *E. coli* ved bunnen av Maridalsvannet 10. oktober 2006. Utover høsten førte avkjøling av overflatevannet til stadig dypere vertikal sirkulasjon av vannmassene og tilhørende nedtrengning av *E. coli*.

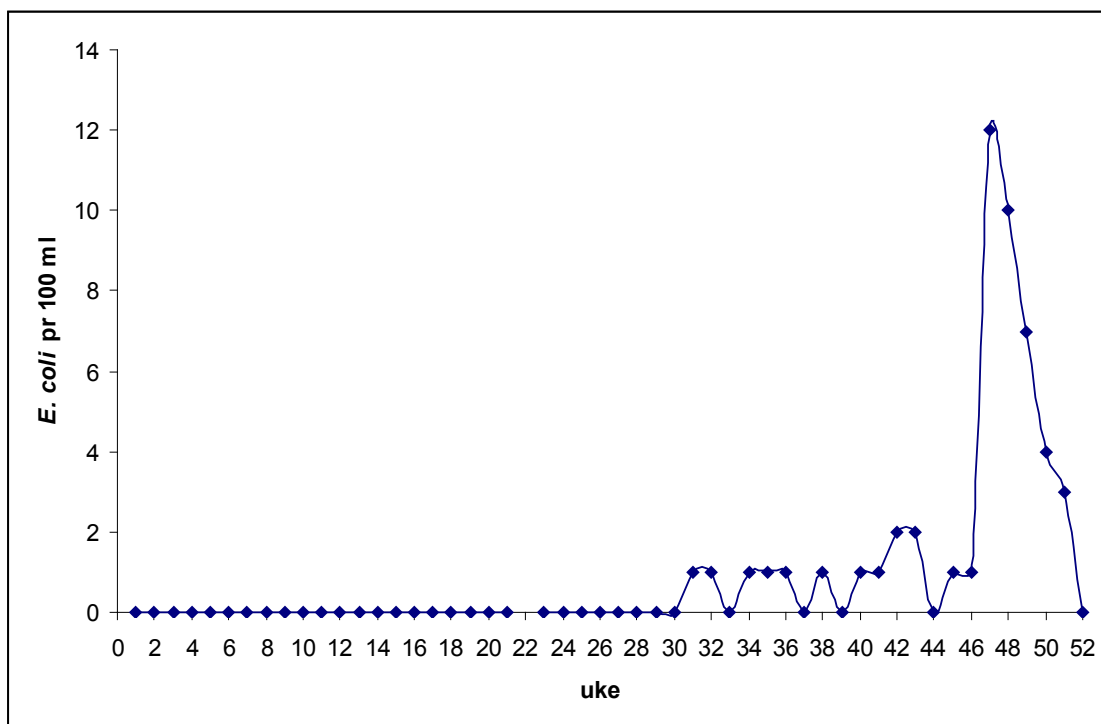


Figur 3-20. Modellerte konsentrasjoner av *E. coli* ved bunnen av Maridalsvannet 1. November 2006. I november sirkulerte vannmassene ned til vanninntaket slik at dette jevnlig ble påvirket av *E. coli* fram til islegging omkring årsskiftet hvor kaldere og lettere overflatevann økte den vertikale stabiliteten.



Figur 3-21. Modellert påvirkning av vanninntaket av *E. coli* fra de ulike tilførselspunktene gjennom året 2006, gitt at konsentrasjonen i Skjærsjøelva, Dausjøelva og Grytebekken var konstant 100 *E. coli* pr 100 ml og konsentrasjonen i småbekkene var 1000 *E. coli* pr 100 ml.

Figur 3-21 som viser modellert påvirkning av vanninntaket stemmer godt overens med observerte verdier ved vanninntaket i 2006 (Figur 3-22), med unntak av at det ikke ble registrert *E. coli* ved vanninntaket under vårsirkulasjonen.



Figur 3-22. Målte verdier av *E. coli* i råvannet ved Oset i 2006

I modelleringen ble konsentrasjonen av *E. coli* satt konstant lik 1000 *E. coli* pr 100 ml i småbekkene og 100 *E. coli* pr 100 ml i Skjærsvjøelva, Dausjøelva og Grytebekken. I virkeligheten vil konsentrasjonene variere fra dag til dag (og fra time til time). Gjennomsnittelige og maksimale konsentrasjoner av TKB, målt i de ulike tilførselsbekkene i årene 2005-2010, er vist i Tabell 3-3 i tidligere avsnitt. Ved å sette konsentrasjonene av *E. coli* i tilførselsbekkene til gjennomsnittsverdiene og maksimalverdiene fra denne tabellen kan påvirkningen av vanninntaket skaleres tilsvarende. Maksimal påvirkning av vanninntaket fra de ulike utslippspunktene, ved ulike konsentrasjoner av *E. coli* i tilløpsbekkene, er vist i Tabell 3-6.

Tabell 3-6. Maksimum påvirkning av vanninntaket fra hvert av utslippspunktene

	Påvirkning av vanninntaket (<i>E. coli</i> /100 ml)		
	Modellert med <i>E. coli</i> konsentrasjoner 100 og 1000 i tilløp ¹	Korrigert til gj.snitts konsentrasjoner av <i>E. coli</i> i tilløp ²	Korrigert til maksimale konsentrasjoner av <i>E. coli</i> i tilløp ^{3, 4}
Skjærsvjøelva	14.5	2	23
Dausjøelva	5.8	1.5	13
Grytebekken	0.2	0.08	2
Engelsrubbekken-Stubberud	0.1	0.04	0.5
Store Brennenga-Stubberudbråten	0.1	0.03	0.5
Kutangen-Skjervenbekken	0.3	0.1	1
Hammeren-Hammern øst-Ødegårst	0.6	0.1	1
Lautabekken	0.6	0.4	8
Sandertangen-Sander Sør	0.3	0.1	2
Sum	16.5 ⁵		

¹Modellerte verdier basert på at konsentrasjonen i Skjærsvjøelva, Dausjøelva og Grytebekken var konstant 100 *E. coli* pr 100 ml og konsentrasjonen i småbekkene var 1000 *E. coli* pr 100 ml.

²Det antas at konsentrasjonen i tilførselsbekkene er lik gjennomsnittsverdiene for TKB målt i årene 2005-2010, og den modellerte maksimale påvirkningen av vanninntaket er skalert tilsvarende.

³Det antas at konsentrasjonen i tilførselsbekkene er lik maksimalverdien for TKB observert i årene 2005-2010, og den modellerte maksimale påvirkningen av vanninntaket er skalert tilsvarende.

⁴Modelleringen ble gjort med målte vannføringer fra 2006. Maksimal konsentrasjon av TKB i tilførselsbekkene ble ikke målt samtidig som det var høyest vannføring. Spesielt påvirkningen fra Skjærsvjøelva er derfor noe høyere enn dersom man baserer seg på estimerte tilførsler i tabell 4.5.

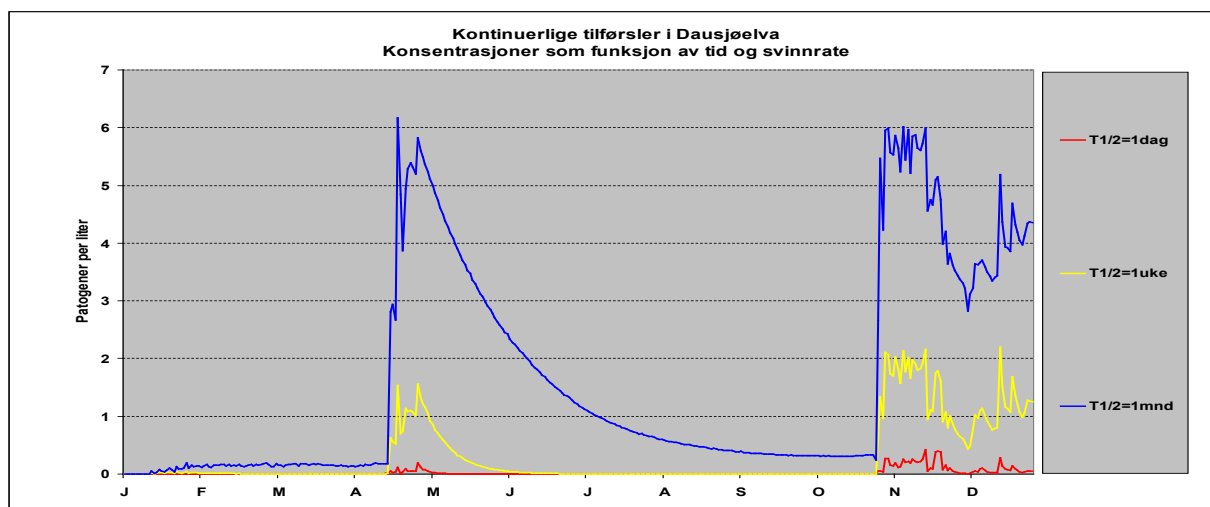
⁵Summen er noe mindre enn å legge sammen enkeltverdiene fordi maksimal påvirkning fra de ulike tilførselskildene ikke opptrer samtidig

De modellerte verdiene stemmer god overens med verdiene som måles ved vanninntaket. Modellen er derfor ”verifisert” og kan benyttes som et nyttig verktøy for videre scenarioanalyser. Modelleringen viste at tilløpsbekkene bare vil påvirke vanninntaket med målbare konsentrasjoner, dvs. >1 *E. coli* pr 100 ml, i sirkulasjonsperiodene, og mest om høsten. Årsaken til at det likevel innimellom registreres 1 (få) *E. coli* pr 100 ml i vanninntaket utenom sirkulasjonsperioden kan være fugler som slipper avføring direkte i Maridalsvannet (spesielt like i nærheten/over vanninntaket). Slike tilførsler er ikke tatt med i *E. coli* modelleringen. Det vil også tilføres noe *E. coli* festet til partikler fra tilløpsbekkene, og det kan muligens oppstå situasjoner der strømningsforhold og sedimentasjon kan føre disse partiklene til vanninntaket.

Modelleringen, og beregningen av tilførsler (Tabell 3-6) viser at vanninntaket påvirkes mest av *E. coli* fra Skjærsvjelva og Dausjøelva, men også småbekkene, spesielt Lautabekken (som har både relativt stor vannføring og høye bakteriekonsentrasjoner), kan påvirke vanninntaket med målbare konsentrasjoner i sirkulasjonsperiodene.

3.3.5.4. Modellering mhp patogener med ulike overlevelse

Patogenenes overlevelsessevne vil påvirke hvor høye konsentrasjoner som kan nå drikkevannsinntaket. Dette er illustrert i Figur 3-23 som viser simulerte konsentrasjoner av patogener ved vanninntaket, gitt at patogenene har ulike halveringstider og det kontinuerlig tilføres 10^{10} patogener pr døgn fra Dausjøelva.



Figur 3-23. Simulerte patogenkonsentrasjoner ved dypvannsinntaket i Maridalsvannet gjennom et år, etter kontinuerlige "tenkte" tilførsler fra Dausjøelva (10^{10} pr døgn) av patogener med ulike overlevelsessevner/halveringstider.

Halveringstid på et døgn kan være beskrivende for enkelte bakterielle patogener (*Campylobacter* spp. og *E. coli* O157:H7), mens for virus og parasitter kan halveringstid på en uke karakteriseres som realistisk og halveringstid på en måned som konservativ. Et kontinuerlig utslipp av 10^{10} patogener pr døgn fra Dausjøelva, med halveringstid 1 uke, påvirket vanninntaket med maksimalt 2 patogener pr liter i sirkulasjonsperioden. Ved å tenke seg kontinuerlige tilførsler av andre mengder indikatorbakterier og patogener kan de simulerte verdiene i Figur 3-23 skaleres tilsvarende. Utslipp fra de andre tilløpsbekkene vil påvirke vanninntaket i samme størrelsesorden som Dausjøelva, så figuren kan også brukes for å vurdere utslipp fra de andre tilløpsbekkene.

Eksempler:

1. Totale tilførsler (fra alle tilløpsbækker) av 10^{12} *E. coli*/TKB pr døgn (med en halveringstid noe høyere enn 1 dag) er en realistisk verdi etter nedbør i høstmånedene. Dette hadde gitt i underkant av 10 *E. coli* pr 100 ml ved vanninntaket under høstsirkulasjonen = ca dagens nivå.
2. Totale tilførsler (fra alle tilløpsbækker) av 2×10^8 parasitter pr døgn (med halveringstid en uke) er en sannsynlig verdi etter nedbør i høstmånedene (antar 5 parasitter/10 L x vannføring $5 \text{ m}^3/\text{sekund}$ totalt i tilførselsbekkene). Dette hadde gitt 0.4 parasitter/10 L ved vanninntaket under høstsirkulasjonen = ca dagens nivå.

3. En mulig hendelse kan være at et akutt sykt menneske (med maksimal utskillelse av patogener) bor i et hus med dårlig avløpsanlegg slik at 1 % av personens totale avføring tilføres Maridalsvannet. Under høstsirkulasjonen kan det da tenkes at det f.eks tilføres 1×10^8 *E. coli* O157:H7 pr døgn, 1×10^8 *Cryptosporidium* oocyster pr døgn og 1×10^{11} Norovirus pr døgn (avhengig av type infeksjon). Dette hadde gitt maksimalt 0.005 *E. coli* O157:H7 pr L, 0.02 *Cryptosporidium* oocyster pr L og 20 norovirus pr L ved vanninntaket. Gitt at vannbehandlingen var ute av drift, så ville 2 % av alle som drakk 1 L vann denne dagen teoretisk fått i seg en humanpatogen *Cryptosporidium* oocyst. Sannsynligheten for at det skal være personer med ekstrem utskillelse av norovirus (10^{11} pr gram) i dette huset er nok liten, sannsynligheten for at det er en ”gjennomsnitts-utskiller” (10^8 pr gram) er langt større.

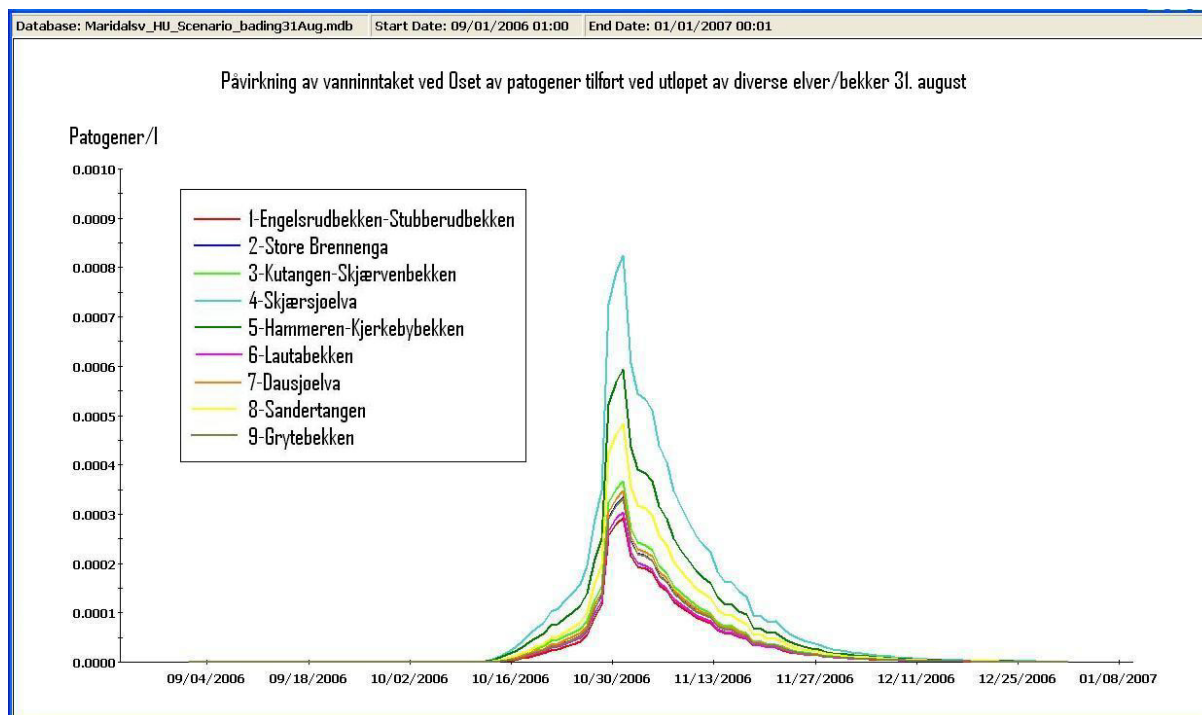
Dyr vil normalt ikke skille ut virus som kan smitte mennesker, men kan i verste fall/akutt sykdomsfase skille ut i størrelsesorden 10^{10} pr døgn med humanpatogene parasitter eller bakterier. Figur 3-23 kan også benyttes for å gjøre vurderinger rundt utslipp fra syke dyr, men verdiene må nok ofte ”skaleres ned” for å ta hensyn til at bare en del av forurensningen vil nå tilførselsbekker og tilføres Maridalsvannet, samt at utskillelsen fra infiserte dyr i gjennomsnitt er lang lavere enn 10^{10} pr døgn.

Patogener vil ikke tilføres ”kontinuerlig” til Maridalsvannet, men støtvis avhengig av om det er smittede individer i nedbørfeltet og at det er forhold (deriblant nedbørsforhold) som gjør at de havner i Maridalsvannet/tilførselsbekker. Dersom slike tilførsler skjer i sirkulasjonsperioden eller i perioden like før vil de påvirke vanninntaket mest, men patogener med lang overlevelse vil også kunne påvirke vanninntaket i betydelig grad selv om de tilføres Maridalsvannet i flere uker før sirkulasjonsperioden starter. Enkelte forurensningsskapende aktiviteter i Maridalsvannets nedbørfelt (for eksempel forurensning fra avløpsløsninger til fastboende) kan foregå hele året, mens andre aktiviteter (for eksempel ulovlig bading, dyr på beite osv) er sesongavhengig. Jo lenger tiden er mellom utslipp og sirkulasjonsperioden, jo større er forskjellen mellom hvorvidt patogener med kort og lang overlevelse vil påvirke vanninntaket. Vi har illustrert dette med et par eksempler/scenarier.

Scenario med utslipp av 10^{10} patogener 31. august

Vi kaller dette scenariet ”scenario bading” da det fremdeles er innenfor badesesongen. Det kan også illustrere utslipp fra dyr på beite etc.

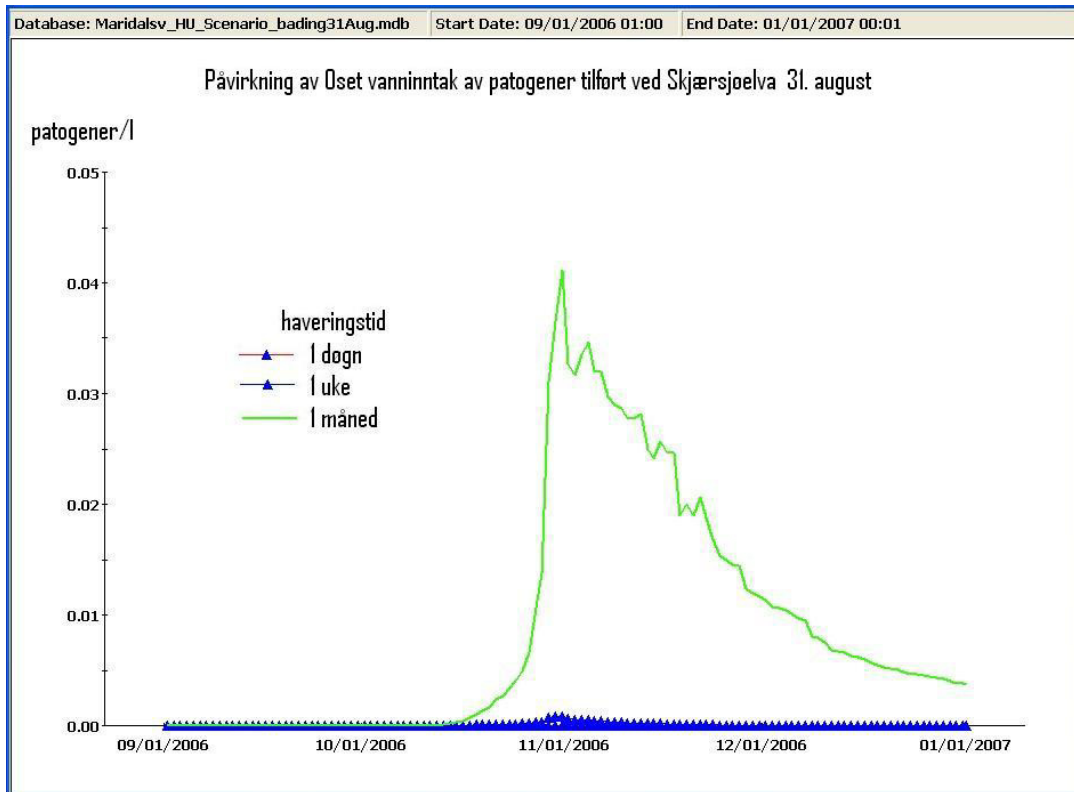
I løpet at få minuttet den 31. august ble det tilført 10^{10} patogener fra de 9 ulike tilførselspunktene. Det er ikke sannsynlig at et slikt utslipp vil foregå samtidig fra de ulike tilførselspunktene, men vi tok med alle 9 tilførselspunktene for å illustrere eventuelle forskjeller ved at patogenene ble tilført fra ulike steder. Et slikt utslipp kan forestille *E. coli* fra et barn med diaré som bader og ufrivillig gjør fra seg (100 g avføring) i vannet (evt. *E. coli* fra ca 700 personer som bader og utskiller ”gjennomsnittelige” mengder av *E. coli*, dvs. 0.14 g avføring, som beskrevet i kapittel 3.3.3). Dersom dette barnet var akutt syk med *E. coli* EHEC, *Campylobacter* spp. eller *Salmonella* spp. kan utslippet også tilsvare disse patogenene. Det tenkte utslippet kan skaleres, f. eks reduseres med 10 (tenkt *Cryptosporidium*-utslipp fra det syke barnet) eller økes med 100-10000 (verste fall utslipp av norovirus eller rotavirus fra det syke barnet). Utslippet kan også tenkes å komme fra et sykt dyr som gjør fra seg i vannet.



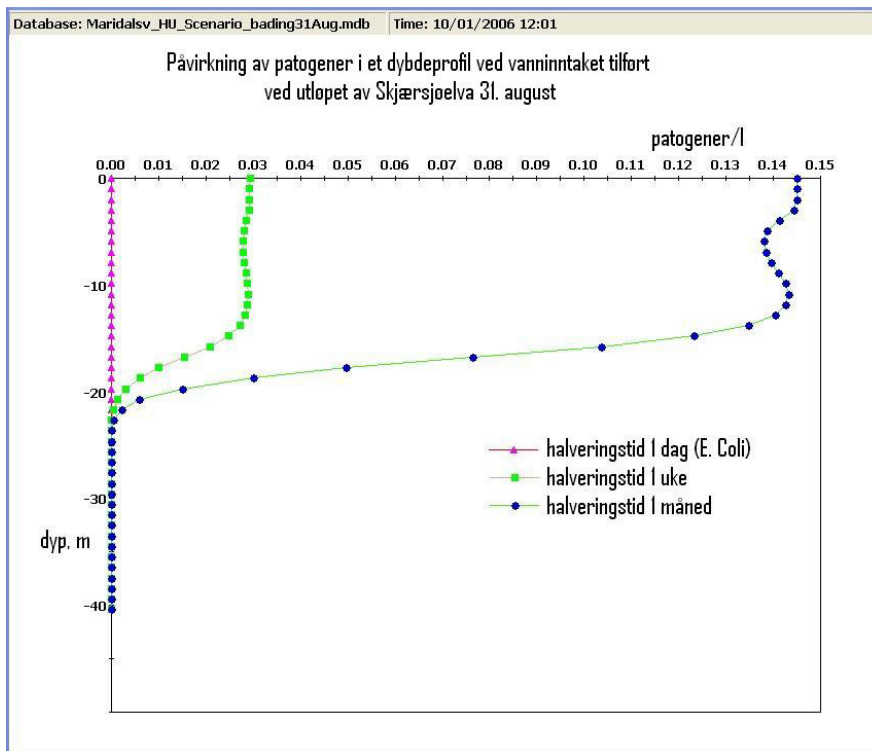
Figur 3-24. Utslipp den 31. august av 10^{10} patogener med halveringstid 1 uke, i diverse elver/bekker. Figuren viser påvirkning av vanninntaket ved Oset.

Modelleringen viste at påvirkningen av vanninntaket var av samme størrelsesorden uavhengig av hvor patogenene ble tilført, dvs. maksimalt 0.0003-0.0008 pr liter dersom patogenene ble gitt en halveringstid på en uke (Figur 3-24). En halveringstid på 1 dag gav en maksimal påvirkning på <0.00000001 pr liter. Var halveringstiden 1 måned var påvirkningen maksimalt 0.04 pr liter (Figur 3-25).

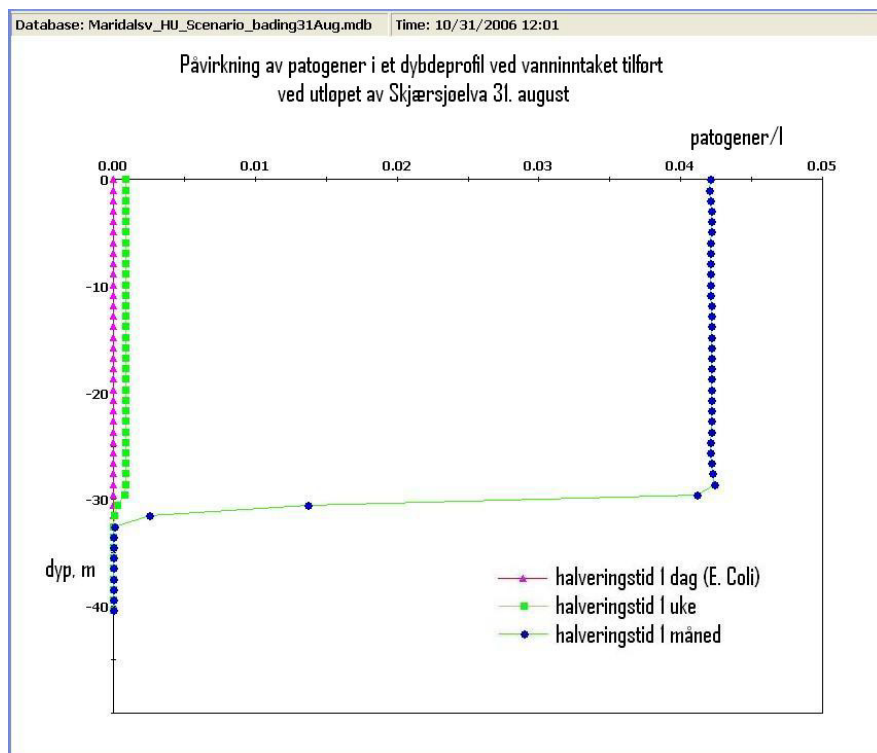
Utslipet 31. august påvirket ikke vanninntaket den første måneden etter hendelsen på grunn av beskyttende sprangsjikt. For at et patogen-utslipp den 31. august skal påvirke vanninntaket to måneder senere når det er sirkulerende vannmasser, må utslippet være stort og patogenene må ha god overlevelse. Et utslipp 31. august av avføring (100 g) som inneholder virus (med stor utskillelse, dvs 10^{10} - 10^{12} viruspartikler pr gram) som har halveringstid på 1 uke, kan potensielt gi betydelige mengder viruspartikler (verste fall 8 pr liter) ved vanninntaket 2 måneder senere. Utslipp den 31. august av humanpatogene bakterier vil normalt ikke påvirke vanninntaket med helsebetenkelige konsentrasjoner pga høy utdøingshastighet. Dersom utslippet skjer i umiddelbar nærhet av vanninntaket, f. eks fra fugler, kan situasjonen være en annen. Utslippspunkt over vanninntaket (fugler) og sedimentasjon er ikke tatt med i modelleringen. Oocyster av *Cryptosporidium* kan overleve lenge i vann. Med en halveringstid på en måned (worst case), ville et utslipp den 31. august av 10^{10} patogener ha påvirket vanninntaket to måneder senere med opptil 0.4 pr 10L (Figur 3-25).



Figur 3-25. Utslipp den 31. august av 10^{10} patogener ved Skjærsjøelva. Figuren viser påvirkning av Oset vanninntak av patogener med ulik overlevelseslevne/halveringstid.



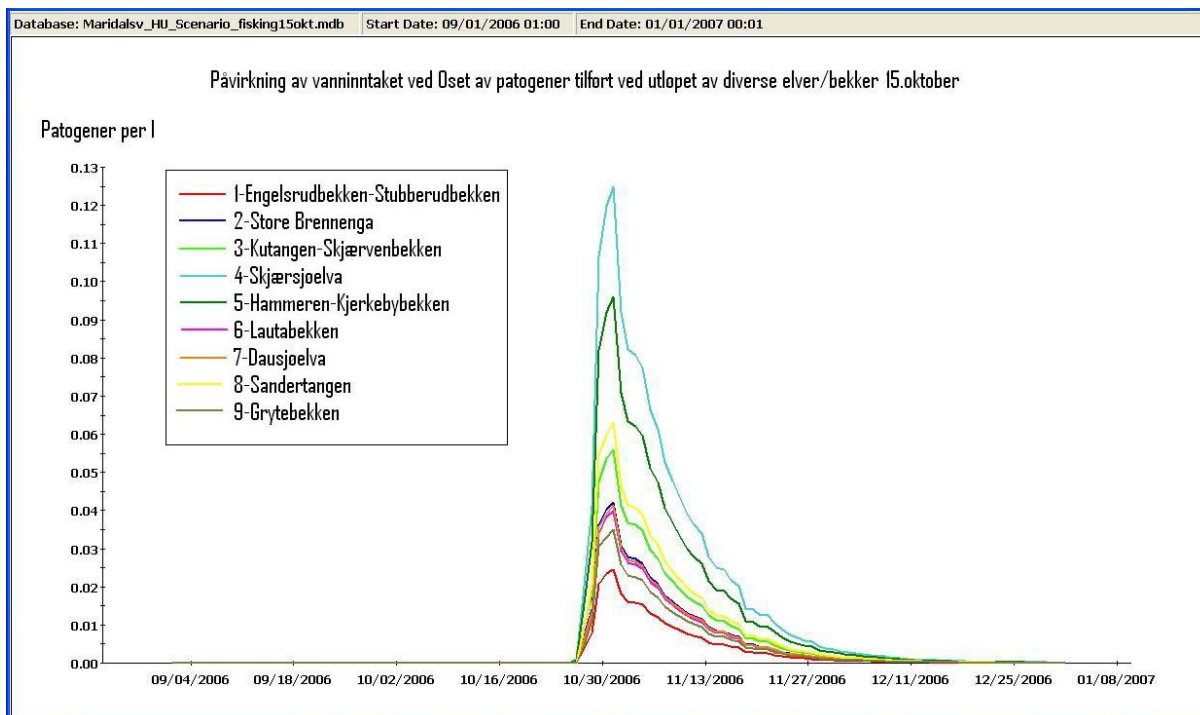
Figur 3-26. Utslipp av patogener 31. August i Skjærsjøelva. Påvirkning av et dybdeprofil ved Oset vanninntak 1. oktober. De øverste 20 meterne ble betydelig påvirket, men ikke vanninntaket.



Figur 3-27. Utslipp av patogener 31. August i Skjærsvøelva. Påvirkning av et dybdeprofil ved Oset vanninntak 31. oktober. Vanninntaket på 30 meters dyp ble påvirket. Påvirkningen økte betydelig med økt overlevelsessevne av patogenene.

Scenario med utslipp av 10^{10} patogener 15. oktober

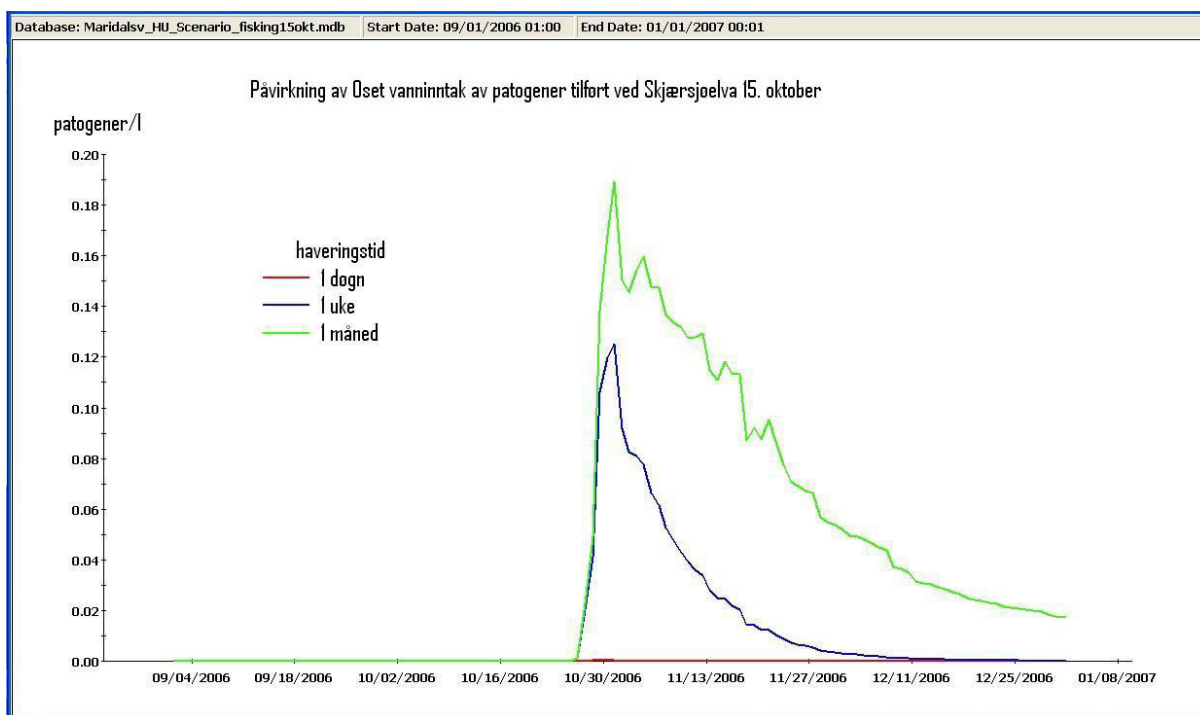
Et lignende scenario som beskrevet over ble modellert, men nå med utslipp den 15. oktober. Som sist ble det denne dagen "tilført" 10^{10} patogener fra de 9 ulike tilførselspunktene.



Figur 3-28. Utslipp den 15. oktober av 10^{10} patogener (med halveringstid 1 uke) fra diverse tilførselspunkter. Figuren viser påvirkning av Oset vanninntak.

Med strøm og spredningsforholdene observert i modellåret 2006, ble vanninntaket mest påvirket av utslippet ved Skjær sjøelva. Påvirkningen av vanninntaket fra de andre tilførselspunktene var av samme størrelsesorden, dvs maksimalt 0.03-0.12 pr liter dersom patogenene ble gitt en halveringstid på en uke (Figur 3-28).

Ved å gi patogenene en halveringstid på en måned ble ikke den maksimale påvirkningen av vanninntaket så mye høyere enn om patogenene hadde halveringstid 1 uke (Figur 3-29), dette fordi utslippet skjedde bare en drøy uke før fullsirkulasjonen. Varigheten av påvirkningen var imidlertid betydelig lengre dersom patogenene hadde ekstremt god overlevelse.



Figur 3-29. Utslipp den 15. oktober av 10^{10} patogener ved Skjær sjøelva. Figuren viser påvirkning av Oset vanninntak av patogener med ulik overlevelsessevne/halveringstid. Påvirkningen av patogenene økte med økt overlevelsessevne, men forskjellene var betydelig mindre enn ved utslippet 31. august.

Mens utslippet av 10^{10} patogener (halveringstid 1 uke) den 31. august gav maksimum 0.0008 patogener pr liter ved vanninntaket (Figur 3-25), så gav samme utslipp 15. oktober maksimum 0.12 patogener pr liter ved vanninntaket (Figur 3-29). Dette illustrerer at det er aller viktigst å unngå forurensende utslipp i tiden nær opp mot/i sirkulasjonsperioden.

Det modellerte utslippet på 10^{10} patogener den 15. oktober, som gav maksimal påvirkning av vanninntaket med 0.12 patogener pr liter, kan skaleres (som tidligere) basert på vurderinger om 1) hvor store mengder patogener som skilles ut med avføringen, 2) antall mennesker/dyr som forurenser, 3) hvor stor fraksjon av avføringen som når tilløpsbekkene.

Slike vurderinger vil generelt kunne visualisere at en rekke aktiviteter, gitt at de utføres av individer med stor utskillelse av patogener, samt dårlig hygiene, kan gi konsentrasjoner i råvannet som vil være uakseptable uten vannbehandling.

3.3.5.5. Vurdering av modellerte verdier opp mot WHO's anbefalinger om akseptable nivå i ferdigbehandlet drikkevann

Strøm og spredningsmodeller kan, som vist over, simulere antall infektive patogener i råvannet etter ulike utslippsscenarier/hendelser.

Dersom det er patogener i råvannet vil vannbehandlingen på Oset normalt redusere antall patogener med flere log10, både gammelt anlegg med hensyn på de fleste bakterier og virus, og nytt anlegg med hensyn på bakterier, virus og parasitter. Vannbehandlingen på Oset er nærmere omtalt i eget kapittel.

