

Analyse av Rore og nedbørfelt

I samarbeid med



1. *Forurensningsanalyse av Rore med nedbørfelt*
2. *ROS-analyse for vannbehandlingsanleggene til Arendal og Grimstad kommuner*
3. *Grunnlag for revisjon av dagens beskyttelsesregime i nedbørfeltet*

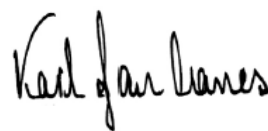


Kartgrunnlag: NVE-Atlas

NIVA <i>I samarbeid med</i> SINTEF			Rapport		
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 Analyse av Rore og nedbørfelt: - Forurensningsanalyse av Rore med nedbørfelt - ROS-analyse for vannbehandlingsanleggene til Arendal og Grimstad kommuner - Grunnlag for revisjon av dagens beskyttelsesregime i nedbørfeltet			Løpenr. 6686-2014	Dato 28.05.2014	
			Prosjektnr. Undernr. 13160	Sider Pris 215	
Nøkkelpersonell: Dag Berge, Ingun Tryland, Torulv Tjomsland, (NIVA) Bjørnar Eikebrokk, Jon Røstum (SINTEF)			Fagområde Vannforsyning / Vannforvaltning	Distribusjon: Fri	
			Geografisk område Aust Agder	Trykket NIVA	
Oppdragsgiver(e) Arendal og Grimstad kommuner, koordinert gjennom Arendal kommune – Kommunal teknikk og geodata				Oppdragsreferanse Asgeir Øybekk	
Sammenheng Rore er en god vannkilde som er av samme kategori som Maridalsvannet, Oslos vannkilde: «En liten innsjø som forsyner en stor befolkning». Den må tas vare på i lys av denne erkennelsen. Da kan regionen ha en sikker vannkilde i lang tid framover. Kjemisk sett er vannet surt, har liten ionestyrke og forholdsvis høy farge. Man kan forvente en svak fargeøkning framover som følge av økt temperatur og nedbør. Eutrofiering er ikke noe problem. Eneste trussel er hygienisk forurensning, vesentlig fra bebyggelsen og den menneskelige aktiviteten i sydenden, og fra de relativt hyppige innstrømningene av vann fra Nidelva, hvor den hygieniske forurensningen synes å ha økt. Det er forventet at disse innstrømningene vil øke framover, og kan utgjøre et betydelig hygienisk sikkerhetsproblem, særlig for Arendalsvannverket. Man bør utrede tiltak for å redusere disse innstrømningene. Vannbehandlingsanleggene er robuste, de leverer sikkert vann, og driftes bra. De har imidlertid ikke kontrollutstyr på de enkelte linjer hverken i koaguleringsstrinnet eller i desinfeksjonstrinnet, kun for samlestokken, og noen flyttbare målere. Det brukes høye mengder koagulant, særlig i Grimstad, og det gis høye doser UV. Her synes det å være rom for optimaliseringer. Kloranleggene brukes ikke i dag, men holdes som backup. Man bør vurdere å kjøre disse på sparebluss, slik at klorering kan settes inn på kort varsel ved f.eks. større innstrømningsepisoder fra Nidelva, eller brudd på kloakkledninger. Arendal bør legge nytt inntak på 40 m dyp. Begge vannverk bør bedre reservevannforsyningen sin, særlig Arendal. De gamle beskyttelsestiltakene (klausuleringsbestemmelser) for nedbørfeltet er gjennomgått og analysert. Man har foreslått nye beskyttelsestiltak som kan tjene som grunnlag for å vedta fornyede klausuleringsbestemmelser. I praksis består dette i at man har utvidet sonen som før het «100 m beltet», og reglene der litt innskjerpet, til å omfatte det lokale nedbørfeltet til Rore. I tillegg foreslås det badeforbud i Rore, samt noen mindre justeringer.					
Fire norske emneord - Vannforsyning fra Rorevannet - Nedbørfelt og kilde - Hygieniske barrierer i vannbehandlingen - Beskyttelsesregime i nedbørfelt og kilde			Fire engelske emneord - Water supply from Lake Rore - Catchment area and source - Hygienic barriers in the water treatment - Protection measures in the catchment and source		



Dag Berge
Prosjektleder



Karl Jan Aanes
Forskningsleder

ANALYSE AV RORE OG NEDBØRFELT

Del 1: Forurensningsanalyse av Rore med nedførfelt

Del 2: Hygieniske barrierer ved Arendal og Grimstads vannbehandlingsanlegg

Del 3: Grunnlag for justering av beskyttelsesregimet innsjø og nedbørfelt

Forord

Den foreliggende rapport representerer sluttrapporten fra prosjektet Analyse av Rore og nedbørfelt, som har omfattet de tre hoveddelene 1) Forurensningsanalyse av Rore med nedbørfelt, 2) ROS-analyses av Arendal Vannbehandlingsanlegg og Grimstad vannbehandlingsanlegg, og 3) Grunnlag for å revidere beskyttelsesregimet i nedbørfeltet. NIVA har hatt hovedansvaret for del 1) og 3), mens SINTEF har hatt hovedansvaret for del 2).

Oppdragsgiver har vært Arendal og Grimstad kommuner koordinert gjennom Arendal kommune, Kommunal Teknikk og Geodata, ved Asgeir Øybekk. Han har vært prosjektleder hos oppdragsgiver og hovedkontaktperson mot de utførende konsulenter i NIVA og SINTEF. Ellers har Finn Arne Kaldal og Kåre Blakstad deltatt i prosjektgruppa fra Arendal kommune. Fra Grimstad har Svein Flo vært hovedkontakt i prosjektgruppa, assistert av Geir Knudsen og Leif Johansen. Thorvild Gundersen, Grimstad kommune har ledet feltarbeidet på innsjøen og elvene/bekkene etter forutgående instruksjon fra NIVA. Christen Ræstad har fungert som «liason officer», bindeledd mellom oppdragsgiverne og oppdragstakerne.

Hos oppdragstakerne har Dag Berge, NIVA, fungert som prosjektleder. Han har også hatt ansvaret for den praktiske undersøkelsen av innsjøen og bekkene, for eutrofivurderingen, for innsamling av data om forurensninger fra nedbørfeltet, samt hovedansvaret for del 3 om justering av beskyttelsesregime i nedbørfeltet. Ingun Tryland NIVA har hatt hovedansvaret for analysene av hygienisk forurensning og smittefare analyse fra de ulike aktivitetene. Hun er assistert av Torulv Tjomsland som har beregnet hvor mye av de ulike forurensningene som kan nå vanninntakene under ulike værforhold ved hjelp av strøm- og sprednings-simuleringer. Birger Skjelbred, NIVA, har analysert og artsbestemt planteplanktonet og gjort vurderingene av dette. Anne Bjørknes Christiansen NIVA, Sørlandsavdelingen har bistått med innsamling av dato om vannstander og vannføringer i Nidelva.

Bjørnar Eikebrokk og Jon Røstum, begge SINTEF, har gjennomført ROS-analysene ved de to vannbehandlingsanleggene. Jon Røstum har også vurdert beskaffenheten av avløps-systemene fra bebyggelsen i søndre deler av Rore.

Prosjektet har stort sett gått etter planen, både faglig, tidsmessig, og økonomisk, noe som har gjort at prosjektledelsen har vært en enkel og trivelig jobb. Alle takkes for godt samarbeid.

Oslo 28.05.2014

Dag Berge

Innholdsfortegnelse

1	KONKLUDERENDE SAMMENDRAG	8
2	INNLEDNING	21
3	DEL I: FORURENSNINGSANALYSE AV INNSJØ OG NEDBØRFELT	23
3.1	Kort beskrivelse av nedbørfeltet	23
3.2	Morfometriske og hydrologiske data for Rore og Syndle	25
3.3	Geologi i nedbørfeltet	27
3.4	Kort om dagens beskyttelseregler	28
4	INNLEDENDE ANALYSE AV DE ULIKE FORURENSNINGS-SKAPENDE AKTIVITETER	29
4.1.1	Summarisk liste over de aktuelle forhold	29
4.1.2	Sirkulasjons og sjiktningsforhold i Rore	30
4.1.3	Innstrømning av forurenset vann fra Nidelva	30
4.1.4	Naturlig forurensning i nedbørfeltet	30
4.1.5	Bosetning og forurensningsfare fra sanitærløp	33
4.1.6	Jordbruk og husdyrhold	34
4.1.7	Skogsdrift	34
4.1.8	Bedrifter i Rores lokale nedbørfelt	35
4.1.9	Rekreasjon og friluftsliv	35
4.2	Temperatur og sjiktningsforhold i Rore	36
4.3	Utviklingen av innsjøens farge	38
4.4	Arealbruk i nedbørfeltet	42
4.5	Husdyr i landbruket i nedbørfeltet til Rore	43
4.6	Hestehold i nedbørfeltet til Rore	45
4.7	Industribedrifter i Rores lokale nedbørfelt	46
4.8	Befolkning og bebyggelse i nedbørfeltet til Rore	50
4.9	Forurensningsfare fra kloakksystemene i søndre del av Rore	52
4.9.1	Kloakksystemene ved Naudnes og Roresanden	52
4.9.2	Tilstandsvurdering av kloakkledningene	54
4.9.3	Tilstand på avløpskummene i nedbørområdet	56

4.9.4	Samlet vurdering av avløpsledningsnettets ved Roresanden og Naudnes	56
4.10	Bading på Roresanden	58
5	UNDERSØKELSE AV VANNKVALITETEN I RORE MED TILLØPSBEKKER I 2013	59
5.1	Undersøkelsesprogrammet	59
5.2	Undersøkelse av eutrofieringssituasjonen i Rore	60
5.2.1	Rore's typifiseringsdata og grenseverdier for nøkkelpara-metere i hht. Vannforskriften	60
5.2.2	Resultater for næringssalter og mengde	61
5.2.3	Analyse av algesamfunnets artssammensetning og EQR	63
5.2.4	Konklusjon om eutrofiering i Rore	64
5.3	Bakteriologiske resultater fra Rore	65
5.3.1	Analyse av overflateprøver	65
5.3.2	I hvilken grad har det strømmet vann inn fra Nidelva i under-søkelsesperioden	66
5.4	Undersøkelser i tilløpsbekkene til Rorevannet i 2013	67
5.4.1	Bekkenes nedbørfelt og vannføring	67
5.4.2	Resultater fra de ulike tilløpsbekkene	68
5.5	Nidelva som kilde til forurensning av Rore-vannverkene	84
5.5.2	Den framvoksende Arendal Lufthavn Gullknapp – En fremtidig trussel for vannforsyningen fra Rore?	90
5.5.3	Hva kan gjøres for å hindre oppstuing i Nidelva?	94
5.5.4	Bør man redusere forurensningen i Nidelva?	99
6	HYGIENISK FORURENSNING AV VANNINNTAKENE OG ANALYSE AV SMITTERISIKO	100
6.1	Hvilke smittestoffer	100
6.2	Vurdering av de ulike kildene til fekal forurensning med hensyn på produksjon av <i>E. coli</i> og mulige patogener	102
6.3	Hvor mye av den fekale forurensningsproduksjonen kommer frem til Rorevannet	107
6.4	Fare for at sykdomsfremkallende mikroorganismer fra de ulike kildene når råvannet til vannbehandlingsanleggene	109
6.4.1	Overlevelse av <i>E. coli</i> og patogener i vann	109
6.4.2	Hvilken risiko er knyttet til ulike patogenkonsentrasjoner i råvannet?	110
6.5	Beskrivelse av strøm- og spredningsmodellen brukt i simuleringen	114
6.5.1	Scenarium: Sterk vind	126
6.5.2	Scenarium: Bading ved Roresanden	131
6.5.3	Scenarium: Brudd på kloakkledning	136
6.5.4	Scenarium: Innstrømning fra Nidelva	140
6.5.5	Smitterisiko fra husdyr og hester i nedbørfeltet	147
6.6	Oppsummering av hygienisk forurensning og analyse av smitterisiko	149

7	HVILKE KJEMISKE STOFFER KAN VED ET UHELL (TANKBILVELT O.L.) PÅVIRKE VANNINNTAKENE	151
7.1	Konservativt vannløslig stoff	151
7.2	Tungmetaller/miljøgifter	153
7.3	Plantevernmidler	154
7.4	Fenol	154
7.5	Syre	154
7.6	Olje	154
8	DEL II: ROS-ANALYSE AV ARENDAL VANNBEHANDLINGSANLEGG (RORE) OG GRIMSTAD VANNBEHANDLINGSANLEGG (ROSHOLT)	156
8.1	Bakgrunn - hygieniske barrierer i vannforsyningen	156
8.2	Kort beskrivelse av Arendal vannbehandlingsanlegg (Rore)	160
8.2.1	Utviklingen av råvannskvalitet, klimaeffekter og effekter på vannbehandlingen	163
8.2.2	Vurdering av hygieniske barrierer i vannbehandlingsanlegget til Arendal	168
8.3	Kort beskrivelse av Grimstad (Rosholt) vannbehandlingsanlegg	173
8.3.1	Vurdering av hygieniske barrierer i vannbehandlingsanlegget til Grimstad	175
8.4	Konklusjoner vannbehandlingsanlegg	178
8.5	Sårbarhet i samlet vannforsyningssystem– i hvilken grad fremstår det samlede vannforsyningssystemet i henholdsvis Arendal og Grimstad som robust?	184
9	DEL III: GRUNNLAG FOR REVISJON AV BESKYTTELSESREGIMET I NEBØRFELTET TIL RORE	190
9.1	Innledning	190
9.2	Dagens beskyttelsesregime	191
9.3	Forslag til 2 beskyttelsessoner	192
9.4	Kommentarer til gjeldende klausuleringsregler	195
9.5	Forslag til nye beskyttelsesregler	201
10	LITTERATUR	205
11	PRIMÆRDATA	212

1 Konkluderende sammendrag

Rore har et overflateareal på 7,8 km² og et volum på 221 mill m³. Innsjøen forsyner 60 000 mennesker i Arendal og Grimstad kommuner. Den må betraktes på tilsvarende måte som Maridalsvannet i Oslo – «En liten innsjø som forsyner en stor befolkning». Innsjøen må tas vare på i lys av denne erkjennelsen.

Sjiktningmessige forhold

I sommerhalvåret er Rore normalt termisk sjiktet i perioden fra midt av mai til slutten av november. I den midterste ¾-delen av denne perioden er drikkevannsinntakene godt beskyttet mht. å få inn forurensninger. Fra slutten av august begynner temperatursprang-sjiktet og bli presset dypere av vind og kaldere vær. Omkring 1. oktober er sprangsjiktet presset såpass dypt at vindoppstuinger av overflatevann i endene av innsjøen vil kunne gjøre at vanninntakene kan påvirkes av overflatevann, særlig Arendals relativt grunne inntak (27 m). Høstsirkulasjonen varer normalt fra slutten av november til nyttår, ca. 1,5 mnd. I denne perioden er vanninntakene mer sårbare mht. å få inn forurensninger. Deretter islegges vanligvis innsjøen og blir igjen termisk sjiktet (inverst denne gang) fram til midt i april, og vanninntakene er igjen beskyttet mot tilførsel av overflatevann. Fra midten av april til midt i mai, sirkulerer innsjøen igjen (vårsirkulasjonen) og drikkevannsinntakene er forurensningsutsatte igjen. Dette er (var) det normale. Klimaendringene som man venter (og allerede ser) med mildere vintre uten is, hyppige smelteperioder, mer nedbør, mer flom, mer vind, vil medføre at denne sjiktningmessige beskyttelsen av dypvannsinntakene blir dårligere i fremtiden, særlig i vinterhalvåret da den inverse sjiktningen er mye svakere enn den direkte sjiktningen som man har om sommeren.

Innsjøens nedbørfelt gir 198 mill m³ vann per år, mens vannuttakene er bare 5.5 % av dette. Under sommerstagnasjonen drikker man opp ca. 18 % av det avskjermede dypvannet, og om vinteren drikker man opp anslagsvis 12 % av dypvannet. Dvs. drikkevannsuttaget er lite i forhold til innsjøens vannfornyelse og i forhold til dypvannets volum, noe som gjør at innsjøen må regnes for å ha et sikkert dypvann som er godt termisk skjermet mot forurensning i den sjiktede periode, sammenliknet med f.eks. Maridalsvannet, Oslos drikkevannskilde.

Farge og fargeutvikling

Fargen i Rore økte kraftig i løpet av 1990-årene fra ca. 10-15 og opp til ett nytt nivå på 25-35 mg Pt/l. Mesteparten av denne økningen kan sannsynligvis forklares av nedgang i sur nedbør. I de 13 årene som har gått siden fargen kom opp på det nye nivået i år 2000, viser fargen ingen økning. Man må imidlertid regne med at fargen kan komme til å øke svakt i fremtiden som følge av økt temperatur og nedbør, noe som gir økt organisk produksjon i nedbørfeltet, og mer nedbrytning og utvasking fra eksisterende humussjikt i jorda. Vannverkene er dimensjonert for å håndtere en farge på 45 mg Pt/l, noe som nok vil holde en tid fremover.

Menneskelig aktivitet i nedbørfeltet

Det er forholdsvis liten menneskelig aktivitet i Rores nedbørfelt. Totalt bor det ca. 1400 personer i nedbørfeltet, mens i Rores lokale nedbørfelt bor det ca. 850 personer. Det aller

meste av nedbørfeltet utgjøres av skogsmark i høydenivået, 40 – 300 moh. Landbruksarealene utgjør bare 1,5 % av innsjøens nedbørfelt. Disse arealene er så små, at om man følger landbrukets egne forskrifter for dimensjonering av driften, så vil ikke innsjøens økologiske tilstand påvirkes i nevneverdig grad herfra. Storstilt husdyrhold i Rores lokale nedbørfelt, vil imidlertid kunne påvirke den hygieniske kvaliteten i innsjøen, og må unngås.

Utenom gårdsbruk er det lite andre bedrifter i nedbørfeltet, og kun 4 mindre bedrifter i det lokale nedbørfeltet. Det er bare en av disse, nemlig Grimstad Planteskole, som har noen effekt (dog kun moderat) på forurensningstilførselen til Rore.

Det har imidlertid foregått en del boligbygging i nedbørfeltet selv etter at innsjøen ble vernet til drikkevannsformål i 1971, anslagsvis 75-100 boliger. Ca. 50 av disse er bygget i Grimstads del av Rores lokale (nære) nedbørfelt. Selv om sanitæravløpene fra disse boligfeltene er koplet til det kommunale renseanlegget, utgjør de i dag en potensiell risiko for vannforsyningen. Etablering av boliger og boligfelt, utgjør en «ikke reversibel» forurensningsrisiko, da de i praksis ikke kan fjernes. Det bør ikke bygges mer boliger innen Rores lokale nedbørfelt.

Boligene i spredt bosetning har hovedsakelig enkle avløpsanlegg som septiktank og spredegrøft. Flere av disse påfører tilførselsbekkene til Rore hygienisk forurensning, og anleggene bør evalueres og oppgraderes hvis behov.

Det bades en god del i Rore, særlig på den fine badestranden i sørenden av sjøen, Roresanden. Her står det en stor og tydelig plakat hvor det henstilles til ikke å bade i drikkevannskilden, men dette synes ikke å virke særlig dempende på badeaktiviteten. Det bades også andre steder i innsjøen, men i mindre omfang. Den kommunale vegen langs sørøstsiden av Rorevannet benyttes til trening av travhester og til turridding, ca. 10 hesteturer per dag i hht. Grimstad og omegn travselskap. Både bading og hesteaktiviteter langs en viktig drikkevannskilde er sterkt omdiskutert blant de drikkevannsansvarlige myndigheter i regionen som andre steder i landet, og er frarådet i drikkevannsforskriftens veiledere.

Ellers brukes hele nedbørfeltet til rekreasjon og friluftsliv i normalt omfang for utmarksområder i Norge.

Eutrofisituasjonen i innsjøen

Som en del av utredningen ble det foretatt en undersøkelse av innsjøens frie vannmasser med månedlig prøvetaking i 2013. Vurdert ut i fra algesamfunnets biomasse og artssammensetning, samt konsentrasjon av klorofyll-a og næringssalter, ble innsjøen klassifisert til å være i tilstandsklasse 1: Svært god økologiske tilstand, både etter det nye klassifiseringssystemet etter vannforskriften, og etter det gamle klassifiseringssystemet til Statens forurensningstilsyn. Tilstanden var tilnærmet lik forventet naturtilstand. Hverken menneskelig aktivitet eller introduksjonen av karpefiskens sørv for en del år siden, ser ut til å gjøre noen nevneverdig innvirkning. Det er ingen fare for utvikling av problemskapende alger for drikkevannsforsyningen.

Den bakteriologiske situasjonen i innsjøen sommeren 2013

Ute på hovedstasjonen midt ute på innsjøen ble det stort sett ikke observert ekte tarmbakterier, *E. coli*, i sommerhalvåret 2013, selv ikke i overflatelagene. Inne ved Roresanden ble det bare observert svakt forhøyede verdier, det samme gjaldt ved «Måkeholmene» ut for

Rosholt bekken. I utløpsenden, ved Bjorsund, ble det imidlertid målt betydelig høyere verdier av *E. coli*, og det var klart at disse kom fra Nidelva (tydelig sett også ved at vannets lednings-evne tilsvarte Nidelvavann). Heller ikke i råvannet ved noen av vannverkene fant man *E. coli* denne sommeren.

Forurensning i tilløpselver og -bekker

Samtidig som man tok prøver av innsjøen, tok man også prøver av de 13 viktigste tilløpselver og bekker til Rore, noe som teoretisk skulle tilsi at man prøvetok tilførsler som bidrar med mer enn 90 % av alt vannet som tilkom innsjøen i sommerhalvåret 2013. Med hensyn til forurensning med tarmbakterier (*E. coli*) var Imenesbekken den verste, der man fant mellom 1000-2000 *E. coli* ved flere anledninger og den var jevnt høyt forurenset hele tiden. Det mistenkes å være direkte utslipp av kloakk til denne bekken. Skytebanehuset, ligger oppstrøms Imenestjønnen, og har tett tank for avløpet, så trolig kommer forurensningen fra noen av gårdene/husene nedstrøms Imenestjønnen. Dernest var Nordåsbekken, Rosholtbekken, Terkelsbekken også jamt over forurenset med tarmbakterier, men ikke så mye som Imenesbekken. Dette kommer også fra avløp fra spredt bosetning. De øvrige tilførslene var nokså lite forurenset med tarmbakterier. De bekkene som ikke hadde noe menneskelig aktivitet i nedbørfeltet, som f.eks. Fjæreheiabekken, og Stoabekken, kunne ha høye bakterietall etter regnvær, noe som trolig skyldes at faeces fra ville dyr (mus, elg, rådyr, etc.) som er avlagt langs bekken, blir vasket med når vannstanden stiger. Nidelva hadde nokså høye bakteriekonsentrasjoner (10-470 *E.coli* per 100 ml), og de var høyere nå enn ved undersøkelsene i 1985/86. Dette gjør at periodevis innstrømming av vann fra Nidelva nå utgjør en hygienisk trussel for vannforsyningen fra Rore, særlig for Arendals vannverk.

Innstrømning og utstrømning av Nidelva, årsaker og mulige tiltak

Når vannføringen øker i Nidelva, strømmer det vann inn i Rore via Bjorsund, som imidlertid det meste av tiden fungerer som utløp fra Rore. Mellom Bjorsund og Rygene dam i Nidelva er det noen trange passasjer med terskler mellom øyene i Krokenområdet. Her stues vannet opp når vannføringen i Nidelva øker. Dette er den direkte årsaken til de forholdsvis hyppige innstrømmingene av vann til Rore fra Nidelva. Strøm og spredningssimuleringer viser at under sirkulasjonsperiodene, kan man få vann fra Nidelva inn i Arendalsvannverkets inntak, og at man kan i uheldigste fall få opptil fra 5-10 % så høye *E. coli* tall ved inntaket som man finner i Nidelva. I praksis kan dette være 20-50 *E. coli* per 100 ml. Det høyeste man har målt i råvannet til Arendalsvannverket hittil, er imidlertid 9 *E. coli* per 100 ml. Alle de høyeste verdiene man har i råvannet har skjedd om høsten med vind fra syd, og det kan delvis skyldes at Nidelvavann som ligger innenfor Bjorsund følger med dyptgående, vind-genererte returstrømmer bort til inntaket.

Siden oppstuingen ikke skyldes kraftverksdammen ved Rygene kraftstasjon, kan man ikke redusere innstrømningene ved å endre manøvreringen av denne dammen. Den holdes stort sett konstant på samme nivå (så nær som mulig kote 38,17 moh) hele tiden, og vannføringssøkninger utover kraftverkets slukeevne, tas ut ved tapping av bunnluker. Det er tvilsomt om man kan hindre de hyppige innstrømningene i særlig grad ved hjelp av kraftverkene i nedbørfeltet. Til det er de store magasinene for trege, og det uregulerte restfeltet for stort. Potensielle store forutsigbare innstrømninger, som f.eks. vårflominnstrømninger fra Nidelva, som følge av snøsmelting i fjellet, dempes nokså sikkert allerede i dag betydelig som følge

av oppfylling av vinternedtappede kraftverksmagasiner oppstrøms (Nisser, Fyresvatn, Nesvatn).

Det er, imidlertid, mange andre tiltak man kan gjøre for å redusere innstrømningene. Det mest nærliggende tiltaket er å øke slukeevnen til elva ved innsnevringene ved Kroken ved å bredde ut løpene noe, men ikke gjøre dem dypere. Da vil man opprettholde normalvannstanden oppstrøms, men redusere oppstuingen ved vannstandsøkninger og dermed innstrømningene til Rore. Det belyses også andre tiltak i rapporten. Tiltakene må utredes grundig av teknisk konsulent, hvor man tar hensyn til kraftverkenes produksjon, verneområdets behov for vannstandsvariasjon, mv., før man kan gi noe klare råd om prioritering av disse.

Man kan også redusere problemet med innstrømning av Nidelvavann ved å gjøre tiltak som reduserer den hygieniske forurensningen i Nidelva. Dette kan omfatte desinfeksjon av avløpene fra Blakstad/Neset RA, samt oppgradere avløpssystemene til den spredte bebyggelsen langs elva mellom Blakstad og Bjorsund til samme standard som man bør ha i Rores lokale nedbørfelt, f.eks. tett tank for svartvann, og behandling av gråvannet i gråvannsanlegg (Biofilter/infiltrasjon). Det vil imidlertid være vanskelig å sikre hygienisk vannkvalitet i Nidelva framover, så det virker mer fremtidsrettet med tiltak som reduserer innstrømningen. De spredte avløpene langs Nidelva nedstrøms Neset/Blakstad bør uansett, som et minimum, oppgraderes til gjeldende standard ihht. forurensningsforskriftens paragraf 12.

Forurensningsfare fra kloakkanleggene i søndre del av Rore

Det er en betydelig bosetning i Rores lokale nedbørfelt i den søndre enden av vannet, Roresanden, Naudnes, Nordås/Rosholt. Kloakken renner ved selvføll til to pumpestasjoner, Roresanden (650¹ pe) og Naudnes (250 pe), og pumpes derfra ut av feltet. Pumpestasjonene er utstyrt med nødoverløp og oppsamlingstank på 50 m³, som ved pumpestopp vil vare i 12 timer på Roresanden og 32 timer ved Naudnes pumpestasjon. De er dessuten utstyrt med alarmsystemer som varsler ansvarshavende i kommunen umiddelbart om noe skjer. Kommunen er utstyrt med reservepumper som er lette å skifte. De har nødstrømsaggregat som startes automatisk ved strømbrydd. Sikkerheten rundt selve pumpestasjonene er god. Men man har ikke like god kontroll på tilførselsledningene til pumpestasjonene (inkl. kummer) eller pumpeledningene fra pumpestasjonene og mot renseanlegget. Ledningsnettets er inspisert og de viktigste feilene ble rettet opp i 2013.

Brydd på pumpeledningen vil kunne gå i mange timer før det oppdages og det kan ta tid å reparere et slikt brydd. Råkkloakk kan da renne til Rorevannet. Naudnes pumpeledning går langsetter Nordåsbekken, og et ledningsbrydd her vil lett følge bekken ut i Rore.

Pumpeledningen fra Roresanden går ikke langs noen definert bekk, og det er dessuten gode infiltrasjonsforhold her, så store deler av året vil nok en lekkasje kunne pågå en del tid før det kommer ut i Rore. På telen bakke om vinteren, eller i regnværperioder, vil brydd på pumpeledningen også her kunne føre betydelige mengder råkkloakk til Rore. Lekkasje på selvføllsledninger og kummer vil også kunne føre til forurensning av Rore.

Ved strøm og spredningsundersøkelser ble det vist at brydd på disse pumpeledningene, f.eks ved 12 timers varighet, kunne føre til at smittefarlige konsentrasjoner kom fram til vann-

¹ Reduseres til 500 pe i løpet av 2014

inntakene av langlivede parasitter (*Cryptosporidium* og *Giardia*) og virus (f.eks. *norovirus*). Ved svikt i vannbehandlingen kunne dette ha ført til såpass store sykdomsutbrudd at man ville henført det til vannforsyningen. Det er derfor svært viktig å holde grundig oppsyn og kontroll med disse kloakksystemene og reparere umiddelbart alle feil som måtte finnes. Man bør vurdere å installere en større oppsamlingstank ved Roresanden pumpestasjon, samt å installere vannmåler ut fra pumpestasjonen som sammenholdes med en tilsvarende måler på høybrekket mot renseanlegget, som gir alarm ved uoverensstemmelse.

Overvannet (takvann, avrenning fra veger, gårdsplasser, tette flater etc.) fra Roresanden og Naudnes går direkte til terreng (infiltreres i rike løsmasser), dvs. her er intet overvannsnett. Kun på de nye boligfeltene Nordås 1 og 2 er det overvannsledninger. Disse slippes ut i innløpsbekken til Lille Rosholtjtjønn, og renner derfra videre via Rosholtjtjønn og Rosholtbekken til Rore. Selv om overvannsutslipp således ikke ser ut til å være noe stort problem, bør man etablere en stikkprøvemessig overvåking av overvann, og bekker/sig nedstrøms der eventuelle kloakklekkasjer fra ledningsnett og kummer kan tenkes å komme ut. Dette for å oppdage lekkasjer så tidlig som mulig. Man bør ikke tillate mer boligbygging i det lokale nedbørfeltet til Rore, da dette i praktisk sammenheng representerer en «irreversibel risiko» for innsjøen som drikkevannskilde.

Smittefare fra Bading

Roresanden er en populær badeplass i sydenden av Rore, hvor det kan være flere hundre badende i løpet av en fin sommerdag. Strøm og spredningssimulering og smittestoffanalyse viste at tarmbakterien *E. coli* og mikrober med liknende overlevelse, ikke vil kunne komme fram til vanninntakene som følge av bading. Dette fordi innsjøen er godt termisk sjiktet i badeperioden. Derimot viste simuleringen at smitte fra langtidslevende parasitter som *Giardia* og *Cryptosporidium*, og langlivet virus vil kunne komme fram til vanninntakene i sirkulasjonsperioden selv om badingen fant sted helt i slutten av august. Hvis et barn som badet (31. august) var sykt av en av disse parasittene, og hadde et «uhellsutlipp» direkte i vannet, vil smittestoffer kunne komme inn i vanninntakene i tilstrekkelig høye konsentrasjoner til at det vil føre til såpass mange syke at det vil registreres som vannbårent utbrudd, om vannbehandlingen svikter. Sannsynligheten for at slikt skal hende samtidig, er ikke stor, men den er ikke null. Varighetskurver viser at alle prosesser fungerer sjelden 100 % av tiden (eller av vannmengden), de 2 hygieniske barrierene er ikke helt uavhengige, og det er eksempel at renseprosessen i nye vannbehandlingsanlegg er slått ut i flere dager av f.eks. lynnedslag, se senere sammendragsavsnitt om vannbehandlingsanleggene.

Vi må regne med at det blir bading også i september etter hvert som det blir varmere, dessuten vil befolkningen i Grimstad / Arendalområdet øke, særlig i sommerhalvåret ved tilreisende turister. Bading vil representere en økende fare fremover. Man bør derfor ikke tillate bading i Rore. Dette er i tråd med strengtheten man praktiserer de fleste andre steder i landet der man har «en liten innsjø som forsyner en stor befolkning».

Smitte fra hest og husdyr

Vi vurderer det som lite sannsynlig at dagens begrensede hestebruk (ridning, travtrening) i nedbørfeltet til Rore er noen fare for drikkevannskvaliteten til vannverkenes inntak fra Rore. 10 hesteturer per dag langs den kommunale veien langs vannet er ikke noen trussel siden hestene stalles opp og oppholder seg utenfor feltet det meste av døgnet. Det er dessuten nokså sjelden at parasitter/smitte hos hest, kan overføres til mennesker.

Vi anbefaler at det ikke blir tillatt å oppstalle hest innenfor det lokale nedbørfeltet til Rore, utover det antall som måtte fremgå av spesiell tillatelse i dag, per 1.6 2014. Når det gjelder andre husdyr, anbefaler vi at det ikke tillates mer enn det som er til stede i dag (per 1.6. 2014), og på de samme gårdene. Det vil si 16 storfe på Gurebo. Alternativt, å forby husdyrhold i det lokale nedbørfeltet. Utenfor det lokale nedbørfeltet behøver man ikke ha noen spesielle regler for husdyrhold. Landbruksarealene er for små, slik at tilgjengelig spredeareal for gjødsel vil begrense husdyrholdet i tilstrekkelig grad etter gjødsselforskriften.

Risiko og Sårbarhetsanalyse av vannbehandlingsanleggene

Basert på de tilgjengelige og innsamlede data i prosjektperioden fremstår begge vannbehandlingsanleggene Arendal (Rore) og Grimstad (Rosholt) som *sikre og robuste*. Både vannbehandlings- (koagulering/filtrering) og desinfeksjonsbarrierene (UV) fremstår som stabile og gode, med indikatorverdier som med god margin oppfyller veiledningens krav. Det er ikke på noen av anleggene funnet tydelige tegn på barrieresvikt. Historien har imidlertid vist at selv godt drevne anlegg kan være utsatt for driftsavbrudd som følge av akutte hendelser. Et nylig eksempel på dette er et koaguleringsanlegg i Trøndelag som ble satt ut av drift i flere dager fordi et lynnedslag slo ut driftskontrollsystemet/tavlene. Vannforsyningen i Arendal og Grimstad er svært avhengig av at vannbehandlingsanleggene hele tiden kan levere vann. Konsekvensene ved eventuell svikt/stopp i vannforsyningen vil kunne være store.

Følgende hovedkonklusjoner gjelder for de ulike anleggene Arendal og Grimstad:

Arendal Vannbehandlingsanlegg Rore:

Koagulering-/filtreringstrinnet er en sentral del av vannbehandlingen og de videre prosesser (UV-desinfeksjonen) er avhengig av at dette trinnet virker optimalt. En svikt i koaguleringen, eksempelvis svikt i doseringen av jernklorid eller feil pH (svikt i doseringspumper, driftskontroll, etc.), vil gi en betydelig forringelse av vannkvaliteten og vil derfor være kritisk for anleggets drift - og for vannbehandlings- og desinfeksjonsbarrierene. Siden etterfølgende UV-desinfeksjon vil påvirkes negativt av dette, vil koagulering og UV-desinfeksjon ikke representere to uavhengige barrierer. Det er viktig å ha kontroll på driften av hvert enkelt filter for å kunne sikre god og stabil barriereeffekt i koagulerings-/filtreringstrinnet. Svikt på et enkelt filter kan "punktere" hele den hygieniske barrieren. Arendal har i dag ikke turbidimeter på hvert enkelt filterutløp. Man har turbidimeter på samlestokken og 2 flyttbare målere i tillegg. Arendal bør derfor vurdere behovet for anskaffelse av flere turbiditetsmålere for bedre å kunne sikre og samtidig dokumentere at filtrere fungerer optimalt til enhver tid. Dersom slike turbiditetsdata skal brukes aktivt krever dette også visse tilpasninger i driftskontrollsystemet, samt gode drifts- og vedlikeholdsrutiner av målerne slik at disse gir korrekte verdier og at de raskt kan repareres ved svikt.

Anlegget synes å være rikelig dimensjonert og drives normalt med relativt lave filtrerings-hastigheter. Følgelig synes det å være tilgjengelig reservekapasitet på anlegget.

Driftsdata for året 2012 viser at man i Arendal anvender en konstant, fast koagulantdose - uavhengig av de sesongmessige variasjoner i råvannskvalitet. Man anvendte en dose på 2-2.5 mg Fe/L uavhengig av variasjonene i råvannsfarge, som var mellom 22 og 38 mg Pt/L. Selv om driften etter våre vurderinger er god, anbefaler vi spesiell årvåkenhet i perioder der

råvannskvaliteten er dårlig (fargetallet er høyt). Dette fordi vi i slike perioder anser den anvendte Fe-dosen å være så lav at den er svært nær minimumsdosen som kreves for å opprettholde en god rentvannskvalitet og en effektiv og stabil koaguleringsbarriere. Tilsvarende vil den anvendte dosen være høy i perioder med den beste råvannskvaliteten, noe som innebærer unødig kjemikaliebruk, unødig produksjon av slam og unødige driftskostnader. Vi anbefaler derfor at Arendal utfører systematiske, full-skala forsøk for optimalisering av koaguleringsstrinnet på anlegget. En driftsoptimalisering vil derved kunne bidra til redusert ressursbruk, økt kostnadseffektivitet og økt bærekraft i vannforsyningen. Optimaliseringstiltak vil også kunne bidra til ytterligere styrking av behandlings- og desinfeksjonsbarrierene. Sist, men ikke minst vil slike tiltak på anlegget kunne bidra til at operatører og driftsansvarlige lærer sitt anlegg og sitt råvann enda bedre å kjenne. En slik driftskunnskap vil også være en styrke i forhold til å kunne håndtere eventuelle effekter av endringer i klima og råvannskvalitet på en rask og effektiv måte.

UV-desinfeksjonen. En eventuell svikt i UV-anlegget (UV-dose < 40 mJ/cm²) medfører nedstengning og stopp i vannleveransen fra vannverket (dette forutsetter selvsagt at svikten er detektert og at stengeventilen er aktivert). Ut fra de tilgjengelige data fremstår UV-anlegget som robust både mht. til kapasitet og drift. Anlegget mangler mengdemålere for hver linje/aggregat slik at en ikke har god nok kontroll på vannmengden (og derved UV-dosen) gjennom hvert enkelt aggregat. Man har tidligere ikke hatt rutiner for registrering av ventilstatus (åpen/lukket) for hver linje/aggregat. Dette har imidlertid blitt endret i løpet av prosjektets gang, slik at det nå er lettere å ha kontroll med vannstrømmene gjennom de ulike linjene og lettere å dokumentere sikker drift innenfor rammene av godkjenningssertifikatet for den anvendte type UV-aggregat.

Arendal har ikke sikret seg med avbruddsfri strømforsyning (UPS) for å kunne håndtere kortvarige spenningsdip, men anlegget har nødstrømsaggregat som starter opp automatisk ved strømutfall. UV-anlegget kan fremvise svært gode tall for pålitelighet og stabilitet i leverte UV-doser. Installering av UPS vil ytterligere kunne bidra til økt pålitelighet av anlegget. Ut fra de gode tall for driftsstatus synes imidlertid kvaliteten/sikkerheten på strømlleveransen å være god. Det anbefales derfor at en vurdering av behovet for UPS baseres på en undersøkelse/dokumentasjon av historisk og fremtidig kvalitet på strømlleveransen.

Arendal vannbehandlingsanlegg har jevnt over høye verdier for UV-dose – til dels langt høyere enn kravet (40 mJ/cm²) som er satt i Drikkevannsforskriftens veiledning. Høye UV-doser kan medføre økt dannelse av uønskede biprodukter i vannet, og de høye doser som anvendes kan tyde på tilstedeværelse av et optimaliseringspotensial i UV-anlegget. Dette kan også lede til redusert energibruk, uten at det går på bekostning av sikkerheten i vannforsyningen.

Arendal oppfordres også til å generere varighetskurver direkte fra prosesskontrollsystemet. Dette kan bidra til å lette og effektivisere egenkontrollen og Mattilsynets kontroll og oppfølging av anlegget. Det bør da utarbeides summasjonskurver for eksempelvis et driftsår som viser levert UV-dose mot % av levert vannmengde - ikke % av tid (som vil være enklest for IT-leverandøren). Ut fra slike kurver vil det være enkelt å vurdere effektivitet og stabilitet i UV-barrieren, samt forekomst/grad av barrieresvikt (leverte doser < 40 mJ/cm²).

Rosholt vannbehandlingsanlegg, Grimstad:

Koagulerings-/filtreringstrinnet er en sentral del av vannbehandlingen og de videre prosesser (UV-desinfeksjonen) er avhengig av at dette trinnet virker optimalt. Følgelig vil koagulerings-/filtrering og UV-desinfeksjon ikke representere to uavhengige barrierer. En svikt i doseringen av jernklorid eller feil pH (svikt i doseringspumper, driftskontroll, etc.) vil derfor være kritisk for anleggets drift - og for vannbehandlings- og desinfeksjonsbarrierene. Det er viktig å ha kontroll på driften av hvert enkelt filter for å kunne sikre god og stabil barriereeffekt i koagulerings-/filtreringstrinnet. Svikt på et enkelt filter kan "punktere" hele den hygieniske barrieren.

Rosholt vannbehandlingsanlegg i Grimstad har i dag ikke kontinuerlig målende turbidimeter på hvert enkelt filterutløp, bare på samlestockene fra de 3 filterlinjer. De gode resultatene fra den generelle driften - og fra måleperioden som ble utført som en del av ROS-prosjektet - viser stabile og lave tall for utløpsturbiditet fra så vel enkeltfiltre som samlestock. Ut fra dette kan det argumenteres for at behovet er lavt - og kost/nytteverdien høy - for installasjon av turbidimetre på utløpet fra hvert av anleggets 24 Dynasandfiltre. Kontinuerlige turbidimetre anvendes imidlertid i økende grad som et driftsverktøy for vannkvalitetskontroll og dokumentasjon av at koaguleringsprosessen og filterfunksjonen er optimal. På denne typen anlegg er det imidlertid erfaring for at barriereindikatorverdien for rest-koagulant-innhold (< 0.15 mg Fe/L) ut av Dynasandfilteret kan være vanskeligere å oppfylle enn kravet til turbiditet (< 0.2 NTU). Systematiske analyser av rest-Fe er imidlertid ikke utført som en del av ROS-prosjektet (prøver er tatt, men ennå ikke analysert). Analysene av turbiditet og andre måledata viser at Grimstad synes å ha gode og raske rutiner for å fange opp svikt på målere/målefeil.

Grimstad anvender nesten 3 ganger så høy koagulantdose som i Arendal, med en konstant dose over året på ca. 6 mg Fe/L (2012). Den høye doseringen kan også skyldes at man i Grimstad tilsetter mikronisert marmor, men ikke CO_2 i forkant av koaguleringen. For å kunne komme ned i optimalt område for koagulerings-pH under slike forhold, kreves høye koagulantdoser, noe som selvsagt medfører økte slammengder og kjemikaliekostnader. Siden råvanns-pH har økt betydelig siden minimumsverdiene på 1980- og 90-tallet, vil behovet for mikronisert marmor for styring av koagulerings-pH være tilsvarende redusert. Det er ikke kjent hvorvidt dosene av mikronisert marmor er justert i senere tid, men dette kan være et virkemiddel for å kunne redusere de uvanlig høye koagulantdosene som i dag anvendes i Grimstad.

En redusert dose vil gi redusert slamproduksjon og redusert stoffbelastning på så vel filtertrinn som slambehandling (lamellsedimentering), og lede til en viss reduksjon i energiforbruket til slampumping. Videre kan en reduksjon i koagulantdose og tilhørende stoffbelastning på filtrene også innebære at man kan redusere sandomsetningshastigheten og derved luftmengden som tilføres filtrene, noe som kan bidra til ytterligere redusert energiforbruk på anlegget i Grimstad.

Vi anbefaler derfor at man også i Grimstad utfører systematiske, full-skala forsøk for optimalisering av koaguleringsstrinnet på anlegget. En optimalisering av vannbehandlingen vil ikke bare være viktig av hensyn til kostnadseffektivitet, men også som et vesentlig kriterium for å sikre vannforsyningen og de nødvendige behandlingsbarrierer. Siden vannkilden som hygienisk barriere tidvis vil kunne svikte, må de påkrevde to barrierer her dekkes av vann-

behandling (kontinuerlig filtrering) og desinfeksjon (UV). Fullskala optimaliseringstiltak med systematiske optimaliseringsforsøk under kontrollerte forhold vil også være et godt virkemiddel for å lære sitt anlegg – og sitt råvann – enda bedre å kjenne. Dette er viktig kunnskap, ikke minst for å kunne møte mulige effekter av klimaendringer og endringer i råvannskvalitet.

Vi anbefaler at man også i Grimstad legger opp til å generere varighetskurver for turbiditet og UV-dose direkte fra prosesskontrollsystemet. Dette kan bidra til å lette og effektivisere egenkontrollen og Mattilsynets kontroll og oppfølging av anlegget.

UV-desinfeksjonen. En eventuell svikt i UV-anlegget medfører nedstengning og stopp i vannleveransen fra vannverket (dette forutsetter selvsagt at svikten er detektert og stengeventilen aktivert). UV-anlegget på Rosholt vannbehandlingsanlegg fremstår som robust både mht. til kapasitet og drift. Anlegget mangler mengdemålere for hver linje/aggregat slik at en ikke har full kontroll på vannmengden (og derved UV-dosen) gjennom hvert enkelt aggregat. UV-anlegget er derimot symmetrisk oppbygget. Grimstad bør vurdere om det er praktisk mulig å etablere vannmengdemålere for hvert UV-aggregat.

Grimstad har sikret seg med avbruddsfri strømforsyning (UPS) for å kunne håndtere kortvarige spenningsdip, i tillegg til at en har nødstrømsaggregat som starter opp automatisk. UV-anlegget kan fremvise svært gode tall for pålitelighet.

UV-desinfeksjonen ved Rosholt vannbehandlingsanlegg i Grimstad fremstår i måleperioden som stabil og effektiv. UV-dosene ligger over minstekravet (40 mJ/cm^2) som er angitt i Veiledningen til Drikkevannsforskriften. Dette er bra. Man anvender imidlertid jevnt over svært høye verdier for UV-dose – til dels langt høyere enn de krav som er satt i Drikkevannsforskriften og veiledningen til denne. De høye UV-dosene innebærer ikke bare et unødig høyt energiforbruk, men kan også gi økt risiko for dannelse av uønskede biprodukter i vannet, herunder også økt biologisk nedbrytbarhet av organisk stoff (NOM), noe som kan gi økte vekstproblemer på nettet. UV-anlegget synes derfor å ha et potensial for optimalisering – selvsagt uten at det går på bekostning av sikkerheten i vannforsyningen.

Begge vannverk – bruk av kloranlegg. Kloranleggene ved Arendal og Grimstad driftes i dag bare som en back-up/beredskap, og klor doseres derfor ikke under normal, rutinemessig drift av vannbehandlingsanleggene. En del vannverk i Norge doserer klor på "lavbluss" slik at doseringssystemet er operativt til en hver tid og slik at en eventuell oppstart av anlegget skal kunne gå raskt og enkelt.

Arendal og Grimstad har som nevnt gått bort fra klor som permanent desinfeksjonstrinn og har i dag klorering bare som en reserveløsning/back-up. Den utstrakte utfasingen av klor man i dag ser i flere land har flere årsaker: Manglende evne til effektiv inaktivering av parasitter, redusert effekt ved høy pH (etter korrosjonskontroll), dannelse av desinfeksjonsbiprodukter som eksempelvis trihalometaner og halogenerte eddiksyre, oksidasjon av organisk stoff (NOM) og økt innhold av biodegraderbar NOM (BDOC) og påfølgende biologisk vekst på nettet, dannelse av lukt- og smaksstoffer, etc. I noen land (f.eks. Nederland) benyttes ikke klor på ledningsnettet.

Bruk av klor under vanlig drift medfører en styrking av den hygieniske sikkerheten. Dette fordi enkelte virustyper (Adenovirus) krever mye høyere UV-doser enn de som normalt

anvendes (40 mJ/cm^2). Også ved en svikt i de andre hygieniske barrierene (koagulering og UV-desinfeksjon) vil en klorering kunne representere en hygienisk barriere mot bakterier og virus (dog ikke mot parasitter).

Selv om det ei heller i Norge er ønskelig å benytte klor under normal drift, kan det være et alternativ å benytte klordesinfeksjon som et ekstra sikkerhetstiltak i forbindelse med uønskede hendelser som medfører økt hygienisk risiko. En slik hendelse vil for Arendal typisk være innstrømming av vann fra Nidelva. I slike situasjoner er det økt fare for tilstedeværelse av virus i råvannet og en oppstart av klordoseringen under perioder med slik tilbakestrømning ville gi en økt sikkerhet i vannforsyningen. Slike perioder må i så fall baseres på nye varslingsrutiner: i) varsel om innstrømning fra Nidelva, og ii) varsel om klorbruk til eventuelle sårbare abonnenter som setter krav til vannkvaliteten og endringer i denne.

Vi foreslår altså at man vurderer innføring av en ny driftsrutine som krever at det ved spesielle hendelser (innstrømning av vann fra Nidelva til Rore av et visst omfang) skal gjennomføres et spesielt tiltak (oppstart av klordesinfeksjon). Tiltaket vil være enkelt å implementere og tidsbegrenset. Klordesinfeksjonsutstyret finnes allerede, men en må etablere overvåkning i Bjorsundet og fastsette grenseverdier for doseringsstart og stopp, klordoser, ettersyn/kontroll av doseringssystemer, etc. I slike tilfeller vil det være en utvilsom fordel om klordoseringssystemet går kontinuerlig på lavbluss slik at man raskt og enkelt kan øke dosene opp til et ønsket nivå. Vi anbefaler Arendal og Grimstad å vurdere en slik løsning for ytterligere å sikre vannforsyningen i de to kommuner.

Begge vannbehandlingsanlegg - drift. Begge vannbehandlingsanleggene fremstår i dag som veldrevne med vannkvaliteter som oppfyller så vel drikkevannsforskriftens generelle vannkvalitetskrav som veilederens barriereindikatorverdier for koagulering og UV-desinfeksjon. For på best mulig måte å kunne møte driftsproblemene den dagen de oppstår, vil vi imidlertid anbefale at vannverkene legger stor vekt på å lære seg sitt vann og sitt vannbehandlingsanlegg enda bedre å kjenne. Vi tenker spesielt på behovet for inngående kunnskap om: i) råvannskvalitet og variasjoner i denne - i dag og i fremtiden, ii) driftsforhold og optimale driftsbetingelser i koagulerings-, filtrerings- og desinfeksjonstrinn (doser, pH-verdier, belastningsforhold), og iii) anleggenes respons på endringer i råvannskvalitet, produksjonsnivå og driftsforhold. Dette vil gjøre driftspersonalet bedre i stand til å møte fremtidige utfordringer i spørsmål som: "Hva gjør man på anlegget dersom....."

Vanninntakenes plassering

Arendal vannbehandlingsanlegg har inntak på 27 m dyp. Flere av strøm- og spredningssimuleringene har vist at forurensning først kommer inn i Arendals inntak, også for forurensning som kommer fra syd. Dette har sammenheng med at Arendalsvannverkets inntak ligger 11 m grunnere enn Grimstads inntak (38 m). Grimstads inntak ligger tilstrekkelig dypt, mens Arendal bør legge inntaket sitt ned på 40 m. Den eksisterende inntaksledningen er 40 år gammel og bør uansett dupliseres.

Reservevannforsyningen

Vannforsyningen i Arendal og Grimstad er svært avhengig av at de ulike vannbehandlingsanleggene kan levere vann. Konsekvensene ved eventuell svikt i vannforsyningen vil kunne være store. Arendal fremstår som mer sårbar enn Grimstad blant annet pga manglende

reservevannforsyning og manglende redundans på hovedledningsnettet ut fra vannbehandlingsanlegget. Kompliserte ledningsbrudd her vil kunne ta lang tid å reparere. Arendal kan i en krisesituasjon levere betydelige mengder vann til Grimstad, men Grimstad har mindre kapasitet til å hjelpe Arendal. Ved svikt i vannkilden Rore som slår ut vannforsyningen til begge vannverkene (såkalt "fellesfeil") vil hele regionen få problemer med å forsyne godt drikkevann. Store konsekvenser ved svikt i vannforsyningen tilsier at det er ekstra viktig at vannkilden Rore tas vare på og at driften av vannbehandlingsanleggene også i fremtiden er god. Arbeidet med å tilstrebe og ivareta en god råvannskvalitet i Rore og fortsatt god drift av vannbehandlingsanleggene selv under endrede klimaforhold, vil være viktig i årene fremover. Effekten av klimaendringer kan også få effekter på annen kritisk infrastruktur slik som strømnettet som vil kunne påvirke sikkerheten av vannforsyningen. Andre tilfeldige hendelser (brann i tavler med lang reparasjonstid, svikt driftskontrollsystem, osv). I slike situasjoner vil en så god råvannskvalitet som mulig være en stor fordel. Dette illustreres også av det faktum at Arendal kommune i en krisesituasjon foretrekker å levere ubehandlet (klorert) råvann fra Rore ut på nettet isteden for å sette i gang forsyning fra nødvannskildene sine.

Grunnlag for å utarbeide nytt/oppdatert beskyttelsesregime

Dagens beskyttelses regler er gjennomgått, så gitt kommentarer/ diskusjon til disse, og til slutt er det foreslått et sett med nye beskyttelsesregler for innsjøen og nedbørfelt. Det vil ta alt for mye plass å gjengi alle reglene i sammendraget. Her gis bare et kort resyme av de viktigste endringene.

Nedbørfeltet deles inn i to beskyttelsessoner. Beskyttelsessone 1 omfatter det lokale nedbørfeltet til Rore, pluss utløpsbukta i Syndle og utløpsenden av Røyne/Stemmevatn. Dette er strengeste beskyttelsessone og tilsvarer det man kaller 100 m beltet i dagens regler. Det bør vurderes om Nidelva fra Blakstad og ned til Bjorsund bør opprettes som en egen sikringsone med egne tiltak mot forurensning (ev. tiltak for å hindre innstrømning).

Det er byggeforbud av boliger og hytter i beskyttelsessone 1.

Det er ikke lov å bade i beskyttelsessone 1.

Det er lov å benytte hest som framkomstmiddel på offentlig veg i beskyttelsessone 1, men ikke i utmark. Det er ikke lov å stalle opp hest i sone 1. Det er heller ikke lov til å ha husdyr, utover de 16 storfe som er ved Gurebo i dag.

Kun grunneiere og rettighetshavere har lov til å bruke båt i beskyttelsessone 1.

Alle eksisterende boliger (og hytter med innlagt vann) i beskyttelsessone 1 må enten koples til kommunalt avløp, eller installere tett tank for svartvann, og behandle gråvann i godkjent gråvannsanlegg (biofilter / infiltrasjon), dvs. tilsvarende det som er installert ved skytebanen ved Imenestjønnna. Hytter uten innlagt vann kan ha utedo, biodo, forbrenningstoalett, dvs. toalett uten avrenning.

Normalt, uorganisert friluftsliv på land, er lov i sone 1 (bortsett fra bading, og teltslaging langs Rore). Organiserte stevner, turer, orienteringsløp, etc. er normalt ikke lov i sone 1, og må omsøkes i hvert enkelt tilfelle.

Det er ikke lov å ha noen form for søppelfylling eller utendørs lagring av kjemikalier i sone 1. All kjemikalielagring skal skje innendørs i rom med tett sementert gulv med terskelhøyde nok til å samle opp det lagrete volum som kan lekke ut, som frigis f.eks. ved brann (plastkanner smelter) eller tanker/kanner springer lekk. Lagring av naturlige masser (jord/fyllmasse/stein) i sone 1 må omsøkes i hvert enkelt tilfelle.

Det er ikke lov å starte industri / bedrifter i sone 1 som medfører utslipp, sanitæranlegg, ansatte, etc. utover det som er til stede i dag.

Normal skogsdrift er lov i sone 1, men skogsbilveger må holdes bommet for offentlig ferdsel.

I beskyttelsessone 2 er det lov med tradisjonell menneskelig aktivitet, inklusive spredt hytte bygging og boligbygging. Utbygging av større boligfelter og hyttefelter er imidlertid ikke tillatt.

Tiltaksanalyse og prioritert tiltaksplan

Gjennomgangen av innsjø, nedbørfelt, vannbehandling, beskyttelsesregler, etc. har avstedkommet forslag om mange ulike tiltak som kan bedre på vannkvaliteten/drikkevannssikkerheten. Disse er omtalt kun i de respektive kapitler de omhandles, og ikke sammenstilt på noen oversiktlig og sammenliknende måte. Flere av tiltakene er komplementære, f.eks. skal man satse på å gjøre tiltak for å hindre innstrømning fra Nidelva, eller skal man gjøre tiltak for å redusere den hygieniske forurensningen i Nidelva, slik at innstrømming ikke blir så stort problem? Noen tiltak er dyre, noen billige, noen er vanskelig å finne hjemmel til osv.

Man bør vurdere å gjennomføre en tiltaksanalyse for å ivareta Rore som drikkevannskilde der alle tiltakene listes opp og gis en systematisk sammenliknende analyse. Først vurderes tiltakene etter deres evne til vannkvalitetsforbedring, dernest etter kostnad inkludert også kompensasjon til rettighetshavere. På denne måten kan man rangere tiltakene etter vannkvalitetsforbedring per investert krone. Dette vil bedre grunnlaget for å gå i gang med tiltaksgjennomføring.

Summary

Title: Risk and vulnerability assessment of the water supply from Lake Rore to the two cities of Arendal and Grimstad, Southern Norway.

Year: 2014

Authors: Dag Berge, Ingun Tryland, Torulv Tjomsland, Bjørnar Eikebrokk, and Jon Røstum.

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: 978-82-577-6421-0

A risk- and vulnerability assessment study of the water supply from Lake Rore to the two cities, Arendal and Grimstad is performed. The aim is threefold: Pollution analysis of the lake and the catchment, Analysis of the security in the hygienic barriers of the water purification plants, and Preparation of the ground for new protection rules for the lake and its catchment. Lake Rore is a good drinking water source, but it is relatively small, and must be taken care of in the light of this perception. Then, the region can have a good and secure water source many years ahead.

Chemically, the water is characterised as slightly acidic, low ionic strength, and with relatively high colour. Eutrophication is not a problem. The only threat is the hygienic pollution, which mainly arise from the residential areas in the southern end, as well as the periodically inflows of polluted water from River Nidelva in the northern end of the lake. Measures should be taken to reduce these inflows, as the climate change projections imply that these inflows will increase in the future.

The water treatment plants are robust and well run. They do not have process control devices on the different lines, neither in the coagulation step, nor in the UV-step, only for the collection stock. It should be evaluated to install control systems on all lines, as failure in one line is enough to puncture the hygienic barriers in the plant, and it is practical to quickly identify the line that needs reparation if something is wrong. They are also using high doses of coagulants and UV, and it seems to be room for optimisation of both processes. It should also be considered to reactivate the old chlorination system so it could be put quickly into operation in case of e.g. larger inflows of polluted water from River Nidelva. The Arendal water works should install a new and deeper intake, at around 40 m depth. Both water works should improve the reserve water supply systems, particularly Arendal water works has too little capacity.

We have proposed to divide the catchment into two protection zones. The strictest zone, protection zone 1, is the local catchment of Lake Rore, whereas the catchment upstream of this, is less strict, and is called protection zone 2. New and clearer protection rules are proposed. They are more up to date according to the new national regulations, new knowledge about waterborne diseases and infection risks, water treatment weaknesses, as well as new and recent practice in protection of drinking water sources in Norway.

2 INNLEDNING

Arendal og Grimstad kommuner gikk i 1966 sammen og ervervet seg rett til vannforsyning fra innsjøen Rore, og rett til å gjennomføre nødvendige beskyttelsestiltak i nedbørfeltet. Beskyttelsesreglene finnes nedfelt i Utskrift av Rettsbok for Sand Herredsrett Sak nr. 11/1969 B. Begge kommuner har i dag sin hovedvannforsyning fra Rore. Innsjøen er 7,8 km² og største dyp er på 98 m.

Arendals vannbehandlingsanlegg (1971) ligger nordøst i vannet ved Kroken, og har inntak på 27 m dyp. Alle de 40000 personene med kommunal vannforsyning, av kommunens totalt 42500 innbyggere, får i dag vann fra dette vannverket. Det årlige uttaket til Arendal er ca. 7,4 mill m³.

Grimstad vannverk ligger ved Rosholt, og ble bygget i første trinn i 1983, med inntak på 38 m dyp. Det leverer i dag vann til ca. 20000 innbyggere, og har et uttak på 3,5 mill m³ per år. Det samlede uttak fra de to vannverkene utgjør bare 5,5 % av avrenningen fra Rores nedbørfelt.

Fra å ha startet med såkalt enkel vannbehandling (siling og desinfeksjon) har begge vannverk gått gjennom flere moderniseringsprosesser opp gjennom årene og begge har i dag moderne vannbehandling med koagulering og filtrering, karbonatisering og desinfeksjon med UV (og mulighet for klor i tillegg).

I og med den betydelige moderniseringen av vannbehandlingsanleggene, hvor man gjennom den tekniske vannbehandlingen i teorien greier de to pålagte hygieniske barrierene som drikkevannsforskriften foreskriver (for de fleste mikroorganismer), har det oppstått politisk press fra visse hold for å lempe på restriksjonene i nedbørfeltet. Dette gjelder åpne opp for mer boligbygging, hyttebygging, bruke innsjøen til bading, fiske og andre friluftaktiviteter, hestesport og hundesport rundt innsjøen, mv.

I sin gjennomgang av virksomheten til Arendal kommunes sentraladministrasjon fant Mattilsynet det nødvendig at man så nærmere på den menneskelige aktiviteten i Rores nedbørfelt, og fattet sådant vedtak 12.03. 2012: «Mattilsynet pålegger virksomheten å foreta en systematisk gjennomgang av aktivitetene i nedbørfeltet for å avdekke og vurdere potensielle farer som med rimelighet kan forventes å forekomme. Mattilsynet anser at forurensning fra aktiviteter som boligbygging, avfallsanlegg, bading, hestesport, spredning av gjødsel, salting av vei, kjemisk forurensning, aktiviteter på isen, båtkjøring, ikke er tilstrekkelig behandlet i de Risiko og Sårbarhetsanalyser som er gjennomført tidligere. De vurderer fare for forurensning av drikkevannet som alvorlig. Frist for gjennomføring / bestilling av utredning er satt til 11.02. 2013. Vedtaket er fattet med hjemmel i drikkevannsforskriften § 14.»

Siden Rore er felles drikkevannskilde for både Arendal og Grimstad var det naturlig at man samarbeidet om utredningen.

I korthet beskriver kravspesifikasjonen i tilbudsutlysningen av prosjektet at man skal:

1. Gjennomføre en forurensningsanalyse av Rorevannet med nedbørfelt
2. Gjennomføre en ROS-analyse for vannbehandlingsanleggene tilhørende Arendal og Grimstad kommuner
3. Utarbeide grunnlag for revisjon av dagens beskyttelses-regime i innsjø og nedbørfelt

NIVA og SINTEF sitt felles tilbud ble plukket ut som vinner av anbudskonkurransen, og kontrakt om utredningen ble undertegnet 20.03.2013. NIVA har hatt hovedansvar for oppgave 1 og 3, mens SINTEF har hatt hovedansvaret for oppgave 2.

Siden det ikke var gjennomført noen limnologisk undersøkelse i Rore siden 1960-årene, fant man at det i tillegg til å beskrive aktiviteter i nedbørfeltet, og gjøre en forurensningsanalyse av disse, ville være formålstjenlig å gjennomføre en ordentlig undersøkelse av innsjø og tilførselselver og bekker. Dette ble gjennomført i sommerhalvåret 2013 som en del av prosjektet.

Det er gjennomført beregninger av hvor mye av ulike hygieniske forurensninger fra de ulike aktivitetene som kan komme fram til innsjøen, og det er vha. strøm og spredningsanalyser gjort beregninger over hvor mye som kan komme fram til vanninntakene til de to kommuners vannbehandlingsanlegg. Forurensninger man har sett på er særlig fra boligkloakk, fra husdyrhold, fra hestesport, fra bading, samt fra ville dyr, fare for økt humusavrenning fra nedbørfeltet (klima), næringssalter (eutrofiering), pesticider, tankbilvelt, innstrømning av vann fra Nidelva, effekter av nykommeren i fiskefaunaen, sørv, mm.