Spesielt dersom det oppstår situasjoner der vannbehandlingen er ute av drift/ikke fungerer optimalt, må risikoen for at råvannet inneholder patogener i helsebetenkelige konsentrasjoner vurderes, for å ta avgjørelser med hensyn på om det skal utstedes kokepåbud etc. I slike tilfeller kan resultatene fra simulering av spredning av patogener i Maridalsvannet være nyttige.

Patogenene som er vurdert i forurensningsanalysen har alle den egenskapen at de har lav infektiv dose, dvs. at det teoretisk er nok å få i seg en for å utvikle sykdom. Det er derimot langt fra gitt at man får infeksjon selv om man får i seg en. WHO (2004) oppgir følgende sannsynlighet for infeksjon ved eksponering for en organisme (verdien er basert på forsøk med dyr og/eller mennesker):

R (dose-respons) = sannsynlighet for infeksjon pr organisme:

Cryptosporidium: 0.004

Campylobacter: 0.018

Rotavirus: 0.27

Mengden patogener som må være tilstede i drikkevannet for å forårsake utbrudd (som er så stort at man mistenker vannet) er langt større enn konsentrasjonene som skal til for å forårsake sporadiske tilfeller (en og annen person blir syk og man vet ikke om det skyldes smitte via maten, vannet eller person til person). Kvantitativ mikrobiell risikovurdering (QMRA) blir i økende grad brukt for å bestemme risikoen for infeksjoner med ulike patogener knyttet til konsum av drikkevann. Basert på informasjon om mengden vann som drikkes, nivå av infektive patogener i drikkevannet og dose-respons, så kan risikoen for infeksjon pr person pr dag/eller år beregnes.

Mindre enn ett tilfelle pr 10 000 innbyggere pr år er ofte foreslått som akseptabelt nivå av vannbåren diaré-sykdom. WHO (2004) tar hensyn til alvorligheten ved de ulike diare-sykdommene og benytter følgende akseptabel risiko for henholdsvis *Cryptosporidium*, *Campylobacter* og Rotavirus: 1 pr 1600 innbyggere pr år, 1 pr 4000 innbyggere pr år og 1 pr 600 innbyggere pr år. For å oppnå så lav risiko indikerer QMRA beregninger at konsentrasjonen av patogener i ferdigbehandlet drikkevann må være svært lav, henholdsvis

Cryptosporidium: 0.00063 pr L

Campylobacter: 0.00013 pr L

Rotavirus: 0.00003 pr L

Vurderingene og beregningene gjort i forurensningsanalysen indikerer at flere hendelser (også utslipp fra smittede mennesker i forbindelse med bading og rekreasjon) kan gi nivåer i råvannet som overskrider WHO's anbefalinger. Dette visualiserer viktigheten av å ha aktive

barrierer mot patogener i vannbehandlingstrinnet. Det bør dessuten være restriksjoner på aktiviteter som (med en viss sannsynlighet) kan forårsake slike hendelser.

3.3.6. Rangering av ulike aktiviteter ut i fra farlighet for å nå kilden

Aktiviteter som medfører utslipp av menneskelig avføring representerer generelt en større smitterisiko enn utslipp av samme mengde dyreavføring. Utslipp av dyreavføring er heller ikke ønskelig, både fordi dyreavføring potensielt kan inneholde humanpatogener og fordi det vanskeliggjør overvåkingen. Kloaklekkasjer fra boliger kan være vanskelig å spore dersom det samtidig tilføres *E. coli*/TKB fra hester på beite, hunder, ville dyr osv.

Lokaliseringen av tilførselspunkter/bekker rundt selve Maridalsvannet er ikke av så stor betydning for maksimale påvirkninger. Maksimale påvirkninger opptrer i sirkulasjonsperioden og da vil forurensningen uansett transporteres til vanninntaket (i svært ”fortynnede” konsentrasjoner) i løpet av en/noen dager avhengig av strøm og spredningsforhold. Som en grov forenkling kan man si at det må kontinuerlige utslipp av 1×10^{11} *E. coli* per døgn fra tilførselsbekkene for at vanninntaket skal påvirkes kontinuerlig med 1 *E. coli* per 100 ml i sirkulasjonsperioden. Dette tilsvarer gjennomsnittlig døgnproduksjon av *E. coli* fra ca 10 mennesker, hunder eller sauer. Det må altså relativt store tilførsler til for at vanninntaket skal påvirkes av målbare konsentrasjoner av *E. coli*. Dette illustrerer også viktigheten av å overvåke tilførselsbekker for å fange opp lekkasjer, f. eks fra ulovlige utslipp av kloakk. Dersom en bolig nær tilløpsbekk til Maridalsvannet sender ut all kloakken i tilløpsbekken vil dette maksimalt gi 1 *E. coli* pr 100 ml i råvannsinntaket i sirkulasjonsperioden (en verdi som normalt ikke er alarmerende). Dersom familiemedlemmene i denne boligen var akutt syke med f.eks *E. coli* O157:H7 infeksjon, norovirus-infeksjon eller *Giardia*-infeksjon, kunne et slikt utslipp ført til drikkevannsrelatert utbrudd dersom ikke vannbehandlingen var i drift.

Potensielle utslipp av patogener oppstrøms Dausjøen, for eksempel fra Sørbråtenområdet/-Movannsbekken og områder rundt Skarselva vil i liten grad tilbakeholdes i Dausjøen, spesielt dersom patogenene har lang overlevelse. Det er derfor viktig at det er god kontroll på forurensningsskapende aktiviteter også i disse områdene.

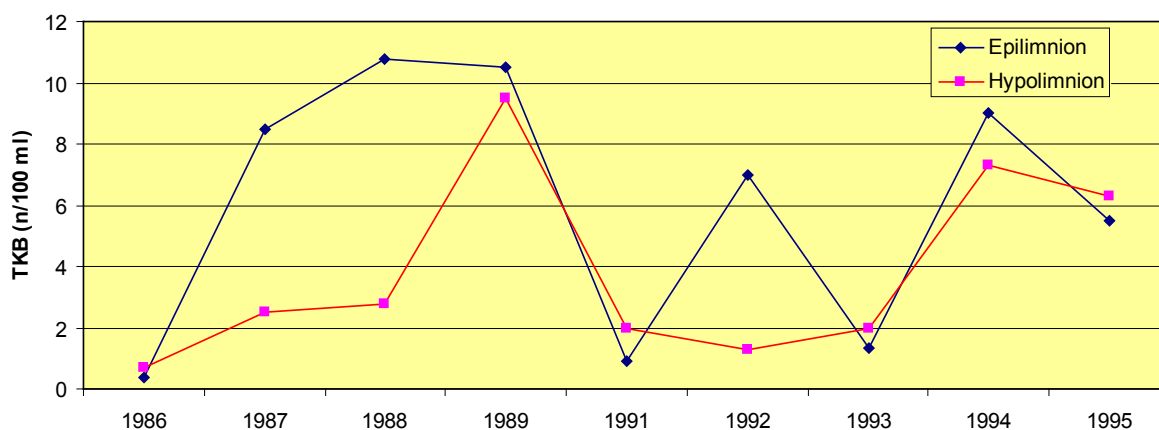
På grunn av relativ stor fortynning i Maridalsvannet vil utslipp fra en rekke aktiviteter ikke nødvendigvis gi store nok konsentrasjoner av patogener ved vanninntaket til at det (uten vannbehandling) ville gitt et registrert vannbårent utbrudd. Sporadiske tilfeller (for eksempel 1 av 1000 blir syke) kan derimot potensielt oppstå ved svært lave konsentrasjoner av enkelte patogener. Slike sporadiske tilfeller vil ikke bli oppdaget, men for et vannverk som forsyner nærmere 500 000 personer bør det være viktig å minimere risikoen også for sporadiske tilfeller. Det anbefales derfor at VAV opprettholder sin restriktive holdning til økt aktivitet i nedbørfeltet og forsetter arbeidet med å begrense mulige kilder til forurensning.

3.3.7. Klimaperspektiv

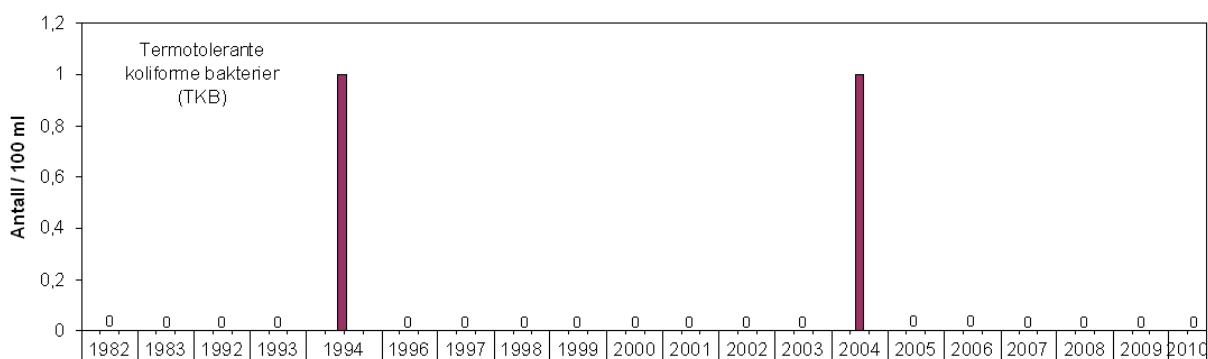
Endringer i samfunn (for eksempel økt globalisering og reisevirksomhet) og klima kan føre til økt utbredelse av infeksjonssykdommer. Fremtidig forekomst av tarmpatogener i avføring fra dyr og mennesker i nedbørfeltet til Maridalsvannet er umulig å forutsi, men ved planlegging av fremtidig vannforsyning (inkludert restriksjoner i nedbørfeltet) bør det taes høyde for en økt forekomst. Det må også taes høyde for at mennesker i akutt sykdomsfase, med stor

utskillelse av tarmpatogener, kan befinne seg i nedbørfeltet. Klimaendringer med mer nedbør og økt avrenning kan dessuten føre til flere situasjoner der smittefarlig avføring fra mennesker eller dyr vaskes ut i Maridalsvannet. Økte temperaturer kan føre til manglene sprangsjikt/islegging om vinteren. I verste fall kan hele vinteren være sirkulasjonsperiode, med fare for nedtrenging av patogener til inntaket for drikkevann.

Bakterier inngikk som parameter i innsjøovervåkingen i en del år på 80- og 1990-tallet. I perioden med best termisk sjiktning i vannmassene i august ble det funnet fra 1-10 TKB per 100 ml vann, se Figur 3-30. På denne tiden har dypvannet i teorien ikke fått noen vannfornyelse på 3 måneder. Det skulle således ikke være noen TKB tilbake. Ser man på tilsvarende data fra overvåkingen av Farrisvannet (VIVs hovedkilde) så finner man stort sett 0 TKB i dypvannet i august og ellers i den sjiktede periode, se Figur 3-31. Maridalsvannet er en liten innsjø (bare 3,7 km²) med et lite hypolimnion som klart reduseres ved vannuttaket, og dypvannet er derfor mye dårligere sikret mot forurensning ut i fra naturgitte innsjømorfometriske forhold, enn mange av de store innsjøene våre som er kilde for store vannverk. Det er derfor viktig å ha beskyttelsesregler i nedbørfeltet.



Figur 3-30. Konsentrasjon av termotolerante koliforme bakterier i august i Maridalsvannet i overflatelagene (epilimnion) og i dypvannet (hypolimnion), data fra VAVs innsjøovervåking, ikke råvannsovervåkingen.



Figur 3-31. Innhold av termotolerante koliforme bakterier i dypvannet i Farris ved inntaket til Vestfold interkommunale vannverk, VIV, i august ulike år (Berge 2011, VIVs overvåking)

3.3.8. Noen mulige fremtidsscenarioer mht. menneskelig aktivitet som kan gi hygienisk forurensning

I de følgende avsnitt har vi laget noen fremtidsvyer på en sannsynlig utvikling i Maridalsvannets nedbørfelt og noen i verste fall hendelser som kan inntre. Vi har beregnet ut fra de tidligere simuleringene hva dette kan føre til av patogener i råvannsinntaket til Oset vannbehandlingsanlegg. I det etterfølgende kapittel vil man se på hvordan Oset nye og gamle vannbehandlingsanlegg vil takle disse situasjonene.

3.3.8.1. Scenario 1) Befolkning- og sanitærutvikling i Maridalen

Bebyggelsen på Sørbråten og Movatnområdet har i dag privat vannforsyning fra brønner og bekker. Avløpet er ordnet slik at svartvannet går til tett tank, mens gråvannet behandles i gråvannsanlegg av varierende kvalitet og går deretter til spredegrøft i grunnen. Disse anleggene er for det meste gamle og fungerer dårlig i dette området (Stavseth 1999) og det er nå vedtatt å oppgradere disse på samme måte som har vært gjort i Solemskogen. Det er i dag et stort problem at noen av brønnene er forurenset av avløpsanleggene. Enkelte borebrønner kan i perioder ha mer enn 100 *E. coli* per 100 ml. I tillegg er det et økende press på å legge inn vann i hyttene der oppe. Nylig gav politikerne etter for det sistnevnte presset. På denne måten blir det snikinnført nye boliger i nedbørfeltet til Maridalsvannet. Situasjonen der oppe vil raskt bli uholdbar mht. drikkevann. Slik det da har gått i de fleste hytteområder er at det fremføres kommunalt vann. Noen hytter har lagt inn vann ulovlig, og disse har nå fått lov til å beholde dette. Det vil resultere i at alle hyttene får innlagt vann, da det vil virke urimelig at de som har vært lovlydig skal straffes for dette. Dette avstedkommer etter noen år behov og krav (politisk press) om tilknytning til kommunalt kloakknnett. Denne utviklingen ser vi i hytteområde etter hytteområde rundt i landet, og slik vil det trolig gå i Maridalen også. Med vann og kloakk på plass, vil det bli press på å gjøre om hyttene til boliger, og også press på videre utbygging. En må regne med at befolkningen i Maridalen øker i årene fremover.

Et scenario er derfor at innen 2020 er det lagt kommunal vannforsyning og avløp til befolkningen i Maridalen og Sørbråten / Movatnområdet, samt at snikomgjøring av hytter til boliger øker befolkningen til 1500. Dette har gjort at Skar leir er revitalisert til konferanse/kurssted med et gjennomsnittlig belegg på ca 100 pe, opp til 500 pe i høysesongen. De gårdene som i dag driver med selskapsvirksomhet (3-4 stk) vil øke denne aktiviteten, og et par nye gårder vil komme til. De vil også utvide tilbudet til å omfatte overnatting. Dette vil kunne dreie seg om et belegg i julebordsesongen november /desember til opptil 300 gjester i helgene. Det vil si man har en rå-kloakkproduksjon fra 2300 pe i perioder. Kloakkledningen går langs Maridalsveien og koples sammen med det kommunale nettet ved Brekke.

Et i verste fall scenario kan f.eks. være at det skjer et brudd i kloakkledningen ved passering av Skjærssjøelva under en kraftig regnværs periode i november da innsjøen sirkulerer. I mer enn ett døgn går all kloakken ut i Skjærssjøelva. På konferansesenteret i Skar leir har det samtidig skjedd ett akutt utbrudd av magesyke med norovirus (adenovirus er enda verre for Oset vannbehandlingsanlegg da denne er resistent mot UV, men et utbrudd med norovirus er mer realistisk). Hundre personer er syke, og store mengder virus tilføres kloakken via toalettene. På et av julebordene på selskapsgårdene befinner det seg noen som har magesyke forårsaket av *Cryptosporidium* (alternativt *Giardia*). Disse har også tilbrakt det meste av helgen på toalettet.

Man kan da regne med at man i inntaksvannet til Oset VBA har følgende konsentrasjoner:

E. coli: 2300 personer x 10^{10} *E. coli* pr person pr døgn = 2×10^{13} *E. coli* tilføres dette døgnet. Siden kloakkutslippet stoppes etter 1 døgn blir vanninntaket maksimalt påvirket med ca 40 *E. coli* pr 100 ml (dvs 400 pr liter), som gradvis reduseres med en halveringstid ca 4 døgn ved den kalde temperaturen. Hvis ikke utslippet hadde blitt stoppet men fortsatt kontinuerlig i en uke, kunnet påvirkningen av vanninntaket kommet opp i ca 200 *E. coli* pr 100 ml.

Norovirus/Adenovirus: 100 syke personer (eller en "ekstremutskiller") antas å skille ut 10^{13} - 10^{14} viruspartikler pr døgn. Kloakklekkasje i et døgn kunne påvirket vanninntaket med i størrelsesorden 200-2000 virus pr liter.

Det trengs mer kunnskap om ulike virus' utskillelse, overlevelse i vann, sedimentasjon med partikler, infektiv dose osv. Vi vil være forsiktede med å gjøre antagelser om virus, men beregningene indikerer uansett et stort smittepotensial dersom ikke vannbehandlingen fjerner/inaktiverer aktuelle virus.

Cryptosporidium: 10 personer x 10^{10} *Cryptosporidium* oocyster pr person pr døgn = 10^{11} *Cryptosporidium* tilføres dette døgnet. Vanninntaket kunne blitt påvirket med opptil 2 *Cryptosporidium* oocyster pr liter. *Cryptosporidium* oocyster har god overlevelse og ville muligens blitt i vannmassene i infektiv tilstand i flere uker/måneder.

Følgende grovt forenklete vurderinger/beregninger kan gjøres: Dersom 500 000 osloborgere drakk 1 liter vann den dagen det var 2 infektive *Cryptosporidium* oocyster pr liter i vannet, sannsynligheten for å bli infisert av å få i seg en organisme var 0.004, sannsynligheten for å få diare gitt infeksjon var 0.7 (tall fra WHO, 2004), så ville teoretisk 2800 osloborgere som drakk vann denne dagen blitt syke (gitt at det var ingen fjerning i vannbehandlingen). Flere kunne blitt smittet de etterfølgende dagene. Svært grovt forenklet ville hver log-reduksjon i vannbehandlingen gitt tilsvarende log reduksjon i antall syke.

3.3.8.2. Scenario 2) Økt hestehold.

Det vil bli et økt behov for å ha ridetilbud til Oslos voksende befolkning i fremtiden. Mange vil eie hest selv, og gårdene i Maridalen vil kunne tjene gode penger på å stalle opp hester for hesteeiere i Oslo. Allerede i dag er det bortimot 100 hester i Maridalen. Det vil ganske sikkert bli et politisk press om å få øke dette tallet. Behovet i dag er kanskje 300 hester og det kan lett øke til 500 hester om man løsner opp på beskyttelsesreglene i nedbørfeltet. Vi vet at fra beiteområdene, hamnehager, møkkadynger etc., skjer betydelig bakteriell forurensningstilførsel til Maridalsvannet. La oss si at i 2020 er 500 hester i Maridalen.

Under et kraftig regnskyld i sirkulasjonsperioden i november vil denne avrenningen kunne bidra til at den bakterielle forurensningen av tilløpselver og bekker til Maridalsvannet øker betraktelig, og at det til samme kan føre til at konsentrasjonen i råvannsinntakene kan være:

E. coli: Amerikansk litteratur indikerer relativt lavt innhold av *E. coli* i hestemøkk, mens egne målinger (NIVA og Bioforsk, upublisert) viser noe høyere tall. Ved å anta gjennomsnittelig produksjon 5×10^9 *E. coli* pr hest pr døgn så produserer 500 hester 3×10^{12} *E. coli* pr døgn (basert på egne tall, dvs: 2×10^{10} *E. coli* pr hest pr døgn vil 500 hester produsere 1×10^{13} *E. coli* pr døgn). Det kan samle seg opp hestemøkk fra flere dager som vaskes ut ved det kraftige regnskyldet. Samtidig vil langt fra 100% av all *E. coli* i hestemøkka vaskes ut. En grov antagelse kan være at det vaskes ut en "døgnproduksjon", dvs 3×10^{12} *E. coli*. En slik hendelse

ville påvirket vanninntaket med ca 6 *E. coli* pr 100 ml (20 *E. coli* pr 100 ml dersom man antar at hestene produserer 2×10^{10} *E. coli* pr døgn).

Ved at det vaskes ut flere ”døgnproduksjoner” kan tallene skaleres deretter.

Hestemøkk kan potensielt inneholde bakterier og parasitter som kan smitte mennesker, selv om dagens kunnskap indikerer at andre dyr, som kalver av storfe, sauer, griser, kylling, utgjør en større risiko. Hvordan dette endrer seg i fremtiden er vanskelig å si. Dersom hestebeetningen var infisert med humanpatogene bakterier eller parasitter kan man muligens anta at de gjennomsnittelig skilte ut 10^7 pr døgn, men at en ”ekstremutskiller” kunne komme opp i 10^{10} pr døgn. Et slikt utslipp ville gitt ca 0.2 parasitter pr liter i råvannet. Virus er ikke vist å kunne smitte fra hester til mennesker. Med dagens kunnskap er *E. coli* fra hester mest uheldig fordi det vanskeliggjør overvåkingen. Kloakklekkasjer fra boliger kan være vanskelig å spore dersom det samtidig tilføres *E. coli* fra hestebeiter.

Annet dyrehold

Det er lite sannsynlig at det blir noe særlig økning i annet dyrehold. Det er imidlertid 4-5 private gårder som man ikke kan kontrollere etter Vann- og avløpsetatens beskyttelsestiltak. Hvis disse begynner med industrielt husdyrhold ala det man har på Jæren, der den minste gård kan ha 150 kuer, vil man få et betydelig forurensningsproblem for Maridalsvannet. Dette vil også gi eutrofiproblemer, i tillegg til hygieniske problemer.

3.3.8.3. Scenario 3) Økt aktivitet vedr hundelufting, turaktivitet, fisking

Vi viste effektivt ved å ta prøver av avrenningen fra parkeringsplassen ved Låkeberget at det skjer betydelig bakteriell forurensningstilførsel fra slike plasser i regnværsperioder. Mye av dette kommer av bikkjemøkk. Når folk kommer hjem fra jobb skal de ut å luften hunden, den hives i bilen og er ofte så trengt at den står og buler. Så fort den slippes ut av bilen er det rett ned i grøfta og gjøre fra seg. Rundt Maridalsvannet er det mange utfartsparkeringer hvor det samme skjer hver dag, og i enda større utstrekning i helgene. En må regne med at hundeholdet øker fremover i takt med befolkningsveksten. Hvis vi sier at i 2020 er det 500 bikkjer som luftes hver dag rundt Maridalsvannet og at de gjør fra seg i veggrøfter som drenerer til Maridalsvannet ved regnvær. I tillegg til bikkjer er det også en del folk som gjør fra seg nær parkeringsplassene, selv om dette for det meste er urin, er det sikkert en 10-20 personer som også bæsjer.

Hvis det hadde vært lov å fiske langs Maridalsvannet ville det sikker vært mange som gjorde fra seg i vannets umiddelbare nærhet, og også i vannet må man regne med, eller så nær vannet at det bringes ut i vannet ved vannstandsstigning.

La oss si at det under et kraftig regnvær under sirkulasjonsperioden i november med en meters vannstandsstigning i Maridalsvannet, bringes fersk fekal forurensning fra 100 mennesker og 500 bikkjer direkte ut i vannet.

Dette medfører bakteriell forurensning på:

E. coli: 100 mennesker og 500 hunder produserer ca 6×10^{12} *E. coli* pr døgn. En hendelse der denne mengden ble vasket ut ville påvirket vanninntaket med ca 12 *E. coli* pr 100 ml.

Dersom en eller flere av menneskene var akutt syke med maksimal utskillelse av virus eller parasitter kunne en slik hendelse ha medført betydelige mengder humanpatogene parasitter og virus ved vanninntaket, opptil i størrelsesorden 0.1-1 parasitter pr L og 100-1000 viruspartikler pr liter. Hundemøkka kunne tilført bakterier og parasitter som kan smitte mennesker, men ikke virus (omtrent samme vurderinger for hunder som for hester).

3.3.8.4. Scenario 4) Kumulativ effekt av scenario 1 2 og 3.

Hvis man en gang i 2020 regner med alle disse kildene skjer samtidig under et kraftig regnvær under høstsirkulasjonen i november, dvs. både brudd på kloakken, samt avrenning fra beiter, hamnehager og møkkadynger, samt avrenning fra hundeavføring og fisker- og turist avføring, som beskrevet over, vil man kunne få følgende konsentrasjoner i råvannsinntaket til Oset vannbehandlingsanlegg:

Mengden *E. coli* ville blitt ca 60 pr 100 ml dersom hendelsen førte til tilførsler av "fekalproduksjonen fra ett døgn". Hvis "fekalproduksjonen fra flere døgn" ble tilført kunne mengden *E. coli* blitt i størrelsesorden 200 pr 100 ml. Det kraftige været ville også ført til at *E. coli* fra fugler og ville dyr ble tilført, så tallet ville sannsynligvis blitt enda høyere. Hvorvidt det ville blitt parasitter og virus i vanninntaket avhenger av smittesituasjonen hos de involverte individene, men som angitt i scenario 1 kan verste fall verdier være ca 2 parasitter pr liter og størrelsesorden 2000 viruspartikler pr liter.

3.3.8.5. Scenario 5) Kloakktømmebil kjører ut i Skjærsjøelva

I Maridalsvannets nedbørfelt i dag, tømmes de tette tankene som samler opp svartvannet fra boligene med slamsugebil fra kommunen, eller fra renovasjonsselskap. De tette tankene er fra 2-10 m³, og slamsugebilene tar typisk 10-12 m³ i hver tømning. Dvs. bilene kan typisk tømme 1-2 tanker (en til to husstander) for hver tur. Det vanlige er at fra disse bilene tømmes svartvannet så inn på tilførselsledningen til VEAS eller Bekkelaget kloakkrensaneanlegg og renses der. La oss tenke oss at en slik bil er på veg ned fra Maridalen med 12 m³ svartvann en tidlig morgen i november. Det har kommet underkjølt regn som har lagt seg som en is-hinne på vegbanen og gjort denne såpeglatt. Bilen snurrer i svingen ved Skjærsjøelva, treffer brukaret og havner i elva. Den lander delvis på ryggen så mannlokket faller av, og alt svartvannet renner ut i elva. Strømmen i elva transporterer i løpet av få minutter svartvannet ut i det sirkulerende Maridalsvannet. I denne husstanden hvor svartvannet er hentet fra, har en person vært akutt syk den siste uken med mageonde forårsaket av *Cryptosporidium* eller alternativt norovirus. Det var derfor 7x10¹⁰ *Cryptosporidium* oocyster eller 7x10¹³ norovirus i svartvannet. Et slikt utslipp hadde påvirket vanninntaket med i størrelsesorden 1 *Cryptosporidium* oocyster pr liter og i størrelsesorden 1000 norovirus pr liter. Det antas at konsentrasjonen av *E. coli* i svartvannet var 1x10⁸ pr L, dvs utslippet medførte en tilførsel av *E. coli* på 1x10¹². Dette hadde maksimalt påvirket vanninntaket med ca 2 *E. coli* pr 100 ml (dvs 20 pr liter).

3.4. Eutrofiering

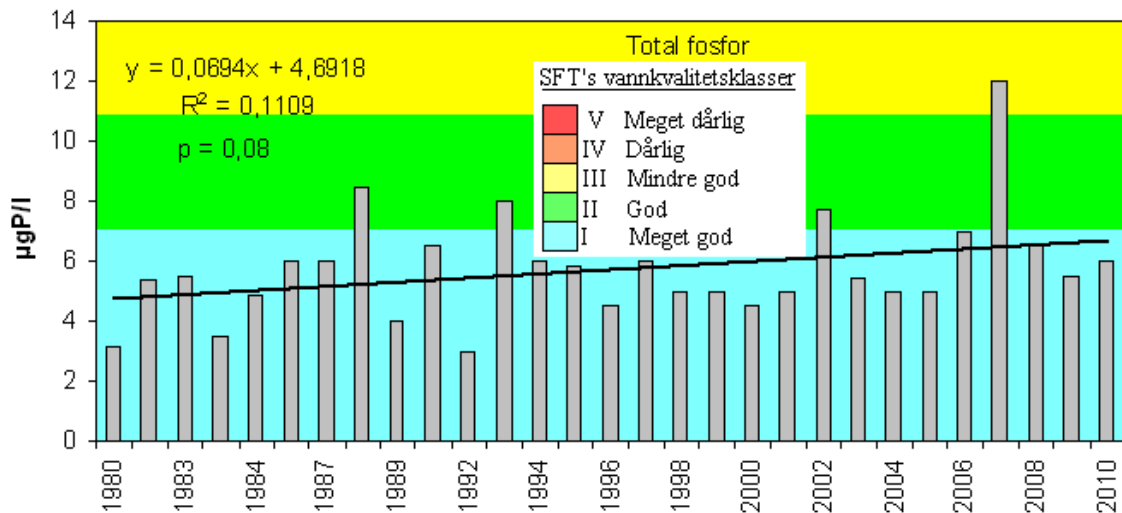
3.4.1. Generell introduksjon

Eutrofiering av innsjøer manifesteres gjerne gjennom økt algevekst og fremvekst av problemalger, og skyldes først og fremst økt tilførsel av plantenæringsstoffene fosfor og nitrogen. Mens fosfor bindes til jord i nedbørfeltet, og nitrogen ikke bindes til jord, men renner av til vann, blir det oftest slik at det er overskudd av nitrogen i vann og underskudd av fosfor, dvs. motsatt av det man normalt har i jordbruket. Økte tilførsler av fosfor er derfor den aller viktigste årsaken til eutrofiering. På samme måte blir det mest effektive tiltaket for å redusere eutrofieringspåvirkning, å redusere fosfortilførslene til innsjøene. Fosfor kommer både fra naturlige kilder, og fra menneskelige utslipp og aktiviteter. Det er bare de menneskeskapte tilførsler man kan redusere.

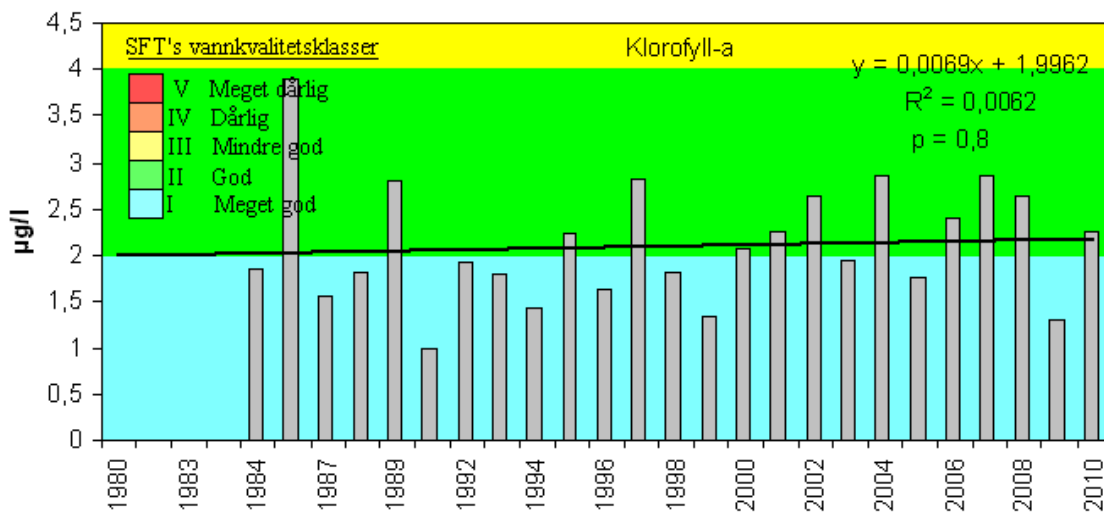
Den første respons en innsjø har som følge av økte fosfortilførsler er økt algevekst. Til å begynne med øker algemengden og økningen bidrar til økt vekst også i de etterfølgende ledd i næringskjeden. Hvis de økte tilførsler øker mer enn resipientkapasiteten, endres artssammensetningen i plantplanktonsamfunnet i retning av "ugress-alger", dvs arter som ikke inngår effektivt som mat i neste ledd i næringskjeden. Etter hvert opptrer blågrønnalger, som kan gi uønsket smak og lukt samt være giftige. I det neste kapitlet skal vi se litt på om det har vært noen utvikling i Maridalsvannet mot økt eutrofiering basert på data fra innsjøovervåkingen til VAV. Det er også tatt med data fra noen NIVA undersøkelser som er gjort i annen anledning.

3.4.2. Eutrofitilstanden i Maridalsvannet

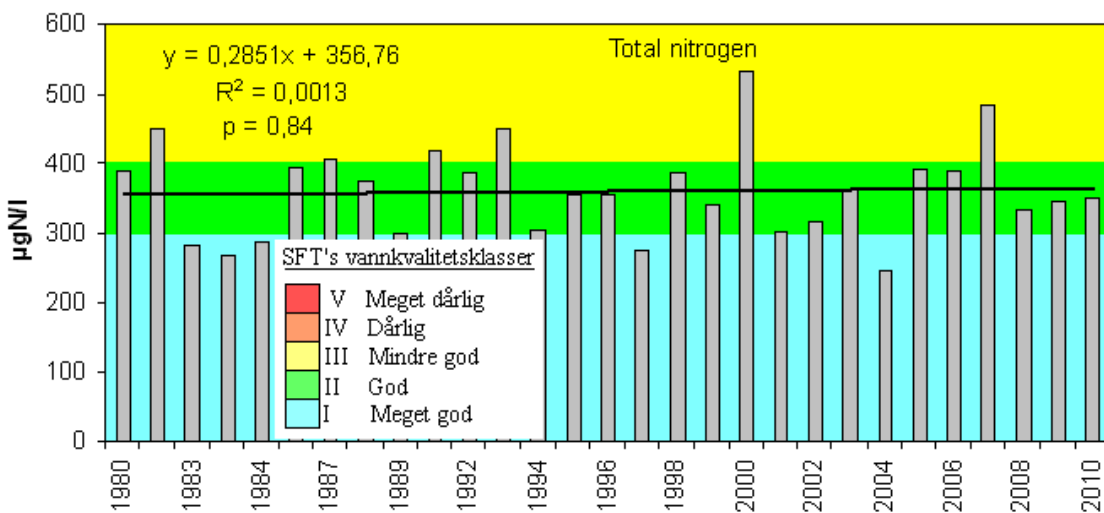
VAV har overvåket Maridalsvannet ved 3 tokt per år siden 1990, hvor av to prøver i algenes vekstsesong. I tillegg til VAVs data har NIVA undersøkt innsjøen ved 5 forskjellige år i samme perioden, med prøver fra hver måned i sommerhalvåret. I nedenstående figurer vises middelverdier for Klifs nøkkelparametre for eutrofiering, Total fosfor, Klorofyll-a, total nitrogen, og siktedyp. Det tas også med data fra algevolum og i tillegg farge. Det er gjort en lineær trendanalyse av middelverdiene. $P < 0,05$ indikerer at utviklingen er statistisk signifikant.



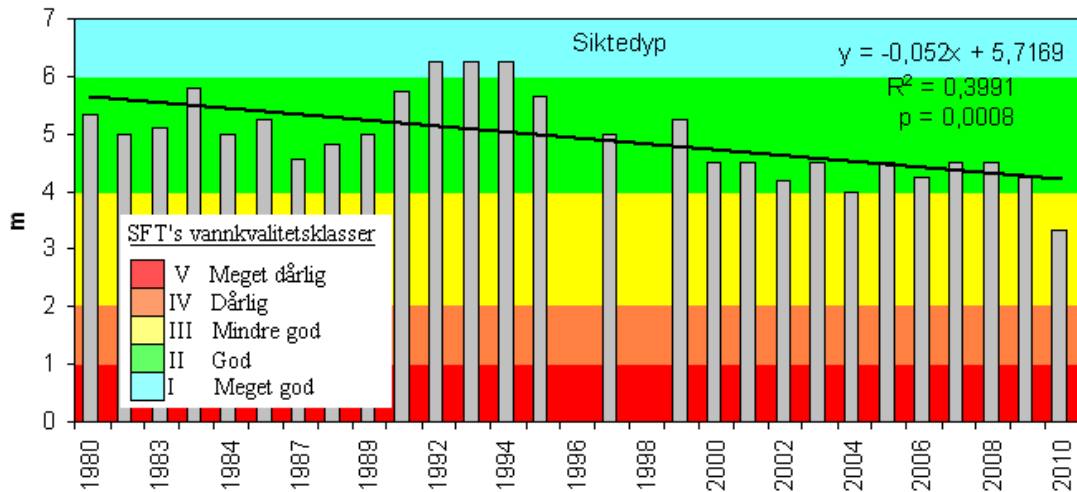
Figur 3-32. Midlere Konsentrasjon av total fosfor i sommerhalvåret: Ingen signifikant endring



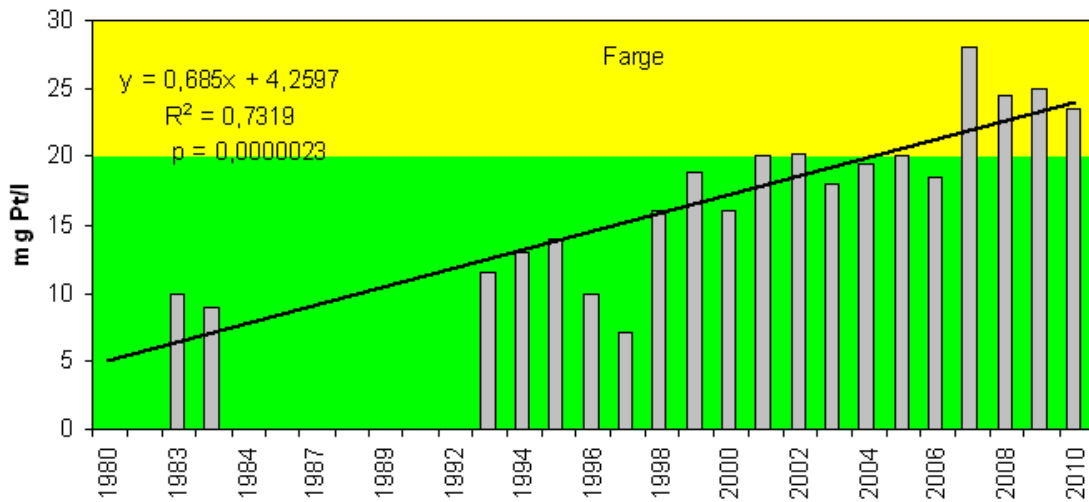
Figur 3-33. Algemengde gitt som midlere konsentrasjon av klorofyll-a i sommerhalvåret: Ingen signifikant endring



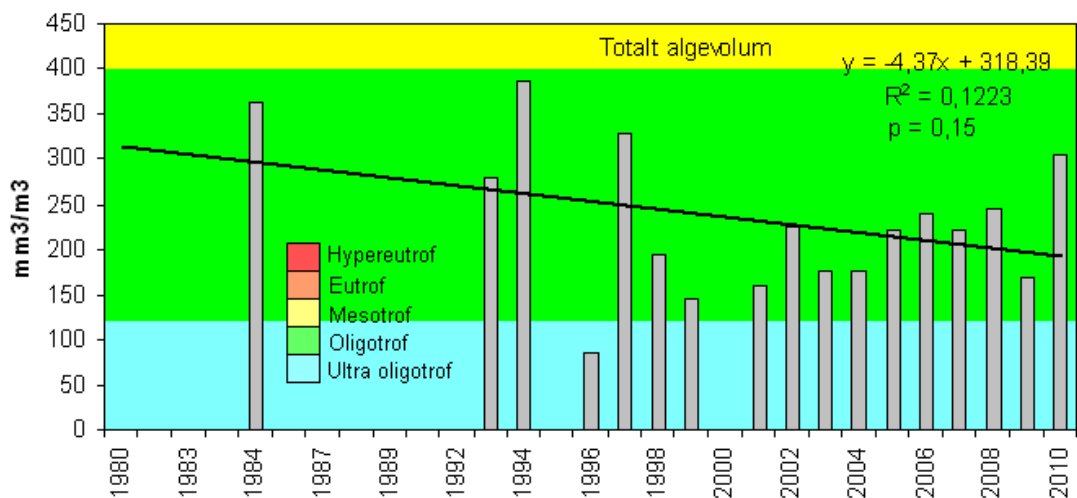
Figur 3-34. Midlere konsentrasjon av total nitrogen i sommerhalvåret: Ingen signifikant endring.



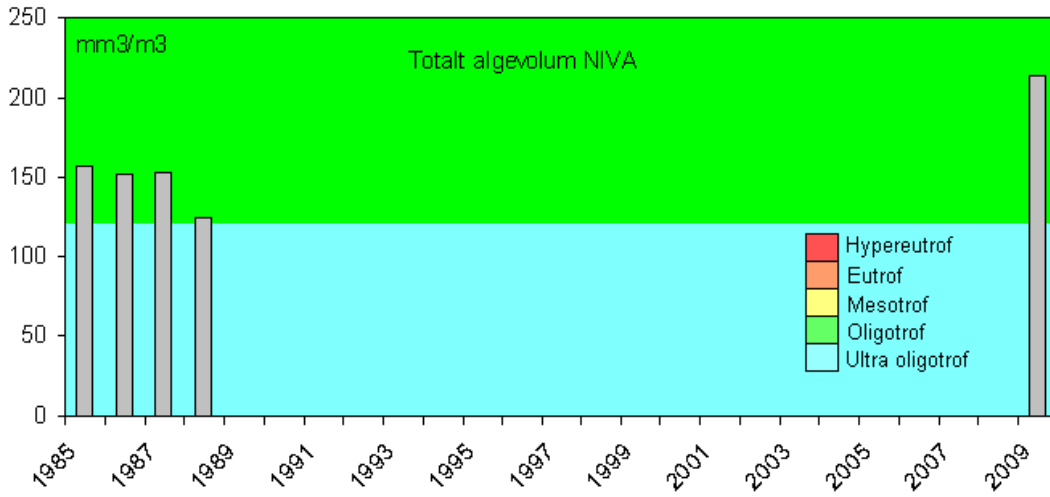
Figur 3-35. Midlere siktedyp i sommerhalvåret: Svak, men signifikant nedgang. Skyldes trolig økt humusbelastning og ikke økt algemengde.



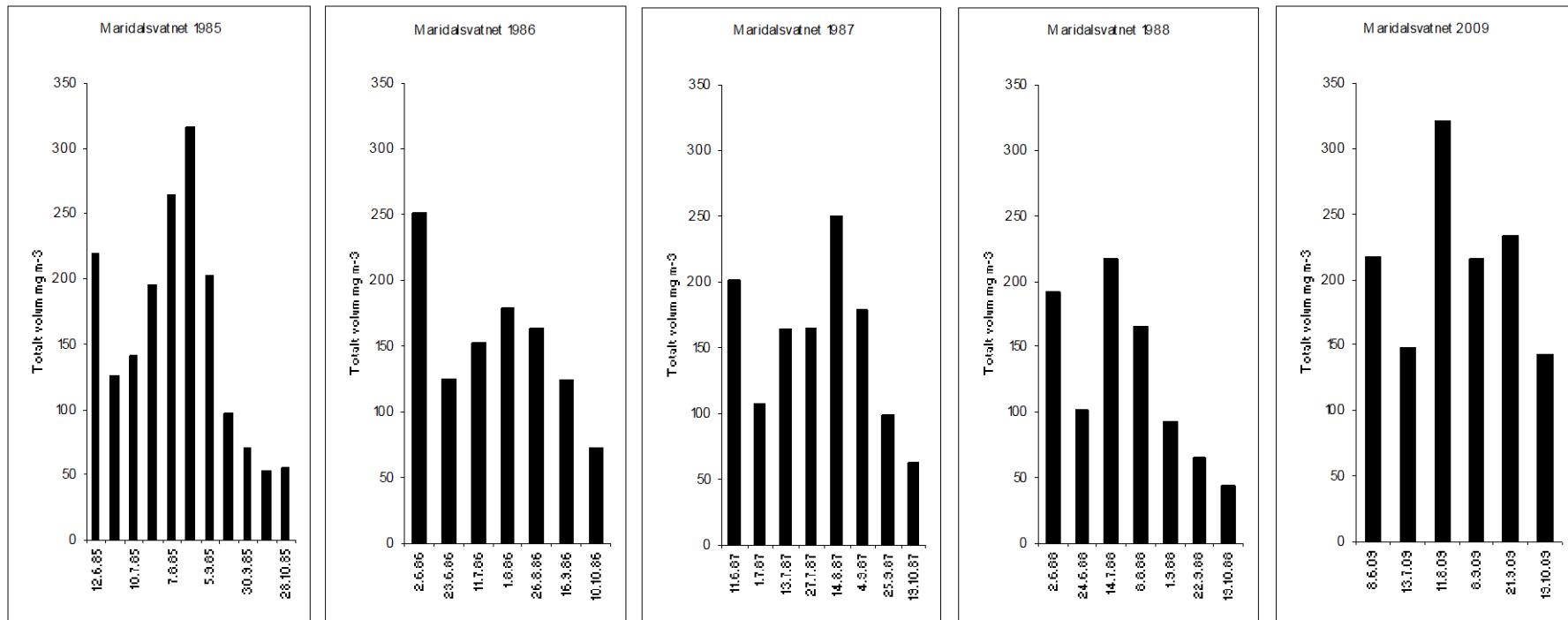
Figur 3-36. Midlere Farge i sommerhalvåret i samme periode. Kraftig, sterkt signifikant økning. Data fra VAVs overvåking.



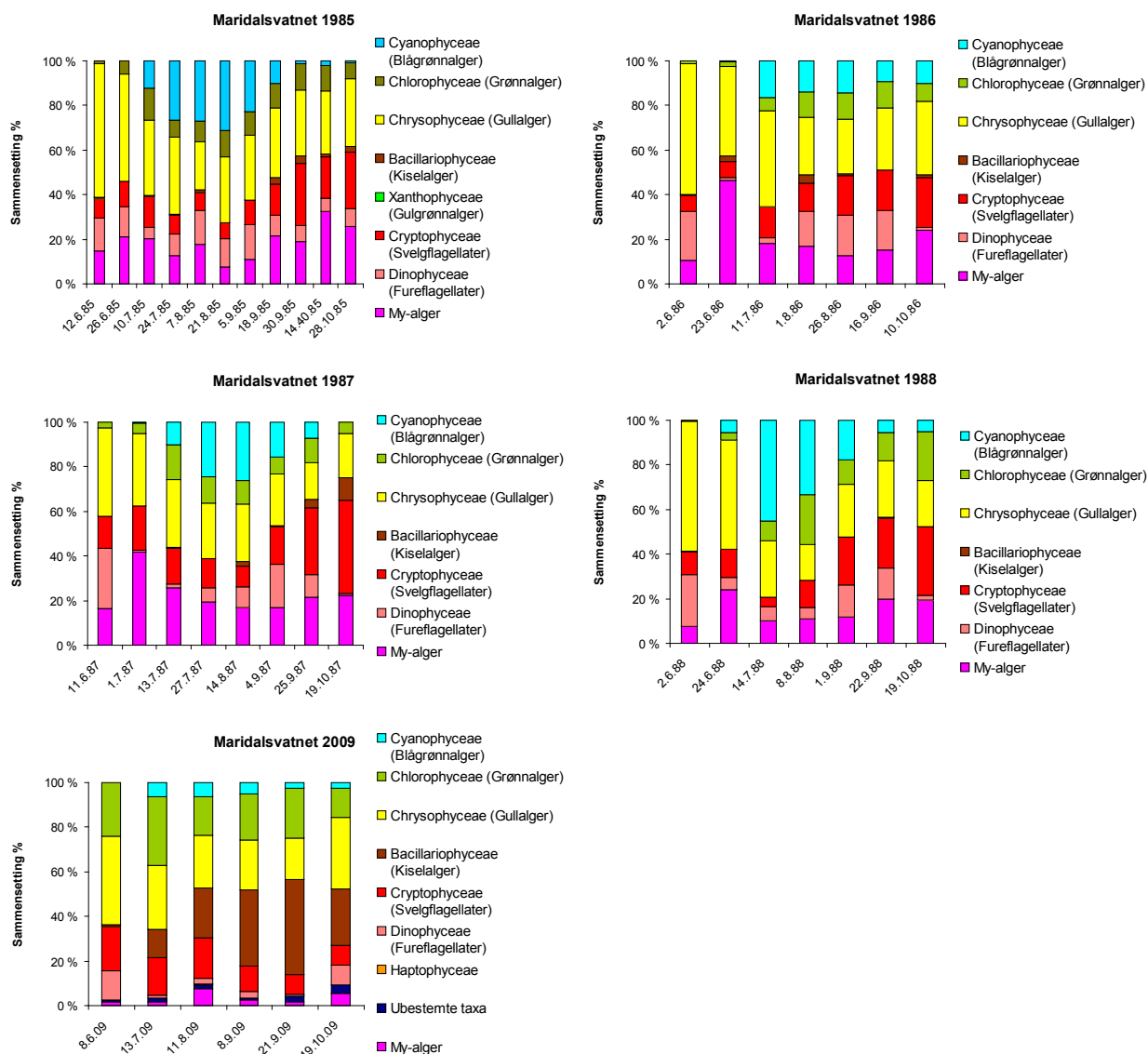
Figur 3-37. Midlere algevolum i sommerhalvåret (Limnoconsult data). Ingen signifikant endring. Inndeling etter Brettum (1989).



Figur 3-38. Midlere algevolum ved NIVAs undersøkelser. Inndeling etter Brettum (1989). For få observasjonsår til å gjøre statistisk trendanalyse.



Figur 3-39. Algevolym (enkeltobservasjoner) over sommerhalvåret i ulike år hvor NIVA har hatt undersøkelser (fra NIVAs database).



Figur 3-40. Algesamfunnets sammensetning i de årene NIVA har data fra.

3.4.3. Diskusjon av eutrofiutvikling i Maridalsvannet

3.4.3.1. Tilstanden i innsjøen

Klif har utredet at man må ta minst 6 prøver fordelt (Faafeng og Fjeld 1996) over sommersesongen i næringsfattige innsjøer for å få en rimelig sikker middelværdi ($\pm 25\%$ gitt som standard feil på middelværdien), for å kunne se om det blir verre eller bedre fra år til år. De anbefaler derfor dette i sine overvåkingsprogram. Det samme gjøre overvåkingsveilederen etter vanddirektivet. VAV har bare 3 prøver i året de fleste år, hvorav ofte bare 2 i vekstsesongen, noe som egentlig er for lite for å få gode nok middelværdier til å gjøre en statistisk trendanalyse. Antall år med observasjoner er imidlertid mer enn tilfredsstillende.

Selv om middelverdiene er noe svake, har vi sammenliknet mange eutrofibeskrivende parametere, og alle viser det samme, nemlig at det har ikke vært noen signifikant utvikling. Det er observert en liten signifikant nedgang i siktedypet, men dette skyldes nokså sikkert den økede fargen, som har vist en sterk signifikant økning i samme perioden.

I NIVAs algedata, hvor prøveinnsamlingen har vært 6 prøver over sommerhalvåret, kan det se ut som om det er noe mer alger nå enn i 1980-årene. Disse representerer 4 etterfølgende år på i 1980-årene, samt og 2009. Da det bare er ett år i denne siste perioden, er det ikke grunnlag for å gjøre noen trendanalyse på dette materialet. NIVA s klorofyll data fra de samme årene viser imidlertid ikke noen utvikling mot mer alger.

Hvis man ser på algesamfunnets artssammensetning for NIVAs observasjonsår, Figur 3-40, så er det heller ikke store endringer. Innslaget av blågrønnalger var noe mindre i 2009, men da det kun har vært naturlige oligotrofi-indikerende blågrønnalgearter til stede i Maridalsvannet gjennom hele perioden, indikerer ikke dette noen endring av eutrofisituasjonen.

Ved eutrofiering av humøse innsjøer har det etter år 2000 vært en tendens til å bli mye av en ny problemalge, haptophyceen *Gonostomum semen*. Til tross for at fargen har økt kraftig i perioden i Maridalsvannet, er denne algen ikke registrert i planktonprøver fra Maridalsvannet. Den liker seg særlig når humus innholdet passerer 50 mg Pt/l og fosfor kommer over 8-10 µg P/l.

Vi kan derfor med rimelig god sikkerhet si at det ikke noe som tyder på at det er noen etrofiering på gang i Maridalsvannet. Nivået ligger innenfor resipientkapasiteten som er 7 µg P/l, og 2 µg Kl-a/l, som angitt av Klif i veileder 95:01 Miljømål for Vannforekomstene. Men den ligger nokså nær opptil grensen og har i enkelte år ligget over. Man bør derfor holde situasjonen nøye under oppsikt og ikke tillate den menneskelige aktiviteten i nebørfeltet å øke uten at effektive rensiltak iverksettes.

3.4.3.2. Dagens fosforbelastning og øvre grense for akseptabel fosforbelastning

I følge Klif Veileder 95:01 Miljømål for Vannforekomstene (SFT 1997), benyttes RBJ-modellen for å beregne fosforbelastning basert på konsentrasjonen i innsjøen etter nedenstående formel. Øvre akseptabel fosforkonsentrasjon i innsjøen er 7 µg P/l for denne type innsjøer etter samme veileder.

$$P_L = 1,59 P_\lambda e^{0,067 T_w} Q_w$$

Der P_L = fosfortilførselen

P_λ = fosforkonsentrasjonen i innsjøen

T_w = vannets teoretiske oppholdstid i innsjøen

Q_w = årlig avløp

Dagens konsentrasjon av fosfor er egentlig ikke ordentlig sikkert bestemt i tråd med veilederen, da som nevnt tas for få prøver i overvåkingen. Men om man sier at utviklingen har vært helt flat over hele overvåkingsperioden og regner middel av alle verdiene får man at dagens fosforkonsentrasjon er 5,7 µg P/l. Hvis man tar hensyn til den svake økningen man ser av Figur 3-32, selv om denne ikke er signifikant, får man at dagens fosforkonsentrasjon er ca 6 µg P/l. Kun i fire år av 30 har fosforkonsentrasjonen vært høyere enn Klifs grenseverdi på 7

$\mu\text{gP/l}$. Det er derfor rimelig å anta at dagens midlere fosforkonsentrasjon i Maridalsvannet er ca $6 \mu\text{gP/l}$.

Man kan da beregne via formelverket over at dagens fosforbelastning er 1790 kg P/år . På samme måte kan øvre grense for akseptabel fosforbelastning beregnes til 2080 kgP/år .

Etter denne beregningen er det fortsatt ledig resipientkapasitet for fosfor i Maridalsvannet med ca 290 kg P/år .

For gjennomsnitt år er det således ikke noen eutrofieringsfare i Maridalsvannet. Hvis man imidlertid ser på Figur 3-32 så ser man at innsjøen i enkelte år har vært over $7 \mu\text{g P}$ per liter, som er den tilhørende grenseverdi for konsentrasjon i innsjøen. Man bør derfor være restriktiv med å tillate økte fosfortilførsler i nedbørfeltet.

Disse beregningsmodellene som er gitt i Klif-veileder 95:01 har vært brukt ved eutrofieringskontroll i Norge siden 1980, og det har vist seg å være heller på den strenge siden, og gir en god sikkerhetsmargin for å unngå eutrofieringsproblemer i Maridalsvannet. Hvis man klassifiserer Maridalsvannet etter det foreløpige klassifiseringsveilederen i Vanddirektivet (www.vannportalen.no) hvor grensen for akseptabel tilstand settes mellom god og moderat status, vil man få en mye mindre streng grenseverdi enn ved det gamle norske systemet. Imidlertid er det ikke ferdig utviklet klassifikasjonssystem for store dype innsjøer ennå (interkalibrering mangler), så direktoratsgruppa har bedt om at man fortsatt må bruke det gamle SFT-systemet inntil videre. Vanddirektivet anbefaler også strengere krav for drikkevannskilder enn for innsjøer som forvaltes kun mht økologisk status, uten at dette manifesteres i spesifikke krav annet enn å henvise til beskyttelsesreglene oppsatt for den enkelte innsjø.

3.4.3.3. Tilførsler av fosfor fra nedbørfeltet

I og med at det gjennom analysene i av innsjømaterialet i forgående avsnitt er utledet at det ikke er noen overhengende fare for å få eutrofieringsproblemer i Maridalsvannet, så lenge innsjøen forvaltes som i dag, er det ikke grunn for å foreta noen omfattende kartleggingen av forurensningstilførslerne av næringssalter fra nedbørfeltet. Hadde innsjøen vist klare tegn på økende eutrofipåvirkning, ville dette ha vært mer sentralt.

La oss gjøre noen enkle betraktninger. I gjennomsnitt trenger algene 7 ganger så mye nitrogen som fosfor på (egentlig vektbasis av algemateriale). Det er stor forskjell mellom ulike algearter. Hvis man måler konsentrasjonen i vann som total nitrogen og som total fosfor, slik man vanligvis gjør i innsjøovervåking, har man kommet til at, om man skal benytte ett tall, så vil nitrogen være begrensende for algevekst når N:P forholdet er mindre en 12 (Sakamoto 1966, Dillon og Riegler 1974) og fosfor begrensende når N:P forholdet er større enn 12.

I Maridalsvannet ligger N:P forholdet på 50-60 så det er ingen tvil om at det er fosfor som styrer algeproduksjonen. Det vil si at det er tilførslen av fosfor man må ha kontroll på om man skal ha kontroll på eutrofiutviklingen.

Holtan og Holtan (1993) undersøkte tilførsler av næringssalter fra jordbruket i Maridalen, og kom fram til at det utgjorde ca 10 % av fosfortilførselen. Landbruksaktiviteten har ikke endret seg mye fra den gang.

Hvis man sier at hvert bosatte menneske bidrar med et gram P per dag med dagens rensenanordninger (maksimumsanslag), så vil befolkningen i nedbørfeltet på ca 800 bidra med ca 290 kg P/år, noe som er ca 15 % av dagens fosforbelastning. Som nevnt så er dette et høyt anslag, som også antar at en del av svartvannsløsningene med tette tanker ikke fungerer slik det skal.

Det aller meste av fosfortilførslene kom fra naturlige kilder. De menneskelige aktiviteter utgjør neppe mer enn 20-25 % av fosfortilførslene. Dagens fosforbelastning er klart innenfor innsjøens resipientkapasitet.

3.4.3.4. Eutrofiutvikling i klimaperspektiv

Klimautsiktene er økt temperatur, økt nedbør og økt hyppighet av smelteperioder om vinteren. Dette vil medføre økt tilførsel av humusmateriale fra nedbørfeltet (økt farge). Økt humustilførsel vil føre til økt organisk belastning på dypvannet, noe som vil medføre økt oksygenforbruk i dypvannet både sommer og vinter. Lavere oksygeninnhold i dypvannet vil bidra til at en større andel av det sedimenterende fosforet vil forefinnes som ortofosfat i hypolimnion. Hvis oksygenvinnet blir riktig stort, kan det også medføre at det lekker ut fosfor fra sedimentet. Dette siste er det nokså lite sannsynlig at vil skje i Maridalsvannet, men økt konsentrasjon av ortofosfat som følge av mindre oksygen i hypolimnion som følge av økt humustilførsel, må man regne med fremover. Generell oppvarming vil også føre til at hypolimnion vil få økt temperatur, i alle fall i sommerhalvåret, noe som også er med på å øke oksygenforbruket.

På ettersommeren når overflatevannet begynner og bli avkjølt, og sprangsjiktet presses nedover, vil derfor mer næringsrikt hypolimnionvann blandes inn i overflatelagene enn tidligere. Dette kan føre til noe økt algevekst på ettersommeren / tidlig høst enn tidligere.

Et tilleggsmoment som kan være uheldig, er at hvis økningen av fargen fortsetter fremover, så kan det, særlig i kombinasjon med økt fosfortilførsel, danne grobunn for en nyinnvandret problemalge, *Gonyostomum semen*. Denne har tendens til å blomstre opp i humussjøer som er svakt eutrofierte. Humusinnholdet må gjerne være over 40-60 mg Pt/l før disse slår til. Denne algen har evnen til å vandre ned i dypet om natten og hente næring, og vandre opp om dagen for å få lys til fotosyntesen. Den blir også i liten grad spist av neste ledd i næringskjeden, slik at det kan bli ganske mye av den. I den vestre fjorden i den tidligere drikkevannskilden til Brunlanes (Hallevannet, nå reservekilde) danner denne algen store bestander år om annet (opptil 30 µg Kl/l i 2008, Berge og medarb 2009). I Oppegårdvannet i Frogn Kommune ble det mye av denne algen etter overføring av nye felter med mye humus og man fikk store problemer med lukt og smak, som var en av årsakene til at man oppgav vannkilden (Berge 1991). Frogn kommune får nå vann fra Glitrevannverket i Drammen fra andre siden av Oslofjorden. Denne algen er i liten grad giftig, men det er rapportert at den kan føre til kløe ved bading hvis den forefinnes i store mengder.

Det mest sannsynlige problemet med klima aspektet i denne sammenheng er at kombinasjonen økt farge og eutrofiering i Maridalsvannet kan føre til fremvekst av alger som lager lukt og smak. Man er først og fremst redd for haptophyceen *Gonyostomum semen*. Humusinnholdet må gjerne være 40-60 mg Pt/l og fosforkonsentrasjonen 8-10 µg P/l for at denne algen skal danne problemvekst, så det virker ikke veldig sannsynlig at man skal få problemer med denne i de neste 30 årene som klima vurderingene våre omfatter. For at det skal kunne oppstå giftige blågrønnalger må forurensningstilførslene økes betydelig utover

dagens nivå, og det synes ikke sannsynlig med de restriksjoner det er for menneskelig aktivitet i Maridalsvannets nedbørfelt.

3.5. Miljøgifter

Den innledende analysen konkluderte med at miljøgifter i Maridalens nedbørfelt som kan utgjøre noen trussel for drikkevannsuttak fra Maridalsvannet, er først og fremst hvis det skjer en avsporing av godstog i Maridalsvannets nærområde. Toget går svært nær vannet, like forbi inntaket, se Figur 3-41 og Figur 3-42. Det er bratt terreng ned mot vannet og innsjøen er brådyp i dette området (bratthet omtrent om unnarennet på Vikersundbakken). Et tog som sporer av her kan gå rett ned til inntaksdypet og nokså nære selve inntaket. Det går flere godstog per dag (anslagsvis 4-5) forbi Maridalsvannet. De er hovedsakelig fra Bergen, men godstog fra Sørlandsbanen kan også dirigeres via Hønefoss og ned Gjøvikbanen til Oslo, slik at det kan nå Alnabru terminalen uten å gå via den sterkt trafikkbelastede Oslo-tunnelen.



Figur 3-41. Bilde tatt fra Gjøviktoget langs Maridalsvannet, like nord for Oset vannbehandlingsanlegg.

Farlig gods er en fellesbetegnelse på kjemiske stoffer, stoffblandinger, artikler, gjenstander og produkter som har slike egenskaper at de representerer en fare for mennesker, materielle verdier og miljøet ved et akutt uhell under transport. Slikt gods er definert i henhold til bestemmelsene i ADR og RID, som er de europeiske avtalene om internasjonal vei-/jernbanetransport av farlig gods. Eksempler på farlig gods er brannfarlige væsker som bensin og fyringsolje, brannfarlig gass som propan, eller sterke syrer og baser som svovelsyre eller natriumhydroksid. Det finnes et omfattende regelverk om sikker transport av farlig gods som forvaltes av Direktoratet for samfunnssikkerhet og beredskap (DSB), og finnes i forskrift: FOR 2009-04-01 nr 384: Forskrift om landtransport av farlig gods.

I dag er ca 5 % av alt gods som transporteres på vei og jernbane definert som farlig gods og ca 5 % av dette igjen transporteres på jernbane. Videre er ca 80 % av det farlige godset som transporteres på vei og jernbane petroleums produkter. Resten utgjør et bredt spekter av

produkter (etsende stoffer – fellingskjemikalier mm) Mer info om dette finnes i en kartlegging som ble gjennomført i 2002-2003 og rapportert i rapporten fra DSB: ”Transport av farlig gods på vei og jernbane – en kartlegging” (Madslie et al 2004).

I henhold til Cargo Net AS som er befrakter for gods på Gjøvikbanen, er det ingen bestemte restriksjoner i forbindelse med transporten forbi Maridalsvannet. De transporterer også en del kjemikalier, hvor av mange er klassifisert som farlig gods. I Tabell 3-7 er det ført opp mengden farlig gods som ble transportert forbi Maridalsvannet i 2010, data fra CargoNet. Se Tabell 3-8 for beskrivelse av de ulike klasser farlig gods.

Tabell 3-7 Oversikt over klassifisert gods forbi Maridalsvannet med tog 2010. (kilo) ev liter

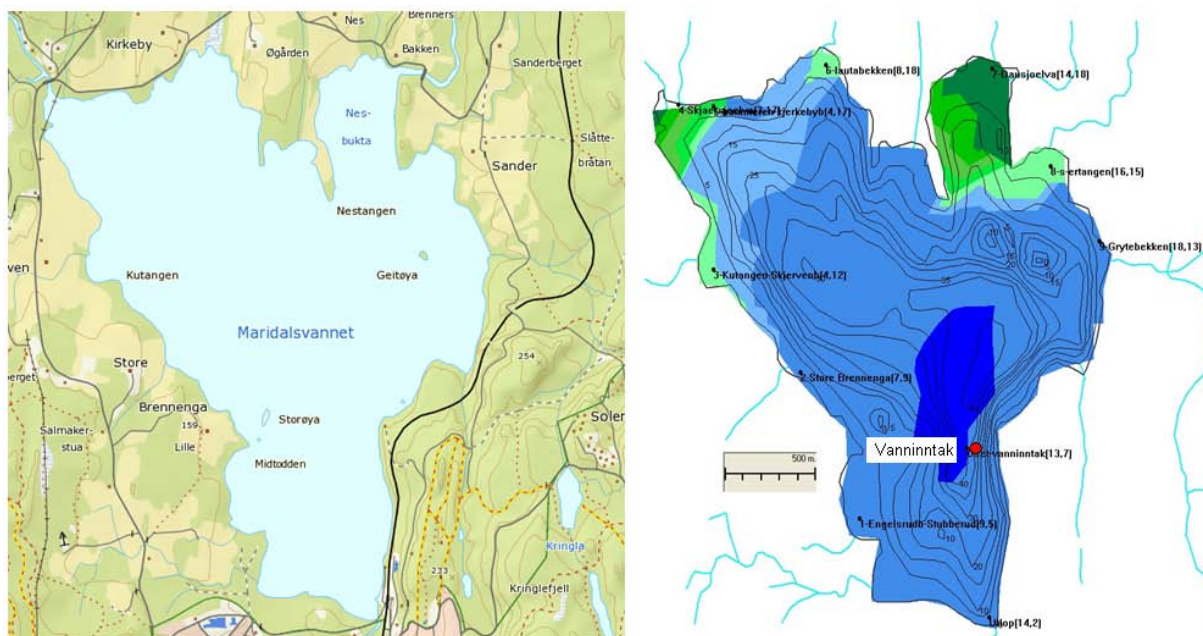
Fareklasse	Total mengde	Total mengde	Totalt forbi
	Fra Oslo	Fra Bergen	Kjelsås-Movatn
1.3 G	25197	107731	132928
1.4 G	9210		9210
1.4S	1752	28	1780
2	1305505	1104595	2410100
2	2467111	2182091	4649202
2	20113	25723	45836
3	1374316	884247	2258563
4	15093	26195	41288
4	3		3
5	10569	24	10593
5	9617	634	10251
6	4708	1648	6356
8	2336778	465538	2802316
9	1297796	451366	1749162
Tilsammen			14127588

Tabell 3-8 Oversikt over ulike klasser farlig gods definert av ARD/RID 2003. TØI rapport 700/2004 (Madslie og medarb. 2004)

Fareklasse	Type stoffer
1	Eksplorative stoffer og gjenstander
2	Gasser, komprimert, flytende eller oppløst under trykk
3	Brannfarlige væsker
4.1	Brannfarlige faste stoffer
4.2	Selvantennende stoffer
4.3	Stoffer som utvikler brannfarlige gasser ved kontakt med vann
5.1	Oksiderende stoffer
5.2	Organiske peroksider
6.1	Giftige stoffer
6.2	Infeksjonsfremmende stoffer
7	Radioaktivt materiale
8	Etsende stoffer
9	Forskjellige farlige stoffer og gjenstander

Tilsammen ble det transportert ca 14000 tonn farlig gods forbi Maridalsvannet i 2010 i følge denne oppstillingen fra CargoNet. Nøyaktig hvilke enkeltstoffer som skjuler seg bak de ulike kategoriene vil bli for omfattende å gå innpå i detalj her. Vi refererer i denne sammenheng til

kommunens interne arbeidsgruppe (Vann- og avløpsetaten, Friluftsetaten og Helseetaten) fra 2003: Forurensningskilder i nedbørfeltene til Oslos drikkevannskilder. Her sies det er særlig transport av fyringsolje og flytende ammoniakk som transporteres i store nok mengder til at det kan medføre fare for vannforsyningen ved uhell. Fyringsolje i lukket tankvogn skjer fra oktober til april, ca 20 vogner per mnd med ca 25 tonn olje per vogn. Total mengde 3500 tonn per år. Flytende ammoniakk transporteres jevnt over hele året, ca 50 tonn per boggivogn. Total mengde er ca 500 tonn per år. Transportene av fyringsolje og flytende ammoniakk foregår etter de alminnelige forskriftene for transport av farlig gods. Dersom Oslo tunnelen stenges for transport av farlig gods, blir linjen langs Maridalsvannet den eneste muligheten man har til slik transport gjennom Oslo. Arbeidsgruppen fra 2003 konkluderer med transport av farlig gods med toget utgjør en betydelig risiko for forurensning av drikkevannet og at Vann- og avløpsetaten må ta kontakt med NSB for å vurdere beredskapsbehovet.



Figur 3-42. Jernbanen går nokså nær vannet, like forbi inntaket, i bratt terreng.

I tiden etter 2003 har godstrafikken med jernbanen økt betydelig, også over Gjøvikbanen i følge NSBs befrakter, CargoNet, og noen spesielle foranstaltninger for toglinjer som går langs drikkevannskilder kunne de ikke erindre at de hadde. De kjører jo langs en lang rekke drikkevannskilder i hele landet, og transporten følger reglene satt opp i FOR nr 384, 2009.



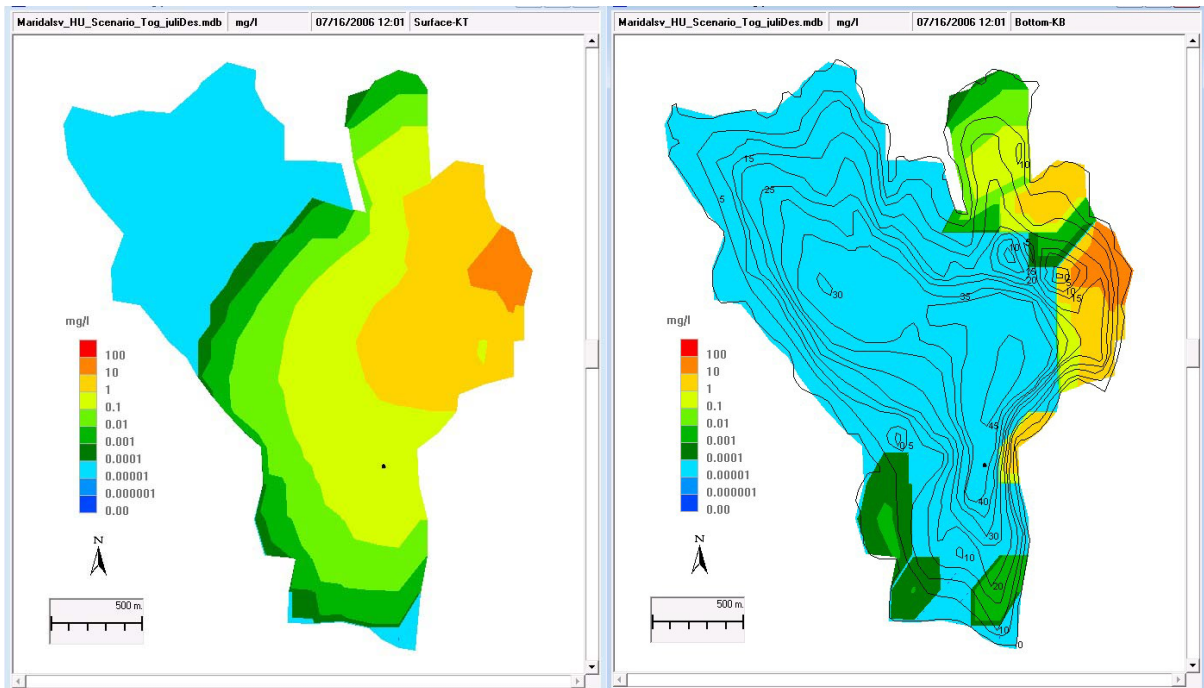
Figur 3-43. Strekninger med anslagsvis gradering av farligheten av en avsporing av godstog med farlig last (olje-kjemikalier).

I Figur 3-43 har vi fremstilt strekninger hvor vi mener en avsporing av godstog med farlig gods kan være spesielt farlig for drikkevannsforsyningen. Det er særlig den røde strekningen like syd for inntaket som vurdert særlig farlig. Her vil hele togvogner kunne havne helt nede ved inntaket, i alle fall i inntaksdypet nokså nær inntaket. Hvis en 30 tonn tank sprekker der nede i den sjiktede periode sommer eller vinter, vil vannet kunne tas umiddelbart inn i Oset vannbehandlingsanlegg i meget konsentrert form. Man kan da komme i den situasjon at man må stenge Oset vannverk umiddelbart og forsyne Oslo fra Skullerud, og Langlia, samt noe fra Breisjøen og Alunsjøen. Dette vil bare holde noen dager. Med den dårlige reservekapasitet man har i Oslos vannforsyning, vil dette være et meget kritisk scenario.