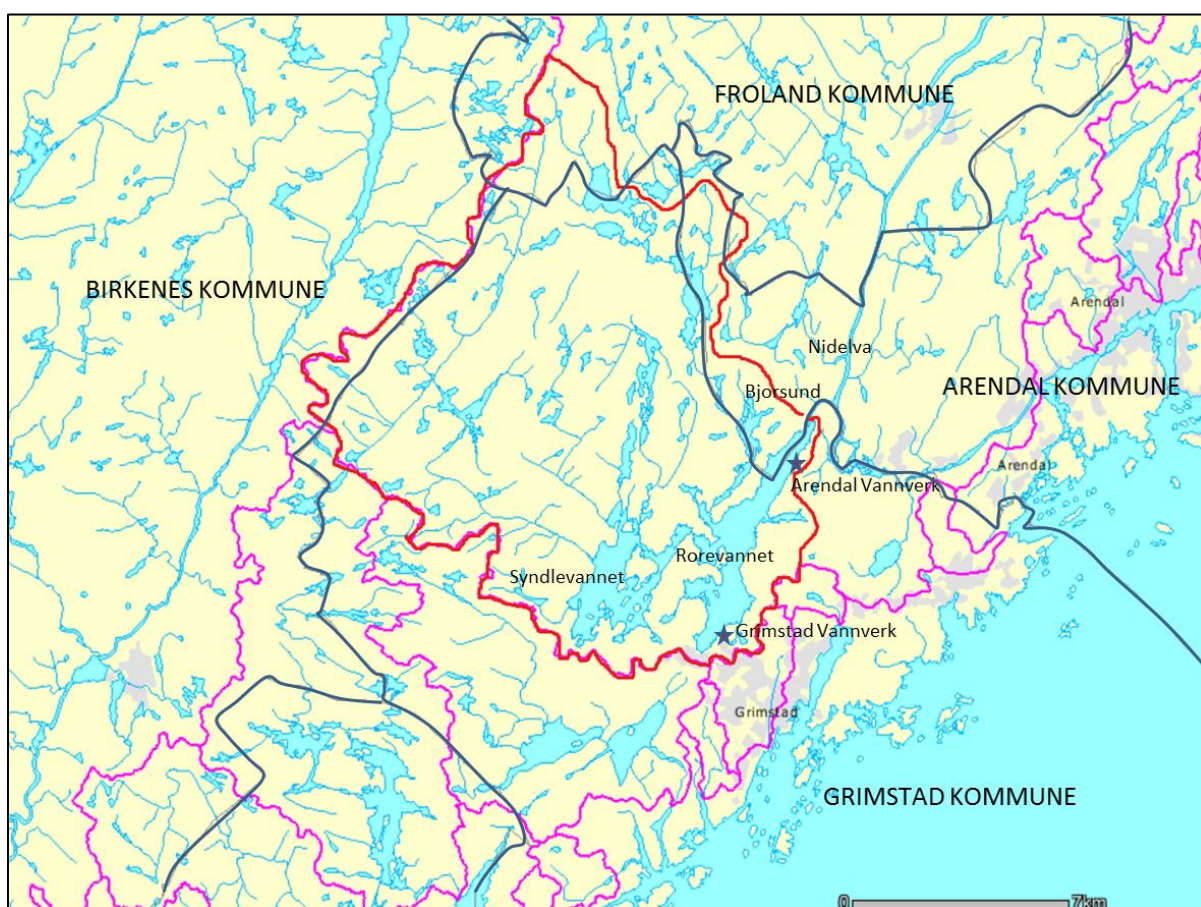
I forbindelse med vannbehandlingsanleggene er det sett på funksjonen til de ulike prosessene, ved at det er knyttet on-line overvåkingssystemer til disse og sett på effektivitet og varighetskurver, mv. Særlig er fellingen og filtrenes funksjon sjekket nøye (fullrensings-trinnene), men også desinfeksjonstrinnet er gitt en grundig vurdering. Hullene i de tekniske hygieniske barrierene er avdekket og forslag til tetting er gitt.

Forurensningsanalysen av kilde og nedbørfelt er sammenholdt med resultatene fra ROS-analysen av vannbehandlingsanleggene, og dette har sammen med intensjonene i Drikkevannsforskriften og dennes veiledere, dannet det drikkevannsfaglige grunnlaget for å foreslå endringer i beskyttelses-reglene for innsjø og nedbørfelt.

3 DEL I: FORURENSNINGSANALYSE AV INNSJØ OG NEDBØRFELT

3.1 Kort beskrivelse av nedbørfeltet

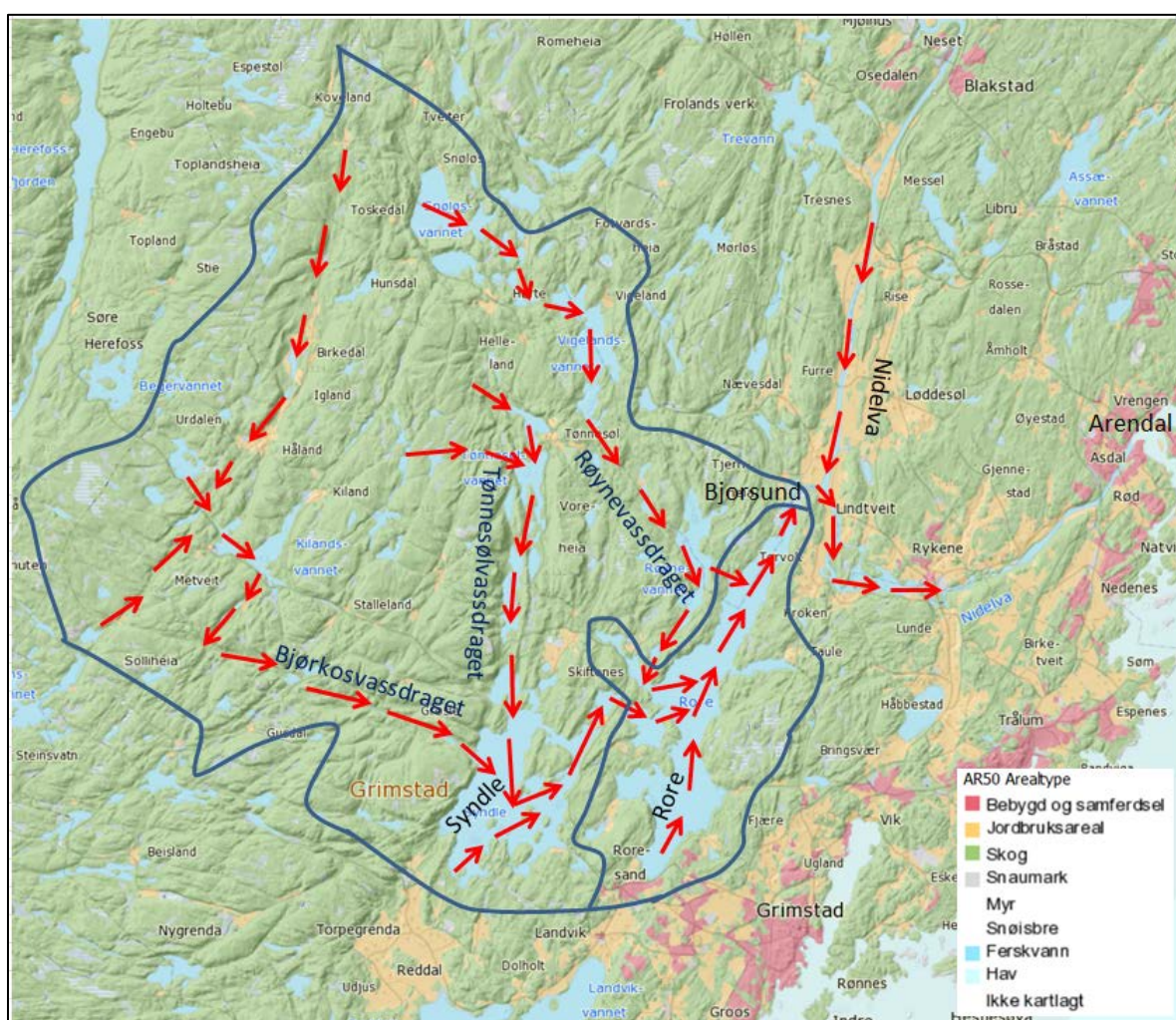
Nedbørfeltet til Rorevannet er vist i **Figur 3.1**. Beliggenheten av Arendal vannverks behandlingsanlegg, og Grimstads vannbehandlingsanlegg er også angitt.



Figur 3.1 Nedbørfeltet til Rorevannet ligger hovedsakelig i Grimstad kommune, med små grener inn i Froland kommune, Arendal kommune og Birkenes kommune. De to vannverkene plassering er angitt (Rosholt vannbehandlingsanlegg, Grimstad, og Rore vannbehandlingsanlegg, Arendal). Kartgrunnlag: NVE-Atlas.

Nedbørfeltets areal er 190 km² og 77,6 % ligger i Grimstad kommune, 11,3 % i Froland kommune (mot nord) 7,5 % i Arendal kommune (øst), og 3,6 % i Birkenes kommune (nord-vest). Kun i selve Rorevannets lokale nedbørfelt finnes det tettbebyggelse og jordbruksarealer av betydning, og da hovedsakelig i Grimstad kommune, se **Figur 3.2**.

Figur 3.2 viser også vannets bevegelsesretning gjennom Rorevassdraget. Der er tre hovedvassdrag som fører vann til Rore er fra vest mot øst; Bjørkosvassdraget, Tønnesølvassdraget og Røynevassdraget. De to første må gjennom Syndle før det kommer ut i Rore gjennom den korte Syndleelva. Røynevassdraget har to utløp i Rore. Omtrent halvparten renner ut fra Røynevann og direkte til Rore ved Røynåna nord i vannet, mens den andre halvparten renner til Rore via Stenvannet og Stenvannsbekken litt lenger syd. Rorevannet renner til Nidelva via den 1,4 km lange utløpselven som kalles Bjorsund. En av grunnene til at den såpass lange elven har fått navnet «-sund» og ikke «-elv», er nok at folk fra gammelt av har lagt merke til at vannføringen i elven kan gå begge veier. Det aller meste av tiden renner vannet fra Rore og ut i Nidelva, men under flomperioder, gjerne vår og høst, men også ellers, kan det forekomme at vannstanden stiger fortere i Nidelva enn i Rore, og da renner vannet fra Nidelva og inn i Rore.



Figur 3.2. Arealfordeling i nedbørfeltet og vannets strømningsretning gjennom hovedvassdraget ned til Rore og ut i Nidelva. Avgrensingen til det lokale nedbørfeltet til Rore er også antydnet. Kartgrunnlag: www.skogoglandskap.no.

I henhold til både kartverket og NVE Atlas ligger overflaten til Rore, Syndle og inntaksdammen til Rygene kraftverk på 39 m over havet, altså det meste av tiden har de felles overflate.

Den nye demningen ved Rygene kraftverk, og kjøringen av dette kraftverket samt oppstrøms kraftverkene i Nidelva, er antatt å ha betydning for vannstandsvariasjonene i Rore. En antar at dammen ved Rygene trolig til en viss grad kan benyttes til å regulere innstrømningen av vann fra Nidelva til Rorevannet via Bjorsundet. Dette omhandles mer inngående senere i rapporten.

3.2 Morfometriske og hydrologiske data for Rore og Syndle

Morfometriske og hydrologiske data for Rore og Syndle er gitt i **Tabell 3.1**, mens dybdekart og bathygrafisk kurver er gitt i hhv. **Figur 3.3** og **Figur 4.2**.

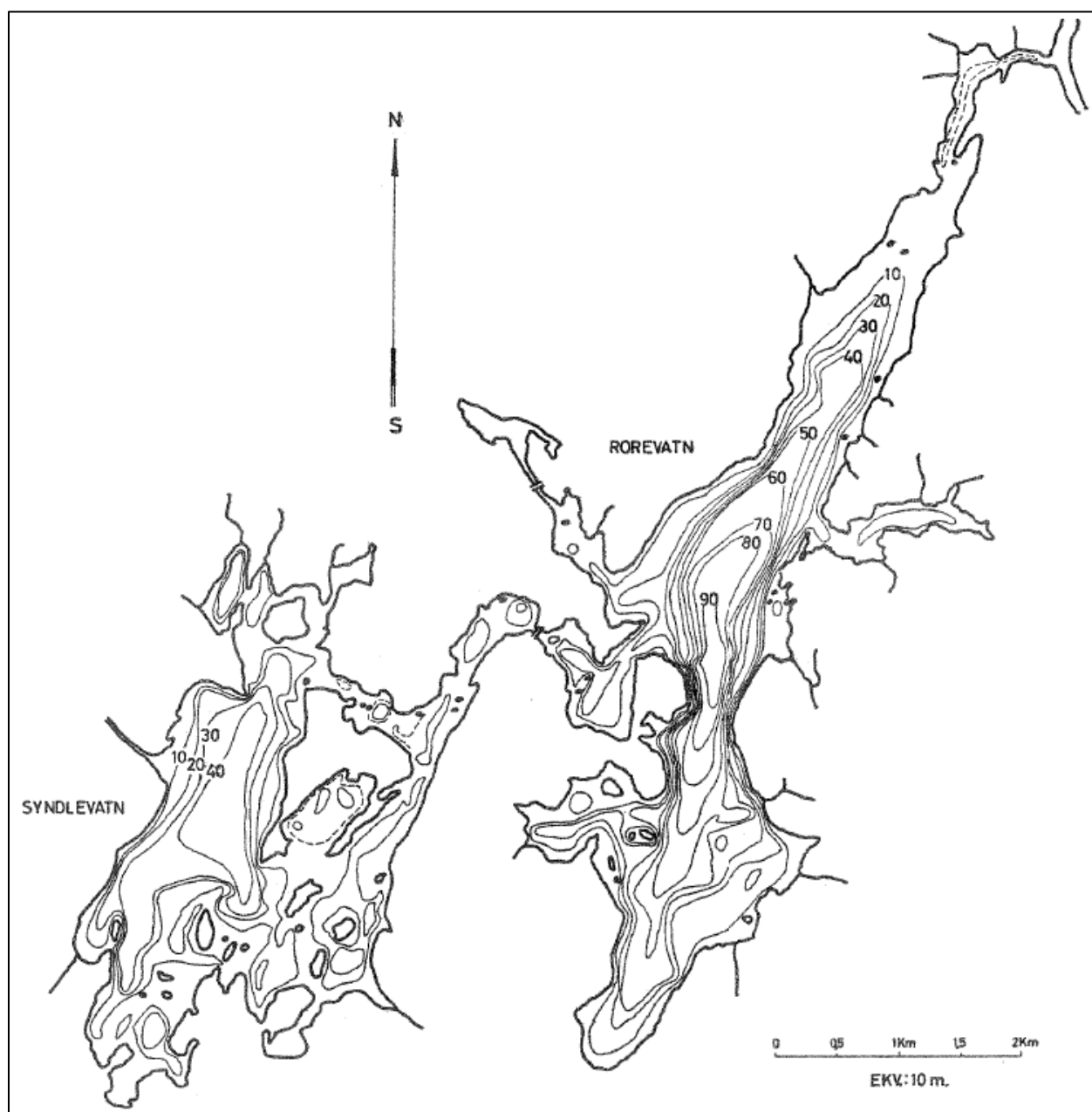
Rorevannets volum $V=221$ mill m^3 og nedbørfeltet er i hht. Regine (NVE Atlas) $188,6$ km^2 . Tilrenningen er i hht. til NVE Atlas $Q=196,54$ mill $m^3/år$, noe som tilsvarer en middelvannføring i utløpselva på $6,23$ m^3/sek . Innsjøens areal er $A=7,8$ km^2 . Middeldypet (V/A) blir etter dette 28 m. Det maksimale dypet er målt til 98 m. Oppholdstiden, eller vannfornyelsestiden, V/Q , blir etter dette $1,12$ år, eller $13,5$ mnd.

Syndles volum er 93 mill m^3 og nedbørfeltet er $114,1$ km^2 . Tilrenningen etter NVE Atlas er $125,9$ mill $m^3/år$. Vannets teoretiske oppholdstid i innsjøen (vannfornyelsestiden) er etter dette $0,74$ år. Overflateareal uten øyer er $6,1$ km^2 . Det maksimale dypet er 46 m og middeldypet er 15 m.

På kaldvinteren og i tørre somre, tappes Rore som følge av vannforbruk og liten tilrenning og vannstanden går ned til $38,5$ moh. Når vårfloppen kommer kan vannstanden i Rore stige 4 m ved at avrenningen fra eget felt blir forsterket med innstrømming av flomvann i Nidelva. Også ellers i året kan det skje betydelig innstrømming fra Nidelva. I henhold til Arendal kommunes hjemmesider (<http://www.arendal.kommune.no>) kan vannstanden i Rore nå variere mellom $38,5$ og $43,3$ m.o.h. I NIVAs rapport fra 1965 (Holtan 1965), før Rorevannet ble tatt i bruk som vannkilde, var vannstandsvariasjonene maksimalt $1-2$ m og normalt innenfor en halv meter over året. Det ser altså ut som om vannstandsvariasjonene har økt. Dette er imidlertid omdiskutert lokalt, og noen ordentlig vannstandsstatistikk finnes ikke for Rore. Mer om dette i kapitlet om innstrømninger fra Nidelva, kapittel 5.5.

Tabell 3.1 Morfometriske og hydrologiske data for Rore og Syndle

Karakteristika	Benevning	Rore	Syndle
Areal nedbørfelt	km^2	188,6	114,1
Areal innsjøoverflate uten øyer	km^2	7,8	6,1
Høyde over havet	m	39	39
Vannstandsvariasjoner, normale	moh	38,5-39,5	
Vannstandsvariasjoner, maksimale	moh	38,5-43,3	
Volum	Mill. m^3	221	93
Dyp, største	m	98	46
Dyp, midlere	m	28	15
Årlig avløp	Mill. $m^3/år$	196,5	125,9
Middelvannføring i utløpet	m^3/s	6,2	4,0
Teoretisk oppholdstid (vannfornyelse)	år	1,12	0,74



Figur 3.3. Dybdekart over Rore og Syndle (etter Holtan 1965). Kote 0 er 39 moh.

3.3 Geologi i nedbørfeltet

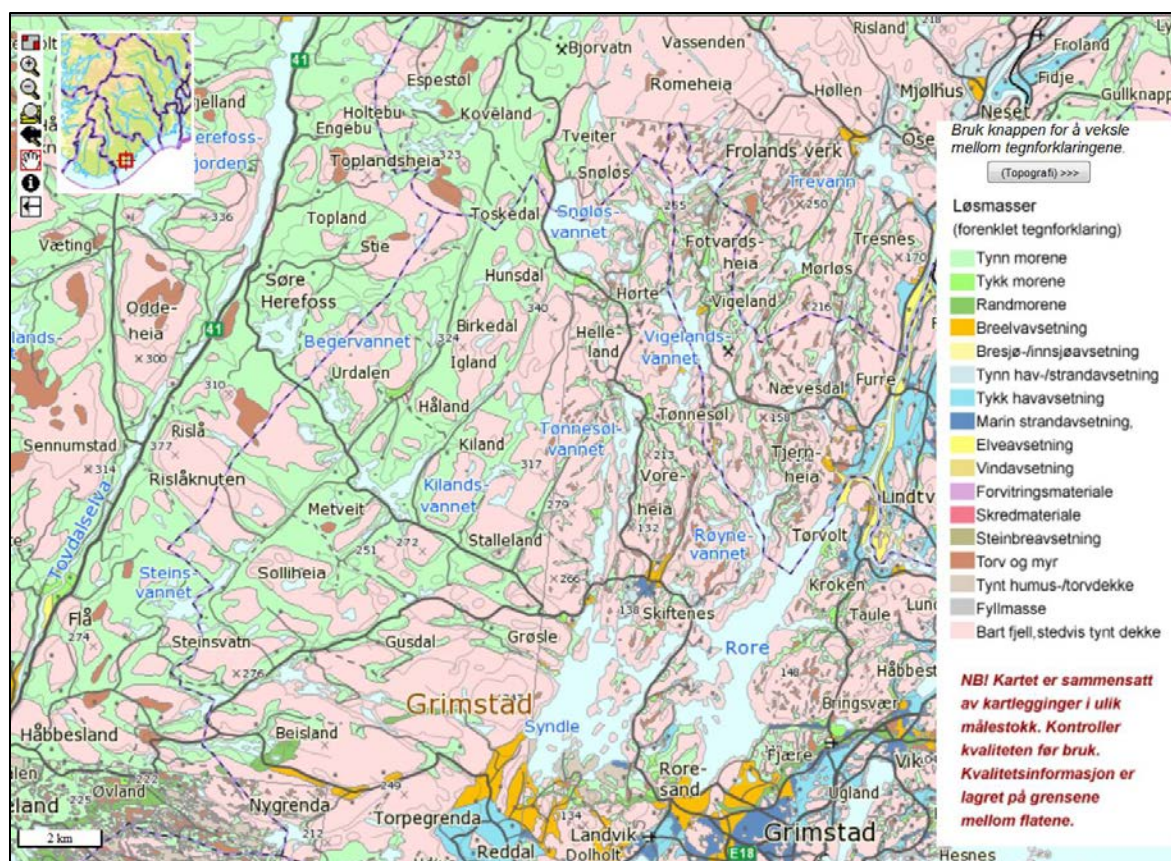
Innsjøene Syndle og Rore ligger i det sørlandske grunnfjellområdet som i det vesentligste er bygget opp av kvartsitter, gneis- granitter, og noe gabbroide bergarter, se **Figur 3.4**. Dette er sure- og tungt løselige bergarter, noe som gir vannet sur reaksjon og liten motstandskraft mot forsuring, og dessuten lavt innhold av salter.

Med hensyn til løsmasser består det meste av nedbørfeltet av bart fjell med tynt strødekke (rosa farge i **Figur 3.5**). I øvre deler er det noe tynn morene (lysegrønt). Det er flekkvis forekomst av myr (brunt). I sørenden av Rore og Syndle, samt ved Skiftnes, er det litt breavleiringer (oransje). Ved Skiftnes er litt marin strandavsetning (blått). Det er særlig breelvavsetninger og elveavsetninger som er egnet for rensing av avløpsvann ved infiltrasjon (ref. NGU-infiltrasjonskart, www.ngu.no), og en ser at det er meget sparsommelig forekomster av disse innenfor nedbørfeltet.

Det aller meste av nedbørfeltet er kledd med skog.



Figur 3.4. Berggrunnskart. Nedbørfeltet består hovedsakelig av granitt (rosa). I nærområdet rundt Rore og Syndle er det dessuten noe kvartsitt (lyse felter). I området mellom Rore og Syndle, samt nord og syd for Syndle er det noen små felter med amphibolitt (Blå-rosa). Kartgrunnlag: www.ngu.no.



Figur 3.5. Løsmassekart. Det er lite løsmasser i nedbørfeltet, og lite masser som er egnet for infiltrasjon som rensemetode for avløpsvann, (kun oransje og gule felter i figuren). Kartgrunnlag: www.ngu.no.

3.4 Kort om dagens beskyttelsesregler

Gjeldende beskyttelsesregler er fra 1971 og er i mange henseender avleggs og ufornuftige etter dagens kunnskap om vannforsyning og forurensnings- og smitterisiko fra menneskelig aktivitet. De er i stor grad av «henstillingstypen», og nærmest ingen ting er helt forbudt, bare man tar de nødvendige forholdsregler og forholder seg til gjeldende forskrifter. Selv innenfor den strengeste sikringssonen (100 m beltet), vil det være mulig å bygge hus og boliger, om man tar de rette forholdsregler. Det er nærmest ingen restriksjoner på husdyrhold i landbruket. Det henstilles til folk om ikke å bade, men det er ikke forbudt hvis badingen skjer uorganisert. F.eks. står slik henstilling på en stor plakat, som er umulig å ikke se, på den populære badestranden, Roresanden. Men det synes ikke å legge noen demping på badeaktiviteten. Folk bryr seg lite om dagens beskyttelsesregler.

Reglene er ulne, og kan lett omgås. Egentlig er de nå ikke mye strengere enn det som gjelder alle innsjøer etter forskriftene til forurensningsloven, landbrukets forskrifter, naturmangfoldsloven, strandloven, etc. Vannverkene og de drikkevannsansvarlige myndighetene har vanskeligheter med å kunne anvende dagens regelverk til sin forvaltning og beskyttelse av drikkevannskilden. Kunnskapen om smittefare fra menneskelige aktiviteter via drikkevannet har økt kraftig siden 1971. Det er derfor behov for å oppdatere gjeldende regler.

4 Innledende analyse av de ulike forurensnings-skapende aktiviteter

I denne innledende delen av analysen gir vi en kort gjennomgang av de ulike forurensnings-skapende aktivitetene i nedbørfeltet og vurderer om problemene de skaper er store nok til å ta videre i en mer grundig analyse, eller om vi kan se bort fra disse i praktisk sammenheng. Det gis begrunnelse for hvorfor en aktivitet er betraktet som uproblematisk eller ikke.

4.1.1 Summarisk liste over de aktuelle forhold

- 1. Hydrologiske og morfometriske forhold**
 - a) Hydrologi og hydrografi, sjiktningsforhold etc.
 - b) Inn- og utstrømming av vann fra Nidelva
- 2. Naturlig forurensning**
 - a) Humus
 - b) Mineraler
 - c) Fugleskitt direkte på innsjøen overflate
 - d) Fra ville dyr, mus, rådyr, elg, etc.
 - e) Bever og «beaver fever» (Giardiasis)
 - f) Atmosfærisk nedfall av forurensninger direkte på Rorevannets overflate
- 3. Bosetning**
 - a) Bosetning i de ulike felter
 - b) Antall fastboende
 - c) Hytter i ulike felter
 - d) Avløpsforhold
- 4. Landbruksforurensning**
 - a) Gårdenes og jordenes beliggenhet
 - b) Dyrkningstype, gjødsling og sprøyting
 - c) Husdyrhold, disponering av naturgjødsel
- 5. Skogsdrift**
 - a) Dagens avvirkningsnivå og metode
 - b) Planlagte større avvirkninger
 - c) Skogsbilveger
 - d) Skjøtsel av plantefelt
- 6. Veger og vegtrafikk**
 - a) Vegbygging
 - b) Trafikk
- 7. Industri**
 - a) Mekanisk industri
 - b) Sagbruk
 - c) Annet
- 8. Annen næringsvirksomhet**
 - a) Foreningshytter
 - b) Serveringssteder
 - c) Diverse

9. Friluftsliv og sport

- a) Fiske
- b) Sykkel, fottur, rasting og telting
- c) Bading
- d) Kano- og annen båtbruk
- e) Hestesport
- f) Motorsport

4.1.2 Sirkulasjons og sjiktningsforhold i Rore

Dette er jo ikke forurensninger, men det er viktige egenskaper ved en innsjø som sier noe om hvor egnet den er til å beskytte drikkevannsinntak mot forurensninger. Viktige faktorer som vi må se litt nærmere på, er innsjøens størrelse, dyp, volum, sjiktning, drikkevannsinntakets plassering, dypvannets volum i forhold til drikkevannets størrelse, vannfornyelse, osv. De forventede klimaendringene vil lage endrede sirkulasjonsforhold, noe som vil virke inn på drikkevannsforsyningen.

Da disse temaene er svært viktige for å beskrive innsjøens egnethet for drikkevannsforsyning, vil dette bli sett nærmere på i den videre analysen.

4.1.3 Innstrømning av forurenset vann fra Nidelva

Tidligere analyser viser at den hygieniske tilstanden i Nidelva ikke er bra. Periodevis strømmer betydelige mengder vann inn i Rore fra Nidelva. Det er også en oppfatning at dammen ved Rygene er med på å forårsake oppstuing av vann som gjør at det skjer en økt innstrømning de senere årene, og at man muligens kan redusere innstrømningen ved å endre på manøvreringen av kraftverkene, først og fremst ved Rygene, men også ved hjelp av de oppstrøms.

Her blir det også gjort en del vurder om forurensningsfaren i elven oppstrøms Bjorsund, bl.a. fra Neset /Blakstad og fra den fremvoksende flyplassen, Arendal Lufthavn Gullknapp.

Inn og utstrømning av vann fra Nidelva, hva det kommer av, hvilken fare det representerer for drikkevannsforsyningen fra Rore, og hva man eventuelt kan gjøre for å redusere innstrømningen, blir viktig å klarlegge i den videre analysen.

4.1.4 Naturlig forurensning i nedbørfeltet

Dette er i de fleste tilfeller naturlige stoffer og således ikke forurensning fra menneskelig aktivitet, men de kan skape trøbbel i drikkevannssammenheng allikevel. Det dreier seg om humusstoffer (naturlig organisk materiale, NOM), jern og mangan, erosjonsmateriale (turbiditet), hygienisk forurensning fra ville dyr og fugler, samt atmosfæriske avsetninger av langtransporterte forurensninger.

4.1.4.1 Humusavrenning

Humusavrenning er det man blant lekfolk gjerne kaller for brunt myrvann, eller som nå i drikkevannsfaget ofte kalles for NOM, som er en forkortelse for naturlig organisk materiale. Humus er både et praktisk, estetisk og helsemessig problem i vannforsyningen, og påvirker i stor grad både vannbehandling og distribusjon. NOM er bestemmende for prosessvalg, dimensjonering og drift av vannbehandlings- og desinfeksjonsanlegg, og kan forårsake begroing og slamdannelse i ledningsnettet, noe som av og til løsner og gir brunt og illeluktende vann hos abonnentene. Ved bruk av klor til desinfeksjon av humusvann, dannes det haloformer, hvorav flere av stoffene er helsemessig uheldige, f.eks. gruppen trihalometaner, som er kreftfremkallende. Hvis fargen er over 20 mg Pt/l, blir UV-absorbansen i vannet så stor at det er praktisk vanskelig å benytte UV til desinfeksjon. Man må da anlegge fargefjerning i vannbehandlingsanlegget. Systematisk overvåking av vann og vassdrag startet først i slutten av 1970-årene. Siden den gang har det skjedd en betydelig fargeøkning i mange vassdrag. Sammen med behovet for styrking av de hygieniske barrierene, har dette påført mange drikkevannsforsyninger store rensekostnader.

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

4.1.4.2 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 fra fæces, eller at et dødt dyr blir liggende vann. I lemenår kan det spres tularemi og andre gnagersykdommer. Nå er det ikke noen høyfjellsområder i Rorevannets nedbørfelt, så dette blir neppe noe problem her. Døde elgkadaver og andre døde dyr finner man av og til i nedbørfeltet til Rorevannet, men hvor vidt dette er noe problem er ikke undersøkt. Flere steder i nedbørfeltet er det etablert beverbestander. I USA og Canada er beaver fever (Giardiasis) et helsemessig problem med hensyn til å drikke vann fra elver der det er 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. Det er foreløpig ikke påvist *Giardia* hos bever i Norge, men det er ikke særlig grundig undersøkt.

Kanskje den vanligste formen for hygienisk forurensning fra ville dyr er det som kommer fra fugleskitt. NIVA gjorde en undersøkelse av dette i Maridalsvannet for Vann og avløpsetaten i Oslo i 1983 (Lien 1983) og fant at i den isfrie periode, så var fugleskitt fra måker hovedårsaken til TKB i vannmassene. Den gang ble det ved daglige tellinger registrert mer enn 1000 måkebesøk (svømmende) på Maridalsvannet. I Rorevannet er det også en del måker, f.eks. på de små holmene rett nord-øst for Grimstadvannverk. Her sitter i midlertid måkene mest på de mange skjærene og ligger ikke så mye på vannet som de gjorde på Maridalsvannet. Det er tatt rutinemessig vannprøver inne blant småskjærene i den foreliggende studien, så vi har fått en pekepinn på omfanget av dette problemet.

Hygienisk forurensning fra ville dyr og fugl vil bli tatt med i den videre analyse, ikke som eget tema, men det vil inngå i ulike kapitler

4.1.4.3 Naturlige mineraler og metaller

Dette er først og fremst et problem i enkelte grunnvannsforsyninger, samt i humusinnsjøer med lite oksygen i dypvannet ved slutten av stagnasjonsperiodene. I Norge er det i grunnvannsbrønner gjerne forårsaket av alunskifer, eller gammel sjøbunn (oksygenmangel, sulfider, lukt, jern og mangan) eller det kan være radongass, eller arsen. Enkelte metaller som jern og mangan kan også finnes i dypvannet i skogssjøer i store konsentrasjoner som kan gi praktiske problemer ved slutten av sommerstagnasjonen og vinterstagnasjonen hvis det blir lite oksygen.

I NIVAs undersøkelse av Rorevannet i 1964 (Holtan 1965) ble det funnet 88 % oksygenmetning på 40 m og 85,7 % på 90 m under vinterstagnasjonen (3. mars), og 86 % på 40 m ved slutten av sommerstagnasjonen (10. november). Det var med andre ord godt med oksygen i hele vannsøylen. Jern og mangan ble ikke påvist over 50 µg/l som var deteksjonsgrensen for jernanalyse den gangen. Oksygensvinn og anrikning av jern og mangan var ikke noe problem den gangen. Fargen lå den gangen på 8-11 mg Pt/l, mens nå ligger den rundt 30 i middel. Man må derfor forvente noe større oksygenforbruk i dypvannet, men det vil fortsatt være uproblematisk for drikkevannsforsyningen.

Likeledes er det av og til noe høyt aluminium i vannet fra Rore noe som bl.a. har sammenheng med surt vann, målt ved pH. pH er et inverst mål på konsentrasjonen av H⁺ ioner; jo lavere pH jo mer H⁺ og jo surere vann. pH varierer mellom 3,5 og 10 i norske vannforekomster. pH 7 er nøytralt vann, mens lavere pH betegner surt vann og høyere pH betegner alkalisk vann. Det er først når pH kommer under 5,5 at forsuring begynner å avstedkomme økologiske problemer. Et hovedproblem er at det skjer økt utlekking av aluminium fra nedbørfeltet og at aluminium begynner å opptre på giftige former, særlig komponenten som kalles labilt aluminium som er giftig. Det er dette som er den direkte årsak til at fisken dør ved sterk forsuring.

Det var mye aluminium i drikkevannet på Sørlandet sammenliknet med de fleste andre stedene i landet, og dette ble satt i sammenheng med utløsning fra grunnen som følge av den sure nedbøren. Det var i en periode mistanke om at aluminium i drikkevann kunne påskynde utvikling av Alzheimers sykdom. Martyn et al (1989) fant ved en statistisk undersøkelse ut at det var overhyppighet av personer med Alzheimers sykdom i områder hvor det var mye aluminium i drikkevannet. De mente at overhyppighet fremkom ved aluminiumskonsentrasjoner i drikkevannet som var større enn 0,1 mg/l. Undersøkelsen ble betydelig kritisert, og etterprøvinger andre steder har ikke kunne bekrefte antakelsen om en sammenheng. (<http://norskvann.no/nv/Samfunn/Skolesider/Ofte-stilte-spoersmaal/Drikkevann#S025>). Undersøkelsen er også svært uklar mht. hva slags aluminiumsfraksjoner det er snakk om. Drikkevannsforskriften setter grensen for konsum til 200 µg Al/l målt som total aluminium.

De fleste mineraler er sunne i passe mengder, og konsentrasjonsnivåene i Rore ligger innenfor disse nivåene.

Naturlige mineraler og metaller vil ikke bli vurdert i den videre analysen.

4.1.4.4 Atmosfærisk avsetning av langtransporterte forurensninger

Forsuring var et stort problem i 1970-1980 åra, særlig på Sørlandet, men også i andre deler av landet. Forsuring førte til utløsning av aluminium fra grunnen, og høye konsentrasjoner av en aluminiumsform som kalles labilt aluminium, som er giftig for fisk. Dette førte til fiskedød i flere tusen innsjøer i Sør-Norge. Denne aluminiumsformen 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, se foregående side. Sulfatdeposisjonen (~sur nedbør) er redusert med 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 østre deler av Østlandet. Kvikksølv finnes i liten grad i de frie vannmasser, men bindes til humus og sedimenterer. I det organiske sedimentet i disse sjøene er det forhold for metandannelse. Her dannes metylkvikksølv som er ekstremt bioakkumulerbart 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. Selv i disse sjøene er ikke kvikksølvkonsentrasjonen i vannfasen noe problem for drikkevann, da kvikksølvet går til bunns og konsentrasjonen i vannmassene er langt lavere enn drikkevannskravene. Det skjer også deposisjon av en del plantevernmidler og industribaserte organiske miljøgifter. Disse havner også raskt i sedimentet og oppkonsentreres ikke i vannfasen.

Det er ingen grunn til å tro at atmosfærisk deposisjon av miljøgifter på innsjøoverflaten skal lage noen problemer for utnyttelsen av Rorevannet som drikkevann, og dette vil ikke bli behandlet i den videre analysen.

4.1.5 Bosetning og forurensningsfare fra sanitæravløp

Det er fire kommuner som har andeler av nedbørfeltet til Rorevannet, Grimstad, Arendal, Birkenes, og Froland kommuner (Figur 3.1). Det aller meste (78 %) av nedbørfeltet, inkludert de nedre delene, ligger i Grimstad kommune. Av denne naturlige grunn har Grimstad den største andelen av bosetningen i nedbørfeltet.

Som det fremgår bl.a. av **Figur 4.14** er det en god del tettbebyggelse i innsjøens umiddelbare nærhet ved Roresanden, Nordås/Rosholt, og Naudnes. Her går det større kloakkledninger og et par pumpestasjoner som skal pumpe kloakken ut av feltet. Det er bygget nokså mange hus og hytter i nedbørfeltet etter at nedbørfeltet ble klausulert i 1971.

Lenger opp i nedbørfeltet er det en tettbebyggelse ved Skiftenes, men denne drenerer til Syndlevann, som ligger oppstrøms Rorevann. Ellers er det bare spredt bosetning i nedbørfeltet, samt en del spredte hytter. Det er ingen typiske hyttefelter i nedbørfeltet.

Bosetning og forurensning herfra vil være et sentralt tema i den videre analysen.

4.1.6 Jordbruk og husdyrhold

Landbruk og landbruksforurensninger er sammen med sanitæravløp de forurensningene som skaper mest problemer i ferskvann i Norge, både med hensyn til mikrobiologisk påvirkning av drikkevann, og mht. forstyrrelse av den økologiske balansen i vannforekomstene. Det er meget lite jordbruk i Rorevannets nedbørfelt (1,45 %) så med de begrensninger som ligger i naturgrunnlaget, og reguleringer i gjeldende forskrifter (krav til spredningsareal etc.), skulle ikke landbruk utgjøre noen trussel mht. til eutrofiering. Det er imidlertid en del landbruksaktiviteter i Rorevannets lokal felt, se **Figur 3.2**, som kan forurense lokalt, og da særlig Grimstad vannverks inntak under bestemte omstendigheter.

Det er særlig dyrehold som kan medføre hygienisk forurensning av drikkevann. Spesielt de moderne formene med mange dyr, «spylefjøs» og blautgjødsel. Hvis man leier spredeareal og å kunne øke besetningen, og sprer gjødsla bare på deler av dette, kan gjødselavrenning lett bli en betydelig lokal forurensningskilde. Likeledes utegående «kjøttfe» (ammekyr) som om vinteren blir gående på nokså lite område i nærheten av utefjøsset. Her blir bakken helt opptråkket og det blir blanding av møkk og gjørme. Når det regner, eller under smelteperioder, kan det være betydelig avrenning fra slike områder ut i bekker som fører til vannet. Tidligere var det storfehold på en av Rosholt gårdene, men det er avsluttet. Nå er det bare storfehold ved Gurebo på nord/vest siden av vannet.

Ridesentre og oppstalling av hester kan også føre til opptråkkede havnehager av liknende karakter som beskrevet for utegående kjøttkveg. I regnværs perioder og perioder med snøsmelting kan det renne nokså konsentrert forurensning ut i bekker fra slike havnehager. Dette kan være uheldig å ha i nærheten av et drikkevannsinntak.

Den kommunale vegen (gamle jernbanelinja) som går langs sydøst siden av Rorevannet blir også benyttet til trening av hester, og dette er også forhold som har vært mye oppe i media i området. Det også en del beiting av husdyr (bl.a sau, storfe) i deler av nedbørfeltet.

Likeledes er det en del sprøyting med plantevernmidler som ikke bør komme inn i drikkevannsinntak.

Landbruk og forurensninger derfra vil derfor bli tatt med i den videre analysen.

4.1.7 Skogsdrift

Mesteparten av Rores nedbørfelt består av skog. Skogen drives for det meste på tidsmessig vis, hvilket innebærer hogst med moderne maskiner, bygging av veger etc. En del «småhogst» gjøres også av den enkelte bonde, vha. motorsag og landbrukstraktor med vinsj, dvs. uten bruk av de store maskinene.

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 flatehogst skjedde økt avrenning av næringssalter, særlig nitrogen og fosfor, noe økt organ-

isk materiale, samt noe erosjonsprodukter etter kjøresår i terrenget. 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 tømmerlunner for å hindre yngling av barkbiller. I nedbørfeltet til Rore 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 Rore.

Skogsdriften har vært hovedgrunnen til byggingen av vegsystemet i Roremarka, både for å få maskiner inn og tømmer ut. Vegnettet fører til en del mer ferdsel i marka enn hva ellers ville har forekommet, men i og med at de fleste skogsbilveiene er bommet for allmennheten, blir ferdselen stort sett sykling om sommeren og skigåing om vinteren.

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

4.1.8 Bedrifter i Rores lokale nedbørfelt

Det er kun 4 bedrifter i Rores lokale nedbørfelt, hvis man ser bort fra rene landbruksgårder.

Disse gis en enkel behandling i den videre forurensningsanalysen.

4.1.9 Rekreasjon og friluftsliv

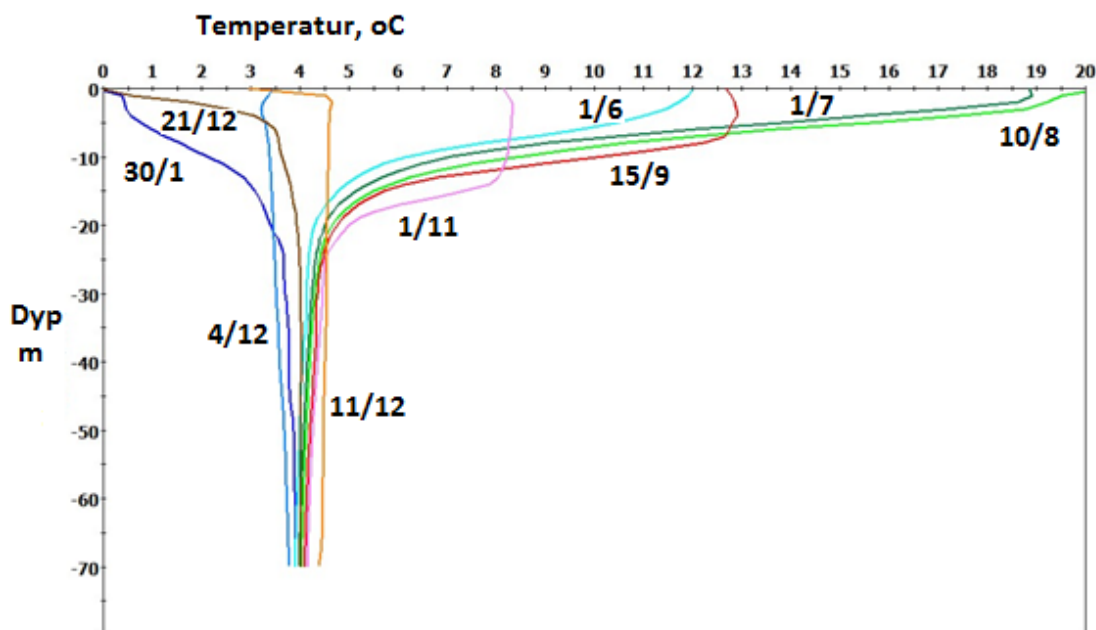
Det er ikke noen typiske fjellområder i nedbørfeltet til Rore som har potensiale for storstilt utvikling til vintersportssted, ala Hovden og Gautefall. Det meste er skogsområder i høyde intervallet 50-300 m. Ved å se på kart over bebyggelsen i nedbørfeltet, **Figur 4.13**, ser man at det er bare spredte hytter her og der, flest øverst i Bjørkerosvassdraget, ved Kilandsvannet, med ingen store konsentrasjoner. Totalt er det 103 hytter i hele nedbørfeltet, og 13 hytter i Rores lokalfelt, se **Tabell 4.3**. For det aller meste er dette hytter uten innlagt vann, og med utedo/biologisk toalett. Det skjer lite forurensning fra slike.

Friluftslivet utenom hyttelivet, består av turgåing, sykling, litt fiske og bading i de mange vannene, litt ridning her og der. Det er også en skytebane ved Imenestjønna som det har vært debatt omkring.

Friluftsliv i Rores lokalfelt (bading, hestesport, båtsport, skytebane, etc.) vil bli behandlet i den videre analysen, mens friluftsliv i øvre deler av nedbørfeltet er av så lite omfang at det ikke vil bli gitt noen videre behandling.

4.2 Temperatur og sjiktningsforhold i Rore

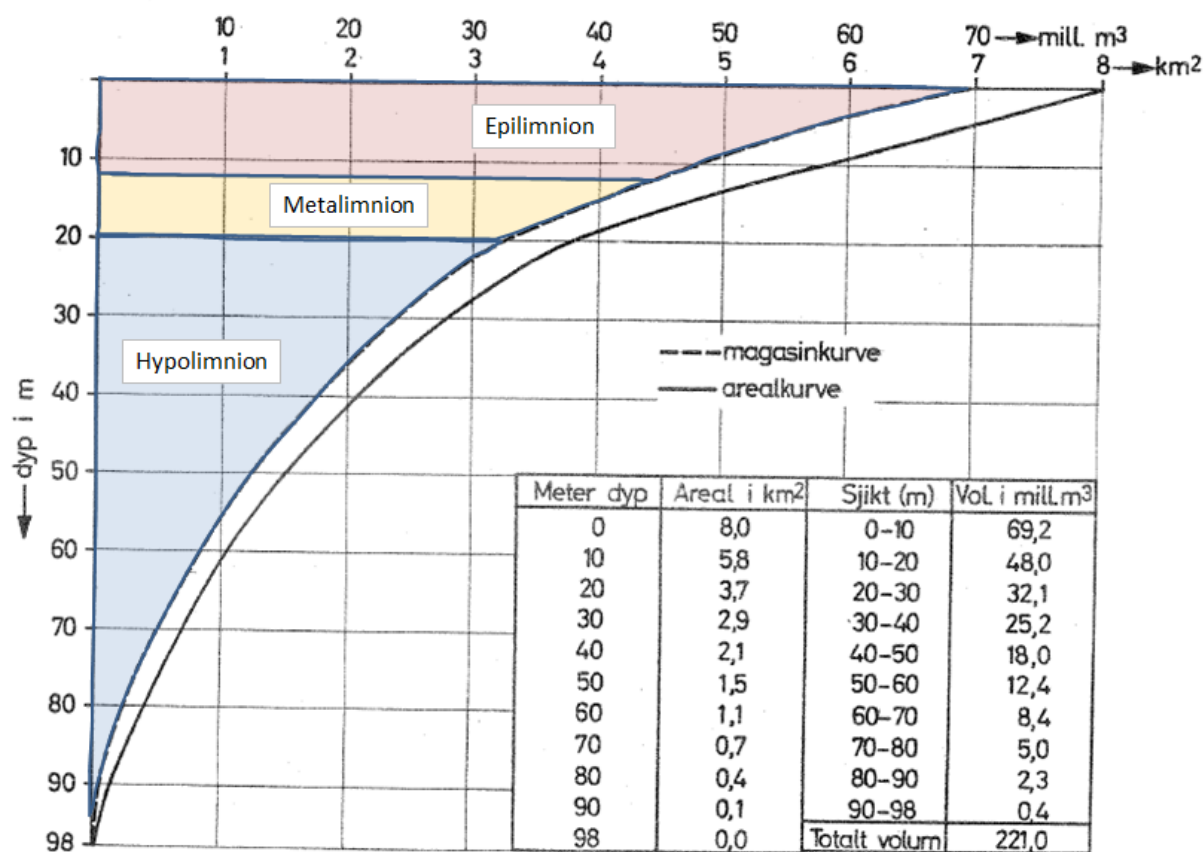
Innsjøen er 7,8 km² i utstrekning og er 98 m dyp på det dypeste. **Figur 4.1** viser typiske sjiktnings- og sirkulasjonsforhold ved midtpunktet i Rore. Innsjøen er sommersjiktet fra 15. mai til 15. november, den er vintersjiktet fra 20. desember til 15. april. Vårsirkulasjonen varer ca fra 15. april til 15. mai, og høstsirkulasjonen fra 15. november til 20. desember. Innsjøen er termisk sjiktet ca 9,5 mnd. i året, og i denne perioden er dypvannet (hypolimnion) hvor drikkevannet hentes fra, beskyttet fra forurensningstilførsler som skjer til overflatevannet. **Figur 4.2** viser en typisk lagdeling under sommersjiktningen. I epilimnion blandes det inn forurensninger hele tiden, mens i metalimnion blandes det inn forurensninger av og til, og da i mindre konsentrasjoner. I Hypolimnion blandes det normalt ikke inn forurensninger under den sjiktede periode, dvs. i ca. 9,5 mnd. av årets 12 måneder.



Figur 4.1 Typiske temperaturprofiler midtffjords i Rore ved ulike årstider. Simulerte verdier fra 2011.

Vinteren 2012/2013 var Rorevannet islagt, og temperaturen noenlunde som beskrevet av modellen. Vinteren 2013/2014 har det imidlertid ikke vært is. Det har vært veldig mye vind, og innsjøen har sirkulert i lange perioder av vinteren, i alle fall ned til drikkevannsinntakene. Temperaturen i råvannet har gått ned til 1,5 grader i mars ved Arendalvannverket, og det er klart at den sjiktningsmessige hygieniske barriereeffekten har vært dårlig denne vinteren. Vintre uten is blir mer og mer vanlig framover med de klimaprognoser som foreligger.

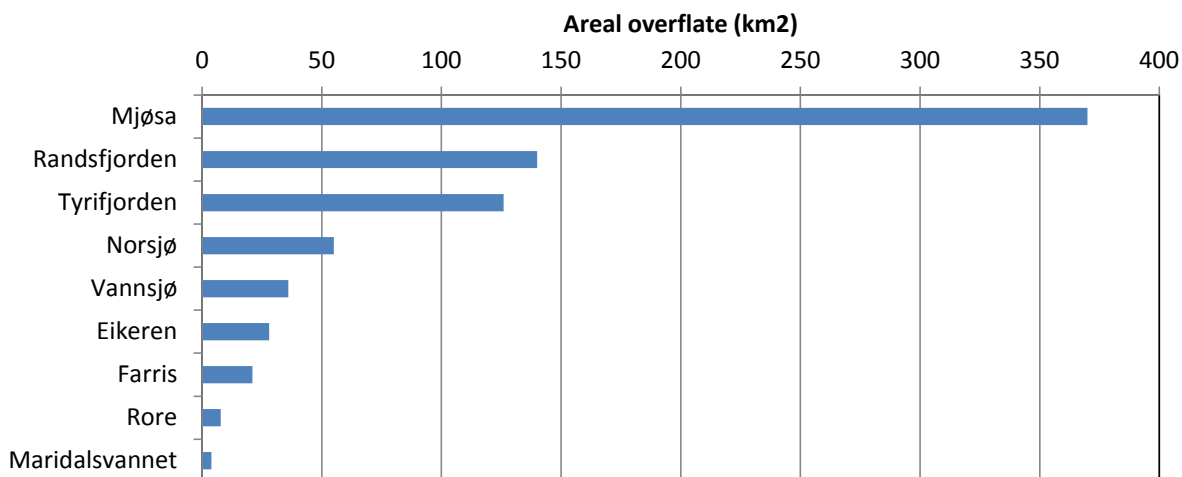
Figur 4.2 viser den batygrafiske kurven for Rore, oppdelt i overflatelag (epilimnion), sprangsjiktet (metalimnion) der temperaturen faller, og dypvannet (hypolimnion).



Figur 4.2. Bathygrafisk kurve. Sjiktning i Rorevannet i sommerhalvåret. Hypolimnion, som i normale år er godt beskyttet mot forurensninger ca 9 mnd. per år, utgjør ca. 33 mill m³. De predikerte klimaendringene med isfrie vintre, gjør at i vinterhalvåret vil drikkevannsinntakene bli mer sårbare for forurensninger.

Vannuttaket for Grimstad vannverk ligger på ca. 4 mill. m³, mens i Arendal ligger det på 8 mill. m³, til sammen 12 mill. m³ per år. Forbruket i under sommerstagnasjonen ligger på ca. 6 mill m³, mens under vinterstagnasjonen ligger det på ca. 4 mill. m³. Sammenliknet med at dypvannet er i størrelsesorden 33 mill. m³, utgjør sommerforbruket ca. 18 % av hypolimnions volum og vinterforbruket ca. 12 %. Til sammenlikning i Oslo, som forsynes fra den halvparten så store innsjøen Maridalsvannet, drikker de opp hele hypolimnion 1,5 ganger hver stagnasjonsperiode, og innsjøen etterfylles med overflatevann ved at sprangsjiktet trekkes nedover. Dette illustrerer at Rorevannet gir en god sjiktningsmessig sikkerhet i stagnasjonsperiodene sammenliknet med Maridalsvannet. Dette har selvsagt sammenheng med at Rorevannet er en større og dypere innsjø enn Maridalsvannet, samtidig som at drikkevannsuttaget er mye mindre. Men, som sagt, vil de forventede klimaendringene gjøre at den sjiktningsmessige sikkerheten i vinterhalvåret vil bli dårligere fremover.

Sammenliknet med mange andre norske drikkevannskilder er Rore med sine 7,8 km² en nokså liten innsjø (**Figur 4.3**) med tanke på at den skal forsyne en såpass stor befolkning som 60000 personer, en befolkning som kommer til å øke i fremtiden. Kilden kommer i samme kategori som Maridalsvannet «en liten innsjø som forsyner en storbefolkning», og må tas vare på i lys av denne erkjennelsen.



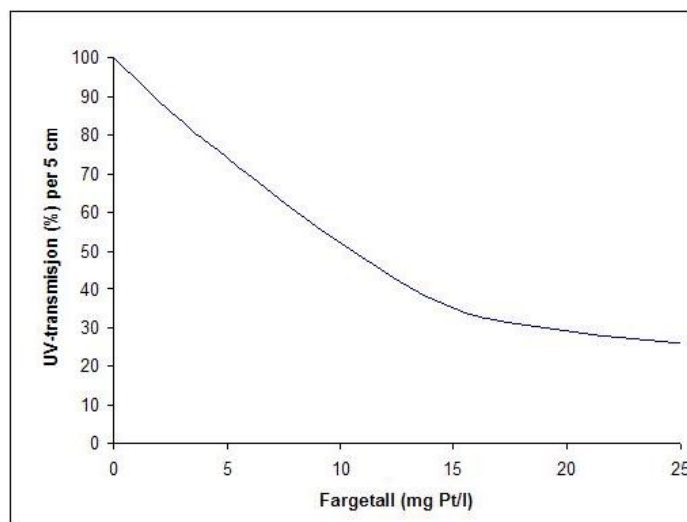
Figur 4.3 Rores størrelse sammenliknet med en del andre norske drikkevannskilder. Man må opp i mot Farris sin størrelse før det er vanlig å droppe klausuleringer i nedbørfeltet.

4.3 Utviklingen av innsjøens farge

Som nevnt i den grovmaskede gjennomgangen av hvilke forurensninger man måtte se litt nærmere på, ble det nevnt at utviklingen av vannets farge var viktig av flere årsaker, bl.a. for å vurdere hva slags vannbehandling man trenger i framtiden.

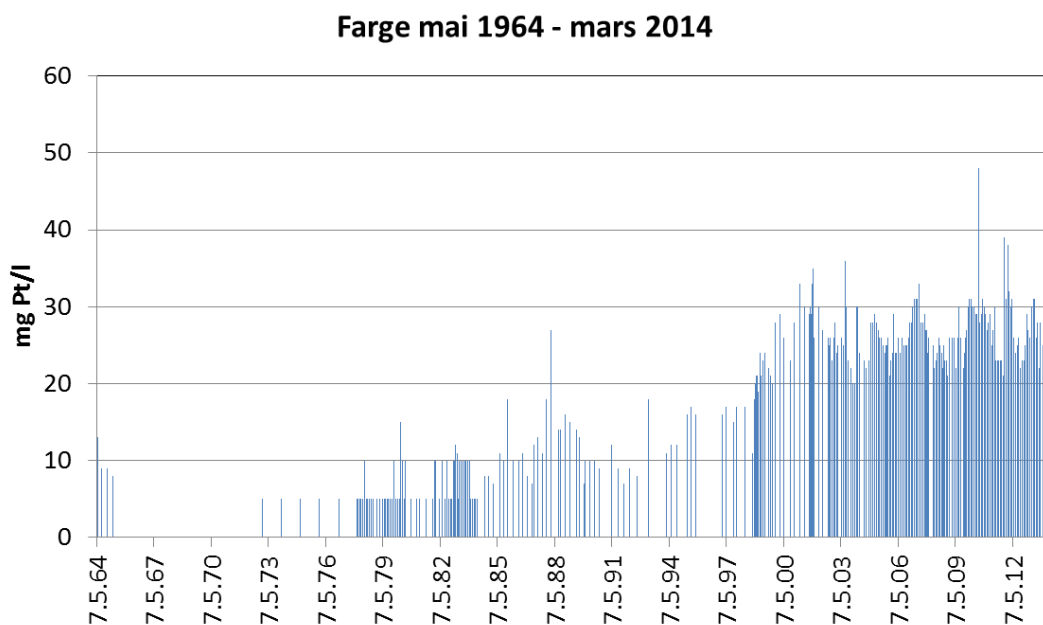
Humus i vann er det man blant lekfolk i århundrer har kalt «brunt myrvann». Som dette navnet innebærer, er det særlig mye farge i vassdragene i områder med mye myrlendt terreng i nedbørfeltet. Det er særlig områder med mye torvmyrer «dannet av *Sphagnum*-mose» som har det bruneste vannet. Hedmark og indre deler av Akershus og Østfold mot Svenskegrensa har vassdrag med farge på flere hundre mg Pt/l. Ofte har slike områder sur berggrunn, tynt jordsmonn, og furuskogsbonitet.

I artikkelen Planlegging og drift av UV-anlegg, skriver Folkehelseinstituttet at som en tommelfingerregel gir ikke UV-anlegg effektiv desinfisering av drikkevann dersom UV-transmisjonen er mindre enn 30 % per 5 cm. I henhold til **Figur 4.4** (fra samme artikkel), ser man at det vil si ved farge over ca. 20 mg Pt/l. Er fargen over dette nivået, bør man installere renseanlegg som fjerner farge.

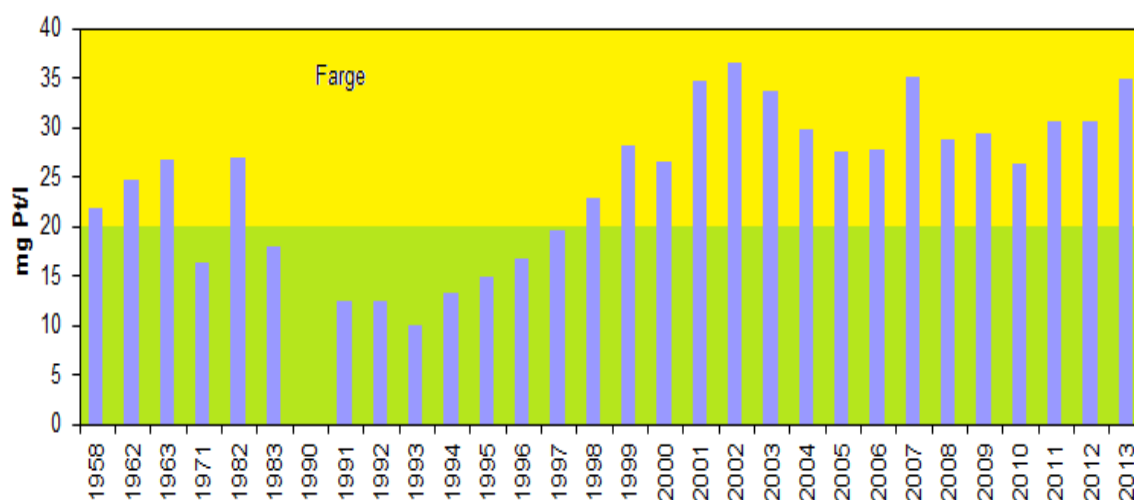


Figur 4.4. Sammenhengen mellom Farge og UV-transmisjon (fra Folkehelseinstituttets hjemmesider, Planlegging og Drift av UV-anlegg., <http://www.fhi.no/artikler?id=61727>)

Figur 4.5 viser fargeutviklingen i Rorevannverkets (Arendal) råvann, mens **Figur 4.6** viser utviklingen i Farrisvannet, den ene hovedkilden til Vestfold interkommunale vannverk, Larvik og omegn vannverk, og Porsgrunn vannverk. Begge innsjøer har liknende nedbørfelt, bestående av barskogskledte grunnfjellsområder. Den praktiske «20-mg Pt/l grensen» er også anført i figurene. Begge innsjøene klarnet opp i den verste forsuringsperioden i 1980-årene, og fargen steg opp gjennom 90-åra og har flatet ut på et «nytt» nivå på ca. 25-35 mg Pt/l. Forsuringsperioden har vart lenger på Sørlandet enn i Vestfold/Telemark. Fra Farris ser man at man hadde en periode med klart høyere farge før forsuringsperioden, hvor man også lå godt over 20 mg Pt/l. Tilsvarende utvikling i farge som for disse to innsjøene finner man for svært mange vannkilder i Sør- og Øst Norge.



Figur 4.5 Råvannsfarge ved Arendals vannbehandlingsanlegg i Rore. Enkelt-data fra vannverkets database. Fargen har lagt seg på et nytt nivå etter ca. år 2000, mellom 25 – 35 mg Pt/l.



Figur 4.6 Årlige middelverdier fra Farrisåervåkingen til VIV. Man ser tydelig fargereduksjonen i den verste forsuringsperioden fra 1983-1993.

Det var en generell oppfatning at innsjøene klarnet opp under perioden med sterkest forsuring. Man så det i alle områder med forsuring. I tiden etter 1990 og fram mot 2000 har de fleste vassdrag fått økt farge, samtidig med mindre forsuring. Sulfat deposisjonen (hovedkomponenten av sur avsetning) har gått ned med 70-80 % i samme perioden. Monteith et al (2007) sammenstilte lange tidsserier fra Sur-nedbør overvåkingen i USA, Canada, Nord-europa, Skandinavia, England og Skottland, og fant at det var først og fremst endringen i nedbørkjemi, særlig redusert sulfatinnhold, og andre sure komponenter som var årsaken til den økte fargen i vassdragene. Den sure nedbøren løste ut aluminium fra grunnen som felte humus i jordvannsløsningen før den kom ut i vassdragene. Det ble også antydnet at humus er mer løselig i moderat surt vann enn i sterkt surt vann, samtidig som humusen er mer brunfarget i basisk vann enn i surt vann (noe ala te). Hongve, et al, (2011) fant at for råvannsdatabasene til de ulike vannverkene til VAV i Oslomarka, så kunne nedgangen i sulfat forklare inntil 80 prosent av fargeøkningen. Andre forklaringsvariable var klorid og mengde nedbør.

Hem (2000) studerte fargeutviklingen i VIVs råvann fra Farris, og fant en sammenheng mellom milde vintre og hyppige smeltperioder og høy farge i råvannet. I et nordisk prosjekt i regi av Nordisk ministerråd, som omhandlet lange dataserier fra hele Norden (Nordisk ministerråd 2002, Løgren et al 2003), var ikke fargeøkningen så entydig over hele regionen. Det fantes både perioder med økning og perioder med minking i vannets farge, og man har for sjøer i midtre deler av Sverige omtrent det samme forløpet som i Farris, altså at det har vært en periode med høyere farge i 1950-60 årene. I deres materiale så det ut som om perioder med økning i farge har sammenheng med økt intensitet og hyppighet i avrenning, særlig milde vintre. De klimascenarier som er trukket opp fremover med økt nedbør og milde vintre, vil i så måte kunne peke på at man vil få en viss økning i fargen fremover.

Men årsaksbildet er trolig ikke så enkelt som økt nedbør og temperatur alene. Ser vi på de regionene med mest humus i Norge, så er det østre deler av Akershus, Hedmark, og del Østfold hvor man finner hele vassdrag med farge over 150 – 300 mg Pt/l. Her er det relativt nedbørfattig og kontinentalt klima med kalde vintre og tørre somre. Ser man derimot på

Vestlandet, hvor det er mye nedbør, milde vintre og hyppige smelteperioder, så er det for det meste klarvannsvassdrag. Terrengets relieff er viktig, nemlig om det er terreng for vannoppstuing, vassjukt terreng og myrdannelse, noe som er karakteristisk for de ovennevnte Østlandsområder. Vestlandet består for det meste av bratte skråninger med rask avrenning. Det bør også være nokså sur berggrunn, og bonitet for furuskog. Ser man på bekkene rundt Rore, så er det Fjæreheiabekken som har desidert mest humus (farge > 100 mg Pt/l ved alle prøvetakingene). Denne bekken drenerer høyereliggende, myrlendte furuskogsområder med sur avrenning, se **Figur 5.6**, og **Tabell 5.8**. Men dette er ikke sulfat-sur avrenning, men humussyre-sur avrenning. Så surhet i seg selv er heller ikke en entydig faktor.

Man kan ikke få varig økt avrenning av humus fra et nedbørfelt over tid, uten at man også har økt produksjon av humus i feltet, ellers vil det etter hvert renne tomt for humus. Økt temperatur og økt nedbør vil bidra til økt plantevekst i nedbørfeltet. Skoggrensen kryper høyere til fjells, og man får mer løvskog. Dette gir økt dannelse og lagring av organisk materiale. Dessuten vil økt temperatur og økt nedbør bidra til økt mineralisering og avrenning fra eksisterende humusdekke. Av denne grunn, vil man kunne anta at det vil bli en viss økning i fargen i vassdragene framover, men man vil neppe oppleve noe dramatisk endring ala den man fikk i 1990 årene som følge av nedgangen i sur nedbør, kfr. Wright et al (2011) sin analyse av fremtidsutsiktene for fargeøkning i nedbørfeltet til Birkelandsvatn i Bjerkreim, den nye planlagte hovedkilden til IVAR i Stavangerregionen.

Det er nylig satt i gang 2 store nordiske prosjekter for finne ut av årsaker og fremtidsutsikter mht. til løst naturlig organisk karbon og farge i vassdrag, det ene NOMINOR koordinert gjennom Vannforsk (ref. Bjørnar Eikebrokk, SINTEF, ev. Ståle Haaland, Bioforsk), og DOMQUA ledet av NIVA (ref. Heleen de Wit), som trolig vil frembringe ny viten om dette viktige feltet i årene som kommer.

Ved å se på de tretten årene som har gått etter at fargen kulminerte i Rore i 2000, har det ikke skjedd noen klare trender i fargeutviklingen (se figurene fra Farris og Rore). Fargen svinger rundt i et belte mellom 25 og 35 mg Pt/l. Men det er store år-til-år variasjoner, og variasjoner variasjoner mellom perioder på året.

Behandlingsanlegget ved Arendalvannverket er bygget for å skulle klare å fjerne fargetall på 45 ved en belastning på 480 l/s. Hydraulisk kapasitet på anlegget er 560 l/s. 480 l/s inkludert sikkerhet, er i samsvar den maksimale produksjonen man har vært oppe i ved en sommer-vannssituasjon (Vannverkssjef Asgeir Øybekk, pers. medd.).

Etter ca. år 2000 har fargen i Rore lagt seg på et nytt nivå på 25-35 mg Pt/l, se **Figur 4.5**. Nivået virker å være «flatt» og viser ingen trend til videre økning. Dette basert på de 13 årene som det er data for etter 2000. Det er kun 5 enkeltprøver som går over 35 mg Pt/l, og en enkelt slenger som går helt opp i 48 mg Pt/l. De høyeste fargeverdiene får man gjerne i begynnelsen på sirkulasjonsperiodene, når flomvann fra høstregnet eller snøsmeltingen som er lagret inn i overflatelagene, bryter gjennom og ned til drikkevannsinntaket. Høye enkeltverdier som den på 48 i figuren kan fort være en analysefeil. Midtsommers, når innsjøen er godt sjiktet, vil fargen være lavere.