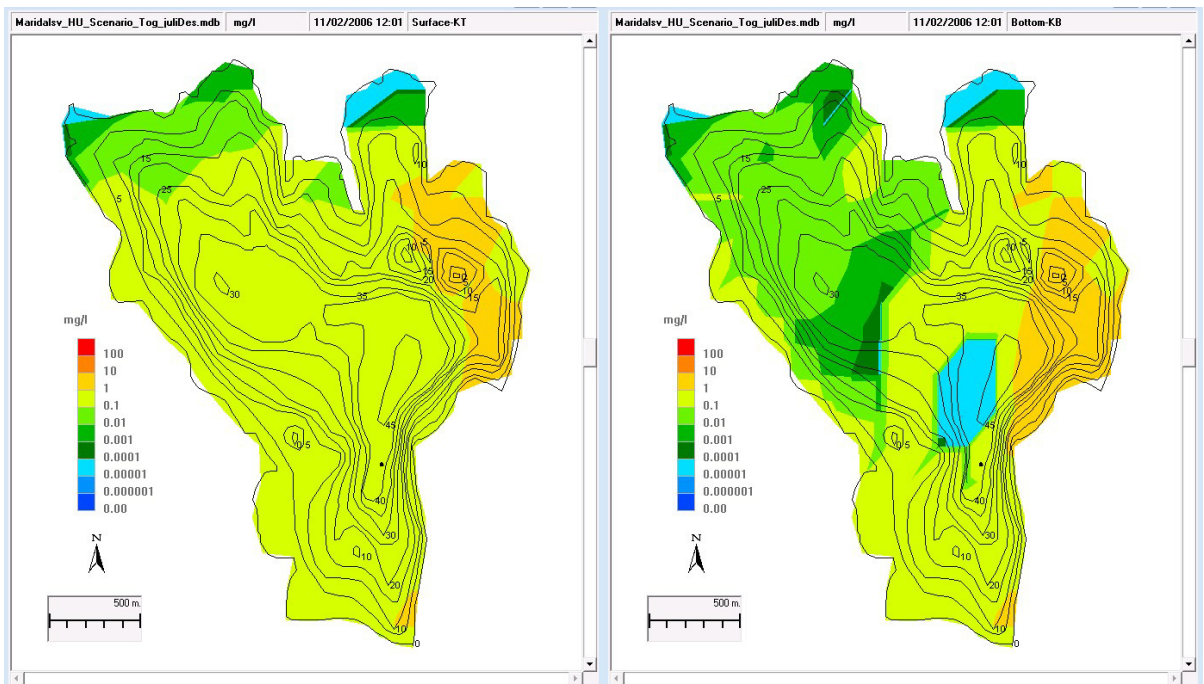
Kjører toget ut på de orange strekningen vil det også kunne havne direkte i vannet, men neppe dypere enn 10 – 15 m. Eventuelle forurensninger som måtte lekke ut av revnede tanker, vil da fortynnes kraftig i epilimnion og bruke lang tid før det kommer ned i hypolimnion. Skjer det imidlertid i sirkulasjonsperiodene, vil det påvirke vanninntaket nokså umiddelbart.

Vi har i det følgende gjort en simulering av at et tog sporer av på den gule strekningen nord for de to små tunnelene og at 10000 l av et vannløslig kjemikalie renner ut i grytbekken, f.eks. flytende ammoniakk. Figur 3-44 viser spredning i den sjiktede periode, mens Figur 3-45 viser spredning under høstsirkulasjonen. Figur 3-46 viser hvilke konsentrasjoner dette vil kunne gi i vanninntaket til Oset vannbehandlingsanlegg.

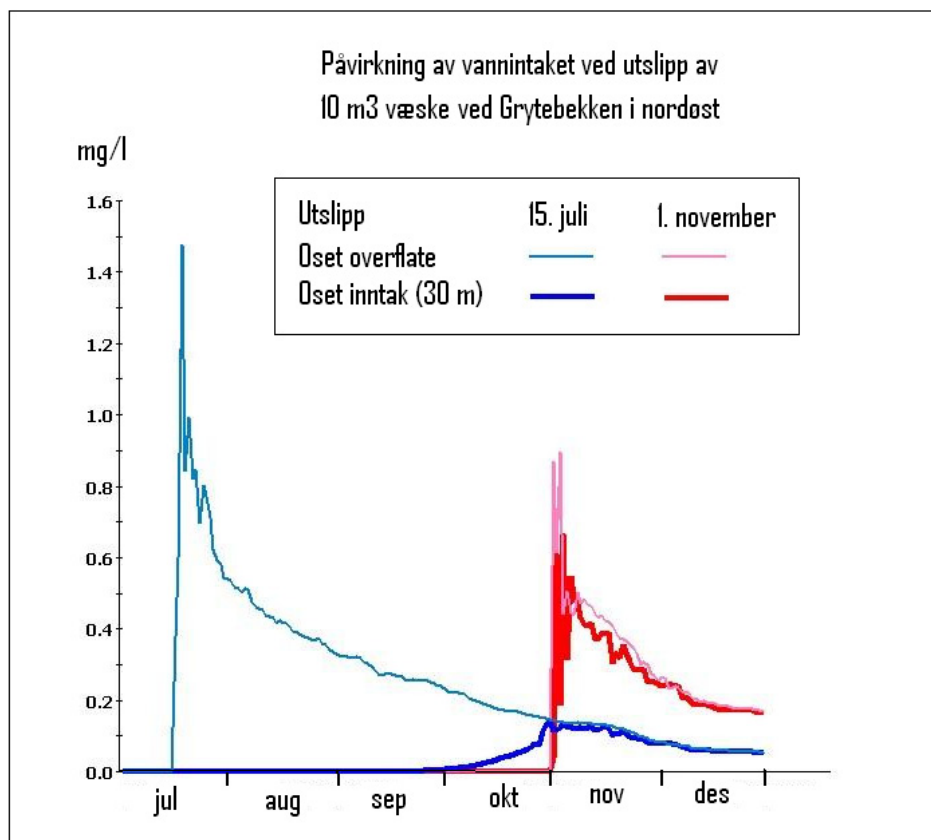
Simuleringen viser at i den sjiktede periode vil ikke vannverksinntaket bli nevneverdig påvirket, men hvis utslippet skjer i fullsirkulasjonsperioden november/desember, så vil vannverksinntaket påvirkes nokså umiddelbart. Konsentrasjonen vil kunne bli så høy som 0,1-1 mg/l (ppm) av det vannløselige stoffet.



Figur 3-44. Et velutviklet sprangsjikt i juli førte til at tilført væske hovedsakelig ble spredd i overflatelagene (venstre panel). Vanninntaket ble lite påvirket (høyre panel).



Figur 3-45. Tilførsler av vannløslig stoff i sirkulasjonsperioden i desember førte til umiddelbar påvirkning av vanninntaket.



Figur 3-46. Vi antok at 10 m³ konservativ (bestandig) væske ved et uhell ble tilført Maridalsvannet ved Grytebekken i nordøst.

Et velutviklet sprangsjikt i juli førte til at tilført væske hovedsakelig ble spredt i overflatevannet. Vanninntaket ble lite påvirket før den vertikale sirkulasjonen nådde tilstrekkelig dypt omkring 1. november. Tilførsler i sirkulasjonsperioden i desember førte til påvirkning av vanninntaket i løpet av et døgn.

Hvis det er et kjemikalium som ikke er løselig i vann og er lettere enn vann, for eksempel fyringsolje, så vil det i liten grad påvirke drikkevannsinntaket. Det vil flyte på overflaten også i sirkulasjonsperioden og kan samles opp med lenser før det brytes ned og synker. Slike simuleringer har vi gjort mange av, blant annet i Gjersjøen (Oppegård vannverk). Det er oljelenser ved Oset vannbehandlingsanlegg som kan anvendes i slike tilfeller.

På veg er det relativt lite transport av farlig gods i Maridalsvannets nedbørfelt. Det dreier seg mest om fyringsolje til noen av eiendommene, eller diesel til gårdene i Maridalen. Noe transport av sprøytemidler til landbruket skjer også, men dette transporteres på mindre kanner, ofte av den aktuelle bonde, slik at det er liten sannsynlighet for noen stor utslipp av dette. Ellers er det vel slamsugebiler som har vært og tømt svartvannstanker, samt søppelbilene som utgjør transport av forurensninger på veg i Maridalen. Et uhell ved at en av disse bilene kjører ut i en av elvene, vil ikke medføre noe bekymringsfull forurensningsfare mht. miljøgifter, da det ikke er snakk om giftige stoffer og mengdene er små. Men om dette skjer i sirkulasjonsperioden kan det medføre en hygienisk risiko, noe som er behandlet i kapitlet om hygienisk forurensning.

Togtransport av farlig gods er den eneste store risikofaktoren mht forurensning av vanninntaket med miljøgifter. Nå har det imidlertid gått tog langs Maridalsvannet i mer enn

hundre år, og det har ikke skjedd noen ulykker med utslipp til nå, så sannsynligheten for at det skal skje en utforkjøring og tog havne i vannet, må regnes som meget liten. Konsekvensene kan imidlertid bli dramatiske i og med at Oslo har svært liten reservekapasitet i sin vannforsyning, i alle fall inntil man har fått koplet Langlia inn på Oset vannrenseanlegg. Først fullgod reserveløsning får man når Holsfjorden eventuelt blir koplet til Oset vannbehandlingsanlegg.

Det enkleste tiltaket på kort sikt er at togene kjøres sakte forbi de mest utsatte strekningene.

4. ANALYSE AV DE HYGIENISKE BARRIERER VED OSET VANNBEHANDLINGSANLEGG

4.1. Oset vannbehandlingsanlegg

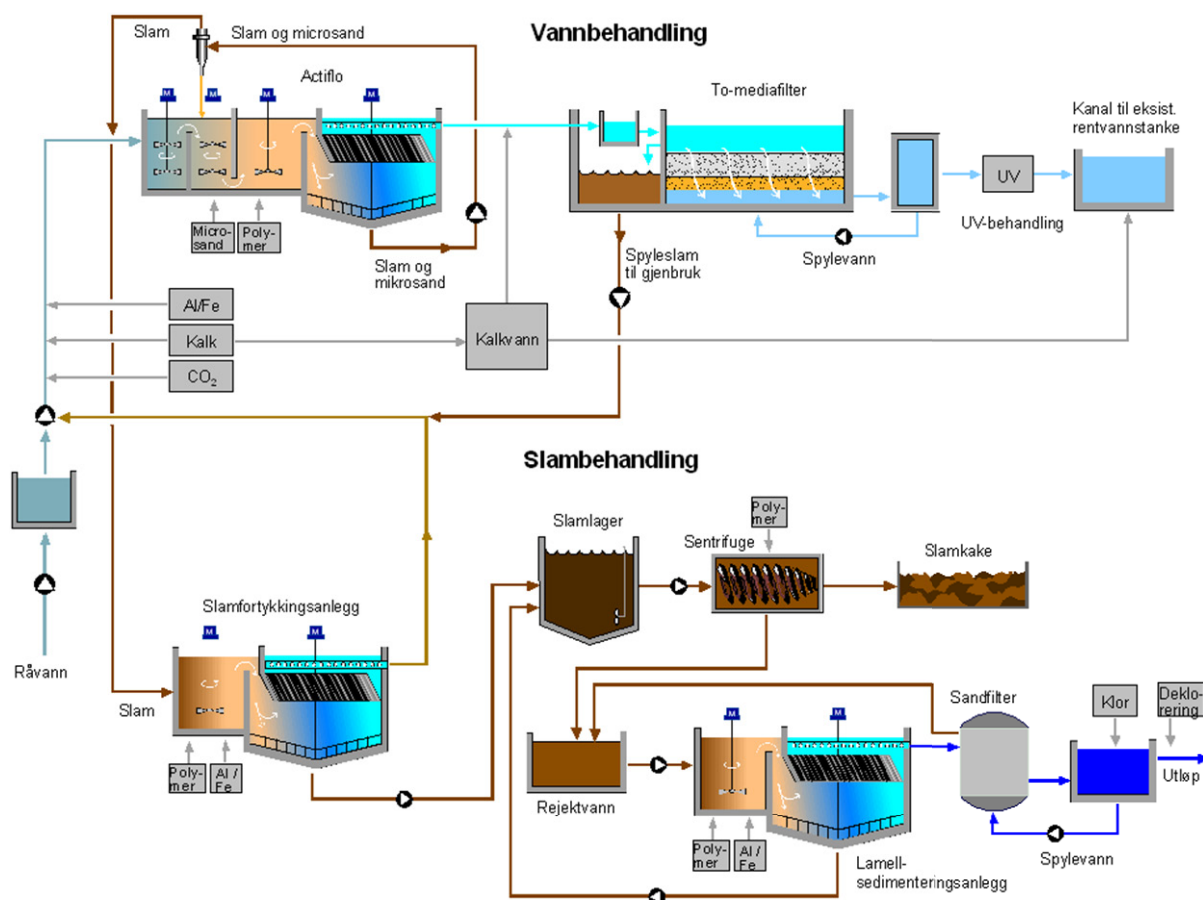
4.1.1. Dagens råvannskvalitet

Dagens råvannskvalitet har et fargetall på ca 25 mg Pt/l, turbiditet < 1 FNU, pH ca. 6,5, alkalitet ca. 0,1 mekv/l, kalsiumkonsentrasjon ca. 3 mg Ca/l og temperatur $\geq 2,5$ °C. Det er et betydelig innhold av koliforme bakterier og *E.coli* hver høst og sporadisk påvisning av parasittene *Giardia* og *Cryptosporidium*. Forekomstene av ulike typer virus er ikke kartlagt.

4.1.2. Hovedanlegget

Oset vannbehandlingsanlegg er bygget for å fjerne humus som gir vannet en gulbrun farge, å gi vannet en behandling som reduserer korrosiviteten overfor sement- og metallbaserte materialer og for å etablere to hygieniske barrierer mot bakterier, virus og parasitter.

Oset vannbehandlingsanlegg omfatter vannbehandling, slambehandling, samt behandling av rejektivannet før dette slippes til avløpsnettet. Flytskjema for hele anlegget er vist i Figur 4-1.



Figur 4-1 Flytskjema for Oset vannbehandlingsanlegg

Vann- og slambehandlingsanlegget er delt i to separate anlegg, anlegg nord og anlegg syd, og disse to delene er tilnærmet identiske. Det er imidlertid kun ett rejektivannsanlegg, og deler av kalkanlegget er felles for anlegg nord og syd.

I vannbehandlingsdelen av anlegget tilsettes vannet karbondioksid, kalk (som normalt tilsettes i form av mettet kalkvann), koagulant (som p.t. er den aluminiumbaserte PAX 18), mikrosand og polymer. Etter flokkulering ledes vann med fnokker inn i Actifloenheten som er en lamelledimenteringstank. Det er to Actifloenheter i anlegg nord og to i anlegg syd. Vannet som går ut av sedimenteringstanken har en turbiditet på i underkant av 1 FNU. Etter lamelledimentering ledes vannet til et to-media sandfilter for fjerning av resterende partikler, og etter filteret har vannet en turbiditet på ca 0,1 FNU. Det er syv filtre i anlegg nord og syv i anlegg syd. Dersom turbiditeten overstiger 0,2 FNU ut av ett filter, stenges filteret ned automatisk og filteret plasseres i kø for tilbakespyling. Den delen av vannbehandlingsanlegget som utgjøres av koagulering, sedimentering og filtrering utgjør anleggets første hygieniske barriere.

Filtrert vann går til UV-desinfeksjonstrinnet som utgjør anleggets andre hygieniske barriere. Det er tre lavtrykks UV-aggregater i både anlegg syd og anlegg nord, og anlegget er designet slik at ett aggregat til en hver tid er i stand-by.

Etter UV-desinfeksjonen er det opplegg for dosering av natrium hypokloritt. Dette er primært tiltenkt en situasjon der forutgående behandling ikke klarer å øke vannets UV-transmisjon tilstrekkelig slik at UV-dosen blir for lav. I en slik situasjon skal vannet kloreres i tillegg. For å sikre at anlegget til en hver tid er operativt doseres små mengder natrium hypokloritt, typisk 0,1 mg Cl₂/l, også når UV-anlegget fungerer tilfredsstillende.

Til slutt justeres pH til ca. 8,0 med mettet kalkvann. Anlegget er designet for å kunne dosere kalk og karbondioksid til innholdet av kalsium blir 28 mg Ca/l og alkaliteten 1,2 mekv/l, men VAVs mål for rentvannskvaliteten er 17 mg Ca/l og 0,7 mekv/l.

Slam fra sedimenteringen fortykkes og avvannes, mens returstrømmer fra fortykkerne, dvs klarvannsfasen, føres til råvannskanalen sammen med spyleslam fra filterne. Dette har liten direkte påvirkning på mikrobiologisk rentvannskvalitet fordi partiklene i hovedsak følger slammet videre til avvanning. Returstrømmene kan imidlertid påvirke driften av koagulering, sedimentering og filtrering dersom fortykkerne ikke fungerer tilfredsstillende.

Det er tre strømmer ut fra Oset vannbehandlingsanlegg; rentvann, avvannet slam og rejektivann til avløpsnett. Den sist nevnte strømmen er begrenset til 10 l/s og skal ha en kvalitet som gjør at dersom vann går i overløp til Akerselva nedstrøms Oset skal ikke livet i elven bli skadet. En konsekvens av dette er at kjemikalierester ikke skal slippes til rejektivannsanlegget, og spesielt gjelder dette rester av kalk fra rutinemessig tømning og rengjøring av kalkanleggets mange enheter. Ved tømning og rengjøring av kalkvannsberederne må kalkrestene tilføres vannbehandlingsanlegget, noe som skjer ved at det pumpes forsiktig inn i råvannskanalene/Actiflo.

Ferdig rensert vann tilføres rentvannsmagasiner på 50.000 m³, noe som tilsvarer ca. 3 timers vannproduksjon ved dimensjonerende produksjon. Dette volumet er en beredskap dersom vannproduksjonen må stanses, slik at kun en liten del av volumet er tillatt brukt til utjevning over døgnet. Dette innebærer at vannproduksjonen på Oset i all hovedsak må varieres i takt med vannforbruket i Oslo.

Vannbehandlingsanlegget er designet for en vannproduksjon på 390.000 m³/d med et fargetall i råvannet på inntil 45 mg Pt/l. Det er videre forutsatt at anlegget skal kunne produsere 260.000 m³/d ved et fargetall på inntil 70 mg Pt/l. Eksisterende avvanningskapasitet er tilpasset en vannproduksjon på 390.000 m³/d med et fargetall i råvannet på inntil 30 mg Pt/l, men det er tilrettelagt for en mulig utvidelse av avvanningskapasiteten.

4.1.3. Reserveanlegget

Det tidligere vannbehandlingsanlegget på Oset besto av lufting, mikrosiling og klorering. Luftebassengene er i stor grad tatt i bruk til andre formål, men mikrosilanlegget og kloranlegget er beholdt som et reserveanlegg dersom hele eller deler av det nye anlegget skulle falle ut.

Mikrosilene har poreåpning 5 µm, og med vannproduksjon på 100 millioner m³/år ble det årlig fjernet ca 5 tonn SS. Dukene i mikrosilanlegget spyles automatisk hvert 5. minutt når anlegget er i drift.

I kloranlegget doseres natrium hypokloritt. Kloranlegget har ingen online klorrestmåler, men når anlegget er i drift tas det to manuelle klorrestmålinger pr. dag. I tillegg er det en kontinuerlig mengdemåling av dosert klor som er koblet opp mot styringssystemet på Oset.

Reserveanlegget har en produksjonskapasitet på 6 m³/s.

Det er en skriftlig prosedyre for oppstart av reserveanlegget. Det er ingen rutinemessige beredskapsøvelser, men anlegget har vært satt i beredskap flere ganger det siste året.

4.2. Endringer i råvannskvalitet med betydning for vannbehandlingen på Oset

4.2.1. Effekter av klimaendringer

Bartnes et al. (2003) vurderte bl.a. farer for norsk vannforsyning fra klimaendringer, og påpekte flere farer som er relevante for råvannskvaliteten i Maridalsvannet. Forurensningsanalysen over identifiserer en rekke av de samme farene. Forhold som er identifisert og som kan få betydning for vannbehandlingsanleggets ytelse og/eller rentvannskvaliteten er:

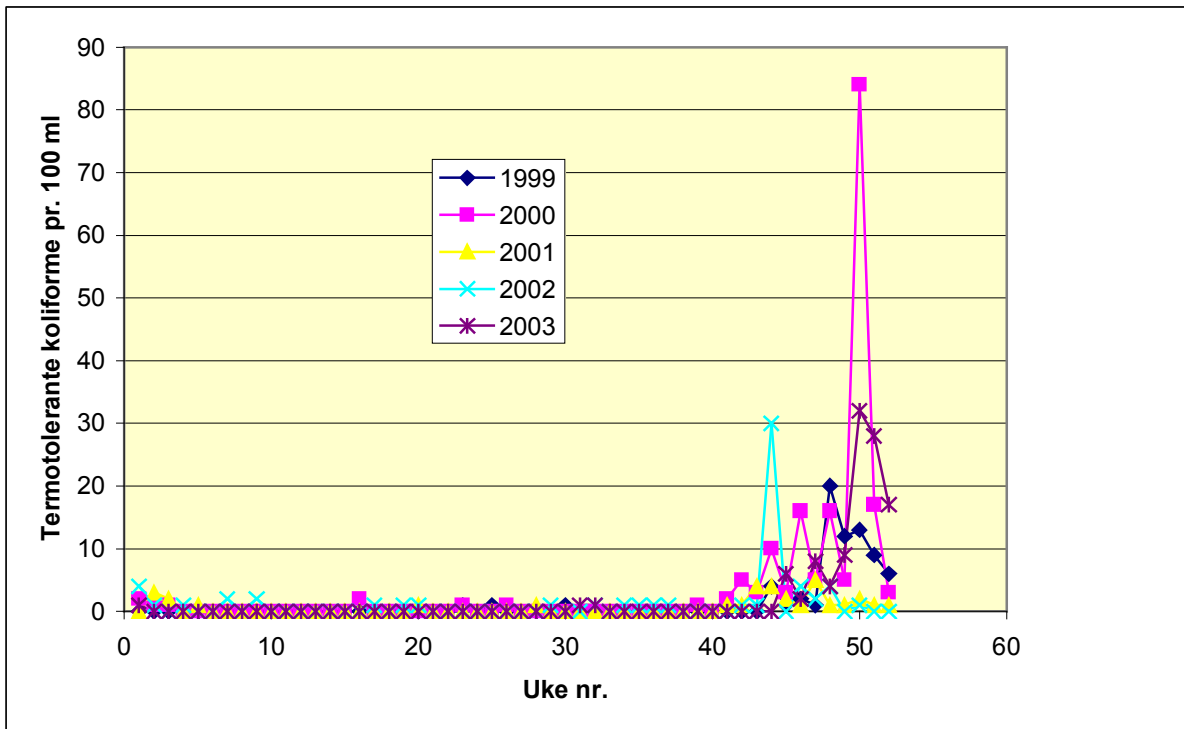
- Økt erosjon som følge av store nedbørmengder og/eller høy nedbørintensitet. erfaringene fra høsten 2000 viste at fargetallet steg i en rekke råvannskilder på Østlandet som følge av en svært nedbørrik periode, mens erfaringer fra flommen i 1995 i Gudbrandsdalslågen viste at den økte utvaskingen ga langvarig forhøyet turbiditet i Mjøsa.
- Oversvømmelser kan føre til at avløpsvann ikke ledes bort som normalt, men ledes til og forurenser ellers gode drikkevannskilder
- Redusert kildekapasitet som følge av lengre tørkeperioder
- Endret kvalitet, for eksempel algeoppblomstring, pga. lite nedbør og/eller høy temperatur

Muthanna et al. (2010) har vurdert konsekvenser av klimaendringer for drift av VA-anlegg. Det forventes at økt og/eller mer intens avrenning vil gi økt tilførsel av patogene mikroorganismer fra både ville dyr, landbruk og avløpsanlegg. Økt temperatur kan føre til økt vekst av cyanobakterier, med påfølgende fare for uønsket lukt og smak og eventuelt algetoksiner i vannet. Redusert islegging i store innsjøer reduserer sikkerheten i dypvannsinntak som hygienisk barriere. Videre vil en få økt erosjon og næringsavrenning fra jordbruk som både kan gi økt turbiditet og mulig eutrofiering med fare for oppblomstring av cyanobakterier med mer, økt tilførsel av kjemisk forurensning, økt utvasking av NOM og en mer ustabil råvannskvalitet. Økt innhold av NOM, og eventuelt økt temperatur, vil kunne bidra til økt biofilmdannelse på ledningsnett. Det må understrekes at også andre forhold, som redusert mengde sur nedbør og endringer i skogsdriften, kan bidra til økt mengde NOM i vannet.

I EU-prosjektet "Prepared" om hvordan VA-verkene kan tilpasse seg til klimaendringene, er det oppsummert mulige og forventede effekter for vannforsyningen i områder med nordisk klima (Ugarelli et al, 2011). Det påpekes følgende utfordringer med relevans for vannbehandling:

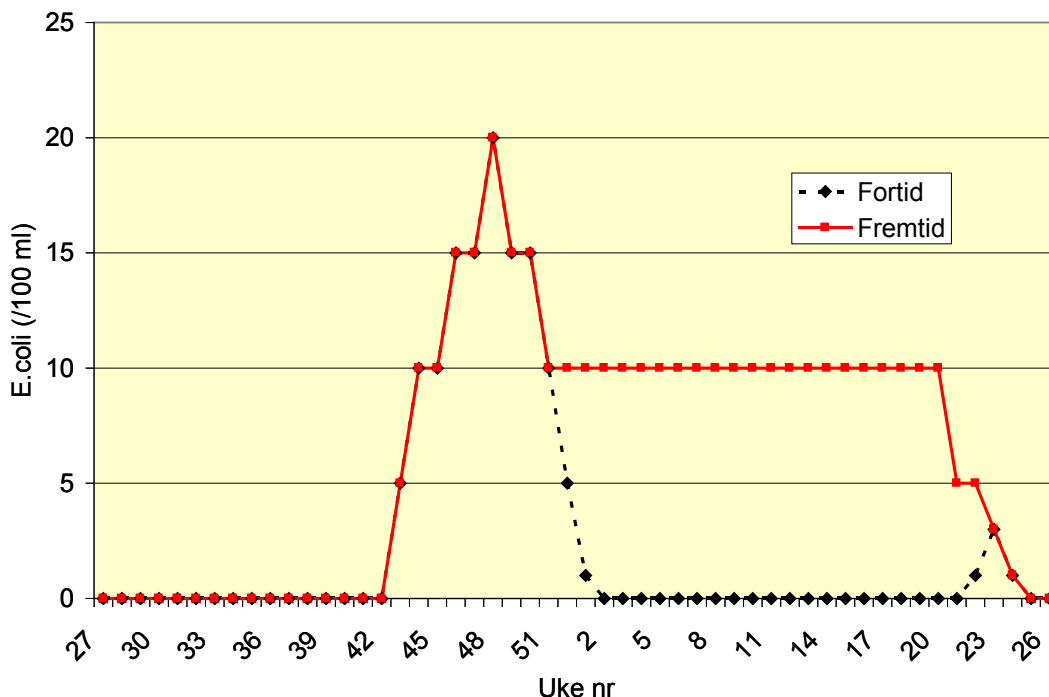
- Økt mengde av mikro-organismer i overflatevann
- Nye arter
- Redusert lagdeling i innsjøer
- Inntrenging av saltholdig vann i grunnvannet i kystområder
- Mer uønsket smak/luft, og evt. algetoksiner, i overflatevann
- Mer NOM i overflatevann
- Raskere og mer alvorlige endringer i råvannskvalitet i overflatevann
- Mer biofilmdannelse i distribusjonssystemet på grunn av høyere vanntemperatur og/eller økt mengde biologisk nedbrytbart organisk materiale
- Økt nedbrytning av klor på grunn av høyere vanntemperaturer
- Økt risiko for forurensning av drikkevannsledninger fra avløpsvann og grunnvann pga. perioder med høyere grunnvannstand

Hem (2010) presenterte følgende eksempler fra Maridalsvannet basert på data fra 1999-2003 og et scenario med økt temperatur og manglende islegging. I Figur 4-2 er det vist at innholdet av termotolerante bakterier i råvannet til Oset steg fra starten av høstsirkulasjonen og at innholdet først gikk ned mot null etter at isen hadde lagt seg. Effekten av den nedbørrike høsten 2000 fremkommer ved en vesentlig høyere maksimalverdi for innholdet av termotolerante bakterier enn for de øvrige årene.



Figur 4-2 Innholdet av termotolerante bakterier i råvannet til Oset i perioden 1999-2003

I Figur 4-3 er innholdet av *E. coli*, delvis basert på eldre data for termotolerante koliforme bakterier, fremstilt for en situasjon slik den har vært frem til i dag, dvs. med islegging, og estimert for en fremtidig situasjon uten islegging. Basert på historiske data vil konsekvensen av manglende islegging være at perioden med et markert innhold av *E. coli* i råvannet, en periode som sammenfaller med fullsirkulasjonsperioden i kilden, blir vesentlig forlenget. I figuren er det vist at innholdet av *E. coli* trolig vil være markert så lenge det verken er islegging eller lagdeling i innsjøen, men når det er anslått en konstant verdi på 10 *E. coli*/100 ml er dette kun en illustrasjon. Med stor sannsynlighet vil innholdet variere betydelig avhengig av nedbør, temperatur og vind.



Figur 4-3 En mulig konsekvens for innholdet av E.coli i råvannet til Oset dersom en ikke lenger har islegging i Maridalsvannet

Basert på historiske data vil klimaendringer som medfører redusert islegging og mer intense nedbørperioder gi økt innhold av NOM og av patogene mikroorganismer i råvann fra Maridalsvannet.

På bakgrunn av det overstående må en forvente at en i vannbehandlingen på Oset må forholde seg til følgende vannkvalitetsutvikling som følge av klimaendringer, uavhengig av endringer i aktiviteter i nedbørfeltet:

- Økt innhold av NOM og større sesongmessige variasjoner
- Redusert lagdeling i vinterhalvåret
- Raskere og mer alvorlige endringer i vannkvaliteten enn en har vært vant til
- Mer biofilmdannelse i distribusjonssystemet
- Økt risiko for forurensning av drikkevannsledninger fra avløpsvann og grunnvann pga. perioder med høyere grunnvannstand

Det må understrekes at selv om det er enighet om sannsynlig retning på utviklingen, er alvorlighetsgrad og tidshorisont mer usikre. Basert på erfaring fra de siste 15 årene vil milde vintre med mye nedbør i form av regn, samt en fortsatt nedgang i tilførselen av sur nedbør gi en merkbar økning i innholdet av NOM.

I tillegg er det flere muligheter for vannkvalitetsutvikling som en kan komme til å måtte forholde seg til, men dette er forhold som kan avhenge av endringer i aktivitetene i nedbørfeltet:

- Økt innhold av patogene mikroorganismer
- "Nye" arter patogene mikroorganismer
- Algeprodusert lukt, smak og toksiner

4.3. Evaluering av de hygieniske barrierene og produksjonskapasiteten i dagens anlegg med dagens råvannskvalitet

4.3.1. Valg av indikatororganismer og renseprosessenes evne til å fjerne/inaktivere disse

Det er gjort en rekke studier med hensyn på i hvilken grad ulike renseprosesser vil tilbakeholde eller inaktivere mikroorganismer. Her vil det kun bli fokusert på renseprosessene på Oset som vil ha en effekt på mengden mikroorganismer i vannet, dvs. koagulering/sedimentering/filtrering, UV-desinfeksjon med lavtrykkslamper og klorering. Videre vil det kun tas hensyn til de patogene mikroorganismene og indikatorparametrene som enten er benyttet i forurensningsanalysen av kilde og nedbørfelt og/eller er indikatorparameter som er regulert i Drikkevannsforskriften (Mattilsynet, 2001).

Virus:

- Norovirus
- Rotavirus
- Adenovirus

Parasitter og cyster/oocyster:

- *Cryptosporidium*
- *Giardia*

Bakterier og bakteriesporer:

- *E. coli* som indikator (*Campylobacter*, *Salmonella*, *E. coli* O157)
- *Clostridium perfringens*

En beregning av nødvendige doser av klor og UV-lys fra lavtrykkslamper for å oppnå ulike log-reduksjoner er hentet fra Eikebrokk et al. (2008) og Ødegaard et al. (2006, 2009) og vist i Tabell 4-1. Ødegaard et al. (2006) foreslo dimensjonerende C*t-verdier for klorering ved norske vannbehandlingsanlegg som er vist i Tabell 4-2.

Med norsk kloreringspraksis, dvs. at en har et innhold av fritt klor på 0,05 mg Cl₂/l etter 30 min, vil en vanligvis ha en C*t-verdi på minst 3-4 mg Cl₂*min/l etter humusfjerning. Nyere UV-anlegg er dimensjonert for en biosimetriske dose på 400 J/m². Som det fremgår av det overstående vil en for hver av disse desinfeksjonsmetodene oppnå minst 3 log reduksjon av relevante bakterier. UV-desinfeksjon vil gi minst 2 log reduksjon av relevante parasitter, mens klorering etter norsk praksis ikke vil gi noen vesentlig reduksjon. Klorering vil kunne gi 3 log reduksjon av virus dersom pH er < 7, mens det er grunn til å stille spørsmål ved om av UV-desinfeksjon vil kunne gi en 3 log reduksjon av virus, i hvert fall om en legger Adenovirus til grunn for evalueringen. Det må imidlertid påpekes at Veiledningen til Drikkevannsforskriften (Mattilsynet, 2011) angir at en beregnet midlere dose på 300 J/m², noe som tilsvarer en biosimetriske dose på ca. 150 J/m², er en hygienisk barriere overfor bakterier, virus og parasitter. (Tidligere beregnet man en midlere dose over hele reaktoren. Biosimetriske dose måles på inaktivering av *Bacillus subtilis* eller en annen spesifikk indikatororganisme og erfaring har vist at for et spesifikt aggregat med gitt pådrag og vannproduksjon vil en beregnet

midlere dose bli omtrent det dobbelte av en biodosimetrisk dose. For nærmere beskrivelse av doseberegninger henviser til Eikebrokk et al. (2008).

Tabell 4-1 Log-reduksjon ved ulike doser av klor og UV-lys

	UV-dose (J/m ²)				Klอร์ดose (C*t) (mg Cl ₂ *min/l ved pH 6-7)			
Log-reduksjon	2	3	4	5	2	3	4	5
Fekale virus							1,4	
Virus					4,9 ¹	7,3 ¹	9,8 ¹	
Calicivirus		240						
Poliovirus							30	
Rotavirus	150-800	230-1400	360-2000					
Adenovirus	450-1050	750-1550	1000-1650	1950-2100				
<i>Cryptosporidium parvum</i>	10-30	14-90	22-160		<1000			
<i>Giardia lamblia</i>	<5-100	<5-200			93			
<i>E. coli</i>	30	40	56	65	0,4			
<i>Campylobacter</i>	34	40	46	59				
<i>Salmonella spp</i>	20	35	70	140				
<i>E. coli O157</i>	7-47	10-55	11-70	13-80				
<i>Clostridium perfringens</i>					100-400			

1) Oppgitt som virus som samlebetegnelse. 4 °C og pH 6-9.

Tabell 4-2 Forslag til dimensjonerende C*t-verdier ved klorering (mg Cl₂*min/l) (*Cryptosporidium* behøver C*t-verdier på flere 1000)

pH	Bakterier 3 log reduksjon		Virus 3 log reduksjon		<i>Giardia</i> 2 log reduksjon	
	4 °C	0,5 °C	4 °C	0,5 °C	4 °C	0,5 °C
pH < 7	1	1,5	4	6	75	100
pH 7-8	1,5	2	6	8	100	150
pH > 8	2	3	8	12	175	250

Hvorvidt desinfeksjonstrinnet skal dimensjoneres for å kunne inaktivere Adenovirus er noe som bør baseres på dialog med helsefaglige myndigheter kombinert med risikovurderinger. Folkehelseinstituttet (FHI, 1998) oppsummerte årsakene til rapporterte vannbårne epidemier i Norge i perioden 1975-94. Adenovirus var ikke blant de identifiserte smittestoffene, men det må understrekes at for det første var over halvparten av utbruddene forårsaket av ukjent smittestoff og for det andre må en forvente at antallet uregistrerte utbrudd var mange ganger høyere enn de registrerte.

4.3.2. Hovedanleggets hygieniske barrierer

De hygieniske barrierene i hovedanlegget på Oset består av:

- Koagulering, sedimentering og filtrering. Det er turbidimeter på utløpet fra hvert filter, og ved turbiditet $> 0,2$ FNU stenger filteret. Det meste av tiden er turbiditeten ut av filterene $< 0,1$ FNU.
- UV-desinfeksjon med en biososimetrisk dose på minst 400 J/m^2 .
- Klorering (backup) som skal dosere klor automatisk dersom UV-dosen blir mindre enn 400 J/m^2 . I utgangspunktet tar en da sikte på en dosering som gir et restklorinnhold på $0,05 \text{ mg Cl}_2/\text{l}$ etter 30 min kontakttid.

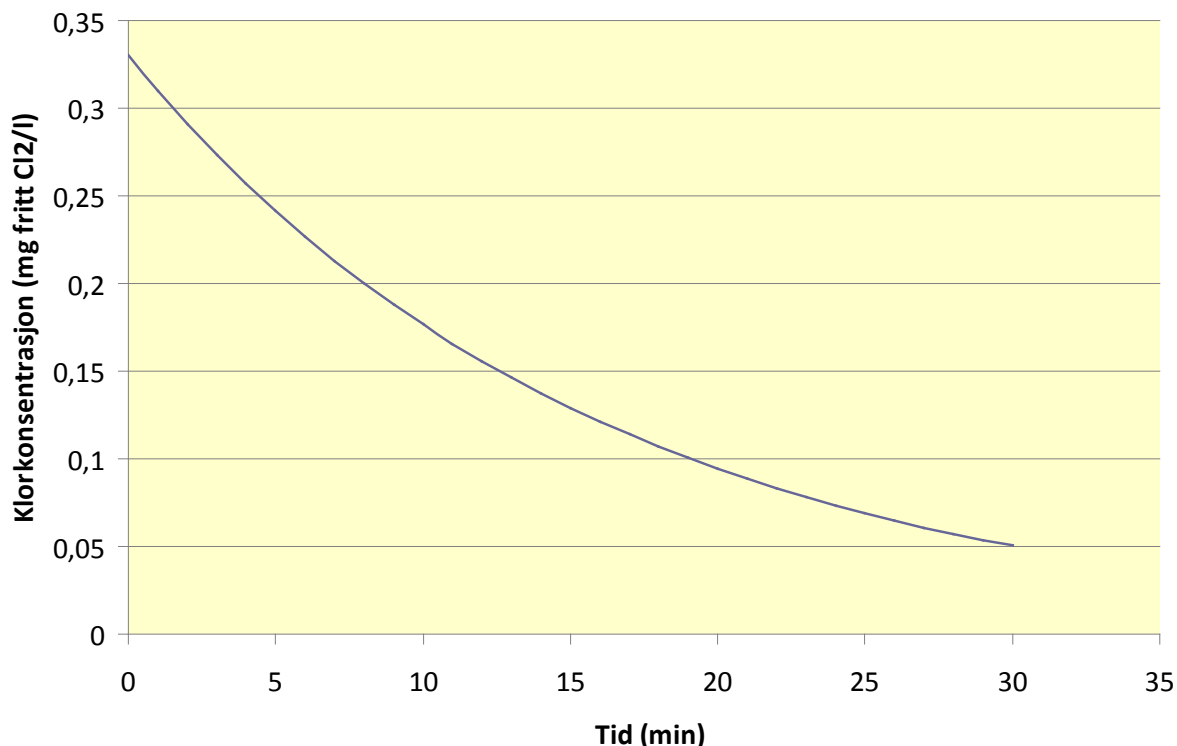
Med koagulering, sedimentering og filtrering fjernes mikroorganismene som partikler. Ødegaard et al. (2009) anslår at log-reduksjonen gjennom slik vannbehandling vil være 3 log for bakterier, 2 log for virus og 2,5 log for parasitter med midlere turbiditet på rentvann $< 0,2$ FNU. Dersom turbiditeten er $< 0,1$ FNU i minst 90 % av tiden anslår de at log-reduksjonen vil være 3 log for bakterier, 3 log for virus og 2,5 log for parasitter. De største farer for at reduksjonen av mikroorganismer blir lavere enn dette er under perioder med driftsforstyrrelser (eksempelvis feil koagulantdose eller koagulerings-pH), raske økninger i vannproduksjonen, like før filterspyling og under/etter filtermodning.

De erfaringene en har med koagulering, sedimentering og filtrering på Oset tilsier at en kan få driftsforstyrrelser, spesielt i forbindelse med tømning av kalkvannsberedere og tilførsel av kalkstein til Actiflo. Ved høy vannproduksjon kan en da få turbiditet i filtrert vann opp mot 0,2 FNU og i verste fall stenger filtre automatisk ned fordi turbiditeten overstiger 0,2 FNU. Disse driftsforstyrrelsene er imidlertid i stor grad forutsigbare. Driftserfaringer tilsier derfor at en ikke bør ta høyde for en høyere log-reduksjon enn 3 log for bakterier, 2 log for virus og 2,5 log for parasitter dersom en skal produsere opp mot maksimal vannproduksjon over lengre tid. Ved en normal driftssituasjon, med en daglig vannproduksjon på 250-270 000 m^3/d , bør en kunne forvente en log-reduksjon på 3 log for bakterier, 3 log for virus og 2,5 log for parasitter.

Som vist i vedlegg 1 var UV-dosen $> 400 \text{ J/m}^2$ i 99,5 % av tiden i anlegg syd og i 99,9 % av tiden i anlegg nord under en 12 måneders kontrollperiode i 2009-2010. Dosen var $> 300 \text{ J/m}^2$ i 99,99 % av tiden i begge anlegg. Dersom set-punktet for UV-dose økes fra 430 til 470 J/m^2 og at man i driften av anlegget fortsatt reduserer vannproduksjonen dersom dosen synker under 400 J/m^2 , kan en forvente at dosen vil være $> 400 \text{ J/m}^2$ i minst 99,9 % av tiden og $> 300 \text{ J/m}^2$ i 99,99 % av tiden. UV-desinfeksjonen vil da i henhold til Mattilsynet (2011) utgjøre en hygienisk barriere mot bakterier, virus og parasitter i minst 99,99 % av tiden. Med bakgrunn i data fra Ødegaard et al (2006) vil en da ha minst 5 log reduksjon av bakterier og minst 3 log inaktivering av parasitter. Inaktiveringen av virus vil variere sterkt avhengig av hvilke virus en vurderer, men selv om en ser bort fra Adenovirus kan en ikke forvente mer enn 2 log reduksjon. Det må også påpekes, som beskrevet i Hem (2011a), at de gode driftsresultatene er oppnådd ved å redusere vannproduksjonen i perioder der det har vært problematisk å oppnå kravene til UV-dose, noe som vil bli diskutert nærmere under vurdering av produksjonskapasitet under.

Normalt anvendes svært lave klordoser ($< 0,1 \text{ mg/l}$), kun for å holde systemet operativt i tilfelle det skulle oppstå svikt i UV-trinnet og behov for klor. En slik lav klordosering vil i hygienisk sammenheng være jevngodt med ingen dosering. Vurderingene under tar utgangspunkt i en klorering som iverksettes ved svikt i UV-trinnet, mens kapasiteten til

kloranlegget er designet ut fra en klorering dersom begge anleggets ordinære barrierer svikter. Dersom det forutsettes at pH er i underkant av 8 vil ca. halvparten av dosert klor foreligge som HOCl og halvparten som den langt mindre effektive OCl⁻. Noe klor vil forbrukes umiddelbart til oksidasjon av organisk materiale. På bakgrunn av forsøksresultater fra Vestfold Interkommunale Vannverk med sammenlignbar vannkvalitet (Hem, 2006) antas det her at med en klordose på 0,4-0,5 mg Cl₂/l etter noen få minutters kontakttid vil innholdet av fritt klor være 0,25 mg Cl₂/l og etter 30 min minst 0,05 mg Cl₂/l. En vil da få en sammenheng mellom kontakttid og restklorinnhold som vist i Figur 4-4.



Figur 4-4 Klorkonsentrasjon som funksjon av tid forutsatt en konsentrasjon av fritt klor på 0,25 mg Cl₂/l etter 4-5 min og 0,05 mg Cl₂/l etter 30 min

Dersom det antas at C*t kan beregnes etter Ødegaard et al. (2009) og at det er ganske bra stempelstrøm i klorkontaktbassenget slik at effektiv kontakttid er 0,7*teoretisk kontakttid vil C*t bli 3,1 mg Cl₂*min/l. Dette vil tilsvare 0,7*arealet under kurven i Figur 4-4. En vil da, basert på Ødegaard et al. (2006), ha en barriere mot bakterier, en delvis barriere mot virus og ingen barriere mot parasitter og bakteriesporer. For å tilfredsstille kravene til klordose for 3 log inaktivering av virus gitt i Ødegaard et al. (2006) må klordosen økes noe slik at den midlere klorkonsentrasjonen i 30 min etter klordoseringen tredobles, men med den dosen som etter koagulering/sedimentering/filtrering vil gi 0,05 mg Cl₂/l etter 30 min kan en ikke forutsette mer enn 2 log reduksjon. Det må understrekes at det ikke er nødvendig med en tredobling av klordosen for å oppnå en tredobling av den midlere klorkonsentrasjonen i 30 min etter klordoseringen, men hvor mye klordoseringen må økes må fastsettes gjennom forsøk. En reduksjon i den avsluttende kalkdoseringen vil gi en lavere pH i klorkontakttiden, noe som vil øke effekten av klordoseringen.

Basert på diskusjonen over kan anleggets barrierer oppsummeres som i Tabell 4-3.

Tabell 4-3. Log-reduksjon og antall hygieniske barrierer med Oset vannbehandlingsanlegg med dagens drift.

	Log-reduksjon i hht. Ødegaard et al. (2006)			Antall hygieniske barrierer i hht (Mattilsynet, 2011)		
	Bakterier	Virus	Parasitter	Bakterier	Virus	Parasitter
Koagulering/sedimentering/filtrering	3	3 ¹	2,5	1	1	1
UV-desinfeksjon	5	2	3	1	1	1
Klorering (når doseringen er så høy at restklorinnholdet etter 30 min er minst 0,05 mg Cl ₂ /l)	>3	2 ²	0	1	1	0

- 1) Ved vannproduksjon opp mot dimensjonerende over tid reduseres denne til 2
- 2) Verdien kan økes til 3 ved omtrent en tredobling av C*t-verdien

Under normale driftsforhold, dvs. med kun kortvarige perioder (inntil noen timer) med vannproduksjon opp mot dimensjonerende verdi hvert døgn, at alle renseprosessene fungerer tilfredsstillende og uten klorering, har anlegget derved to fullverdige hygieniske barrierer mot bakterier og parasitter. Barriereeffekten mot virus vil avhenge av hvilke virus en tar høyde for at kan finnes i råvannet, noe som er dårlig kartlagt, men en har nær 2 hygieniske barrierer også mot disse mikroorganismene. Dersom en iverksetter svakklorering med et restklorinnhold på 0,05 mg fritt Cl₂/l etter 30 min under normal drift, vil anlegget med god margin også utgjøre to hygieniske barrierer mot virus. Som det fremgår av det overstående bør klordoseringen ved svikt i UV-anlegget økes noe utover dette for å sikre at en har to hygieniske barrierer mot virus også i en slik situasjon.

Ved svikt i UV-desinfeksjonen kan en få problemer med å opprettholde to hygieniske barrierer mot parasitter, men dette vil selvsagt avhenge av hvor alvorlig svikten er. Ved full svikt i UV-desinfeksjonen, vil anlegget ikke inneha de påkrevde to barrierer mot parasitter.

Det er gjennomført en forenklet feiltreanalyse av desinfeksjonstrinnet. Resultatene av analysen er gitt i vedlegg B. Det er en rekke ulike hendelser som har medført hel eller delvis svikt i desinfeksjonen. Disse kan deles inn på flere måter, men én måte er som følger:

- Svikt i oppstrøms behandling
- Svikt i desinfeksjonsutstyr
- Teknisk
- Systemsvikt, for eksempel at vannproduksjonen øker raskere enn UV-anlegget er designet for å takle
- Teknisk svikt i støttefunksjoner
- Svikt i prosessovervåking og styring
- Operatørfeil, herunder beleggdannelse pga. manglende rengjøring
- Ulykke/sabotasje/hærverk

Enhver feil er selvsagt viktig, men de mest kritiske er de som enten kan ha langvarig effekt eller som ikke fanges opp av overvåkningssystemer. Av førstnevnte kan nevnes hærverk, av sistnevnte kan nevnes svikt i UV-transmisjonsmålere.

Enkelte feil vil driften til en hver tid ha fokus på, som å øke operatørens kompetanse for å unngå operatørfeil og å optimalisere oppstrøms vannbehandling. Teknisk svikt i desinfeksjonsutstyret eller støttefunksjoner er noe en selvsagt søker å forebygge gjennom vedlikehold, men suksessen vil nødvendigvis avhenge av kvaliteten på utstyret og de anvendte

vedlikeholdsrutiner. Noen tiltak kan imidlertid gjennomføres for å øke sikkerheten innenfor anlegget slik det fremstår.

Av de feilene som VAVs driftsorganisasjon kan forebygge uten store endringer kan nevnes:

- Redusere faren for operatørfeil eller konsekvensene av teknisk svikt ved:
- Registrering og bearbeiding av hendelser som har gitt feil
- Intern kunnskapsoverføring av hendelser som gir feil, hvordan disse skal oppdages tidlig samt avbøtende tiltak
- Unngå at instrumentfeil får konsekvenser ved:
- Doble eller helst triple målere der signalene er kritiske for desinfeksjonsfunksjonen, eller annen måling som beskriver funksjonen (for eksempel flow av hypokloritt)
- Hyppige kontrollanalyser

Det er gjennomført en rent kvalitativ feiltreanalyse av faren for svikt i desinfeksjonstrinnet. Det bør også gjennomføres en kvantitativ analyse der sannsynlighetene for ulike feil tallfestes. Det bør videre gjennomføres tilsvarende analyser av svikt i anleggets første hygieniske barriere, samt av svikt i anleggets evne til å opprettholde dimensjonerende vannproduksjon.

4.3.3. Reserveanleggets hygieniske barrierer

Reserveanlegget har én hygienisk barriere; klorering. Doseringen vil være vesentlig høyere enn i hovedanlegget. Noe klor vil forbrukes umiddelbart til oksidasjon av organisk materiale, men vi antar her at etter et par minutters kontakttid vil innholdet av fritt klor være 0,5 mg Cl₂/l og etter 30 min 0,05 mg Cl₂/l.

Dersom det antas at C*t kan beregnes etter Ødegaard et al. (2009) og at det er ganske bra stempelstrøm i oppholdsbassenget slik at effektiv kontakttid er 0,7*teoretisk kontakttid vil C*t bli 5,9 mg Cl₂*min/l. Dersom kun reserveanlegget er i drift vil pH på behandlet vann være ca. 6,5 og dosert klor vil foreligge som HOCl. Klorering vil da utgjøre én hygienisk barriere mot bakterier og virus, men ikke mot parasitter. Det er påvist innhold av parasittene *Giardia* og *Cryptosporidium* i råvann/nedbørfelt selv om det ikke er noen kjent epidemi i Oslo forårsaket av disse mikroorganismene.

I perioder med fullsirkulasjon i Maridalsvannet er det åpenbart at kilden ikke utgjør noen hygienisk barriere. Drikkevannsforskriftens krav om to hygieniske barrierer vil da ikke oppfylles når reserveanlegget er i drift. I en slik situasjon bør det sendes ut anbefaling om koking av vannet.

I perioder med stabil lagdeling i Maridalsvannet er det lave verdier for *E.coli* og den mikrobiologiske sikkerheten vil være vesentlig bedre enn i en fullsirkulasjonsperiode. Imidlertid kan cyster av *Giardia*, oocyster av *Cryptosporidium* og bakteriesporer overleve vesentlig lengre tid enn *E.coli*, slik at parasitter og bakteriesporer kan forekomme lenge etter at sirkulasjonsperioden er over, dvs.langt ut i perioden med lagdeling. Nyere forskning har vist at også *E.coli* kan overleve i lang tid i sedimentene, særlig hvis disse inneholder mye organisk stoff (Garzio-Hadzick, 2010). Dersom det i tillegg er nedbør og avrenning blir den hygieniske situasjonen i beste fall usikker, slik at en trolig bør gå ut med anbefaling om koking dersom reserveanlegget tas i drift også når det er lagdeling i Maridalsvannet. Et annet forhold er at abonnentene utvilsomt vil reagere på det økte fargetallet og evt. endret lukt og

smak en vil få med reserveanlegget i drift, og at det derfor vil være vanskelig for å få forståelse for at et bortfall av det nye anlegget ikke har betydning for den helserelaterte drikkevannskvaliteten.

Ved samtidig drift av reserveanlegget og hovedanlegget, for eksempel ved bortfall av ett av de to anleggene som utgjør hovedanlegget, vil en ha én delstrøm med tilstrekkelig sikkerhet og én delstrøm som tilsier at en går ut med anbefaling om koking. I en slik situasjon er faren for forurensning av nettet like stor som om kun reserveanlegget er i drift og en bør derfor gå ut med anbefaling om koking.

4.3.4. Produksjonskapasitet i hovedanlegget

Anlegg nord og anlegg syd er designet for en vannproduksjon på 195.000 m³/d hver, dvs. totalt 390.000 m³/d, noe som tilsvarer en årlig vannproduksjon på Oset på 142 millioner m³. Designkriteriene gjelder for et råvannsfargetall på inntil 45 mg Pt/l.

Hem (2011b, 2011c) har evaluert driftsresultatene fra fullkapasitetstester ved Oset vannbehandlingsanlegg. Ved en fullkapasitetstest driftes anleggene med maksimal kapasitet hele dagen og noe redusert kapasitet om natten. Vannproduksjonen for anlegget som ble testet, dvs. halve produksjonskapasiteten ved Oset vannbehandlingsanlegg, var i snitt 170.000 m³/d under fullkapasitetstesten, altså lavere enn designkapasiteten på 195.000 m³/d. Dersom både anlegg nord og syd har en vannproduksjon på 170.000 m³/d i ett år tilsvarer dette 124 millioner m³.

Erfaringene fra fullkapasitetstestene viste tydelig at anlegget ikke kan driftes med en så høy produksjon over tid, og etter mindre enn to uker oppsto så alvorlige driftsproblemer at anlegget ikke kunne opprettholde produksjonen. De begrensende anleggstrinn ser ut til å være: 1) koagulering, sedimentering og filtrering i perioder med tømming av kalkstein med mer fra kalkanlegget, 2) UV-anleggene såfremt ikke lampene er relativt nye, og muligens 3) kapasiteten til slamfortykkerne.

Dersom vannbehovet i Oslo hadde gjort det nødvendig å opprettholde en vannproduksjon på totalt 340.000 m³/d i lang tid er det sannsynlig at en i perioder ville måtte ta i bruk reserveanlegget for deler av produksjonen. Det må understrekes at når koagulering/sedimentering/filtrering svikter vil en ikke få en gradvis forringelse av rentvannskvaliteten eller av kvaliteten inn til filtrene, men snarere en brå vannkvalitetsforringelse. Å styre anlegget slik at for eksempel fargefjerningen blir noe dårligere enn normalt er derfor ingen opsjon.

I en 12 måneders kontrollperiode for Oset ble anleggets funksjon fulgt opp svært nøye som en del av avtalen mellom VAV og leverandøren av anlegget. Kontrollperioden varte fra 11.12.2009 til 10.12.2010. Vannproduksjonen dette året var 99,6 mill. m³/år. Det relativt høye vannbehovet dette året skyldtes trolig noe mer lekkasjer enn foregående år, noe som forklares dels med et etterslep i lekkasjesøking i 2009 pga. redusert aktivitet og dels med skader pga. kulde/tele vinteren 2009-2010 (VAV, 2010). Driftserfaringene tilsier at det burde være mulig å produsere 100 millioner m³/år. Tiltak VAV har gjennomført i løpet av og etter denne kontrollperioden for å redusere driftsproblemer pga. ordinære driftsoperasjoner, primært i kalkanlegget, kan gjøre det mulig å øke produksjonen ytterligere.

Bjørnson-Langen (2010) har beregnet fremtidig vannbehov i Oslo og Ski kommuner ut fra ulike scenarier. Det velges her å benytte tallene for 2040 fordi Oset vannbehandlingsanlegg da vil ha vært i drift i drøyt 30 år og da forventes å ha behov for en vesentlig oppgradering/rehabilitering. Det scenariet som gir lavest vannbehov tilsier et årlig vannbehov på 112 mill. m³/år, mens det som gir høyest vannbehov tilsier et årlig vannbehov på 146 mill. m³/år. Et mellomalternativ tilsier et vannbehov på 120-133 mill. m³/år. Fra Elvågavassdraget kan det tas ut ca. 11 mill. m³/år. Dersom det antas at det resterende skal produseres på Oset vannbehandlingsanlegg tilsier dette en årlig produksjon i 2040 på 101-135 mill. m³/år, med ca 115 mill. m³/år som et mellomalternativ. Det er beregnet at i ugunstigste år kan det tas ut maksimalt 106 mill. m³/år fra Maridalsvassdraget. Dette er omtrent sammenfallende med den erfarte produksjonskapasiteten i anlegget, men mindre enn behovet basert på et midlere beregnet alternativ. Både Maridalsvassdraget som råvannskilde og Oset som behandlingsanlegg kan derfor forventes å få for liten kapasitet i løpet av de kommende 30 år.

Behandlingsanlegget har en maksimal produksjonskapasitet pr time på 16.250 m³, noe som er 1/24 av maksimal døgnproduksjon. Utjevningsvolumet i rentvannsmagasinenene utgjør kun 4000 m³, mens den øvrige delen av magasinene skal være en buffer ved driftsstans, stort kortvarig behov for brannvann mm. Erfaring har vist at slik forbruksmønsteret i Oslo er nå, er dette utjevningsvolumet til tider en begrensning for å oppnå stabil drift på Oset allerede i dag, og et utvidet volum for døgnutjevning er derfor nødvendig.

Alternative råvannkilder er Langliavassdraget og Holsfjorden. I Langlia er fargetallet høyere enn i Maridalsvassdraget og en må forvente lavere produksjonskapasitet på Oset med dette råvannet. Dette lar seg ikke uten videre kvantifisere, men et økt råvannsfargetall vil kreve økt koagulantdose, og gi økt slamproduksjon og økt belastning på Actiflo, filtre, fortykkere og avvanningstrinn. I Holsfjorden er fargetallet noe lavere enn i Maridalsvassdraget, og bruk av Holsfjorden som råvann til Oset forventes ikke å gi lavere produksjonskapasitet i anlegget enn det en har erfart med Maridalsvannet som råvannskilde.

Kjemikaliedosering og borttransport av slam er selvsagt nødvendige deler av vannbehandlingsanlegget. I løpet av kontrollperiodene er det avdekket at deler av disse funksjonene kan utgjøre en kapasitetsbegrensning i forhold til designforutsetningene for anlegget:

- Slamtransporten skal i utgangspunktet kun skje på hverdager fra kl. 7-15. Ved høy vannproduksjon kan det være nødvendig å transportere slam ut over denne perioden, for eksempel i løpet av jule- eller påskens helligdager. Selv om uttransport på helligdager er uønsket og kan fordyre driften anses ikke dette å utgjøre noen kapasitetsbegrensning for anlegget som helhet.
- Dosering av polymer til Actiflo ved dimensjonerende vannproduksjon har vist seg å være helt på grensen av pumpenes kapasitet. Polymerbehovet vil kunne øke dersom koagulantforbruket og/eller mikrosandforbruket øker. En slik situasjon vil trolig kunne avhjelpest ved å bytte pumpene, eventuelt supplert med en begrenset ombygging av polymeranlegget.
- Driften av kalkvannsberederne og et relativt høyt mål for kalsium og alkalitet i rentvannet (25 mg Ca/l; 1,0 mekv/l) har vist seg å medføre driftsproblemer i perider med høy vannproduksjon. Problemene ser så langt ut til i hvert fall delvis å skyldes kapasitetsproblemer i selve berederne. Så lenge VAV ikke doserer mer kalk enn det som skal til for å oppnå ca. 17 mg Ca/l og 0,7 mekv/l i rentvannet vil konsekvensene for vannproduksjonen pga kalkvannsberedernes kapasitet utgjøre et begrenset problem. En ombygging av returstrømmene med kalkstein og karbonatslam kan

ytterligere redusere konsekvensene av driften av kalkvannsberederne. Det må dog påpekes at en økt koagulantdosering også vil gi et økt kalkvannsforbruk fordi alle aktuelle koagulanter er sure løsninger.

4.3.5. Produksjonskapasitet i reserveanlegget

Reserveanlegget har en produksjonskapasitet på 6 m³/s, noe som tilsvarer 189 millioner m³/år dersom anlegget driftes kontinuerlig på maksimal kapasitet, dvs. langt mer enn selv de høyeste prognosene for fremtidig vannbehov skulle tilsi og langt mer enn en kan forvente at en kan ta ut fra Maridalsvassdraget.

4.4. Evaluering av Oset vannbehandlingsanleggs evne til å håndtere endringer i råvannskvaliteten

4.4.1. Endringer som er vurdert

Vurderingene av forhold i kilde og nedbørfelt har avdekket noen endringer i vannkvalitet som skyldes endringer i klima kombinert med enkelte andre forhold som redusert mengde sur nedbør. Disse endringene vil trolig medføre økt fargetall, opptil 35 mg Pt/l innenfor en periode på ca. 30 år, en forlengelse av sirkulasjonsperiodene om våren og høsten og derved lengre perioder med E.coli i råvannet og høyere maksimalverdier for E.coli dersom perioder med kraftig nedbør sammenfaller med fullsirkulasjonen i Maridalsvannet. Økt menneskelig aktivitet i nedbørfeltet vil kunne øke innholdet av E.coli i råvannet ytterligere i forhold til det en kan forvente pga. klimaendringer. I utgangspunktet antas det her at E.coli er en generell indikator på faren for at kilden forurenses av enhver type patogene mikroorganismer.

Forekomst av alger eller cyanobakterier som kan gi uønsket lukt og smak kan grovt sett deles inn i organismer som kan etablere seg ved høye fargetall, og da primært *Gonyostomum semen*, eller organismer som vil etablere seg pga. eutrofiering. Det er vurdert at fargen neppe vil bli så høy at *Gonyostomum semen* vil etablere seg i løpet av en 30-års-periode fordi denne algen ser ut til å trives best ved fagetall over 50 mg Pt/l. Det er i tillegg vurdert at fosforutslippet til Maridalsvannet må øke betydelig for at en skal få eutrofiering. Konsekvensene av forekomst av organismer som gir uønsket lukt og smak tas likevel med i vurderingen fordi konsekvensene av en slik vannkvalitetsutvikling vil bli svært store.

Dersom Langlia i fremtiden benyttes som råvannskilde vil fargetallet bli vesentlig høyere enn med bruk av Maridalsvannet som kilde. Med bakgrunn i designparametrene for Oset vannbehandlingsanlegg vurderes her konsekvensene av at fargetallet overstiger 45 mg Pt/l, men ikke 70 mg Pt/l.

En ulykke på Gjøvikbanen som medfører et utslipp av giftige kjemikalier til råvannskilden vil få konsekvenser som selvsagt vil avhenge av hva slags kjemikalier det er snakk om.

Konsekvenser av de ulike scenariene som er vurdert med hensyn på endringer i aktivitetene i nedbørfeltet er vurdert separat.

4.4.2. Hovedanlegget

Konsekvensene av et økt fargetall opp til 35 mg Pt/l i råvannet vil primært være økt koagulantforbruk og økt slamproduksjon. Det er en forutsetning at koaguleringsbetingelsene,

polymerdoseringen og doseringen av mikrosand optimaliseres for at en størst mulig andel av partiklene skal fjernes i Actiflo. Dersom det likevel vil bli produsert en økt mengde partikler som er så små at de ikke sedimenterer i Actiflo vil belastningen på de etterfølgende sandfiltrene øke. En økt filterbelastning vil medføre hyppigere tilbakespyling og noe redusert produksjonskapasitet, men forutsatt at en får tid til å optimalisere driften til denne råvannskvaliteten er vannbehandlingsdelen av Oset vannbehandlingsanlegg dimensjonert for å kunne takle en slik økning i fargetallet.

Et økt forbruk av koagulant og mikrosand vil øke slamproduksjonen i anlegget og vil utgjøre en økt driftskostnad, men vil for øvrig ikke utgjøre noen vesentlig utfordring for anlegget. Et økt forbruk av polymer ved maksimal vannproduksjon kan i tillegg, som nevnt over, kreve endringer i doseringsopplegget.

En økt slamproduksjon vil likeledes utgjøre en økt driftskostnad. I tillegg vil en, dersom fargetallet øker til 35 mg Pt/l, i henhold til anleggets design måtte forvente å installere ytterligere én sentrifuge pr. anlegg. Fortykkkerne utgjør en spesiell utfordring fordi en ved høy slamproduksjon pga. høy vannproduksjon tidligere har hatt problemer med slamflukt fra disse, med påfølgende store driftsproblemer i vannbehandlingen fordi slam da vil følge klarvannfasen fra fortykkerne til råvannskanalen. I hvilken grad en justering av driften av slamfortykkkerne vil kunne bøte på eventuelle problemer med slamflukt pga. økt slamproduksjon, har en ikke grunnlag for å kvantifisere.

Dersom fargetallet øker til over 45 mg Pt/l, men ikke over 70 mg Pt/l, vil en i følge anleggets design ha redusert produksjonskapasiteten med 33 %. Det er sannsynlig at kapasiteten vil bli gradvis redusert etter som fargen øker, men fordi en av åpenbare grunner ikke har hatt mulighet til å få driftserfaringer med et fargetall på mer enn det dobbelte av det en har i råvannet nå, er det ikke mulig å verifisere reduksjonen i kapasiteten eller klarlegge hvilke anleggsdeler som vil være begrensende.

Hovedanlegget er designet for å utgjøre to hygieniske barrierer mot patogene mikroorganismer. Dette er i tråd med Drikkevannsforskriftens krav til vannforsyning (Mattilsynet, 2001). Faren for at patogene mikroorganismer skal finnes i rentvannet anses som betryggende liten forutsatt at anleggets hygieniske barrierer fungerer tilfredsstillende, bl.a. ut fra driftserfaringer fra andre vannbehandlingsanlegg med vesentlig dårligere råvannskvalitet enn Oset. I de periodene vannbehandlingen ikke fungerer optimalt, noe som en dessverre må forutsette at skjer fra tid til annen, vil det ha stor betydning hvilket innhold av patogene mikroorganismer en har i råvannet. Et eksempel på at anlegget kan ha en funksjon som ikke er optimal er når koaguleringen ikke er tilfredsstillende slik at fjerningen av organiske stoffer som reduserer UV-transmisjonen blir dårligere, en situasjon der både barrierene koagulering/sedimentering/filtrering og UV-desinfeksjon vil ha forringet funksjon. Slike situasjoner har en erfart at har oppstått og de vil høyst sannsynlig opptre igjen, for eksempel ved relativt raske økninger i fargetallet.

Dersom det skulle forekomme en oppblomstring av alger som gir uønsket lukt og smak på vannet vil dette være en situasjon anlegget ikke er designet for å takle. De organiske forbindelsene som forårsaker lukt og smak er gjerne flyktige og vil kun fjernes i begrenset grad med koagulering/sedimentering/filtrering eller med UV-desinfeksjon eller klorering med de dosene som benyttes til desinfeksjon. For å fjerne slike forbindelser må en ha en relativt kraftig oksidasjon og/eller adsorpsjon av forbindelsene på aktiv-kull. Dersom en skal kunne håndtere en forverring av råvannskvaliteten som medfører uønsket lukt og smak må en derfor

bygge ut behandlingsanlegget med et aktiv-kull-trinn, noe som innebærer betydelige investerings- og driftskostnader.

En forurensning av råvannet av store mengder kjemikalier etter en togulykke vil kunne få svært varierende konsekvenser avhengig av type kjemikalie, men i utgangspunktet må en forvente at Oset vannbehandlingsanlegg må stenges inntil kjemikaliene er vasket ut fra kilden. Dersom kjemikaliene kommer inn i anlegget før en får stanset dette må hele anlegget rengjøres. Dersom forurensningen er for eksempel hydrofobe petroleumsprodukter må en forvente å skifte ut all filtersand og mikrosand i anlegget, noe som i verste fall vil ta uker. Konsekvensene av et slikt utslipp er derfor dels at råvannet blir uegnet for vannproduksjon og dels at behandlingsanlegget for en tid ikke vil være i stand til å behandle vann i tilfredsstillende grad. Reserveanlegget vil selvsagt ikke kunne benyttes dersom råvannet er uegnet for vannproduksjon og dersom råvannspumpestasjonen er forurenset må denne rengjøres før reserveanlegget kan tas i bruk.

4.4.3. Reserveanlegget

Reserveanlegget består som nevnt i mikrosiling og klorering, med en kapasitet på 11,6 m³/s. Anlegget fjerner ikke humus og en hver aktuell vannkvalitetsendring vil kun påvirke kloreringen. Reserveanlegget anses som vurdert over ikke å gi en tilstrekkelig hygienisk barriereeffekt for vannforsyningen siden klorering vil utgjøre kun én barriere mot bakterier og virus, og ingen barriere for parasitter, mens mikrosiling på ingen måte er noen hygienisk barriere. Et økt fargetall vil øke nødvendig klordosering i forhold til dagens situasjon og tilsvarende øke dannelsen av klororganiske forbindelser, herunder også potensielt kreftfremkallende forbindelser. Både dersom periodene med fullsirkulasjon blir lengre og dersom konsentrasjonene av patogene mikroorganismer øker, uansett årsak, må en forvente at risikoen med å ta i bruk reserveanlegget vil øke. En generell anbefaling om koking vil være et adekvat avbøtende tiltak, men dette er selvsagt ingen garanti mot at enkelte abonnenter likevel benytter ukokt vann til drikke, vasking av matvarer etc. Konklusjonen må derfor være at hovedanlegget designes og driftes slik at bruk av reserveanlegget begrenses til situasjoner med betydelige uhell og ulykker i hovedanlegget. Det må ikke være slik at det er nødvendig å ta i bruk reserveanlegget pga driftsmessige forstyrrelser i et for øvrig intakt hovedanlegg.

4.4.4. Effekter av mulige endringer i aktiviteter i nedbørfeltet

Ulike scenarier med endringer i menneskelige aktiviteter i nedbørfeltet som kan medføre endret råvannskvalitet er diskutert i kapittel 3.3.8. Sannsynligheten/hyppigheten for slike hendelser er imidlertid ikke vurdert der.

En effektiv hygienisk barriere forutsettes under å redusere innholdet av bakterier og virus med 99,9 % og innholdet av parasitter med 99 % (tilsvarende henholdsvis 3 log og 2 log reduksjon).

Ved fremlegging av kommunalt vann og avløp til boliger i nedbørfeltet, økt aktivitet på Skar og dernest et fremtidig brudd i en avløpsledning langs Maridalsvannet er det beregnet et "worst-case" scenario med 200 *E.coli*/100 ml, 2 *Cryptosporidium* oocyster/ l og 2000 virus/l i vanninntaket. Uten hygieniske barrierer i vannbehandlingsanlegget mot parasitter er det beregnet 2800 syke i Oslo, mens med én effektiv hygienisk barriere er dette redusert til 28 og med to barrierer til < 1. Konsekvensen er at med kun reserveanlegget i drift vil konsekvensene av å drikke vann som ikke er kokt kunne bli store. Med hovedanlegget i drift og en hel eller delvis svikt i én av de to ordinære hygieniske barrierene i anlegget vil det være en fare for sykdom. Dette vil være en endring fra dagens situasjon der anlegget har to hygieniske

barrierer der en hel eller delvis svikt i den ene ikke skal medføre fare for abonnentene. Det må bemerkes at ved svikt i UV som hygienisk barriere vil klorering starte automatisk, men fordi svakklorering ikke har noen merkbar effekt på *Cryptosporidium* eller *Giardia* vil ikke dette tiltaket avhjelpe i et slikt tenkt scenario. Konsekvensen av å tillate muligheten for en slik forurensningsbelastning er at anlegget bør bygges ut med en tredje hygienisk barriere. Et eksempel på en slik barriere kan være å supplere anlegget med et ultrafiltreringsanlegg (membranfilter) som vil kunne utgjøre en barriere mot parasitter. Overvåking av vannets innhold av *E.coli* vil kunne være en mulighet for å avdekke faren for at en slik forurensning har funnet sted, men fordi *Cryptosporidium* har vesentlig lengre overlevelse i vannet enn *E.coli* vil ikke nødvendigvis en analyse av *E.coli* være tilstrekkelig til å fange opp alle utslipp av *Cryptosporidium*.

Et økt hestehold er beregnet å kunne gi 2 *E.coli*/100 ml og 0,2 parasitter/l i vanninntaket (dersom det er smitte i besetningen). Faren for sykdom må antas å være < 10 % av det som er angitt i eksempelet over, og ubetydelig dersom en har to effektive hygieniske barrierer. Dersom det tillates industrielt husdyrhold vil en både kunne få en tilførsel av sykdomsfremkallende mikroorganismer som vil medføre at enhver svikt i en av anleggets hygieniske barrierer vil medføre fare for sykdom hos abonnentene (dersom dyrene er smittet med humanpatogene mikroorganismer). I tillegg kan en få en eutrofiering med effekter for lukt og smak som anlegget ikke vil kunne håndtere og en ytterligere utbygging av vannbehandlingen kan bli nødvendig.

Med økt friluftaktivitet er det beregnet et ”worst-case” scenario med 12 *E.coli*/100 ml, 0,1-1 *Cryptosporidium* oocyster/ l og 100-1000 viruspartikler i vanninntaket. Faren for sykdom pga. parasitter vil kunne kreve at begge anleggets hygieniske barrierer er effektive for å unngå fare for sykdom. Kun en effektiv barriere vil kunne hindre et større ”registrerbart” utbrudd. Klorering i reserveanlegget vil utgjøre én hygienisk barriere mot virus. I hovedanlegget vil en ha 1-2 hygieniske barrierer avhengig av hvilke virus en tar hensyn til i vurderingen.

Dersom en antar at alle de tre scenariene opptrer samtidig vil en i et ”worst-case” scenario kunne få 2 *Cryptosporidium* oocyster/ l og 2000 viruspartikler/l i vanninntaket. I scenariene ble det antatt at syke mennesker, med stor utskillelse av parasitter og virus, var tilstede i nedbørfeltet (enten flere mennesker med gjennomsnittelig utskillelse eller få mennesker med ekstrem stor utskillelse). Faren for sykdom pga parasitter vil bli som ved et brudd på en avløpsledning. Enkelte virus kan smitte ved lave doser, og eksempelvis kan Norovirus smitte ved doser på 10-100 viruspartikler (FHI, 2009) eller enda lavere. Teunis m.fl (2008) beregnet, basert på forsøk med frivillige, at sannsynligheten for infeksjon ved å få i seg en noroviruspartikkel kan være så høy som 0.5 (dvs 50%) og sannsynligheten for sykdom ved infeksjon 0.1. Det trengs derimot mer kunnskap om hvordan viruspartikler transporteres i drikkevannskilder og i hvilken grad de beholder evnen til å skape infeksjoner. Med én effektiv hygienisk barriere mot virus vil en ha 2 viruspartikler/l i rentvannet, mens dersom en har to effektive hygieniske barrierer mot virus vil en ha 0,002 viruspartikler/l i rentvannet. Dette indikerer at én hygienisk barriere ikke nødvendigvis er tilstrekkelig til å hindre sykdom hos abonnenter. Fordi svikt i én barriere er noe en vet at kan forekomme er konsekvensen av å tillate muligheten for en slik forurensningsbelastning at vannbehandlingsanlegget bør bygges ut med en tredje hygienisk barriere.