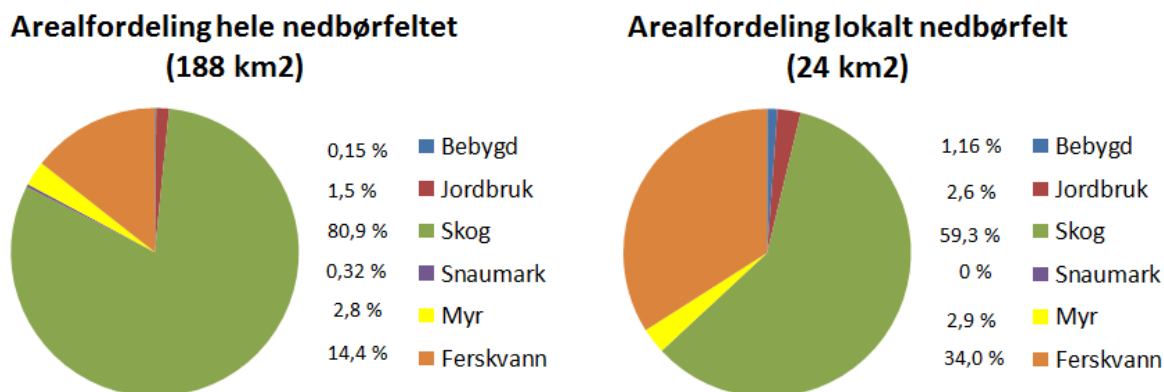
Fargeverdiene for vinteren i 2014, da det ikke var is, er for januar 33, februar 31 og mars 34 mg Pt/l, og ligger innenfor, men i øvre del av normal variasjonsbredde for farge etter 2000, se **Figur 4.5**.

Det synes ikke å være noen umiddelbar fare for at Arendalsvannverkets kapasitet skal begrenses av fargeutvikling de første 10 årene framover. Men som sagt vil de bebudede klimaendringene høyst sannsynlig medføre at fargen vil øke noe i framtiden, men hvor fort, er vanskelig å anslå.

4.4 Arealbruk i nedbørfeltet

98,3 % av totalarealet i nedbørfeltet til Rorevannet utgjøres av utmark,

Figur 4.7. Jordbruk og tettbebyggelse utgjør bare 1,7 %, jordbruksarealet utgjør kun 1,5 % av det totale nedbørfeltet. Ser vi på andre store drikkevannskilder, som Mjøsa (6 % jordbruksareal), Eikeren (9 %), Farris (2 %), og Maridalsvannet (1,1 %), Tyrifjorden (4,6 %), så er det bare Maridalsvannet som har mindre jordbruk i nedbørfeltet. I forbindelse med den innledende karakteriseringen av innsjøer i Sør-Norge etter Vannforskriften (Skarbøvik og medarb. 2004), ble det under vurderingen av om vannforekomster var «at risk» eller ikke, satt retningsgivende grenser om at under 5 % jordbruksareal i nedbørfeltet, så forårsaker ikke jordbruket noen økologiske problemer i form av eutrofiering (gjødslingseffekter), mens utgjorde jordbruket over 15 % var det overveiende sannsynlig at det skapte forurensningsproblemer. F. eks. Steinsfjorden på Ringerike som er lite egnet som drikkevann pga. periodevis oppblomstringer av giftige blågrønnalger (cf. *Planktotrix spp*), har en jordbruksandel på 23 % i nedbørfeltet.



Figur 4.7. Arealfordeling i hele nedbørfeltet (venstre panel) og i Rorevannets lokale nedbørfelt (høyre panel). Dataene er fra Skog og Landskap AR50, og kategorien bebygget areal er tettstedsareal.

Tabell 4.1. Arealfordeling i hele nedbørfeltet og i det lokale nedbørfeltet til Rorevannet, etter AR50 (www.skogoglandskap.no). Arealer gitt i km².

VASSDRAGNR	Bebygd	Jordbruk	Skog	Snaumark	Myr/Ferskvann	Totalt
019.AB2	0,280	0,525	10,246	0,000	0,664	5,805
019.AB1C	0,000	0,315	15,037	0,000	0,280	2,203
019.AD	0,000	0,944	55,006	0,315	2,413	3,147
019.AB12	0,000	0,105	2,483	0,000	0,000	0,490
019.AC	0,000	0,664	41,159	0,175	0,944	9,232
019.AB1B	0,000	0,140	19,548	0,105	0,839	3,042
019.AB1A	0,000	0,035	7,064	0,000	0,035	1,294
019.AB11	0,000	0,000	1,609	0,000	0,035	1,923
Sum hele nedbørfeltet	0,280	2,728	152,150	0,594	5,210	27,136
%	0,149	1,450	80,889	0,316	2,770	14,426
Sum lokalt nedbørfelt	0,280	0,629	14,337	0,000	0,699	8,218
%	1,158	2,605	59,334	0,000	2,894	34,009

Tettbygd areal utgjør også svært lite (**Tabell 4.1**) om man ser på det totale nedbørfeltet, mens det utgjør 1,16 % i det lokale nedbørfeltet. Dette er stort sett Nordås/Rosholt/Naudnes feltene, samt Roresanden tettsted, se **Figur 4.14**. Tettstedsarealet er nokså lite, slik at om man har kontroll på kloakken fra disse feltene, burde ikke overflateavrenningen herfra medføre noen nevneverdige problemer. Det er kloakken fra disse områdene som er trusselen.

Av de terrestriske feltene utgjør skog det aller meste. Det er ikke snaufjell i nedbørfeltet. Dette medfører at det ikke er forhold for utvikling av noen storstilt skiturisme i nedbørfeltet, noe som i drikkevannssammenheng må ses på som en fordel. Det er imidlertid mange fine vann i nedbørfeltet, og disse vil kunne danne grunnlag for en viss sommerturisme. Man bør derfor være restriktiv med hyttebygging i nedbørfeltet, særlig med hytter nær vassdragene.

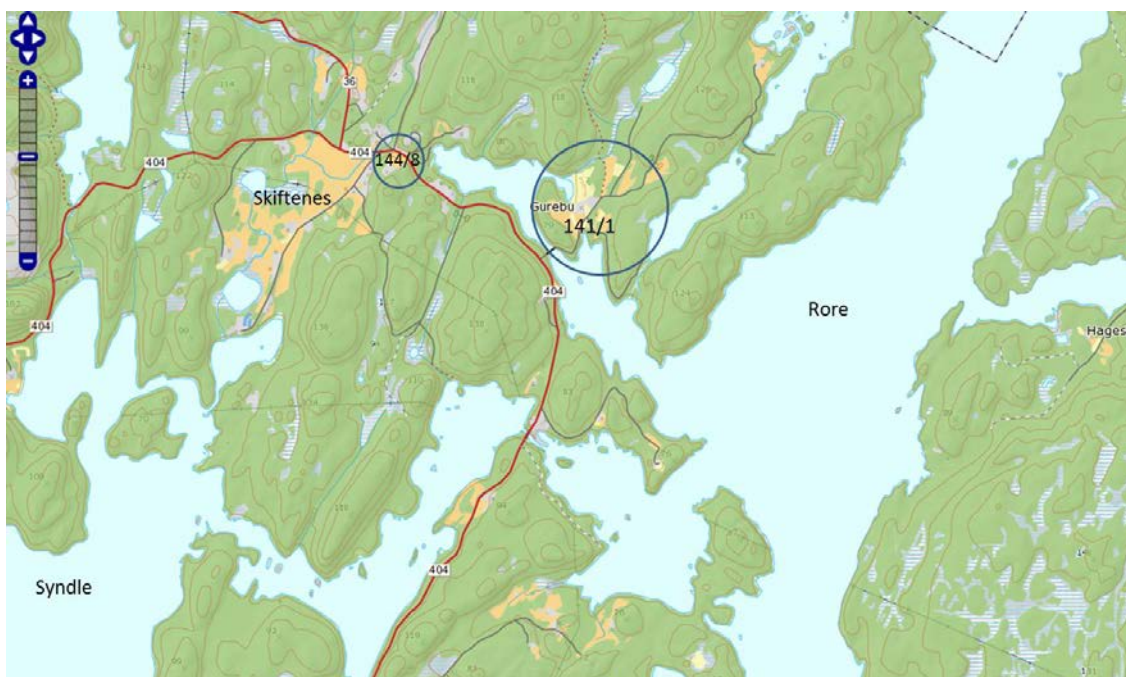
Berge og Traaen (1985), Bratli og Bækken (1995) så på forurensning fra skogsdrift og fant ut at det var lite forurensning fra skogsdrift, og at effekten var kortvarig (1-2 år).

4.5 Husdyr i landbruket i nedbørfeltet til Rore

Tabell 4.2 viser dagens husdyrhold i nedbørfeltet til Rore per januar 2014, innhentet fra landbrukskontorene i de 4 kommunene i nedbørfeltet. Det er generelt lite husdyr i nedbørfeltet til Rore. Kun to gårder, ved Gurebo (GbNr 141/1) og syd på Skiftenes (144/8) ligger i Rores lokale nedbørfelt, se **Figur 4.8**. Halvparten av 144/8 drenerer til Skiftenestjønna og Syndle, og den andre halvdelen til Gurebokilen. Halvparten av Gurebo dreneres også til Gurebokilen, og en må anta at en del mikroorganismer dør/sedimenterer på veg gjennom denne. I alle fall fant vi nokså lite bakterier i Gurebostrømmen ut fra kilen, se **Tabell 5.15**. Alle de andre gårdene med husdyr ligger lenger opp i nedbørfeltet og har liten betydning for drikkevannsforsyningen fra Rore.

Tabell 4.2. Husdyr i nedbørfeltet til Rore fordelt på de fire kommunene i nedbørfeltet. Kun to av gårdsbrukene (GbNr 141/1 og 144/8) ligger i Rores lokale nedbørfelt. Oppgave fra landbrukskontoret i kommunene per januar 2014.

Eiendom med husdyr	Storfe	Ungdyr	Sau (VFS)
Birkenes kommun	0	0	0
Froland kommune			
Håland			50(30)
Arendal kommune			
Vigeland		20	
Grimstad kommune			
Terje G. Kjær GbNr 118/1	7		
Jon Lunden GbNr 131/1	6		
Salve Hørte GbNr 134/1	22		
Sigurd Assev GbNr 136/2			8
Lars Ola Helleland GbNr 137/1	8		
Nils Johan Igland GbNr 137/2	17		30
Ole Gustav Gurebo GbNr 141/1	16		
Nils Christian Henningsen GbNr 144/8			30
Sum husdyr i hele feltet	76	20	68
Sum husdyr i Rore lokalfelt	16		30(10)



Figur 4.8. De to gårdene med husdyr i Rores lokale nedbørfelt. Bare ca. halvparten av 144/8 drenerer direkte til Rore, resten går til Syndle. Kartgrunnlag: www.skogoglandskap.no.

Det er rett og slett ikke nok egnet jordmonn, eller terreng i nedbørfeltet til at jordbruket skal kunne bli noe stort problem mht. eutrofiering. Den eneste faren fra jordbrukets side er om gårdene på Rosholdt og ved Roresanden begynner med storstilt, industripregede husdyrhold. Dette er også lite sannsynlig av to grunner, nemlig at de må da leie inn spredningsareale

(krav om 4 da spredningsareal per husdyrenhet) for å få noe omfang på dette dyreholdet. Den andre grunnen som taler i mot en sånn utvikling er at arealene ligger nær til tett bebodde områder, og spredning av blautgjødning i slike områder er ofte konfliktsskapende pga. lukt.

4.6 Hestehold i nedbørfeltet til Rore

I Drikkevannsforsyningen ABC, utarbeidet av Folkehelse instituttet i 2009 (www.fhi.no), kapittel C, side 33, nevnes rideskoler og kennel som aktiviteter man ikke bør ha i nedbørfeltet til en drikkevannskilde. I tillegg til å skape egen hygienisk forurensning, trekker disse aktivitetene også mye folk inn i feltet, noe som fører til økt sanitæravløp.

Hester går ute store deler av året. Er det mange av dem, så blir havnehager svært opptråkkede, og jorda der blir veldig innsauset av møkk. Smelteperioder og regnværsperioder tar dette med seg til nærmeste bekk. I bekker som drenerer hestebeiter/havnehager på gårdene i Maridalen i Oslo har vi observert store konsentrasjoner av tarmbakterier i slike perioder, mer enn 20000 *E.coli* per 100 ml (Berge et al 2011). Det er vist at hesteavføring potensielt kan inneholde patogener som også kan smitte mennesker, bl.a. *Campylobacter spp.*, *Giardia intestinalis*, og *Cryptosporidium parvum*, cf. Gismervik og medarbeidere (2009), der det henvises til utenlandske undersøkelser som viser at 4,5 % - 28 % av besetningene kan inneholde slik smitte.

En og annen hest her og der, er ikke så forurensningsskapende, men når det kommer mange sammen, kan de utgjøre en betydelig forurensningskilde.

Hestehold, og særlig om det går an med trening av travhester på den kommunale vegen (gamle jernbanelinjen) langs sør-østsiden av Rore, er et av de omstridte temaene i Grimstad i tilknytning Rore som drikkevannskilde. Flere kommuneleger i Grimstad har opp gjennom årene påpekt at dette kan medføre en helserisiko for smitte gjennom drikkevanet. I henhold til Grimstad og omegn travselskap, er det ca. 10 hester daglig som trener på denne jernbanelinjen, og en treningstur tar typisk 1-2 timer. Det er ikke noe som tyder på at aktiviteten vil øke fremover, kfr. referat fra møte om hestetrase 25.04.2013 (Løsnestøkken 2013).

Landbrukskontorene i de fire kommunene i nedbørfeltet, har ingen oppgave over hestehold i Rores nedbørfelt. Det er ikke noe registrert hestehold knyttet til den forretningsmessige landbruksdriften. Hesteholdet er av privat, og knyttet til hobby eller fritidsaktiviteter. Det er ikke noe hestehold innenfor Rores lokale nedbørfelt i dag. Hvor mange det er i resten av nedbørfeltet vites altså ikke, men det er ikke mange, og av liten betydning for vannforsyningen fra Rore. I kapitlet om hygienisk forurensning, er det gjort noen beregninger om hva hest kan bety for vannforsyningen fra Rore.

4.7 Industribedrifter i Rores lokale nedbørfelt

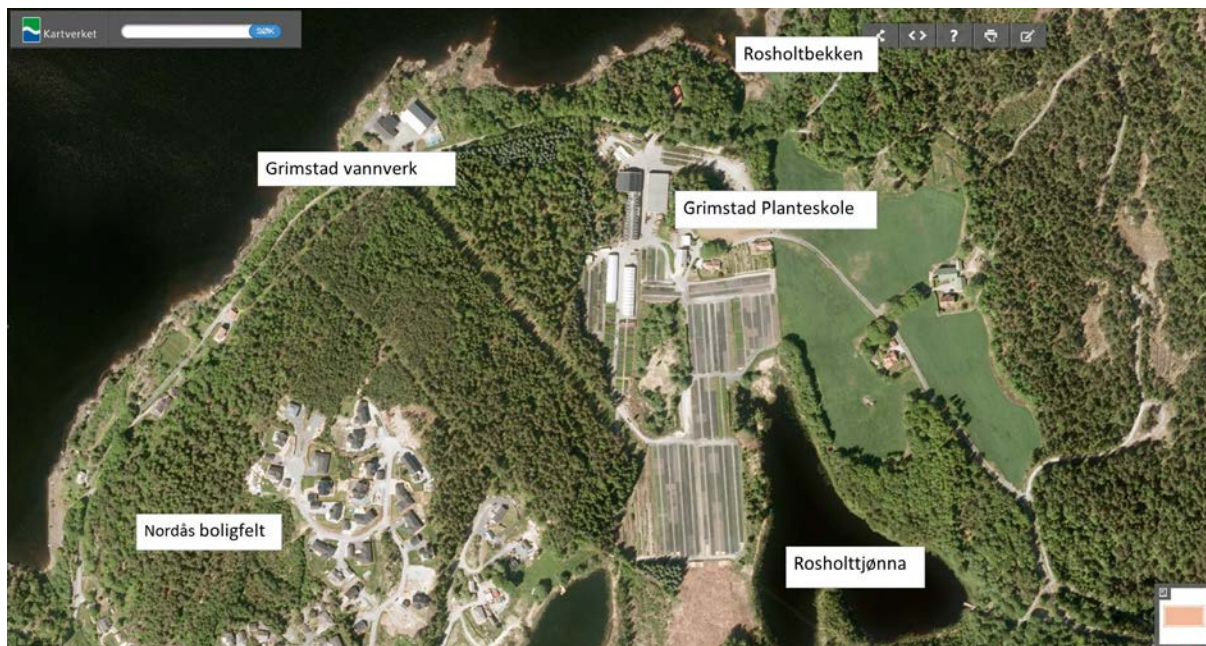
Hvis man ser bort fra gårdsbruk, er det bare 4 små bedrifter i Rores lokale nedbørfelt. Det dreier seg om et sagbruk, en planteskole, et plastbåtstøperi, og en mekanisk bedrift. Ingen av disse har prosessvann, og utslippene til vann er små. Bedriftene er tidligere gjennomgått av Skjelanger og Vassdal i 2001, og ikke så mye er forskjellig fra den gang. Vi har supplert med opplysninger fra Grimstad kommune, Brønnøysundregistrene og Proff.no mht. produkter og antall ansatte, etc., men har ikke foretatt egne befaringer til bedriftene.

Igland as

Den største industribedriften er Igland as på Roresanden, se **Figur 4.9**. Dette er en mekanisk produksjonsbedrift som hovedsakelig lager redskap og maskiner for skogbruket, som traktorvinsjer, tømmer tilhengere, vedmaskiner, etc., men også snøfresere, traktorkjettinger, mm. Bedriften bruker ikke vann i produksjonen og har ikke noe prosessrelaterte avløp. Det er 19-20 ansatte. Sanitæranleggene er koplet til kommunalt renseanlegg. Bedriften har jevnlig ettersyn etter internkontrollforskriften og er ikke regnet som en vannforurensende bedrift. Skjelanger og Vassdal (2001) besøkte bedriften og fant ikke noe som kunne tyde på at bedriften påvirket vannmiljøet i Rore, til tross for at den ligger nokså nærme.



Figur 4.9 Igland AS lokalisering ved Roresanden syd i Rore. Foto: Statens kartverk.



Figur 4.10 Grimstad planteskole ligger ikke langt fra Grimstad vannverks behandlingsanlegg. Det samme kan sies om boligfeltet på Nordås. Foto: Statens Kartverk.

Grimstad planteskole as

Grimstad planteskole as ligger på Rosholt, se **Figur 4.10**. Bedriften driver med kjøp og salg, dyrking, oppformering av planter, hageplanter, prydbusker, stauder, bærbusker, jordbær, rotvekster, meloner. De selger over hele landet, også en del eksport av levende planter. Bedriften har 25 ansatte i sommerhalvåret, noe færre om vinteren. De bruker en del kunstgjødsel og plantevernmidler, i omfang omtrent som ellers i jordbruket. De har oppsamling av vanningsvann med gjenbruk, noe som har redusert gjødslingsbehovet, samt avrenningen. De har eget lokalt basert sanitæranlegg. Bedriftens arealer drenerer både mot Rosholtjønna og dels mot Rosholtbekken. Prøvetakingen vår indikerte en del næringssalter og en god del tarmbakterier, men konsentrasjonsnivået vitnet ikke om at det var direkteutslipp av urensset sanitærutslipp til Rosholt bekken, se **Tabell 5.10**. Rosholtjønna er blitt eutrof, høyst trolig som følge av avrenning fra planteskolen, men også fra jordbruket på andre siden. En del av forurensningen fra virksomheten holdes tilbake i dette tjernet, og forhindres i å komme ut i Rore. Det ble funnet lave konsentrasjoner av plantevernmidler i Rosholtbekken i juli (**Tabell 5.11**), imidlertid i så små mengder at det ikke kan ha noen betydning for vanninntaket til noen av vannverkene.

Taule båtbyggeri

Bedriften ligger ved Taule, se **Figur 4.11** og støper (støpte) plastbåter. Produksjonen bruker polyester og fiberduk og har ingen prosessutslipp til vann. Alle rester blir harde og kjøres bort som fast avfall. Det vaskes noe med aceton, som fordamper. Prøvetakingen i Terkelsbekken gav ikke indikasjon på noe industrirelatert forurensning. Kun tarmbakterier og næringssalter, noe som trolig stammer fra sanitæranleggene til bebyggelsen i området og ikke bare fra bedriften. Sanitæranleggene er enkle og består hovedsakelig av septiktank og spredegrøft. Det er nærmest ingen båtbyggervirksomhet for tiden. Bedriften driver nå mest med utleie av eiendom, samt noe konsulentvirksomhet, i henhold til proff.no.



Figur 4.11 Taule båtbyggeri drenerer til Taulekilen via Terkelsbekken. Foto: Statens kartverk.

Skiftenes sag ans

Skiftenes sag ligger ved Syndleelva ved dennes utløp i Rore, se **Figur 4.12**. Det er et sagbruk som produserer bygningsmaterialer fra tømmer, ofte spesielle dimensjoner på bestilling. De skjærer omtrent 1000 m³ tømmer i året (Skjelanger og Vassdal 2001). De har tømmerlagring i vannet, samt noe på land som vannes i de tørre sommermånedene. Fra denne lagringen kommer det en del sterkt brun/svart-farget organisk materiale av barkstoffer, garvesyrer, fulviner, tanniner, og humusliknende stoffer. De er generelt tungt nedbrytbare, og lite giftige for vannlevende organismer (Berge og Källqvist 1990). Ved prøvetakingen av Syndleelva, ble det funnet betydelig mer tarmbakterier enn det som er forventet å komme ut fra en oligotrof innsjø som Syndle, og dette stammer trolig fra sanitæranleggene til bedriften, samt bebyggelsen i området. Man er ikke tilknyttet kommunalt avløpsnett, og sanitæranleggene er enkle, hovedsakelig septic-tank og spredegrøft. Bedriften sysselsetter 2 årsverk.

Ellers er det enkelte småbedrifter også oppover i nedbørfeltet, men disse regnes ikke å ha noen betydning for vannkvaliteten i Rore.

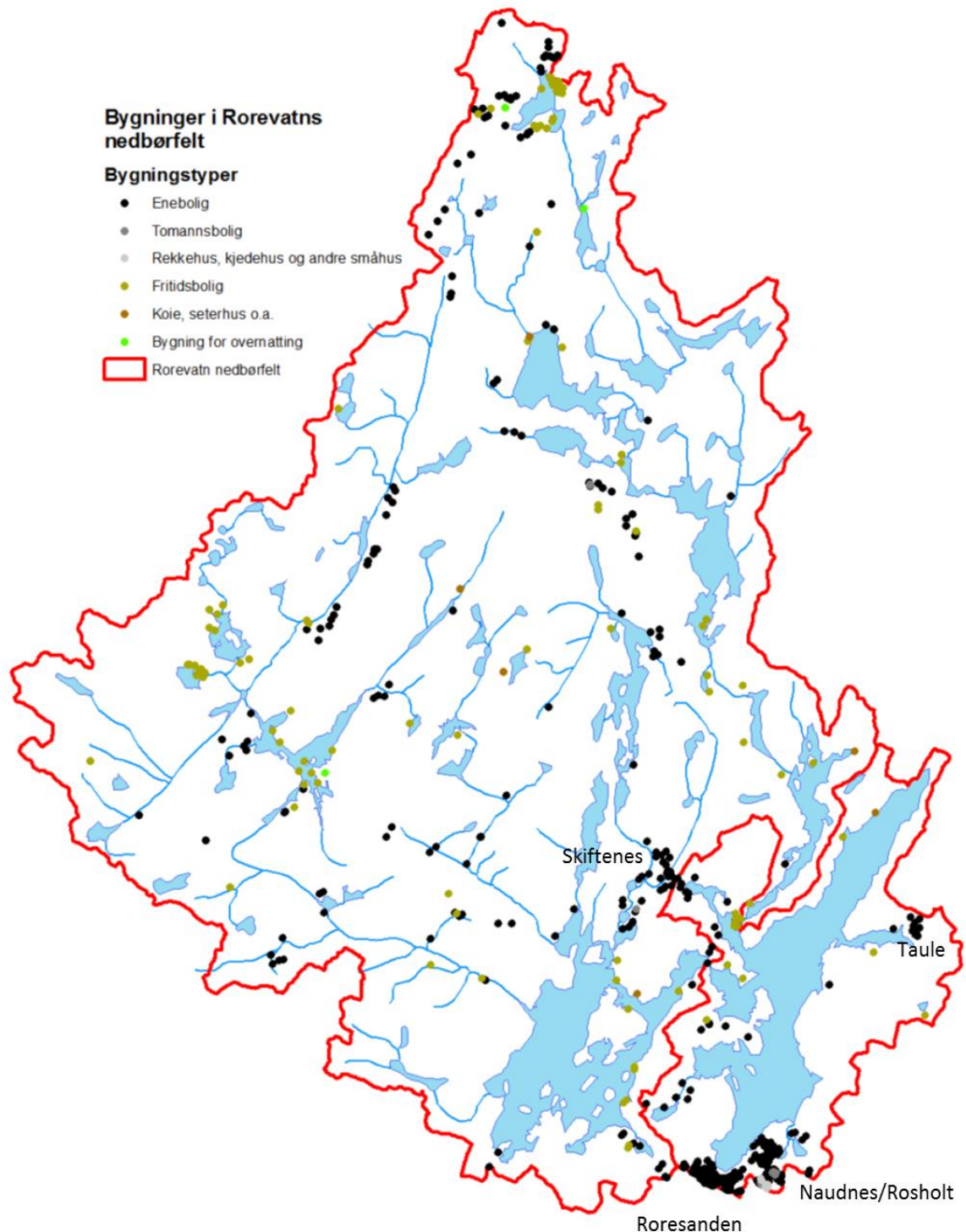
Oppsummeringsvis kan det sies at det mht. bedrifter er først og fremst Grimstad Planteskole AS som påvirker Rorevannet. Man bør vurdere å knytte sanitæravløpene herfra til det kommunale ledningsnett.



Figur 4.12. Skiftenes sag ved Syndleelva. Her er også et par bolighus, samt sanitæranlegg ved bedriften. Foto: Statens kartverk.

4.8 Befolkning og bebyggelse i nedbørfeltet til Rore

Det er lite bebyggelse i nedbørfeltet til Rorevannet er vist i **Figur 4.13**. Kun Roresanden og Naudnes/Rosholt området er det man kan kalle tettbebyggelse. Det meste av Skiftenesområdet drenerer til Syndle. Hus og hustyper i ulike deler av nedbørfeltet er vist i **Tabell 4.3**.



Figur 4.13 Bebyggelsen i nedbørfeltet til Rorevannet

Tallene i **Tabell 4.3** er fremkommet ved å sammenholde Regine-feltene (Register over nedbørfelter, NVE) med kartene fra Kartverkets GAB-register (Grunneiendom, Adresser og Bygninger). Registeret forvaltes av Kartverket og oppdateres jevnlig vha. kommunenes oppmålingsmyndighet.

Tabell 4.3 Hus og hustyper i ulike deler (Regine-felter) av nedbørfeltet. Gult viser Rores lokale nedbørfelt (GAB-registeret til Kartverket)

Reginefelt	Boliggarasje og uthus	Bygning for overnatting	Bygninger for religiøse aktiviteter	Enebolig	Fiskeri- og landbruksbygning	Fritidsbolig	Idrettsbygning	Industribygning	Køle seterhus o.a.	Kulturhus	Lagerbygning	Rekkehus kjedehus og andre småhus	Telekommunikasjonsbygning	Tomannsbolig	Grand Total
019.AB11	2					1			1						4
019.AB12	26			10	4	9		1		1	2				53
019.AB1A	6			2	4	7			1						20
019.AB1B	24	2	1	27	26	26		4			6				116
019.AB1C	40			27	24	8	1		1	2	3		1	2	109
019.AB2	248		1	205	15	3	4	12			2	7		12	509
019.AC	90			63	23	13		2	2	2				1	196
019.AD	83	1	1	51	49	36			1	3			5		230
Sum hele nedbørfeltet	519	3	3	385	145	103	5	19	6	8	13	7	6	15	1237
Sum Lokal felt Rore	276	0	1	215	19	13	4	13	1	1	4	7	0	12	566

Folketallene føres for kommuner og skolekretser (valglokale-kretser), og ikke etter Regine-felter, slik at helt nøyaktig folketall for nedbørfeltet er ikke mulig å finne ut uten inventering i feltet. Men vi kan få et noenlunde mål ved å anta at det bor 3,17 personer i hver bolig slik det angis i SFT-veileder 95:02 (Forurensningshåndboka), noe som også er benyttet ved gjennomgangen i 2001 (Skjelanger og Vassdal 2001). Vi antar da at det bor 6,34 personer i hver to-mannsbolig og 12,7 personer i hvert rekkehus. Totalt bor det da 1405 personer i hele nedbørfeltet, hvorav 847 (60 %) bor i Rores lokale nedbørfelt. Skjelanger og Vassdal 2001 kom fram til at det bodde 1436 personer i nedbørfeltet, men de hadde ikke samme muligheten til å sammenholde (overlappe) Regine-felter (nedbørfelt) med tellekretser, slik at det er ikke mulig å sammenlikne disse tallene direkte. Etter Skjelanger og Vassdals sammenstillinger er det oppført 25 nye boliger på byggefeltet Nordås Nord. Ellers er det bare bygget enkelte spredte nye boliger i nedbørfeltet.



Figur 4.15 Roresanden pumpestasjon til venstre (foto: Dag Berge) og Naudnes pumpestasjon til høyre (foto: Jon Røstum).

Hver av disse pumpestasjonene er utstyrt med et nødoverløp som går til en oppsamlingstank på 50 m³ ved Roresanden pumpestasjon, og 45 m³ ved Naudnes pumpestasjon. Ved begge stasjoner er det 2 uavhengige alarmer som gir alarm til den som har vakt + til brannvakta ved høyt nivå i pumpesump, og når man begynner å ta i bruk reservevolumet. På begge stasjoner er det fast montert nødstrømsaggregater som starter opp automatisk ved bortfall av nettspenning. I tillegg har kommunen rammeavtale med tankbilfirma med avtalefestet responstid på 1 time. Tankbilene har en tank på 12 m³ + tank på henger.

Hvis pumpen på Naudnes stopper, så vil kloakken gå i nødoverløp til oppsamlingstanken på 45 m³, som vil bli full på ca. 32 timer, eller litt mer enn et døgn. Ved Roresanden vil det i dag ta ca. 12 timer før reservetanken er full, hvis pumpen stopper. Grimstad kommune er utstyrt med byttepumper som er raske å skifte, samt at det er nødstrømsaggregat som startes automatisk ved strømbrytning. Dvs. at normalt vil det være tid nok til å få skiftet pumpe med god margin, ev. fikse strømmen, før nødoverløpstanken er full. Men man bør vurdere å installere en større reservetank ved Roresanden pumpestasjon, da 12 timer må kunne sies å være nokså snaut med reparasjonstid.

Mer farlig er det hvis de skjer et massivt ledningsbrudd på første del av pumpeledningen som går langs Nordåsbekken. Råkloakk vil da raskt kunne tilføres direkte ut i Rorevannet. Hvis det skjer lekkasjer på pumpeledningen ut fra Roresanden, er det ingen definert bekk som vil transportere råkloakken direkte til Rore, dessuten er det en stor sandavsetning her som vil infiltrere mye av kloakkvannet. Man er altså noe bedre sikret her. På telen bakke om vinteren, samt i regnfulle perioder, vil imidlertid et brudd på pumpeledningen også her føre til at råkloakk vil kunne renne til Rore, særlig tatt i betraktning at det her er mye større volum enn ved Naudnes (100 m³ per døgn mot 37 m³ per døgn).

4.9.2 Tilstandsvurdering av kloakkledningene

Avløpsvann kan lekke ut i Rorevann på følgende måter fra de kommunale avløpsanleggene i området:

1. Lekkasje på selvfallsledningene som leder avløpsvann inn til avløpspumpestasjonene (rørinspisert av Grimstad kommune høsten 2013). Samlet 5.6 km selvfallsledninger.
2. Lekkasje i avløpskummene som hører til selvfallsledningene (ikke inspisert og vurdert ved rørinspeksjon)
3. Lekkasje på trykkledninger/pumpeledning som leder ut av nedbørfeltet (ikke inspisert ved rørinspeksjon pga. vanskelig adkomst til ledningene)
4. Svikt i pumpestasjon (lekkasje fra pumpeump, langvarig stopp/svikt av avløpspumpene uten at dette oppdages via alarmsystem)

Grimstad kommune har gjennomført rørinspeksjon med videokamera for alle selvfallsledningene i området. Resultatene fra dette arbeidet er gjennomgått i det følgende kapittel. I tillegg er det vurdert forhold knyttet til avløpskummene og pumpeledningene.

Som en del av arbeidet med prosjektet har SINTEF foretatt en gjennomgang av de tilsendte rørinspeksjonsrapporter.

De typiske feiltypene som er observert er:

- Deformasjon (DF).
- Forskjøvet skjøt (FS).
- Innlekking (IS).
- Tilkoblinger (TK) og innhugget rør (IR)
- Sedimenter (SM)

Figur 4.16 viser eksempler på observasjoner gjort under rørinspeksjon av avløpsnett ved Roresanden og Naudnes. Gjennomgående var det en del deformasjon av ledningene langs hele rørlengden (grad 1 og 2).

Noen av bildene viser vann som lekker inn i avløpsledningen. Dette er typisk vann fra nærliggende vannledninger som lekker eller overvann/grunnvann som lekker inn via grøften. Via de samme utetthetene kan også avløpsvann lekke ut. Foruten lekkasjefaren kan det også være fare for tilstopping av ledningen. Ved tilstopping vil avløpsvannet da renne ut via kum/-kumlokk eventuelt via kjellere. Det er eksempler observasjon med opptil 30 % innstukket rør. Strømningstverrsnittet vil da være kraftig redusert og faren for gjentetting vil være høy.



a) Innsig av vann via plugget tilkobling



b) Innlekking av vann via forskjøvet skjõt. Mulighet for utlekking via de samme skjøter.



c) Synlig pakning observert ved rørinspeksjon



d) Eksempel deformasjon av rør, punktdeformasjon. Mest sannsynlig en stein som ligger mot røret på utsiden

Figur 4.16 Noen bilder fra innsiden av rørene tatt under rørinspeksjonen

Ledningsnett i området er laget av PVC og er lagt på 1970 tallet når boligområdet ble utbygget. PCV ledninger lagt i denne perioden (1. generasjon PVC) hadde ofte problemer med dårlige pakninger i skjøtene. Det er eksempler på PVC ledninger fra denne perioden hvor pakningene er smuldret opp og det oppstår fare for utlekking via skjøtene. Noe lignende hendte i Dingtuna/Västerås i Sverige i 2007 hvor utette skjøter på en vannledning av PVC ledning fra 1973, medførte at avløpsvann fra en nærliggende avløpsledning kom inn i vannledningen i en periode hvor vannledningsnett (PVC) var trykkløst. Dette medførte at 400 av totalt 1000 innbyggere ble syke. I Dingtuna/Västerås ble PVC ledningen renoveret ved at det ble trukket inn en helsveist PE ledning.

Figur 4.16 d) viser en ledning med utvendig punktdeformasjon. Mest sannsynlig ligger det en stein og trykker på røret utvendig akkurat her. Det er grunn til å tro at deformasjonen har vært tilstede siden ledningen ble anlagt og deformasjonen skyldes dårlig kontroll med anleggsutførelsen/dårlige masser.

Det er ikke gjennomført rørinspeksjon av pumpeledningene som leder avløpsvannet ut av nedbørfeltet. Det er praktiske grunner til at dette ikke er gjennomført. Man har ikke enkel adkomst via kummer på pumpeledninger slik som man har for selvføllsledningene hvor det typisk er kummer hver 50-100 meter. Siden pumpeledningene er anlagt i samme tidsperiode,

med samme entreprenør og dermed anleggsutførelse, er det grunn til å anta også pumpeledningene har noen av de samme feiltypene som er observert på selvfallsledningene. Dersom det er utvendig deformasjon av trykkledninger slik vist på Figur 7, vil dette være mer kritisk for pumpeledningene enn for selvfallsledningene siden PVC tåler dårlig belastning i flere retninger samtidig. For pumpeledningen vil en da både ha belastning fra deformasjonen i tillegg til innvendig vanntrykk. Dette øker sannsynligheten for fremtidig ledningsbrudd.

I etterkant av rørinspeksjonene har Grimstad kommune punktrepasert noen av feilene som ble observert.

4.9.3 Tilstand på avløpskummene i nedbørområdet

Tilstandsundersøkelser av kummer gjøres bare i liten grad systematisk i Norge, på tross av at kummene utgjør en svært viktig del av VA- infrastrukturen. Rørinspeksjon av avløpsledningsnett utføres typisk fra kum til kum, dvs. at selve kummen inkluderes ikke i rørinspeksjonen. Dette er vanlig fremgangsmåte og ble også gjennomført slik i forbindelse med rørinspeksjonen av avløpsledningene ved Roresanden og Naudnes. I de tilgjengelige rørinspeksjonsrapportene er det bare ledningene fra kum til kum som er inspisert og som er dokumentert ved hjelp av rørinspeksjonsrapportene.

Vanlige feiltyper i avløpskummer kan være innlekking, utlekking, forskjøvede skjøter, blottlagt armering/korrosjon, defekt/ingen kumbunn og dårlige strømningsforhold.

Det er viktig at Grimstad kommune også har fokus på tilstanden til kummene mellom ledningene og ikke bare selve ledningene. VA-verket bør derfor ta en gjennomgang av avløpskummene for å dokumentere tilstanden også på kummene. Tilstanden må vurderes ut i fra faren for utlekking via kummen.

4.9.4 Samlet vurdering av avløpsledningsnett ved Roresanden og Naudnes

Generelt sett kan man si at rørinspeksjonene for avløpsledningene for Roresanden og Naudnes viser et avløpsledningsnett som er i relativt god tilstand. Hadde disse ledningene ikke vært lokalisert innenfor nedbørfeltet til drikkevannskilden, hadde ledningene blitt friskmeldt og en hadde mest sannsynlig ikke prioritert å gjøre noe med disse ledningene. Siden ledningen ligger i nedbørfeltet og konsekvensene av en eventuell lekkasje, kollaps eller tilstopping på ledningsnett vil medføre at avløpsvann kan nå drikkevannskilden med påfølgende fare for at forurenset råvann når inntaket til vannbehandlingsanlegget, er det viktig at tilstanden på ledningsnett er så god som mulig. Et eventuelt utslipp av forurenset avløpsvann kan i ugunstige situasjoner nå råvannsinntaket både til Grimstad og Arendal. Grimstad kommune må følgelig ha strengere kriterier og krav til avløpsledningene som ligger i nedbørfeltet til Rorevannet enn til de andre avløpsledningene i kommunen. For disse ledningene vil det være ekstra viktig å ha en risikobasert tiltaksplanlegging hvor både tilstand og konsekvens vektlegges. Det er særlig viktig at kommunen kan dokumentere god kontroll på

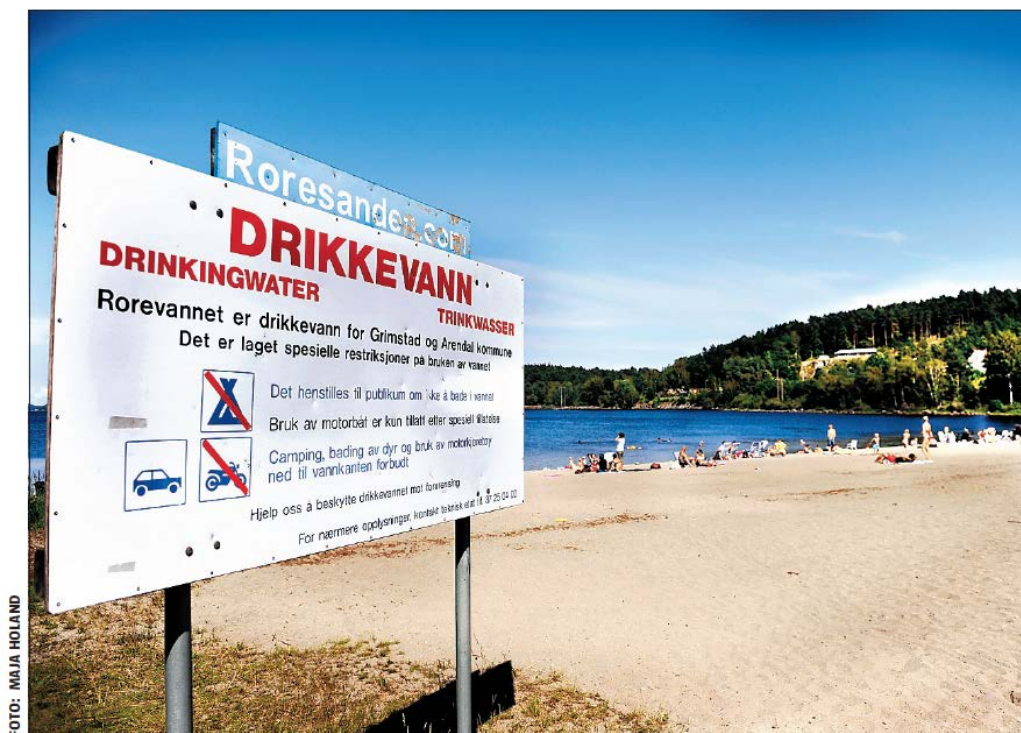
egne avløpsanlegg siden kommunen ønsker å stille strenge krav til andre aktører innenfor nedbørfeltet.

- Basert på rørinspeksjonene har en dannet seg et bilde over dagens tilstand på avløpsledningene i nedbørfeltet. Mange av observasjonene (f.eks. feil på tilkoblinger, innhugget rør og utvendig deformasjoner) kan tyde på at disse feiltypene i stor grad har vært tilstede siden ledningsnettets var nytt. Tilstanden på ledningsnettets vil også bli dårligere med tiden dersom en ikke gjennomfører tiltak for å bedre på den tekniske tilstanden. Det vil derfor være viktig for Grimstad kommune å etablere rutiner for dokumentere tilstanden på avløpsnettets jevnlig i fremtiden. Gjennomføring av rørinspeksjon hvert 5-10 år bør vurderes. Rutinene må være utformet slik at det ikke er personavhengig og avhengig av hvem som til en hver tid arbeider i kommunen. Dette kan sikres ved å legge det inn som en planlagt periodisk aktivitet i ledningsregisteret/drifts og vedlikeholdssystemet i kommunen.
- I tillegg kan det oppstå svikt i mellomtiden eventuelt at feilene ikke fanges opp ved de periodiske kontrollene. Det vil da være viktig med god kontroll og overvåkning av vannkvaliteten i tilløpsbekkene. Særlig gjelder dette bekken ved Naudnes hvor det er kort avstand til inntaket.
- Grimstad kommune må skaffe seg rede på tilstanden på pumpeledningene. Tilstanden på pumpeledningene er usikker da en ikke har fått rørinspisert ledningen. I pumpeledningene har en jevnt over større vannføring og høyere trykk enn i selvfallsledningene, så risikoen ved utlekking vil her være stor og det vil følgelig være svært viktig å ha god kontroll på den tekniske tilstanden. Som et alternativ til rørinspeksjon bør Grimstad kommune vurdere trykkprøving av hele pumpeledningen. Eventuelt supplert ved rørinspeksjon fra hver ende av ledningen (fra pumpestasjon og fra utløpskum på pumpeledningen). Det må etableres systemer for periodisk kontroll (hvert 5-10 år?) av pumpeledningen for å dokumentere og sikre god tilstand også i fremtiden.
- Grimstad kommune må skaffe seg rede på og dokumentere tilstanden på avløpskummene i nedbørfeltet. Ved rørinspeksjon får en i utgangspunktet bare oversikt over tilstanden på ledningsstrekket mellom kummene.
- Det vil være viktig å være proaktiv for å sikre god tilstand på avløpsledningene (selvfallsledninger og pumpeledninger) i nedbørfeltet. Man kan i tillegg etablere overvåkningsrutiner av nærmeste bekk/vassdrag hvor eventuell forurensing vil kunne lekke ut. Et slikt måleprogram vil kunne være god dokumentasjon på at tilstanden på ledningsnettets i området er god, og vil også kunne virke som et "early warning system" for å fange opp hendelser, men det viktigste tiltaket vil være å etablere sikkerhetsbarrierene så tidlig i hendelsesforløpet som mulig, dvs. etablere et tett avløpsnett som ikke lekker.
- Grimstad kommune har i løpet av høsten 2013 punktrepert de mest alvorlige enkeltfeilene som ble observert i forbindelse med rørinspeksjon. Det er viktig å være klar over at rørinspeksjon er en visuell inspeksjonsmåte og en foretar ingen kontroll av tettheten av systemet. For å sikre et tett ledningsnett bør renovering av deler av ledningsnettets vurderes og/eller trykkprøving av ledningsnettets. I forbindelse med opprydningen etter Giardia-hendelsen i Bergen i 2004 ble alle avløpsledninger som lå i nærheten av nedbørfeltet fornyet (tettet) ved bruk av strømperenovering (NO-DIG). Dette kan også være aktuelt ved Nordnes/Roresanden.

Som et ledd i dette sikringsarbeidet etablerte Grimstad kommune høsten 2013 trykksensorer på pumpeledningene ut fra Naudnes og Roresanden kloakkpumpestasjoner, med tanke på å trykkteste kloakkledningene med jevne mellomrom for å avdekke lekkasjer på pumpeledningene.

4.10 Bading på Roresanden

Roresanden ligger i sydenden av Rore og er en fin og populær badeplass. Her kan være flere hundre besøkende i løpet av en fin dag sommerstid, særlig i perioder hvor det er mye maneter i sjøen, kan det komme mange badegjester. Det bades ellers både her og der rundt om i vannet, men det er bare i liten målestokk. Det står en stor plakat på stranden (**Figur 4.17**) hvor det tydelig står skrevet at det henstilles om at man ikke bader i byens drikkevann, men særlig dempende effekt har denne ikke på badingen (Skjelanger og Vassdal 2001). Det er bare ca. 1,2 km fra stranden og bort til inntaket til Grimstad vannverks inntak, og flere kommuneleger (som har ansvar for drikkevann etter kommunehelseloven) har uttrykt bekymring for at badingen kan medføre fare for smittespredning til drikkevannet. Inntaket ligger på 38 m dyp, og siden bading foregår stort sett i juni, juli og august, så er innsjøen stabilt temperatursjiktet i denne perioden, noe som vil si at inntaket er avstengt fra direkte tilførsler fra de badende. Men mange av parasittene som kan skilles ut med badegjester kan leve i flere måneder. I kapitlet om strøm og spredningssimuleringer, blir det behandlet noen tenkte «i verste fall» scenarier, se kapittel 6.5.2.

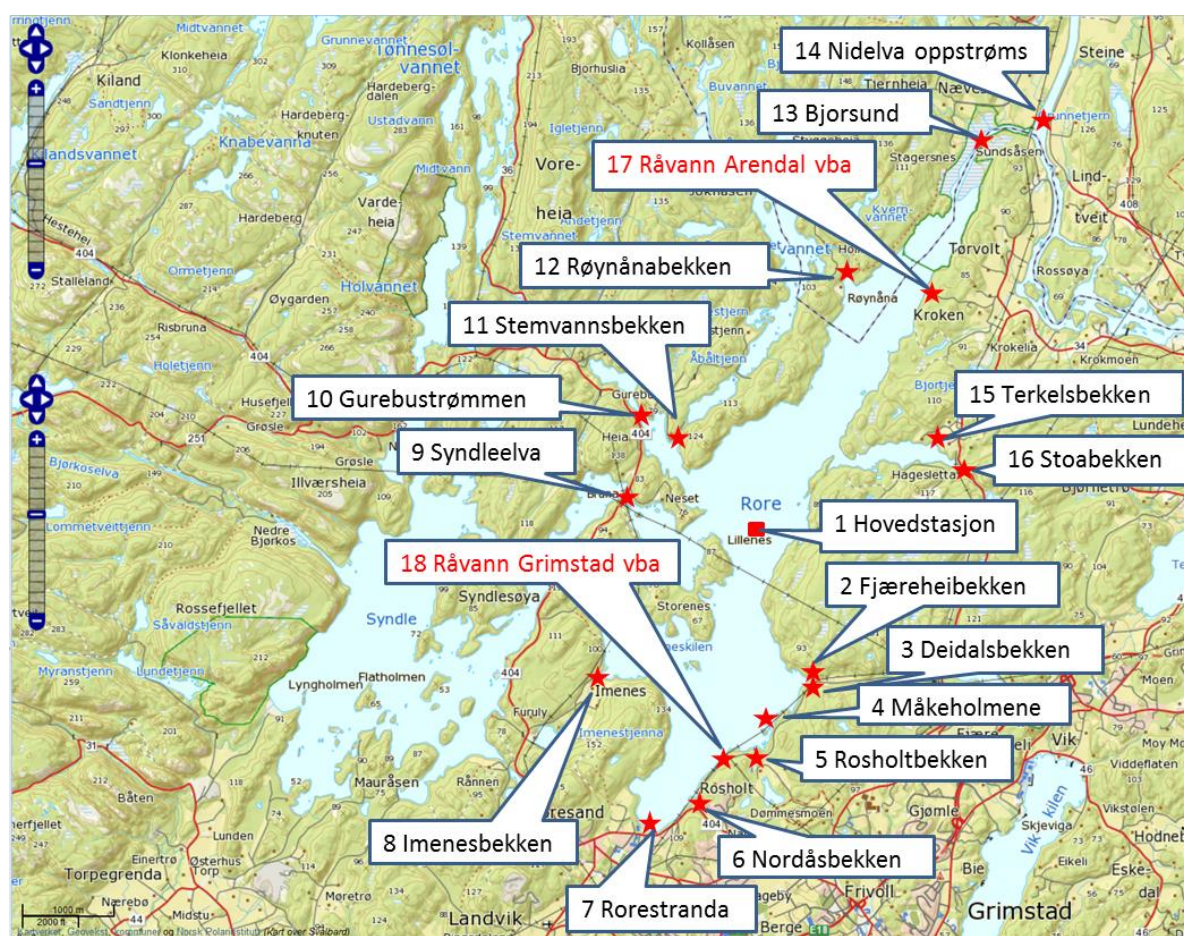


Figur 4.17 Fra badeplassen på Roresanden helt syd i Rore (bilde fra Agderposten 09.08. 2011). Det henstilles om ikke å bade i vannet, men det har ikke noe særlig dempende effekt på badeaktiviteten. I de fleste drikkevannskilder av Rores størrelse er det forbudt å bade. Foto: Maja Holand.

5 Undersøkelse av vannkvaliteten i Rore med tilløpsbekker i 2013

5.1 Undersøkelsesprogrammet

Som et ledd i forurensningsanalysen er det gjennomført et måleprogram i selve Rore, og i tilløpsbekkene og tilløpselvene til Rore i sommerhalvåret 2013. Prøvetakingen startet i slutten av mai og gikk til ut oktober, dvs. et halvt år. Det ble tatt en prøve per måned fra hver stasjon. Stasjonene som har inngått i undersøkelsen er gitt i **Figur 5.1**.



Figur 5.1. Prøvetaksstasjoner hvor det er gjennomført månedlig prøvetaking fra mai-oktober 2013. Kartgrunnlag: Statens kartverk.

Alle stasjoner er analysert for generell vannkvalitet, næringssalter og bakterier. Selve Rore er i tillegg også analysert for algemengde og algesamfunnets arts- og gruppesammensetning, for å fastlegge den økologiske tilstanden etter den nye vannforskriftens regler. I Rosholt bekken er det i tillegg analysert for et utvalg av plantevernmidler, siden dette er ansett som den mest landbrukspåvirkede tilløpsbekken, med bl. a. avrenning fra Grimstad planteskole. Det er tatt prøver fra vannverkenes inntak (råvann) ved de samme datoer. Prøvene er tatt av Grimstad kommune under ledelse av Torvild Gundersen, etter forutgående instruksjon gitt av NIVA under første prøvetakingstokt i mai. Kjemi og bakterieprøvene er analysert av Eurofins i Kristiansand. Planteplankton prøvene er analysert på NIVA, mens plantevernmiddeprøvene er analysert av Pesticidlaboratoriet ved Bioforsk på Ås.

5.2 Undersøkelse av eutrofieringssituasjonen i Rore

Man har vært bekymret over eutrofitilstanden i innsjøen, særlig etter at karpefisken Sørv har etablert seg i innsjøen. Denne fisken har tendens til å beite ned dyreplanktonet, slik at dyreplanktonets beitetrykk på planteplanktonet (algene) avtar. Resultatet er mer alger, noe som ofte er uønsket i drikkevannssammenheng, og for mange andre bruksinteresser også.

Det er derfor gjennomført en undersøkelse av Rore i sommerhalvåret 2013 etter anbefalt opplegg for tiltaksrettet overvåking av eutrofisituasjoner gitt i vannforskriftens overvåkingsveileder (www.vannportalen.no). I tillegg til eutrofirelaterte parametere er det analysert for standard drikkevannsrelaterte bakterier.

Rorevassdraget er også påvirket av forsurening, og det skjer kalking flere steder i nedbørfeltet. Resultatet denne kalkingen, samt av en generell nedgang av surt regn og atmosfærisk nedfall, er at selve Rore nå er såpass lite forsuret at det ikke medfører noen økologiske eller bruksmessige problemer.

5.2.1 Rore's typifiseringsdata og grenseverdier for nøkkelparametere i hht. Vannforskriften

I vannforskriften er forurensning definert som avvik fra forventet naturtilstand. Naturtilstanden (konsentrasjoner av stoffer og organismer) er ikke den samme i alle vanntyper. Det er derfor utarbeidet en liste over 25 innsjøtyper i Norge, med tilhørende verdier som beskriver forventet naturtilstand, eller typespesifikk referansetilstand, som det kalles. Når man skal klassifisere tilstanden i innsjøer etter vannforskriftens klassifiseringsveileder må man først finne ut hvilken innsjøtype Rore hører til. Rores typifiseringsdata er gitt i **Tabell 5.1**.

Tabell 5.1. Rore's typifiseringsdata

Parameter	Benevning	Verdi
Høyde over havet	m	39
Kalsium	mg Ca/l	1,3
Farge	mg Pt/l	27
Turbiditet	FNU	0,5
Areal	km ²	7,8
Middeldyp	m	28

I henhold til den nye klassifiseringsveilederen er dette norsk innsjøtype nr. 6, Kalkfattig, klar, dyp, lavlandsinnsjø. Dette tilsvarer den interkalibrerte vanntypen L-N2b. Dette er en svært vanlig innsjøtype i Norge.

Fosfortilførselen og den resulterende fosforkonsentrasjonen i innsjøen er normalt bestemmende for hvor mye alger man får i norske innsjøer. Fosforkonsentrasjonen i innsjøen er derfor regnet som en nøkkelparameter. Det finnes imidlertid en del fosfor som ikke er lett tilgjengelig for algene, f.eks. fosfor knyttet til humusmateriale og erosjonsmateriale. Derfor er

algemengden og algesamfunnets artssammensetning regnet som sikreste mål på i hvilken grad innsjøen er påvirket av eutrofiering. Algemengden kan måles indirekte ved å måle innholdet av fotosyntesepigmentet klorofyll-a i vannet, eller direkte ved telle opp algene i en gitt vannmengde og volumberegne dem etter kjente romfigurer. Man setter egenvekten av algene lik 1 og får verdiene i mg/l. Nitrogen er et viktig næringssalt, men det er normalt til stede i overskudd i ferskvann, og kan derfor ikke benyttes til å kontrollere eutrofiering. Blir det lite nitrogen i vannet, kan algesamfunnet switche til arter som kan fikse oppløst N_2 gass fra vannet. Dvs. de kan delvis gjøre seg uavhengig av eksterne tilførsler av nitrogen. Siktedyp, et mål på sikten i vannet, er også en parameter som reduseres ved økende algemengde. Men det er også andre parametere som påvirker denne parameteren, nemlig humusinnholdet i vannet, samt turbiditet som skylder erosjonsmateriale.

I **Tabell 5.2** er de beste eutrofibeskrivende parametere (med unntak av indeksen PTI, plankton trofic index) ført opp med grenseverdier for tilstandsklassene tilhørende innsjøtype L-N2b (norsk innsjøtype 6). De tre første parameterne er viktigst, og innsjøens verdier skal tilfredsstillende minst god tilstand.

Tabell 5.2. Grenseverdier mellom tilstandsklasser for innsjøtypen L-N2b som Rore hører til. For de tre første parameterne skal innsjøen være minst i god tilstand.

Parameter	Benevn.	Ref. tilstand	Svært god tilstand	God tilstand	Moderat tilstand	Dårlig tilstand	Svært dårlig
Klorofyll-a	µg kl/l	1,3	<2	2-4	4-7	7-15	>15
Algevolum	mg/l	0,11	<0,18	0,18-0,40	0,40-0,77	0,77-1,9	>1,9
Tot-P	µg P/l	3	<4	4-9	9-16	16-38	>38
Tot-N	µg N/l	175	<200	200-400	400-650	650-1300	>1300
Siktedyp	m	5	>4,8	4,8-4,3	4,3-3,7	3,7-2,7	<2,7

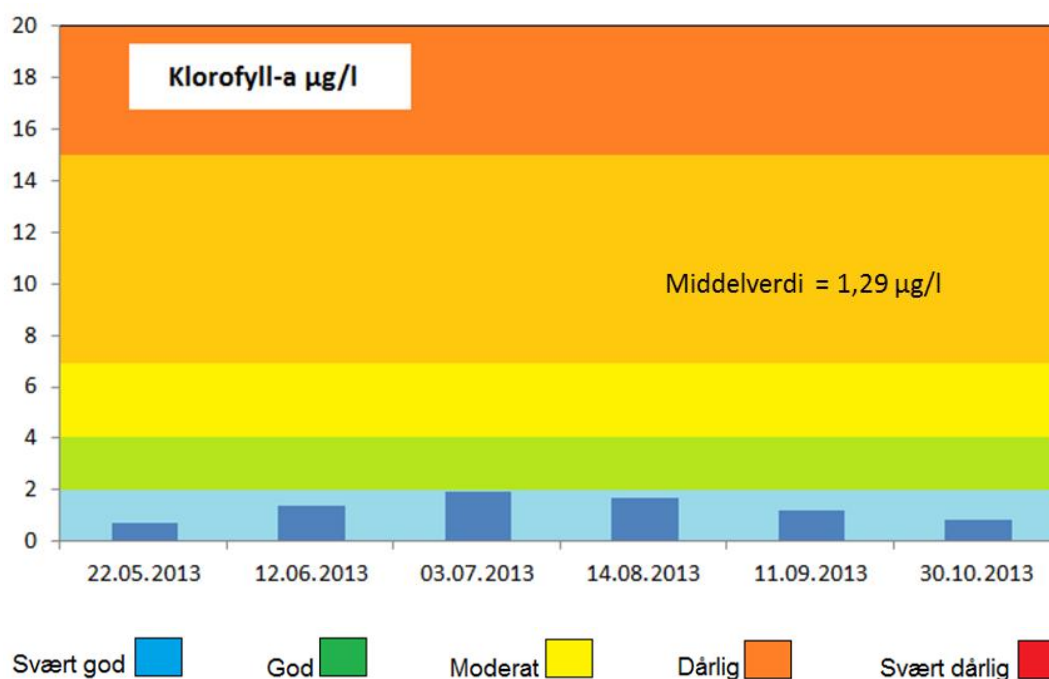
5.2.2 Resultater for næringssalter og algemengde

Parameterne som benyttes til å fastsette eutrofieringsgraden er total fosfor, total nitrogen, siktedyp, klorofyll-a, algesamfunnets biomasse og artssammensetning. Algesamfunnets biomasse og artssammensetning er i henhold til vannforskriften det viktigste biologiske kvalitetselementet for å fastsett eutrofieringsgraden, og det er laget en egen indeks til dette formålet. Denne gis en egen behandling, med utregning av EQR (ecological quality ratio). Klorofyll-a er også et biomassemål for algemengden, altså en resultant faktor fra nærings-saltbelastning, og regnes derfor som den nest sikreste faktoren for å fastsette tilstanden. En ser av **Figur 5.4**, og **Tabell 5.3** at den lave algemengden i Rore plasserer innsjøen i beste tilstandsklasse: Svært God. Gjennomsnittlig algemengde er helt nede på det som regnes naturlig bakgrunnsverdi (referanseverdi) for innsjøtypen L-N2b. Kravet er at innsjøen skal ligge innenfor God Økologisk tilstand. Av **Figur 5.2** ser man at algemengden i så måte kan være dobbelt så stor og ennå vil innsjøen være i god økologiske tilstand. Det heter imidlertid også i vannforskriften at man ikke har lov til å redusere vannkvaliteten, selv om vannkvaliteten er svært god. Dette vil si at man opprettholde forebyggende tiltak der man finner det nødvendig, for å hindre at den økologiske tilstanden forverrer seg i framtiden.

Tabell 5.3. Fysisk kjemiske og algologiske analyseresultater fra Rorevannet 2013. Vannkvaliteten er klassifisert etter siste versjon av vannforskriftens klassifiseringsveileder. Klorofyll er regnet som en biologisk responsparameter og skal tillegges mer vekt enn de andre mht. til eutrofiering

Parameter	Benevn\dato	22.05.2013	12.06.2013	03.07.2013	14.08.2013	11.09.2013	30.10.2013	Middel
Klorofyll-a	µg/l	0,72	1,4	1,9	1,7	1,2	0,8	1,29
Algevolum	mg/l	73,1	125,5	126,1	126,8	66,2	44,5	93,70
Total fosfor	µg P/l	4,5	7,1	4,1	3,7	8	5,9	5,55
Total nitrogen	µg N/l	430	430	410	400	380	420	411,67
Siktedyp	m	3,2	3,9	4,1	4,5	4,4		4,02
Turbiditet	FNU	0,58	0,72	0,52	0,39	0,44	0,4	0,51
pH	pH-enheter	5,8	6,4	5,6	6,1	6	5,7	5,93
Konduktivitet	mS/m	2,8	2,9	3,1	2,7	2,6	2,8	2,82
Farge	mg Pt/l	35	29	28	22	21	25	26,67

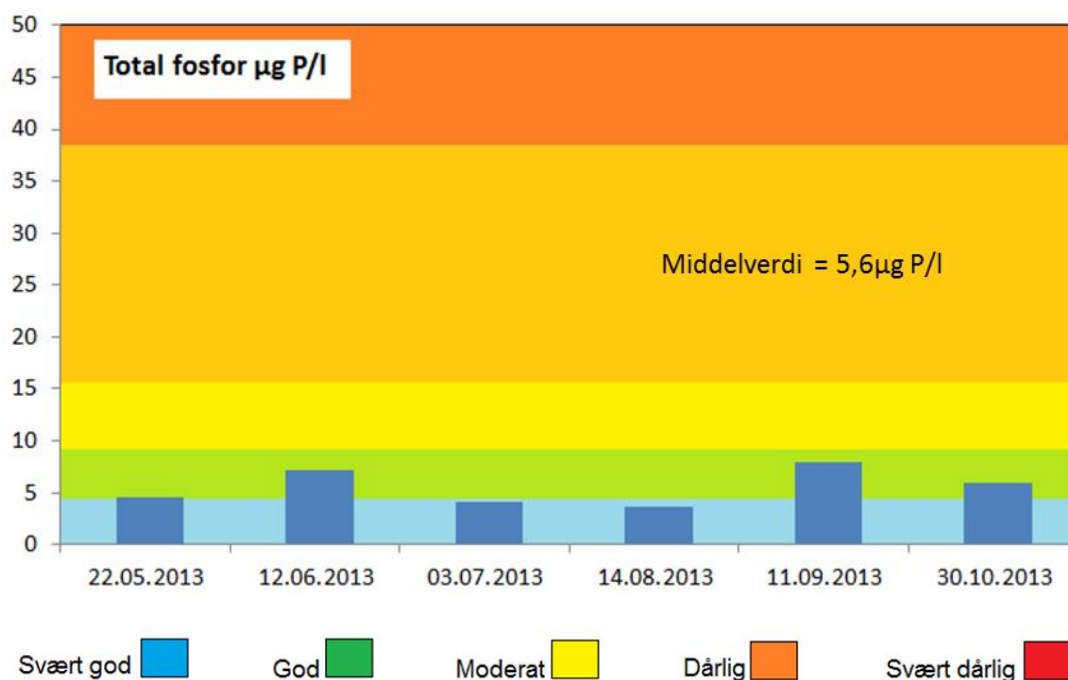
Svært god ■ God ■ Moderat ■ Dårlig ■ Svært dårlig ■



Figur 5.2. Algemengden i Rore sommeren 2013 gitt som konsentrasjon av klorofyll-a. Algemengden indikerer at innsjøen er i beste tilstandsklasse, Svært God tilstand gjennom hele vekstsesongen.

Fosforkonsentrasjonen varierer mellom klasse God og Svært God. Her ser man av **Figur 5.3** at det også for denne parameteren er god margin opp til G/M-grensen (God/Moderatgrensen) som er det praktiske miljømålet for de fleste vannforekomster. G/M grensen med hensyn til eutrofiering er satt slik at over denne grensen er det fare for utvikling av problemalger i planktonet (som f.eks. lukt og smaksdannene alger, giftige alger, etc.). Holder man innsjøen under denne grensen, er man nokså sikker på at noen slike organismer ikke vil kunne utvikles. En av grunnene til at innsjøen plasserer seg litt dårligere mht. total fosfor i forhold til

for algemengden, er at innsjøen er en del humuspåvirket (gjennomsnittlig farge 27 mg Pt/l), og humusbundet fosfor er vanskelig tilgjengelig for algevekst.