Et utslipp fra en septikbil som gir en konsentrasjon på 2 *E.coli*/100 ml, 1 *Cryptosporidium* oocyster/ l og 1000 Norovirus i vanninntaket vil få konsekvenser tilsvarende utslipp fra en avløpsledning med hensyn på *Cryptosporidium* og Norovirus. Dette forutsetter at det var akutt

syke mennesker, med maksimal utskillelse av parasitter og virus, i husstanden der septikbilen hentet svartvann. Det er mindre sannsynlig at det er slike akutt syke mennesker i 1-2 husstander enn i alle husene som er tilknyttet en avløpsledning

Flere av de nevnte scenariene vil kunne medføre fare for sykdom hos abonnentene dersom reserveanlegget er i drift eller det er hel eller delvis svikt i en av de ordinære barrierene i hovedanlegget. Det er over argumentert for at en ved drift av reserveanlegget bør gå ut med anbefaling om koking, noe som vil være et avbøtende tiltak også ved hendelser som omtalt over. For hovedanlegget er det viktig å forebygge svikt i anleggets ordinære hygieniske barrierer. Imidlertid vil svikt kunne skje, både i hovedanleggets ordinære hygieniske barrierer og i abonnentenes oppfølging av en kokeanbefaling.

Et viktig forhold er selvsagt hvor sannsynlig hendelsene er og hvorvidt en ved varslingsrutiner med mer kan fange opp hendelsene før de får konsekvenser. At en septikbil kjører av veien og tømmer lasten i Maridalsvannet er noe som også kan skje i dag, men ingen slike hendelser er rapportert selv om tømning av tette tanker har pågått i nedbørfeltet i en årrekke. Forutsatt at VAV blir varslet så snart ulykken skjer vil abonnentene kunne varsles før utslippet medfører sykdom hos abonnentene selv ved svikt i hovedanlegget. De andre hendelsene er av en art som vanskelig kan varsles på denne måten, og i hvert fall forurensning som skyldes avføring i eller nær kilden vil være svært sannsynlig dersom en tillater friluftaktiviteter eller beiting der. For å forebygge en slik forurensning bør en begrense muligheten for at hendelsen kan skje.

5. BESKYTTELSESTILTAK I MARIDALSVANNET MED NEDBØRFELT

5.1. Bakgrunn og hensikt

I henhold til Drikkevannsforskriftens § 4 er det forbudt å forurense vannforsyningssystem og internt fordelingsnett dersom dette kan medføre fare for forurensning av drikkevannet. Det lokale Mattilsynet kan forby eller sette vilkår for aktiviteter som forurenser, eller kan medføre fare for forurensning av drikkevann i vannforsyningssystem og internt fordelingsnett på land, innretninger til sjøs, luftfartsfartøyer og skip. Med aktiviteter menes også utøvelse av allemannsretter. Det sentrale Mattilsynet kan ved forskrift forby eller sette vilkår som nevnt ovenfor. Vannverkseier har ansvar for å påse at slik forurensning ikke skjer, og i henhold til § 14 i drikkevannsforskriften skal vannverkseier påse at det planlegges og gjennomføres nødvendig beskyttelse av vannkilden(e) for å forhindre fare for forurensning av drikkevannet, og om nødvendig erverve rettigheter for å opprettholde slik beskyttelse.

Vannbehandlingsprosessene skal være tilpasset den aktuelle råvannskvalitet, forholdene i tilsigsområdet, materialene i og utformingen av transportsystemet.

For å sikre hygienisk betryggende drikkevann, skal eier av godkjenningspliktig vannforsyningssystem og meldepliktig vannforsyningssystem gjennom valg av vannkilde(er), beskyttelse av denne (disse) og etablering av vannbehandling sørge for at det til sammen finnes minimum to (uavhengige) hygieniske barrierer i vannforsyningssystemet. Et av disse skal sørge for at drikkevannet blir desinfisert eller behandlet på annen måte for å fjerne, uskadeliggjøre eller drepe smittestoffer. Den andre barrieren kan til en viss grad utgjøres av kilden forutsatt at denne har nødvendige kvalitet og det er iverksatt tilstrekkelige beskyttelsestiltak mot forurensning i nedbørfeltet.

Ved store vannverk er imidlertid ikke kilden lenger regnet som en fullverdig hygienisk barriere. Særlig gjelder det hvis kilden er liten og det er menneskelig aktiviteter i nedbørfeltet som kan føre til forurensning. Oset vannverk med Maridalsvannet som kilde, er av denne kategorien. Derfor er det ved Oset nye vannbehandlingsanlegg installert 2 barrierer i den tekniske vannbehandlingen, der kjemisk felling og filtrering utgjør den ene barrieren (fjerning av smittestoffer) og UV-behandling utgjør den andre (dreping/innaktivering av smittestoffer).

Det gamle vannbehandlingsanlegget ved Oset, som i dag beholdes som reserve, hadde bare en hygienisk barriere i den tekniske vannbehandlingen, nemlig klorering (inaktivering av smittestoffer). Den andre barrieren var kilden (dypvannsinntak fra Maridalsvannet) med beskyttelsestiltakene i nedbørfeltet. Det gamle vannbehandlingsanlegget beholdes som reserve, og det har allerede vært koplet inn ved noen anledninger i forbindelse med vedlikehold og driftsproblemer ved det nye vannbehandlingsanlegget. Overvåkingen, både av Maridalsvannet selv, og av råvannsinntaket fra dette, har vist at Maridalsvannet ikke kan sies å være en fullverdig hygienisk barriere, særlig i sirkulasjonsperiodene, vår og høst. Spesielt ved større vannverk er myndigheten nå blitt svært restriktive med å godkjenne kilden som en hygienisk barriere. Dette fordi vannbåren smitte da kan ramme svært mange mennesker og legge beslag på, eller sprengte, hele sykehuskapasiteten i en landsdel i lang tid. Helsedepartementet har godkjent Maridalsvannet som drikkevannskilde for Oslo under

forutsetning av at de gjeldende restriksjoner på den menneskelige aktiviteten i nedbørfeltet opprettholdes. Denne godkjenningen (25.06.2003) er imidlertid fra før det nye vannbehandlingsanlegget ble bygget.

På bakgrunn av at det nye Oset vannbehandlingsanlegg er etablert med to tekniske hygieniske barrierer, samt økt press fra ulike hold for å åpne mer opp for friluft-, rekreasjons-, og næringsinteresser i Maridalen og Maridalsvannets nedbørfelt, ønsker VAV en gjennomgang av dagens beskyttelsesregime, og en evaluering av dette i lys av den nye situasjonen, for å se om det var behov for/rom for å gjøre noen endringer.

5.2. Innledende vurdering av behov for beskyttelsestiltak

Maridalsvannet er en liten innsjø på bare 3,7 km². Den er langt mindre enn det som er vanlig størrelse på vannforsyningen til fleste store vannverk i Norge, se Figur 3-2. Alle vannkilder i denne begrensede størrelsekategori har etablert beskyttelsestiltak som begrenser det menneskelige aktiviteten i nedbørfeltet eller deler av dette. Først når innsjøene nærmer seg 20 km² og over, er det vanlig å ikke ha spesielle beskyttelsestiltak i nedbørfeltet.

Maridalsvannets dypvann har såpass liten mektighet at det drikkes opp halvannen gang i hver stagnasjonsperiode. Dypvannet etterfylles da av overflatevann. Dette ser man bl.a. gjennom at om sommeren øker temperaturen i inntaket, og om vinteren minker den. Det vil si at selv i stagnasjonsperiodene er ikke Maridalsvannet godt sikret mot hygienisk forurensning. I større innsjøer som nyttes til vannforsyning i Østlandsområdet som Tyrifjorden, Mjøsa, Farrisvannet, Eikeren, Norsjø, m.fl. gjør ikke vannforsyningen noe målbart innhogg i dypvannet i det hele tatt, se Figur 3-2. Etter hvert som vannbehovet i Oslo øker, vil dypvannet i Maridalsvannet bli mindre og mindre sikkert, hygienisk sett, selv i stagnasjonsperiodene.

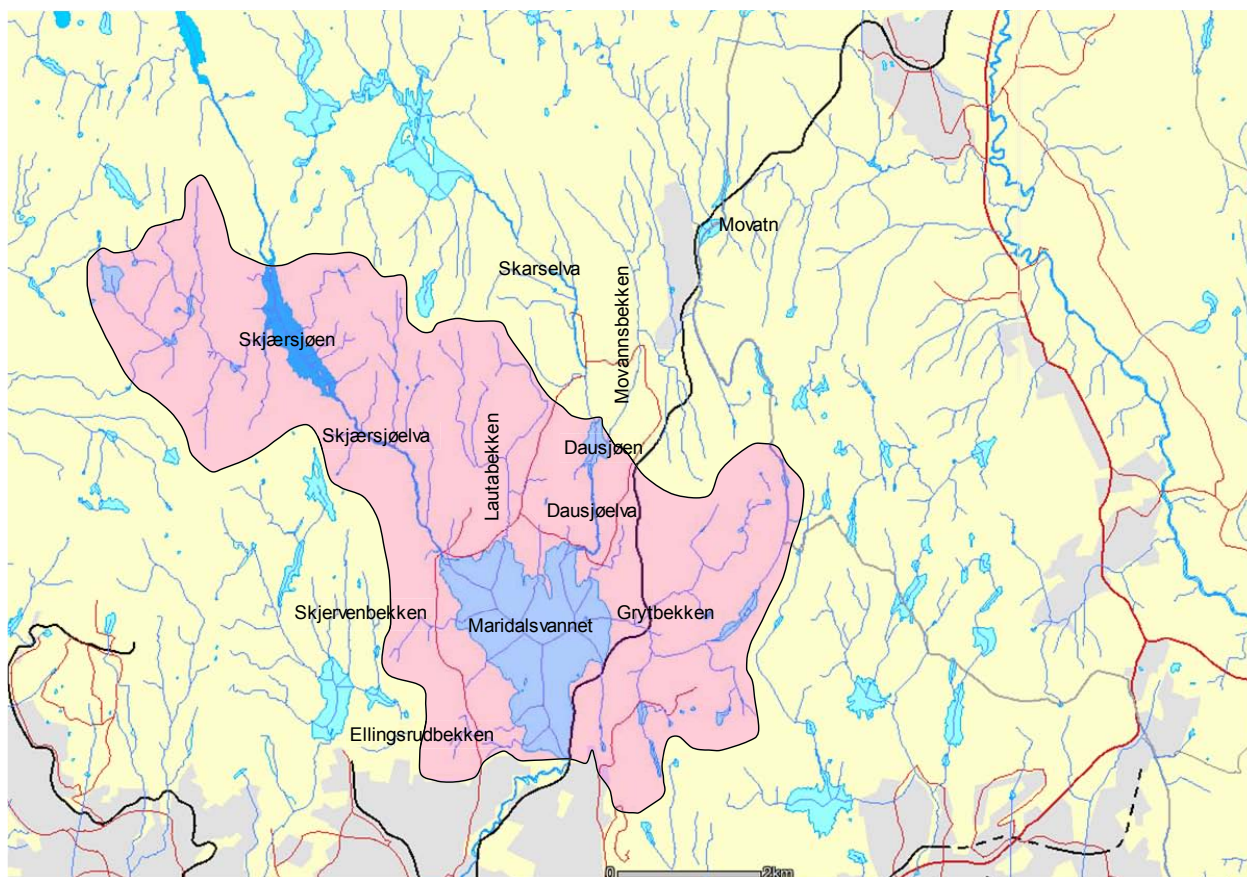
Oslo har ingen god reserve vannforsyning som kan koples inn hvis noe alvorlig galt skulle skje med Maridalsvannet og som ikke kan håndteres med dagens vannbehandling, f.eks. lukt, smak, kjemikalier fra godstog, algegifter, etc.

Det er derfor ingen tvil om at det fortsatt er grunn til å ha bestemte beskyttelses tiltak i nedbørfeltet i form av restriksjoner på menneskelig aktivitet som kan gi forurensnings-tilførsler til innsjøen. Spørsmålet er knyttet til hvor strenge de skal være, og hvor langt opp i nedbørfeltet de skal gjelde. Det bemerkes innledningsvis at NIVA og SINTEF har ingen drikkevannsmyndighet, og heller ikke noen stor juridisk kompetanse. Dette kapitlet må leses med det for øyet at vi kun antyder hvilke tiltak som synes å være nødvendig ut i fra drikkevannsfaglige hensyn og vanlig praksis ellers i landet. Etablering av eventuelle endringer i beskyttelsesregimet er Vann- og avløpsetatens ansvar.

5.3. Dagens geografiske beskyttelsesområde

Dagens geografiske beskyttelsesområde utgjøres av Maridalsvannet selv og nærområdet rundt selve innsjøen, og omfatter bare en liten del av nedbørfeltet. Kart over nedbørfelt og beskyttelsesområdet er gitt i hhv Figur 2-1, Figur 2-2, og Figur 2-3 foran i rapporten. Kortfattet beskrivelse av nedbørfelt og menneskelige aktiviteter i dette er gitt i kapittel 2.1.1.1, og av Maridalsvannet i kapittel 2.1.1.2. Mer detaljert beskrivelse av forurensningssituasjonen er gitt i kapittel 3.

Vi har i Figur 5-1 tegnet dagens beskyttelsesområde inn på det enkleste kartet i NVE-Atlas og lagt inn alle bekkene fra elvenettverket ELVIS (www.nve.no). Dette fordi det da er lett å se hvordan de ulike bekkene drenerer til Maridalsvannet.



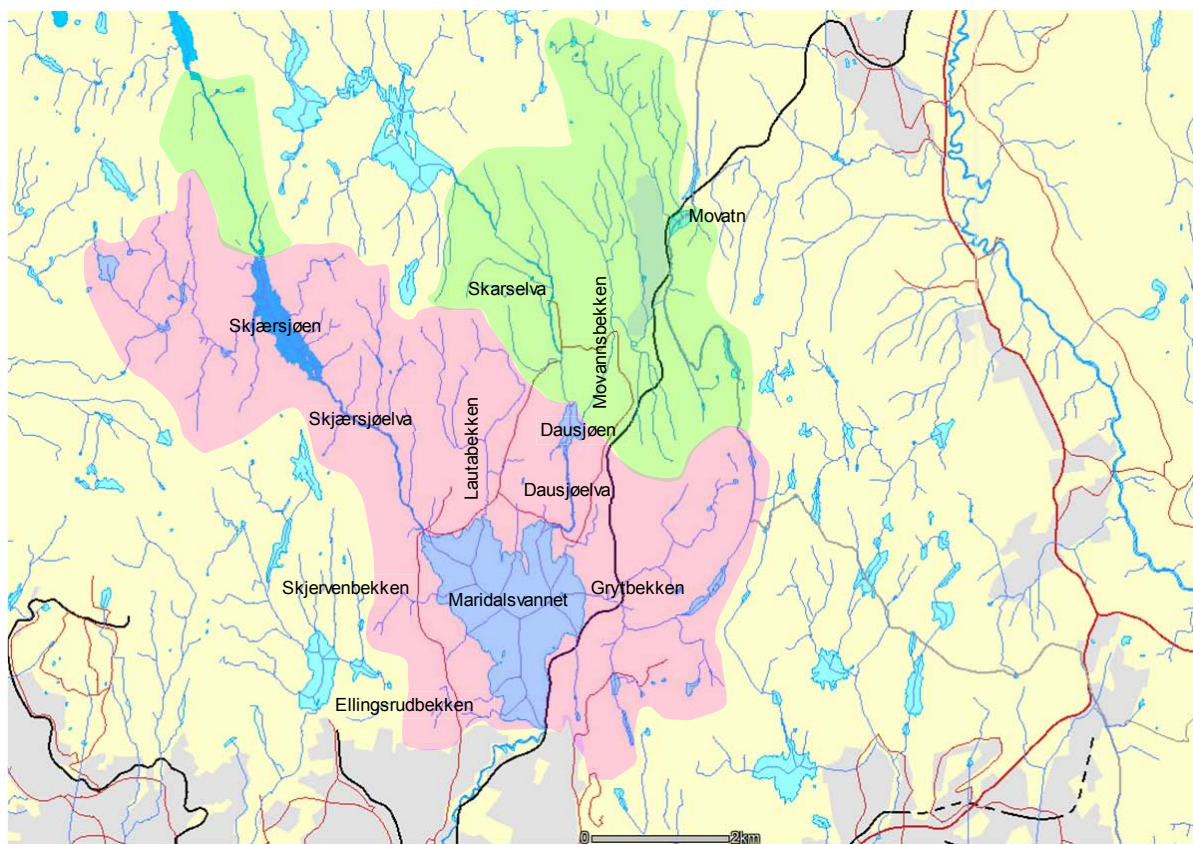
Figur 5-1 Dagens restriksjonsområde tegnet inn i kart fra NVE Atlas, hvor alle bekkene er lagt inn fra Elvenettverket ELVIS.

5.3.1. Evaluering av utstrekningen av dagens beskyttelsesområde

Når vannet går gjennom innsjøer skjer en betydelig reduksjon av vannets innhold av forurensninger, herunder også mikrobiologiske smittestoffer. Det er en lang rekke prosesser involvert i denne selvrensningen av patogener i innsjøer. Noen mikroorganismer sedimenterer til bunns, noen rett og slett dør ved langvarig opphold utenfor tarmen, noen spises opp av protozoer og plankton, mens noen inaktiveres av sollys. På denne bakgrunn er det naturlig å sette grensen for restriksjonsområdet ved innløpet til første oppstrøms innsjø, som Skjærsjøen og Dausjøen, slik det er gjort i dagens restriksjonsområde. Alle disse selvrensningsfunksjonene er avhengig av vannets oppholdstid i innsjøen. En bekk eller elv har nærmest ingen retensjon av forurensninger. For at en innsjø skal kunne få egen planktonproduksjon (plante- og dyreplankton) og fungere som en innsjø økologisk sett, må den ha oppholdstid lenger enn ca 5-6 dager i følge forsøk NIVA har utført. Dausjøen har en gjennomsnittlig oppholdstid på 7 dager, mens Skjærsjøen har en gjennomsnittlig oppholdstid på bare 9 dager. Dvs. at i alle fall Dausjøen, er knapt nok en innsjø funksjonelt sett. Hvis man antar at i flomperioden vår og høst er vanntilførslene ca 10 ganger større enn gjennomsnittet over året, vil oppholdstiden reduseres til timer. Det sier seg selv at ingen av disse to innsjøene har noen særlig reduksjon av mikroorganismer i slike perioder. I slike tilfeller vil vannet bruke under et døgn fra bebyggelsen ved Movatn og til Maridalsvannet. I kapittel 3.3 fant vi i tråd med dette, basert

på VAVs overvåkingsdata fra måle punkter oppstrøms og nedstrøms Dausjøen, at denne innsjøen hadde svært liten effekt på reduksjon av *E. coli*. Man må derfor også anta at den har nokså liten selvrensningseffekt på andre mikroorganismer.

Tar man ovennevnte resonnering i betraktning, og sammenholder Figur 5-1 med Figur 2-2 hvor arealbruk, veger og bebyggelse er inntegnet, ser mat at bebyggelsen og jordbruket ved Skar, og kanskje spesielt tettbebyggelsen ved Sørbråten/Movatn, egentlig burde vært inkludert i restriksjonsområdet. Ut fra naturlige selvrensingsprosesser i vassdraget burde man utvidet restriksjonsområdet til slik det er vist i Figur 5-2, summen av rødt og grønt felt. Det kan synes fornuftig for en del aktiviteter og ha noe mindre restriktive regler i det grønne feltet enn i det røde området. I området oppstrøms dette feltet kan man ha mindre strenge regler, dvs. det er tilstrekkelig å forvalte vassdraget etter Marka lovens og Forurensningslovens bestemmelser og forskrifter.



Figur 5-2 Forslag til beskyttelsesområde basert på selvrensingsprosesser i vassdragsavsnitt (rødt + grønt felt). Rent funksjonelt så er dette det forurensningsfølsomme området for Maridalsvannet.

Forurensningspotensialet er mye mindre i Skjærsjøens nedbørfelt enn i Dausjøens nedbørfelt, da det er nærmest ikke bor noen i førstnevnte felt (kun Bjørnholt), mens i Dausjøens nedbørfelt bor det flere hundre mennesker samt en god del husdyr. Dausjøen har 7 dagers gjennomsnittlig oppholdstid, mens Skjærsjøen har 9 dager. Selv om det er liten forskjell, har altså Skjærsjøen litt bedre retensjon av forurensninger enn Dausjøen. I tråd med dette, måler man også vanligvis null *E. coli* i Skjærsjøens utløp, mens det er ganske høye konsentrasjoner i utløpet av Dausjøen. Det er derfor litt rart at man har inkludert det beste av disse feltene (Skjærsjøfeltet) i dagens restriksjonsområde, og ikke Dausjøfeltet, som er det verste. Forurensningsfaglig burde det ha vært gjort omvendt.

5.4. Dagens restriksjoner innen beskyttelsesområdet

5.4.1. Bosetning og hytter – vann og avløp

Det har vært bosetning i Maridalen siden gammelt av og man har ønske om å kunne bevare denne. Man må imidlertid ha det klart for seg at Maridalsvannet er Maridalens resipient for forurensninger. Det er derfor svært viktig å ha god kontroll på utviklingen av bosetning og hytter i dette området, og området bør forvaltes betydelig strengere enn i andre deler av Marka, som ikke drenerer til drikkevannskilden.

I dag er det ikke lov til å bygge verken nye hus eller nye hytter i Maridalen. Hyttene hadde i utgangspunktet ikke innlagt vann, men det har skjedd en ”snikutvikling” ved at folk har tatt seg til rette og etter hvert fått lov til å beholde det innlagte vannet. For ikke lenge siden gikk bystyret inn for at alle hyttene i Movatn/Sørbråten området skal få lov til å legge inn vann, etter langvarig press fra ulike hold (kfr. Bystyrevedtak av 08.06.2011, sak 168). På liknende måte har det jamt og trutt skjedd en snikomgjøring av hytter til boliger. Folk ”bor” i hyttene sine. I de tettest bebygde områdene er det i dag korte avstander mellom brønner og avløpsanlegg. Det er rapportert enkelte tilfeller av høyt innhold av *E. coli* i private brønner og lokalt er enkelte bekymret at det skjer kortslutning mellom avløpsanlegg og brønner.

5.4.1.1. Regler for vann og avløp i dag

- Reglene for avløp er at husene skal ha tett tank for svartvannet, som tømmes av den enkelte når den er full.
- Gråvannet skal renses i godkjent gråvannsanlegg og deretter slippes til spredegrøft minst 50 m fra vassdrag (etter oppgraderingen er ferdig).
- Tett tank skal være innendørs og kunne inspiseres, gråvannstanken og biofilteret kan være gravd ned utendørs, men den skal kunne inspiseres, vedlikeholdes og tas ut prøver ved innløp og utløp.
- Vannforsyning er privat, enten fra jordbrønn, bekk, eller borebrønn i fjell, og sisterner.

5.4.1.2. Evaluering av reglene for avløp fra bebyggelse

Mange kommuner som har vannforsyning fra små og relativt små innsjøer (som Maridalsvannet) har ført en strengere bolig- og hytte- politikk i vannkildens forurensningsfølsomme område enn Oslo kommune. Ofte rives hyttene når en innsjø bygges ut til større vannkilder, og eierne får tomt utenfor vannkildens nedbørfelt og kompensasjon for å bygge opp hytte av tilvarende standard der. Det er nokså uvanlig å tillate og omregulere hytter til boliger i slike områder.

Tett tank er ok hvis den er tett, og hvis den tømmes i tide. Erfaringen fra andre steder er at det ikke alltid fungerer så godt at den enkelte har ansvar for tømning og oppfølging. Det er sikrere at kommunen tar dette ansvaret og gjør det regelmessig. Det bør også gjennomføres i Maridalens nedbørfelt.

Det er dårlig med egnede infiltrasjonsforhold i grunnen i mesteparten av de bebygde områdene i Maridalen, i henhold til kartlegging av Bioforsk (Hensel og Hanserud 2010). Dvs at avløpet fra dagens dårlig fungerende gråvannsanlegg i Movatn-Sørbråten, og andre ikke oppgraderte områder, i betydelig grad når vassdrag som drenerer til Maridalsvannet, noe man ser på prøver fra bekkene. Bleievask og rumpevask av barn går i gråvannet, sammen med oppvaskvann, dusjevann og annet vaskevann. Det kan være mye mageonder ute og går blant småbarn, så å ha slikt drenerende til Maridalsvannet er uheldig. Det haster derfor med å få oppgradert avløpssystemene slik man har gjort i Solemskogen. I tettbygde strøk som på Sørbråten, kan gråvannsanleggene bidra til at man forurenses brønnene til hverandre. Det at man nå nærmest har tillatt alle hyttene å legge inn vann, vil medføre at vannforbruket øker, man vil i enda større grad bo i hyttene sine, og faren er økende for at man kan forurense brønnene til hverandre. Det er et problem allerede i dag. Ved byrådsvedtaket i juni fikk 14 hyttereiere omdisponert sine hytter til bolig, og på Sørbråten synes man at flere (anslagsvis et 80 talls) hytteeiendommer bør kunne omdisponeres til boliger, kfr. F.eks. Arikkel i Nordre Aker Budstikke av 26. mai 2011. Det vil si at avløpsmenden vil øke, om med det, faren for at infiltrasjonsgrøftene vil kunne forurense lokalet brønner vil også øke. Det er lett å tenke seg at det etter hvert tvinger seg fram behov for kommunal vannforsyning, og med det økt vannforbruk når man får ubegrenset tilgang. I flere områder, særlig i Movatn/Sørbråtenområdet vil dette føre til at økt hydraulisk belastning på gråvannsanleggene. Deres renseeffekt vil kunne avta, og Maridalsvannet vil motta mer forurensning. En kan tenke seg, at det på litt sikt, etter påtrykk fra lokal befolkningen vil tvinge seg fram sterke ønsker, og press, om fremføring av kommunal kloakkledning.

Faren dette kan medføre er at kommunen da tillater mer utbygging for å få bedre utnyttelse av infrastrukturkostnader og kanskje å ta inn noe av kostnadene på tomtepris på nyutbyggingen. Dette vil være en farlig utvikling.

Slik vi ser det på lang sikt, er det to "bærekraftige" alternativer for hytte- og boligpolitikk i den forurensningsfølsomme delen av Maridalsvannets nedbørfelt. Felles for begge alternativene må man søke mot å redusere bo- og hytteaktiviteter.

1. Oppgradere avløpsanleggene i hele området så raskt som mulig, etablere kommunal tømming og ettersyn av disse, ikke tillate folk å bo i hytter, heller tilbakeføre hus til hytter enn det motsatte, slik man nå gjør, kanskje rive hytter å tilby tomter utenfor drikkevannskildens nedbørfelt, etc.
2. Det andre alternativet som vil være å fremføre vann og kloakk til de største befolkningssentraene i det utvidete restriksjonsområdet, slik at de områdene blir helt modern sanitærmessig sett. Man må regne med at det vil være et stadig tilbakevendende ønske og press fra beboerne om dette. Selv om denne løsningen skulle komme en gang i fremtiden, må det settes en absolutt stopp for videre utbygging av forurensningsskapende aktivitet i restriksjonsområdet hjemlet i helselovgivningen.

Oslo kommune er igang med å oppgradere de lokale avløpsanleggene. Forhåpentligvis vil dette bedre på situasjonen mht. hygienisk forurensning av innløpene til Maridalsvannet. Men med hensyn til hytteaktivitet i restriksjonsområdet, ser man ut til være mindre restriktiv nå enn tidligere. Det synes vi er litt betenkelig. Å føre fram kommunalt vann og kloakk (alternativ 2), vil kreve at kloakkledning og pumpestasjoner sikres meget godt mot brudd og lekkasjer. Et slikt anlegg vil være svært kostbart og vil muligens være urealistisk av den grunn, i alle fall på kort sikt.

5.4.2. Dagens beskyttelsesregler mot jordbruksforurensninger

Kommunen har kjøpt de fleste gårdene (13 gårder) og leid dem ut med bruksbegrensninger. Disse gårdene kalles gjerne forpaktningsgårdene. Det er friluftsetaten i Oslo kommune som administrerer de kommunale gårdene og håndhever reglene for driften. Det er 5 private gårder igjen, hvor det i prinsippet ikke er de samme bruksbegrensningene.

5.4.2.1. Restriksjoner på forpaktningsgårdene som skal hindre forurensning av drikkevannet

§5 i forpaktningskontraktene omhandler de spesielle driftsrestriksjoner som skal hindre forurensning av drikkevannet. Vi gjengir disse reglene kortfattet her:

5.1) Bestemmelser under denne paragrafen er viktige for å hindre forurensning av byens drikkevann. Brudd på bestemmelsene regnes som vesentlig mislighold, jfr. Forpaktningsloven § 26 punkt 7, med de følger som der er nevnt.

5.2) Forpaktningen omfatter ikke arealer langs Maridalsvannet i en avstand på 10 m, som regnes fra høyeste regulerte vannstand (HRV). HRV er merket med faststøpte bolter.

5.3) Forpakteren må ikke tilføre Maridalsvannet forurensninger gjennom bekker, kanaler og åpne grøfter eller på annen måte. På hver side av bekker, kanaler og åpne grøfter skal det være graskledd vegetasjonsbelte. Bredden skal være 10 m og arealet skal ligge i varig eng, uten bruk av plantevernmidler eller gjødsling. Bredden måles fra øvre kant av bekkeskråningen. Der hvor det er behov for det, kan friluftsetaten pålegge grasdekte vannveger.

5.4) Avrenning/erosjon. Høstpløying er ikke tillatt. Alt areal skal overvintre grasdekt, i stubb eller som høstkorn. Pløying til høstkorn er tillatt.

5.5) Forpakteren skal utarbeide miljøplan i henhold til forskriftene. Kopi av planen skal sendes Friluftsetaten hvert år innen 20. oktober.

5.6) Forpakteren skal gjødsle i henhold til gjødselplan utarbeidet etter retningslinjer fra landbruksmyndighetene. Gjødselplan sendes Friluftsetaten innen 1. april. Oppgaver over faktisk forbruk skal sendes friluftsetaten hvert år innen 20. oktober.

5.7) Forpakteren plikter innen 1. april hvert år å sende Friluftsetaten oppgave over gjødsel type/mengde og plantevernmidler, type/mengde, ugras/skadegjørere som de er planlagt nyttet mot på gården. Oppgave over faktisk forbruk og kopi av sprøytejournal skal sendes Friluftsetaten hvert år innen 20 oktober. Oppgave over bruk av plantevernmidler skal skje i henhold til gjeldende regler fra landbruksmyndighetene eller pålegg fra drikkevernsmyndighetene.

5.8) For andre produkter enn korn, oljefrø, poteter og grasdekket areal, skal plassering og størrelse godkjennes av Friluftsetaten.

5.9) På hvert bruk er det tillatt å holde 3 hester, hund og katt som er eiet eller leiet av forpakteren.

5.10) Havning/beiting med hester/husdyr må ikke skje nærmere Maridalsvannet og Dausjøen, samt Skærsjøelva og Dausjøelva enn 50 m. For beiteområder mot bekker og åpne kanaler må ikke beiting skje nærmere enn 10 meter.

5.11) Husdyrgjødsel behandles etter statlige forskrifter og drikkevannsmyndighetenes bestemmelser. Sprening av husdyrgjødsel må ikke skje nærmere vann, elv, bekk enn 20 meter. Husdyrgjødsel skal nedmoldes i løpet av 24 timer etter spredning.

5.12) Overskuddsmasse, naturgjødsel, og liknende fra steder utenfor Maridalen, må ikke tilføres eller nyttes på bruket.

5.13) Til forpaktningen hører ingen rett til å ha båt, til å bade, fiske eller liknende i Maridalsvannet, Dausjøen, Dausjøelva og Skjærsjøelva. Forpakteren har ingen rett til å benytte disse til vinterkjøring.

5.14) Salg av frihandelsvarer eller serveringsvirksomhet er ikke tillatt.

5.15) Søknad om dispensasjon fra bestemmelsene knyttet til drikkevannsrestriksjonene kan sendes til Friluftsetaten.

Utover disse spesielle reglene gjelder landbrukets forskrifter, som f.eks. Forskrift om gjødselvarer av organisk opprinnelse. Dette gjelder selvsagt også for de private gårdene. Her sies det i tillegg til ovennevnte at det ikke er lov å spre husdyrgjødsel på frosset eller snødekket mark og ikke i perioden 1. november – 15. februar. Spredning av husdyrgjødsel skal så langt det er mulig skje i perioden fra våronnstart til 1. september, og fortrinnsvis om våren når planteveksten tar til. Gjødselen skal moldes ned senest 24 timer etter at spredning er foretatt.

5.4.2.2. Husdyrhold på de private gårdene

De private gårdsbrukene er ikke underlagt de spesielle reglene som gjelder for forpaktningsbrukene. Dyreholdet reguleres her etter landbrukets forskrifter. Det er da ikke noen særlige begrensninger på hvor mange husdyr de kan ha. En av disse gårdene, Hauger gård, driver stort med ridning, og har et sted mellom 30-40 hester. De andre gårdene har fra 2-4 hester omtrent som de kommunale gårdene. Havne hagen til Hauger gård ligger på en haug som navnet tilsier og har i liten grad bekker som kan føre forurensning raskt til Maridalsvannet

5.4.2.3. Evaluering av restriksjonen for landbruk

Reglene virker absolutt relevante i forhold til å beskytte Maridalsvannet mot landbruksforurensning. Reglene gjelder bare for områdene direkte ned til Maridalsvannet, langs Dausjøen og Dausjøelva, samt langs Skjærsjøelva. Vi fant i forurensningsanalysen at Dausjøen hadde liten retensjon av tarmbakterier (*E. coli*), og vi må da regne med at den har like lav retensjon av andre patogener. Vi fant også at bekkene som drenerte hestebeiter til Skarselva rett ovenfor Dausjøen var massivt forurenset med *E. coli* i regnværperioder. Det var også beiting direkte ned til Skarselva med sterkt opptråkket hestesti langs elva med rikelig med hestemøkk helt i vannkanten. Her var også Skarselva massivt forurenset med *E. coli* i regnværperioder. Man bør vurdere å holde beitende husdyr unna bekker og elver i hele det foreslåtte restriksjonsområdet i Figur 5-2, i alle fall praktisere 10 m regelen og gjerde hestene vekk fra bekker og elver i dette området. Man må da sette ut vanningskar på beiten. Disse kan imidlertid godt fores med slange fra bekken. De bør styres av flotørventil slik at det ikke dannes ny bekk fra området rundt vanningskarene og ut til vassdraget nedstrøms vannekaret.

Man må håndheve reglene. Det er gitt dispensasjoner slik at det totale antall hest som er lov å ha her er 39 per i dag (mot 30 opprinnelig). Den siste hestetellingen viste at det var snikinnført 4 nye hester, slik at total tallet på forpaktningsgårdene nå var 43. Noen gårder som drives som såkalte besøksgårder, har de i tillegg fått anledning til å ha noen ganske få andre

husdyr, slik at de besøkende barnehager og småskoleklasser får se hvordan de ulike husdyrene i norsk landbruk ser ut. Til sammen er det nå omlag 100 hester innen restriksjonsområdet. Dette bør være et absolutt tak. Man må om nødvendig skaffe seg kontroll over dyreholdet på de private gårdene, hvis antallet hest der øker for mye.

Bortsett fra de ovennevnte kommentarer bør restriksjonene på landbruksaktivitetene holdes på dagens nivå.

5.4.3. Regler for vegtransport og togtransport

Det er ingen spesielle regler for dette i restriksjonsområdet for Maridalsvannet, utover de regler som gjelder for dette ellers etter samferdselslovgivingen.

5.4.3.1. Evaluering av reglene for vegtransport gjennom Maridalen

Faren ved vegtransporten i dag er først og fremst at slamsugebil skal kjøre ut i en av innløpselvene etter tømning av tette tanker. Tankbiler med fyringsolje kan også kjøre ut, men fyringsoljen vil fordele seg i overflatelagene i Maridalsvannet uansett, så dette er ikke regnet som noe stort problem.

Tiltak kan være at det innføres strengere fartsgrenser på utsatte strekninger.

5.4.3.2. Evaluering av reglene for togtransport gjennom Maridalen

Togtransport av farlige stoffer kan teoretisk utgjøre en stor trussel mot vannforsyningen fra Maridalsvannet. Et godstog som kjører ut på strekningen ved vanninntaket, vil kunne komme helt ned i inntaksdypet nokså nær vanninntaket, da det er svært brådypt på denne strekningen. Hvis kjemikalier da lekker ut, vil disse kunne komme inn i vanninntaket i store konsentrasjoner, og det vil kunne ta mange måneder (halvt år) før vannet kan brukes. Da Oslo svært liten reservekapasitet i dag (et par dager), vil dette kunne få dramatiske følger.

En bør vurdere forbud mot transport av farlige kjemikalier inn til Oslo denne vegen. I det minste bør godstogene få krav til redusert hastighet på den aktuelle strekningen.

5.4.4. Regler for rekreasjon og friluftsliv innen restriksjonsområdet

5.4.4.1. Ferdsel ved og på Maridalsvannet

I den isfrie periode er det ikke lov å ferdes innenfor gjerdet langs Maridalsvannet, eller det som er markert med bolter langs en del av jordene (10 m sonen fra HRV). Det er kun Vann- og avløpsetatens folk som har anledning til å ferdes der i spesielle ærend. All ferdsel utenom Vann- og avløpsetatens folk, må ha spesiell tillatelse fra Vann- og avløpsetaten.

I den islagte periode er det lov å ferdes til fots på og ved vannet. Vann- og avløpsetaten åpner portene i november/desember når isen er sikker. Det er imidlertid ikke lov til å hogge hull i isen og fiske. Det er lov å gå på ski og skøyter, is-kiting, og sparking. Motorisert ferdsel er ikke lov, verken på is, vei, eller terreng, uten spesiell tillatelse.

Andre steder i restriksjonsområdet har man anledning til å ferdes langs veger og stier på vanlig måte etter friluftsløven, til fots, ski, eller sykkel.