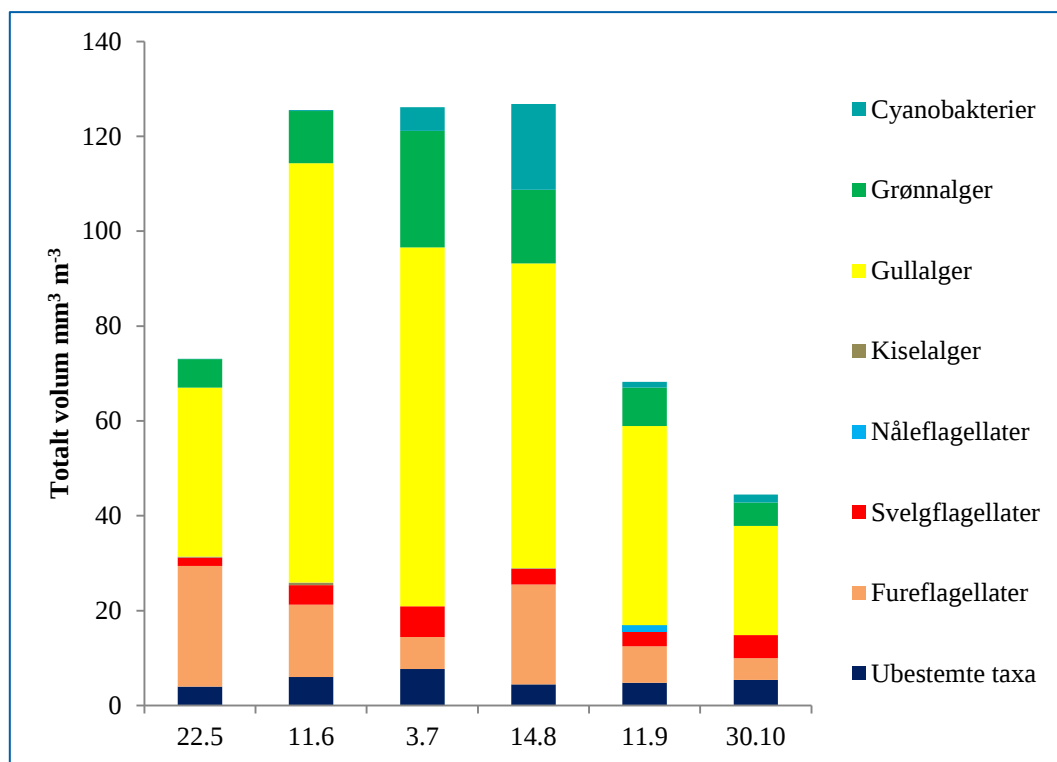
Figur 5.3. Hele sommeren ligger fosforkonsentrasjonen i klasse svært god eller god tilstand

Med hensyn til total nitrogen ligger innsjøen mellom god og moderat tilstand. Algenes proporsjonale behov for nitrogen, fosfor og karbon 1:7:40 (N:P:C = 1:7:40, ofte kalt «the Redfield ratio»). Dvs. de trenger 7 ganger så mye nitrogen som fosfor. Dette er basert på konsentrasjonen man finner inne i algene. Når man korrigerer for empiriske observerte forskjeller i elementenes biotilgjengelighet i naturen, får man at gjennomsnittlig har man algemengden kontrolleres av nitrogen først når N:P forholdet blir lavere enn 12 (Sakamoto 1966, Dillon og Rigler 1974). Ved høyere N:P forhold vil fosfor være begrensende faktor for algeveksten. N:P forholdet i Røre er 74, altså er vannmassen sterkt fosforbegrenset og nitrogenet er til stede i rikelig overskudd, og har således ingen direkte betydning for eutrofieringen av innsjøen. Man kan derfor se bort fra nitrogen i klassifiseringen. Siktedypet i Røre er først og fremst avhengig av humusinnholdet, noe som gjør at man ikke skal legge for mye vekt på klassifisering av innsjøen etter denne parameteren.

5.2.3 Analyse av algesamfunnets artssammensetning og EQR

Totalt volum av planteplankton var lavt i alle prøvene (**Figur 5.4**). Gullalgene utgjorde den største gruppen, med andeler av grønnalger og fureflagellater. De dominerende gullalgene var *Chromulina* spp, *Dinobryon* spp, *Mallomonas* spp, *Uroglenopsis americana* samt *Pseudopedinella*. De viktigste fureflagellatene var *Gymnodinium* spp og *Peridinium umbonatum*. *Ceratium carolinianum* ble observert i prøven fra august. I denne prøven var det også en større andel av cyanobakterien *Merismopedia tenuissima*. Det ble observert en

enkelcelle av nåleflagellaten *Gonyostomum semen* i prøven fra september. Normaliserte EQR-verdier (nEQR) er vist i **Tabell 5.4**. Fargene indikerer tilstandsklassen. Totalvurderingen av planteplanktonet ga Rore tilstanden Svært God i 2013.



Figur 5.4. Totalt volum for planteplanktonet og fordelingen av gruppene i Rore 2013.

Tabell 5.4. Normaliserte EQR-verdier (nEQR) for planteplanktonet i Rore. Vurderingen ut fra planteplanktonsamfunnet ga tilstanden svært god (blå klasse for alle parameterne).

Klf a	Volum	PTI	Cyano _{max}	Totalvurdering PP
1.00	1.00	0.94	0.98	0.97

5.2.4 Konklusjon om eutrofiering i Rore

Rorevannet er ikke påvirket av eutrofiering i påvisbar grad. Algemengden er lav, artssammensetningen av algesamfunnet er normal, omtrent som forventet naturlig bakgrunn for innsjøtypen Rore tilhører (L-N2b). Utslipp av næringssalter til innsjøens nedbørfelt er så små at de ikke påvirker innsjøen. Det samme kan sies om introduksjonen av sørv. Den har ikke påvirket innsjøen i eutrofierende retning. Den har vært der så lenge nå at den har funnet sin

plass i økosystemet, noe som tilsier at den heller ikke vil påvirke eutrofisituasjonen i innsjøen i framtiden heller, i alle fall ikke i målbar grad.

5.3 Bakteriologiske resultater fra Rore

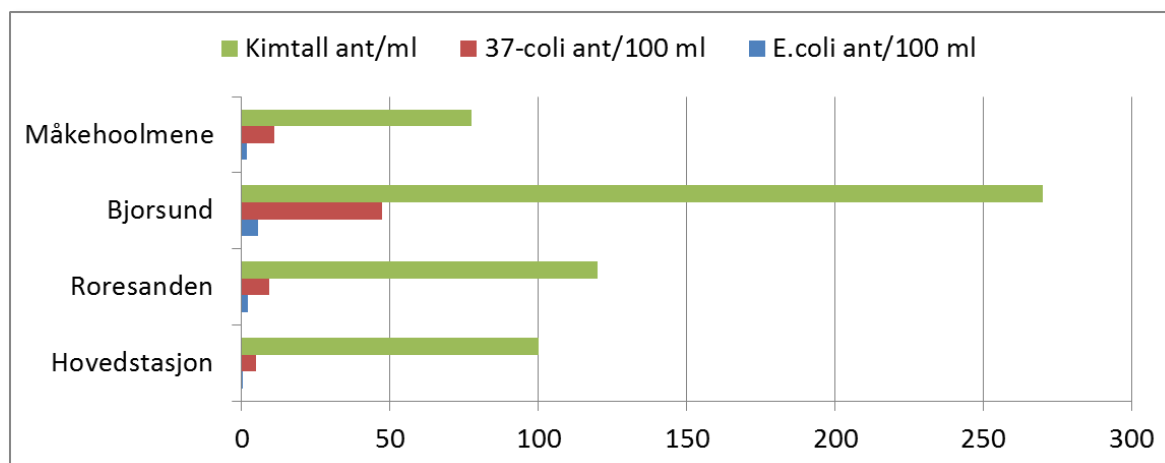
5.3.1 Analyse av overflateprøver

Det ble tatt prøver av innsjøens sirkulerende overflatelag hver måned ved Hovedstasjonen midtjords, ved «Måkeholmene», utenfor Roresanden, samt fra utløpet, se **Figur 5.1** for stasjonsplassering. Resultatene er gitt i **Figur 5.5**, mens enkelt resultatene er gitt i **Tabell 5.5**.

Det fremgår av **Figur 5.5** at Bjorsund (utløpet av Rore) var den mest forurensede stasjonen, for alle de bakteriologiske parameterne. Med hensyn til *E. coli* og total koliforme, er Hovedstasjonen den beste. Derneft følger Roresanden og Måkeholmene, og Bjorsund er mest forurensset. De høyeste verdiene i Bjorsundet ble funnet den 10.09.2013 da ledningsevnen i vannet viste at det nærmest bare var Nidelvavann i kanalen, og at vann strømmet inn i Rorevannet fra Nidelva. På dette tidspunkt var ledningsevnen på hovedstasjon, som ligger syd for midten av innsjøen også redusert med 8 %, noe som indikerer at det var en betydelig mengde vann som hadde strømmet inn fra Nidelva i denne perioden.

Den 7. juli var det en god del bading på Roresanden uten at dette gav seg nevneverdig utslag i analyseresultatene, se **Tabell 5.5**. Ved de andre toktene var det ikke observert bading av prøvetakerne. Hvorvidt bading kan føre til farlig hygienisk forurensning for vanninntakene, blir behandlet i kapittel 6.5.2.

Samtidig med at det ble tatt prøver i overflatelagene, ble det også tatt prøver av vanninntakene til de to vannverk. Det ble ikke påvist *E. coli* i noen av disse prøvene.



Figur 5.5 Bakteriologiske analyser av de sirkulerende overflatelag på forskjellige stasjoner i Rore sommerhalvåret 2013. Medianverdier. For å kunne regne ut «medianer» for *E.coli*, er <1 satt lik 0,5 og <10 lik 5.

Tabell 5.5 Bakteriologiske analyser fra månedlige analyser i de sirkulerende overflatelagene ved ulike steder i Rore i sommerhalvåret 2013.**Rore hovedstasjon**

Parameter	22.05.2013	12.06.2013	03.07.2013	14.08.2013	10.09.2013	30.10.2013	Median
E. coli	<10	<1	<1	<1	4,1	<1	0,5
37 gr. Coli	<10	<1	5	1	44	15	5
Kimtall	60	150		270	100	55	100

Roresanden

Parameter	22.05.2013	12.06.2013	03.07.2013	14.08.2013	10.09.2013	30.10.2013	Median
E. coli	<10	2	2	<1	3,1	1	2
37 gr. Coli	<10	8,5	10	9	49	51	9,5
Kimtall	90	400	150	89	150	29	120

Bjorsund

Parameter	22.05.2013	12.06.2013	03.07.2013	14.08.2013	10.09.2013	30.10.2013	Median
E. coli	<10	13	2	6	22,0	3,1	5,5
37 gr. Coli	10	46	9	488	610	49	47,5
Kimtall	60	750	280	260	500	41	270

Måkeholmene

Parameter	22.05.2013	12.06.2013	03.07.2013	14.08.2013	10.09.2013	30.10.2013	Median
E. coli	<10	6,3	<1	<1	3,1	<1	1,8
37 gr. Coli	<10	17	5	<1	100	27	11
Kimtall	60	400	150	50	95	48	77,5

5.3.2 I hvilken grad har det strømmet vann inn fra Nidelva i undersøkelsesperioden

Konduktiviteten i en innsjø og elv er bestemt av geologien i nedbørfeltet og er lite påvirket av menneskelig aktivitet. Konduktiviteten er bestemt av løste ioner, som ikke felles ut eller tapes på annen måte. I vassdrag av størrelsen med Rorevassdraget og Nidelva, vil konduktiviteten være en forholdsvis stabil størrelse sammenliknet med mange andre parametere som måles. Dette gjør at utløpselva vil ha stort sett samme konduktivitet som innsjøens overflatelag. Hvis vi ser på prøvene fra Rore, så ligger konduktiviteten på 2,8 mS/m (**Tabell 5.6**), men prøvene fra Nidelva ligger jamt på ca. 1,5 mS/m, altså et mye mer ionefattig («tynnere») vann i Nidelva enn i Rore.

Av **Tabell 5.6** ser man i tråd med dette at ved de fleste prøvetakingdagene ligger konduktivitetsverdiene vi finner midt i Bjorsundkanalen på 2,6-2,8 mS/m, og består da av Rore-vann. Den 11.09.2013 har vannet midt i Bjorsundkanalen en ledningsevne på 1,8 mS/m, noe som er helt nede på Nidelva nivå. Vannet i kanalen bestod da hovedsakelig av Nidelva-vann. Den 11.09.2013 er også ledningsvnen gått ned 7-8 % ute på hovedstasjonen, noe som tyder på at

det er en betydelig mengde vann som har strømmet inn denne dagen. Den 12.06. 2013 synes også konduktiviteten i vannet i Bjorsund kanalen å være fortynnet litt med vann fra Nidelva.

Tabell 5.6. Konduktivitet i Rore gitt som mS/m, midt i utløpskanalen Bjorsund, og i Nidelva rett oppstrøms utløpet av Bjorsundkanalen

St.nr.	Stasjons navn	22.05.2013	12.06.2013	03.07.2013	14.08.2013	11.09.2013	30.10.2013	Middel
1	Hovedstasjon Rore	2,8	2,9	3,1	2,7	2,6	2,8	2,8
13	Bjorsund	2,8	2,2	2,8	2,6	1,8	2,7	2,5
14	Nidelva oppstrøms	1,7	1,5	1,4	1,4	1,5	1,6	1,5

5.4 Undersøkelser i tilløpsbekkene til Rorevannet i 2013

5.4.1 Bekkenes nedbørfelt og vannføring

Stasjonene som har inngått i undersøkelsen er vist i kartet **Figur 5.1**, mens de enkelte nedbørfeltene er vist under omtalen av resultatene fra hver bekk. **Tabell 5.7** viser beregnet størrelse på nedbørfelt, samt beregnet midlere vannføring.

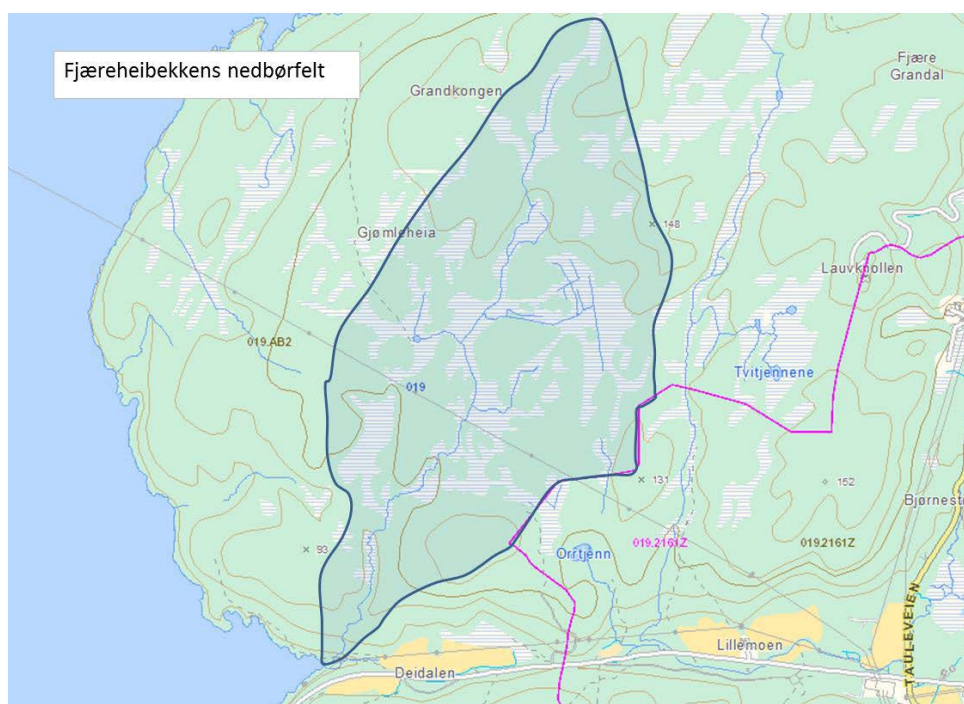
Tabell 5.7 De ulike prøvetakingsstasjonene med beregnet areal og midlere vannføring. Anslått maks vannføring er middelvannføring x 10.

St. nr.	Navn	Areal km ²	Spes. Avløp l/km ² sek	Årlig avløp x106 m ³ fra Regine	Årlig avløp mill m ³	mid. Vannf. m ³ /s Qmid	Anslått maks. vannf. m ³ /s Qmaks = 10xQmid
1	Rorevannet	188,6		196,50	196,50	6,231	62,31
2	Fjæreheiabekken	0,7	25		0,55	0,018	0,18
3	Deidalsbekken	0,25	25		0,20	0,006	0,06
5	Rosholtbekken	0,93	25		0,73	0,023	0,23
6	Nordåsbekken	0,64	25		0,50	0,016	0,16
8	Imenesbekken	0,95	25		0,75	0,024	0,24
9	Syndleelva	114		126,00	125,00	3,964	39,64
10	Gurebustrømmen	2,16	25		1,70	0,054	0,54
11	Stemmevannsbekken (hele)	50		52,80	52,80	1,674	16,74
11	Stemmevannsbekken (korrigert)	25		26,40	26,40	0,837	8,37
12	Røynånbekken(korrigert)	25,74			27,00	0,856	8,56
13	Utløp Bjorsund i Nidelva	190,6		198,14	198,14	6,283	62,83
14	Nidelva ved utløp Bjorsund	3748		3354,00	3354,00	106,355	1063,55
15	Terkelsbekken	0,51	25		0,40	0,013	0,13
16	Stoabekken	0,85	25		0,67	0,021	0,21
	Røynånbekken(tilegg)	0,74	25		0,58	0,019	0,19
	Lokalfelt Bjorsund	2	25		1,58	0,050	0,50

5.4.2 Resultater fra de ulike tilløpsbekkene

5.4.2.1 Fjæreheiabekken

Fjæreheiabekken (**Figur 5.6**) kommer fra skogsområde på Fjæreheia. Det er mye myr i feltet, slik at avrenningen er typisk brunt myr vann. Det er ingen bebyggelse eller jordbruksarealer i nedslagsfeltet til Fjæreheia bekken.



Figur 5.6. Fjæreheibekkens nedbørfelt – et myrlendt skogsområde uten bebyggelse og jordbruksarealer. Kartgrunnlag: NVE-Atlas.

Tabell 5.8. Analyser av vannprøver fra Fjæreheiabekken sommerhalvåret 2013. Klassifisering etter SFT Veileder 97:04.

Parameter	22.05.2013	12.06.2013	03.07.2013	14.08.2013	10.09.2013	30.10.2013	Median
E. coli	<10	<1	1		490,0	7,4	
37 gr. Coli	120	440	411		1600	150	411
Kimtall	600	1000	600		>3000	280	
pH	4,5	4,6	4,5		4,3	4,4	4,5
Konduktivitet	3,9	3,8	3,3		5,2	4,7	3,9
Farge	>100	>100	>100		>100	>100	
Turbiditet	0,55	0,61	0,63		1,17	0,35	0,61
Total fosfor	7,1	6,1	5,3		19	6,8	6,8
Total nitrogen	380	460	460		710	430	460

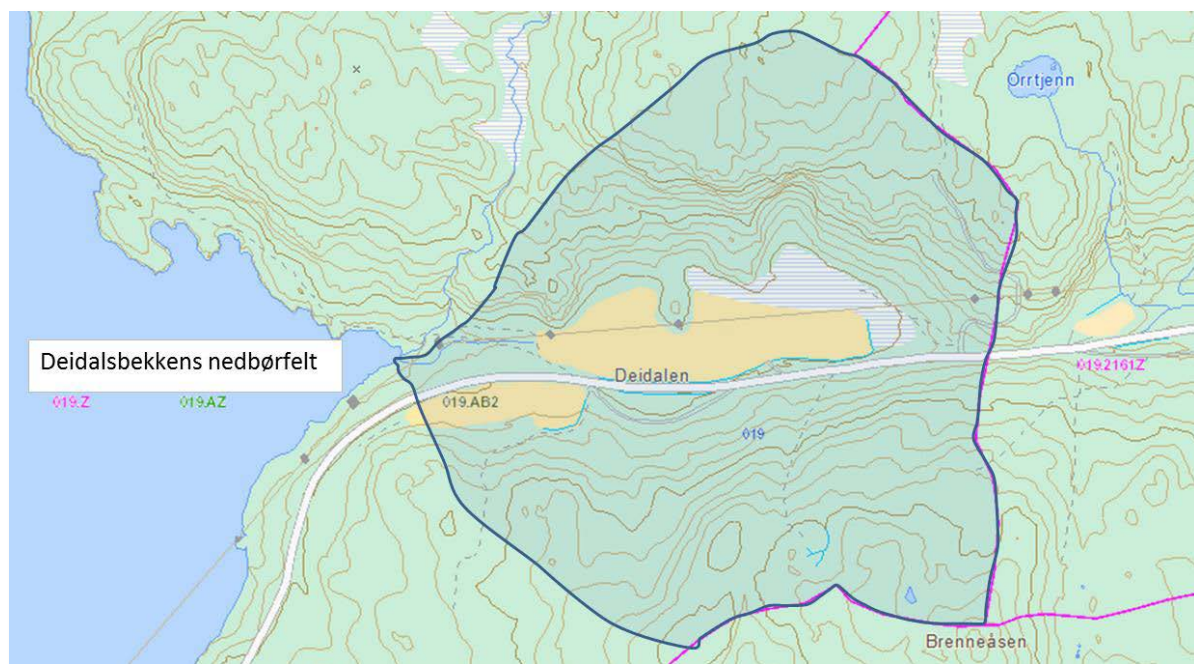
■ Meget god (I)
 ■ God (II)
 ■ Mindre god (III)
 ■ Dårlig (IV)
 ■ Meget dårlig (V)

Man ser av **Tabell 5.8** at ved de fleste prøvetakingene er innholdet av *E. coli* i Fjæreheibekken lavt, og tilstanden karakteriseres som meget god til god etter SFT Veileder 97:04. Ved en anledning den 10.09. 2013, da det regnet kraftig natten før prøvetakingen, fant man 490 *E. coli* per 100 ml, noe som er en nokså høy verdi i en uforurenset bekk. Dette skyldes nokså sikkert fæces fra ville dyr som er skylt ut i den svulmende bekken (f.eks. fra mus, rev, rådyr, elg, osv.).

Bekken er imidlertid svært sur og inneholder mye humusmateriale. For parameterne pH og farge, karakteriseres vannkvaliteten som meget dårlig etter SFT veileder 97:04. For den viktigste eutrofieringsparameteren i tilførselsbekker, total fosfor, karakteriseres vannkvaliteten som god til meget god. Det relativt høye nitrogeninnholdet har sammenheng med atmosfærisk nedfall av langtransporterte forurensninger, noe Sørlandet fortsatt mottar mer av enn de fleste andre steder i Norge.

5.4.2.2 Deidalsbekken

Deidalsbekken renner ut like ved Fjæreheibekken. Det er ingen bebyggelse i Deidalsbekkens nedbørfelt, som arealmessig består anslagsvis av 85 % skog, 10 % dyrket jord og 5 % myr (se **Figur 5.7**).



Figur 5.7. Deidalsbekkens nedbørfelt – Ingen bebyggelse, noen jordbruksarealer, ellers mest skog. Kartgrunnlag: NVE-Atlas.

Stort sett er konsentrasjonen av fekale bakterier lav (**Tabell 5.9**), med unntak av dagen det regnet kraftig, i september. Dette skyldes også nokså sikkert utvasking av fæces fra ville dyr. Fargen i Deidalsbekken ligger ved de fleste prøvetakingne rundt 50 mg Pt/l. Fosfor og nitrogen er en god del høyere enn i Fjæreheibekken, noe som har sammenheng med jordbruksarealet som bekken går gjennom.

Tabell 5.9. Analyser av vannprøver fra Deidalsbekken sommerhalvåret 2013. Klassifisering etter SFT veileder 97:04.

Parameter	22.05.2013	12.06.2013	03.07.2013	14.08.2013	10.09.2013	30.10.2013	Median
E. coli	<10	1	9	7	490,0	4,1	
37 gr. Coli	10	38	130	165	>2400	170	
Kimtall	250	280	590	1200	>3000	330	
pH	5,7	6,2	5,8	6,6	5,7	5,4	5,75
Konduktivitet	5,3	6,5	5,6	7,5	8	5,6	6,05
Farge	46	42	50	47	98	69	48,5
Turbiditet	0,4	0,73	0,61	7,15	1,54	0,35	0,67
Total fosfor	31	19	41	110	80	24	36
Total nitrogen	790	1100	760	1500	1300	570	945

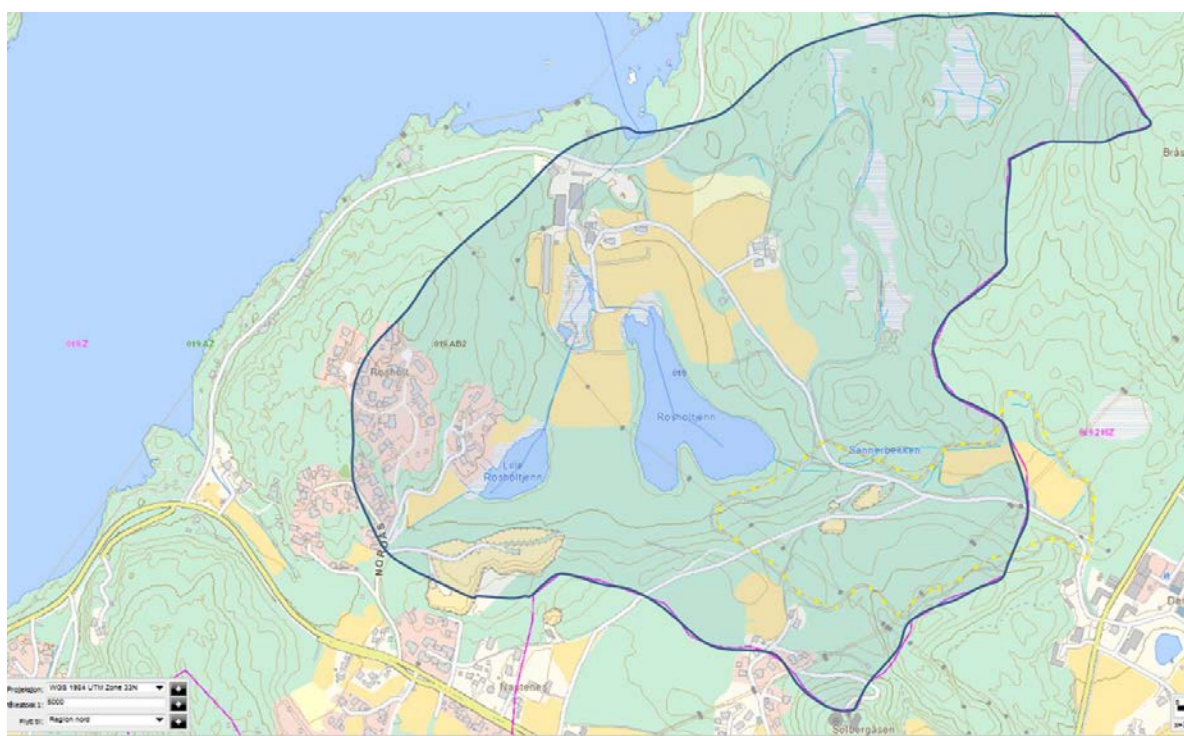
■ Meget god (I)
 ■ God (II)
 ■ Mindre god (III)
 ■ Dårlig (IV)
 ■ Meget dårlig (V)

5.4.2.3 Rosholtbekken

Rosholtbekken kommer fra områdene rundt Rosholttjernene (**Figur 5.8**), og inneholder gårdsbebyggelse, Grimstad Planteskole, en del aktive jordbruksarealer, samt deler av boligfeltene Nordås og Rosholt. Totalt er det ca. 30 husstander i nedbørfeltet. Regner man 3 personer per husstand, blir det ca. 90 personer. Boligfeltene er avkloakkert ut av feltet, men overvannet renner til Rosholtbekken. Gårdsbebyggelsen (4 husstander) har lokal kloakk-løsning med septiktank og spredegrøft (Geir Knudsen, Grimstad kommune, pers. medd.). I henhold til kommunens landbrukskontor er det ingen husdyr i feltet.

Det er en god del besøkende til planteskolen i sommerhalvåret, samt at det da er 20-25 ansatte om sommeren, noe mindre om vinteren. Sanitæranleggene benyttes både av ansatte og besøkende. Hvis man sier at besøkstallet og ansatte tilsvarer 25 heldøgns personer (konservativt), får man at det er ca. 110 personer i dette nedbørfeltet på årsbasis.

Bekken er jevnt over belastet med noe hygienisk forurensning hele tiden (**Tabell 5.10**), sammenliknet med de to mer «uforurensede» bekkene Deidalsbekken og Fjæreheibekken. Tatt i betraktning all den menneskelige aktiviteten i dette nedbørfeltet, må man kunne si at bakterietallene er lave, eller sagt på en annen måte, man tar hånd om forurensningen på en ganske god måte i feltet. En ser her at det var faktisk på regnværsdagen at man fant lavest konsentrasjon (fortynning), mens det var høyest konsentrasjon i juli-prøven, da det ikke var noe flom. Dette kan tyde på at det er punktkilder som er kilde til forurensning av Rosholtbekken, og ikke diffus utvasking fra arealene som i de to foregående bekkene.



Figur 5.8. Rosholtbekkens nedbørfelt – Landbruksarealer, gårdsbebyggelse, planteskole, samt deler av boligfeltene Rosholt og Nordås. Kartgrunnlag: NVE-Atlas.

Tabell 5.10. Analyser av vannprøver fra Rosholtbekken sommerhalvåret 2013. Klassifisering etter SFT Veileder 97:04

Parameter	22.05.2013	12.06.2013	03.07.2013	14.08.2013	10.09.2013	30.10.2013	Median
E. coli	52	17	111	60	9,8	9,8	34,5
37 gr. Coli	211	1400	>2400	9610	870	240	
Kimtall	1000	>3000	>3000	>30000	1000	1000	
pH	6,3	6,5	6,5	6,4	5,6	6,4	6,4
Konduktivitet	8,6	15,2	10,9	37,5	18,1	9,8	13,05
Farge	84	75	98	24	9	99	79,5
Turbiditet	2,07	3,44	3,76	9,22	5,84	3,49	3,625
Total fosfor	37	62	64	400	33	50	56
Total nitrogen	1200	2400	1200	12000	990	950	1200

■ Meget god (I)
 ■ God (II)
 ■ Mindre god (III)
 ■ Dårlig (IV)
 ■ Meget dårlig (V)

Fargen i Rosholtbekken varierer veldig, helt fra 9-99 mg Pt/l. Både fosfor og nitrogen er høyt, noe som trolig henger mest sammen med gjødsling på planteskolen, og på de andre jordbruksarealene. Med hensyn til farge og næringssalter ligger vannkvaliteten mellom dårlig og meget dårlig.

5.4.2.4 Plantervernmidler i Rosholtbekken

Rosholtbekkens nedbørfelt er beregnet til 930 da, hvorav 130 da (14 %) er jordbruksarealer. Dette er den tilførselsbekken som har mest landbruksaktiviteter i nedbørfeltet, og som følge av planteskolen, også den mest varierte og intense landbruksaktivitet. Det er også denne bekken som kommer ut nærmest drikkevannsinntaket til et av de store drikkevannsinntakene i innsjøen. Det er derfor sannsynlig at potensialet for å finne pesticiderester er større i denne bekken enn i noen av de andre tilførselene til Rore.

Den største sprøyteaktiviteten er i juni og juli. Det ble tatt ut prøve for analyse av plantervernmidler den 3/7-2013 og dette skulle være i den perioden man har størst sjanse for å finne plantervernmidler i bekken. Prøvene ble analysert ved Pesticide-laboratoriet ved Bioforsk på Ås. Det ble benyttet 2 multimetoder (GC-MS, og LC-MS) som til sammen skanner for 320 stoffer. De fleste av de vanlige plantervernmidlene benyttet i norsk landbruk ligger blant disse.

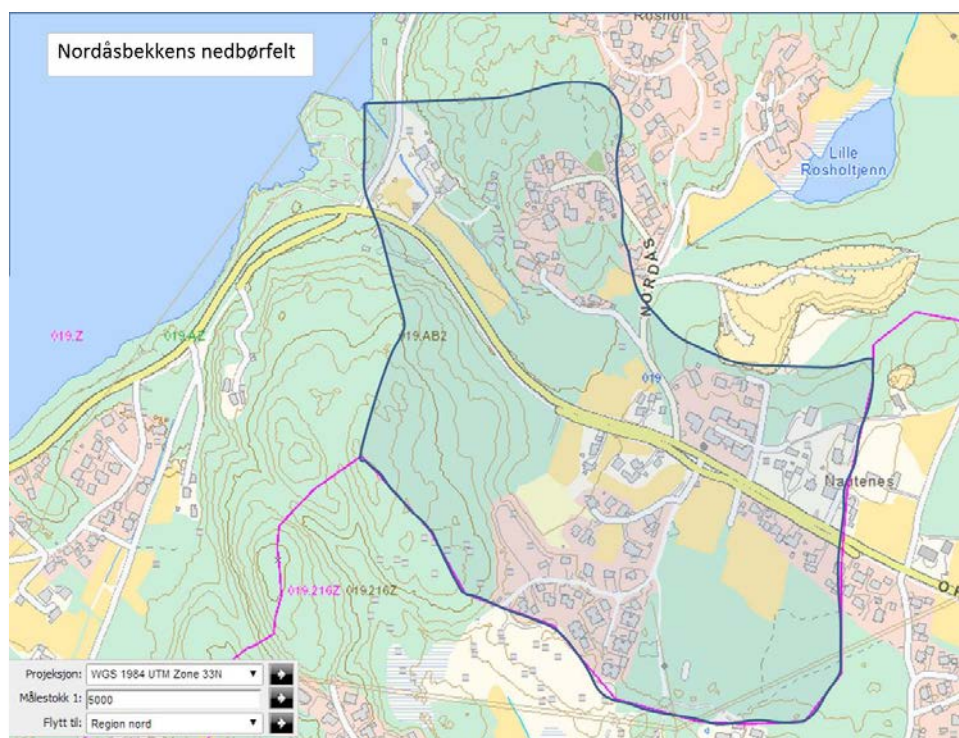
Det ble påvist 3 stoffer, se **Tabell 5.11**. Konsentrasjonene var i størrelsesområdet 0,035 µg/l, hvilket må regnes som lavt. Kravet til drikkevann (Drikkevannsforskriften, Tabell 3.1) er at sum plantervernmidler skal være under 0,5 µg/l, mens enkeltpreparat ikke skal forefinnes i høyere konsentrasjon enn 0,1 µg/l. Konsentrasjonene som ble funnet er så lave, og Rosholtbekken så liten, at det er helt utenkelig at plantervernmidlene fra Rosholtbekken skal kunne spores i vanninntakene til Grimstad eller Arendal vannverk.

Tabell 5.11 Påviste plantervernmidler i Rosholtbekken 3. juli 2013.

Journalnr: V013/375-1 Bekkevann					
Sortsnavn:			Dato: 030713		
Merking: Rosholtbekken (3/7-2013)					
Metode/ stoff	Metode	Svar	Enhet	Grenseverdi	Best.grense
GC-MULTI VANN	60	Påvist	µg/L		
Boskalid		0,037	µg/L		0,01
GC/MS-MULTI VANN	15	Påvist	µg/L		
Kresoksim		0,035	µg/L		0,02
* LC-MS/MS MULTI VANN	91	Påvist	µg/L		
Imidakloprid		0,034	µg/L		0,02

5.4.2.5 Nordåsbekken (Naudnesbekken)

Nordåsbekken har betydelig forurensende menneskelig aktivitet i nedbørfeltet, så som boligfelter, jordbruk, vegtrafikk, mm. Det er ca. 65 husstander som ligger innenfor det opptegnede nedbørfeltet i **Figur 5.9**. Hvis man antar ca. 3 personer per husstand utgjør det ca. 200 personer. Kloakken samles og pumpes ut av feltet. Men det er klart av ved lekkasjer, eller ledningsbrudd, vil bekken kunne bli massivt forurensset. Overvannet renner til bekken.



Figur 5.9. Nordåsbekkens nedbørfelt – boligområder, jordbruk, skog, og veiareal. Kloakken samles og pumpes ut av feltet. Kartgrunnlag: NVE-Atlas.

Tabell 5.12. Analyser av vannprøver fra Nordåsbekken sommerhalvåret 2013. Klassifisering etter SFT Veileder 97:04.

Parameter	22.05.2013	12.06.2013	03.07.2013	14.08.2013	10.09.2013	30.10.2013	Median
E. coli	40	48	17	40	210,0	1	40
37 gr. Coli	260	230	411	610	2400	140	335,5
Kimtall	300	1500	850	1600	3000	300	1175
pH	6,5	6,7	6,5	7	5,8	6	6,5
Konduktivitet	12,5	15,5	14,1	15,6	15,9	12,5	14,8
Farge	23	16	24	16	25	32	23,5
Turbiditet	1,38	1,1	2,15	1,93	5,38	1,33	1,655
Total fosfor	11	8,1	10	6,1	32	13	10,5
Total nitrogen	1300	1900	1300	1900	1500	980	1400

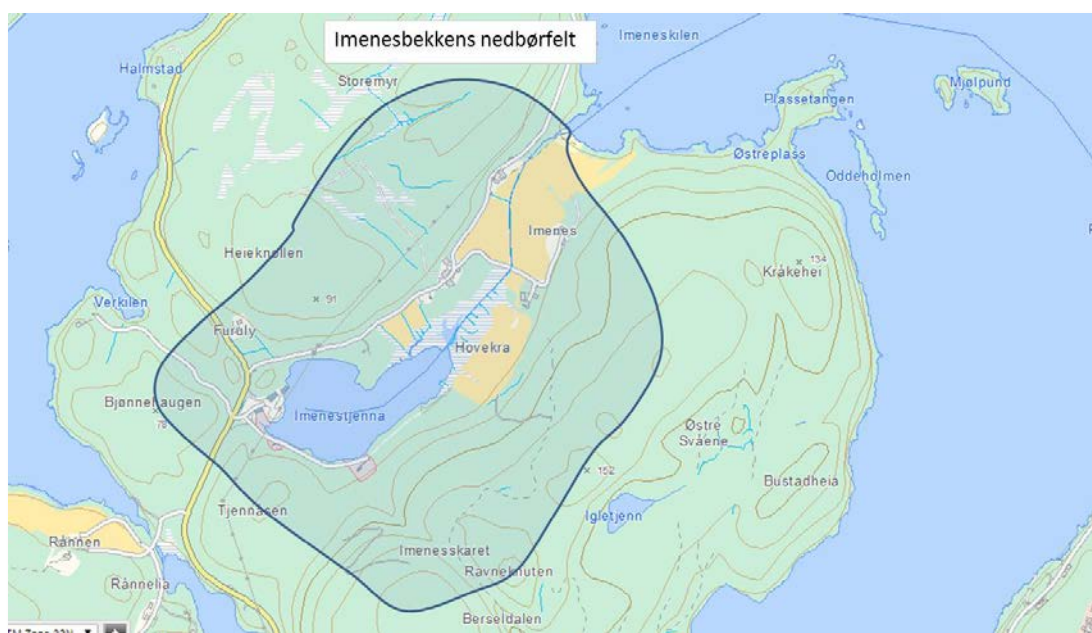
■ Meget god (I)
 ■ God (II)
 ■ Mindre god (III)
 ■ Dårlig (IV)
 ■ Meget dårlig (V)

Nordåsbekken er jamt over bakterielt forurensset hele perioden (**Tabell 5.12**), men tatt i betraktning den store bebyggelsen som er i nedbørfeltet, så må man kunne si at forurensningen holdes effektivt unna bekken. Den forurensningen man finner kan forklares av tilførsel av overflatevann fra boligarealer og veier og kan komme fra bikkjemøkk og katte møkk, ol., som ofte ligger langs gangveier og veigrøfter i slike tettbygde strøk. Det er jamt over høye konsentrasjoner av nitrogen hele tiden, mens fosfor ikke er så høy. Dette er nok en effekt av

gjødsling av plenarealer samt jordbruksarealer. Nitrogen holdes lite tilbake i jordsmonn i forhold til fosfor. Hadde det vært punktkilder i form av kloakk som var årsaken, ville vi sett klart forhøyede fosforkonsentrasjoner også.

5.4.2.6 Imenesbekken

Imenesbekken renner ut i Imeneskilen på vestsiden av Rore, rett overfor Rosholt vannbehandlingsanlegg, **Figur 5.10**. Feltet inneholder 3 gårdsbruk, samt en skytebane med klubbhus. Sanitæranleggene på skytebanen har tett tank, slik at dette ikke skal tilkomme vassdraget. Skytebaneanleggene drenerer ellers til Imenestjønnen, og noe av forurensningen som produseres kan holdes igjen her. Blyet fra prosjektilnedslagene bindes godt i jorda og anses ikke å være noe problem for forurensning av Rore. Gårdene og jordbruksarealene drenerer direkte til Rore via Imenesbekken. Gårdene har enkle sanitæranlegg, med septiktank og infiltrasjon i spredegrøft. Det gikk 2-3 hester og beitet på jordene ved noen av prøvetakingene. Hvis man antar 3 personer per husstand, får man 9 personer og 3 hester, pluss noe fra de besøkende på skytebanen.



Figur 5.10. Imenesbekkens nedbørfelt har gårdsbebyggelse (3 stk.), jordbruksarealer og skytebane med klubbhus. Kartgrunnlag: NVE-Atlas.

Bekken (**Tabell 5.13**) var betydelig forurensset ved de fleste prøvetakinger, med unntak av i juni da det var en veldig tørr periode. Det kan være både beitende hester og dårlig fungerende spredegrøfter for boligkloakk som er årsaken til at bekken er såpass bakterielt forurensset.

En ser her at høye konsentrasjoner av nitrogen i august og september følges av høye bakterietall og høye fosfor tall. Dette tyder på at det er punktkilder som er årsaken, og ikke diffusavrenning. Trolig er det noen dårlige avløpsanlegg ved gårdene nedstrøms Imenes-tjønna.

Tabell 5.13. Analyser av vannprøver fra Imenesbekken sommerhalvåret 2013. Klassifisering etter SFT Veileder 97:04

Parameter	22.05.2013	12.06.2013	03.07.2013	14.08.2013	10.09.2013	30.10.2013	Median
E. coli	650	<1	219	1960	1600,0	330	
37 gr. Coli	1450	34	1300	>24190	>2400	580	
Kimtall	1800	150	1400	>30000	>3000	1200	
pH	6,4	5,6	6,3	6,9	6	6,1	6,2
Konduktivitet	5,1	2,7	4,3	13	5,3	4,4	4,75
Farge	50	39	51	77	55	55	53
Turbiditet	1,18	0,51	1,22	3,13	1,8	1,18	1,2
Total fosfor	19	3	15	270	33	16	17,5
Total nitrogen	960	470	540	5000	1100	530	750

■ Meget god (I)
 ■ God (II)
 ■ Mindre god (III)
 ■ Dårlig (IV)
 ■ Meget dårlig (V)

5.4.2.7 Syndleelva

Syndleselva (**Figur 4.12**) renner ut i Rorevannet på vestsiden omtrent rett overfor Rosholt vannbehandlingsanlegg. Nedbørfeltet til elva er på hele 114 km² og utgjør 60 % av Rores samlede nedbørfelt. Det er liten menneskelig aktivitet i dette nedbørfeltet, og avrenningen må gjennom flere innsjøer på sin vei mot Rore. Det alle meste av forurensningen fra dette feltet forsvinner på vegen. I utløpsområdet av Syndle og langs Syndleelva, er det imidlertid et par bolighus samt et sagbruk (Skiftenes sag ans), som kan påvirke prøvetakingsstasjonen vår, se **Figur 4.12** og **Figur 5.11**. En kan anta at det utgjør ca. 8-10 personer.

Syndleelva kommer fra Syndlevannet, som er en stor innsjø som har ennå mindre menneskelig aktivitet i nedbørfeltet enn Rore. Man skulle derfor ikke regne med å finne noen flere tarmbakterier her enn i Rore, og det var jo stort sett <1 hele tiden ute på hovedstasjonen midtjfjords. Det man finner av tarmbakterier på denne stasjonen i utløpet av Syndleelven (**Tabell 5.14**), kommer nokså sikkert fra den menneskelige aktiviteten i elvestasjonens nærområde, og er ikke representativt for det som kommer fra Syndle.

Fosfor og nitrogen ligger lavt, noe som rimer godt med at det er utløpet fra en oligotrof innsjø, og er med på å styrke antakelsen om at de periodevis høye bakterietallene har lokale kilder, og ikke kommer fra Syndlevannet.



Figur 5.11. Syndleelvas lokale nedbørfelt ved innløpet til Rore. Dvs. den delen av nedbørfeltet som nedbørfeltet som særlig kan påvirke Syndleelva med bakteriell forurensning. Kartgrunnlag: NVE-Atlas.

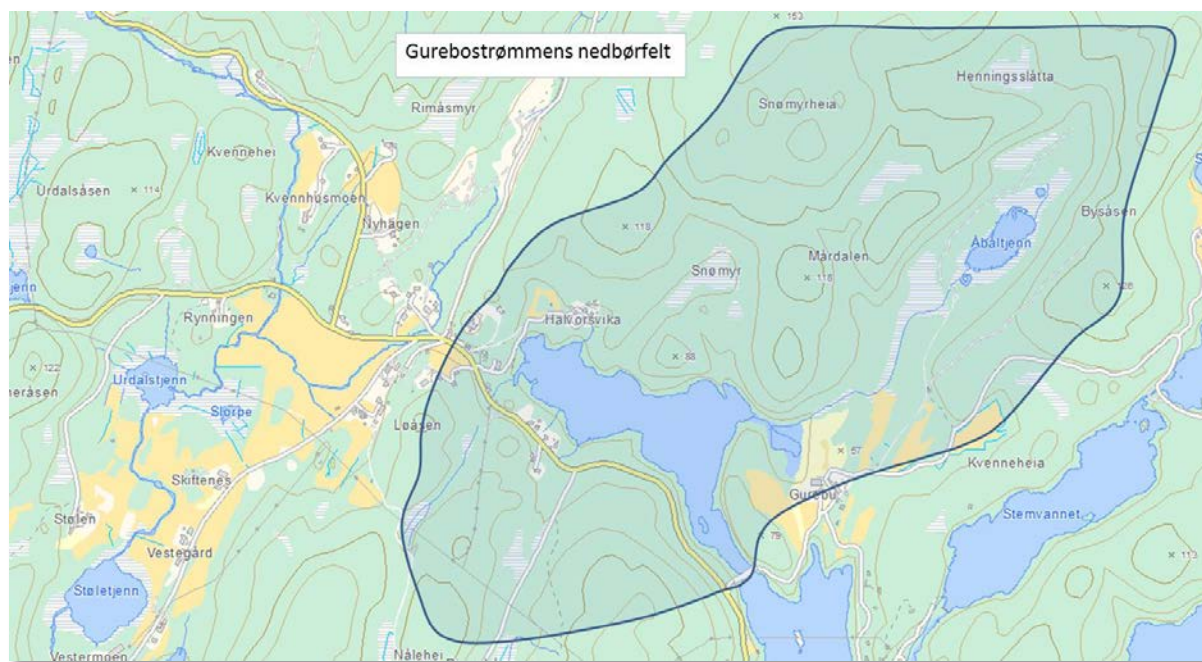
Tabell 5.14. Analyser av vannprøver fra Syndleelven sommerhalvåret 2013. Klassifisering etter SFT Veileder 97:04.

Parameter	22.05.2013	12.06.2013	03.07.2013	14.08.2013	10.09.2013	30.10.2013	Median
E. coli	<10	220	2	<1	12,0	4,1	
37 gr. Coli	<10	870	5	11	56	43	
Kimtall	120	>3000	60	130	150	78	
pH	5,2	6,4	5,5	6,2	5,6	5,5	5,55
Konduktivitet	2,8	4,2	2,6	2,5	2,5	2,7	2,65
Farge	48	45	44	35	30	42	43
Turbiditet	0,62	1,78	0,65	0,66	0,57	0,51	0,635
Total fosfor	7,3	15	5,3	4,2	9,1	6,3	6,8
Total nitrogen	430	420	430	420	440	420	425

■ Meget god (I)
 ■ God (II)
 ■ Mindre god (III)
 ■ Dårlig (IV)
 ■ Meget dårlig (V)

5.4.2.8 Gurebostrømmen

Gurebostrømmen munner ut i Rore rett nord for Syndleelva, se **Figur 5.12**. Her ligger de to eneste gårdene i Rores nærområde som har husdyr. Ved Gurebo er besetningen i dag 16 storfe, mens på i den indre enden Gurebokilen er et gårdsbruk som har 30 vinterføra sauer



En ser av **Tabell 5.15** at Gurebostrømmen er moderat forurenset av tarmbakterier.

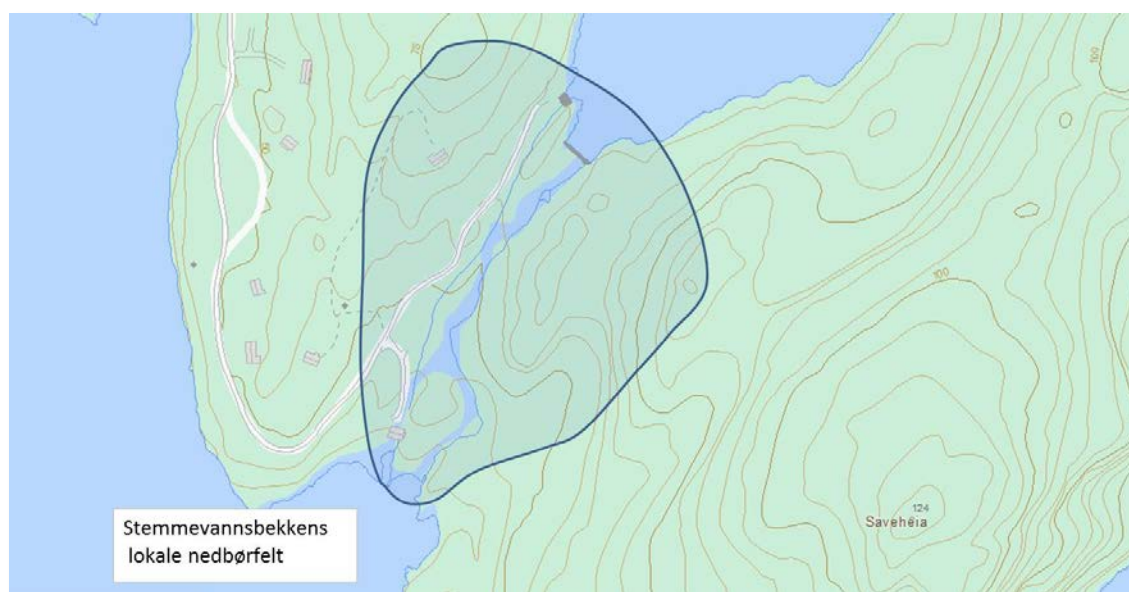
Tabell 5.15. Analyser av vannprøver fra Gurebostrømmen i sommerhalvåret 2013. Klassifisering etter SFT Veileder 97:04

Parameter	22.05.2013	12.06.2013	03.07.2013	14.08.2013	10.09.2013	30.10.2013	Median
E. coli		2	14	1	5,2	55	5,2
37 gr. Coli		20	37	>2400	370	200	
Kimtall		600	570	190	200	880	570
pH		5,9	6,2	6,5	6,4	6	6,2
Konduktivitet		2,9	3	3,2	3,1	3,6	3,1
Farge		11	35	22	15	36	22
Turbiditet		0,58	0,7	0,69	1,04	0,76	0,7
Total fosfor		5,3	6	6,6	12	8,1	6,6
Total nitrogen		380	290	310	310	370	310

Meget god (I) God (II) Mindre god (III) Dårlig (IV) Meget dårlig (V)

5.4.2.9 Stemmevannsbekken

Stemmevannsbekken renner ut i Rore like nord/øst for Gurebostrømmen, se **Figur 5.13**. Feltet er stort, det er lite menneskelig aktivitet i feltet, og vannet renner gjennom mange innsjøer på sin veg mot Rore, bl.a. Røynevatn og Stemmevatn. Det kommer derfor ikke mye menneskeskapt forurensning fram til Rore herfra. Kun lokalfeltet kan bidra i noe grad. Vannet renner inn i Rore delvis via en kraftstasjon og delvis i det gamle bekkeleiet. Det er en hytte i lokalfeltet som drenerer mot prøvetakingsstasjonen, men dette er hytte av den gamle typen uten innlagt vann og med utedo, slik at det er lite trolig at det kommer noe særlig forurensning herfra. En ser av **Tabell 5.16** at Stemmevannsbekken er lite forurensset av tarmbakterier. Etter regnværet den 10.09.2013 fant man dog 100 *E. coli* som trolig stammer fra utvasking av fæces fra mus, rådyr, elg, etc. langs bekkeleiet som følge av vannstandsstigningen.



Figur 5.13. Stemmevannsbekken renner delvis ut via en kraftstasjon, og delvis via det naturlige elveleiet. Kartgrunnlag: NVE-Atlas.

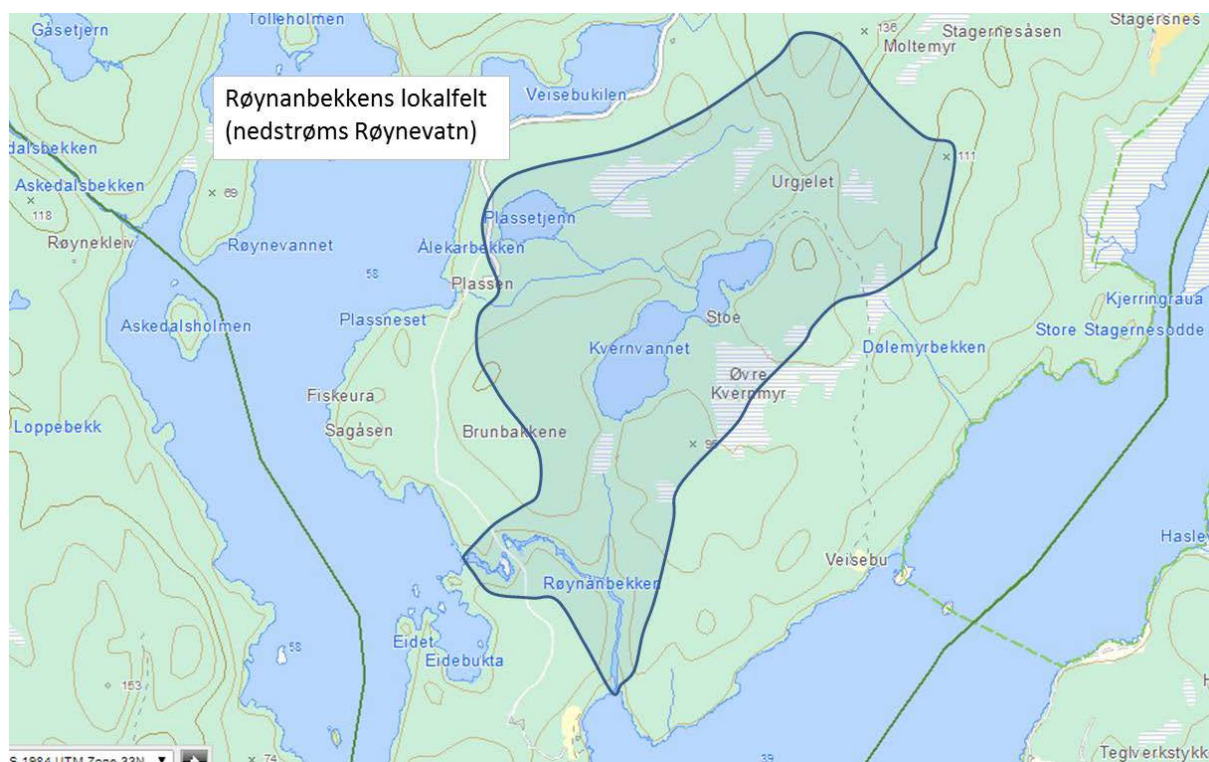
Tabell 5.16. Analyser av vannprøver fra Stemmevannsbekken sommerhalvåret 2013. Klassifisering etter SFT Veileder 97:04.

Parameter	Benevning	22.05.2013	12.06.2013	03.07.2013	14.08.2013	10.09.2013	30.10.2013	Median
E. coli	ant/100 ml	<10	<1	2	32	100,0	<1	
37 gr. Coli	ant/100 ml	10	67	13	345	1300	6,2	40,0
Kimtall	ant/ ml	60	2000	140	1600	1000	210	605,0
pH	pH-enheter	5,9	5,7	5,8	6,2	6	5,8	5,9
Konduktivitet	mS/m	2,5	2,6	2,4	2,8	3,3	2,5	2,6
Farge	mg Pt/l	36	18	31	20	23	29	26,0
Turbiditet	FNU	0,67	0,25	0,64	0,35	0,53	0,46	0,5
Total fosfor	µg P/l	26	3	4,5	5	12	4,2	4,8
Total nitrogen	µg N/l	360	140	320	160	520	310	315,0

■ Meget god (I)
 ■ God (II)
 ■ Mindre god (III)
 ■ Dårlig (IV)
 ■ Meget dårlig (V)

5.4.2.10 Røynånbekken

Røynånbekken (**Figur 5.14**) renner inn i Røre på nordsiden av innsjøen rett overfor Kroken vannbehandlingsanlegg (Arendal Vannverk). Røynevannet renner delvis ut her og delvis ut i Stemmevannet, se ovenstående avsnitt. Vi har antatt, ut i fra visuell betraktning, at ca. halvparten av avrenningen fra Røynevannet renner ut her. Røynevannet er stort, samt at det er lite menneskelig aktivitet i nedbørfeltet til denne innsjøen. Dette gjør at det meste av forurensninger holdes igjen i innsjøen. Kun det lokale feltet vil kunne påvirke prøvetakingsstasjonen vår.



Figur 5.14. Det lokale nedbørfeltet til Røynånbekken. Her er det ingen bebyggelse og liten menneskelig aktivitet. Mesteparten av vannet i bekken kommer imidlertid fra Røynevann. Kartgrunnlag: NVE-Atlas.

Ved de fleste prøvetakinger var Røynånbekken (**Tabell 5.17**) lite bakterielt forurensset, da med unntak av etter det kraftige regnværet den 10.09.203. Fosfor og nitrogen viste også lave verdier i Røynånbekken.

Tabell 5.17. Analyser av vannprøver fra Røyånbekken sommerhalvåret 2013. Klassifisering etter SFT Veileder 97:04.

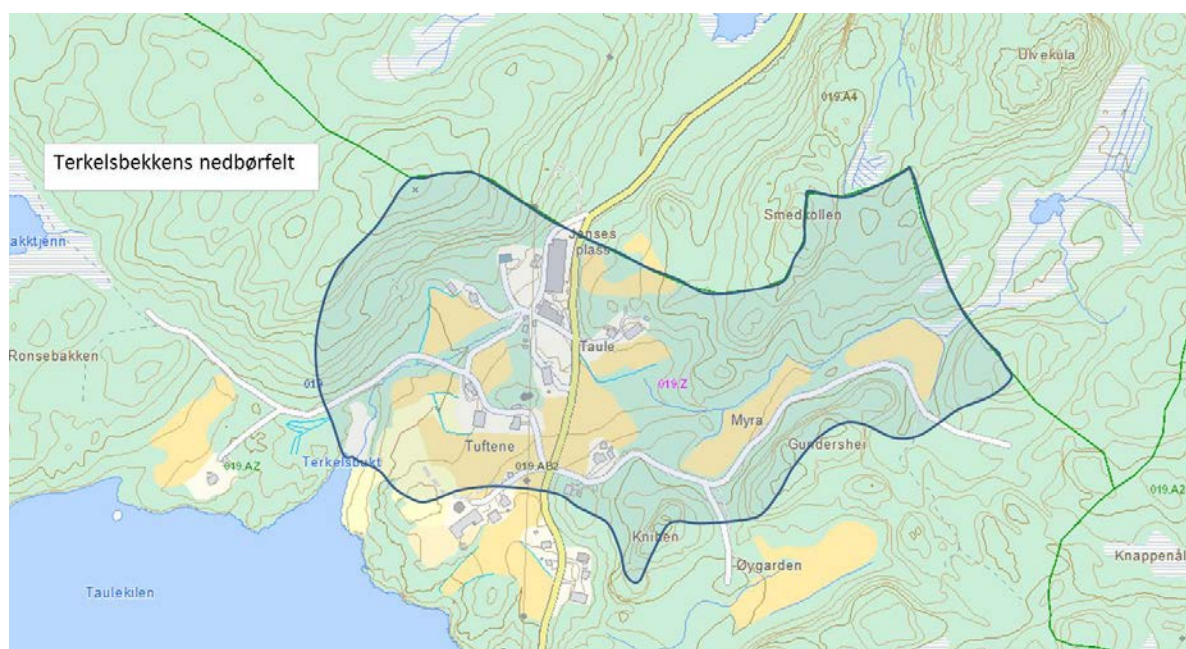
Parameter	Benevning	22.05.2013	12.06.2013	03.07.2013	14.08.2013	10.09.2013	30.10.2013	Median
E. coli	ant/100 ml	<10	<1	4	5	330,0	3,1	
37 gr. Coli	ant/100 ml	31	110	23	16	870	140	70,5
Kimtall	ant/ ml	100	1500	180	580	>3000	170	180
pH	pH-enheter	5,8	6	5,7	6	5,2	5,6	5,75
Konduktivitet	mS/m	2,4	4,0	2,4	2,4	3,6	2,5	2,4
Farge	mg Pt/l	38	7	34	16	53	33	33,5
Turbiditet	FNU	0,52	0,52	0,49	0,3	0,61	0,5	0,51
Total fosfor	µg P/l	5,7	9	3,7	4,3	14	5,2	5,45
Total nitrogen	µg N/l	340	210	300	310	450	320	315

■ Meget god (I)
 ■ God (II)
 ■ Mindre god (III)
 ■ Dårlig (IV)
 ■ Meget dårlig (V)

5.4.2.11 *Terkelsbekken*

Terkelsbekken drenerer deler av Taulegrenda innerst i Taulekilen, bukta som går østover rett syd for Arendalsvannverket, se **Figur 5.15**. Her er det en 4-5 husstander i nedbørfeltet, inkludert småbruk, samt et plastbåtstøperi (Taule Båtbyggeri). Husene her har enkle avløpsanlegg bestående av septiktank og spredegrøft. Det gikk en hest og beitet på jordene under prøvetakingen i mai. Plastbåtfabrikken er nærmest uten aktivitet for tiden. Det er et par gårdsbruk til i Taulegrenda som drenerer direkte til Taulekilen uten om Terkelsbekken. I følge landbrukskontoret i Grimstad er det ikke husdyr ved noen av gårdene.

Resultatene fra undersøkelsene i Terkelsbekken er gitt i **Tabell 5.18**. Bekken er moderat forurensset både av bakterier og næringssalter. Konsentrasjonen av E. coli lå fra 20-30 per 100 ml om sommeren, men økte til noe over 400 om høsten, da vannføringen økte. Det at bekken var jamt og trutt bakteriologisk forurensset i tørrperioder om sommeren tyder på at det skjer sanitærutslipp til bekken (punktkilder). Næringssaltene kommer både fra disse og fra jordene. Fargen varierte fra moderat til høy.



Figur 5.15 Terkelsbekkens nedbørfelt. Kartgrunnlag: NVE-Atlas.

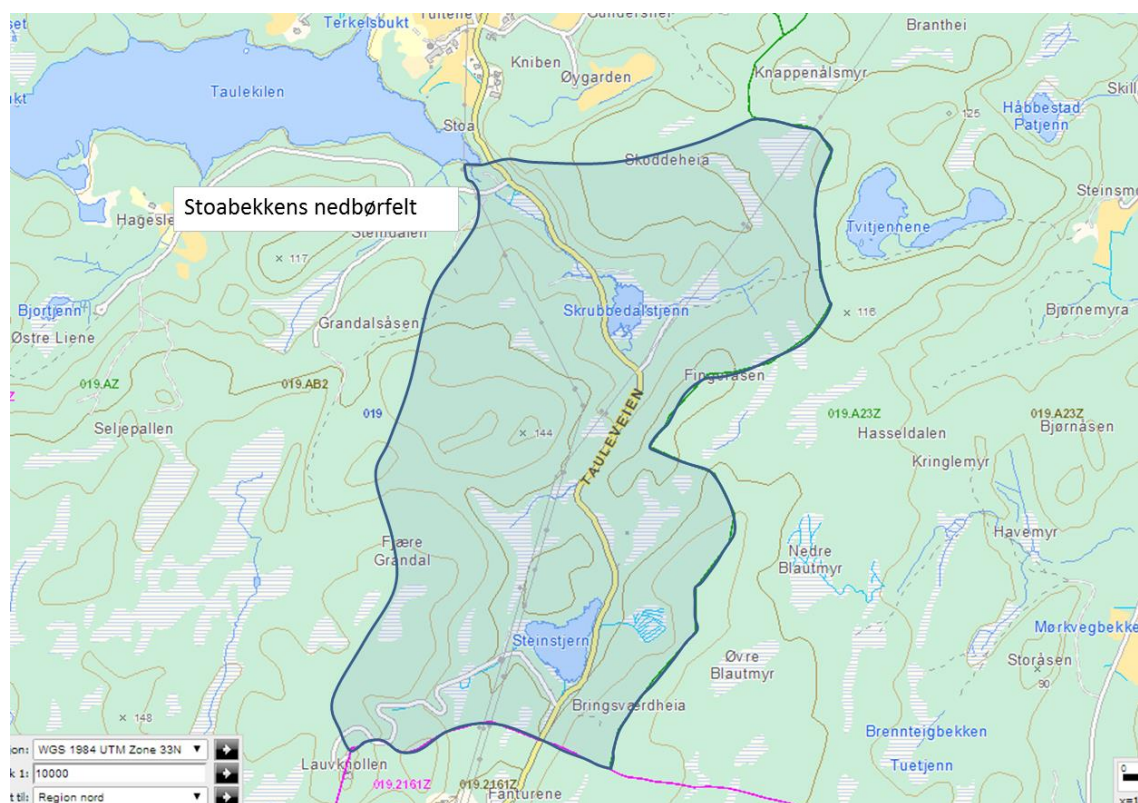
Tabell 5.18 Resultater fra Terkelsbekken

Parameter	22.05.2013	12.06.2013	03.07.2013	14.08.2013	10.09.2013	30.10.2013	Median
E. coli	30	16	37	18	410,0	410	33,5
37 gr. Coli	30	730	276	548	>2400	470	
Kimtall	2400	2000	2000	>30000	>3000	1000	
pH	6,5	6,6	6,5	6,8	6	6	6,50
Konduktivitet	4,9	6,2	4,5	7,4	5,4	4,8	5,15
Farge	76	71	>100	16	25	>100	
Turbiditet	0,76	0,67	0,63	2,8	1,41	0,64	0,715
Total fosfor	17	29	18	56	32	13	23,5
Total nitrogen	570	1000	610	660	1200	860	760

■ Meget god (I)
 ■ God (II)
 ■ Mindre god (III)
 ■ Dårlig (IV)
 ■ Meget dårlig (V)

5.4.2.12 Stoabekken

Stoabekken munner også ut innerst i Taulekilen, og nedbørfeltet strekker seg sydover langs Tauleveien, se **Figur 5.16**. Det er ikke noen bebyggelse i Stoabekkens nedbørfelt, og det er heller ikke noen jordbruksarealer. Resultatene, **Tabell 5.19**, viser at det meste av tiden er det lite forurensning i Stoabekken. Ved regnværsepisoden i september ble det påvist hele 1400 *E. coli* per 100 ml. Dette kommer mest sannsynlig fra fæces fra ville dyr som mus, rådyr, bever, etc. som vaskes ut i bekken når vannstanden i bekken stiger. Siden denne bekken går langs vegen, og kan det også hende at det er en del «veigrøft-bæsj» fra hunder og hest som skylles ut i slike regnværperioder. Det meste av tiden var denne bekken lite forurenset.



Figur 5.16 Stoabekkens nedbørfelt. Kartgrunnlag: NVE-Atlas.

Tabell 5.19 Resultater fra Stoabekken

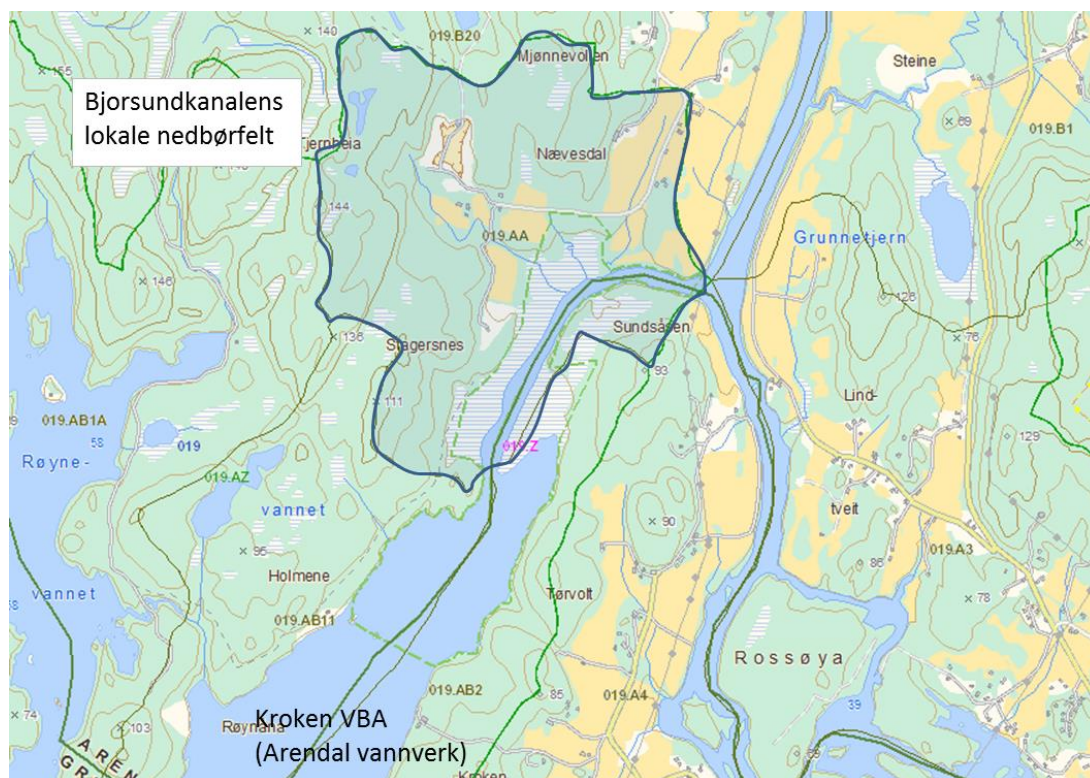
Parameter	22.05.2013	12.06.2013	03.07.2013	14.08.2013	10.09.2013	30.10.2013	Median
E. coli	<10	3,1	<1	18	1400,0	21	
37 gr. Coli	132	390	22	548	2400	390	390
Kimtall	300	1200	590	1800	>3000	1000	1000
pH	5,5	6,3	5,8	6,5	5,5	5,2	5,65
Konduktivitet	3,5	4,2	3,7	5,1	4,4	4,1	4,15
Farge	63	56	85	19	34	82	59,5
Turbiditet	0,43	0,66	0,46	1,36	1,88	0,53	0,595
Total fosfor	6,4	4,1	4,7	8	17	7	6,7
Total nitrogen	230	260	260	330	460	300	280

■ Meget god (I)
 ■ God (II)
 ■ Mindre god (III)
 ■ Dårlig (IV)
 ■ Meget dårlig (V)

5.4.2.13 Bjorsundkanalen

Bjorsundkanalen (**Figur 5.17**) er utløpselven fra Rore, men i perioder kan det renne vann inn i Rore via denne fra Nidelva. Det skjer i perioder hvor vannstanden i Nidelva stiger fortere enn i Rorevannet. På denne måten må man delvis betrakte denne elva som en tilførsel, og man må ha oversikt over den menneskelige aktiviteten som foregår der. Ved de månedlige

prøvetakingene vi tok i sommerhalvåret 2013 (6 tokt) var det rent Nidelva-vann i kanalene ved et tokt, halvblandet med Nidelva-vann ved et tokt, mens det var rent Rorevann i kanalen de fire andre toktene, se kapittel 5.3.2. Det er tre-fire husstander i dette lokale feltet, litt jordbruk, samt et lite pukkverk. De drenerer til den nedre halvdelen av kanalen. Langs den øvre halvdelen av kanalen er det ikke noen menneskelig aktivitet. Uansett vil ikke den lille menneskelige aktiviteten langs kanalen kunne føre mye forurensning inn i Rore, sammenliknet med det som måtte komme med Nidelva. En ser (**Tabell 5.20**) at man observerte høyest konsentrasjon av *E. coli* (22 per 100 ml) her den 10.09.2013, da man ut fra lednings-evnen fant ut at det var hovedsakelig Nidelva-vann i hele Bjorsundkanalen.



Figur 5.17. Det lokale nedbørfeltet til Bjorsundkanalen. Kartgrunnlag: NVE-Atlas.

Tabell 5.20. Analyser av vannprøver fra Bjorsundkanalen sommerhalvåret 2013. Klassifisering etter SFT Veileder 97:04.

Parameter	Benevning	22.05.2013	12.06.2013	03.07.2013	14.08.2013	10.09.2013	30.10.2013	Median
<i>E. coli</i>	ant/100 ml	<10	13	2	6	22,0	3,1	
37 gr. Coli	ant/100 ml	10	46	9	488	610	49	47,5
Kimtall	ant/ ml	60	750	280	260	500	41	270
pH	pH-enheter	5,6	6,1	5,7	5,9	6	5,7	5,8
Konduktivitet	mS/m	2,8	2,2	2,8	2,6	1,8	2,7	2,65
Farge	mg Pt/l	32	27	27	18	23	24	25,5
Turbiditet	FNU	0,52	0,53	0,47	0,5	0,53	0,48	0,51
Total fosfor	µg P/l	5,6	3,4	4,2	4,2	8,7	5,8	4,9
Total nitrogen	µg N/l	430	320	410	400	300	420	405

■ Meget god (I)
 ■ God (II)
 ■ Mindre god (III)
 ■ Dårlig (IV)
 ■ Meget dårlig (V)

5.5 Nidelva som kilde til forurensning av Rore-vannverkene

Nidelva ved Bjorsund og nedover mot Rygene dam, Rore og Syndle har et sammenhengende flatt vannspeil på kote 39 moh når man ser på Kartverkets «Norgeskartet», se **Figur 5.20**. Helt flatt er det imidlertid ikke får vi opplyst ved Agder Energi. På normal vannføring i Nidelva (ca. $106 \text{ m}^3/\text{s}$) er vannstanden ved Rygene dam 38,17 moh, mens vannstanden er ca. 60 cm høyere enn dette oppe ved Bjorsund. Ved flom er høydeforskjellen enda større. Ved 10-årsflom med vannføring $800 \text{ m}^3/\text{s}$ er vannstanden i Nidelva ved Bjorsund 3,5 m høyere enn Rygene dam (Bjørknes og Valland 1989, Spesialrådgiver Audun Bjørknes, Agder energi, pers. medd.).

Nidelva er en stor elv som ved Bjorsund har en middlevannføring på $106 \text{ m}^3/\text{s}$ og en flomvannføring på ca $6\text{--}800 \text{ m}^3/\text{s}$. I ekstremflommen i oktober 1987 ble det målt $1215 \text{ m}^3/\text{s}$ ved Rygene. Innenfor Bjorsund er det to oppfyllingsbassenger på til sammen 14 km^2 (Rore- $7,8 \text{ km}^2$ og Syndle- $6,1 \text{ km}^2$). Gjennomsnittlig vannføring drevet av avrenning fra eget nedbørfelt ut av Rore er $6,23 \text{ m}^3/\text{s}$ (NVE-Atlas Regine). Vannuttaket fra Arendalvannverket er $7,4 \text{ mill m}^3/\text{år} = 235 \text{ l/s}$ og uttaket fra Grimstadvannverket er $3,5 \text{ mill m}^3/\text{år} = 111 \text{ l/s}$. Vannverkernes uttak utgjør således bare 5,5 % av avrenningen fra Rores eget nedbørfelt (dvs. fram til innløpet til Bjorsund fra Rore-sida). Vannverksuttaket er så lite at det vil være positiv over-skuddsavrenning fra Rore hele tiden. Det er imidlertid nokså innlysende at det skal ikke mye vannstandsøkning til i Nidelva før denne utgående strømmen overdøves, og vann renner inn i Rore i stedet for ut.

Flere ganger i året kan man med det blotte øyet se at det renner vann inn i Rore fra Nidelva. Siden Bjorsundkanalen er nokså bred, og det ofte er bølger, er det bare ved større innstrømninger at man ser det. Noen av gangene er innstrømningen så pass omfattende at det også renner vann fra Rore og inn i Syndle, dvs. strømrretningen snur i Syndleelva.

I forbindelse med kanalisering nedenfor Evenstad kraftstasjon i 1983, som ble utført for å øke fallhøyden, kom man ned på marin leire. Det var leire som skapte "grumset", som var synlig ikke bare i Nidelva, men langs betydelige deler av Sørlandskysten også (Sættem 1984). Denne tilgrumsingen trengte også inn i Rore, i alle fall ved et par anledninger var Bjorsundkanalen helt grå av slamholdig vann fra Nidelva. Den første episoden varte fra 25.07 – 04.08 1983. Grumsevannet fordelte seg på overflaten av Rore fordi det var varmere enn Rorevannet. Den andre gangen (08.09.83) var elvevannet kaldere enn Rorevannet, og slammene la seg inn i sprangsjiktområdet på om lag 20-30 m dyp. Også denne gangen tok det en uke til grumsevannet var borte. Ved begge anledninger kunne man spore grumsevannet anslagsvis ca. 4 km inn i Rore (Hindar og Lindstrøm 1989). Det vil si langt forbi inntaket til Arendalvannverket, som er bare 1,5 km innenfor Bjorsundkanalen. I midten av oktober ble det observert betydelige mengder termotabile koliforme bakterier både i overflatelaget og på 15-25 meters dyp ved inntaket til daværende ITA's, nå Nidarkretsens vannverk (Hindar og Lindstrøm 1989). Trolig var det da også en innstrømningsperiode.

Det ble beregnet at om lag 5 mill. m³ vann strømmet inn gjennom Bjorsund på drøyt en uke i begynnelsen av september 1983. Det tilsvarer en gjennomsnittlig vannføring på noe under 8 m³/s (Kfr. Hindar og Lindstrøm1989). At det grumsete vannet ble observert i kanalen i ca. 1 uke, behøver ikke bety at innstrømning pågikk i hele den perioden. Leirpartikler (som det bl.a. var godt om der man grov) holder seg svevende svært lenge i ferskvann.

I følge Vaskinn(1989) sine simuleringer er innstrømningsepisodene kortvarige, gjerne 1 dag eller mindre. Siden vannstanden reagerer raskt på oppstuing i de trange sundene i Nidelva nedenfor Bjorsund, er innstrømningsepisodene ganske hyppige. De varer sjelden lenger enn 2 dager i følge hans beregninger. I snøsmeltingen kan de trolig vare noe lenger. Han fant at det var innstrømning 14 % av tiden og utstrømning 33 % av tiden, mens i mellomtiden var det ikke mulig å registrere strøm i Bjorsundet. Fortynningen frem mot drikkevannsinntaket regnet han til i gjennomsnitt å være faktor 12, men det kunne være betydelig dårligere hvis en betydelig innstrømning fant sted i sirkulasjonsperioden. Vi har funnet at fortynningsfaktoren ville ligge mellom 10 og 18 fram mot vanninntaket ved jevn innblanding når innsjøen sirkulerer (se lenger bak i dette avsnitt). Men, med dagens og fremtidens klimaendringer, kan man teoretisk få det man kan kalle «mer konsentrerte kortslutningsstrømmer». F.eks. i en vinter uten is på Rore (som nå) blir hele vannsøylen kjølet ned til 1, 5 grader eller kaldere. Hvis man får en innstrømning som skyldes en regnværslom hvor det innstrømmende vannet har f.eks. 2,5 grader, så er det mulig for elven dykker ned innenfor Bjorsund og brer seg ut nærmest i konsentrert form akkurat i samme sjikt som inntaksdypet («kortslutningsstrøm»). Da kan man få betydelig forurensning inn i Arendals inntak, i alle fall i teorien. Foreløpig er det ikke noe som tyder på at noe slikt har intruffet basert på analyser av råvannet, men med de klimaendringene vi har nå, og som det er spådd mer av fremover, med milde vintre med mye vind og regn, så vil faren for dette øke i framtiden. Vintersjiktningen vil bli mye dårligere.

I tettstedet Blakstad bor det i dag ca. 2500 personer, se **Figur 5.18**. I tillegg er det et skolesenter, det er også noe industri der, noe som gjør at mennesker pendler inn til området på dagtid. På dagtid er kanskje befolkningen 3000 personer. De aller fleste husstandene i tettstedet er tilknyttet kommunalt renseanlegg, Neset RA. Fra Blakstad til Bjorsund er det en elvestrekning på 8,7 km. På denne strekningen er det jordbruk med gårdsbebyggelse, samt en del annen spredt bebyggelse. Disse har enkle avløpsanlegg bestående for det meste av septiktank og spredegrøft.

Elven har en gjennomsnittlig bredde på omtrent 100 m (gjennomsnitt av 10 målinger på kartet). En kan regne med at gjennomsnittlig dyp på elva på strekningen er 2 m. Man regner da ut at vannet tar ca. 4,5 timer fra Blakstad tettsted og ned til Bjorsund ved normal vannføring. Antar man at midlere dyp er 3 m, bruker vannet 6,8 timer fra Blakstad til Bjorsund. I flomperioder vil transporttiden bli ennå kortere. På så korte transporttider vil det nærmest være ingen tilbakeholdelse av hygienisk forurensning, kun fortynning. Det er tettsteder like ovenfor Blakstad også, som Åmli og Nelaug. Det er derfor ingen tvil om at vannet i Nidelva i perioder kan være betydelig hygienisk forurenset.



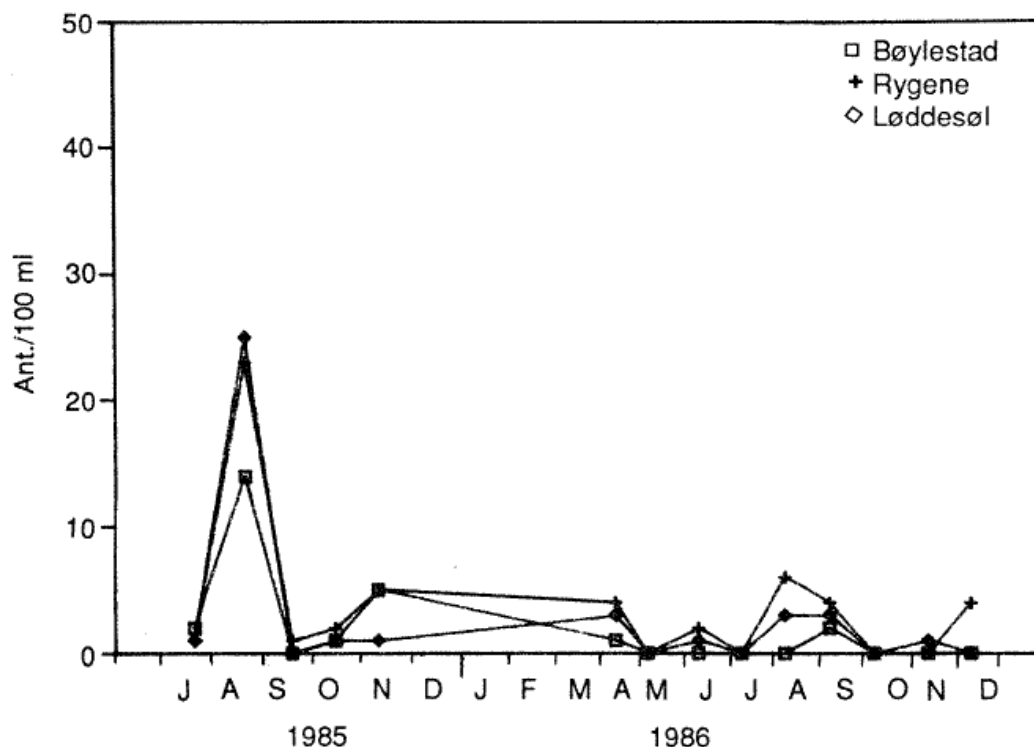
Figur 5.18. Den nære delen av Nidelva oppstrøms og nedstrøms Bjorsundkanalen. Kartgrunnlag: NVE-Atlas.

I vår månedlige prøvetaking i sommerhalvåret 2013 (**Tabell 5.21**) varierte konsentrasjonen av *E. coli* i Nidelva fra 10 til 470 per 100 ml. En må kunne anta at i flomperioder, kan dette bli enda høyere i alle fall i en kort periode i starten av flommen. Ser man på undersøkelsen til Hindar og Lindstrøm i 1989 (**Figur 5.19**) ser at med unntak av verdien fra august 1985, lå alle verdiene i 1985-86 mellom 0 og 6 *E. coli* per 100 ml. Høyeste observerte verdi den gang var 26 per 100 ml. Dette er betydelig lavere konsentrasjoner enn vi fant i 2013. Det ser ut som om den hygieniske tilstanden i Nidelva har forverret seg.

Tabell 5.21. Analyser av vannprøver fra Nidelva rett oppstrøms Bjorsundet sommerhalvåret 2013. Klassifisering etter SFT Veileder 97:04.

Parameter	Benevning	22.05.2013	12.06.2013	03.07.2013	14.08.2013	10.09.2013	30.10.2013	Median
<i>E. coli</i>	ant/100 ml	<10	35	10	470	66,0	13	24
37 gr. Coli	ant/100 ml	31	99	53	12030	610	84	91,5
Kimtall	ant/ ml	180	550	230	290	1000	210	260
pH	pH-enheter	6,5	6,3	6,2	6,4	6,3	6,2	6,3
Konduktivitet	mS/m	1,7	1,5	1,4	1,4	1,5	1,6	1,5
Farge	mg Pt/l	40	28	36	18	7	34	31
Turbiditet	FNU	0,84	0,55	0,58	0,44	0,66	0,53	0,565
Total fosfor	µg P/l	6,9	3,9	4,6	4,3	9,7	7,3	5,75
Total nitrogen	µg N/l	180	310	240	290	300	370	295

■ Meget god (I)
 ■ God (II)
 ■ Mindre god (III)
 ■ Dårlig (IV)
 ■ Meget dårlig (V)

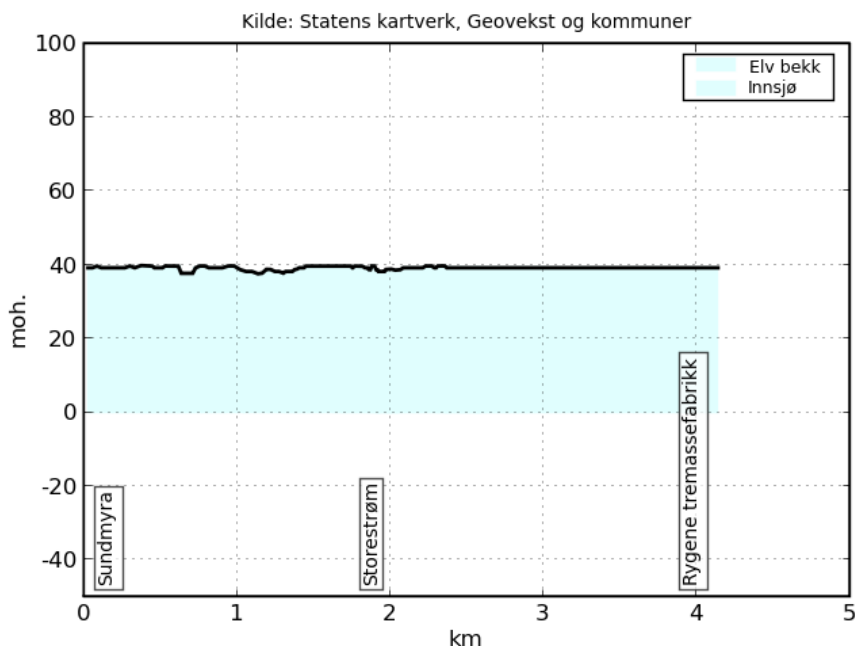


Figur 5.19 Termotolerante koliforme bakterier (ant./100 ml) i Nidelva ved to tidligere år. Løddesøl er rett ovenfor Bjorsund. Etter Hindar og Lindstrøm (1989).

Det er i dag svært liten høydeforskjell på vannet i Nidelva fra innløpet til Bjorsund (Sundmyra) og ned til Rygene dam, se **Figur 5.20**. Det er betydelig innsnevring og terskler ved Krokenområdet mellom Bjorsund og Rygene dam, og det skjer lett oppstuinger her ved vannføringsøkninger, og vann presses inn i Rore.

Ved å se på vannføringsmålinger i Nidelva, ser det ut til at flommer her kan komme til alle årets tider. Det mest karakteristiske er allikevel en flom om våren som følge av snøsmelting, og en periode om høsten på grunn av mye regn. Nidelva har nokså mye høyfjell i nedbørfeltet, mens det mangler i nedbørfeltet til Rore. Man må derfor regne med at snøsmelteflommen i Rores nedbørfelt kommer tidligere enn i Nidelva. Nidelva har også en del store kraftverksmagasiner (som f.eks. Nisser, Nesvatn og Fyresvatn), og deres oppfylling etter vinterens nedtappinger, virker dempende på vårfloppen.

Et lite regneeksempel: Hvis vi tenker oss ett teoretisk scenario at Rorevannet, fra en nedtappet vintersituasjon stiger 2 m i april som følge av snøsmelting og avrenning fra eget felt. I siste uka i april og første uka i mai blir det flom i Nidelva, og vannstanden stiger ytterligere 2 m, denne gang som følge av innstrømming fra Nidelva-vann. Denne stigningen tilsvarer ca. 14 millioner m³, og med et totalt innsjøvolum på 221 millioner m³, vil denne ekstra oppfyllingen tilsvare 6 % av innsjøens volum.



Figur 5.20. Nidelva er temmelig flat fra utløpet av Rore og ned til Rygene dam, med overflaten liggende på 39 moh. Høydekurve etter www.Statkart.no. Vannstandsforskjellene er avhengig av vannføringen i Nidelva. Nivellering foretatt av AE viser at det er 60 cm høyere vannstand ved Bjorsund enn ved Rygene dam ved middelvannføring på ca. 100 m³/s, 3,5 m høyere ved 10-års flom på 800 m³/s.

Hvis vi antar at det er i sirkulasjonsperioden, og det innstrømmende vannet har konsentrasjon av *E. coli* på 500 per 100 ml (maksimalverdi under prøvetakingsprogrammet var 470 *E. coli*/100 ml). Antar videre at Rorevannet selv har 0,1 *E. coli* pr 100 ml, selv om vi finner <1 ved de fleste anledninger. Hvis alt blander seg fullstendig, og vi antar at det ikke skjer noe svinn som følge av utdøing og/sedimentasjon, får vi da resultantkonsentrasjonen *E. coli* i Rore (og i vanninntaket) på 29 per 100 ml. Dette gir en forfynningsfaktor på 17. Høyeste konsentrasjon man noen gang har målt i Arendalsvannverkets inntak er 9 *E. coli* per 100 ml.

5.5.1.1 Kan man se noe Nidelva-adresse fra maks *E. coli* målinger ved Arendalsvannverket?

Vanligvis finner man ikke *E. coli* i råvannsinntaket, og når man har positive funn, så er det gjerne 1 per 100 ml. Enkelte ganger finner man høyere verdier, men noe i nærheten av 29 per 100 ml, som det teoretiske regneeksempelet viste var mulig, har man imidlertid aldri sett.

De høyeste målte konsentrasjoner av *E. coli* i råvannsinntaket til Arendalsvannverket er 9 *E. coli* den 07.10.2009, 6 *E. coli* den 13.11.2006, og 4 *E. coli* den 18.11. 2009.

Vi har innhentet opplysninger om vannføringen i Nidelva, og om nedbøren og om vind de fire forutgående døgn. I tillegg har vi anslått termoklinenes beliggenhet til ca. 15 m 7/10, og på 20 m den 13/11 og 25 m 18/11. Dette er sammenstilt i **Tabell 5.22**.

Tabell 5.22 Værtype og vannføring de tre dagene det ble funnet mest *E. coli* i Arendals-vannverkets råvannsinntak på 28 m dyp.

Dato	07.10.2009	13.11.2006	18.11.2009
E.coli (max funn i råvann)	9	6	4
Vannføring i Nidelva(m ³ /s)	80 (normal-lav)	120 (normal)	230 (høy vannf)
Nedbør 4 siste døgn (mm)	34	0	72
Termoklinens anslåtte beliggenhet	16	20	25
Vindstyrke (kl 13-19) m/s	4,8	2,3	4,2
Vindretning kl 13-19 fra grader	240	220	217

Det første man legger merke til er at alle episodene med høye bakterietall er om høsten, og før fullsirkulasjonen i innsjøen inntreffer, det vil si i en periode hvor sprangsjiktet ligger nokså dypt.

Det er særlig den 18.11.2009 at det er forhold for kraftig innstrømming av vann fra Nidelva, det var også en regnværsperiode med 72 mm nedbør de de fire foregående døgn. Ved så lav vannføring som 80 m³/s som man hadde 7/10-2009, skulle man anta at det skjer svært lite oppstuing i de trange passasjene i Nidelva nedstrøms Bjorsund, og således ikke skulle få noen innstrømming. Men det var 34 mm nedbør, som alt kom den aktuelle dagen, og hvis det var gjeldene for hele Nidelvas nedbørfelt, så er det ikke helt utelukket at det kunne blitt en liten innstrømming. Den 13/11-2009 er det litt over normalvannføring, og man kan få kortvarige innstrømninger ved raske vannføringsøkninger. Det var imidlertid ikke noe nedbør, hverken på dagen, eller på de foregående dager, så det er lite trolig at det har vært noen slike vannføringsøkninger i det aktuelle tidsrom.

Man sitter igjen med en felles nevner, nemlig vind og vindretning. Alle tre dagene blåste det sønnavind på langs av Rore. Dagen før den høyeste verdien ble målt, blåste det kraftig med samme retning. Man får da oppstuing av overflatevannet i Arendalsenden av innsjøen, og så sent om høsten får man lett presset sprangsjiktet ned i inntaksdypet. Sønnavinden lager nordgående strøm i overflaten. Når denne treffer land i nordenden (Bjorsund) vil strømmen bøye ned og gå sydover i termoklinområdet og passere inntaket i passe høyde. Denne strømmen kan ta med seg eventuelle forurensninger fra nordenden av innsjøen (f.eks. litt Nidelva vann som måtte være der fra en kortvarig innstrømmingsepisode).

Noe tydelig Nidelva-adresse kan man imidlertid ikke si at man har funnet på noen av i maks funnene av *E. coli* i Arendals vanninntak ennå. Teoretisk er imidlertid mulighetene til stede for hygienisk forurensning av vanninntaket til Arendal fra Nidelva. Får man en skikkelig innstrømming fra Nidelva en dag da den er på det verste bakterielt sett, og temperaturforholdene og vindforholdene er slik at strømmen dukker ned til det rette dybdesjiktet, kan det teoretisk sett oppstå høye konsentrasjoner av *E. coli* (og humanpatogener) i inntaket. Det virker som om det er mange uheldige omstendigheter som skal inntreffe samtidig for at det skal skje. Men klimaendringene går i en slik retning at muligheten for at Nidelvavann skal kunne komme inn i vanninntaket til Arendalvannverket i nokså konsentrert form, blir større fremover.

5.5.2 Den framvoksende Arendal Lufthavn Gullknapp – En fremtidig trussel for vannforsyningen fra Rore?

Den framvoksende flyplassen på Gullknapp ligger på vannskillet mellom Nidelva og Lilleelva. Det er nå utformet relativt omfattende planer for utbygging av denne flyplassen til regulær passasjertrafikk, som nå ligger i Samferdselsdepartementet til konsesjonsbehandling. Ledelsen for vannverkene ønsker at vi tar med en vurdering av dette i forurensningsanalysen. Flyplassen bygges stadig ut, og ser per i dag ut som på **Figur 5.21** under.



Figur 5.21 Gullknapp 2013. Anleggsarbeider pågår (foto: www.gullknapp.no)

5.5.2.1 Informasjon fra flyplassens hjemmesider (www.gullknapp.no)

Om oss:

I 1984 ble det innkjøpt arealer for å utvikle en lufthavn på Gullknapp. En rullebane på 500 m kunne snart tas i bruk. Blakstad videregående skole har benyttet Gullknapp som øvingsområde og således bidratt sterkt til at rullebanen stadig har blitt lengre. Skolen har også bidratt med å lage vei inn til lufthavnen.

Fra 2003 har Arendal og Froland kommuner gått sterkere inn i lufthavnselskapet. Fra 2007 har Arendal Fossekompani ASA overtatt aksjemajoriteten i Arendal lufthavn, Gullknapp AS. Lufthavnselskapet ønsker å utvikle Arendal lufthavn, Gullknapp til en charter- og taxi lufthavn.

I første omgang ser en for seg flyging med fly og helikopter som har en MTOW på 5.700 kg og maks 9 passasjerseater. I tillegg til taxi- og charterflyging ønsker en å opprette ruteflyging

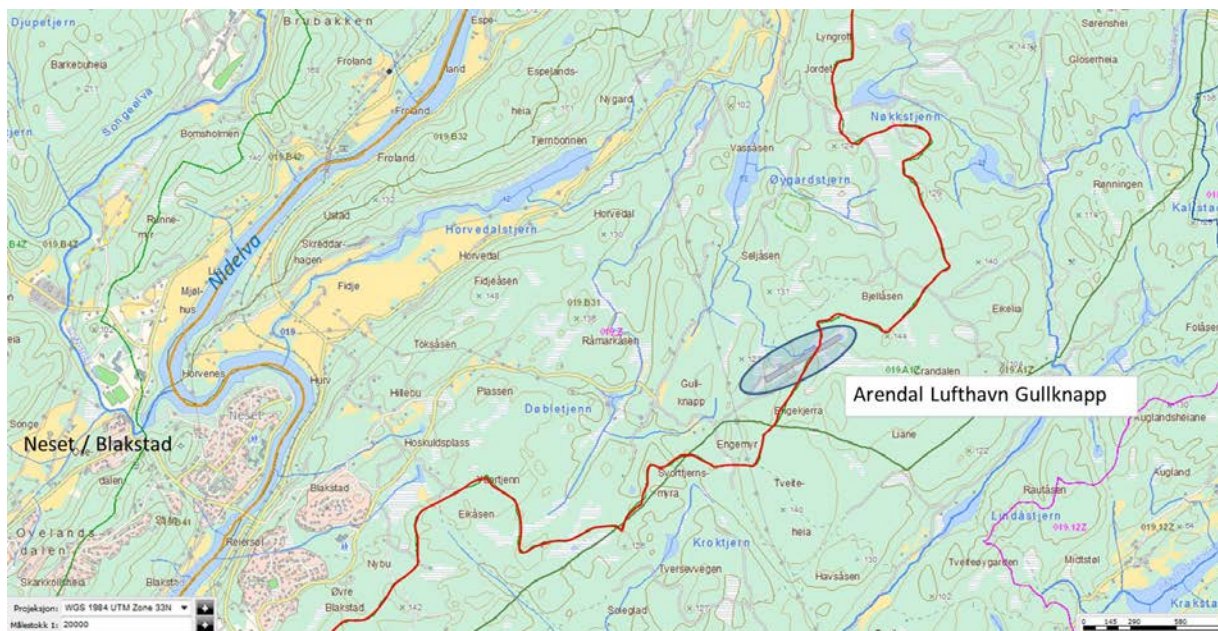
til Bergen og Stavanger. Dette skal være et tilbud til pendlere som har sitt daglige arbeide på plattformene i Nordsjøen og som reiser inn og ut fra Sola og Flesland med helikopter.

I neste byggetrinn ser en for seg at lufthavnen blir bygget ut til å kunne ta i mot fly med opptil 50 passasjer seter. En studie som lufthavnselskapet har fått utført viser at alt ligger til rette for å kunne utvikle Gullknapp til en storflyplass om dette på et senere tidspunkt skulle være ønskelig.

Det er sendt søknad om konsesjon i fjor høst, og denne ligger for tiden i Samferdselsdepartementet for behandling.

5.5.2.2 Beliggenhet

Gullknapp ligger øst for Blakstad som anvist på **Figur 5.22**. Ca. 60 % av flyplassen drenerer mot Nidelva, og 40 % drenerer mot Lilleelv, som renner sammen med Nidelva helt nede i munningen ved havet. Den delen som drenerer mot Nidelva, renner først nordover til Øygardstjern, bekken svinger deretter vest/sydover og renner til Horvestadtjern, og derfra via Hurevja og ut i Nidelva vis a vis Neset rett oppstrøms Blakstad. Dette er en bekkedistanse på 7 km, samt at vannet må gjennom to tjern før det kommer ut i Nidelva. Fra utløpspunktet i Nidelva og ned til Bjorsund er det 10 km elvestrekning målt med distanseverktøyet i NVE Atlas.



Figur 5.22 Arendal Lufthavn Gullknapp ligger på nedbørfelt-grensen (rød strek) mellom Nidelva og Lilleelv rett øst for Neset / Blakstad. Kartgrunnlag: NVE Atlas.

5.5.2.3 Forurensninger fra flyplasser

Forurensning fra flyplasser er i hovedsak knyttet til:

- Glykol fra avising av fly
- Acetat fra avising av rullebane
- Sot og parafin fra uforbrent fuel
- Sanitærløp fra terminalbygg, ol.

I tillegg kommer det forurensninger fra «følgeetablering» av menneskelig aktivitet som alltid følger med en flyplassetablering.

Glykolforurensning fra avising av flyene

De største forurensningsproblemene man har i forbindelse med flyplasser i Norge er avisningsvæsken som brukes på flyene. Dette er en glykol (3-verdig alkohol), som har stort oksygenforbruk når den kommer ut i resipienter.

Det at glykolen har stort oksygenforbruk, betyr at den er lett nedbrytbar. Det er jo i og for seg et gode at det er lett nedbrytbart, men glykol på avveier gjør bekker og tjern for oksygenfrie, samt at det blir vekst av heterotrof begroing av sopp og bakterier. Resipientbekkene kan se stygge ut, og lukte ille, og bunndyr og fisk dør gjerne ut, se **Figur 5.23** fra Lønningsvassdraget ved Flesland i Bergen (Holtan 1996, Bjerknes, 1996, 1998).



Lønningstjern (glykolforurensset)



Nabetjernet til Lønningstjern (naturlig og uforurensset)



Innløpet til Lønningstjern (bakterier og sopp)



Utløpet fra Lønningstjern (bakterier og sopp)

Figur 5.23 Lønningstjern ved Flesland flyplass i Bergen er forurensset av utsig fra lekk avisningsplattform gjennom mange år (foto: Dag Berge).

Det vil ta meget lang tid å bli kvitt denne forurensningen siden grunnen under store deler av områdene anvendt for avising er innsauset med glykol. Grunnen under gamle Fornebo var også innsauset med Glykol, og i det sulfat/sulfid-holdige, anaerobe grunnvannsmiljøet som oppstod, ble det dannet en gruppe giftige stoffer som kaltes merkaptaner. Disse luktet sterkt som løk, og gjennomsyret luften mange steder på gamle Fornebo, kjellerganger, rusegrop, etc. (se Dagestad et al 1994). Den gangen da Fornebo og Flesland ble anlagt, var man ikke klar over disse problemene mange års avising kunne medføre. Det vet man nå, og man vet hvordan man skal håndtere avising for å unngå alvorlig forurensning.

Flesland er (og Fornebo var) landets største og travleste flyplasser, og avisningsplattformene var lekket i mange år. På Gardermoen har de oppsamling og eget behandlingsanlegg, før det går videre til kommunalt RA. Ellers er det vanlig ved mindre flyplasser at de samler opp avisningsvæsken fra plattformens sluk og kjører det vekk til behandling annensteds, eller at de gjenvinner glykolen. Oppsamling via sluk med bortkjøring vil trolig være mest aktuelle løsninger å installere på Gullknapp. Gullknapp vil aldri kunne bli mer enn anslagsvis 1/10-1/20-ende del så travel som Flesland, så å ta hånd om avisningsvæsken på en god måte, bør ikke være noe problem her. Om noe skulle slippes ut vil det være nedbrutt og fortynnet bort på den lange veien gjennom Hurevja vassdraget ned mot Nidelva. Har man avisningsplattformen på den delen av flyplassen som drenerer mot Lilleelva, får man ikke noe slik forurensningstilførsel mot Nidelva. Det lille som blåser av flyene ved takeoff medfører neglisjerbare problemer for vannforurensning.

Avisning av rullebaner

Tidligere benyttet man urea til å avise rullebanen. Urea hadde oksygenforbruk, og det inneholdt nitrogen, noe som fører til eutrofiering (særlig av marine områder). Man har nå stort sett faset ut urea og gått over til å bruke acetater til avising av rullebanene. Dette har også oksygenforbruk og bør samles opp via sluk ved stort forbruk. Det kan være litt problemer med frost i slukene, men det løser man med varmekabler. Man kan ikke benytte salt til avising av flyplasser, som på veiene, på grunn av at korrosjon på flyene utgjør en sikkerhetsrisiko.

Nedfall av sot og uforbrente fuel-rester

Tidligere var det også et problem med nedfall av sot og uforbrent fuel (parafin) i nærheten av store flyplasser. Dette siste problemet er blitt betydelig redusert etter at man fikk turbofan jetmotorene (de «fete, bøtteliknende» motorene i motsetning til den gamle slanke typen). De gamle jetmotorene var avhengig av å komme opp i fart for å få inn nok luft til effektiv forbrenning. Man fikk derfor mye ufullstendig forbrenning under takeoff. Man kunne tydelig se at flyene «kølet» når det steg opp mot himmelen, særlig gamle Ilusjin og Tupolev fra Aeroflot, men også Super Caravelle. Det var mye klage på at det smakte parafin av bringebærene på Snarøya og av fisken i Bærumsbassenget i 1970 og 80-åra. Denne soten inneholdt en del polycykliske aromatiske hydrokarboner (såkalt PAH) hvorav noen var kreftfremkallende (særlig benzo-a-pyrene). NIVA gjorde en undersøkelse av slikt nedfall fra flytrafikken ved Fornebu i 1989 i forbindelse med at Gardermoen skulle asfalteres, og mer eller mindre all flyving på Østlandet gikk over Fornebo. Innflygning og utflygning i nordlig retning gikk over Maridalsvannet og Grefsenkollen, og vi hadde flere nedfallsfeller ved Maridalsvannet. Man fant at dette var helt neglisjerbart for drikkevannsforsyningen fra Maridalsvannet (Grande et. al 1990).

Når man tar i betraktning trafikkforskjellen mellom den sammenslåtte Gardermoen/Fornebo og Gullknapp, er det nokså innlysende at slikt nedfall ikke vil bli noe problem for vannforsyningen fra Rore.

Hygienisk forurensning fra flyplasser

Flyplasser samler folk fra mange steder i verden, og avrenning fra sanitæranleggene kan i teorien spre sykdommer som vi ikke har så mye av i Norge. Dette er en ekstra utfordring på store flyplasser. På Gardermoen går sanitæranleggene til Ullensaker kommunes renseanlegg og behandles der. Man har UV-desinfeksjon på avløpet før utslipp til Leira, en liten elv som renner til Glomma. Det er flere drikkevannsinntak i Glomma nedstrøms, bl.a. FREVAR (Fredrikstad vannverk) som har inntak i Vestvannet, en «utposning» i Glomma lenger nede.

Det bør ikke være noe vanskelig å ta hånd om sanitæravløpene til Gullknapp på en god måte slik at dette ikke fører til noen problemer for drikkevannsforsyningen fra Rore, tatt i betraktning at Gullknapp ikke har potensiale for å bli noen særlig stor flyplass. Man har også mulighet for å la avløpet drenere mot Lilleelv, siden flyplassen ligger midt på vannskillet, så kommer det ikke i konflikt med Rorevannforsyningen i det hele tatt.

Det som kanskje er et større problem, er at flyplassen vil føre til økt boligbebyggelse, hoteller og etablering av mer menneskelig aktivitet langs Nidelva oppstrøms Bjorsund. Dette er nok et argument for at man bør se nøyer på mulighetene for å redusere innstrømningene fra Nidelva og inn i Rore.

5.5.3 Hva kan gjøres for å hindre oppstuing i Nidelva?

5.5.3.1 Endre manøvreringen av Rygene kraftverk?

Vaskinn (1989) gjorde hydrologiske simuleringer om hvordan den planlagte nye Rygene dam som var planlagt bygget i 1991, ville påvirke innstrømningen av vann fra Nidelva inn i Rore. Det ble regnet med flere alternativer, bl.a. at den nye dammen ble bygget 0,5 - 1 m høyere enn den gamle dammen (se også Bjørkenes og Valland 1989). Det kunne således tenkes at den nye dammen var blitt litt høyere enn den gamle, og det er nevnt i kravspesifikasjonen til studien vår at vi skal se på dette, samt muligheten for å redusere innstrømningen ved å justere manøvreringen av Rygene dam. Det ble tatt kontakt med Agder Energi ved Edgard Ommundsen og det ble bragt på det rene at den nye dammen ble bygget nøyaktig like høy som den gamle. I så måte skulle ikke den nye dammen ha medført noe endring for oppstuingen av vann i Nidelva og økt inntrengning i Rore.

I utredningene til Vaskinn (1989) og i oppsummeringen av disse gjort av Bjørkenes og Valland (1989), står det at oppstuingen skjer i de trange sund og terskler ved Kroken, et stykke nedenfor Bjorsund. For å få litt nyere info om dette ble vi henvist til Rune Furre på Rygene Kraftverk. I tillegg til å jobbe på kraftverket, bor han på en gård like ved Bjorsund og er veldig godt kjent i elva. Han kunne fortelle at vannspeilet i Rygene dam holdes konstant på full dam. Ved flom tappes det i bunnluker slik at vannstanden ikke stiger. Han var helt sikker på at det ikke var dammen som stuer opp vann oppe ved Bjorsund. Hvis man

kjører båt fra dammen og oppover de ulike elveløpene, finner man tre stryk som utgjør «flaske-halser». Nedkanten av disse strykpartiene utgjør øvre grense for Rygene dam, se **Figur 5.24**. Det er oppstrøms tersklene ovenfor disse strykene at vannstanden går opp og ned, nedenfor holdes den konstant lik damkrona ved hjelp av tapping fra bunnluker. Det er definerte stryk med høydeforskjell, se **Figur 5.25**.



Figur 5.24 Terskler som danner stryk, og dermed oppstuing, ovenfor Rygene dam. Nedkanten av disse strykene danner øvre «hydrologiske» grensen for Rygene dam. Foto: Statens kartverk.



Figur 5.25 Nærbilde av Stryparti nr. 2 (Kartverkets Norgeskartet). Det er klart definerte stryk med høydeforskjell, dog mindre enn det som gir utslag på Kartverkets høydeprofilverktøy, jfr. **Figur 5.20**. Foto: Statens kartverk.

Dette vil si at man kan ikke løse problemene med hensyn til i innstrømning av Nidelva-vann til Rore ved å endre manøvreringen av Rygene kraftverk.

5.5.3.2 Andre måter å redusere innstrømning på

Det er flere ting man kan gjøre for å redusere innstrømningen av vann fra Nidelva.

1. Øke slukeevnen til elva mellom Bjorsund og Rygene dam
2. Forbygning mot innløpet til Bjorsund
3. Regulerbar dam i Bjorsund
4. Heve vannstanden i Syndle med en halv meter ved steinfylling i Syndleelva

For å øke slukeevnen til elva, så er tersklene i overkant av strykpartiene stedet som først og fremst må angripes. Det er viktig å tenke på hvor mye man vil senke vannstanden oppstrøms disse tersklene før man setter i gang. Vannstanden som er ønskelig i det vernede våtmarksområdet i Bjorsund, vil være viktig i så måte, jfr. info-plakat, **Figur 5.26**. Dette vil gi informasjon om hvor mye av den økte slukeevnen som skal tas ved å gjøre løpet dypere og hvor mye ved å gjøre det bredere.



Figur 5.26 Fra infoplakaten ved Bjorsund Naturreservat, foto: Jon Røstum.

Man ser av flyfotoet (**Figur 5.27**) at det har bygget seg opp en sand-banke (grunne) på «pålandsodden» ved innløpet til Bjorsund som er formet slik at hvis vannføringen i Nidelva øker, så vil en betydelig del (anslagsvis 1/3) strømme inn i Rore bare som funksjon av elvestrømmens bevegelsesenergi. Innstrømningen vil pågå inntil motstand er bygget opp via forhøyet vannstand i Rore. Det bør være mulig å lage en fysisk endring her som reduserer denne innstrømningen i betydelig grad. Dette er også nevnt av Vaskinn (1989), av Bjørknes og Valland (1989) og Hindar og Lindstrøm (1989). Foreløpig kan man tenke seg at tiltaket vil bestå av en buet forbygning fra nordsiden som bøyer av strømmen i Nidelva, kombinert med litt utgraving i sandbanken på «motrømsodden».

En kan også tenke seg at man lager en regulerbar dam litt lenger inn i Bjorsundet som kan reguleres automatisk slik at vann ikke tillates å renne inn i Rore. Denne bør ligge like innenfor den første svingen omtrent i nedre venstre hjørne i **Figur 5.27**. Da unngår man å få inne et par jordbruksbekker som kommer nordfra langs Nidelvas vestside og som munner ut i ytre del av Bjorsundkanalen.

En kan også tenke seg å heve terskelen i Syndleelva med ca. $\frac{1}{2}$ m, f.eks. ved en steinfylling. Man ville da fortære få bygget opp motstand i Rore, ved at vannstanden ville stige raskere. Man kan samtidig opprettholde, eller gjerne øke flomslukeevnen i Syndleelva ved å lage løpet bredere. Selv om gjennomsnittlig vannstand i Syndle vil bli en halv meter høyere, vil

ikke flomvannstanden vår og høst bli noe høyere. Man må utrede hva dette vil bety for brukerinteresser og naturverdier i Syndle. Erfaring tilsier at så liten gjennomsnittlig vannstandsøkning ikke har særlig betydning. Det er flomvannstanden som er hovedproblemet, f.eks. oppstuing i landbrukets drenggrøfter om våren, bærelagsdekke i veier etc. Når terskelen lages av naturlig steinfylling, vil fisken kunne passere som før mellom vannene.



Figur 5.27 Sandbanken som er bygget opp i «pålandsodden» til Bjorsund bidrar til å sende en betydelig del (anslagsvis 1/3) av vannføringsøkning i Nidelva inn i Rore bare som følge av vannets bevegelsesenergi. Foto: Statens kartverk.

Bjorsund ligger i en yttersving i Nidelva. Elvene graver i yttersving, og legger igjen sand på innsiden, se **Figur 5.27** hvor man tydelig kan se den fremtidige kysten av innersvingen bygge seg opp. Tilsvarende utgraving vil skje i yttersvingen. I tillegg er dette en venstre sving, noe som gjør at Correalis også bidrar til mer graving i yttersving. Den naturlige meanderingsutviklingen som er på gang i elva vil bidra til at innstrømningen av Nidelva vil øke i framtiden. At det blir mer nedbør og mer ekstremvær (styrtregn, hyppige og hurtige smelteperioder) vil også bidra til økt innstrømning fremover. Hvis man leser gamle rapporter før Rygene dam ble bygget, står det at vannstandsvariasjonene i Rore var 1-2 m (f.eks. Holtan 1965). Nå sies det at vannstanden kan variere 3-4 m, kfr. Arendal kommunes hjemmesider «Vannstanden i Rore kan variere mellom 38.5 og 43,3 m.o.h. Normalvannstand er ca. 39. m.o.h». (<http://www.arendal.kommune.no/Innbygger/Tjenester/Bolig-og-eiendom/Vannforsyning/Vannets-vei-fra-kilde-til-kran/Vannkilde/>). Dette kunne bekreftes av driftspersonale fra Kroken vannbehandlingsanlegg hvor de ser vannstandsvariasjonene i inntaksrommet som kommuniserer med innsjøens overflate. Også i Grimstads Hovedplan for Vannforsyning fra 2006 står det på side 8 at vannstanden i Rore kan stige 4 m som følge av innstrømning av vann fra Nidelva. Flere lokalkjente personer vi har snakket med rundt Rore under feltarbeidet, sier derimot at vannstandsvariasjonene i Rore aldri er mer enn 2 m, hverken nå eller tidligere.

En må regne med økt bosetning og økt menneskelig aktivitet langs Nidelva fremover og for områdene nedstrøms Nisser (Treungen, Åmli, Nelaug, Blakstad) vil mye av de hygieniske forurensningene som slippes ut til elva fortsatt være i live når ellevannet kommer ned Bjorsund. I tillegg til nevnte tettsteder er det også spredt gårdsbebyggelse langs mye av

elven, hvor avløpene er av enkel standard. Man må derfor regne med at vannkvaliteten i Nidelva blir dårligere framover mht. hygieniske forhold.

Gjennomgangen her viser at det er mulig å redusere i betydelig grad innstrømning av vann fra Nidelva til Rore. Før man kan ta stilling til om- og hvilke tiltak man bør sette i verk, må tiltakene utredes av teknisk konsulent, f.eks. med hydrologisk og forbygningserfaring fra kraftverksbransjen, samt at man også må vurdere konsekvenser for de ulike brukerinteresser, samt de økologiske konsekvenser for verneområdet.

Det mest nærliggende er trolig å øke slukeevnen til elva gjennom de trange sundene i nedenfor Bjorsundet (Krokenområdet) ved å gjøre dem bredere, ikke dypere. Dette vil ikke endre normalvannstanden, men redusere oppstuing ved vannføringsøkinger, og dermed redusere innstrømningene til Rore. Man kan gjøre disse tiltakene litt gradvis, å se i hvilken grad de virker, om det er nok, osv. før man går videre. Se for øvrig diskusjon under diskusjon av beskyttelsestiltak, kapittel 9.4.

5.5.4 Bør man redusere forurensningen i Nidelva?

I henhold til utkast til Tiltaksplanen for Vannområde Nidelva (www.vannportalen.no) er elven i god økologisk status på den nevnte strekningen. Denne tiltaksplanen ser i første rekke på hva som er nødvendig for å bedre/ha kontroll på den økologiske tilstanden i elva, og det er ikke skissert noe behov for tiltak for å redusere utslipp av hygienisk forurensning, da denne type forurensning ikke griper inn i vassdragets økologi.

Om man sammenholder resultatene fra prøvetakingen i 2013 med de fra 1985/86 tyder det på at den hygieniske forurensningen av elva har økt (sml. **Tabell 5.21** og **Figur 5.19**), noe som gjør innstrømningsepisodene mer problematiske for vannforsyning fra Rore. Som nevnt i ovenstående avsnitt kan dette problemet reduseres ved å redusere innstrømningen gjennom Bjorsund, men det kan også reduseres ved å redusere de hygieniske forurensningene i Nidelva. Dette kan være at man installerer desinfeksjon på avløpet fra Neset renseanlegg (Blakstad/Neset), samt at man oppgraderer utslippsanordningene ved den spredte bebyggelsen til samme standard som kreves i det lokale nedbørfeltet til Rore. Det vil si at man installerer tett tank for svartvannet, og behandler gråvannet i godkjent gråvannsanlegg som biofilter/infiltrasjon. Dette vil ikke bare være med på å sikre vannforsyningen for Rorevannverkene, men også vannforsyning rett fra elva, noe som brukes i stor grad av gårdsbebyggelsen langs elva.

Tiltakene her bør utredes sammen med tiltakene for å redusere innstrømningen, både mht. pris og forventet vannkvalitetsforbedring, slik at man kan sammenlikne kostnadseffektiviteten (vannkvalitetsforbedring per investert krone) mellom de to.

6 Hygienisk forurensning av vanninntakene og analyse av smitterisiko

6.1 Hvilke smittestoffer

En rekke sykdomsfremkallende bakterier, virus og parasitter (heretter kalt patogener) kan forårsake vannbårne sykdomsutbrudd dersom de forurensrer drikkevannskilder og ikke fjernes eller inaktiveres før drikkevannet når konsumentene. Avføring fra mennesker, dyr og fugler kan være kilder til slike patogener i Rorevannets 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 mange 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 skilles mer eller mindre ut av alle mennesker og varmblodige dyr, selv om konsentrasjonene i avføring kan variere med flere log₁₀. *E. coli* 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*. Der som *E. coli* påvises i vann indikerer det at vannet er forurensset med avføring og at det derfor er en risiko for at vannet også kan inneholde patogener.

Analyse av *E. coli* gir nyttig informasjon om i hvilken grad en vannkilde og tilførselsbekker er påvirket av fersk fekal forurensning. Siden analysen er enkel og billig benyttes *E. coli* som "hovedparameter" i vårt arbeid med å kartlegge og kvantifisere fekale forurensningskilder.

Mengden *E. coli* i råvannet og dokumentert fravær av *E. coli* i ferdigbehandlet vann forteller likevel «langt fra alt» om smittefaren fra dette vannet. Er det utelukkende friske mennesker og dyr (som ikke utskiller patogener som kan smitte mennesker) i nedbørfeltet, kan det være betydelige 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 *E. coli* / avføring i drikkevannskilden, er risikoen ved å drikke vann som ikke er behandlet med aktive barrierer i vannbehandlingen brått endret. Det var mest sannsynlig det som skjedde i Bergen høsten 2004: Hver høst ble det påvist *E. coli* i råvannet, men akkurat denne høsten rant det avløpsvann med avføring fra kanskje bare en person som var infisert

med parasitten *Giardia intestinalis* ut i drikkevannskilden Svartediket. Dette førte til at flere tusen mennesker ble syke fordi vannbehandlingen ikke hadde noen aktiv barriere mot parasitter (Eikebrokk et al. 2006).

Normalt vil det være langt mer *E. coli* enn humanpatogener (100-100 000 ganger flere) i fekal påvirket overflatevann, spesielt dersom det er dyr og fugler som er hovedkilde til *E. coli*. I noen situasjoner, for eksempel der avføringen stammer fra individer der en stor prosentvis andel er infiserte av et patogen, er det påvist like mye eller mer av en spesifikk patogen som av *E. coli* (Carducci m.fl. 2009; Wu m.fl. 2011). I Glomma, som er påvirket av kloakkutslipp, kan det innimellom påvises minst like mye virus (gen-kopier) som *E. coli* (Rosado mfl., 2014). Det er derimot usikkert i hvilken grad det dreier seg om infektive virus. Noen patogener (som enkelte virus og parasitter) kan overleve lenger i vann enn *E. coli*. Ved «gammel forurensning» kan det derfor være parasitter eller viruspartikler i vannet selv om man ikke kan påvise *E. coli*. Dette kan også gjelde etter vannbehandling, for eksempel etter klorering som er effektivt mot *E. coli*, men der parasittene overlever.

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. Det finnes minimalt med overvåkningsdata med hensyn på disse indikatorbakteriene i tilløpsbekkene til Rore, og de tas derfor ikke med i forurensningsanalysen. Intestinale enterokokker og *Clostridium perfringens* kan dessuten muligens formere seg i miljøet/eventuelt overleve ekstremt lenge i jord, og er derfor ikke så sikre indikatorer på fekal forurensning som *E. coli*.

Rorevannets volum (2×10^{11} 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, rotavirus og adenovirus er eksempler på patogener som har alle disse egenskapene. *Cryptosporidium* og *Giardia* utgjør også en spesiell utfordring fordi de er tolerante overfor klor. 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 bruke *E. coli* for å kvantifisere og sammenligne tilførsler av fekal forurensning fra ulike kilder. For å vurdere smitterisiko er det også nødvendig å vurdere hvorvidt den fekal forurensning fra mennesker og dyr i nedbørfeltet kan inneholde patogener og hvorvidt disse kan transporteres til vannbehandlingsanlegget. I tråd med WHOs guidelines for drinking water (2011) har vi valgt ut noen referanse-patogener: *Cryptosporidium* (og *Giardia*) som representanter for parasitter og *Campylobacter* som representant for patogene bakterier. For virus er usikkerheten spesielt stor både knyttet til utskillelse fra smittede individer, videre skjebne og opprettholdelse av infektivitet i vannmiljøet og doser som er påkrevd for å gjøre mennesker syke. Vi vil likevel forsøke oss på noen forsiktige vurderinger og bruker norovirus som referanse-virus. 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 nedsett immunforsvar, små barn og eldre er generelt mest utsatt.

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 tas 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 nærmere vurdert i vannkildeanalysen, hovedsakelig 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. Verken parasittene *Giardia* og *Cryptosporidium*, humanpatogene virus, *Campylobacter* eller *E. coli* vil, under normale forhold, oppformeres i vannmiljøet.

6.2 Vurdering av de ulike kildene til fekal forurensning med hensyn på produksjon av *E. coli* og mulige patogener

Kilder til fekal forurensning i Rores nedbørfelt er nærmere beskrevet i kapittel 4. Kort oppsummert er dette menneskelig avføring som kan tilføres via innstrømning fra Nidelva (som blant annet er resipient for rensed kloakk), fra lekkasjer fra avløpsledninger i nedbørfeltet, fra avløpsanlegg i spredt bebyggelse og fra mennesker i forbindelse med rekreasjon, samt avføring fra husdyr og ville dyr og fugler.

Mennesker og varmblodige dyr og fugler skiller ut store mengder *E. coli* med avføringen. Typiske verdier er vist i **Tabell 6.1**. Slike verdier er usikre/variable, men de kan være nyttige når man skal anslå hvor mye fekalt materiale som potensielt kan tilføres en vannkilde. Hvis man for eksempel har målte verdier av *E. coli* i bekker oppstrøms og nedstrøms beite eller boligområde kan man så anslå hvor stor fraksjon av avføringen/kloakken som teoretisk produseres som når frem til bekken.

Tabell 6.1. Mengde *E. coli* pr individ pr døgn som utskilles med avføringen fra mennesker og utvalgte dyr og fugler (relevante for Rores 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 Farnleitner m.fl. (2010): 1×10^{10}
Hest (ca 23 kg feces/døgn)	1×10^{10}	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/hjort (ca 1 kg feces/døgn)	5×10^9		Teague m.fl. (2009): 2×10^8 Farnleitner m.fl. (2010): 1×10^{10}
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 (termotolerante koliforme bakterier).

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

Kloakk fra husholdninger (private og kommunale avløpsanlegg) inneholder naturlig nok mye *E. coli*. En typisk konsentrasjon kan være 5×10^6 pr 100 ml (variasjon 10^5 - 10^7 pr 100 ml). I nedbørfeltet til noen drikkevannskilder (som Maridalsvannet i Oslo) er det krav om at svartvannet og gråvannet skal separeres. Svartvannet samles da i tette tanker og kjøres bort, mens gråvannet renses og slippes ut lokalt. 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). Selv om totalutslippet av *E. coli* og patogener fra husholdninger naturligvis vil reduseres ved å samle svartvannet i tette tanker, kan man tenke seg at i sykdomssituasjoner (spesielt hvis husholdningen har spe-barn med diare som «spyles i dusjen») så kan gråvannet inneholde betydelige mengder patogener.

I forbindelse med drikkevann, så regnes avføring fra mennesker normalt som 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. Virus som kan forårsake vannbårne utbrudd antas hovedsakelig å kun smitte fra mennesker til mennesker, selv om nyere studier indikerer at enkelte vannbårne virus (hepatitt E fra gris) også kan være zoonotiske, dvs. smitte mellom dyr og mennesker (Souza m.fl. 2007; 2008). Ved vurdering av helserisiko er det av betydning hvorvidt *E. coli* som påvises i vann stammer fra mennesker eller dyr. Dette gjelder altså spesielt ved vurdering av fare for forekomst av humanpatogene virus, men også til en viss grad med hensyn på parasitter. De største drikkevannsbårne utbruddene forårsaket av *Cryptosporidium* skyldes den humanspesifikke arten *Cryptosporidium hominis*, som utbruddet i Milwaukee, USA i 1993 der 400 000 personer ble rammet, og utbruddene i Sverige (Østersund i 2010 og Skellefteå i 2011) der over 20 000 mennesker ble antatt syke i hvert av utbruddene. 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 6.2**). Personer infisert med norovirus kan skille ut opp til 10^{11} viruspartikler pr gram (dvs. opptil 10^{14} pr døgn). Blant mennesker som er smittet, så vil mengden patogener som skilles ut med avføringen variere med flere $\log_{10}$. Noen skiller ut lave mengder, mens andre, såkalte «super shedders», skiller ut langt mer patogener enn gjennomsnittet. Avløpsvann fra kun en bolig med en «super shedder» kan ha et stort smittepotensial.

Tabell 6.2 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.	Antar i akutt sykdomsfase omtrent samme som <i>E. coli</i> , dvs 1×10^8 <i>Campylobacter</i> spp.: 10^6	(WHO, 2011)
Rotavirus	10^9	WHO (2011)
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	10^7	WHO (2011)
<i>Cryptosporidium</i> oocyster	10^7	WHO (2011)

I tillegg til avløpssystemer, kan mennesker som oppholder seg i nedbørfeltet i forbindelse med bading og annen rekreasjon være mulige kilder til sykdomsfremkallende virus, parasitter og bakterier. 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). Uhellsutslipp kan også forekomme, spesielt hos mennesker med diaré og spesielt blant små barn.

Ved bading bør man 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). Likevel, det som virkelig kan føre til betydelige tilførsler av patogener, er direkteutslipp i vannet fra personer i akutt sykdomsfase (med stor utskillelse av patogener). Sannsynligheten for en slik hendelse (både «uhell i vannet» og «smittet person» og i verste fall «super shedder») er nok ikke så stor, men sannsynligheten øker dersom det er flere som bader.

Som vist i tabellen over kan avføring fra mennesker ha et stort potensiale for å tilføre betydelige mengder sykdomsfremkallende mikroorganismer til drikkevannskilder. Vi vil senere vise hvordan sprangsjiktet i Rore 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). Blant dyreslag som finnes i Rores nedbørfelt var det studier som viste at rådyr, elg, bever, rev, sauer og hester gjennomsnittlig 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). Studier har vist at både *Giardia* og *Cryptosporidium* er ganske vanlig i avføring fra hunder i Norge (Hamnes et al, 2007). Likevel, det begrensede datamaterialet indikerer at hovedparten av de infiserte hundene i Norge er infisert med arter av *Cryptosporidium* eller genotyper av *Giardia* som vanligvis ikke er assosiert med infeksjoner hos mennesker. Kalver av storfe er kanskje den største trusselen når det gjelder parasitt-smitte til drikkevannet fra dyr. De kan potensielt skille ut store mengder *Cryptosporidium parvum* som også kan smitte mennesker, opptil 10^{10} pr døgn i de første leveukene (Nydam et al., 2001). Utskillelsen er langt lavere hos eldre dyr. Internasjonalt finnes det bever som er smittet med humanpatogene *Giardia* og bever har blitt knyttet til utbrudd av vannbåren giardiasis i USA (beaver fever). Beverne i Norge er av en annen art enn beverne i Nord-Amerika (*Castor fiber* i Europa og *Castor Canadensis* i Nord-Amerika). Det er foreløpig ikke påvist *Giardia* i bever i Norge, men både *Giardia* og *Cryptosporidium* er funnet i europeiske bever i Polen (Lucy Robertson, personlig meddelelse).

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 er storfe, gris og kylling. Det finnes noe storfe i Rores nedbørfelt (totalt 76, men bare 16 i Rores lokalfelt). Det finnes også noe sau i nedbørfeltet (68 totalt, 10 i lokalfeltet), 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.

Også fugler kan være en betydelig kilde til humanpatogene bakterier. Kapperud og Rosef (1983) rapporterte stor 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 Rorevannets nedbørfelt vil være nødvendig for å vurdere smittesituasjonen. Prøvetakning 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 («super shedder»). 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*.

6.3 Hvor mye av den fekale forurensningsproduksjonen kommer frem til Rorevannet

Bare en liten del av avføringen som produseres i Rorevannets nedbørfelt vil komme frem til Rorevannet. For at fekalkilden skal påvirke drikkevannskilden må det være en mulig transportvei (direkte utslipp, mulighet for overflateavrenning, transport under overflaten osv.) mellom fekalkilden og Rorevannet eller tilløpsbekker. Transporttiden er også viktig fordi lang transporttid vil føre til utdøying av *E. coli* og patogener.

Ved å legge inn vann i hytter kan man for eksempel generere en slik "transportvei" ved at avløpsvann må transporteres ut av hytta, med generelt økt risiko for å transportere med seg fekal forurensning. Innlagt vann krever derfor gode renseløsninger. For boligene i Rores nedbørfelt er dette gjort ved bruk av septiktank og infiltrasjon i spredegrøft for spredt bebyggelse eller ved å lede kloakken fra boligområder ut av nedbørfeltet til kommunalt renseanlegg. Lekkasje fra kloakkledningene eller dårlig tilbakeholdelse av mikroorganismer i de lokale renseløsningene, kan føre til at det tilføres patogener til Rorevannet. Ulovlig utslipp av avløpsvann direkte i tilløpsbekker kan gi store tilførsler av fekal forurensning. Når det strømmer inn forurenset vann fra Nidelva via Bjorsund vil det helt klart kunne tilføres *E. coli* og patogener til Rorevannet. Dette har vi forsøkt å kvantifisere i senere kapittel.