5.4.4.2. Opphold, rasting, bading, etc.

Det er ikke lov å bade i vann og elver innen restriksjonsområdet. Det er ikke lov å raste, eller oppholde seg, tenne bål, slå opp telt etc i restriksjonsområdet nærmere åpent vann enn 50 m. Er man f.eks. på sykkeltur langs Skjærsjøen, har man ikke lov til å sette seg ned ved vannet for å hvile seg. Det samme gjelder hvis man må gjøre sitt fornødende, man må gå 50 m opp i lia, vekk fra åpent vann. Til det sistnevnte er det nå satt opp toaletter på en del strategiske steder.

5.4.4.3. Fiske, krepsing, etc.

Det er ikke lov å fiske eller krepse innenfor restriksjonsområdet. Dette gjelder all slags redskap, også sportsfiske. OFA har anledning til å drive stamfiske og utsetting etter spesiell tillatelse fra Vann- og avløpsetaten.

5.4.4.4. Båtbruk

Innenfor restriksjonsområdet er det kun Vann- og avløpsetaten som har anledning til å bruke båt i bestemte ærend. All annen bruk av båt er forbudt. Bruk av båt til nødvendige ærend, f.eks. i forbindelse med vitenskapelig arbeid, fiske skjøtsel, etc., må omsøkes til Vann- og avløpsetaten.

5.4.4.5. Hundelufting

Det er ikke lov å la hunden bade innen restriksjonsområdet. Hunden må holdes i bånd i perioden med båndtvang. Generell båndtvang er fra 1. april – 20. august, men ofte er denne utvidet til sauer er i hus, ca 10. september, samt at om vinteren er det ofte ekstraordinær båndtvang på grunn av mye snø for rådyr og elg. Disse periodene annonseres i avisen. Utenom båndtvangsperiodene, kan hund i følge med eier gå løs, så fremt man har kontroll over den (dvs. man kan rope den inn i alle situasjoner, jfr. Hundeloven).

5.4.4.6. Regler for ridning i restriksjonsområdet

I restriksjonsområdet gjelder de samme regler som i Oslo kommunes skoger. Det er tillatt å ri på alle grusveier om sommeren og på brøytede veier om vinteren. Flere hester i følge skal ri etter hverandre. Ridning på stier og i terrenget er forbudt. Det er ikke lov å ri mellom kl 1100 og 1500 i helger og på helligdager. Kjøring med hest og vogn/slede krever spesiell tillatelse fra friluftsetaten. Alle gårdene har lov til å ri fritt på egen grunn, dog ikke innenfor 10 m sonen langs Maridalsvannet og nedre deler av innløpselvene. Det er ikke lov å ri i vann eller elver i restriksjonsområdet ("bading av hest").

5.4.4.7. Større arrangementer

Alle arrangementer som ansamler mye mennesker, som orienteringsløp, skirenn, terrengløp, speiding, ridestevner, etc. er generelt forbudt i restriksjonsområdet, og tillatelse må omsøkes til friluftsetaten i hvert enkelt tilfelle. Normalt gis det ikke tillatelse til slike arrangementer i sommerhalvåret.

5.4.4.8. Søppel, hageavfall, jordmasser

Det er forbudt å henlegge søppel, hageavfall, jordmasser etc innen restriksjonsområdet, annet enn hvis det er opparbeidet spesielle steder til dette (søppelkasser, søppelkontainer, etc. mottakstomt for hageavfall).

5.4.5. Evaluering av reglene for friluftsliv og ferdsel

Generelt synes reglene for begrensninger på rekreasjon og friluftsliv i restriksjonsområdet å være gode og relevante med tanke på å beskytte drikkevannet mot forurensning. De er ikke strengere enn rundt drikkevannsinnsjøer av tilsvarende størrelse andre steder i landet. Vi finner det ikke tilrådelig å løse opp på disse restriksjonene. Både erfaring, og modellering utført i forurensningsanalysen, viser at det lett kan medføre hygienisk risiko for drikkevannet.

5.5. Beskyttelesregler oppstrøms restriksjonsområdet

Oppstrøms det foreslåtte restriksjonsområde, er man altså oppstrøms utløpet fra innsjø nr 2 oppstrøms Maridalsvannet. Man har da en "rente og rentes rente" - retensjon av forurensninger. Det vil si at det skal nok så store forurensninger til der oppe for at det skal kunne påvirke Maridalsvannet i vesentlig grad. Vi snakker da om innsjøer som Ørfiske (overføres til innløpsbekken til Øvre Movatn), Bjørnsjøen som renner til Skjærsjøen og Øyungen som renner til Skardselva, samt områder lenger opp i Marka.

Vi føler oss rimelig sikre på at det er tilstrekkelig at disse områdene forvaltes etter de begrensninger som finnes i Markaloven og i Forurensningsloven. Den første gjør at det er vanskelig å få til noen nevneverdig hyttebygging i dette området utover de hytter som allerede er der i dag.

Ved Nedre Movatn kommer Kvernbekken ned fra boligområdet og munner ut i Movatn omtrent på midten av innsjøen. Resten av den østre del av dette bolig/hytte området drenerer mot nedre del av Movatn og utløpet fra dette (Movannsbekken). I dag er det badeplass ved Nedre Movatn, med egen badebrygge på vestsiden, samt at det bades mye fra halvøya på østsiden. Man bør vurdere om badeplassen skal flyttes til Øvre Movatn som ligger bare hundre meter oppstrøms på andre siden av jernbanen. Da slipper man å krysse jernbanen for å komme til badeplassen, samt at man da er oppe i innsjø nr 2, og dermed ute av den utvidete sikringssonen (vi regner da ikke Dausjøen som noen ordentlig innsjø mht. til retensjon av forurensninger).

6. LITTERATURREFERANSER

- Ashbolt, N.J., Schoen, M.E., Soller, J.A. and Roser, D.J. (2010). Predicting pathogen risks to aid beach management: The real value of quantitative microbial risk assessment (QMRA). *Water Research*. 44, 4692-4703.
- Baalsrud, K. 1961. En undersøkelse av Maridalsvannet som drikkevannskilde, 1959-60., NIVA-Rapport nr 92, 161 sider.
- Bartnes, J., Havenstrøm, G., Hoff, E., Hem, L. J. og Løken, T. (2003). Sårbarhet i vannforsyningen. Norsk Vann C-rapport C1-2003.
- Berge, D, T. Tjomsland, T. Bækken, P. Brettum, R. Romstad, og J.E. Løvvik. 2004. Utredning om Glitre. Tilstand og utvikling - overføring av nye felter - vanninntakets plassering - behov for nye beskyttelsestiltak. NIVA-rapport 4877-2004, 116 sider.
- Berge, D. og T. Traaen, 1985: Forrestry and Water Pollution, a problem analysis., NIVA-report, O-84117, 44 pages
- Berge, D. 1991. Forurensningsutviklingen i drikkevannskilden Oppedgårdstjernet i Frogn kommune – Årsakssammenheng. Norsk institutt for vannforskning; Rapport nr 2533-1991; 15 s.
- Berge, D., T. Bækken, R. Romstad, T. Källqvist, C. Hedlund Corneliussen, G.A. Dahl-Hansen, G.N. Christensen, og B. Rygg. 2009. Samlet plan for utslipp til vann fra steinindustrien i Larvik, Del 1: Resipientundersøkelser 2006-2008. NIVA-rapport nr 5834-2009., 159 sider.
- Berge, D. 2011. Overvåking av Farrisvannet med tilløp fra 1958-2011. NIVA-rapport nr 6175-2011., 32 sider.
- Bjørnson-Langen, A. (2010). Prognoser for befolkningsfremskrivning og vannproduksjon 2010-2050. Konsekvenser for kildeutbyggingen. Notat, VAV, 11.01.10.
- Bratli, J.L., Bækken, T. 1995: Avrenning og forurensning fra skog og skogsbruk. En litteraturstudie., Norsk institutt for vannforskning (NIVA), NIVA-rapportn OR-3354, 31 s.
- Bystyrevedtak 2011. Sak 168 Sørbråten – reguleringsplan – spesialområde nedslagsfelt / bolig / fritidsbebyggelse m.m. – Bydel Nordre Aker – Byrådssak 228 av 27.11.2008. Oslo Kommune Bystyret, Vedtak av 08.06.2011., 13 sider.
- Carducci, A., Battistini, R., Rovini, E. and Verani. (2009). Viral removal by wastewater treatment: monitoring of indicators and pathogens. *Food Environ Virol*. 1, 85-91.

- Dorner, S.M., Anderson, W.B., Slawson, R.M., Kouwen, N. and Huck, P.M. (2006). Hydrologic Modeling of Pathogen Fate and Transport. *Environmental Science and Technology*. 40, 4746-4753.
- Eikebrokk, B., Ræstad, C., Hem, L. J. og Gjerstad, K. O. (2008). Veiledning for UV-desinfeksjon av drikkevann. *Norsk Vann Rapport* 164/2008.
- EPA (2001). Protocol for developing pathogen TMDLs. EPA 841-R-00-002. Office of Water (4503F). United States Environmental Protection Agency, Washington DC. 132 pp.
- Espinosa, A.C., Mazari-Hiriart, M., Espinosa, R., Maruri-Avidal, L., Mendez, E. and Arias, C.F. (2008). [Infectivity and genome persistence of rotavirus and astrovirus in groundwater and surface water](#). *Water Research*. 42, 2618-2828.
- Ferguson, C.M., Charles, K., Deere, D.A. (2009). Quantification of microbial sources in drinking-water catchments. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 39, 1-40.
- Faafeng, B., Fjeld, E. 1996. Landsomfattende trofiundersøkelse av norske innsjøer Statistisk analyse av usikkerhet i sesongmiddelverdier. (National survey of eutrophication in Norwegian lakes. Statistical analysis of seasonal mean values of P,N, transparency and chlorophyll-a)
Norsk institutt for vannforskning (NIVA); Rapport nr 3427-1996, 21 s.
- Folkehelseinstituttet (FHI) (1998).
http://www.fhi.no/eway/default.aspx?pid=233&trg=MainArea_5661&MainArea_5661=5631:0:15,3310:1:0:0:::0:0
- Folkehelseinstituttet (FHI) (2009). Smittevern 18, Smittevernboka. 4. utg.
- Garzio-Hadzick, A.M., Shelton, D.R., Hill, R., Pachepsky, Y.A., Guber, A.K., Rowland, R.A. 2010. Survival of manure-borne *E. coli* in streambed sediment: effects of temperature and sediment properties. *Water Research*. 44:2753-2762
- GEMSS modellen: Se hjemmesiden til ERM som har utviklet modellen: <http://www.erm-smg.com/>
- Gerba, C.P. (2000). Assessment of enteric pathogen shedding by bathers during recreational activity and its impacts on water quality. *Quantitative Microbiology*. 2, 55-68.
- Goss, M. and Richards, C. (2008). Development of a risk-based index for source water protection planning, which supports the reduction of pathogens from agricultural activity entering water resources. *Journal of Environmental Management*. 87, 623-632.
- Havelaar, A.H., Furuse, K. and Hogeboom, W.M. (1986). Bacteriophages and indicator bacteria in human and animal faeces. *Journal of Applied Bacteriology*. 60, 255-262.
- Hem, L. 2000. Langsiktig økning av fargetallet i Farris – årsaker og mulige tiltak. Aquateam rapport nr 00-001, 19 sider.

- Hem, L. J. (2006). Beregning av log kreditt for fjerning av patogene organismer i VIVs vannbehandlingsanlegg. Notat, 29.09.06. Aquateam.
- Hem, L. J. (2010). Effekt av klimaendringer for vannkvalitet. Foredrag på den internasjonale vanddagen 220310.
- Hem, L. J. (2011a). Nye Oset. Vurdering av kvalitet på rensert vann, slam og vann til avløpsnett i 12 måneders kontrollperiode. Gjelder 11/12-09-10/12-10. Revisjon 2. SINTEF-notat, 02.03.2011.
- Hem, L. J. (2011b). Nye Oset. Vurdering av resultater fra 2 måneders kontrollperiode i anlegg syd. Gjelder Gjelder 6/1-17/1 og 10/2-22/2 2011. SINTEF-notat, 07.04.2011.
- Hem, L. J. (2011c). Nye Oset. Vurdering av resultater fra 2 måneders kontrollperiode i anlegg nord. Gjelder 8-13/3 2011. SINTEF-notat, 07.04.2011.
- Hem, L.J. og Røstum, J. (2010). Risikovurdering av vannkilder som en del av ROS VAV prosjektet. SINTEF rapport. Fortrolig.
- Hensel, G.R. (2010). Friluftetatens eiendommer i Maridalen, Oslo kommune. Tilstandsvurdering av mindre avløpsrenseanlegg. Bioforsk-rapport. Vol. 5 Nr. 23.
- Hensel, G.R. og Hanserud, O.S. (2010). Eiendommer mellom Brekke og Skar i Maridalen, Oslo kommune. Tilstandsvurdering av mindre avløpsrenseanlegg. Bioforsk-rapport. Vol 5 Nr. 24.
- Hensel, G.R. og Køhler, J.C. (2007). Solemskogen, Oslo kommune. Tilstandsvurdering av separate avløpsanlegg. Bioforsk-rapport. Vol. 2 Nr. 132.
- Hipse, M.R., Antenucci, J.P. and Brookes, J.D. (2008). A generic, process-based model of microbial pollution in aquatic systems. *Water Resources Research*. 44, 1-26.
<http://www.erm-smg.com/>
- Holtan, G. og H. Holtan 1993. Avrenning fra jordbruksområder i Maridalen 1989-1991. NIVA-rapport Lnr. 2839. 41 sider.
- Kapperud, G. and Rosef, O. (1983). Avian wildlife reservoir of *Campylobacter fetus* subsp. *Jejuni*, *Yersinia* spp. and *Salmonella* spp. in Norway. *Applied and Environmental Microbiology*. 45, 375-380.
- La Rosa, G., Pourshaban, M., Iaconelli, M. and Muslillo, M. (2010). Quantitative real-time PCR of enteric viruses in influent and effluent samples from wastewater treatment plants in Italy. *Ann Ist Super Sanita*. 46, 266-273.
- Levesque, B., Brousseau, P., Bernier, F., Dewailly, E. and Joly, J. (2000). Study of the bacterial content of ring-billed gull droppings in relation to recreational water quality. *Water Research*. 34, 1089-1096.

- Li, D., Gu, A.Z., He, M., Shi, H.C. and Yang, N. (2009). UV [inactivation and resistance of rotavirus evaluated by integrated cell culture and real-time RT-PCR assay](#). *Water Research*. 43. 3261-3269.
- Lien, L. (1983). Limnologisk forskning i Maridalsvatnet. Delrapport 1/84 Transport av næringsalter og tarmbakterier med måker til Maridalsvatnet. NIVA-rapport. F.81424.
- Lien, L., O. Stabbetorp, og B. Rørslett 1996. Miljøkonsekvenser av midlertidig nedtapping under LRV i noen av Oslos drikkevannsmagasiner., NIVA-rapport Lnr. 3495-1996., 22 sider.
- Løvik, J. E., Gillund O., and Tryland. (2010). Lekkasje på hovedavløpsledning utenfor Hamar våren 2009 – konsekvenser for vannkvaliteten i Mjøsa. VANN. Nr. 1. s 17-27.
- Lydersen, E. 2011. Humus i vann. Forelesnings Slide-kompendium. Høgskolen i Telemark, Natur og miljølinjen. Bø i Telemark.
- Madslie, A., I.K. Larsen og B. Grue 2004. Farlig gods i det norske veg- og jernbanenettet., TØI-rapport 700/2004.
- Mattilsynet (2001). Forskrift om vannforsyning og drikkevann (Drikkevannsforskriften). FOR 2001-12-04 nr 1372. <http://www.lovddata.no/cgi-wift/ldles?doc=/sf/sf/sf-20011204-1372.html>.
- Mattilsynet (2011). Veiledning til Drikkevannsforskriften. ??
- Monteith, D. T., J.L. Stoddard, C.D. Evans, H.A. de Wit, M. Fosius, T. Høgåsen, A. Wilander, B.L. Skjelkvåle, D.S. Jeffries, F.Vuorenmaa, B. Keller, J.Kapacek, and J. Vesely. 2007. Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry., *Nature*, vol 450 (22), pp 537-541.
- Muthanna, T., Lindholm, O., Liltvedt, H. og Vogelsang, C. (2010). Klimatilpasningstiltak i VA-sektoren – forprosjekt. Norsk Vann-rapport B14 – 2010.
- Ngazoa, E.S., Fliss, I. and Jean, J. (2007). Quantitative study of persistence of human norovirus genome in water using Taqman real-time RT-PCR. *Journal of Applied Microbiology*. 104, 707-715.
- Nordisk Ministerråd 2002: Vattnenes färg. Klimatbetingat økning av vattnets färg och humushalt i nordiska sjöar och vattendrag. Informasjons artikkel fra prosjektet: Klimainduserad av løst organisk kol i nordiska ytvatten. (www.norden.org). 12 sider.
- Ogden, I.D., Dallas, J.F., MacRae, M., Rotariu, O., Reay, K.W., Leitch, M., Thomson, A.P., Sheppard, S.K., Maiden, M., Forbes, K.J. and Strachan, J.C. (2009). Foodborne pathogens and disease. 6, 1161-1170.
- Peng X, Murphy T, Holden NM. (2008). Evaluation of the effect of temperature on the die-off rates for *Cryptosporidium parvum* oocysts in water, soils and feces. *Applied and Environmental Microbiology*. 74, 7101-7107.

- Robertson, L.J. and Gjerde B. (2006). Fate of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts in the Norwegian aquatic environment over winter. *Microbial Ecology*. 52, 597-602.
- SFT 1997. Miljøsmål for vannforekomstene, sammenhenger mellom utslipp og virkning., Veiledning 95:01., SFT-rapport TA 1138., 50 sider.
- Shin, G.A., Lee, J.K., Linden, K.G. (2009). Enhanced effectiveness of medium-pressure ultraviolet lamps on human adenovirus 2 and its possible mechanism. *Water Science and Technology*. 60, 851-857.
- Skarbøvik, E. og F. Moy 2004. Foreløpig karakterisering av vannforekomster på Østlandet – Sluttrapport for karakteriseringsarbeidet våren 2004. NIVA- rapport Lnr. 4883-2004.
- Souza, M., Azevedo, M.S, Jung, K., Cheetham, S., Saif, L.J. (2008). [Pathogenesis and immune responses in gnotobiotic calves after infection with the genogroup II.4-HS66 strain of human norovirus](#). *J Virol*. 82, 1777-86.
- Souza, M., Cheetham, S.M., Azevedo, M.S., Costantini, V., Saif, L.J. (2007). [Cytokine and antibody responses in gnotobiotic pigs after infection with human norovirus genogroup II.4 \(HS66 strain\)](#). *J Virol*. 81. 9183-92.
- Stavseth, B.N. 1999: Separate avløpsanlegg på Sørbråten. En generell vurdering av gråvannsanleggenes tilstand og funksjon. Jordforsk rapport nr 93/99.
- Teague, A., Karthikeyan, R., Babbar-Sebens, M., Srinivasan, R. and Persyn, R.A. (2009). Spatially explicit load enrichment calculation tool to identify potential *E. coli* sources in watersheds. *Transactions of the ASABE*. 52, 1109-1120.
- Teunis, P.F.M., Moe, C.L., Liu, P., Lindesmith, L., Baric, R.S. and Le Pendu, J. (2008). Norwalk virus. How infectious is it? *Journal of Medical virology*. 80. 1468-1476.
- Tjomsland, T. og Tryland, I 2007. Valg av trasé for avløpsledning over Furnesfjorden i Mjøsa. Sårbarhetsanalyse ved bruk av strøm- og spredningsmodeller. 67 s, løpenr. 5466-2007, Norsk institutt for vannforskning, Oslo
- Tjomsland, T. og Tryland, I 2008. Sårbarhetsanalyse av vanninntakene til de kommunale vannverkene i Mjøsa: Biri, Moelv, Gjøvik og Østre Toten. Simulering av bakteriologiske forhold ved bruk av strøm- og spredningsmodeller, 58 s, løpenr. 5610-2008, Norsk institutt for vannforskning, Oslo
- Tryland, I., Tjomsland, T. and Østensvik, Ø. (2010). Matematiske strømnings- og spredningsmodeller – nyttig simuleringsverktøy ved vurdering av drikkevannskilders sårbarhet for mikrobiell forurensning. *VANN*. Nr. 1. s 5-16.
- Tu, E.T-V., Bull, R.A., Kim, M-J., McIver, C.J., Heron, L., Rawlinson, W.D and White, P.A. (2008). Norovirus excretion in an aged-care setting. *Journal of Clinical Microbiology*. 46, 2119-2121.

- Ugarelli, R., Leitão, J. P., Almeida, M. and Bruaset, S. (2011). Overview of climate change effects which may impact the urban water cycle. Prepared deliverable D2.2.1.
- Vann- og avløpsetaten (VAV) (2010). Vannproduksjon på Oset sommeren 2010. Notat, 20.04.2010.
- VAV (2010). Markavassdragene. Oslo kommune, Vann og avløpsetaten. Temarapport.
- VKM (2009). Risikovurdering av parasitter i norsk drikkevann. Uttalelse fra Faggruppe for hygiene og smittestoffer i Vitenskapskomiteen for mattrygghet. ISBN: 978-82-8082-342-7, 59 s.
- Westlie, L. (1999). Nye rensemetoder for et "harmløst" gråvann fra hytter og boliger. Vann. 1B, 286-294.
- Wold, T. 2010: Markavassdragene 2010. Vann- og avløpsetaten, seksjon Vannmiljø., Temarapport. 30 sider.
- WHO (2004). Guidelines for Drinking-water quality, 3. Edition. Volume 1. Recommendations. Chapter 7. Microbial aspects.
- Wollan, A. K. (NHM, UiO), Ann Kristin Schartau (NINA), Arne Fjellheim (LFI, Unifob Miljøforskning), Bjørn Walseng (NINA), Brit Lisa Skjelkvåle (NIVA), Erik Framstad (NINA), Godtfred A. Halvorsen (LFI, Unifob Miljøforskning), Gunnar Halvorsen (NINA), Harald Bratli (Skog og landskap), Inga E. Bruteig (NINA), Ingvald Røsberg (Skog og landskap), John Atle Kålås (NINA), Karl Espen Yttri (NILU), Kjell Andreassen (Skog og landskap), Liv Bente Skancke (NIVA), Marianne Evju (NINA), Nicholas Clarke (Skog og landskap), Per Arild Aarrestad (NINA), Randi Saksgård (NINA), Rune Halvorsen (NHM, UiO), Stein Manø (NILU), Sverre Solberg (NILU), Tonje Økland (Skog og landskap), Tore Høgåsen (NIVA), Trygve Hesthagen (NINA), Vegar Bakkestuen (NINA/NHM, UiO), Volkmar Timmermann (Skog og landskap), Wenche Aas (NILU). 2009: Overvåkning av lagntransporterte forurensninger 2008. Sammendragsrapport., NIVA-rapport Lnr 5810-2009, 89 sider.
- Wu J, Rees P, Storrer S, Alderisio K, Dorner S. (2009). Fate and transport modelling of potential pathogens: The contribution from sediments. Journal of the American Water Resources Association. 45, 35-44.
- Wu, J, Long, S.C., Das, D. and Dorner, S.M. (2011). Are microbial indicators and pathogens correlated? A statistical analysis of 40 years of research. Journal of Water and Health. 9, 265-278.
- Yezli, S. and Otter, J.A. (2011). Minimum infective dose of the major human respiratory and enteric viruses transmitted through food and the environment. Food Environ Virol. 3, 1-30.
- Ødegaard, H., Fiksdal, L. og Østerhus, S. W. (2006). Optimal desinfeksjonspraksis for drikkevann. Norsk Vann Rapport 147/2006.

Ødegaard, H., Østerhus, S. og Melin, E. (2009). Optimal desinfeksjonspraksis fase 2. Norsk Vann Rapport 169/2009.

7. VEDLEGG

7.1. Vedlegg A. Driftsresultater fra kontrollperiodene

7.1.1. A. Innledning

Det følgende er hentet fra rapporteringen fra oppfølging av Oset vannbehandlingsanlegget i garantiperioden (Hem, 2011a, Hem, 2011b, Hem, 2011c).

12 måneders kontrollperiode besto i at den nødvendige vannproduksjonen ble fordelt jevnt mellom de to anleggene og varte fra 11. desember 2009 til 10. desember 2010.

2 måneders kontrollperiode besto i at ett anlegg produserte opp mot dimensjonerende vannproduksjon, mens det andre supplerte med det som var nødvendig for å tilfredsstille etterspørselen, og ble forsøkt gjennomført i løpet av de tre første månedene 2011. Det var ikke mulig å opprettholde en vannproduksjon opp mot det dimensjonerende i mer enn knapt 14 dager før en fikk så store driftsproblemer at testene måtte avbrytes. Resultatene må derfor ses i lys av dette.

Den første av anleggets hygieniske barrierer utgjøres av koagulering/sedimentering/filtrering. Denne barrieren overvåkes ved å måle turbiditet ut av hvert filter. Dersom turbiditeten overskrider 0,2 FNU stenger filteret automatisk ned og tilbakespyles. Dersom ett eller flere filtre er ute av drift reduseres anleggets produksjonskapasitet selv om den hygieniske barrieren ikke svikter.

7.1.2. A. Krav til rentvannsvalitet og krav til funksjon på hygieniske barrierer

I det etterfølgende vil det kun bli fokusert på funksjonskrav til anleggets hygieniske barrierer, samt til fargetallet som vil påvirke UV-desinfeksjonens funksjon (strengt tatt er det UV-transmisjonen som er viktig i denne sammenhengen, men det er en klar relasjon mellom fargetall og UV-transmisjon). Det var i tillegg en rekke øvrige vannkvalitetskrav og krav til innsatsparametre som ble evaluert i kontrollperiodene, men som ikke er nevnt her.

Tabell A1. Krav til kvalitet på renset vann

Parameter	Årsmiddel	Krav som skal overholdes i 95 % av tiden
Farge (mg Pt/l)	<5	<5
Al (mg/l)	< 0,1	< 0,1

Tabell A2. Funksjonskrav til klorering og UV-desinfeksjon

Parameter	Drikkevannsforskriftens krav
Klorrest etter 30 min (mg fritt Cl ₂ /l)	> 0,05
UV-dose (J/m ²)	> 400

7.1.3. A. 12 måneders kontrollperiode

7.1.3.1. A. Anlegg syd

Tabell A3. Oppfyllelse av vannkvalitetskrav for ferdig behandlet vann i anlegg syd ut fra vannanalyser

Parameter	Middel	n	% av dager som vannkvalitetskravene ble oppfylt
Farge (mg Pt/l)	3,9	236	97
Al (mg/l)	0,027	236	100

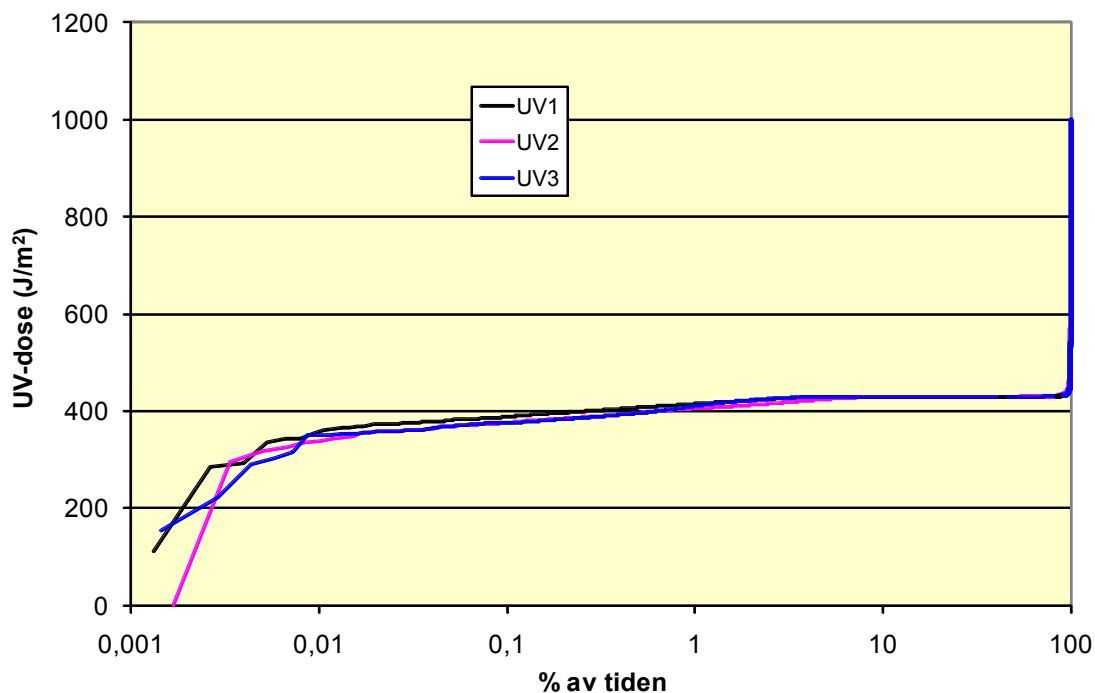
7.1.3.2. A. Anlegg nord

Tabell A4. Oppfyllelse av vannkvalitetskrav for ferdig behandlet vann i anlegg nord ut fra vannanalyser

Parameter	Middel	n	% av dager som vannkvalitetskravene ble oppfylt
Farge (mg Pt/l)	3,5	226	99
Al (mg/l)	0,023	226	100

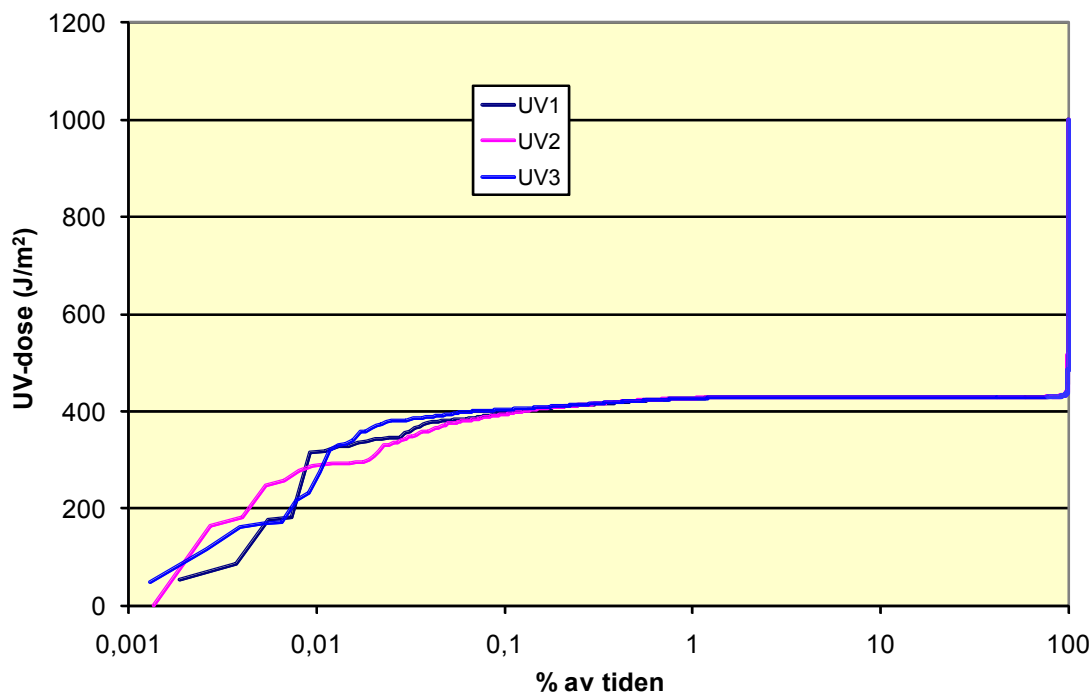
7.1.4. A. Ut fra online registrering

7.1.4.1. A. Anlegg syd



Figur A1. Frekvenskurve for UV-dose i anlegg syd i perioden

7.1.4.2. A. Anlegg nord



Figur A2. Frekvenskurve for UV-dose i anlegg nord i perioden

7.1.4.3. A. Andre forhold som påvirker driftsresultatene

Kravet til minimumsdose ble av hensyn til abonnentenes sikkerhet oppnådd ved å redusere den maksimale tillatte vannproduksjonen i minst 39 dager i 12 månedersperioden i anlegg syd og 7 dager i anlegg nord. I disse dagene var ikke kravet til anleggets kapasitet oppfylt.

Kravet til innhold av restklor var det ikke mulig å følge opp uten samtidig å påføre abonnentene en vesentlig forringet vannkvalitet i form av uønsket lukt og smak (klorluket og evt. mugglukt). Dette skyldtes en ustabil klordosering med tidvis altfor høye klorkonsentrasjoner.

7.2. A. 2 måneders kontrollperiode

7.2.1. A. Ut fra prøvetaking og analyse

7.2.1.1. A. Anlegg syd

2 måneders kontrollperiode ble forsøkt gjennomført 6-17. januar og 10-22. februar 2011. Resultatene er oppsummert nedenfor.

Tabell A5. Oppfyllelse av vannkvalitetskrav i anlegg syd ut fra vannanalyser

Parameter	Middel	n	% av dager som vannkvalitetskravene ble oppfylt
Farge (mg Pt/l)	2,6	18	100
Al (mg/l)	0,049	18	100

7.2.1.2. A. Anlegg nord

2 måneders kontrollperiode ble forsøkt gjennomført 8-13. mars 2011.

Tabell A6. Oppfyllelse av vannkvalitetskrav i anlegg syd ut fra Eurofins vannanalyser

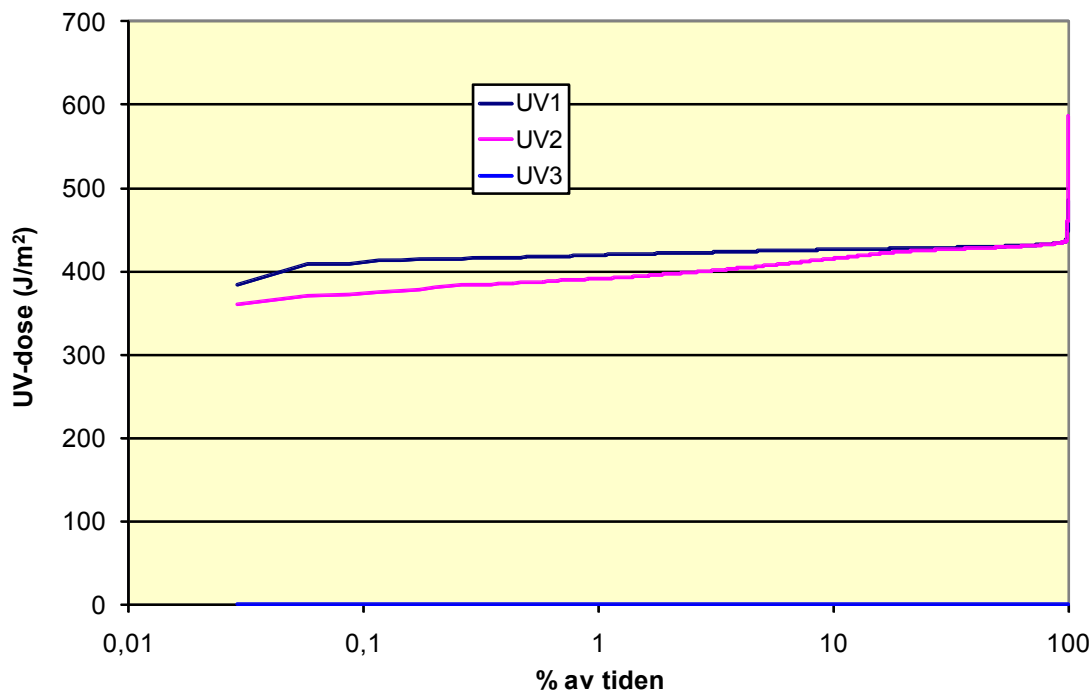
Parameter	Middel	n	% av dager som vannkvalitetskravene ble oppfylt
Farge (mg Pt/l)	3,8	4	100
Al (mg/l)	0,031	4	100

Det må presiseres at en kun klarte å gjennomføre testen i 5 dager før anleggets første trinn med koagulering, sedimentering og filtrering sviktet, slik at datagrunnlaget var svært begrenset.

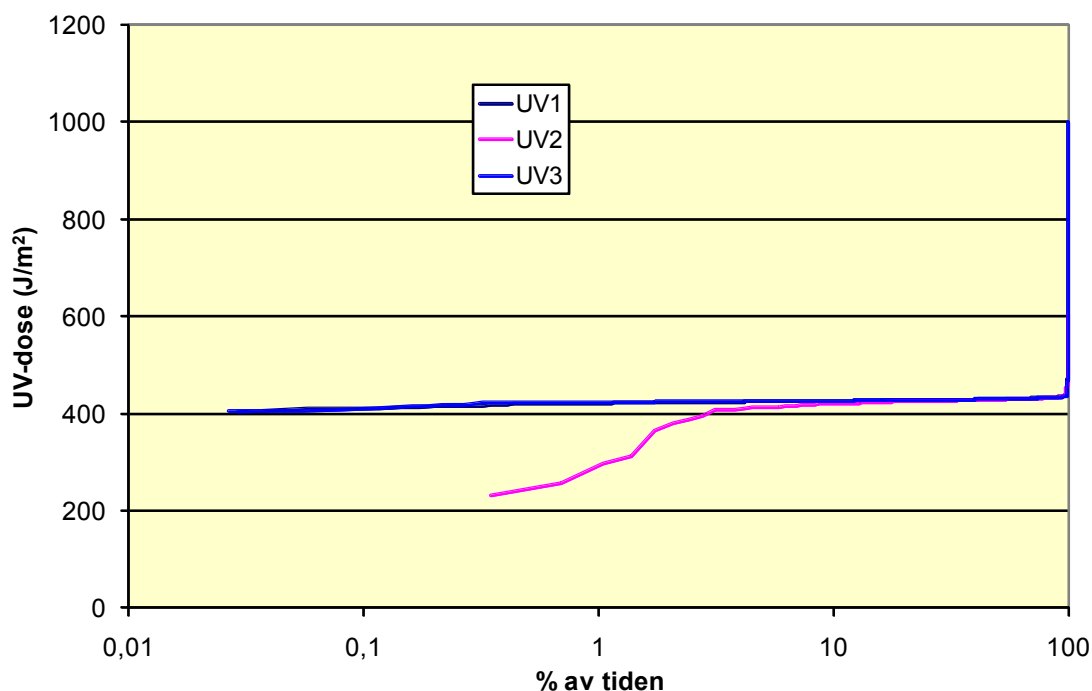
7.2.2. A. Ut fra online registrering

7.2.2.1. A. Anlegg syd

2 måneders kontrollperiode ble forsøkt gjennomført 6-17. januar og 10-22. februar 2011.. Resultatene er under oppsummert samlet.



Figur A3. Frekvensfordeling for UV-dose 6-17. januar (UV 3 var ikke i drift i denne perioden)



Figur A4. Frekvensfordeling for UV-dose 10-22. februar 2011.

7.2.2.2. A. Anlegg nord

Det må presiseres at en kun klarte å gjennomføre testen i 5 dager før anleggets første trinn med koagulering, sedimentering og filtrering sviktet, slik at datagrunnlaget var svært begrenset.

7.3. Vedlegg B. Feiltreanalyse

7.3.1. B. Innledning

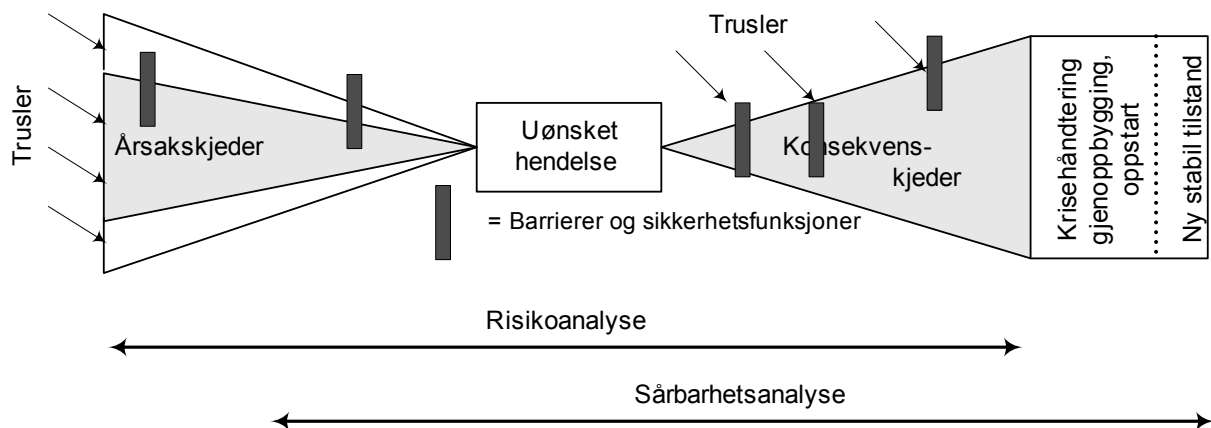
SINTEF har fått i oppdrag å utføre en forenklet feiltreanalyse av desinfeksjonstrinnet ved Oset vannbehandlingsanlegg. Desinfeksjonstrinnet utgjør en kritisk komponent i vannbehandlingen ved Oset.

Det er under gitt en generell beskrivelse av hvordan man bygger et feiltre og hvordan resultatene kan brukes av VAV for å få en så robust desinfeksjonstrinn som mulig. Et feiltre kan oppfattes som et logisk diagram som illustrerer sammenhengen mellom en uønsket hendelse i et system og årsakene til denne hendelsen. Ved å konstruere et feiltre kartlegger du dermed hvordan et system kan svikte, og analysen gir deg også forståelse av hva de enkelte komponenter betyr for påliteligheten. Resultatene fra feiltreanalysen kan blant annet brukes til å identifisere hvilke elementer av systemet som bidrar mest til utviklingen av uønskede hendelser og identifisere bedre drift og vedlikeholdsrutiner. Det er avholdt et arbeidsmøte med representant fra VAVs driftsorganisasjon til stede.

7.3.2. B. Hva er feiltreanalyse og hvordan utføres det?

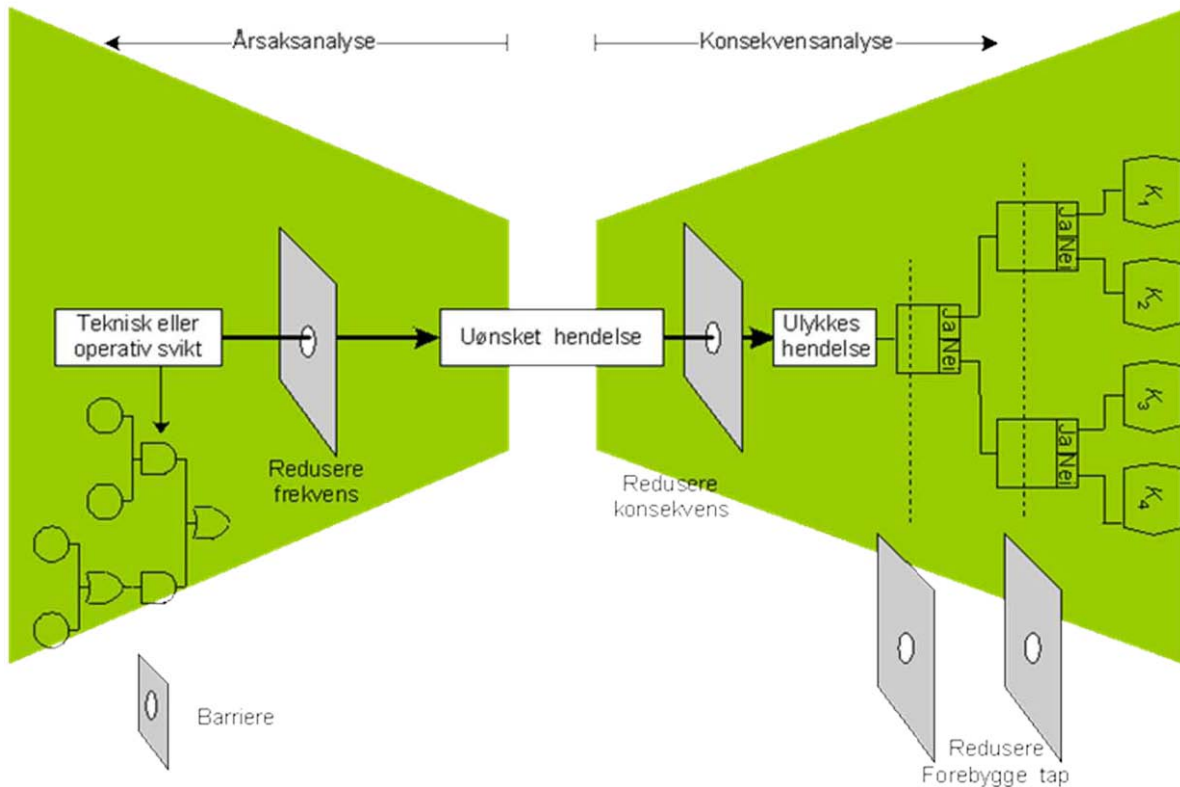
7.3.2.1. B. Feiltreanalyse og dets rolle inn i ROS-analyse

Tradisjonelle risiko- og sårbarhetsanalyser (ROS-analyser) slik de utføres i Norge er forsøkt illustrert i Figur 1 ved bruk av en såkalt "bow-tie" figur (sløyfe). Man har ulike trusler som kan forårsake en uønsket hendelse. En slik uønsket hendelse kan igjen ha uønskede konsekvenser. Ulike former for barrierer og sikkerhetsfunksjoner kan anvendes for å redusere sannsynligheten for at truslene forårsaker uønskede hendelser eller for å redusere konsekvensene av slike hendelser. Følgelig kan sikkerhetsbarrierene enten redusere sannsynligheten (S) for den uønskede hendelsen (venstre siden av figuren) og/eller konsekvensene (K) av hendelsen (høyre siden av figuren).



Figur 1 Illustrasjon av risiko- og sårbarhetsanalyse av årsaks- og konsekvenskjeder, (kilde: M. Rausand, 2006)

Feiltreanalysen er aktuell for venstre del av ROS-analyse figuren (figur 1) som omhandler analysen av årsakskjeden/sannsynligheten til den uønskede hendelsen at desinfeksjonen ikke virker. Feiltre egner seg følgelig for å analysere årsakskjeder. Høyre del av figuren analyseres f.eks. ved hjelp av et såkalt hendelsestre hvor en ser på konsekvensene av at den uønskede hendelsen inntreffer. Hendelsestre-analyse inngår ikke i denne rapporten, men kan eventuelt inngå i seinere analyser. Feiltreanalyse i forhold til hendelses tre analyse (ETA) er vist i figur 2.



Figur 2 Illustrasjon feiltre analyse (FTA) i en årsaksanalyse i forhold til hendelsestre analyse (ETA) i en konsekvensanalyse

7.3.2.2. B. Introduksjon feiltreanalyse

Et feiltre er et logisk diagram som illustrerer sammenhengen mellom en uønsket hendelse (TOPP) i et system og årsakene (basishendelser, B1, B2,...) til denne hendelsen. Figur 3 viser et eksempel på et slikt enkelt feiltre.

Figur 3 Eksempel på feiltre

Resultatene fra en feiltreanalyse er i hovedsak:

- Liste over mulige kombinasjoner av feil som medfører den uønskede hendelsen, dette innbefatter:
 - o i) Miljøfaktorer
 - o ii) Menneskelige feilhandlinger
 - o iii) Normale hendelser
 - o iv) Komponentsvikt.
- Sannsynlighet/frekvens av den uønskede hendelsen
- Liste over de mest betydningsfulle komponenter/hendelser

En feiltreanalyse tvinger analytikeren til å forstå feilmekanismene i et system, og resultatene fra analysen kan enkelt formidles også til personer som ikke har erfaring med feiltreanalyse som sådan. Dette gjør at man i tidlig design kan ”konstruere seg ut” av en del problemer, men

også etter at anlegget er bygget kan en vurdere de mest kritiske hendelsene som bidrar til svikt og dermed iverksette tiltak for å redusere sannsynligheten for svikt.

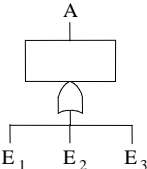
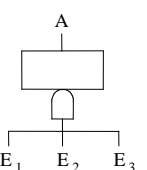
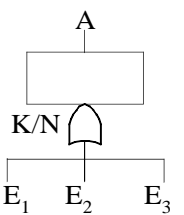
Et feiltre er et statisk bilde som viser hvilke kombinasjoner av feil som gir systemsvikt. Metoden er derfor ikke egnet til å modellere dynamiske systemer, f eks "stand-by" systemer, avanserte vedlikeholdsstrategier mm. Generelt er andre analyseverktøy som Markovanalyse mer egnet til å modellere slike dynamiske system. Det er også mulig å kombinere feiltreanalyse og Markovanalyse. For analyse av server-rommet til VAV og innkoblingsmulighetene av UPS kan slik mer avansert modellering være aktuelt.

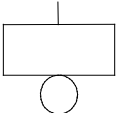
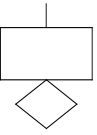

En feiltreanalyse består vanligvis av 5 trinn, og beskrives i fortløpende avsnitt:

1. Definisjon av problem og randbetingelser
2. Konstruksjon av feiltreet
3. Bestemmelse av minimale kutt- og stimengder
4. Kvalitativ analyse av feiltreet
5. Kvantitativ analyse av feiltreet

7.3.2.3. B. Feiltresymboler og logikk

Et feiltre er et logisk diagram som viser sammenhengen mellom en potensiell system svikt (TOPP-hendelsen) og årsakene til denne hendelsen. Årsakene, eller basishendelsene, er knyttet sammen ved logiske porter. Figur 4 viser de vanligste symbolene som benyttes i en feiltreanalyse.

	SYMBOL	BESKRIVELSE
LOGISKE PORTER	<p>“ELLER” port</p> 	ELLER-porten indikerer at utgangshendelsen A inntreffer hvis minst en av inngangshendelsene E_i inntreffer.
	<p>“OG” port</p> 	OG-porten indikerer at utgangshendelsen A inntreffer hvis alle inngangshendelsene E_i inntreffer.
	<p>“KooN” port</p> 	KooN-porten indikerer at utgangshendelsen A inntreffer hvis K eller flere av inngangshendelsene E_i inntreffer.

BASIS HENDELSER	“Normal”- inngang		Symbol for komponent i primær feiltilstand, oppstått under normal drift.
	“Sekundær”- inngang		Symbol for sekundær feiltilstand oppstått pga ekstreme miljøbetingelser, manglende vedlikehold mm. Årsakene er ikke undersøkt nærmere
Overførings- symboler			Overføringsymboler for videre utvikling av en årsakskjede. Brukes når samme grein inngår flere steder i feiltreet, og når feiltreet må tegnes over flere sider.

Figur 4 Liste over de vanligste feiltresymbolene

7.3.2.4. B. Kvalitativ analyse av feiltreet

En kvalitativ analyse av feiltreet tar utgangspunkt i de minimale kuttmengdene. De minimale kuttmengder med få basishendelser er de viktigste, og vi lister vanligvis kuttmengdene etter stigende orden.

Kuttmengder med mange basishendelser er i utgangspunktet langt mindre viktig enn kuttmengder med få basishendelser siden det er flere basis hendelser som skal inntreffe samtidig. Man skal imidlertid være klar over at ”fellesfeil” kan ”slå ut mange barrierer samtidig” (basishendelsene i en kuttmengde betraktes ofte som ”barrierer”). Derfor bør alle kuttmengder analyseres for å identifisere eventuelle fellesfeil som kan påvirke flere av basishendelsene i hver kuttmengde.

Ved en kvalitativ analyse av feiltre tar en ikke utgangspunkt i plitelighetsdata. En kan rangere kuttmengder mht kuttmengder (orden og hendelsestype). En kuttmengde med bare en hendelse er i utgangspunktet viktigere enn kuttmengder med flere hendelser (1.ordens)

Rangere mht ulike typer hendelser:

- Menneskelige feilhandlinger
- Aktiv utstysfeil
- Passiv utstysfeil
- Vurdere faren for fellesfeil

7.3.2.5. B. Kvantitativ analyse av feiltreet

Dersom en kan fremskaffe tallverdier for pålitelighetsdata for basis hendelsene (hvor ofte svikter og hvor lang tid reparasjon) kan en foreta en kvantitativ analyse (beregning). Det er ikke intensjonen å foreta en slik analyse for Oset vba. Dette kan eventuelt vurderes siden.

En kvantitativ analyse av feiltreet tar utgangspunkt i de minimale kuttmengdene. De minimale kuttmengder med få basishendelser er de viktigste, og vi lister vanligvis kuttmengdene etter stigende orden.

For å kunne foreta en kvantitativ analyse må en ha av Oset pålitelighetsdata for hver enkelt basis hendelse. Videre trengs data for hvor ofte hendelsen inntreffer (MTTF) og hvor lang tid det går før hendelsen/komponenten er i drift igjen (MTTR).

Ved kvantitativ analyse av feiltreet er det ulike systemmål som er av interesse. De viktigste er

Q_0	Sannsynligheten for at TOPP-hendelsen er inntruffet ved et vilkårlig tidspunkt
$q_i(t)$	Sannsynligheten for at en inngangshendelse opptrer ved tiden t
$MTTF_0$	Midlere tid til system svikt ¹ (TOPP-hendelsen inntreffer)
F_0	Frekvensen av TOPP-hendelsen

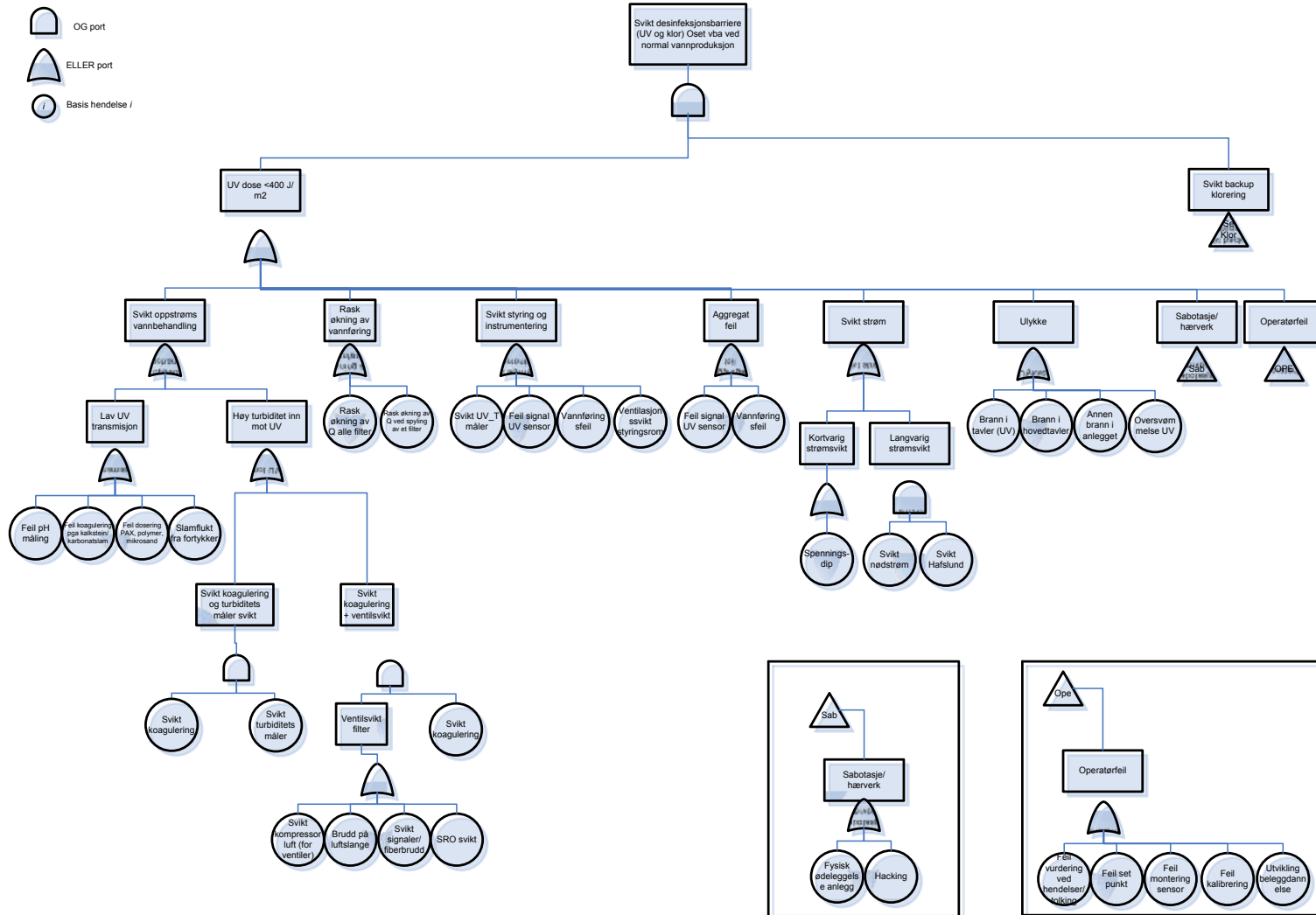
7.3.3. B. Feiltreanalyse for Oset vannbehandlingsanlegg

7.3.3.1. B. Flytskjema Oset vba

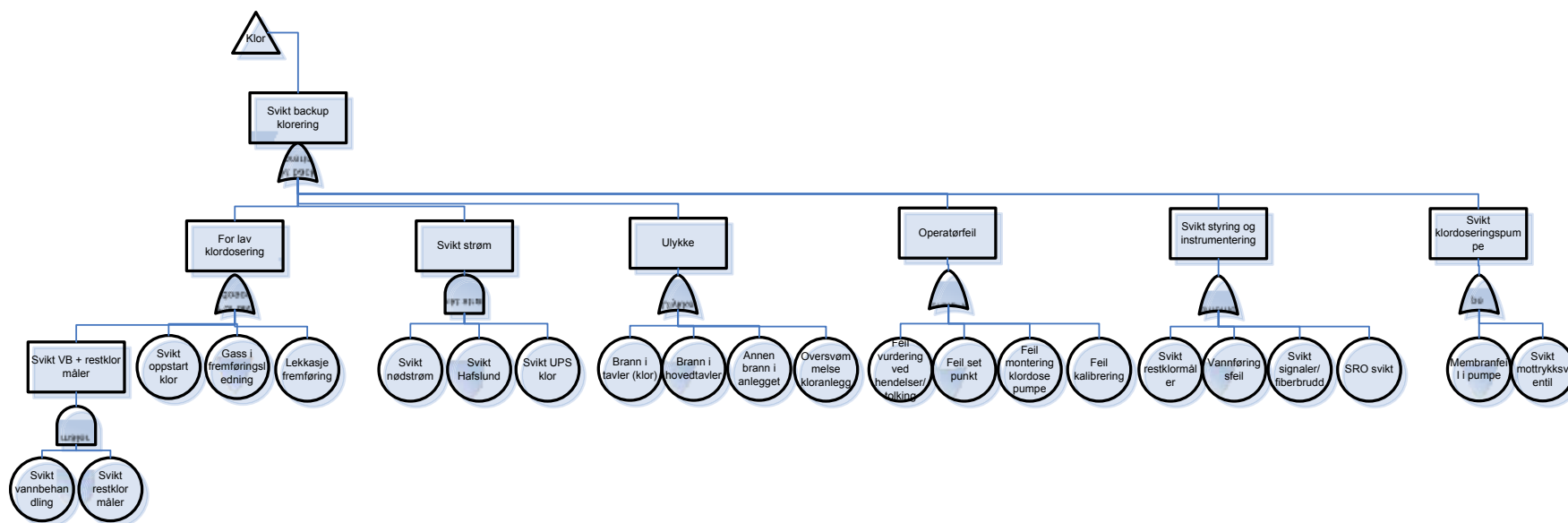
Se Figur 4-1 for flytskjema over Oset vannbehandlingsanlegg.

¹ MTTF: Mean Time To Failure

7.3.3.2. B. Feiltreskjema Oset vba



Figur 5. Feiltre for svikt i desinfeksjonsbarriere



Figur 1. Feiltre svikt klorback up (inngår i feiltre for svikt i desinfeksjonsbarriere). Svikt i vannbehandling kan detaljeres ytterligere og kan omfatte forutgående behandling, feil i klorering forårsaket av for eksempel klorløsning etc.

Topphendelsen: ”Svikt desinfeksjonsbarriere (UV og klor) Oset vba ved normal vannproduksjon”. Dersom UV dosen blir lavere enn 400 klordesinfeksjon automatisk inn. Oset vba er hovedanlegget. Både anlegg Nord og Sør må levere for at anlegget skal levere nok vann.

Tabell 1 Samlet informasjon for alle basishendelser for Svikt desinfeksjonsbarriere Oset vba

Hendelse	Beskrivelse	Hvor ofte hendes dette?	Hvor lang tid å få re-etablert?	Kommentar	Sikkerhetsbarrierer	Diskusjon/mulige tiltak
	Feil koagulerings-pH/feil pH måling			UV transmisjon. Lav UV transmisjon har skjedd minst 7 ganger i anlegg Nord og 32 i anlegg Syd i løpet av et år	Indikasjon på feil ses ofte på et tidlig stadium ved økende turbiditet ut av actiflo	
	Feil koagulerings-pH pga kalkstein/karbonatslam			Medfører lav UV transmisjon. Lav UV transmisjon har skjedd minst 7 ganger i anlegg Nord og 32 i anlegg Syd i løpet av et år	Indikasjon på feil ses ofte på et tidlig stadium ved økende turbiditet ut av actiflo	Tiltak mot forhold i kalksystemet som gir feil koagulerings-pH
	Feil dosering PAX, polymer, mikrosand			Medfører lav UV transmisjon. Lav UV transmisjon har skjedd minst 7 ganger i anlegg Nord og 32 i anlegg Syd i løpet av et år	Indikasjon på feil ses ofte på et tidlig stadium ved økende turbiditet ut av actiflo	
	Slamflukt fra fortykker			Medfører lav UV transmisjon. Lav UV transmisjon har skjedd minst 7 ganger i anlegg Nord og 32 i anlegg Syd i løpet av et år		

H e n d e l s e	Beskrivels e	Hvo r ofte hend er dette ?	Hvor lang tid å få re- etablert?	Kommentar	Sikkerhetsbarrierer	Diskusjon/mulige tiltak
	Svikt koagulerin g trinn			Svikt oppstrøms vannbehandling i form av høy turbiditet påvirker desinfeksjonstrinnet	Det enkelte filter skal automatisk stenge dersom turbiditeten er høyere enn 0,2 NTU. For høy målt turbiditet ut av filtre er ikkje erfart.	
	Svikt turbiditets måler			Svikt oppstrøms vannbehandling i form av høy turbiditet påvirker desinfeksjonstrinnet	Den enkelte filter skal automatisk stenge dersom turbiditeten er høyere enn 0,2 NTU. For høy målt turbiditet ut av filtre er ikkje erfart.	
	Svikt kompressor luft (for ventiler)					
	Brudd på luftslange					
	Svikt signaler/fib erbrudd			VAV har hatt brudd på fiberkabel men siden dette er formet som et ringnett vil signalet nå frem. Har bygget om slik at en får alarm ved brudd i fiberkabel. Dvs det må være 2 brudd samtidig for at denne hendelsen skal kunne opptre. Fare for fellesfeil? Får man signal også da?		

H e n d e l s e	Beskrivels e	Hvo r ofte hend er dette ?	Hvor lang tid å få re- etablert?	Kommentar	Sikkerhetsbarrierer	Diskusjon/mulige tiltak
	SRO svikt			Hva hender dersom SRO er nede? En vil da ikke få signaler, men hvordan styres de enkelte lokale PLS da?	Lokal PLS styring UPS på lokale PLSer/SRO	VAV sjekke: Hva styrer styres prosessen etter da? (forrige måling, maks tillate, minimum tillate)
	Rask økning av Q alle filter			Rask økning av vannføring skjer i 0,1 % av driftstid		
	Rask økning av Q ved spyling av et filter			Rask økning av vannføring skjer i 0,1 % av driftstid		VAV skal prøve å endre styring slik at filterhastighet holdes konstant når annet filter. Vanskelig å styre?
	Svikt UV transmisjons måler			UV _T inngår i formelen for UV dose som anlegget styres etter. Det er bare en måler pr anlegg.	Ukentlig kontroll av UV _T måler. Sjekkes mot lab.	Går info direkte mellom PLS eller via SRO?
	Feil signal UV sensor			Det er 8 UV sensorer pr aggregat. Det er 3 aggregat pr anlegg (dvs 6 aggregat samlet for nord og syd)		
	Vannføring sfeil			Vannføring i for UV beregnes som summen av de enkelte (7 filter). Dette fordeles på hvert anlegg.	UPS på alle PLS'er (1-2 timer)	

H e n d e l s e	Beskrivels e	Hvo r ofte hend er dette ?	Hvor lang tid å få re- etablert?	Kommentar	Sikkerhetsbarrierer	Diskusjon/mulige tiltak
	Ventilasjon ssvikt styringsro m			Ventilasjonssvikt i styringsrom medfører overoppheting av servere. Dette har også hendt i andre server rom i VAV (H5 i 2010).		Temperaturalarm serverrom? Ref H5 tiltak for å unngå dette.
	Lampefeil			Avvikende funksjon av nye lamper	Det tar 10 min å sette i gang nytt aggregat. 2 av 3 aggregat må gå	
	Fysisk skade lampe				Det tar 10 min å sette i gang nytt aggregat. 2 av 3 aggregat må gå	
	Spennings- dip			Periodevis spenningsdip ved Oset. SINTEF rapport viste at det var få i en 3 mnd periode, men en har observert flere i det siste. For eksempel 3 ganger på en natt. 8-10 min oppvarmingstid i etterkant av spenningsdip		Stort omfang spenningsdip? Installere UPS?
	Svikt nødstrøm			Har diesel aggregat. 4 aggregat samlet for Oset (1 for nord, 1 for Syd, 1 for råvannspumper og 1 for høytrykkspumpestasjon). Har hatt hendelse hvor aggregat for Nord ikke virket pga rele svikt		
	Svikt Hafslund			Strømnettet i Oslo har få avbrudd i forhold til mange andre deler av landet. Ikke varslede avbrudd 2003-2007: 0,8 avbrudd pr år????> 3 min. Sum avbrudd 0,7 timer pr år. Omkobling på nettet foretas.		

H e n d e l s e	Beskrivels e	Hvo r ofte hend er dette ?	Hvor lang tid å få re- etablert?	Kommentar	Sikkerhetsbarrierer	Diskusjon/mulige tiltak
	Brann i tavler (UV)					
	Brann i hovedtavler					
	Annen brann i anlegget					
	Oversvøm melse UV			Kan skyldes vannlekkasje fra UV aggregat. Bassenget vil kunne fylles raskt.	Alarm for vannstand i pumpesump Tavler er hevet og oversvømmes ikke.	<ul style="list-style-type: none"> Tåler aggregat utvendig vanntrykk? Kan aggregat tørkes. Hvor lang tid å reparere? Er sluk/pumper dimensjonert for slike vannmengder (4 m³/s?)
	Fysisk ødeleggelse anlegg			Anlegget har adkomstsikring. Mye omvisning av hele anlegget.	Adkomstsikring	Skjermingsverdig objekt? Omvisning skoleklasser
	Hacking			Kan skje via virus, hacking etc. VAV har hjemnevakt ordning utenom vanlig arbeidstid. Alt kan styres hjemmefra.	VPN	Skjermingsverdig objekt? IKT sikkerhet

H e n d e l s e	Beskrivels e	Hvo r ofte hend er dette ?	Hvor lang tid å få re- etablert?	Kommentar	Sikkerhetsbarrierer	Diskusjon/mulige tiltak
	Feil vurdering ved hendelser/tolking			Ser ikke hva som er på gang.		
	Feil set punkt			Dersom set punkt er feil vil alarmer bli feil. Alarmer i forhold til set-punkt		
	Feil montering sensor etter vedlikehold			Egne rutiner for dette ihht DV system		
	Feil kalibrering (UV _T og UV sensor)			Egne rutiner for dette		
	Tar ikke hensyn til beleggdannelse/utvikling					
	Brann i tavler (Klor)					

H e n d e l s e	Beskrivels e	Hvo r ofte hend er dette ?	Hvor lang tid å få re- etablert?	Kommentar	Sikkerhetsbarrierer	Diskusjon/mulige tiltak
	Brann i hovedtavler					
	Annen brann i anlegget					
	Oversvømmelse (vann) ved kloranlegg			Har tettet alle sluk i anlegget etter Akerselva hendelsen. Kan det komme mye vann inn i anlegget som medfører oversvømmelse?	Styring/tavler ligger i andre rom	•
	Feil vurdering ved hendelser/tolking			Ser ikke hva som er på gang.		
	Feil set punkt for sensorer			Dersom set punkt er feil vil alarmer bli feil. Alarmer i forhold til set-punkt		
	Feil montering av klordoserin gspumpe etter vedlikehold			Egne rutiner for dette ihht DV system		

H e n d e l s e	Beskrivels e	Hvo r ofte hend er dette ?	Hvor lang tid å få re- etablert?	Kommentar	Sikkerhetsbarrierer	Diskusjon/mulige tiltak
	Feil kalibrering (restklor måler, sjekkes 1 gang pr uke)			Egne rutiner for dette		
	Svikt nødstrøm			Har diesel aggregat. 4 aggregat samlet for Oset (1 for nord, 1 for Syd, 1 for råvannspumper og 1 for høytrykkspumpestasjon). Har hatt hendelse hvor aggregat for Nord ikke virket pga rele svikt	Klor har UPS	
	Svikt Hafslund			Strømnettet i Oslo har få avbrudd i forhold til mange andre deler av landet. Ikke varslede avbrudd 2003-2007: 0,8 avbrudd pr. år > 3 min. Sum avbrudd 0,7 timer pr år. Omkobling på nettet foretas.	Klor har UPS	
	Svikt UPS kloranlegg			Har UPS på hele kloranlegget. Kapasitet noen timer (4?)		
	Fysisk ødeleggelse anlegg			Anlegget har adkomstsikring. Mye omvisning av hele anlegget.	Adkomstsikring	Skjermingsverdig objekt? Omvisning skoleklasser
	Hacking			Kan skje via virus, hacking etc. VAV har hjemmevakt ordning utenom vanlig arbeidstid. Alt kan styres hjemmefra.	VPN	Skjermingsverdig objekt? IKT sikkerhet

H e n d e l s e	Beskrivels e	Hvo r ofte hend er dette ?	Hvor lang tid å få re- etablert?	Kommentar	Sikkerhetsbarrierer	Diskusjon/mulige tiltak
	Svikt vannbehandling			Svikt oppstrøms vannbehandling (filter, råvannskapasitet etc) gir økt klorbehov. Samtidig må restklormåler svikte.		
	Svikt restklormåler					
	Svikt oppstart klor			En får ikke signaler om at UV er nede. Dette hendte under kokehendelsen i februar 2010.		
	Gass i fremføringsledning			Ustabil klordosering pga gass i fremføringsledning. Dette gjør korrekt dosering vanskelig		
	Lekkasje fremføring klor			Lekkasje på klorledning hendte i mars 2011 ifm utslipp til Akerselva		
	Membranfeil i pumpe					
	Svikt mottrykkventil			En har 2 ventiler, en ventil i hver ende. Ledning kan ha brudd mellom de to ventilene. Har hendt ved VAV		
	Svikt restklormåler					

H e n d e l s e	Beskrivels e	Hvo r ofte hend er dette ?	Hvor lang tid å få re- etablert?	Kommentar	Sikkerhetsbarrierer	Diskusjon/mulige tiltak
	Vannføring sfeil					
	Svikt signaler/fib erbrudd			VAV har hatt brudd på fiberkabel men siden dette er formet som et ringnett vil signalet nå frem. Har bygget om slik at en får alarm ved brudd i fiberkabel. Dvs det må være 2 brudd samtidig for at denne hendelsen skal kunne opptre. Fare for fellesfeil? Får man signal også da?	FailSafe?	VAV sjekke: Hva styrer styres prosessen etter da? (forrige måling, maks tillate, minimum tillatte)
	SRO svikt			VAV har hatt brudd på fiberkabel men siden dette er formet som et ringnett vil signalet nå frem. Har bygget om slik at en får alarm ved brudd i fiberkabel. Dvs det må være 2 brudd samtidig for at denne hendelsen skal kunne opptre. Fare for fellesfeil? Får man signal også da?		

Det er en rekke ulike hendelser som har medført hel eller delvis svikt i desinfeksjonen. Disse kan deles inn på flere måter, men én måte er som følger:

- Svikt i oppstrøms behandling
- Svikt i desinfeksjonsutstyr
 - o Teknisk
 - o Systemsvikt, for eksempel at vannproduksjonen øker raskere enn UV-anlegget er designet for å takle
- Teknisk svikt i støttefunksjoner
- Svikt i prosessovervåking og styring
- Operatørfeil
- Ulykke/sabotasje/hærverk

Enhver feil er selvsagt viktig, men de mest kritiske er de som enten kan ha langvarig effekt eller som ikke fanges opp av overvåkningssystemer. Av førstnevnte kan nevnes hærverk, av sistnevnte kan nevnes svikt i UV-transmisjonsmålere.

7.3.4. B. Konklusjon og anbefalinger for videre arbeid

Enkelte feil vil driften til en hver tid ha fokus på, som å øke operatørens kompetanse for å unngå operatørfeil og å optimalisere oppstrøms vannbehandling. Teknisk svikt i desinfeksjonsutstyret eller støttefunksjoner er noe en selvsagt søker å forebygge gjennom vedlikehold, men suksessen vil nødvendigvis avhenge av kvaliteten på utstyret og de anvendte vedlikeholdsrutiner. Noen tiltak kan imidlertid gjennomføres for å øke sikkerheten innenfor anlegget slik det fremstår.

Av de feilene som VAVs driftsorganisasjon kan forebygge uten store endringer kan nevnes:

- Redusere faren for operatørfeil eller konsekvensene av teknisk svikt ved:
 - o Registrering og bearbeiding av hendelser som har gitt feil
 - o Intern kunnskapsoverføring av hendelser som gir feil, hvordan disse skal oppdages tidlig samt avbøtende tiltak
- Unngå at instrumentfeil får konsekvenser ved:
 - o Dobble eller helst triple målere der signalene er kritiske for desinfeksjonsfunksjonen, eller annen måling som beskriver funksjonen (for eksempel flow av hypokloritt)
 - o Hyppige kontrollanalyser

Det er gjennomført en rent kvalitativ feiltreanalyse av faren for svikt i desinfeksjonstrinnet. Det bør også gjennomføres en kvantitativ analyse der sannsynlighetene for ulike feil tallfestes. Det bør videre gjennomføres tilsvarende analyser av svikt i anleggets første hygieniske barriere, samt av svikt i anleggets evne til å opprettholde dimensjonerende vannproduksjon. Dette er imidlertid analyser som faller utenfor SINTEFs mandat i dette prosjektet.

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

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



Norsk institutt for vannforskning

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