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 overlevelsessevnen 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 nedbørsmengder og snøsmelting. Det kan antas at en del av avføringen fra 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 avføringen vaskes ut i bekken. Hunder på tur kan typisk gjøre fra seg i veigrøfter. Når regnet kommer fylles grøftene med vann og avføringen kan ha fått en transportvei via tilførselsbekker og ut i Rorevannet.

Mengden *E. coli* som tilføres via de ulike tilførselsbekkene (*E. coli* tilført pr døgn) er på ingen måte konstant, og avhenger blant annet av værforhold som fremmer utvasking og forekomst av dyr/forurensningsskapende aktiviteter/mulige lekkasjer fra kloakkanleggene i lokalnedbørfeltet på de ulike tidspunkt. Basert på målte verdier i bekkene (kapittel 4) multiplisert med vannføringen kan vi få et visst inntrykk av tilførselene fra de ulike bekkene, **Tabell 6.3**:

Tabell 6.3 Grovt estimat over tilførsel av *E. coli* fra Rore's ulike tilførselsbækker / elver

Bekk	Vannføring Qmiddel (m ³ /s)	<i>E. coli</i> tilført pr døgn		Fekalkilder (se utfyllende info i kapittel 4)
		Median*	Maximum**	
Fjæreheiabekken	0.018	1x10 ⁸	8x10 ¹⁰ !	Ville dyr/fugler
Dreidalsbekken	0.006	4x10 ⁷	3x10 ¹⁰ !	Ville dyr/fugler
Rosholtbekken	0.023	7x10 ⁸	3x10 ⁹	30 husstander, planteskole
Nordåsbekken	0.016	6x10 ⁸	3x10 ¹⁰	65 husstander
Imenesbekken	0.024	1x10 ¹⁰	3x10 ¹¹	3 gårdsbruk, 3 hester, skytebane, ville dyr
Syndleelva	3,96	1x10 ¹⁰	7x10 ¹¹ !	2 boliger, sagbruk, ville dyr
Gurebostrømmen	0.054	2x10 ⁸	3x10 ⁹	16 storfe, sauer, 4 hus
Stemmevannsbekken	0.84	1x10 ⁹	7x10 ¹¹	Ville dyr/fugler, hytte
Røynånbekken	0.86	3x10 ⁹	2x10 ¹² !	Ville dyr/fugler
Terskelbekken	0.013	2x10 ⁸	5x10 ¹⁰	
Stoabekken	0.021	2x10 ⁸	3x10 ¹¹	
Nidelva#			3x10 ¹²	Avløpsrenseanlegg, spredt bebyggelse, landbruk

*Median beregnet ut fra midterste målte *E. coli* konsentrasjon multiplisert med midlere vannføring (Qmid)

**Maksimum beregnet ut fra høyeste målte *E. coli* konsentrasjon multiplisert med 10xQmid (hvis maksimum ble målt under regnvær) eller Qmid (hvis maksimum ble målt under tørrvær).

! Kun en prøve med mye *E. coli*, resten lave!

#Vann fra Nidelva vil kun strømme inn i Rorevannet få ganger i året. Maksimum tilført per døgn er her beregnet ut fra en innstrømning på 30 m³/s og 100 *E. coli*/100 ml i Nidelva. Nidelva er tatt med for å illustrere at ved stor innstrømning herfra kan dette være den dominerende kilde til *E. coli* i Rorevannet.

Med så få prøver (kun 5) fra tilløpsbekkene skal vi ikke tillegge de beregnede verdiene i tabellen over for stor vekt, fordi de er svært usikre. Høy maksimum beregnet *E. coli* tilført per døgn fra flere av bekkene (Fjæreheiabekken, Dreidalsbekken, Syndleelva, Røynånbekken) stammer fra en prøve med mye *E. coli*, mens resten av prøvedagene var det lite *E. coli*. Det er likevel hvert år merke seg «trenden» at under kraftig nedbør kan det tilføres betydelige mengder *E. coli* fra «uberørte områder» der kun dyr og fugler antas å være kilde, f. eks 8 x 10¹⁰ *E. coli* per døgn fra Fjæreheiabekken, som er ekvivalent med *E. coli* fra ca. 8 personer. Eller enda verre fra Røynånbekken (2x10¹² som er ekvivalent med *E. coli* fra ca. 200 personer, kanskje feilmåling?). Slik forurensning fra ville dyr og fugler som vaskes ut i bekken når det regner vanskeliggjør påvisning av mulige lekkasjer fra avløpsanlegg under nedbør (som er en «farligere» forurensning med hensyn på smittestoffer). Syndleelva, Røynånbekken og Stemmevannsbekken er korte utløpsbækker fra store innsjøer rett oppstrøms, og skulle således forventes å ha lite bakterier, og konsentrasjonene her skyldes i hovedsak tilførsler på den lokale strekningen etter innsjøen. Når man ganger med den store vannføringen får disse stor betydning, og en feilanalyse, eller en tilfeldig høy «slenger» vil kunne gjøre store utslag.

Modellering av spredning av *E. coli* i Rore (som beskrives nærmere i senere kapittel) viser at det må tilføres i størrelsesorden 3x10¹¹ *E. coli* per døgn kontinuerlig i sirkulasjonsperioden for

at vanninntakene skal påvirkes av 1 *E. coli* per 100 ml (som er deteksjonsgrensen for metoden). Basert på verdiene beregnet i tabellen over, så er tilførslene fra flere av elvene/-bekkene for små til å påvirke vanninntakene med målbare konsentrasjoner av *E. coli*. De fleste bekkene ville derimot påvirket vanninntakene med målbare konsentrasjoner av *E. coli* dersom man hadde analysert 10 L vann i *E. coli* analysen, som man pleier å gjøre med parasittanalyser. Man bør også merke seg at *E. coli* har forholdsvis kort levetid i vann sammenliknet med enkelte andre mikroorganismer, f.eks. parasitter.

6.4 Fare for at sykdomsfremkallende mikroorganismer fra de ulike kildene når råvannet til vannbehandlingsanleggene

Vannbehandlingsanleggene tar råvannet på dypt vann. For at fekal forurensning som tilføres Rorevannet skal utgjøre en trussel for drikkevannskvaliteten, må patogenene som tilføres transporteres ned til råvannsinntakene i tilstrekkelige mengder, samtidig som evnen til å forårsake infeksjoner beholdes. Dette vil vi diskutere nærmere i det følgende kapitlet.

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

Overlevelsessevnen 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 sedimenter 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 Rorevannet 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.

6.4.2 Hvilken risiko er knyttet til ulike patogenkonsentrasjoner i råvannet?

På grunn av det store fortynningsvolumet i Rorevannet, og råvannsintak på dypt vann, vil det aldri bli veldig høye konsentrasjoner av patogener i råvannet. I tillegg vil vannbehandlingen med koagulering, filtrering og UV-desinfeksjonen normalt fjerne eller inaktivere flere

$\log_{10}$. Dette er nærmere beskrevet i analysen av vannbehandlingsanlegget. Ved 1 patogen/L i råvannet og 5 $\log_{10}$ reduksjoner i vannbehandlingen blir konsentrasjonen i ferdigbehandlet drikkevann 0.00001 patogener/L som regnes som akseptabelt i henhold til WHO (2011).

Risikoen knyttet til ulike patogenkonsentrasjoner i råvannet er helt avhengig av hvor godt vannbehandlingen fungerer. Ved de store utbruddene forårsaket av *Giardia* i Bergen i 2004 (ca. 6000 estimert syke) og *Cryptosporidium* i Østersund i 2010 (over halvparten av de ca. 50 000 abonnentene ble estimert syke) var konsentrasjonen av parasitter i råvannet sannsynligvis ikke særlig høy (kanskje i størrelsesorden $<1-10$ pr L) pga betydelig fortynning i vannkildene (innsjøene Svartediket i Bergen og Storsjön i Østersund). Såpass store sykdomsutbrudd kunne likevel skje fordi vannbehandlingen ikke hadde virksomme barrierer mot parasitter, og at det her var snakk om parasitter med svært lav infektiv dose. Analysen av vannbehandlingsanleggene i Grimstad og Arendal (kapittel 8) viser at selv om disse er bygget med to barrierer mot f.eks parasitter, så kan det innimellom forekomme svikt i vannbehandlingen og desinfeksjonen. Når vi nå skal gjennomgå resultater fra spredningsmodellering av tenkte utslipp av patogener, kan det være nyttig å ha et inntrykk av hva ulike simulerte konsentrasjoner av patogener i råvannet kan bety for mulig sykdom blant konsumentene, gitt at det samtidig er svikt i vannbehandlingen.

Patogenene som vurderes i denne forurensningsanalysen har alle den egenskapen at de har lav infektiv dose, dvs. at det teoretisk er nok å få i seg en (eller få) for å utvikle sykdom. Det er derimot ikke gitt at man får infeksjon selv om man får i seg en, og det er ikke alle som får infeksjon som utvikler sykdom. Kvantitativ mikrobiell risikovurdering (QMRA) blir i økende grad brukt for å bestemme risikoen for infeksjoner eller sykdom forårsaket av ulike patogener knyttet til konsum av drikkevann (WHO, 2011). Dose-responsvurderinger er en viktig del av QMRA og ser på forholdet mellom dosen (inntaket av infektive patogener) og forventet helseeffekt, dvs. hvor stor del av vannkonsumentene som blir infiserte eller utvikler sykdomssymptomer etter inntak av ulike doser.

I en svært forenklet modell, som er i samsvar med WHO (2011) kan vi anta at patogenene er homogent fordelt i vannmassene. Ved de lave patogenkonsentrasjonene som finnes i drikkevann kan man grovt forenklet bruke en lineær dose-respons modell der sannsynligheten for infeksjon beregnes ved: $P_{\text{infeksjon}} = C_{\text{drikkevann}} \times V_{\text{drikkevann}} \times r$

Der:

$C_{\text{drikkevann}}$ er patogenkonsentrasjon i drikkevann (antall patogener pr liter),

$V_{\text{drikkevann}}$ er volum ukokt drikkevann som hver konsument drikker pr døgn, settes til 1 liter i denne forenklede modellen.

r er dose-respons parameter som angir sannsynligheten for infeksjon ved å få i seg en patogen. Denne settes til 0.2 for *Cryptosporidium* og 0.019 for *Campylobacter* (basert på WHO, 2011).

Videre antar vi at sannsynligheten for å utvikle sykdom hvis man blir infisert er 70 % for *Cryptosporidium* og 30 % for *Campylobacter* (WHO, 2011).

Basert på disse antagelsene kan vi sette opp en tabell over forventet sannsynlighet for infeksjon og sykdom ved ulike patogenkonsentrasjoner i drikkevannet (**Tabell 6.4**). Det må bemerkes at det er mye usikkerhet knyttet til disse estimatene, men de kan gi et inntrykk av

«omtrentlig risiko» ved å få i seg ubehandlet/delvis behandlet drikkevann etter ulike utslipps-hendelser. Vi har ikke inkludert norovirus i tabellen, men basert på Thebault mfl. (2013) vil sannsynligheten for sykdom forårsaket av infektive norovirus være i samme størrelsesorden som vi har oppgitt for *Cryptosporidium* ved tilsvarende lave patogenkonsentrasjoner.

Tabell 6.4 Sannsynlighet for infeksjon ($P_{\text{infeksjon}}$) med ulike referansepato gener ved inntak av drikkevann med ulike konsentrasjoner av infektive patogener (sannsynlighet pr dag)**. Tabellen viser også estimert antall syke mennesker blant de som drakk vann denne dagen

Konsentrasjon (patogener/L) i ferdigbehandlet drikkevann*	<i>Cryptosporidium</i> (samme størrelsesorden for norovirus)		<i>Campylobacter</i>	
	$P_{\text{infeksjon}}$ pr dag	Antall syke pr dag	$P_{\text{infeksjon}}$ pr dag	Antall syke pr dag
1	0.2	1 av 7	0.019	1 av 180
0.1	0.02	1 av 70	0.0019	1 av 1800
0.01	0.002	1 av 700	0.00019	1 av 18000
0.001	0.0002	1 av 7000	0.000019	1 av 180000
0.0001	0.00002	1 av 70000	0.0000019	1 av 1.8mill
0.00001	0.000002	1 av 700000	0.00000019	1 av 18 mill

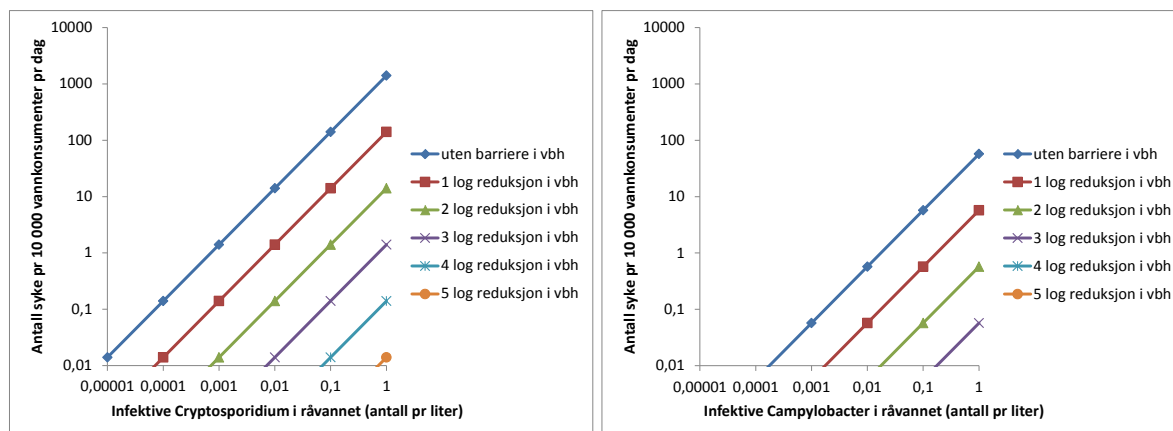
*Det er viktig å påpeke at dette er konsentrasjoner i ferdigbehandlet drikkevann (ikke råvann) av infektive patogener (dvs patogener som kan forårsake infeksjoner hos mennesker). Metodene som normalt brukes for å påvise virus og parasitter i vann vil også påvise en betydelig andel som ikke er infektive, enten at de har mistet sin evne til å skape infeksjoner (påvisbare, men ikke infektive) eller at de er av en type som ikke infiserer mennesker (gjelder parasitter der noen arter og genotyper fra dyr ikke kan skape infeksjoner hos mennesker, men de påvises ved standard analysemetode). Selv om det påvises 0.1/L (dvs 1/10 L) parasitter i drikkevann er det derfor mindre sannsynlig at 1 av 70 som drikker ubehandlet vann denne dagen blir syke, men det kan skje hvis parasittene som påvises er av den mest infektive typen (eksempel: *Giardia*-utbruddet i Bergen, *Cryptosporidium*-utbruddet i Østersund).

**Sannsynlighet for infeksjon pr dag kan eventuelt multipliseres med 365 for å beregne sannsynlighet for infeksjon pr år ved en gitt konsentrasjon. Man antar da at de ulike eksponeringene er uavhengige og at det ikke bygges opp immunitet. Dette er grovt forenklet, men en akseptabel forenkling ved lave nivåer av patogener (WHO, 2011). Mest aktuelt for Arendal og Grimstad vannbehandlingsanlegg er nok heller å anta at man normalt har 5 log reduksjoner i vannbehandlingen, og dersom patogenkonsentrasjonen i råvannet normalt er < 1/L blir det < 0.00001 patogener/L i ferdigbehandlet drikkevann (som er akseptabelt i henhold til WHO, 2011). På enkeltdager kan man derimot ha svikt i vannbehandlingen og da kanskje bare 1-2 log₁₀ reduksjoner av patogener.

Dersom et forurensningsutslipp, kombinert med svikt i vannbehandlingen, fører til at mer enn 1 av 100 blir syke (f.eks 400 av 40 000 i Arendal) vil det mest sannsynlig registreres som et vannbårent utbrudd. Dette må karakteriseres som en svært alvorlig konsekvens for vannverket. Sannsynligheten for en slik hendelse bør derfor være liten og kan minimeres ved å ha god kontroll på barrierene i vannbehandlingen. Sannsynligheten kan ytterligere reduseres ved å innføre restriksjoner på aktiviteter som kan føre til utslipp av betydelig mengder patogener. At 1 av 10 000 blir syke (4 av 40 000 i Arendal) vil neppe registreres som et utbrudd som vannverket får skylden for, det kan jo «bare være noe de har spist». Det er likevel en hendelse som bør unngås (da det også kan være starten på et større utbrudd der førstemann ble smittet fra vannet og resten fra person-til-person). Aktiviteter som i verste fall medfører utslipp som gir < 0.00001 patogener/L er det mindre grunn til å legge restriksjoner på.

Figur 6.1 viser sammenhengen mellom antall infektive patogener i råvannet og forventet antall syke etter en dag med denne patogenkonsentrasjonen i råvannet, ved ulike log-reduksjoner i vannbehandlingen. Figurene illustrerer at et større utbrudd (> hundre syke i Arendal og Grimstad) kan forventes ved total svikt i vannbehandlingen og $\geq 0.1/L$ infektive norovirus eller *Cryptosporidium* og $> 1/L$ *Campylobacter* i råvannet. Ved en dag med delvis svikt i

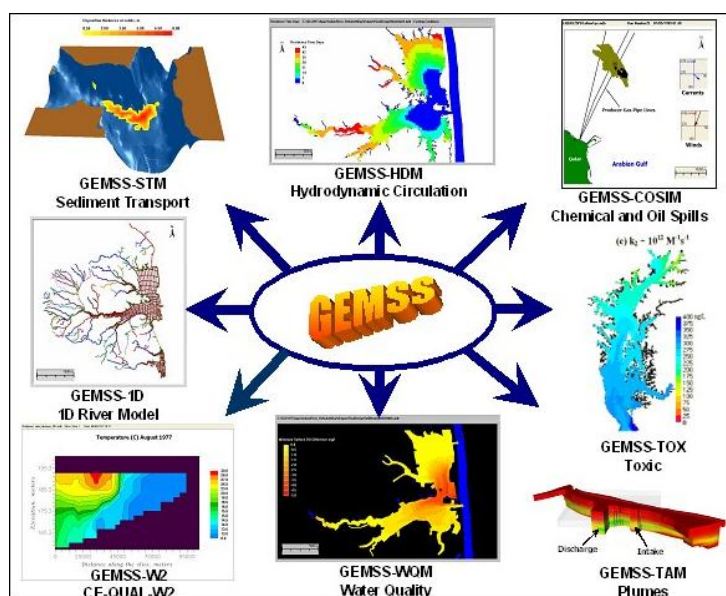
vannbehandlingen, dvs. 2 log-reduksjoner, vil i størrelsesorden 10-100 personer i Arendal og Grimstad kunne bli syke hvis det samtidig var 1/L infektive norovirus eller *Cryptosporidium* i råvannet, mens dette scenariet kun hadde ført til et par syke med hensyn på *Campylobacter*.



Figur 6.1 Figurer som illustrerer sammenheng mellom antall infektive patogener i råvannet og antall syke pr 10 000 vannkonsumenter som drakk vann denne dagen, ved ulike log-reduksjoner i vannbehandlingen. Tallene må vurderes som «omtrentlige verdier» med stor usikkerhet. Forventet antall syke forårsaket av infektive norovirus vil være i samme størrelsesorden som for *Cryptosporidium* ved slike lave patogenkonsentrasjoner.

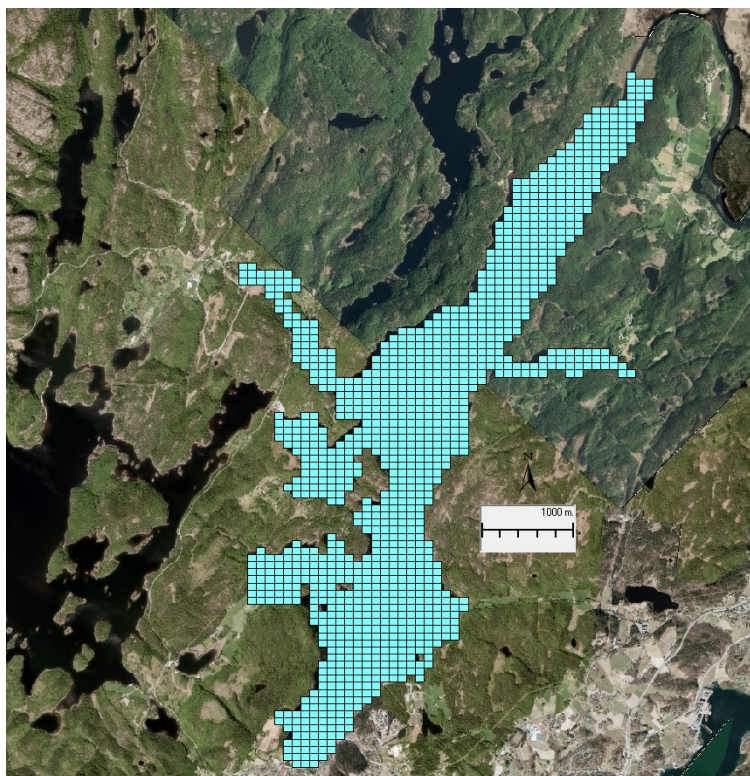
6.5 Beskrivelse av strøm- og spredningsmodellen brukt i simuleringen

For å modellere spredning av *E. coli* og patogener i Rorevannet har vi benyttet den 3-dimensjonale modellen GEMSS, **Figur 6.2**. Modellen beregner strøm, temperatur, konsentrasjon av stoffer med ulike egenskaper, inkludert tarmbakterier, vannkvalitet, sedimenttransport, spredning av olje mm. 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. For hver celle ble resultatene beregnet skrittvis fremover i tid. 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.



Figur 6.2 GEMSS er en pakke med modeller. I sentrum står en hydrodynamisk modell. Det er flere tilleggsmoduler, blant annet vannkvalitet med spredning av bakterier.

Vi utførte simuleringer med meteorologiske og hydrologiske forhold som i 2011-2012. Det ble lagt vekt på strøm, temperatur og bakterier (*E. coli*). Rore ble inndelt i beregningsceller. Horisontalt var disse 70 m x 90 m og vertikalt 1 meter, **Figur 6.3**. Resultatene ble beregnet suksessivt framover i tid med tidskritt på et par minutter.



Figur 6.3. Rore ble inndelt i beregningsceller. Horisontalt var disse 70 m x 90 m og vertikalt 1 meter.

I modellen ble det lest inn meteorologiske data hver 6. time (lufttemperatur, duggpunkt temperatur, vindstyrke, vindretning, skydekke og lufttrykk) fra Meteorologisk institutt sin stasjon i Grimstad (38140 Landvik).

Det forelå ikke vannføringsmålinger fra Rores nedbørfelt. Vi benyttet derfor siste 30-årsnormal med spesifikk avrenning på 27 l/s/km². Denne middelvannføringen ble fordelt over året i henhold til målinger fra vannføringsstasjon 18.4 Lunde, **Figur 6.5**. Arealene til de enkelte delnedbørfelt er vist i **Tabell 6.5**.

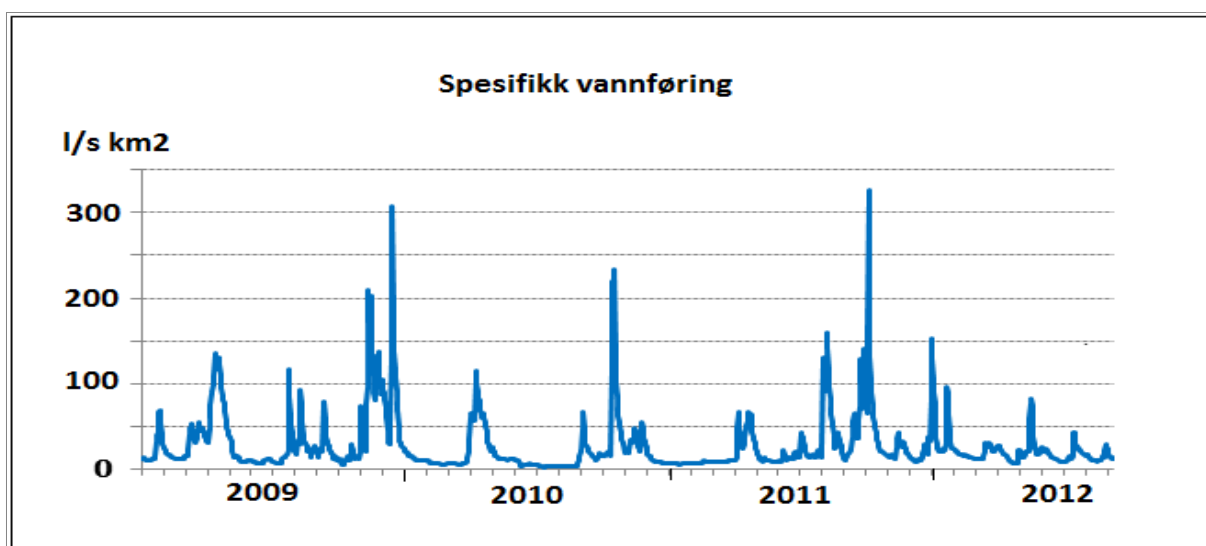
Disse dataene ble hentet fra databaser hos Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE). Nedbørfeltet til Rore på 188 km² resulterer i en midlere vannføring på 5 m³/s. Vanninntakene til Arendal og Grimstad ble holdt konstante lik 0,235 m³/s og 0,111 m³/s henholdsvis, dvs. til sammen 7 % av tilrenningen.

Temperaturen på vannet i tilløpselvene ble modellert ved å anta at denne temperaturen var i likevekt med klimaet på et hvert tidspunkt.

Det ble gitt typiske verdier av *E. coli* konsentrasjon for hver av tilløpsbekkene basert på observerte verdier innen prosjektet, i **Tabell 6.5**. Konsentrasjonene ble holdt konstante lik observert median verdi i løpet av 2013. Medianverdien representerer den vanligst forekommende konsentrasjonen. *E. coli* ble gitt en overlevelsessevne tilsvarende en halveringstid på 1 døgn ved 20 °C og 4,5 døgn ved 4 °C.



Figur 6.4 Tilløpsbekker og inntak til vannbehandlingsanlegg. Kartgrunnlag: NVE-Atlas.

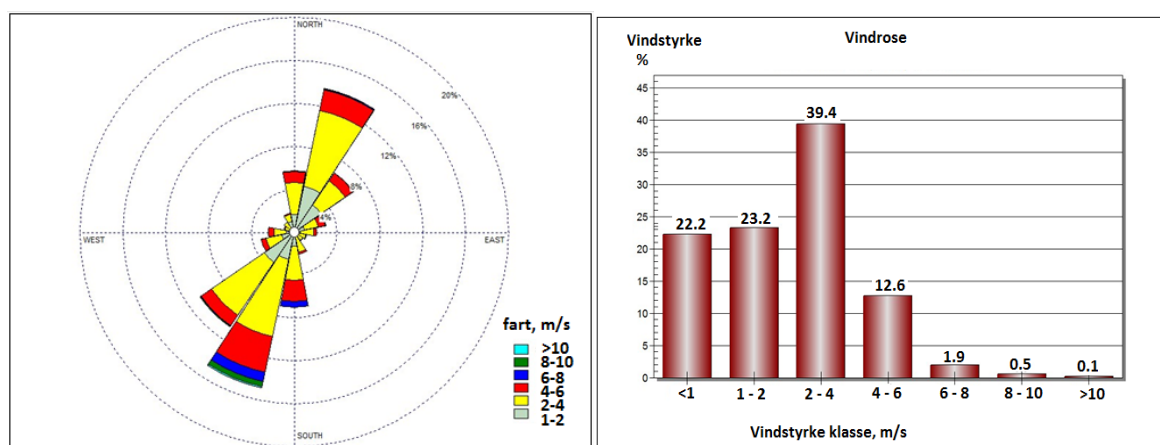


Figur 6.5. Spesifikk vannføring. Vanligst med lave vannføringer om sommeren. Høye vannføringer kan forekomme hele året.

Tabell 6.5. Konsentrasjoner av *E. coli*. Maksimum konsentrasjoner i vannverksinntakene ved vanlig forekommende konsentrasjoner (median) og største målte konsentrasjon i bekketiløpene i 2013

Bekk	Nedbørfelt km ²	Simulert input Kons. i bekkene		Simulert output Maksimum kons. i inntakene			
		Median	Maks.	Median	Median	Maks.	Maks.
		/100 ml	/100 ml	Arendal	Grimstad	Arendal	Grimstad
2 Fjæreheiabekken	0,70	1	490	0.0	0.0	0.1	0.1
3 Deidalsbekken	0,25	6	490	0.0	0.0	0.1	0.1
5 Rosholtbekken	0,93	35	111	0.0	0.0	0.0	0.0
6 Nordåsbekken	0,64	44	210	0.1	0.1	0.4	0.2
8 Imenesbekken	0,95	490	1960	0.0	0.0	0.1	0.1
9 Syndleelva	125,92	8	220	0.4	0.0	16.3	0.9
11 Stemmevannsbekken	25,37	1	100	0.0	0.0	0.8	0.2
12 Røynåna	25,37	4	330	0.2	0.0	10.6	0.7
15 Terkelsbekken	0,51	34	410	0.0	0.0	0.0	0.0
16 Stoabekken	0,85	13	1400	0.0	0.0	0.3	0.3
Sum bekker	181.49			0.7	0.1	28.6	2.5
Rest	7.11	2					
Totalt	188.6			0.7	0.1	28.6	2.5

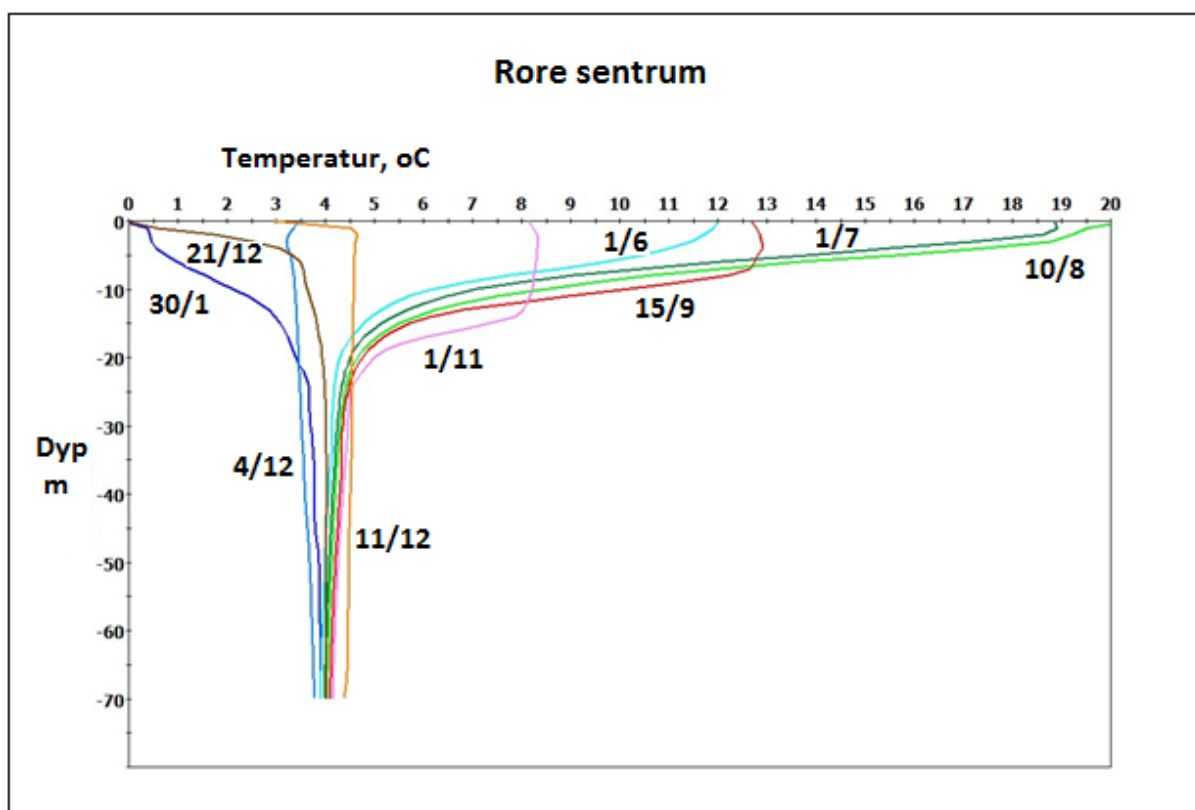
Vindens hovedretninger var på langs av Rore jevnt fordelt i begge retninger, **Figur 6.6**. I 45 % av tiden var farten under 2 m/s, i 2,5 % av tiden over 6 m/s.



Figur 6.6. Meteorologisk institutt sin stasjon i Grimstad (38140 Landvik) 10m over bakken.

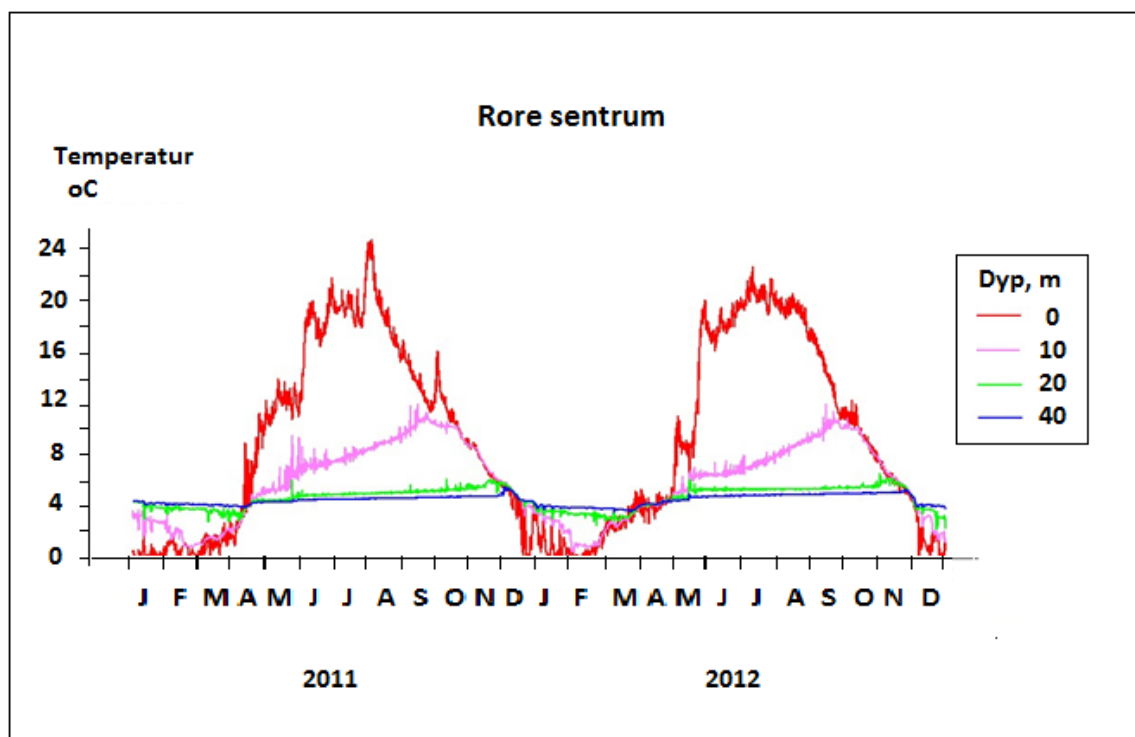
Typiske temperaturer samt horisontal og vertikal vannutskiftning i Rore er vist i **Figur 6.7** - **Figur 6.17**. I innsjøer er det karakteristisk med varmt overflatevann om sommeren. De store tetthetsforskjellene mellom varmt overflatelag og betydelig kaldere vann under sprangsjiktet motvirker vertikale bevegelser og beskytter vanninntakene mot forurensninger tilført overflaten. Ved avkjøling utover høsten blir overflatevannet avkjølt, blir tyngre, synker nedover og

byttes 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. Vanninntakene blir da spesielt utsatt for påvirkning av forurensninger tilført overflaten. Et svakere "sprangsjikt" finner sted om vinteren hvor kaldt vann danner et lettere overflatelag. Om våren øker lufttemperaturen, overflatevannet blir varmere og tyngrer med påfølgende sirkulasjon inntil hele profilet igjen oppnår 4 °C. Fortsatt oppvarming gir lettere vann oppå tyngrer vann og dannelse av et sprangsjikt. Høst/vinter-sirkulasjonen, som opphører ved isleggingen, kan vare i flere måneder. Typisk varighet av vårsirkulasjonen kan være et par uker som starter like etter isen smelter. Imidlertid kan en lang og kald vår føre til at sirkulasjonen fortsetter over en måned slik som i 2012.

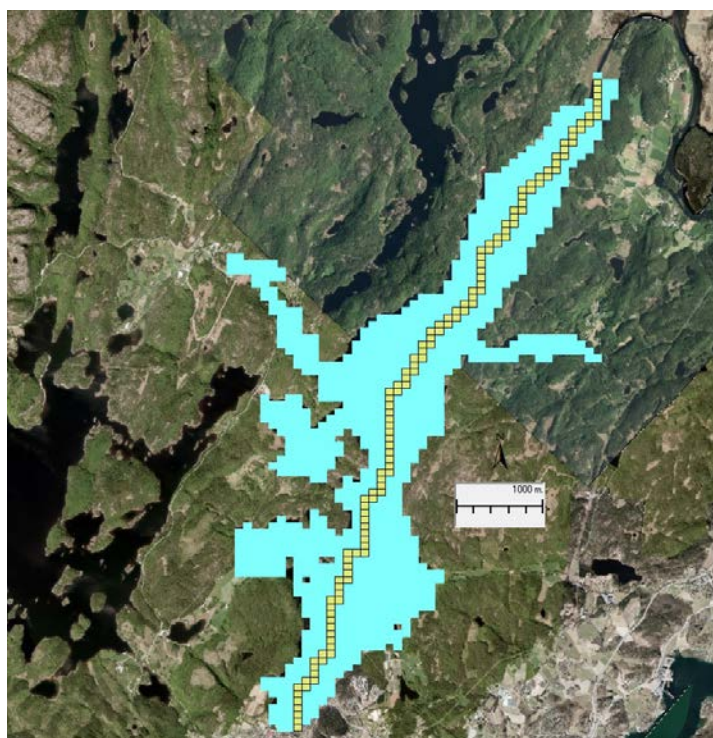


Figur 6.7. Simulert temperatur 2011. Store temperaturgradienter om sommeren førte til stabile vannmasser som beskyttet vanninntakene nær bunnen mot forurensninger på overflaten. Det samme var tilfelle, dog i mindre grad, om vinteren². Vår og høst var temperaturene nær 4 °C i hele innsjøen hvilket førte til vertikalt ustabile forhold hvor vanninntakene i større grad kunne bli forurensset av overflatevann.

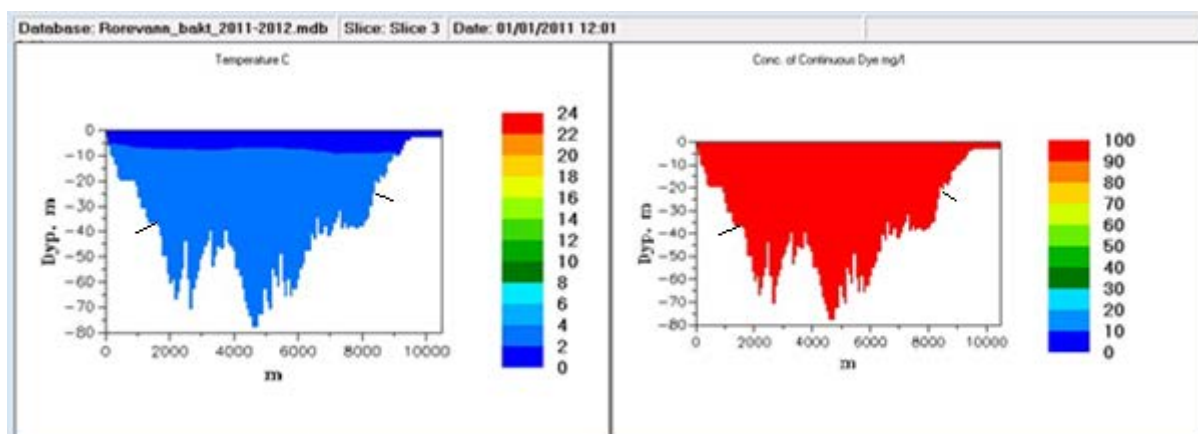
² Modellert temperaturprofiler er fra dypest pkt. i innsjøen og er derfor ikke helt representativ for vanninntakene som ligger i hver sin ende av innsjøen. Modellen greide imidlertid ikke å simulere vintertemperaturene som ble målt ved Arendal vannverk på en tilfredsstillende måte, særlig vintertemperaturene ble simulert for høye. Dette innebærer at Arendals vanninntak er dårligere sjiktningsmessig beskyttet om vinteren enn det modellen antyder.



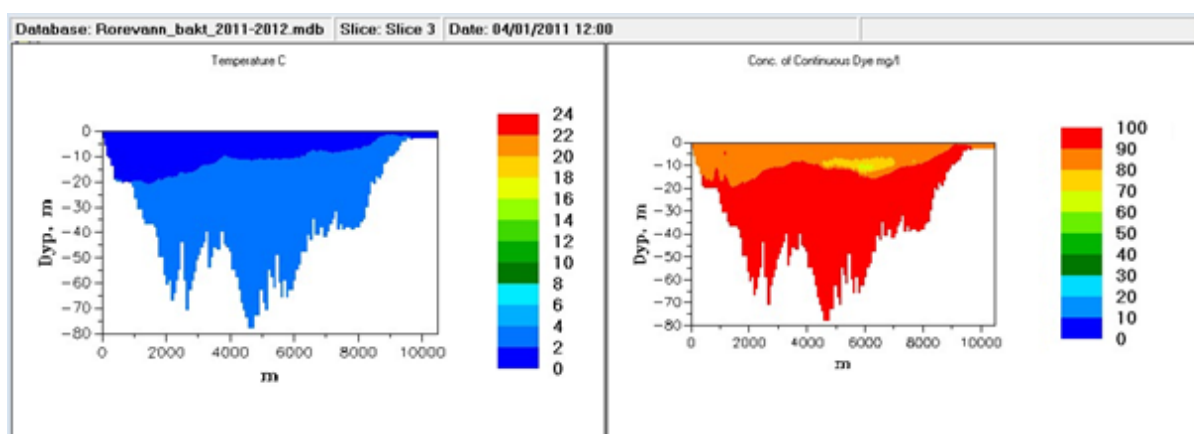
Figur 6.8. I løpet av sommeren ble det varmere og lettere vann nær overflaten. Dette motvirket vertikal transport. Om vinteren var det kaldere og noe lettere vann nær overflaten. Også dette førte til liten vertikal transport. Temperaturer nær 4 °C i hele innsjøen vår og høst resulterte i vertikalt sirkulerende vannmasser (2011/2012).



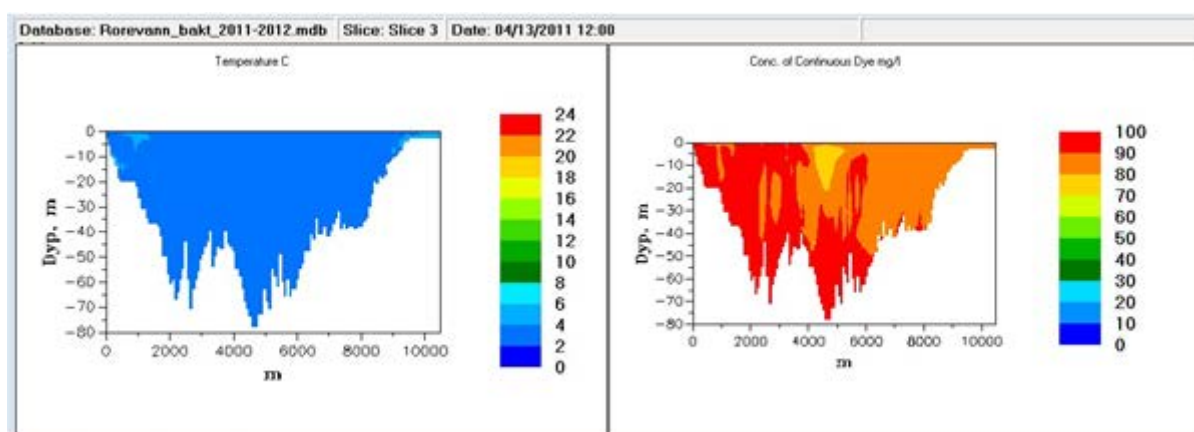
Figur 6.9. Plassering av lengde-dyp snittene i de følgende figurene.



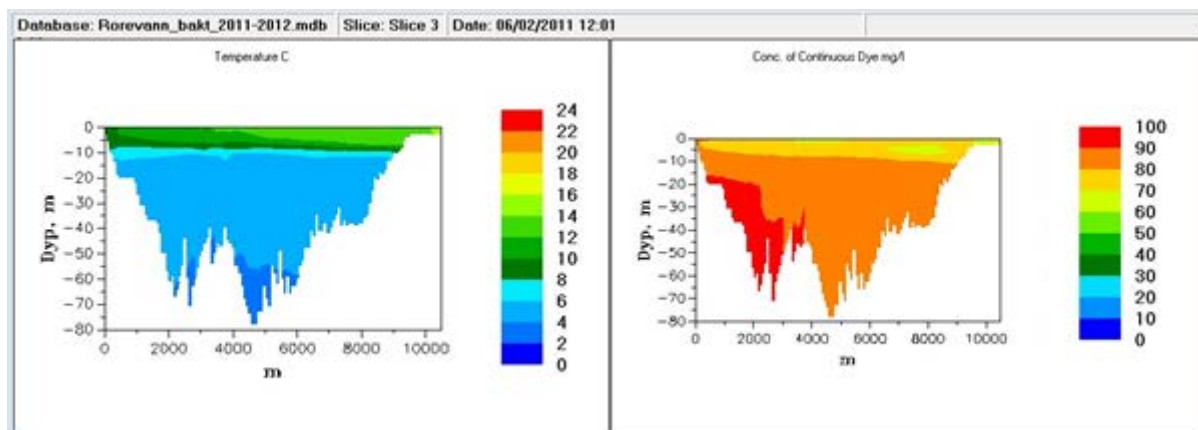
Figur 6.10. 1. januar. Islagt vann. Vannet er merket med et tenkt fargestoff, 100 %



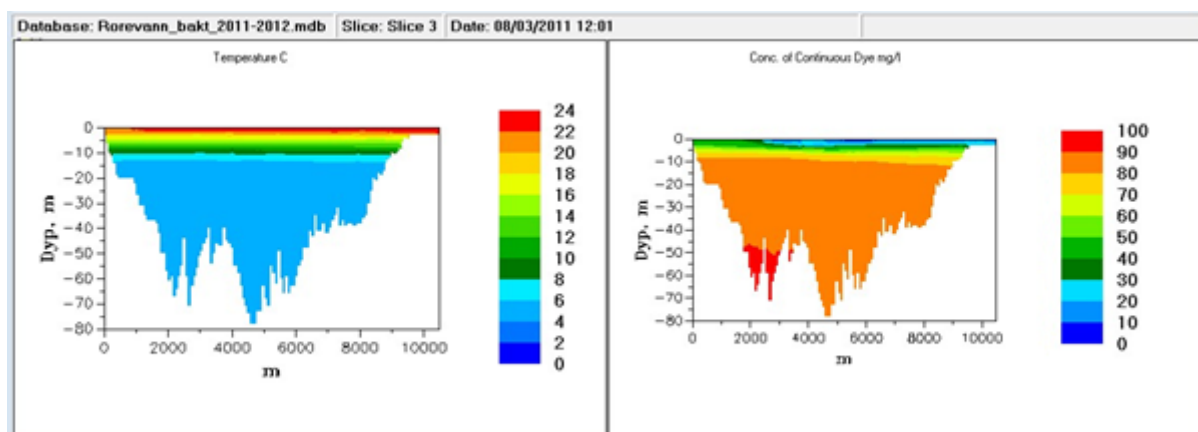
Figur 6.11. 1.april. Kaldt vann nær overflaten. Begynnende utskiftning av særlig overflatevannet til nær 80 % av hva det var 1. januar.



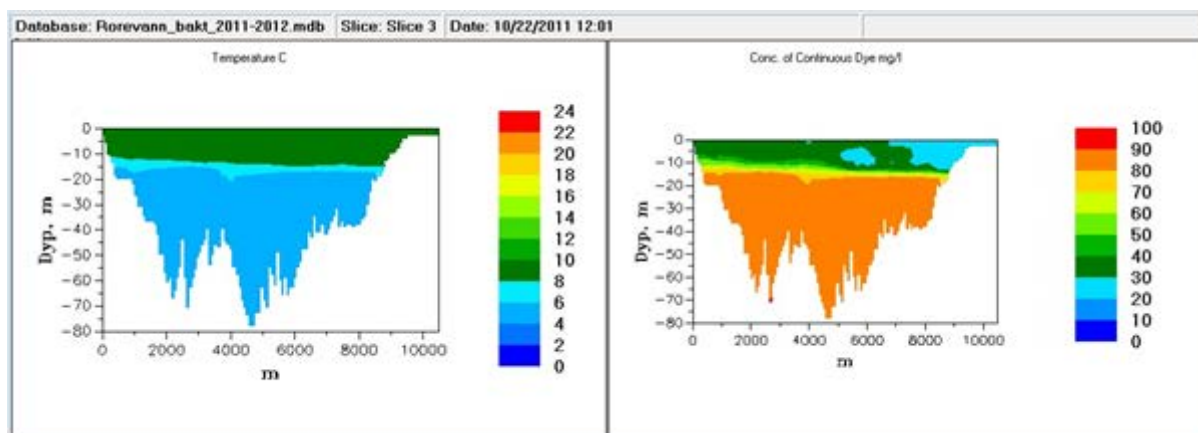
Figur 6.12. 13. april. Ca. 4 °C i hele innsjøen. Vertikalt sirkulerende vannmasser fra overflate til bunn. Det var størst utskiftning av bunnvannet i nordenden, dvs. nær utløpet av innsjøen.



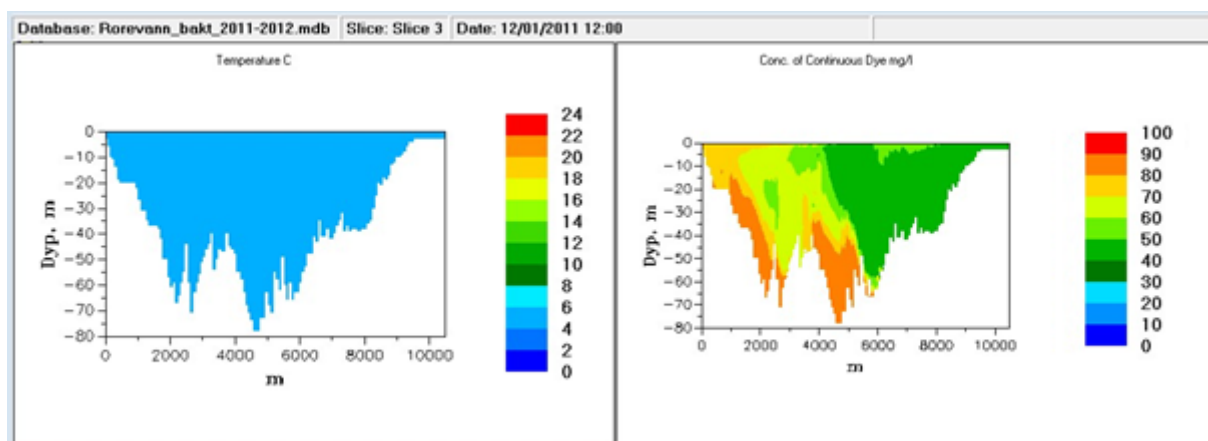
Figur 6.13. 2. juni. Varmere overflatevann. Dannelse av sprangsjikt som førte til at fortrinnsvis overflatevannet ble fornyet.



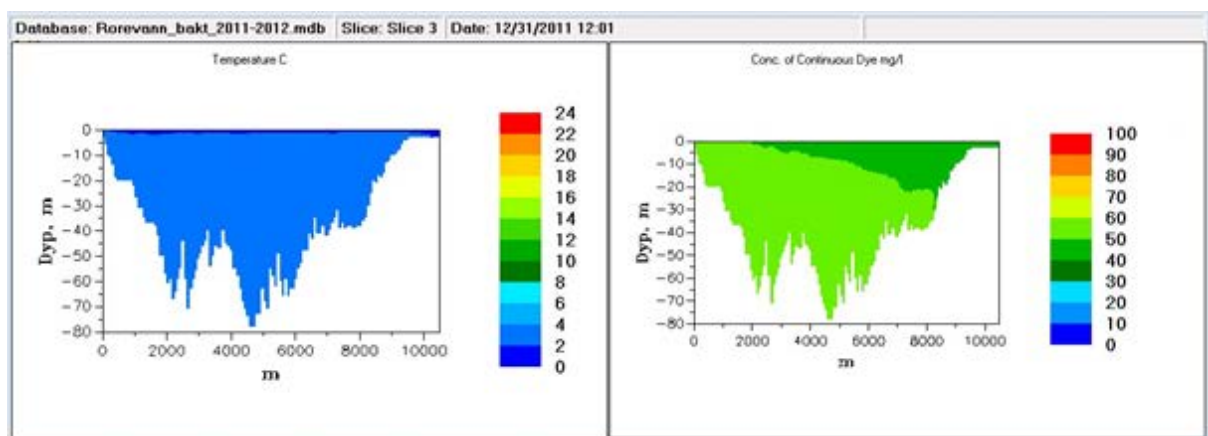
Figur 6.14. 31. august. Et kraftig utviklet sprangsjikt førte til meget liten utveksling av vann mellom overflate og bunn. Vanninntakene nær bunnen ville være godt beskyttet mot forurensninger tilført på overflaten. Vannet under sprangsjiktet blandes horisontalt.



Figur 6.15. 22. oktober. Et svakt utviklet sprangsjikt hadde trengt dypere ned. Fortsatt var det liten utveksling mellom vann under og over sprangsjiktet. Mer enn 80 % av bunnvannet fantes i innsjøen 1.januar.

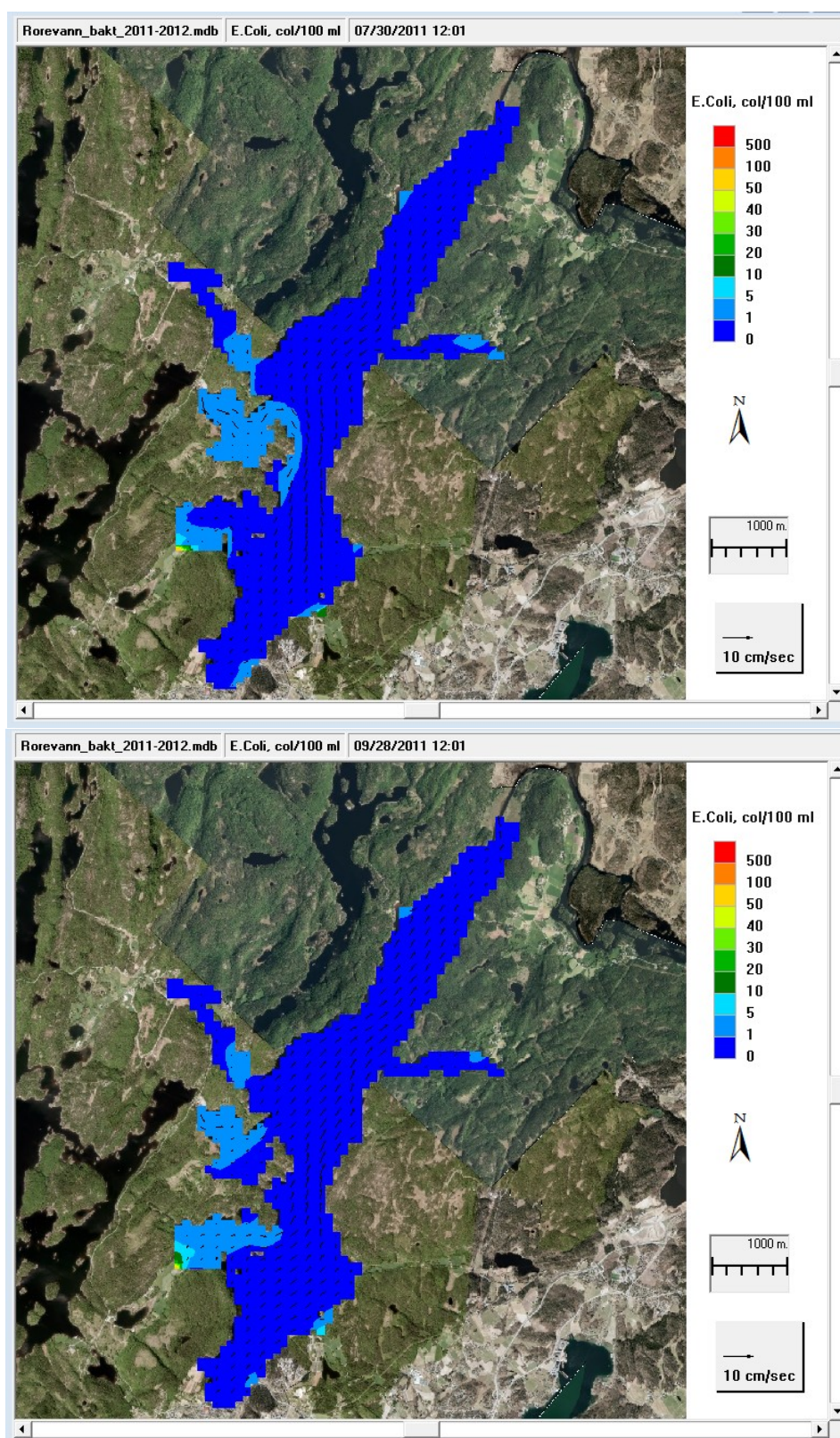


Figur 6.16. 12. desember. Temperaturen var nær 4 °C. Ustabile forhold vertikale forhold førte til vertikalt sirkulerende vannmasser. Vanninntakene på bunnen vil kunne bli påvirket av forurensninger på overflaten.



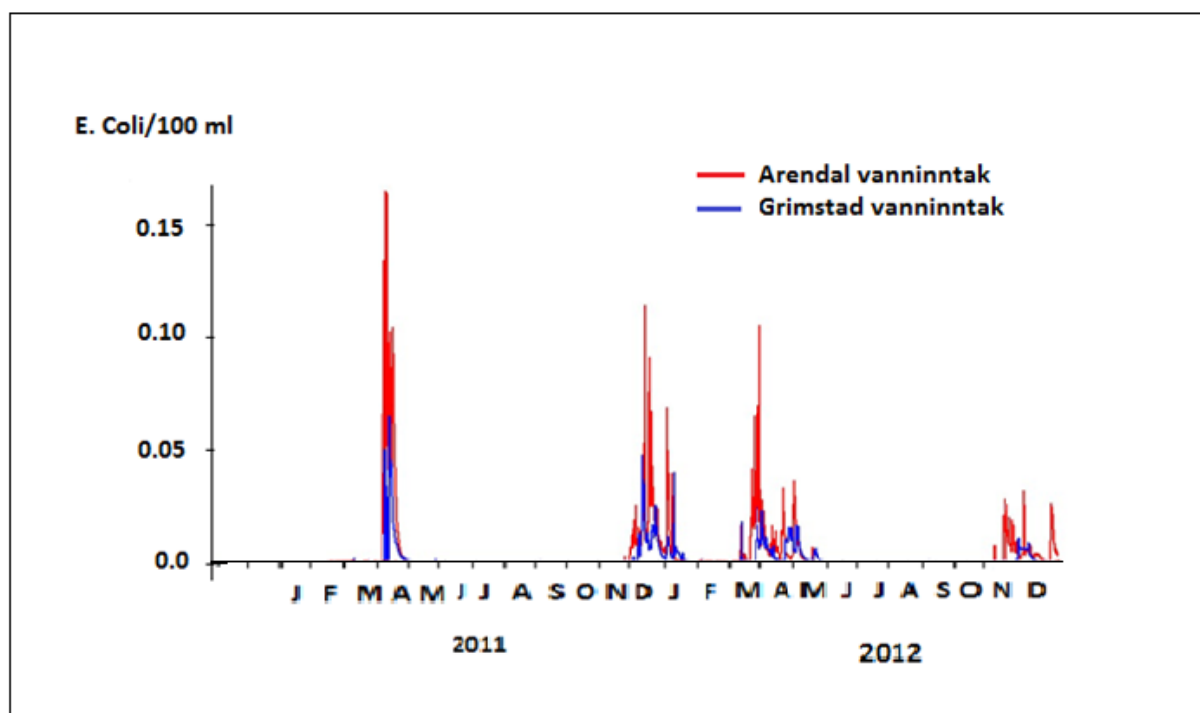
Figur 6.17. 31. desember. Islagt innsjø. Ca. halvparten av vannet i innsjøen ble skiftet ut i løpet av året. Det var noe større utskifting i overflaten i den nordlige delen nærmest utløpet.

Bakteriene ble tilført via bekkene. Spredningen varierte noe i retning avhengig av strømningsretningen som følge av vind, **Figur 6.18**. De høyeste konsentrasjonene i overflaten fant sted nær utløpet av Imenesbekken, som er naturlig siden det var denne bekken som hadde høyeste konsentrasjoner av *E. coli*.



Figur 6.18. Eksempler på spredning av *E. coli* i overflatevannet. Spredningen varierer som følge av skiftende vindretning.

Store temperaturgradienter om sommeren førte til stabile vannmasser som beskyttet vanninntakene nær bunnen mot forurensninger på overflaten. Det samme var tilfelle, dog i mindre grad, om vinteren. Vår og høst var temperaturene nær 4 °C i hele innsjøen hvilket førte til vertikalt ustabile forhold hvor vanninntakene i større grad kunne bli forurenset av overflatevann, **Figur 6.19**. Selv om de modellerte konsentrasjonene av *E. coli* i årene 2011-2012 var små, viser kurvene at inntakene er følsomme for forurensningstilførsler fra overflaten i sirkulasjonsperiodene.

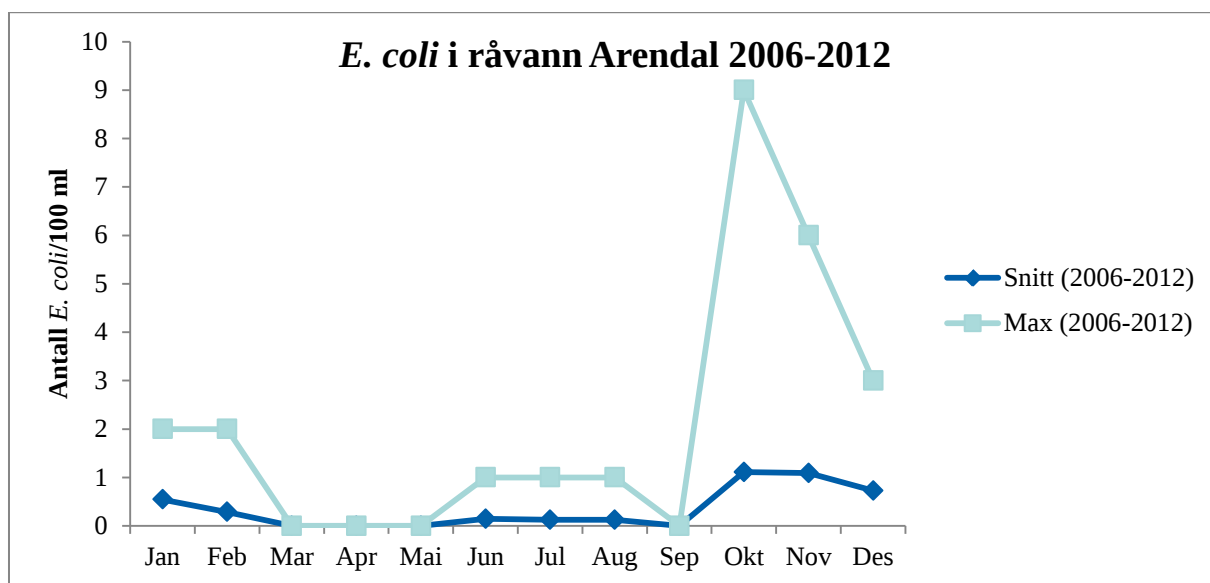


Figur 6.19. *E. coli* tilført overflaten via bekketilløpene påvirket vanninntakene i sirkulasjonsperiodene vår og høst. Selv om konsentrasjonene i dette eksemplet er lave viser kurvene at vanninntakene er følsomme for forurensningstilførsler fra overflaten i sirkulasjonsperiodene. Figuren er basert på tilførsler målt i de første prøverundene (mai-juni 2013). Da var konsentrasjonene av *E. coli* lave i bekkene. Utover høsten ble det målt betydelig høyere konsentrasjoner i tilløpsbekkene. Med en høyere konsentrasjon i bekkene (f.eks 10x) ville toppene under høstsirkulasjonen blitt tilsvarende høyere.

Dersom *E. coli* konsentrasjoner i tilløpsbekkene ble satt lik medianen som ble målt i 2013, så viste simuleringene at begge vanninntakene var lite påvirket, maksimalt 0.7 *E. coli*/100 ml i inntaket til Arendal og maksimalt 0.1 *E. coli*/100 ml i inntaket til Grimstad (Tabell 1). Ved å sette konsentrasjonene i tilløpsbekkene til høyeste verdi som ble målt i 2013, ble vanninntakene i Arendal og Grimstad påvirket med henholdsvis maksimalt 28 *E. coli*/100 ml og 3 *E. coli*/100 ml. Simuleringene viste at påvirkningen var størst fra Syndleelva, dernest fra Røynåna og Nordåsbekken, **Tabell 6.5**.

Det er nok ikke tilfelle at Syndleelva påvirker vanninntakene så mye som vist i simuleringene gjengitt i **Tabell 6.5**, og det skyldes mest sannsynlig en sporadisk høy verdi som ble målt i elva ved prøvetakingen i 2013, og at denne er mer et resultat av den menneskelige aktivi-

teten i elvens utløp, og ikke er representativ for det som kommer fra Syndle. Både prøvetakingen i tilløpsbekkene til Rorevannet og prøvetaking andre steder i landet viser at konsentrasjonen av *E. coli* i tilløpsbekker varierer mye med både vær og sesong. Det er derfor umulig å legge inn 100 % riktige tilførsler i modellen. Likevel, den modellerte påvirkningen av råvannet til Grimstad og Arendal (basert på median og maksimum i bekkene som vist i **Tabell 6.5** stemmer rimelig godt overens med hva som er målt de siste årene (**Figur 6.20** og **Tabell 6.6**). I Arendal er det påvist *E. coli* i 18 % av prøvene fra årene 2006-2012, gjennomsnitt 0.41 *E. coli*/100 ml og maksimalt 9 *E. coli*/100 ml. Det er påvist noe mindre *E. coli* i råvannet i Grimstad: *E. coli* er påvist i 7% av prøvene fra årene 2008-2013, gjennomsnitt 0.16 *E. coli*/100 ml og maksimalt 6 *E. coli*/100 ml.



Figur 6.20. *E. coli* i råvannet til Arendal vannverk. Gjennomsnitt og maksimalverdi målt hver måned for årene 2006-2012. Totalt er det analysert 100 prøver i disse 7 årene der 18 var positive for *E. coli*. De høyeste verdiene ble målt 07.10.2009 (9 *E. coli*/100 ml), 13.11.2006 (6 *E. coli*/100 ml) og 18.11.2009 (4 *E. coli*/100 ml).

Tabell 6.6. *E. coli* i råvannet til Grimstad

	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Antall prøver	12	9	12	12	11	13
Antall prøver med <i>E. coli</i>	1	1	1	1	1	0
Målt konsentrasjon	1/100 ml den 08.10	2/100 ml den 09.09	1/100 ml den 10.11	6/100 ml den 07.12	1/100 ml den 01.02	

Simuleringene indikerer at det kun er under vår og høst-sirkulasjonen at det vil kunne transporteres *E. coli* ned til vanninntakene på grunn av beskyttende sprangsjikt. Målingene fra Arendal viser at i 3 av 23 prøver tatt i sommermånedene ble det påvist 1 *E. coli*/100 ml i råvannet. Vi ser det samme i Maridalsvannet i Oslo, nemlig at det på flere varme sommerdager i juli kan påvises *E. coli* i råvannet. Der mistenker vi at det er fugler som er kilden. Fugler

som gjør fra seg i nærheten av vanninntaket er ikke lagt inn som forurensningskilde i spredningsmodellen.

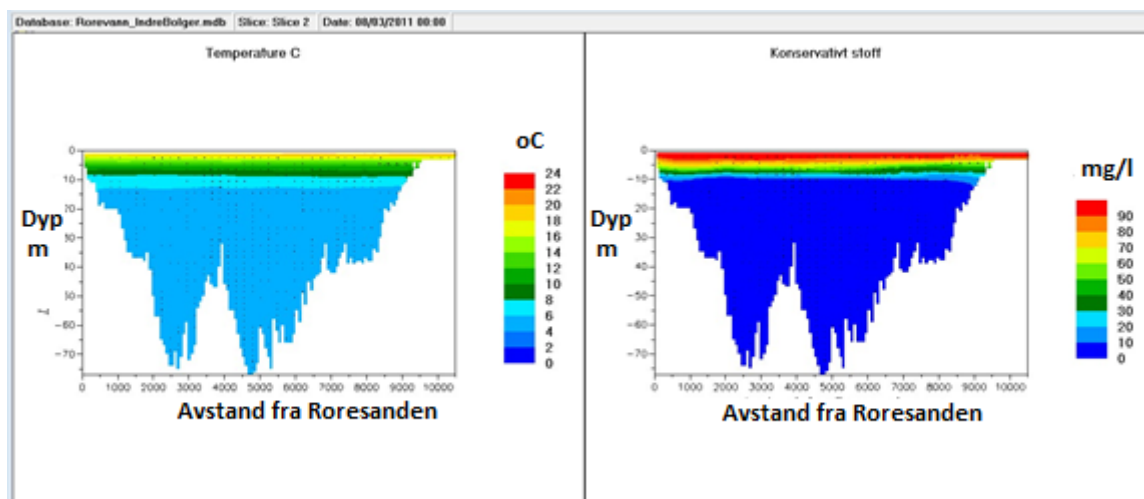
At det ikke er påvist *E. coli* i råvannet til verken Arendal eller Grimstad under vårsirkulasjonen i mars-april skyldes nok mest sannsynlig at tilførselene generelt er lave på denne tiden (pga mindre nedbør/utvasking og kanskje mindre husdyr ute). Som vist i figur 17 vil vanninntakene teoretisk påvirkes med kun 0.15 *E. coli*/100 ml i Arendal og 0.07 *E. coli*/100 ml i Grimstad ved lave konsentrasjoner i tilførselsbekkene. Dette er under deteksjonsgrensen for *E. coli*-metoden. Simuleringene viser likevel at vanninntakene er sårbare for forurensning under vårsirkulasjonen så vel som høstsirkulasjonen, dersom tilførselene av patogener er betydelige.

6.5.1 Scenarium: Sterk vind

Scenarier som omtalt foran har vist at vanninntakene kan bli påvirket av forurenset overflatevann i sirkulasjonsperiodene vår og høst/vinter. I disse scenariene var inntakene godt skjermet i perioder med et temperatursprangsjikt, dvs. lettere vann i overflaten. Kan det tenkes at vedvarende sterk vind kan føre til forurenset vanninntak også når det er et velutviklet sprangsjikt?

Det ble laget et scenarium for å studere dette. 1. august var det utviklet et stabilt sprangsjikt. Det hadde vært vindstille i ett døgn. Deretter blåste det vind med 10 m/s i 7 timer (kl.01 til 08). Vindretningen var på langs av vannet fra nordøst mot Roresanden. En slik vindstyrke forekommer i kun 0,1 % av tiden, **Figur 6.6**. Scenariet representerer følgelig en «verste fall» situasjon.

Lengde-dyp profiler av resultatene er vist i **Figur 6.21**. Resultatene fra simuleringene den 1. august er gitt i **Figur 6.22 - Figur 6.30**. Forklaring er gitt i figurtekstene.



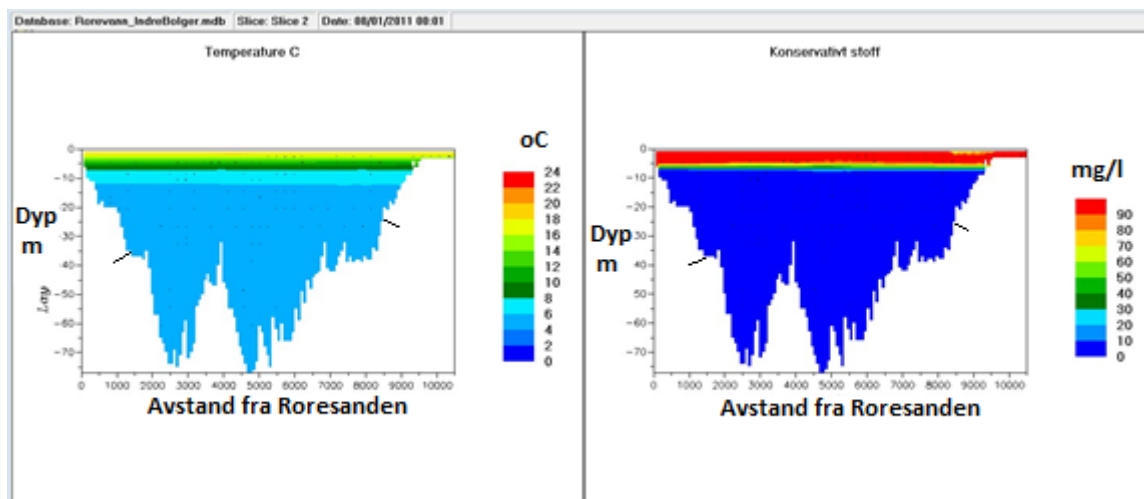
Figur 6.21 Venstre del av figurene viser temperatur. Høyre del viser hvordan stoffer i overflatevannet spres. De øverste 5 meterne av vannet ble i modellen tilført et konservativt (bestandig) stoff med konsentrasjon 100. Benevnningen kan være mg/l eller kun betraktes som andel (%) av overflatevannet (0-5 m) ved simuleringens start.

Overflatevannet strømmet mot Roresanden. Under sprangsjiktet strømmet vannet i motsatt retning med lavere fart. Ved Roresanden ble det en nedover rettet strøm. I motsatt ende strømmet vannet oppover. Etter 7 timer med vedvarende vind hadde «kaldt» vann fra under sprangsjiktet strømmet opp i overflaten den nordøstlige delen, mens det opprinnelige vannet der hadde beveget seg mot Roresanden hvor tykkelsen av sporstofflaget økte fra 5 til 10 meter. Da vinden opphørte strømmet vannet i overflaten tilbake mot utløpet med tilhørende returstrøm dypere ned. Etter 8 timer med vindstille vær ble det igjen et sprangsjikt, dog ujevnt, som dekket hele innsjøen. I det følgende døgnet kunne det anes en fortsatt fram og tilbake bevegelse av vannmassene i overflaten. Etter et par døgn med vindstille vær var forholdene normalisert med et godt utviklet sprangsjikt. Overflatevannet hadde i en viss grad blandet seg nedover til omkring 10 meters dyp.

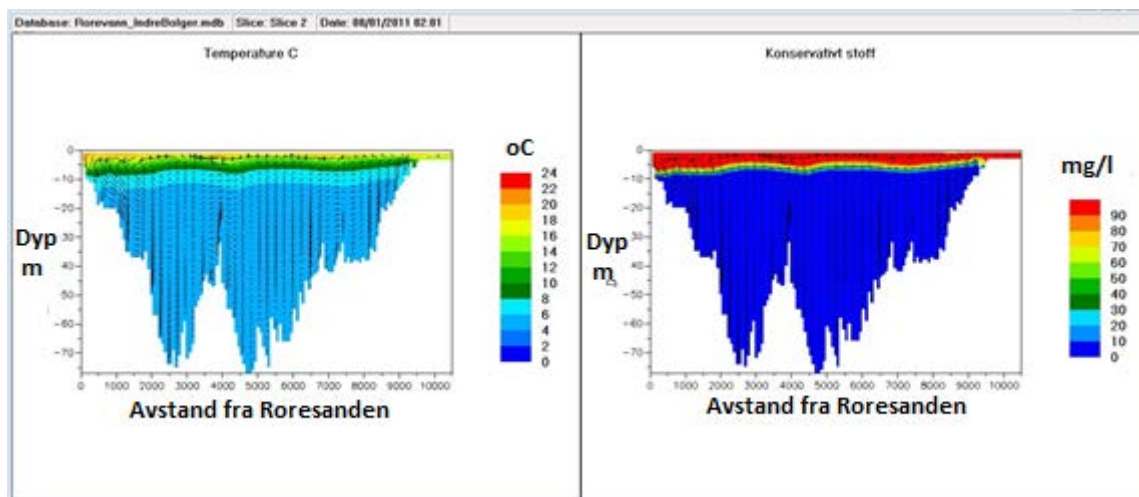
Vind i motsatt retning vil rimeligvis føre til tilsvarende resultat. Vind på tvers vil pga. kort strøklengde få mindre effekt.

Resultater fra selve vanninntakene viste at mindre enn 1/10 000 av drikkevannet besto av vann som befant seg på overflaten (0-5 m) ved simuleringens start. Simuleringene tyder på at om det er et velutviklet sprangsjikt er det liten fare for at forurensninger i overflaten påvirker vanninntakene i uheldig grad selv ved meget sterk vind. Dette er en situasjon som forekommer mesteparten av sommeren og til dels også utpå vinteren.

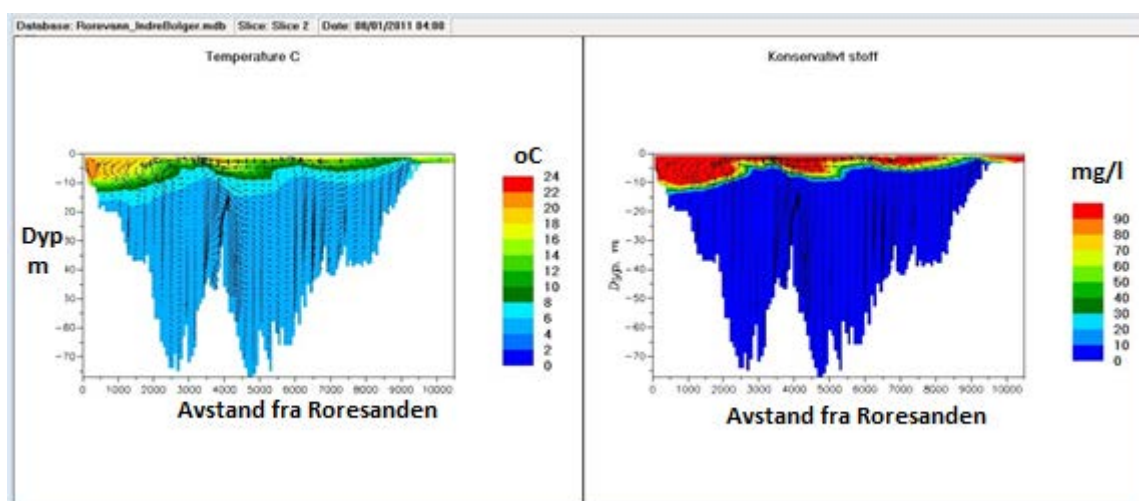
I scenariet ble det benyttet en vedvarende vindstyrke på 10 m/s. En slik vindstyrke forekommer i kun 0,1 % av tiden.



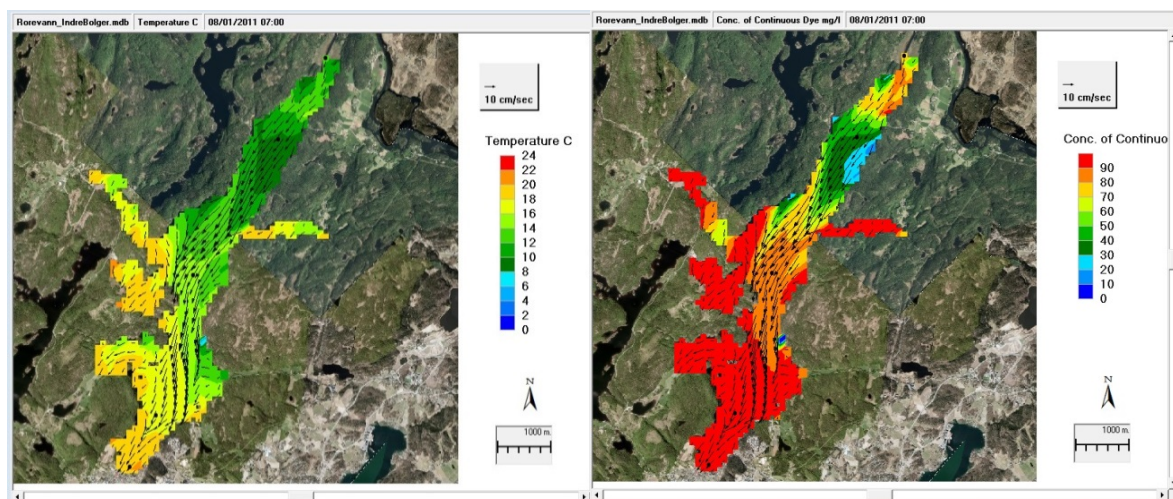
Figur 6.22. 1. august. Vindstille. Det er utviklet et temperatur-sprangsjikt (venstre del). Overflatevannet (0-5 m) ble merket med et tenkt konservativt (bestandig) stoff (høyre del).



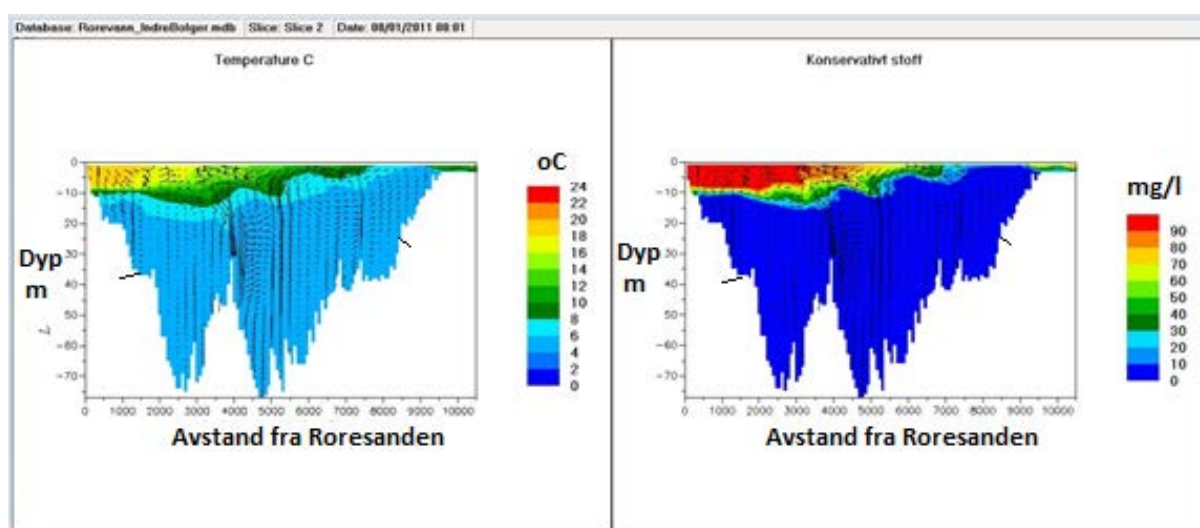
Figur 6.23. Vind 10 m/s i 1 time på langs av vannet mot Roresanden.



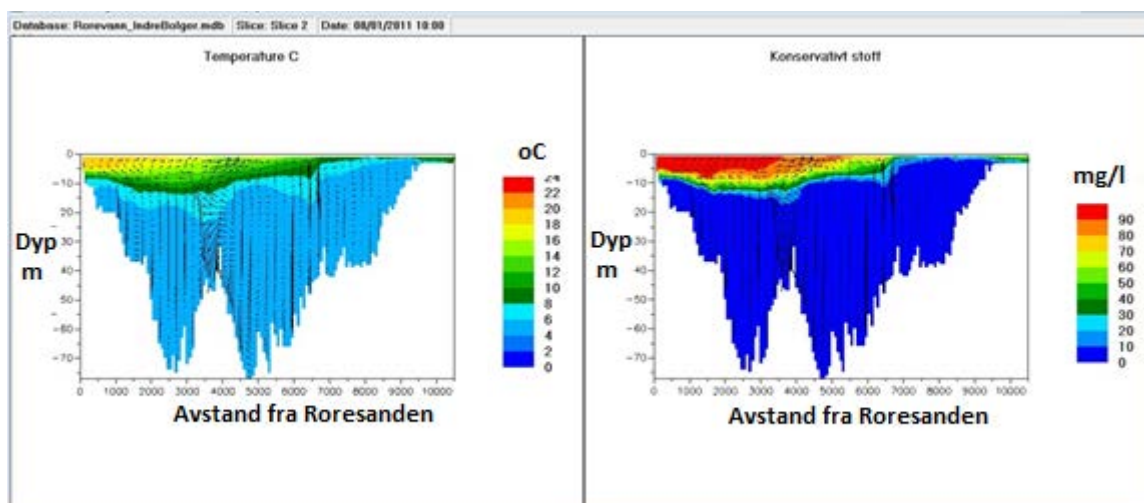
Figur 6.24. Vind 10 m/s i 3 timer. Overflatevannet strømmer mot Roresanden og trenger nedover til omkring 20 meter. I motsatt ende nær Nidelva kommer strømmer vann oppover. Under sprangsjiktet strømmer vannet i motsatt retning med lavere fart.



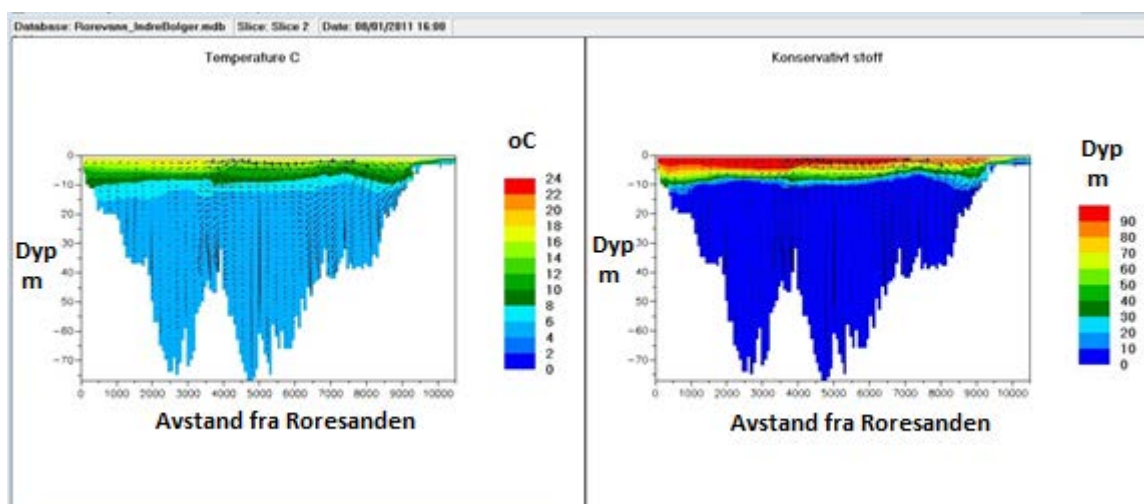
Figur 6.25. Vinden på 10 m/s har vart i 6 timer. Vannet i overflaten strømmer mot Roresanden. Kaldt vann fra under sprangsjiktet strømmer til overflaten i utløpsenden ved vanninntaket til Arendal.



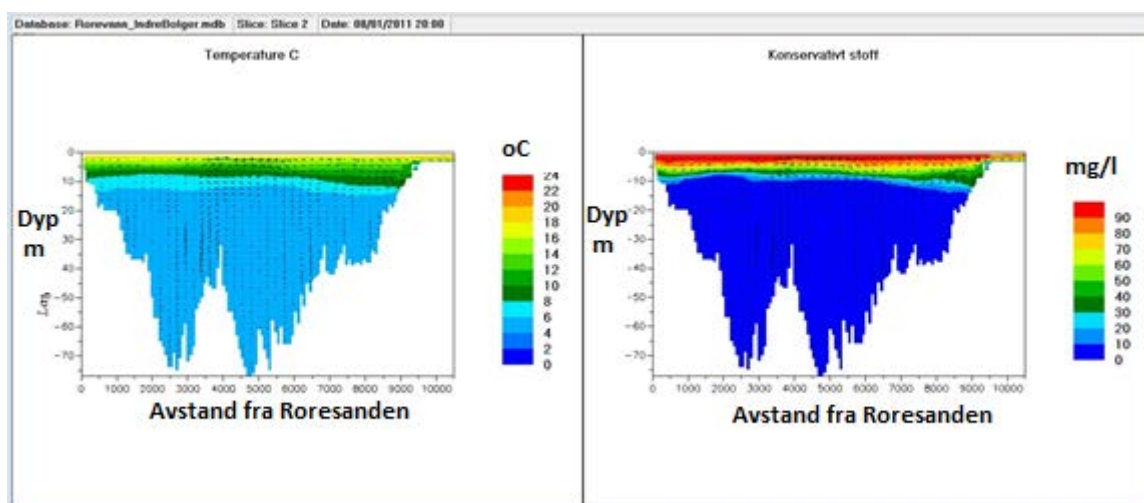
Figur 6.26. Vinden på 10 m/s har opphørt etter 7 timer. Ved Roresanden er strømmene i overflaten i ferd med å snu utover. I motsatt ende er «kaldt» vann fra under sprangsjiktet nådd overflaten.



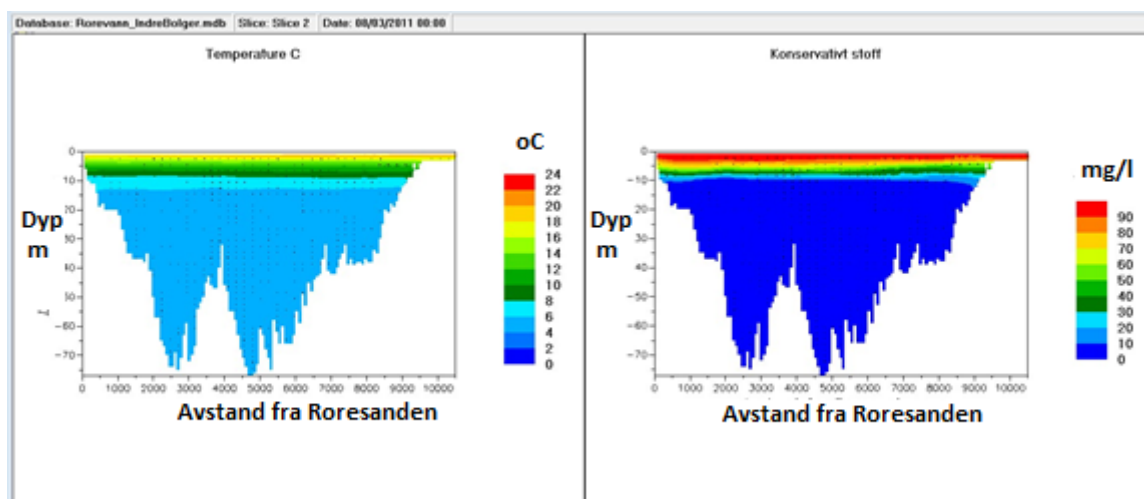
Figur 6.27. Vindstille i 2 timer. Overflatevannet strømmer fra Roresanden mot utløpet ved Nidelva. Under sprangsjiktet strømmer vannet i motsatt retning med lavere fart.



Figur 6.28. Vindstille i 8 timer. Vannet i overflaten har strømmet tilbake. Det ble igjen sprangsjikt over hele sjøen.



Figur 6.29. Vindstille i 12 timer. Det er et stabilt sprangsjikt i hele vannet. Det kan anes en svak returstrøm igjen fra utløpet ved Nidelva utover vannet.



Figur 6.30. Etter et par døgn med vindstille vær er forholdene normalisert med et godt utviklet sprangsjikt. Overflatevannet har i en viss grad blandet seg nedover til omkring 10 meters dyp. Vanninntakene ble ikke påvirket av konservative stoffer fra overflaten i uheldig grad.

Med konservativt stoff menes et stoff som er 100 % vannløselig, som ikke dør ut ved nedbrytning, og som ikke tapes ved sedimentasjon. Det følger alle vannets bevegelser.

6.5.2 Scenarium: Bading ved Roresanden

Hensikten var å studere hvorvidt bading kan påvirke vanninntakene med hensyn til *E. coli* og patogener.

Man kan tenke seg følgende utslipp i forbindelse med bading:

«Normalutslipp»:

500 personer bader og avgir totalt 70 gram avføring, antar ingen «uhell». Antar at < 1 % av de badene er smittet med norovirus og parasitter (*Cryptosporidium* eller *Giardia*):

Utslipp *E. coli*: ca. 1×10^{10}

Utslipp norovirus: < 1×10^8

Utslipp parasitter: < 1×10^7

«Normalutslipp», samt sykt barn med «uhell»

Samme utslipp som over fra 500 personer som bader. I tillegg er det et barn som er smittet med enten norovirus eller *Cryptosporidium* som har uhell og slipper ut 200 g avføring:

Utslipp *E. coli*: ca. 2×10^{10}

Utslipp norovirus: 2×10^{10} (sannsynlig) eller 2×10^{13} («super-shedder»/verste fall)

Utslipp parasitter: 2×10^9 (verste fall 10^{10})

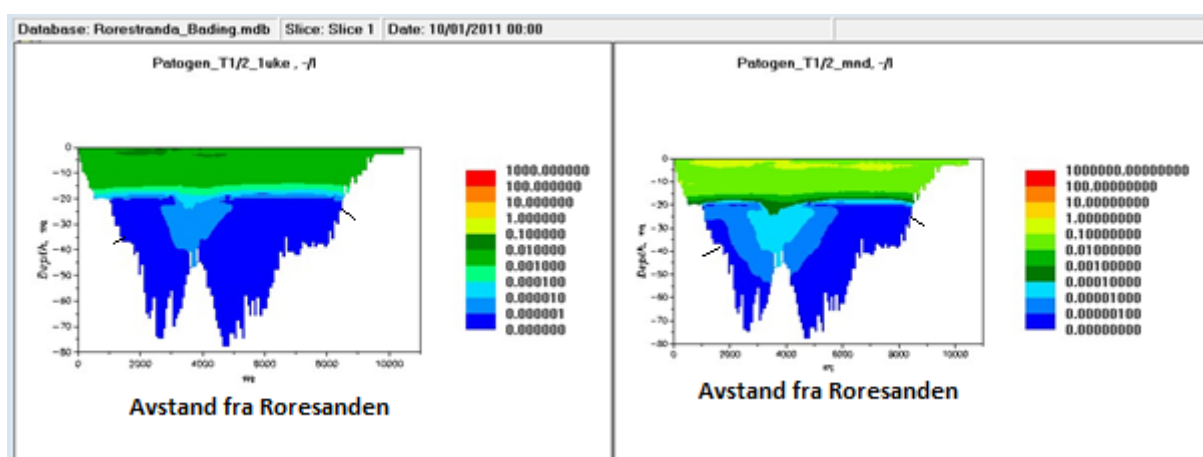
I simuleringen har vi lagt inn et utslipp på 10^{10} *E. coli*/patogener med 3 ulike overlevelses-evner: *E. coli* med en halveringstid på 1 døgn ved 20 °C og 4,5 døgn ved 4 °C, samt patogener som ble gitt en overlevelse tilsvarende en halveringstid på 1 uke og 1 måned. Ved utslipp av andre mengder enn 10^{10} kan de modellerte konsentrasjonene i råvannsinntakene skaleres tilsvarende (dvs. ved utslipp som er 2 x større må simulerte konsentrasjoner ved vanninntaket multipliseres med 2 osv.)

Utslipet skjedde ved Roresanden 31. august 2011.

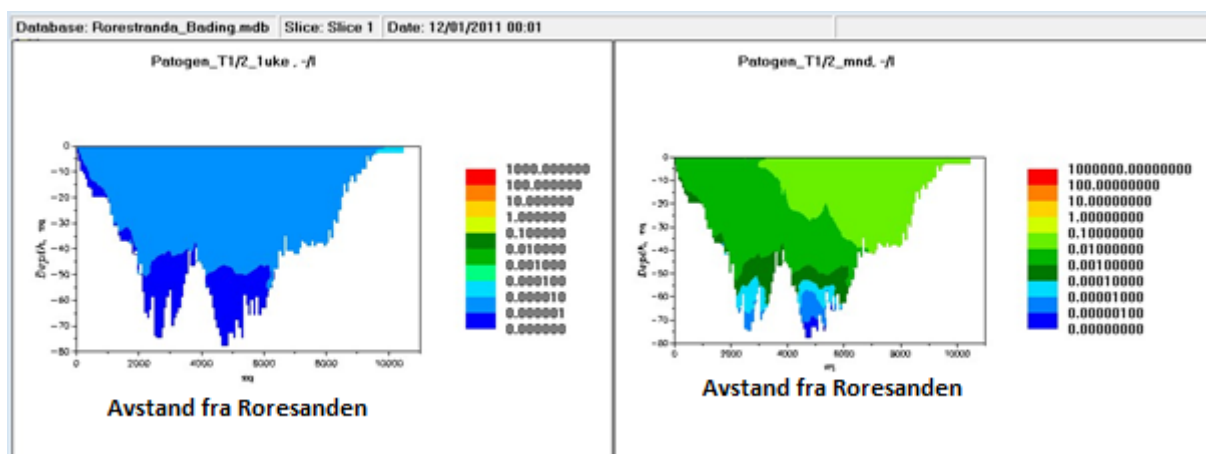
Den 31. august var det utviklet et solid sprangsjikt som hindret vertikal blanding. *E. coli* og patogenene ble spredt over hele innsjøen nær overflaten. Først under sirkulasjonsperioden i slutten av november ble vanninntakene påvirket, **Figur 6.31 - Figur 6.35**. Kun patogener med god overlevelse ($T_{1/2}$ =1 måned) fikk betydning.

Vanninntaket til Arendal på 27 meters dyp ble påvirket ca. en uke før det dypereliggende inntaket til Grimstad på 39 m.

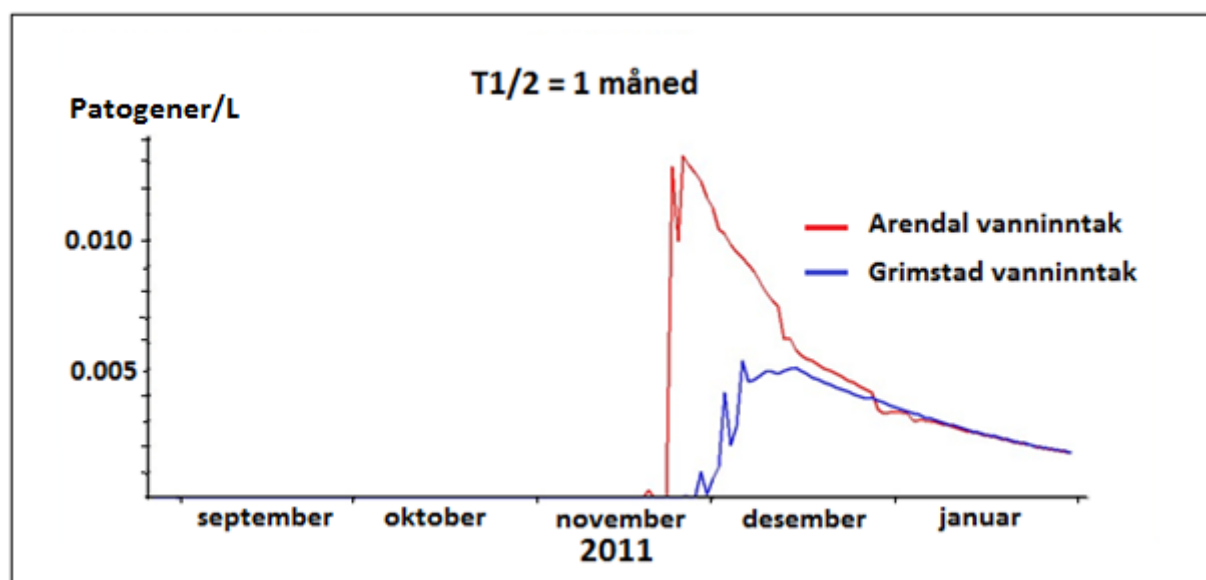
Scenariet med sterk vind i august indikerte at om sommeren var sterk vind i seg selv ikke nok til å blande betydelige mengder overflatevann helt ned til dypvannsinntakene. Selv om modelleringen over indikerer betydelig nedtrengning av overflatevann først ved full sirkulasjon i slutten av november, så kan det tenkes at det på høsten, i oktober-november med lavt sprangsjikt men før fullsirkulasjon, kan være dager der vind kan føre til nedtrengning av overflatevann til dypvannsinntakene.



Figur 6.31. 1. oktober. Patogenene spres ut i overflatelaget uten å påvirke vanninntakene

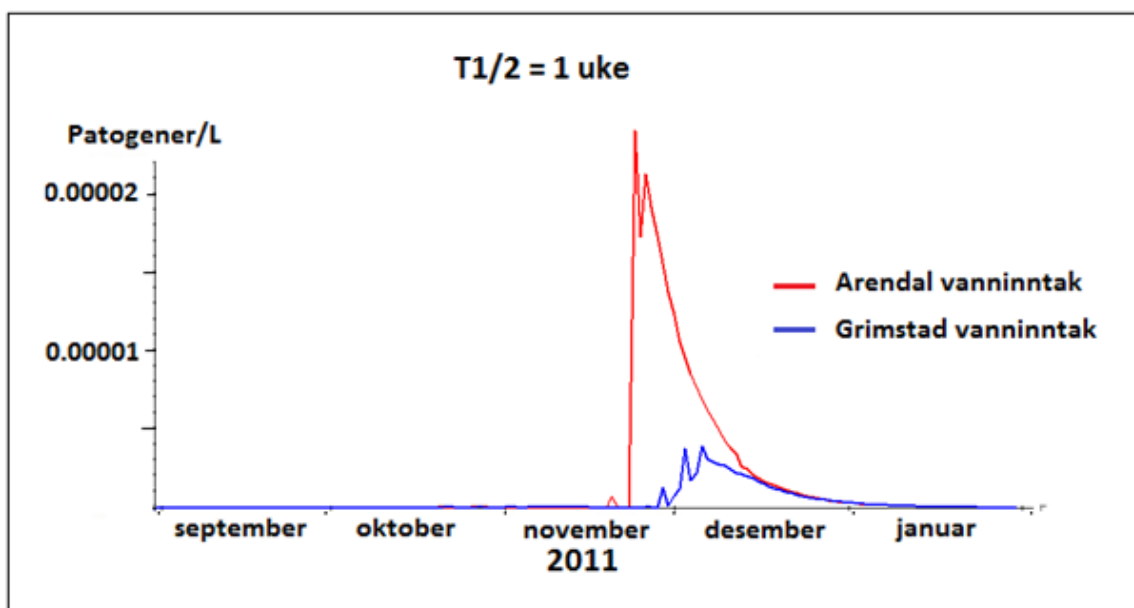


Figur 6.32. Ved full sirkulasjon ble vanninntakene påvirket. Kun patogener med god overlevelse. ($T_{1/2}=1$ måned) fikk betydning.

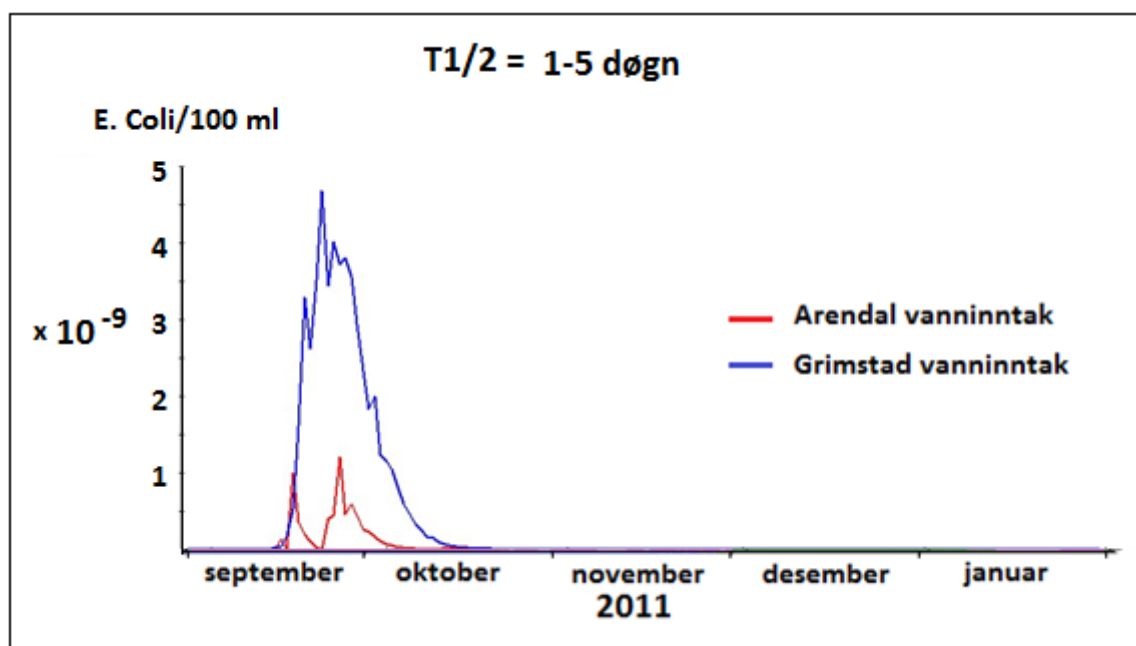


Figur 6.33. Simulering av utslipp den 31. august av 10^{10} patogener med halveringstid på 1 måned.

Patogenene holdt seg svevende i overflatevannet og påvirket vanninntakene ved full sirkulasjon i vannmassene ca. 3 måneder etter tilførselen. En tilførsel av patogener på 10^{10} med halveringstid på en måned påvirket vanninntakene med konsentrasjoner på omkring 0,01 patogener/l. Det er ikke tatt hensyn til at noen av patogenene mest sannsynlig vil fjernes fra vannmassene ved sedimentasjon dersom de festes til partikler eller ved at de fjernes ved beiting. Inntaket til Grimstad ble noe mindre påvirket enn inntaket til Arendal. Det skyldes at inntaket til Grimstad er på dypere vann og at det derfor tok lengre tid før forurenset overflatevann sirkulerte ned til vanninntaket.



Figur 6.34. Patogener med halveringstid på 1 uke. Patogenene holdt seg svevende i overflatevannet og påvirket vanninntakene ved full sirkulasjon i vannmassene ca. 3 måneder etter tilførselen.



Figur 6.35. *E. coli*, halveringstid 1 – 5 døgn. Konsentrasjonene ble ubetydelige.

6.5.2.1 Oppsummering bading

«Normal» bading på Roresanden, selv 500 mennesker, vil ikke påvirke vanninntakene til Grimstad og Arendal med målbare konsentrasjoner av *E. coli*. Uhellsslipp fra barn ($+10^{10}$ *E. coli* per uhell) vil heller ikke påvirke vanninntakene med målbare konsentrasjoner av *E. coli*. Dette skyldes for det første den store fortynningen. Rorevannets volum, 2×10^{11} L, og 10^{10} bakterier jevnt fortynnet i kun 1 % av Rorevannets volum vil gi *E. coli* konsentrasjoner under deteksjonsgrensen ($10^{10}/2 \times 10^9$ L = 5 *E. coli*/L = 0.5 *E. coli*/100 ml). I varmt overflatevann på sommeren forventes dessuten en rask utdøing av *E. coli*, dvs. 1-2 $\log_{10}$ reduksjoner pr uke. Beskyttende sprangsjikt hindrer forurensset overflatevann fra å forurense dypvannet om sommeren, og når vannet så sirkulerer på senhøsten vil kombinasjonen stor fortynning og utdøing medføre en ubetydelig påvirkning av råvannet med *E. coli* (samt *Campylobacter*, *Salmonella* og andre bakterielle patogener med samme overlevelse om *E. coli*).

Normal «utskillelse» i forbindelse med bading (ikke uhellshendelse) vil mest sannsynlig heller ikke gi problematiske konsentrasjoner av virus og parasitter i råvannsinntaket. Skalerer vi utslippet i figur 30 til 10^8 , blir maksimal konsentrasjon i råvannsinntaket 0.0001 pr L. Selv etter en dag med total svikt i vannbehandlingsbarrieren vil < 1 person pr 10 000 bli syke.

Jo flere som bader, jo større er sannsynligheten for at noen har «uhell» i vannet (spesielt småbarn). En skulle også tro at dersom barnet har mage-tarm infeksjon er det desto større sjanse for slike uhell. Dersom barnet skiller ut 10^{10} *Cryptosporidium* oocyster ved en slik hendelse (verste fall), kan nivåene i råvannsinntakene i Arendal og Grimstad bli i størrelsesorden 0.01 pr L flere måneder senere når overflatevannet sirkulerer ned til råvannsinntaket. Slike konsentrasjoner vil kreve aktive barrierer i vannbehandlingen for å unngå vannbårne utbrudd. Total svikt i vannbehandlingsbarrieren en dag kunne i verste fall føre til 14 syke pr 10 000 (og to dager med total svikt i vannbehandlingen kunne føre til 28 syke pr 10 000). 1 log-reduksjoner i vannbehandlingen ville sannsynligvis forhindre et registrerbart utbrudd (kun ca. 1 syk pr 10 000 pr dag). 3 log-reduksjoner ville være tilstrekkelig for å oppnå jevnt god drikkevannskvalitet (WHO, 2011).

Når det gjelder virus vil vi være svært forsiktige med å trekke konklusjoner på grunn at det er så mye usikkerhet knyttet til både mengden virus som skilles ut fra smittede individer og ikke minst om virusenes videre skjebne i vann, f.eks hvordan de eventuelt festes til partikler og sedimenterer og hvorvidt de beholder evnen til å forårsake infeksjoner etter en tids opphold i vannmiljøet. Også dosene som skal til for å skape infeksjoner er usikre. Et sannsynlig utslipp ved et uhell fra et smittet barn kan gi 0.02 viruspartikler i råvannet når vannet fullsirkulerer i november. I verste fall (sjeldent tilfelle) kan det tenkes at 10^{13} viruspartikler slippes ut i «uhellet» og at det i sirkulasjonsperioden som følge av dette vil være 10 viruspartikler/L i råvannet (hvis viruspartiklene gis en overlevelse på 1 måneds halveringstid). Mest sannsynlig vil bare en liten del av disse viruspartiklene være infektive, og muligens vil det være mer korrekt å gi viruspartiklene en «overlevelse med hensyn på infektivitet» på langt mindre enn halveringstid på 1 måned, men her trengs det mere kunnskap og forskning!

Konklusjon: Sporadisk bading i Rorevannet vil normalt ikke utgjøre en trussel for drikkevannskvaliteten. Likevel, hvis man tillater bading må man forvente at enkelte personer (spesielt småbarn) har «uhellsslipp» i vannet. Dette vil ikke gi målbare konsentrasjoner av *E. coli* i råvannet, men sannsynligheten for at et slikt barn er smittet med virus eller parasitter

er betydelig. Intensiteten på infeksjonen vil avgjøre hvor mye patogener dette barnet skiller ut, som kombinert med patogenenes overlevelsessevne vil være avgjørende for hvor mye patogener som kan forekomme i råvannet når vannmassene sirkulerer om høsten. Et «verste fall scenario»: at barnet er såkalt «super shedder» av svært bestandige patogener, er nok ikke så sannsynlig, men heller ikke utenkelig. Velfungerende barrierer (3-5 log reduksjoner) i vannbehandlingen vil hindre vannbårne utbrudd etter en slik «uhellshendelse». Likevel, siden det er vist å innimellom forekomme svikt i vannbehandlingsbarrierene, mener vi det bør være unødvendig at badene, som er potensielle utskillere av humanpatogener, slipper til i drikkevannskilden. Vi anbefaler at skiltene med at «dette er en drikkevannskilde og at bading er forbudt» bør opprettholdes. Store ressurser for å hindre sporadisk ulovlig bading er derimot ikke nødvendig da dette neppe er en stor trussel.

6.5.3 Scenarium: Brudd på kloakkledning

Hensikten var å studere hvordan brudd på kloakkledningene eller overløp pga. pumpestans kan påvirke vanninntakene.

Vi antok følgende:

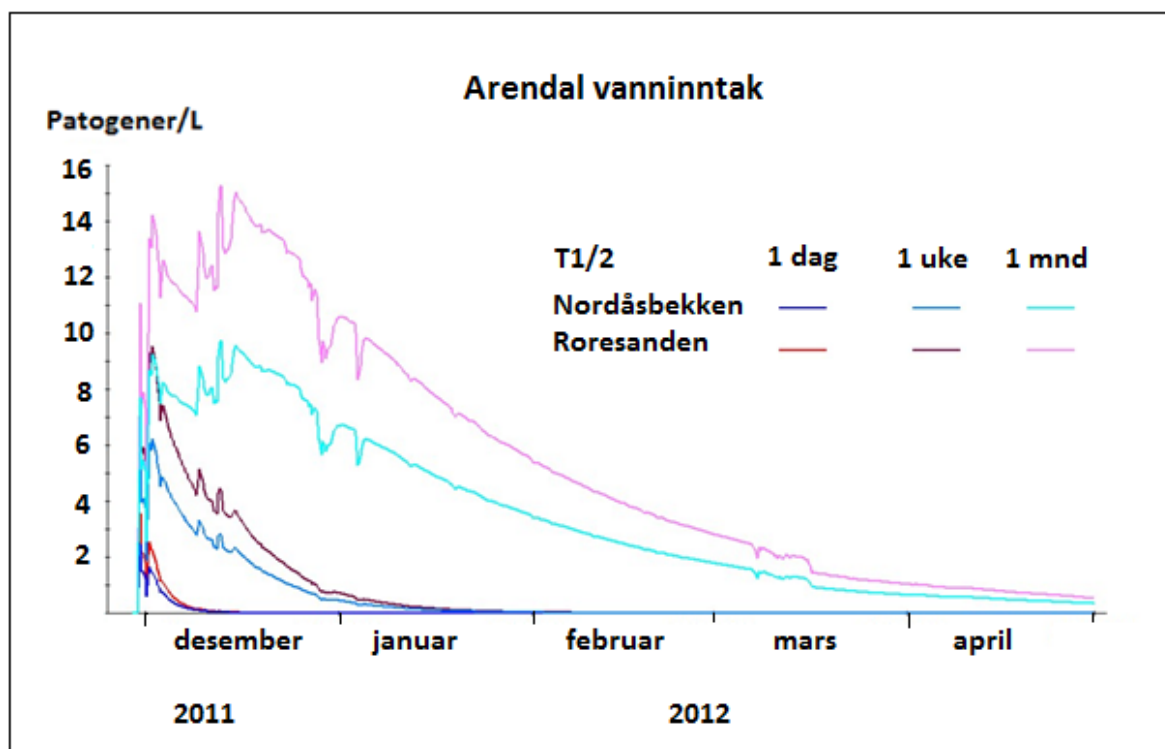
- Ledningsbrudd ved Naudnes med utløp til Nordåsbekken: Kloakk fra 250 personekvivalenter
- Ledningsbrudd ved Roresanden: Kloakk fra 680 personekvivalenter
- *E. coli*-produksjon: 10^{10} *E. coli*/døgn/personequivivalenter

Det ble antatt at det var ledningsbrudd 1. desember 2011 i 12 timer, dvs. ved fullsirkulasjon i Rore.

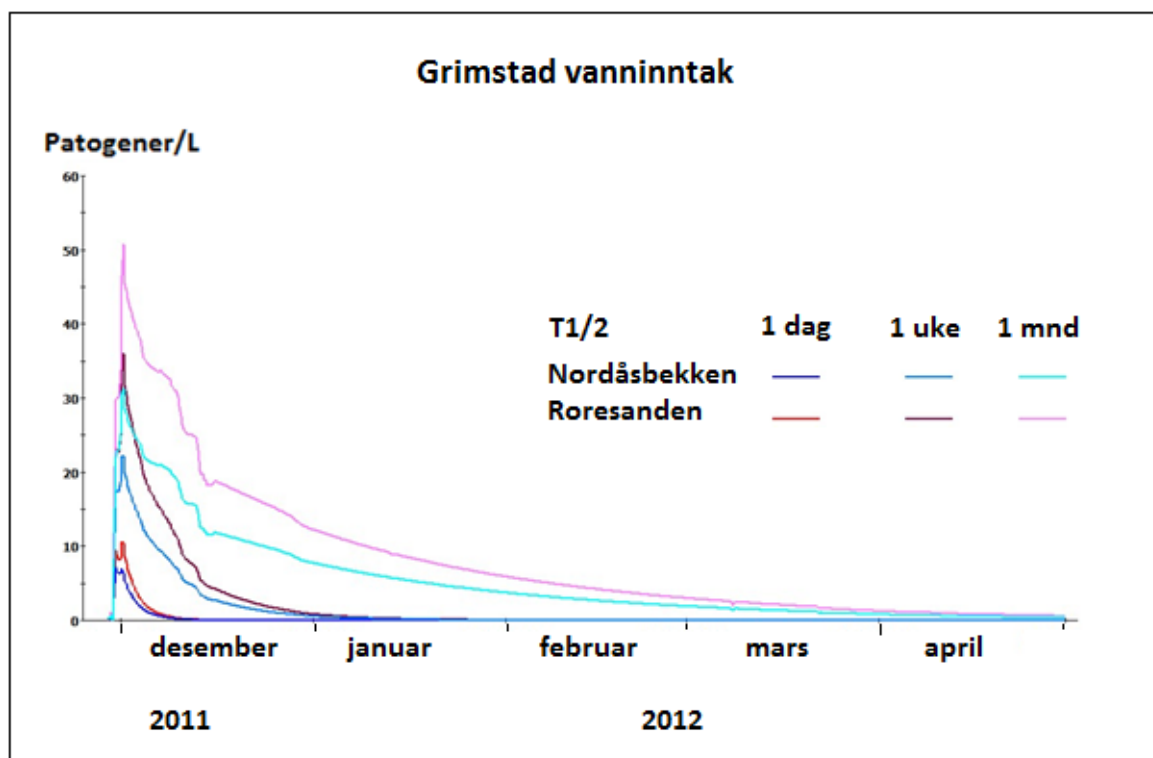
E. coli ble gitt en halveringstid på 1 døgn ved 20 °C og 4,5 døgn ved 4 °C (angitt som 1 døgn i resultat-figurene). Det ble i tillegg simulert et lignende utslipp (10^{10} /døgn/ personekvivalenter i 12 timer) av patogener med halveringstid en uke og en måned. Dette ble gjort for å illustrere hvordan ulik overlevelsessevne kan påvirke konsentrasjonen i råvannet etter et utslipp, blant annet som et innspill til diskusjon om nødvendig varighet av eventuell beredskap/kokevarsel etter en slik hendelse, hvis det samtidig er svikt i vannbehandlingsbarriere. Alle personene i nedslagsfeltet er naturlig nok ikke smittet med patogener. Det vil derfor være nødvendig å skalere de simulerte utslippene av patogener for å vurdere påvirkningen av råvannet med ulike patogener.

Som vist i **Figur 6.36** og **Figur 6.37** førte ledningsbruddene til liten påvirkning av råvannsinntakene med hensyn på *E. coli*. Påvirkningen var noe større ved Grimstad (ca. 10 *E. coli*/L ved brudd på Roresanden og ca. 7 *E. coli*/L ved brudd ved Nordåsbekken) enn ved Arendal (ca. 4 *E. coli*/L ved brudd på Roresanden og ca. 2 *E. coli*/L ved brudd ved Nordåsbekken). Under gjeldende vindforhold hadde altså mest sannsynlig ingen av ledningsbruddene ført til påvisbare konsentrasjoner av *E. coli* ved råvanninntaket i Arendal, siden deteksjonsgrensen til *E. coli* analysen er 1 pr 100 ml, dvs 10 pr L. Det hadde muligens blitt målt en og annen *E. coli* i råvannet til Grimstad i dagene etter ledningsbruddene.

Dette scenariet illustrerer hvordan et betydelig kloakkutslipp i en drikkevannsinnsjø ikke nødvendigvis fanges opp av *E. coli*-analyse av råvannet, på grunn av den store fortynningen. Vi ser fra simuleringene at *E. coli*-konsentrasjonene er rett under deteksjonsgrensen i dagene etter utslippet. Hadde man rutinemessig filtrert 1 L vann for *E. coli* analyse hadde det vært lettere å oppdage at «noe har skjedd». Likevel, sporadisk påvisning av *E. coli* fra f.eks fugler i nærheten gjør det vanskelig å vurdere hvorvidt det er kloakk som er kilden til påvist *E. coli*.



Figur 6.36. Påvirkning av vanninntaket til Arendal etter ledningsbrudd ved Nordåsbekken og Roresanden den 1. desember av patogener med ulik overlevelsessevne. De to laveste kurvene (rød og blå) viser *E. coli*. De øvrige kurvene viser patogener med lenger overlevelse, men nivåene må skaleres avhengig av smittesituasjonen hos kloakkprodusentene. Patogenene ble tilført i samme konsentrasjoner som *E. coli*. Dette kan være realistisk for virus, men antall parasitter bør reduseres med 2-3 log.



Figur 6.37. Påvirkning av vanninntaket til Grimstad etter ledningsbrudd ved Nordåsbekken og Roresanden den 1. desember av patogener med ulik overlevelsessevne. De to laveste kurvene (rød og blå) viser *E. coli*. De øvrige kurvene viser patogener med lenger overlevelse, men nivåene må skaleres avhengig av smittesituasjonen hos kloakkprodusentene. Patogenerne ble tilført i samme konsentrasjoner som *E. coli*. Dette kan være realistisk for virus, men antall parasitter bør reduseres med 2-3 log.

I hvilken grad de tenkte kloakkutslippene hadde ført til utslipp av humanpatogener, er helt avhengig av smittesituasjonen hos personene som produserte kloakken. I beste fall var ingen smittet, og i verste fall var det et større utbrudd i befolkningen. Problematikken rundt «super shedders», dvs. at enkelte personer kan innimellom skille ut like mye patogener som 100-1000 «gjennomsnittsutskillere», gjør at det ikke så lett å tallfeste utslippet med hensyn på patogener.

De fleste dagene i året vil mest sannsynlig utslippet av patogener være $< 0.1 \%$ av utslippet av *E. coli*. De modellerte konsentrasjonene av patogener i råvannet i figurene over må derfor reduseres med minst 3 log for slike «normale dager».

Man kan også tenke seg tre scenarier: at 0.1% (sannsynlig), 1% (kan skje) eller 10% (større utbrudd/ikke utenkelig) av kloakkprodusentene er smittet. De modellerte verdiene for *Campylobacter* og *Cryptosporidium* må da reduseres tilsvarende hvis utskillelsen pr person settes til 10^{10} . Overlevelsen til *Campylobacter* kan settes til 1 døgns halveringstid og for *Cryptosporidium* til 1 måneds halveringstid. For norovirus må man redusere de modellerte verdiene til 10 % (hvis 1 % er smittet) eller kan man bruke de modellerte verdiene direkte (hvis 10% er smittet) hvis man antar en gjennomsnittlig utskillelse på 10^{11} pr smittede person. Dersom det i tillegg var en «super-shedder» med utskillelse på 10^{13} pr døgn må de modellerte verdiene oppskaleres ytterligere. I verste fall kan overlevelsen til norovirus settes til 1 måneds halveringstid, men det er svært usikkert om virusene er infektive så lenge.

Grovt forenklet kan vi da sette opp følgende tabell med maksimal antall patogener i råvannet i Grimstad etter ledningsbruddet ved Roresanden, ved ulike scenarier for smitte i befolkningen:

Patogen	0.1 % smittet	1 % smittet	10 % smittet	
<i>Campylobacter</i>	0.01/L	0.1/L	1/L	Kort overlevelse
<i>Cryptosporidium</i>	0.05/L	0.5/L	5/L	Lang overlevelse
Norovirus	0.5/L	5/L	50/L kanskje >	Lang overlevelse/mulig liten andel er infektive

Maksimalt antall patogener i råvannet i Arendal etter ledningsbruddet ved Roresanden, ved ulike scenarier for smitte i befolkningen:

Patogen	0.1% smittet	1% smittet	10% smittet	
<i>Campylobacter</i>	0.004/L	0.04/L	0.4/L	Kort overlevelse
<i>Cryptosporidium</i>	0.02/L	0.2/L	2/L	Lang overlevelse
Norovirus	0.2/L	2/L	16/L kanskje >	Lang overlevelse/mulig liten andel er infektive

De modellerte verdiene kan vurderes opp mot dose-respons data i **Tabell 6.4** og **Figur 6.1**. Man ser da at flere log-reduksjoner i vannbehandlingen (1 log med hensyn på *Campylobacter* ved 0.1 % smitte opptil 6 log med hensyn på norovirus ved 10 % smitte) vil være påkrevd for å unngå vannbårne utbrudd i Arendal og Grimstad etter et slikt ledningsbrudd.

Eksempelet illustrerer også at det ikke er tilstrekkelig å analysere for *E. coli* (100 ml prøve) for å vurdere om et råvannsinntak er påvirket etter et slikt ledningsbrudd. Manglende påvisning av patogener er heller ingen garanti, da patogener kan utgjøre en trussel selv ved lavere konsentrasjoner enn man kan måle. Det hjelper hvis man analyserer et større volum (10-100 L). Ved utslipp av patogener med lang overlevelse bør man dessuten være oppmerksom i flere uker/måneder etter utslippet, f.eks bør det utstede kokevarsel dersom det registreres svikt i vannbehandlingsbarrierene.

Kommunene har gjort omfattende tiltak for å redusere risikoen for overløp ved pumpestopp og andre kloakklekkasjer. Resultatene fra disse scenariene støtter opp om behovet for å gjøre slike tiltak.

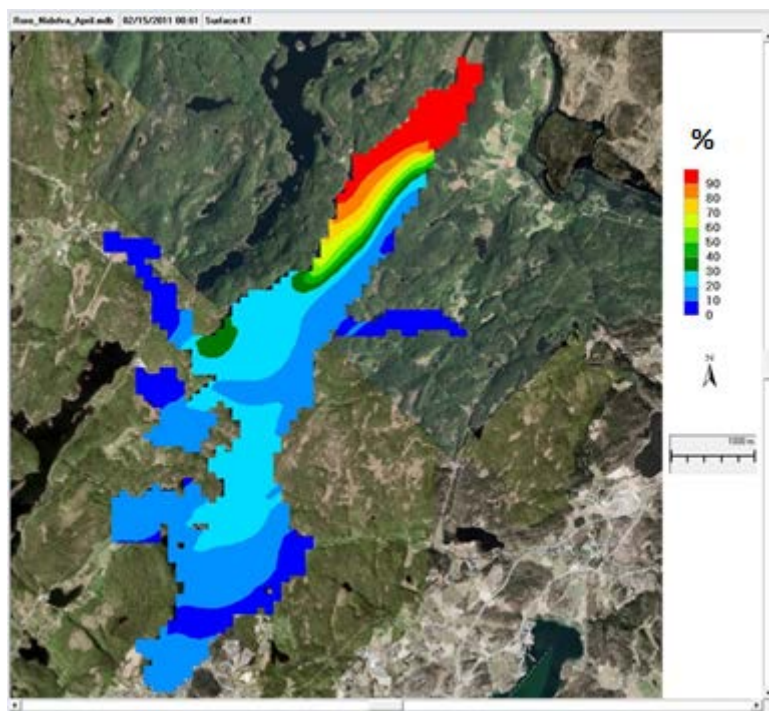
Fordi human avføring har et stort smittepotensial bør det også være fokus på å minimere utslipp av kloakk fra enkelthusholdninger. Selv om sjansen ikke er så stor, så kan det også være en «super shedder» i enkelthusholdninger. Det var mest sannsynlig avføring fra kun en/eller få personer som førte til de store drikkevannsbårne utbruddene i Bergen (6000 personer smittet med *Giardia intestinales*) og Østersund (>20 000 personer smittet med *Cryptosporidium hominis*). Direkteutslipp av *E. coli* fra enkelthus (ca. 5×10^{10} *E. coli* per døgn) vil ikke påvirke vanninntakene til Grimstad og Arendal med målbare konsentrasjoner, pga fortynning/utdøing og deteksjonsgrense 1 per 100 ml for *E. coli*. Er det en person smittet med *Cryptosporidium hominis* i huset (som skiller ut 1×10^{10} oocyster per døgn) kan det bli i størrelsesorden 0.1-1 oocyster per L i vanninntaket i sirkulasjonsperioden.

6.5.4 Scenarium: Innstrømning fra Nidelva

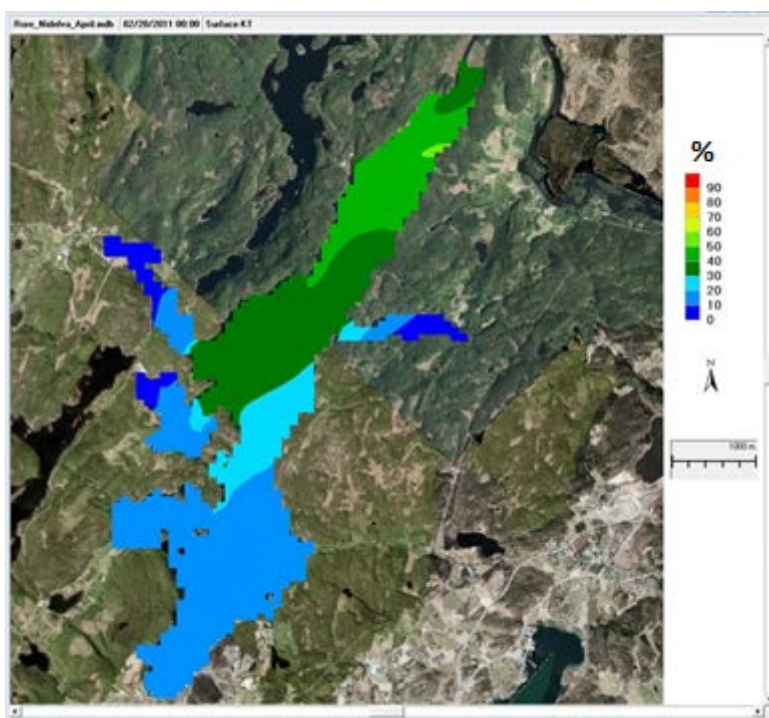
Rore drenerer til havet via Nidelva. Ved høy vannstand i Nidelva renner vann fra Nidelva i perioder inn i Rore. Vi har ikke gode målinger av i hvilken grad dette skjer. Hendelsene er blitt beskrevet av Bjørknes (1988), Sættem (1985) og Vaskinn (1989). Innstrømningen skjer vanligvis under snøsmeltingen og kraftig nedbør spesielt om høsten. Vannstanden i Nidelva blir også påvirket av kraftverksmanøvrering. Vannstanden i Rore kan øke med omkring 4 meter i en slik innstrømningsperiode.

Vi ønsket å studere i hvilken grad vann fra Nidelva kan påvirke vanninntakene. Vi antok at det strømmet inn vann fra Nidelva med $30 \text{ m}^3/\text{s}$ i 10 dager 1. - 10. februar 2011. Dette resulterte i en vannstandshevning på 3,3 meter i Rore. Temperaturen var nær 0°C både i overflaten av Rore og i Nidelva. Vannet i Nidelva ble i modellen merket med konsentrasjonsverdier lik 100. Dette gjaldt et konservativt stoff og stoffer med svinnsrate tilsvarende en halveringstid på 1 måned, 1 uke samt *E. coli* ($T_{1/2} = 1\text{-}5$ dager). Resultatene for et konservativt stoff tilsvarer andel vann (%) fra Nidelva i Rore. For patogener og *E. coli* representerer resultatene andel (%) av konsentrasjonene i vannet fra Nidelva.

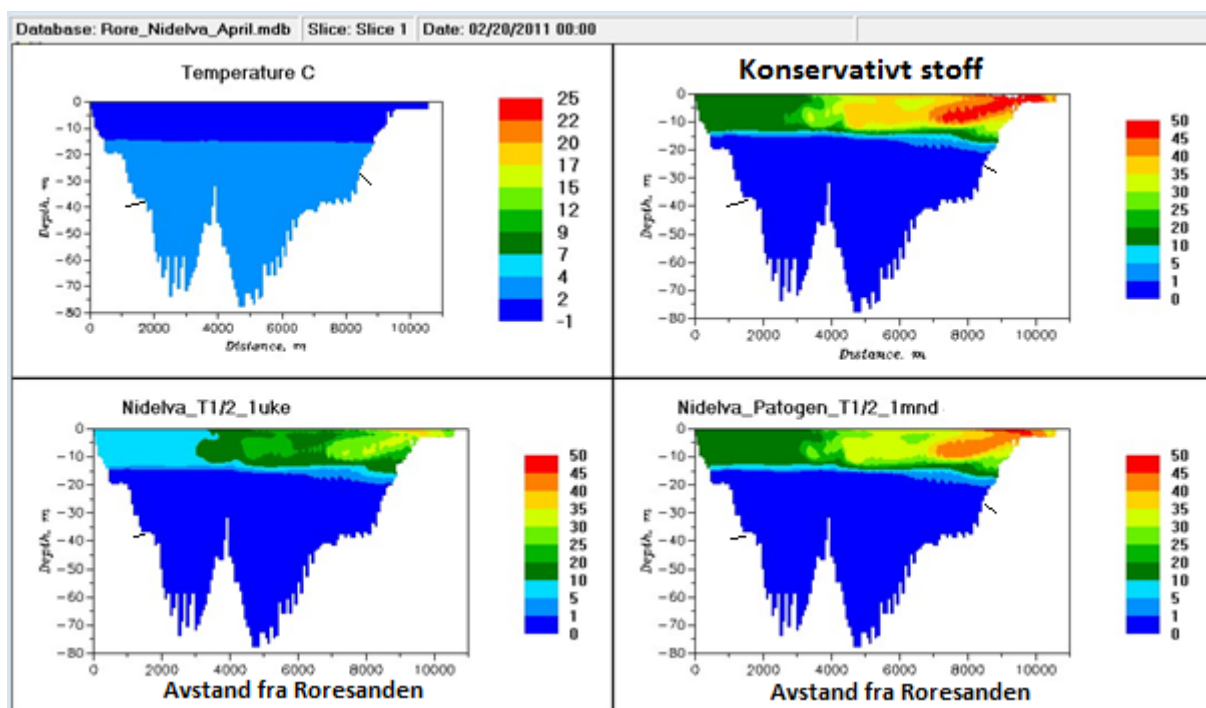
Horisontale og vertikale snitt av spredningsforløpet er vist i **Figur 6.38 - Figur 6.43**. Under innstrømningen i begynnelsen av februar var det kaldere og lettere vann på overflaten av Rore, 0-15 m. Vannet fra Nidelva strømmet inn i dette overflatelaget. I løpet av den følgende måneden ble vannet fra Nidelva blandet i en stadig større del av innsjøen, fortrinnsvis i horisontal retning og kun i meget liten grad vertikalt. Forskjellene i konsentrasjoner av ulike stoffer ble større som følge av ulik svinnsrate. I løpet av mars ble overflatevannet varmet noe opp, de vertikale tetthetsforskjellene ble mindre og vannet fra Nidelva ble spredd nedover i tillegg til horisontalt. I midten av april hadde hele innsjøen temperaturer nær 4°C og vannmassene sirkulerte vertikalt. Over 10 % av bunnvannet/drikkevannet besto av tilført vann fra Nidelva. Andelen patogener var betydelig redusert på grunn av svinn.



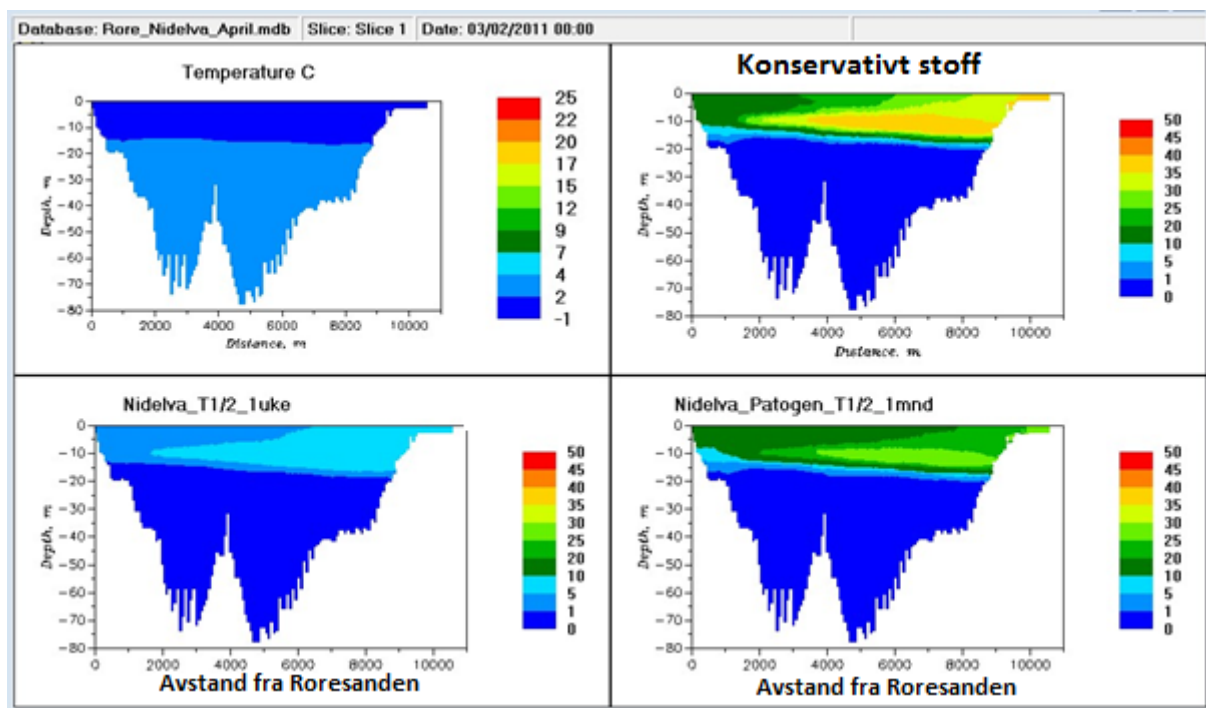
Figur 6.38. Andel vann fra Nidelva i overflaten etter 10 dagers innstrømning med $30 \text{ m}^3/\text{s}$



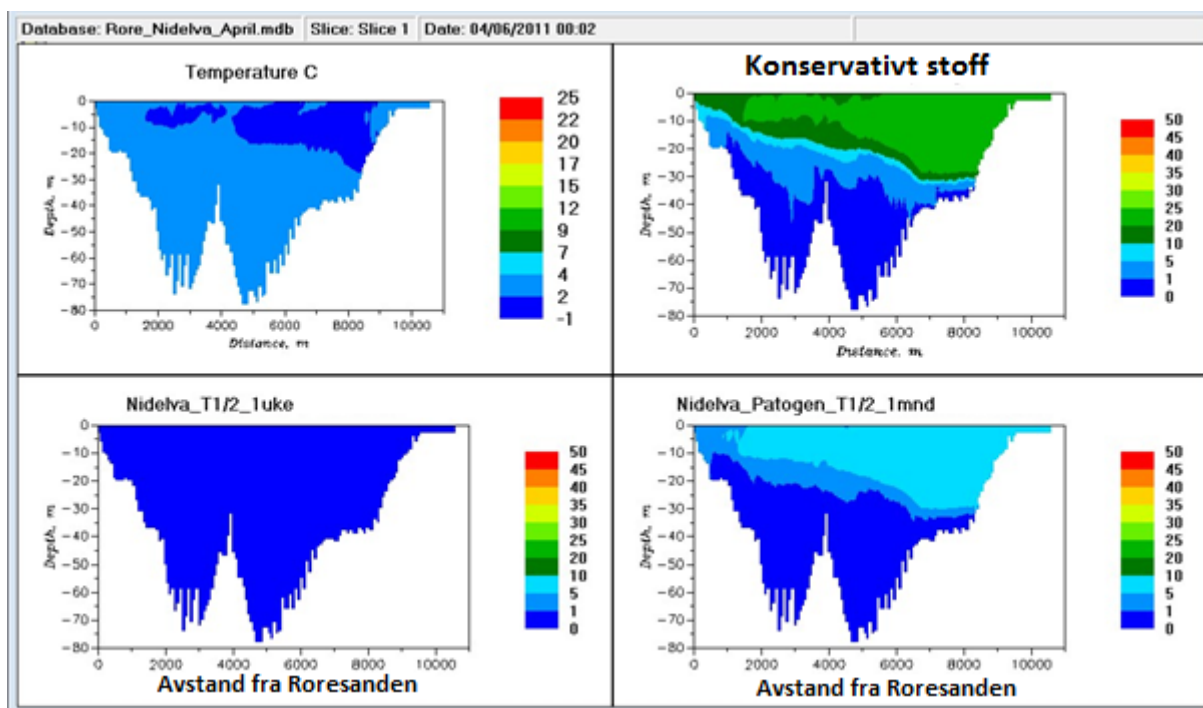
Figur 6.39. Andel vann fra Nidelva i overflaten 5 dager etter innstrømningens slutt



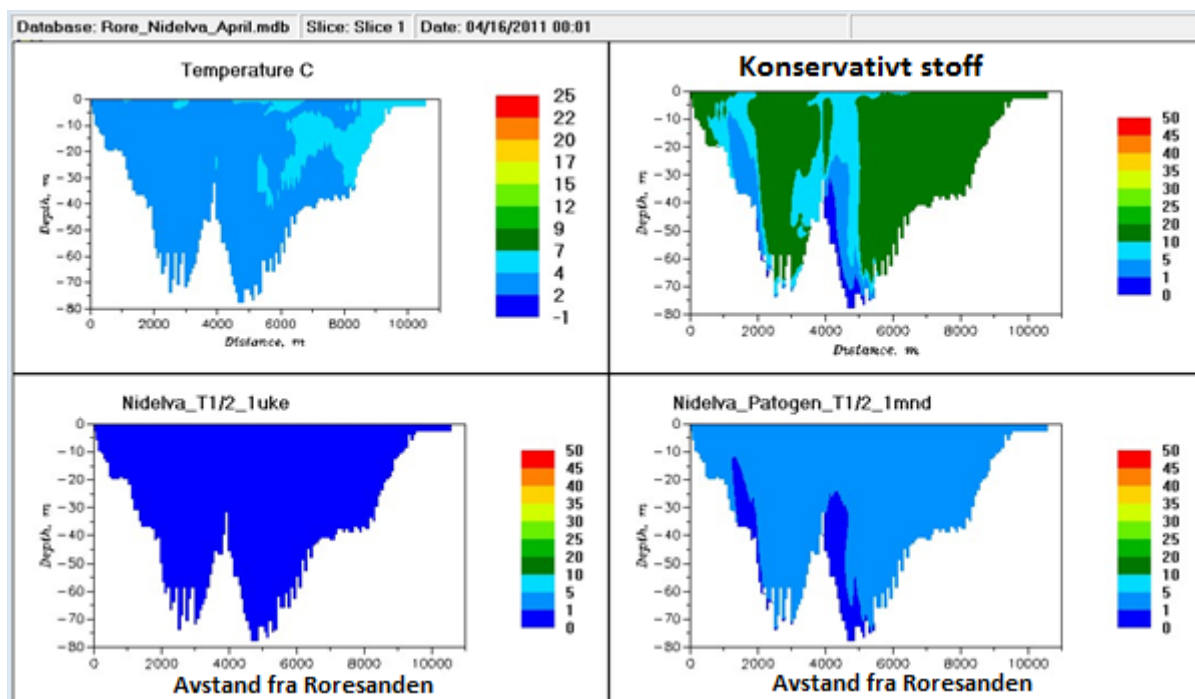
Figur 6.40. 20. februar, 10 dager etter innstrømningens slutt. Det var kaldere og lettere vann på overflaten 0-15 m. Figuren angir konsentrasjonen av konservativt stoff og patogener med ulik halveringstid som % av konsentrasjonen det var i Nidelva på den tiden det strømmet vann inn i Røra i overflaten.



Figur 6.41. 2. mars. Vannet fra Nidelva ble blandet i en større del av innsjøen. Forskjellene i konsentrasjon av ulike stoffer ble større som følge av ulik svinnrate.

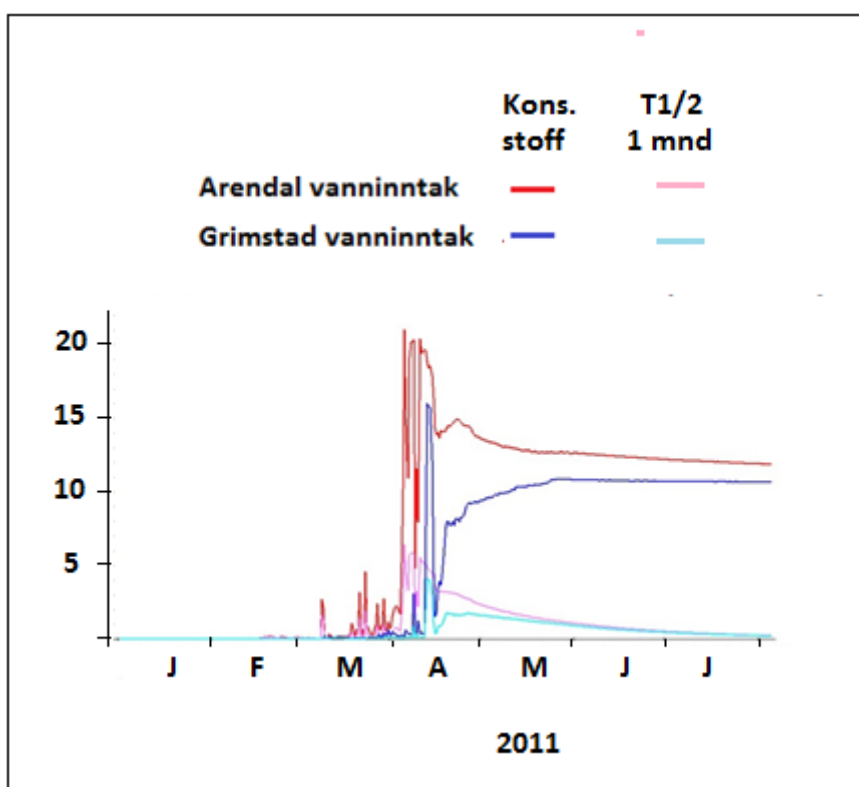


Figur 6.42. 6. april. Overflatevannet ble varmet noe opp, de vertikale tetthetsforskjellene ble mindre. Vannet fra Nidelva ble spredd nedover i tillegg til horisontalt.

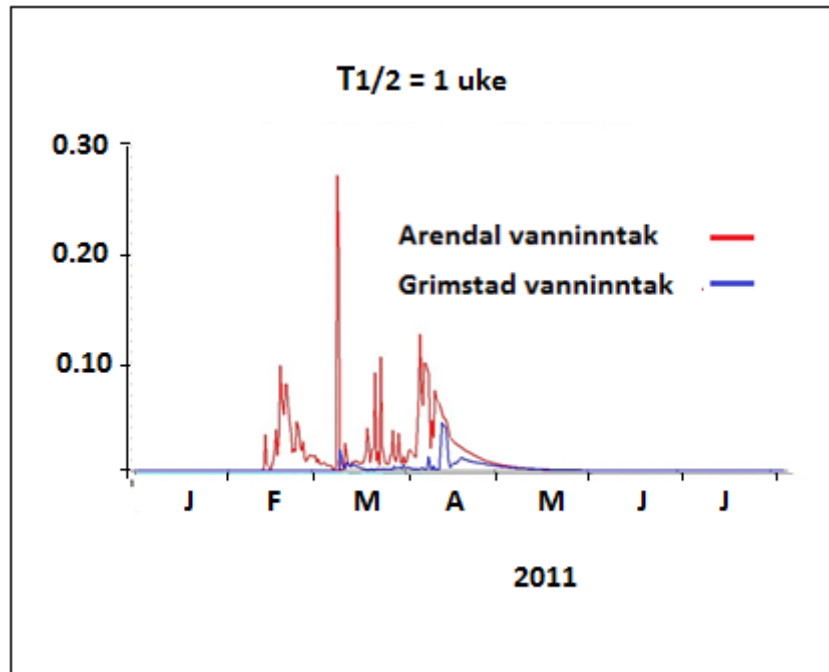


Figur 6.43. 16. april. Hele innsjøen hadde temperatur nær 4 °C. Det var vertikalt sirkulerende vannmasser. Opp til 20 % av bunnvannet/drikkevannet besto av tilført vann fra Nidelva. Andelen patogener var betydelig redusert på grunn av svinn.

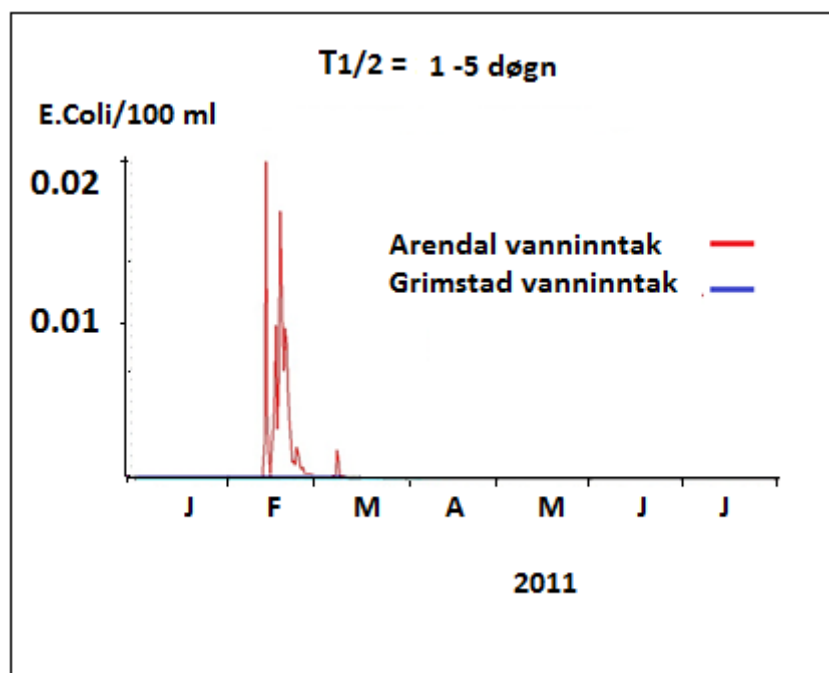
Vanninntakene ble påvirket av vann fra Nidelva først og fremst under vårsirkulasjonen et par måneder etter innstrømningen, Figur 6.44. Inntaket til Arendal ble påvirket noe mer enn vanninntaket til Grimstad. Andel vann fra Nidelva i vanninntakene var noen dager over 10 %. Konsentrasjonene av patogener med halveringstid på 1 måned ble redusert til under 5 % av konsentrasjonene i Nidelva. For patogener med halveringstid på 1 uke ble maksimum konsentrasjonene under 0,2 %, Figur 6.45. På grunn av svinnraten ble konsentrasjonene omtrent de samme like etter innstrømningen som i sirkulasjonsperioden. Påvirkning av *E. coli* var under 0,02 % i et par uker, Figur 6.46.



Figur 6.44. Vanninntakene ble påvirket av vann fra Nidelva først og fremst under vårsirkulasjonen som kom et par måneder etter innstrømningen. Inntaket til Arendal ble påvirket noe mer enn vanninntaket til Grimstad. Andel vann fra Nidelva i vanninntakene var noen dager over 10 %. Konsentrasjonene av patogener med halveringstid på 1 måned var redusert til under 5 % (tilsvarende ca. 0.5 *Cryptosporidium*/L hvis det opprinnelig var 10/L i Nidelva).



Figur 6.45. For patogener med halveringstid på 1 uke ble maksimum konsentrasjonene under 0,2 patogener per l (gitt det var 100 per l i Nidelva). På grunn av svinraten var den omtrent den samme like etter innstrømningen som i sirkulasjonsperioden.



Figur 6.46. Påvirkning av *E. coli* var under 0,02 per 100 ml i et par uker (gitt det var 100/100 ml i vannet fra Nidelva).

Vi har simulert en innstrømningsepisode i februar. Hendelsen er representativ for også andre årstider. Det er karakteristisk at vanninntakene blir nær upåvirket av en slik innstrømning utenom sirkulasjonsperiodene. Stoffene blir fortrinnsvis spredt horisontalt i overflatelagene over sprangsjiktet. Ulike vanntemperaturer i Nidelva og Rore vil kunne modifisere spred-

ningsbildet noe, men ikke tilstrekkelig til å påvirke vanninntakene i betydelig grad. Det innstrømmende vannet vil også kunne trenge inn i Syndlevannet. Dette vil redusere de simulerte konsentrasjonene i Rore. Dersom innstrømningen skjer ved full vertikal sirkulasjon i Rore blir påvirkningen maksimal. I det scenariet som er beskrevet ville påvirkningen av stoffer med svinn med en halveringstid lengre enn en uke nærme seg de simulerte verdiene til et konservativt stoff, dvs. opp i mot 10 % av tilsvarende verdier i Nidelva. I perioder med innstrømning av vann fra Nidelva er vannføringen i Nidelva spesielt høy. Dersom stoffene ikke er typiske erosjonsprodukter vil fortynningen være tilsvarende stor slik at konsentrasjonene i det innstrømmende vannet vil være betydelig lavere enn normalt.

6.5.4.1 Oppsummering innstrømning fra Nidelva:

Det er lite restriksjoner på forurensning til Nidelva. Det er betydelig landbruksvirksomhet, spredt bebyggelse og tettsteder i nedbørfeltet. Nidelva er også resipient for rensset avløpsvann fra Neset avløpsrenseanlegg med drøye 2000 personer tilknyttet. Neset renseanlegg er et biologisk-kjemisk renseanlegg basert på simultanfelling og aktivt slam. Selv om man normalt kanskje vil ha 90-99 % fjerning av sykdomsfremkallende mikroorganismer i renseanlegget, kan nok rensegraden innimellom også være dårligere. Dette bør eventuelt undersøkes nærmere. Vannføringen i Nidelva er stor ($0.0046 \text{ m}^3/\text{s}$ rensset kloakk fra Neset fortynnet i $100 \text{ m}^3/\text{s}$ Nidelvavann gir 20 000 x fortynning).

Følgene konsentrasjoner kan tenkes i Nidelva (worst-case) i en flomperiode (med vannføring $500 \text{ m}^3/\text{s}$):

E. coli: 100 *E. coli*/100 ml (tilsvarer utslipp til Nidelva fra tilsvarende 4000 personekvivalenter, inkluderer *E. coli* fra mennesker, husdyr og ville dyr)

Cryptosporidium: 10 *Cryptosporidium hominis*/L (antar utbrudd i Froland kommune, dårlig rensing på Neset avløpsrenseanlegg/dårlig avløpsrensing i spredt bebyggelse, *C. hominis* fra tilsvarende 40 syke personer med stor utskillelse)

Norovirus: 1000 genkopier/L (kan muligens være høyere)

Dersom det strømmet inn vann fra Nidelva i dagene rett før fullsirkulasjon kan man anta at det under fullsirkulasjon ville vært følgende konsentrasjoner i vanninntaket til Arendal (10% av konsentrasjonene i Nidelva):

E. coli: ca. 10 per 100 ml

Cryptosporidium hominis: 1 per L (ved større utbrudd oppstrøms, ellers lavere)

Norovirus: 100 genkopier per L (usikkert om de er infektive).

Innstrømning av forurenset vann fra Nidelva rett før/under sirkulasjonsperioden er kanskje den største trusselen for tilførsel av patogener til Arendal vannbehandlingsanlegg. Vannbehandlingsanlegget må være dimensjonert for å takle dette. Også råvannsinntaket til Grimstad kan bli påvirket i betydelig grad.

Modelleringen er kjørt etter meteorologiske og hydrologiske data fra 2011 og 2012. Dette var nokså normale år med kalde vintre og islagt innsjø. Vinteren 2013/2014 var derimot mild og Rore var ikke islagt. Den sirkulerte delvis hele vinteren, noe man bl.a. så på temperaturen til Råvannet i Arendal som var ned i 1,5 grader i mars. Det er ventet at dette blir mer og mer vanlig framover. Den stadige sirkulasjonen gjennom vinteren gjør at innsjøen akkumulerer mer kulde enn i islagte år. Dypvannet blir kaldere og dermed lettere (maks tetthet er ved 4 grader). En kan da tenke seg at det kan komme en regnværsflom i Nidelva med f.eks. 2,5 graders vann inn gjennom Bjorsund på dag da vannet i Rore er kaldere. Dette innstrømmende vannet vil da kunne dykke ned, og kan i uheldige fall fordele seg akkurat i vanninntakets dyp. Ved å sette inn slike «tenkte elve-temperaturer», fikk vi modellen til å beskrive slike strømmer hvor mer eller mindre «bare Nidelvavann» kunne tilflytte inntaket til Arendalvannverket. Men om det vil være mulig å få så mye varmere vann i Nidelva enn i Rore på ettervinteren, er foreløpig usikkert. Den praktiske erfaringen vi har er at det vanlige er at det er om høsten at elvene dykker ned når de kommer inn i innsjøene. Vinter, vår og sommer er det vanlig at de lagres inn i overflatelagene av innsjøene.

6.5.5 Smitterisiko fra husdyr og hester i nedbørfeltet

Dyreholdet i nedbørfeltet er i den senere tiden betydelig redusert, og i dag er det bare 16 storfe (alle ved Gurebo) og 10 sauer i Rores lokale nedbørfelt i henhold til opplysninger fremskaffet av kommunenes landbrukskontorer. Vannprøvene tatt i Gurebostrømmen indikerer at bare en mindre del av avføringen fra disse dyrene tilføres Rorevannet. Basert på (de kun 5) vannprøvene som ble tatt i bekken ble det beregnet at Gurebostrømmen maksimalt tilførte 3×10^9 *E. coli*/døgn til Rorevannet, mens disse dyrene vil produsere i størrelsesorden 9×10^{11} *E. coli*/døgn, altså tilføres mindre enn 1 %. Forurensningen havner først i Gurebo-kilen, slik at en del nok vil holdes tilbake her.

Det er lite sannsynlig at dyrene på Gurebo skiller ut store mengder humanpatogener. Et «verste fall» scenario kan likevel være at det er smitte med *Cryptosporidium parvum* i besetningen og spesielt 2 kalver (ca. 1-2 uker gamle) skiller ut totalt 2×10^{10} oocyster per døgn over en 2-ukers-periode. Hvis vi antar at 1 % av disse tilføres Rore via Gurebostrømmen blir tilførselen 2×10^8 oocyster per døgn $\times$ 14 døgn = totalt 3×10^9 oocyster og i størrelsesorden 0.01 *Cryptosporidium parvum* oocyster per L i råvannsinntakene i sirkulasjonsperioden. Ca. 14 av 10000 som drakk ubehandlet vann en dag med totalsvikt i vannbehandlingen kunne i verste fall blitt syke.

Et tilsvarende «verste fall» scenario kan være at storfeene eller sauene skilte ut de samme mengder av humanpatogene *Campylobacter*. Disse bakteriene er mindre bestandige i vannmiljøet enn *Cryptosporidium* oocyster og konsentrasjonene i råvannet ville neppe blitt høyere enn 0.001 per L. Mindre enn 1 av 100 000 som drakk ubehandlet vann ville blitt syke.

Det er inntil 10 hester som trener langs den gamle jernbanelinja langs syd-østsiden av Rore. 10 hester vil totalt produsere i størrelsesorden 1×10^{11} *E. coli* per døgn. Siden hestene bare

trener (ikke er oppstallet) langs jernbanelinja vil nok mesteparten av avføringen legges andre steder. Vi har sett i andre studier at hester kan gi høye konsentrasjoner av *E. coli* i tilførselsbekker til drikkevannskilder. Likevel, fortynnet i det forholdsvis store Rorevannet (2×10^{11} liter) skal det mye hestemøkk til for å få målbare konsentrasjoner av *E. coli* ved vanninntakene. De kan likevel være bidragsyttere til sporadiske funn av *E. coli* i råvannsinntakene. Hester kan potensielt skille ut humanpatogene parasitter (*Cryptosporidium* og *Giardia*), men sannsynligheten er mindre hos hester enn hos storfe. Muligens vil avføring fra rådyr og elg representere en like stor fare for humanpatogene parasitter som disse hestene. Det er større sjanse for at kalver skiller ut betydelig mengder patogener enn voksne dyr, og hestene man rir på eller bruker som travere, er voksne.

Hvis man tenker seg utslipp av 10 kg hestemøkk med 10^4 parasitter per gram (voksne hester), blir dette et utslipp på 10^8 parasitter. Fortynnet i Rorevannet kan det bli opptil 0.001 parasitter per liter. I størrelsesorden 1 av 10000 som drakk ubehandlet vann en dag med totalsvikt i vannbehandlingen kunne i verste fall blitt syke.

Det er nok også en del hunder og katter i nedbørfeltet som kan bidra med noe *E. coli* i tilførselsbekkene. Innimellom kan de også skille ut humanpatogener.

Det er så få husdyr i nedbørfeltet at dette vurderes som en mindre trussel for vannforsyningen enn avløpssystemene. Dagens begrensninger for husdyrhold ligger i gjødsselforskriften, der kravet er 4 dekar spredeareal per husdyrenhet. Hvis dette utnyttes fullt ut, vil husdyr i Rores lokalfelt kunne utgjøre en betydelig større forurensningsfare enn i dag. Siden husdyr kan være en mulig kilde til patogener bør likevel ikke mengden husdyr i det lokale nedbørfeltet øke i fremtiden. Tiltak for å minimere tilførsler fra dyrene (inngjerding, unngå at dyrene trækker i tilførselsbekker eller at hestene og hundene bader i vannkilden, unngå avrenning fra gjødselkjellere/havnehager++) bør gjennomføres.

Det er et godt og viktig prinsipp å unngå forurensende aktiviteter i nedbørfelt til drikkevannskilder. Med dagens kunnskap synes det likevel vel strengt å forby ridning/travtrening av inntil 10 hester langs jernbanelinja. Dersom ny kunnskap om smitte fra hester dukker opp, kan dette rådet endre seg i fremtiden.

6.6 Oppsummering av hygienisk forurensning og analyse av smitterisiko

Det påvises lite *E. coli* i råvannet til Grimstad og Arendal vannbehandlingsanlegg: I Grimstad er det påvist *E. coli* i 7 % av prøvene (2008-2013), snitt 0.16, maksimum 6 *E. coli*/100 ml og i Arendal er det påvist *E. coli* i 18% av prøvene (2006-2012), snitt 0.41, maksimum 9 *E. coli*/100 ml. Dette stemmer bra med forurensningsanalysen som indikerer at på grunn av stor fortynning i Rorevannet, kombinert med råvannsuttak på dypt vann, så skal det en betydelig forurensning til før dette vil gi målbare *E. coli* konsentrasjoner i råvannet (over deteksjonsgrensen som er 1 per 100 ml). I snitt må det tilføres *E. coli* fra tilsvarende ca. 30 person-ekvivalenter kontinuerlig i sirkulasjonsperioden for at konsentrasjonen ved råvannsinntakene skal bli ca. 1 *E. coli*/100 ml. Under kraftig nedbør kan noen av bekkene føre med seg så mye fekal forurensning at det kan bli målbare konsentrasjoner ved råvannsinntakene når vannmassene sirkulerer. Dette vil være en blanding av *E. coli* fra ville dyr og fugler, fra hester og andre husdyr og eventuelt fra dårlig fungerende avløpsanlegg. Bakteriene er ikke jevnt fordelt i vannmassene, og tar man nok prøver av råvannet vil man innimellom kunne påvise et fåtalls *E. coli* som stammer fra disse bekkene. Fugler som gjør fra seg i området rett over vanninntakene vil også kunne føre til målbare konsentrasjoner av *E. coli* ved at avføringen synker ned og oppløses i dypvannet. Dersom det strømmer inn vann fra Nidelva under flom vil dette, kombinert med fullsirkulasjonsperiode, kunne føre til i størrelsesorden 10 *E. coli*/100 ml i råvannet til Arendal, eventuelt noe mindre i Grimstad.

Scenariene med brudd på kloakkledninger i 12 timer ved Naudnes og Roresanden viste at selv slike betydelige kloakkutslipp så vidt vil gi målbare konsentrasjoner av *E. coli* i råvannsinntaket til Grimstad, og sannsynligvis rett under deteksjonsgrensen i Arendal. Hvorvidt et slikt brudd på kloakkledningene hadde ført til problematiske konsentrasjoner av patogener ved råvannsinntakene, vil vært helt avhengig av smittesituasjonen hos personene som produserer kloakken. I verste fall, med betydelig smitte blant kloakkprodusentene og med dårlig fungerende barrierer i vannbehandlingen, kunne det blitt et utbrudd med flere tusen syke (selv ved kun en eller mindre enn en *E. coli*/100 ml i råvannet). Smittede mennesker kan potensielt skille ut store mengder virus og parasitter som overlever lenge i vann, og der inntak av kun en kan være nok for å utvikle sykdom. Mulighetene for tilførsel av menneskelig avføring til drikkevannskilden bør derfor minimeres. Kommunen har ganske god kontroll på avløpsledningene og avløpsanleggene i Rores lokalfelt. Det er nok mindre kontroll på vannet som noen få ganger i året strømmer inn fra Nidelva. I perioder med innstrømning av vann fra Nidelva, kombinert med sirkulasjonsperiode, er kanskje dette den største trusselen for tilførsel av patogener, spesielt til Arendal vannbehandlingsanlegg. Vannbehandlingen og desinfeksjonen må være dimensjonert for å takle dette.

Nedenfor har vi oppsummert noen hendelser, med en vurdering av sannsynlighet for hendelsen:

- Stor = 1 eller mer enn 1 gang i året
- Middels = mindre enn 1 gang i året, men mer enn 1 gang hvert 10 år
- Liten = mindre enn 1 gang hvert 10 år

og hva en slik hendelse kan føre med seg av patogener til råvannsinntakene.

Hendelse:	Sann-synlighet for hendelse:	Konsekvens: patogenkonsentrasjon i råvannet (krav om log-reduksjoner i vannbehandling for WHO-krav/mulig størrelse på sykdomsutbrudd uten vannbehandlingsbarriere)
0. Innstrømning fra Nidelva rett før/under fullsirkulasjon a) med «normale» patogen-konsentrasjoner i Nidelva b) med høye patogen-konsentrasjoner i Nidelva	Stor Middels	Arendal mest påvirket, men også Grimstad. ca. 0.01 Crypto/L (mindre utbrudd uten bha-barrierer, 3 log-reduksjoner for WHO-krav) ca. 1 Crypto/L (stort utbrudd uten bha-barrierer, 5 log-reduksjoner for WHO-krav) Stor fare for virus, krever bha-barrierer!
1. Brudd på kloakkledninger ved Roresanden eller Naudnes (sirkulasjonsperiode) a) med «normale» patogen-konsentrasjoner i kloakken c) med høye patogen-konsentrasjoner i kloakken	Lav/middels /større for mindre lekkasje?	Grimstad mest påvirket, men også Arendal. ca. 0.01 Crypto/L (mindre utbrudd uten bha-barrierer, 3 log-reduksjoner for WHO-krav) > 1 Crypto/L (stort utbrudd uten bha-barrierer, 5 log-reduksjoner for WHO-krav) Stor fare for virus, krever bha-barrierer!
2. Dårlig avløpsanlegg i spredt bebyggelse + «super shedder» a) 10 % tilbakeholdelse b) ingen tilbakeholdelse	Middels Middels/lav	ca 0.01 Crypto/L (mindre utbrudd uten bha-barrierer, 3 log-reduksjoner for WHO-krav) ca 0.1 Crypto/L (betydelig utbrudd uten bha-barrierer, 4 log-reduksjoner for WHO-krav) Stor fare for virus, krever bha-barrierer!
3. Uhell ved bading på Roresanden a) friskt barn b) sykt barn	Stor Middels	Liten fare ca 0.01 Crypto/L (mindre utbrudd uten bha-barrierer) Mulig fare for virus med god overlevelse!
4. Avføring fra storfe og sauer tilføres Rore a) «normal smittesituasjon» b) <i>C. parvum</i> syke kalver	Høy Middels	Liten smittefare (dagens situasjon med få dyr) ca 0.01 Crypto/L (dagens situasjon med kun storfe og sauer på Gurebo, mindre utbrudd uten bha-barrierer) Dagens kunnskap tilsier liten fare for virus!
5. Avføring fra hester tilføres Rore	Høy	Liten smittefare (dagens situasjon med få dyr og lav forekomst av humanpatogener hos voksne hester)
6. Avføring fra ville dyr og fugler tilføres Rore	Høy	Sannsynligvis en betydelig kilde til <i>E. coli</i> i tilførselsbekker og sporadiske funn av <i>E. coli</i> i råvannet. Fugler kan også være kilde til patogene bakterier (f.eks <i>Campylobacter</i>) som lett inaktiveres med UV eller klor. Ville dyr kan være kilde til humanpatogene parasitter (men sannsynligvis lav forekomst og/eller lav utskillelse).

7 Hvilke kjemiske stoffer kan ved et uhell (tankbilvelt o.l.) påvirke vanninntakene

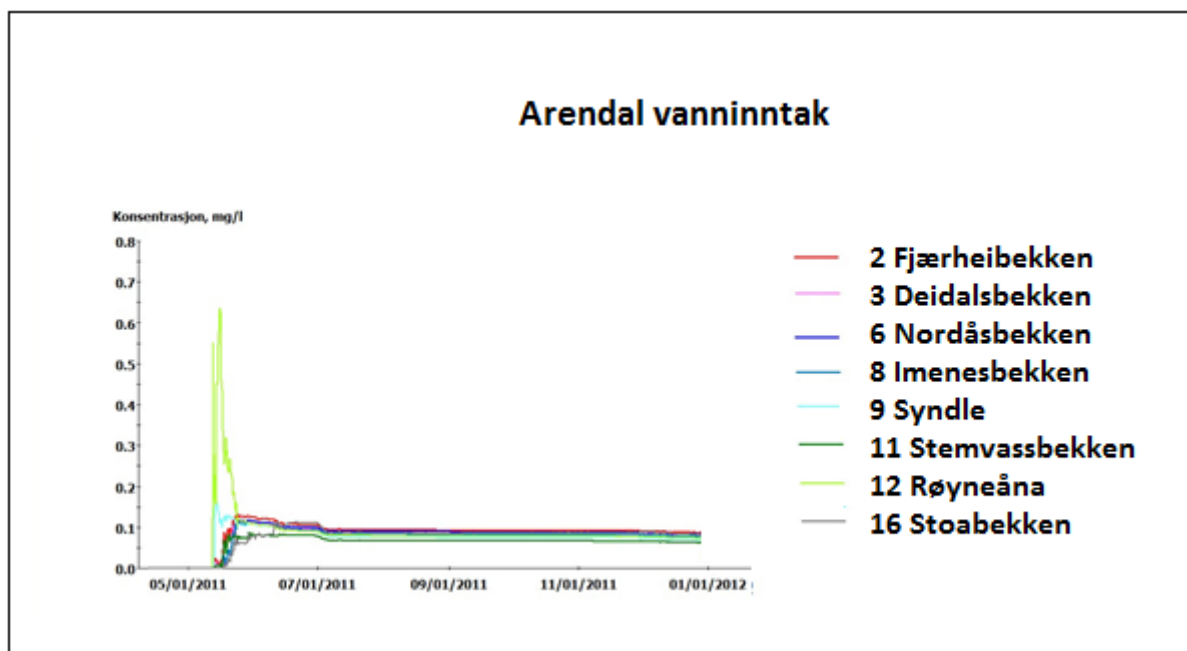
7.1 Konservativt vannløslig stoff

Dersom et «farlig» stoff befant seg i nedbørfeltet og ved et uhell ble tilført Rore, kan dette påvirke drikkevannsinntakene i uheldig grad?

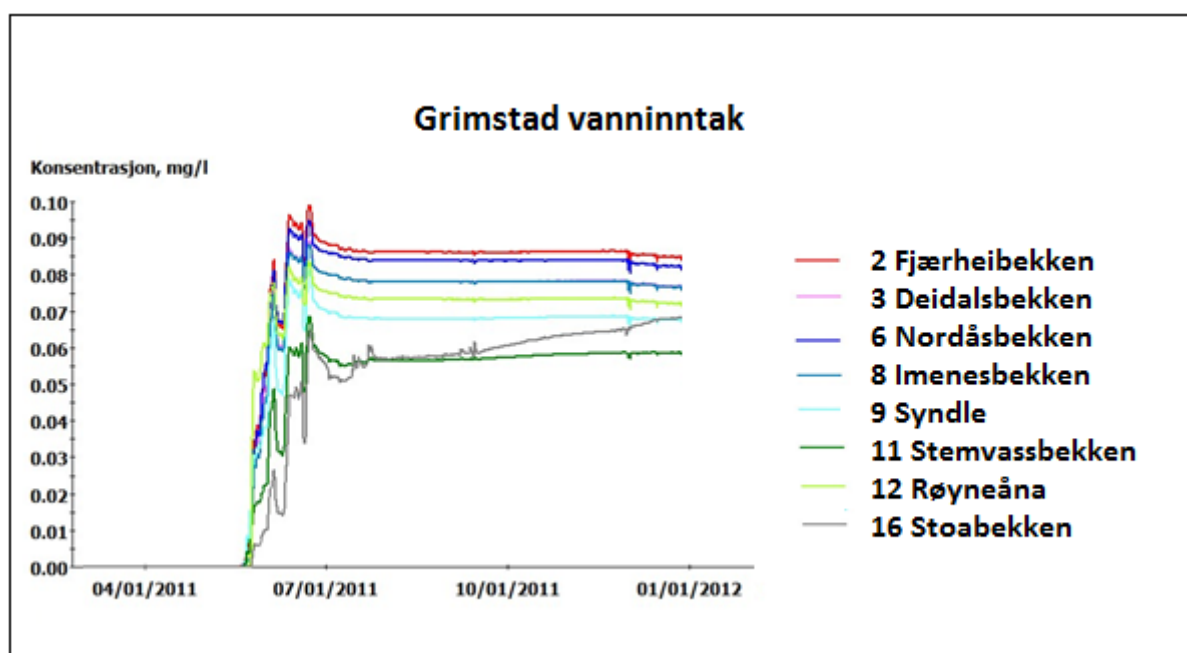
Vi laget et scenarium hvor $10 \text{ m}^3 = 10 \text{ tonn}$ konservativ væske, dvs. vannløselig, og varig, ble tilført via bekkene 1. april 2011. Dette kunne f.eks. skyldes uhell med en tankbil. Vi simulerte hvordan utslipp av et konservativt stoff til et av tilløpene i sirkulasjonsperioden påvirket vanninntaket til Arendal, **Figur 7.1**. Påvirkningen var i 1-2 uker størst fra det nærmeste tilløpet Røynåna. Deretter holdt konsentrasjonene seg nær $0,1 \text{ mg/l}$ uansett tilførselssted. I vanninntaket til Grimstad ble konsentrasjonene i underkant av $0,1 \text{ mg/l}$, **Figur 7.2**. Det var små forskjeller mellom de ulike tilførselspunktene.

Da utslippene var tenkt skjedd i sirkulasjonsperioden, representerer de en «i verste fall situasjon» med en «kortvarig» høyere konsentrasjon før bidragene ble noenlunde konstante utover resten av året. Dersom utslippene hadde skjedd i en mer stabil periode ville stoffet blitt blandet horisontalt i overflatelaget (over sprangsjiktet), blitt blandet vertikalt i sirkulasjonsperioden og påvirket inntakene med konsentrasjoner noe under $0,1 \text{ mg/l}$ slik som vist på figur, **Figur 7.3**. Om utslippene skjedde i lang tid før sirkulasjonsperioden ville noe av stoffet forsvunnet ut gjennom utløpet og redusert verdiene tilsvarende.

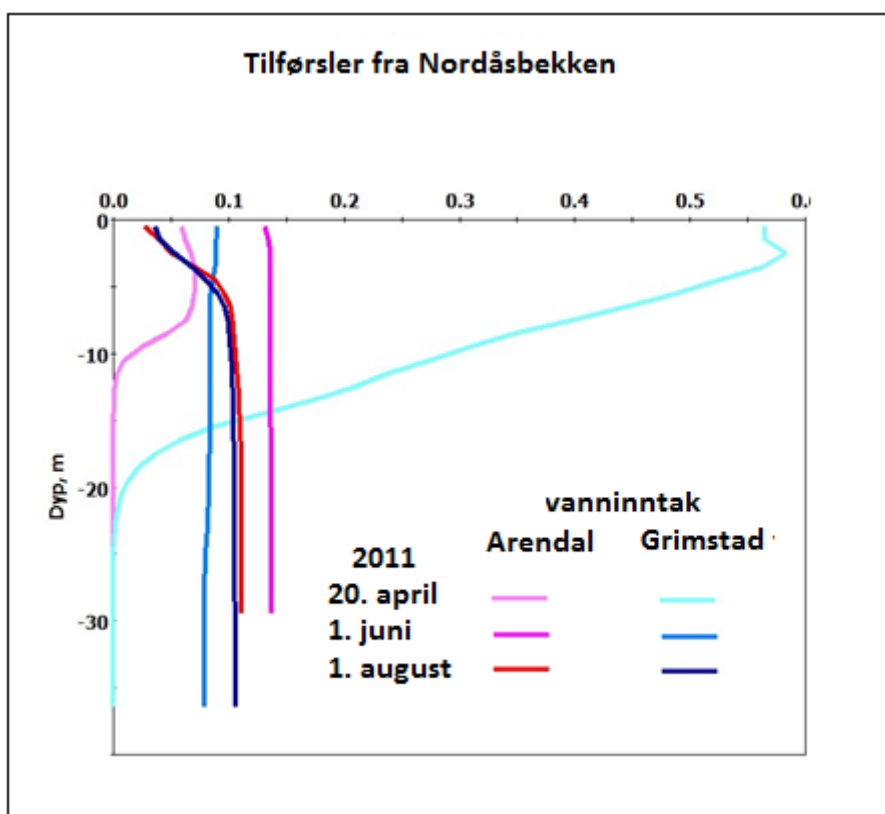
Dersom et utslipp av en konservativ væske på 10 tonn ble fullstendig blandet i hele innsjøen ville konsentrasjonen bli ca. $0,05 \text{ mg/l}$ ($10 \text{ tonn}/200 \text{ mill. m}^3$). Som en tommelfingerregel kan vi si at om 10 tonn væske renner ut i Rore på et hvilket som helst sted blir vanninntakene påvirket med en konsentrasjon på $0,1 \text{ mg/l}$. Vi tar et forbehold under sirkulasjonsperioden særlig nær inntaket til Arendal hvor konsentrasjonene kan forventes å bli 10 ganger høyere.



Figur 7.1. Simulerte utslipp i sirkulasjonsperioden av et konservativt stoff påvirket vanninntaket til Arendal først under vårsirkulasjonen. Påvirkningen var en 1-2 uker størst fra det nærmeste tilløpet Røyneåna. Der etter holdt konsentrasjonene seg nær 0,1 mg/l uansett tilførselssted.



Figur 7.2. Hvordan utslipp i løpet av vinteren av et konservativt stoff påvirket vanninntaket til Grimstad først under vårsirkulasjonen. Deretter holdt konsentrasjonene seg nær 0,1 mg/l uansett hvor tilførselssted.



Figur 7.3. Eksempel som viser dybdesnitt av hvordan simulert utslipp i Nordåsbekken påvirket Rore ved vanninntakene. Tilførslene ble først blandet horisontalt i april, vertikalt blandet i løpet av mai og dette igjen horisontalt blandet utover sommeren.

Dersom man kjenner hva slags væske som utslippet består av, og vet hvilke konsentrasjoner som kan tolereres, har man mulighet for raskt å kunne gjøre en vurdering om det er grunn til å gjøre tiltak eller ikke. Amerikanske konsentrasjonsnormer til drikkevann (US EPA) for en del væsker finnes på <http://www.pacode.com/secure/data/025/chapter16/chap16toc.html>. Toleransekravene gjelder for konstante forhold, dvs. varige konsentrasjoner. Ved et uhellsutslipp vil konsentrasjonene etter noen måneder avta bl.a. pga. at stoffet blir borte ved f.eks. sedimentasjon, nedbrytning, etc. Vi ser imidlertid bort i fra dette og bruker toleransekravene også for kortere varighet.

I simuleringene har vi antatt et utslipp på $10 \text{ m}^3 = 10 \text{ tonn}$ av en konservativ væske. Dvs. en væske som følger vannets bevegelser uten å inngå i nedbrytende prosesser. Dette gir i følge scenariet en karakteristisk konsentrasjon i vanninntakene på $0,1 \text{ mg/l}$. Dersom utslippet gjelder andre mengder må konsentrasjonene i vanninntakene skaleres tilsvarende. Slippes det ut $1 \text{ m}^3 = 1 \text{ tonn}$ væske blir konsentrasjonene i vanninntaket $0,01 \text{ mg/l}$.

7.2 Tungmetaller/miljøgifter

Flere av tungmetallene har grenseverdier i den størrelsesorden som scenariet indikerer. Imidlertid vil et utslipp allerede være sterk fortynnet, eller være mindre enn tilsvarende et fullt billass. Rent teoretisk kan vi anta at et billass kobbersulfat (CuSO_4) i pulverform, hvorav $\frac{1}{4}$

består av kobber (Cu), tilføres vannet. Kobber konsentrasjonene vil da bli i samme størrelsesorden som i vårt «i verste fall» scenarium, og dermed kunne overskride den akseptable grenseverdien på 0,1 mg kobber i drikkevannet i noen timer. Dersom andre og mer giftige tungmetaller: Arsen, bly, kvikksølv, kadmium, krom og nikkel kan tilføres vannet i tilsvarende grad, vil grenseverdiene overskrides. Imidlertid kjenner vi ikke til transportformer eller lagring av slikt materiale i slike mengder.

7.3 Plantevernmidler

Grenseverdi for sum plantevernmidler er satt lik 0,5 µg/l. Det vil si at utslipp av 50 l kan medføre overskridelse. Plantevernmidler fraktes normalt i bærbare kanner (5-20 l). Ved uhell vil formodentlig ikke væsken fra alle kannene renne ut. Imidlertid kan det tenkes at store mengder væske som lagres kan tilføres innsjøen for eksempel brann.

7.4 Fenol

Vi kjenner til at det har forekommet uhell ved at fenol fra tankbil er lekket til vassdrag. Benytter vi amerikanske forskrifter, skulle det ikke være noen fare for drikkevannet om det lekket ut ren fenol. Imidlertid er enkelte fenol forbindelser langt mer giftige og kan tenkes å overskride akseptable grenseverdier.

7.5 Syre

La oss anta at utslippet besto av syre. Som eksempel benytter vi 37 % konsentrert saltsyre. Syren vil føre til en betydelig senkning av pH, dvs. til nær pH 2, pH 3 og pH 4 ved fortynninger til henholdsvis 1/1000, 1/10 000 og 1/100 000. Dette tilsvarer 1000 mg/l, 100 mg/l og 10 mg/l. Plankton og fisk vil kunne bli drept momentant ved verdier under pH 3. Også pH 4 anses som meget skadelig. Ved fortykning til 1/milliondel, dvs. til 1 mg/l, blir påvirkningen liten eller ubetydelig. Virkningen på drikkevannet vil ikke bli merkbar.

7.6 Olje

Erfaringsmateriale fra oljeutslipp er fortrinnsvis knyttet til utslipp av råolje på åpent hav. Hvordan ulike prosesser virker på forskjellige oljetyper i ulike miljøer er meget komplisert og mangelfullt utredet. Særlig er det mangelfull informasjon om påvirkning av ferskvann og av raffinerte oljeprodukter. Den følgende noe idealiserte fremstillingen er hentet fra Børresen 1993 og Green and Trett 1989.

Olje som slippes ut i vann forandrer sine kjemiske og fysiske egenskaper i løpet av noen timer. Ved utslipp til rolig vann legger oljen seg på vannoverflaten med en tykkelse på under omkring 0,1 mm. En del av dette sprer seg som et ultra tynt lag "blåskimmer" med en tykkelse på under 0,001 mm. I denne fasen er fordampningen stor. For bensin fordamper nær 100 % i løpet av noen timer. Karakteristisk verdi for diesololje kan 30 % i løpet av et par døgn. Ved transport vil en del av oljen feste seg til strendene.

Etter hvert blandes oljen med vannet og danner en "olje og vann" blanding med tykkelse på 1 mm til noen cm. Blandingen skjer raskere ved økt vind og bølger. Denne blandingen av olje, vann og luft danner en masse som i liten grad fordamper. En del av det spres nedover i vannmassen til dyp som kan være noen ganger større enn bølgehøyden. I denne blandingen er vann og olje kun blandet, oljen er ikke oppløst i vannet, slik at massen er lettere enn vann og blir i overflatelagene. Oljemolekyler som fester seg til partikler kan sedimentere. Denne "olje og vann" delen er langt større for råolje enn for bensin.

En liten del av oljen blir oppløst i vannet. I litteraturen blir den gjerne omtalt som WSF delen. Laboratorieundersøkelser og observasjoner fra råoljeutslipp angir en oppløst del på ca. 0,1 %. Denne delen av oljen følger vannets bevegelser inntil den brytes ned biologisk. Oppløst olje har fått stor oppmerksomhet pga. at den kan ha stor skadelig effekt på miljøet. Den er også viktig i denne sammenheng da det er den vannløselige delen som i særlig grad har mulighet for å transporteres til dypt vann og dermed forurenses drikkevannet.

Drikkevannsforskriftens grenseverdi for hydrokarboner er 10 µg/l. Luktgrensen er ansett for å være 1 µg/l. Følgelig forventer vi ikke at drikkevannet blir påvirket av oljeutslipp.

Det ble simulert spredning av diesololje tilført i drikkevannsmagasinerne Gjersjøen og Birke-landsvatn (Tjomsland, Tryland og Kolluru 2010). Oljeutslipp fikk ikke betydning for drikkevannskvaliteten. Simulerte konsentrasjoner ved drikkevannsinntaket var lavere enn grenseverdiene for akseptabel drikkevannskvalitet for hydrokarboner og PAH. Forsøk i laboratorier med vannløselig del av raffinert olje i sjøvann viser at karakteristisk skadeverdi for høyere liv i hav er satt til 40 ppm-timer. (ppm-timer tilsvarer konsentrasjon (ppm) * timer, f.eks. 40 ppm-timer tilsvarer 40 timers påvirkning av en konsentrasjon på 1 ppm eller 1 mg/l). For fisk kan en karakteristisk skadeverdi være 1000 ppm-timer. I følge simuleringene kunne dette teoretisk kun finne sted nær selve utslippsstedet. Det samme vil gjelde for inntakene i Rore.

På overflaten vil det som nevnt dannes en blanding av olje og vann som etter hvert kan feste seg til strendene. Disse vil bli langvarig forurensset. Man må regne med lokale skader på plankton, bunndyr, vannvegetasjon og eventuelt fugler som blir tilgriset. Dette angår først og fremst det som måtte eksistere i overflatelaget, det burde ikke være noen fare for vanninntakene på dypt vann. Fisk vil sannsynligvis unngå. Den delen av oljen som ikke fordamper eller samles opp, vil etter hvert brytes ned eller sedimentere.

8 DEL II: ROS-ANALYSE AV ARENDAL VANNBEHANDLINGSANLEGG (RORE) OG GRIMSTAD VANNBEHANDLINGSANLEGG (ROSHOLT)

Det følgende gir en oppsummering av rapporten: "ROS-analyse av vannbehandlingsanleggene i Arendal og Grimstad" (Eikebrokk, Røstum og Selseth, 2014). I analysen vurderes de eksisterende vannbehandlingsanleggene, med spesiell fokus på vannkvalitet og effektivitet og stabilitet av de hygieniske barrierer i vannbehandlings- og desinfeksjonstrinnet. Man har også vurdert i hvilken grad rå- og rentvannskvalitet, driftsforhold, m.v. påvirker barrierene. Som basis og kriterier for vurderingene er anvendt de barriereindikatorparametere og -verdier som er angitt i drikkevanns-forskriftens veileder (Mattilsynet, 2005), samt erfaringer fra tilsvarende vannbehandlingsanlegg. For å dokumentere effektivitet og stabilitet i de hygieniske barrierene har man også utarbeidet varighetskurver for: i) utløpsturbiditet fra de ulike filterenheter, og ii) UV-doser fra hvert UV aggregat. Man har også spesifikt vurdert koaguleringsforholdene ved hvert anlegg, og vurdert hvordan og i hvilken grad de pågående klimaendringer vil kunne påvirke råvannskvalitet og vannbehandlingsprosesser. SINTEF har vurdert vannbehandlings- og desinfeksjonsbarrierene ut fra tilgjengelige drifts- og vannkvalitetsdata og veiledningens barriereindikatorverdier. Det henvises til denne rapporten for en mer detaljert analyse av vannbehandlingsanleggene.

8.1 Bakgrunn - hygieniske barrierer i vannforsyningen

Forskrift om drikkevannforsyning m.m. (Drikkevannsforskriften av 2001) angir krav til rentvanns-kvalitet, hygieniske barrierer og ROS-analyser, og sier følgende om dette:

I Drikkevannsforskriften § 3 defineres begrepet "Hygienisk Barriere":

"Naturlig eller tillaget fysisk eller kjemisk hindring, herunder tiltak for å fjerne, uskadeliggjøre eller drepe bakterier, virus, parasitter mv, og/eller fortynne, nedbryte eller fjerne kjemiske eller fysiske stoffer til et nivå hvor de aktuelle stoffene ikke lenger representerer noen helsemessig risiko".

Videre sier Drikkevannsforskriften i § 14 følgende om "Vannkilde og vannbehandling":

"Eier av vannforsyningssystem skal 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 godkjenningsspliktig vannverk gjennom valg

av vannkilde(r), beskyttelse av denne (disse) og etablering av vannbehandling sørge for at det til sammen finnes minimum 2 hygieniske barrierer i vannforsyningssystemet. En av disse skal sørge for at drikkevann blir desinfisert eller behandlet på annen måte for å fjerne, uskadeliggjøre eller drepe smittestoffer."

Veilederen (Mattilsynet 2005) sier i § 11 følgende om "Leveringssikkerhet og beredskap":

"Også forskrift av 23. juli 2001 nr. 881 om krav til beredskapsplanlegging og beredskapsarbeid mv. etter lov om helsemessig og sosial beredskap gjelder ifølge dens § 1 for vannverk. I følge nevnte forskrift skal virksomhet, herunder vannverk, gjennom å vurdere risiko og sårbarhet skaffe oversikt over hendelser som kan føre til ekstraordinære belastninger for virksomheten. Vurderingen av risiko og sårbarhet skal ta utgangspunkt i og tilpasses virksomhetens art og omfang. Risiko og sårbarhet skal alltid omfatte selve virksomheten, virksomhetens ansvarsområde og lokale forhold som innvirker på virksomhetens sårbarhet. Et eksempel på slike lokale forhold kan være mulig forurensning av vannforsyningssystem. Avdekket risiko og sårbarhet reduseres gjennom forebyggende og skadebegrensende tiltak. I Henhold til forskriftens § 7 skal virksomheten sørge for at personell som er tiltenkt oppgaver i beredskapsplanen, være øvet og ha nødvendig beskyttelsesutstyr og kompetanse."

"§ 14 krever at vannbehandlingsprosessene skal være tilpasset forurensningsfaren og råvannskvaliteten. § 14 tredje ledd presiserer videre at godkjenningsspliktige vannforsyningssystem skal ha to hygieniske barrierer. Dersom det ikke er mulig å etablere tilfredsstillende hygienisk barrierevirkning i tilsigsområde/vannkilde, må dette kompenseres for ved å bygge inn minimum to hygieniske barrierer i vannbehandlingen."

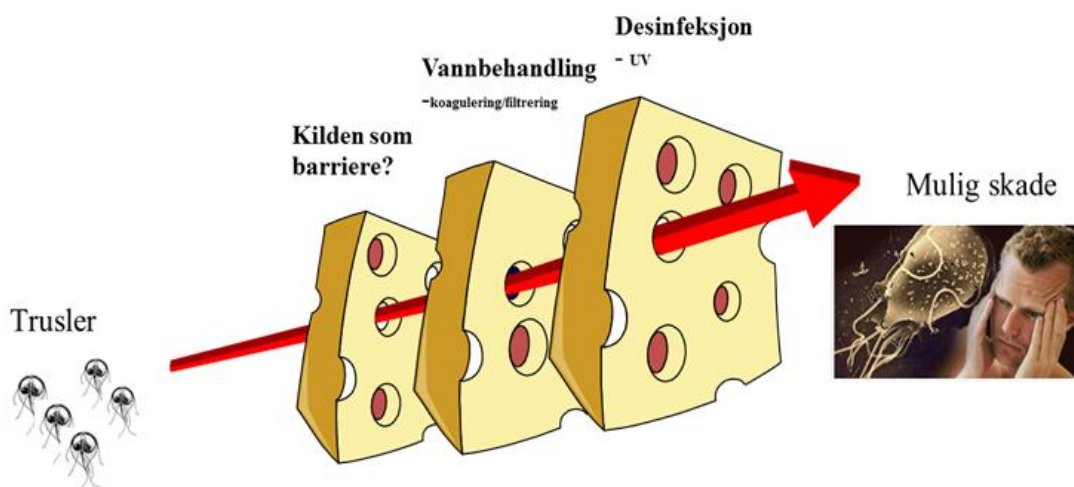
Tabell 8-1 angir relevante indikatorverdier for barriereeffekt fra drikkevannsforskriftens veileder for de aktuelle vannbehandlingsmetodene. Veilederen til Drikkevannsforskriften er under revisjon (2014), herunder også de barriereindikatorkrav som er presentert i tabellen under.

Drikkevannsforskriften av 2001 krever altså at det skal være minst 2 hygieniske barrierer i vannforsyningen. Dette gjelder i utgangspunktet også for parasitter som *Cryptosporidium* og *Giardia*. De hygieniske barrierene kan ligge i kilden, i vannbehandlingsprosessen eller i desinfeksjonstrinnet. For at en prosess skal kunne betraktes som barriere mot *Cryptosporidium* eller *Giardia* kreves det at den gir minst 2 log (99 %) fjerning eller inaktivering av den aktuelle parasitten.

Tabell 8-1. Krav til barriereindikatorer for vannbehandling (koagulering) og desinfeksjon (klor, UV) i henhold til drikkevannsforskriftens veileder (Tabell C).

Parameter	Verdi	Kommentar
For vannbehandling med koagulering:		
Farge (mg Pt/L)	< 10	Bør normalt være < 5
Turbiditet (FNU)	< 0.2	Utløp fra hvert enkelt filter
TOC (mg C/L)	< 3.0	
Aluminium (mg Al/L)	< 0.15	
For vannbehandling med klor:		
Fritt restklor (mg/L)	> 0.05	Gjelder etter minst 30 min. kontakttid
For vannbehandling med UV:		
UV-dose (mJ/cm ²)	> 30	For bakterier, virus og parasitter
	> 40	Dersom også bakteriesporer skal inaktiveres

I **Figur 8.1** er barrierefunksjonen og dynamikken i denne illustrert som et system av hullete - og roterende - osteskiver. Under et sett av uheldige omstendigheter kan trusler (f.eks. parasitter) trenge gjennom alle barrierene og forårsake sykdom. Begrepet "hygieniske barrierer" som definert i Drikkevannsforskriften inngår også i barriere-begrepet som anvendes i **Figur 8.1**, men dette er ikke identiske begreper. Hygieniske barrierer kan imidlertid ses på som en del av det samlede begrepet "barrierer" som er anvendt i figuren.



Figur 8.1. Illustrasjon av barrierer i kilde/nedbørfelt, vannbehandling og desinfeksjon

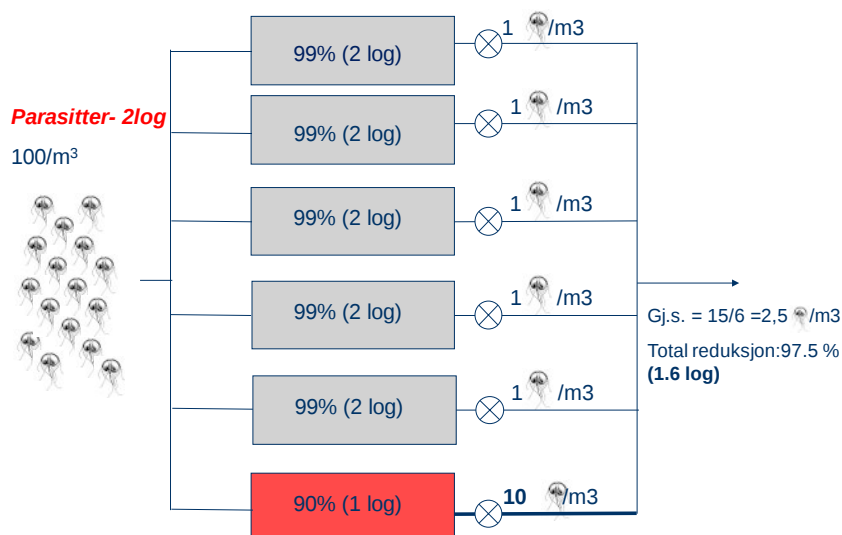
Selv om man har bygget inn de nødvendige barrierer i vannbehandling og desinfeksjon, kan det oppstå både behandlings- og desinfeksjonsbarrierene. God drift er en forutsetning for at barrierene skal være effektive og stabile. Videre vil barrierene ofte ikke være uavhengige: Eksempelvis vil en svikt i koaguleringen normalt gi redusert UV-transmisjon og økt turbiditet i vannet, noe som påvirker en etterfølgende UV-desinfeksjon negativt. Skulle både vannbehandlings- og desinfeksjonsbarrierene svikte i en periode der kildebarrieren også er satt ut av spill (som følge av vår/høstsirkulasjonen, flom, ras, ekstremvær, strømbrydd, etc.) har man ikke lenger noen effektive barrierer i vannforsynings-systemet.

Innen vannforsyning skiller en altså mellom følgende typer barrierer:

1. Barriere i vannkilde/nedslagsfelt
2. Behandlingsbarriere
3. Desinfeksjonsbarriere

Alle disse barrierene er vurdert i det samlede prosjektet (NIVA og SINTEF). Vurdering av svikt i behandlings- og desinfeksjonsbarrierene, omfatter for Arendal koagulerings- og filtreringsprosessen (3-M filter, Moldeprosess) og den etterfølgende UV-desinfeksjonsprosessen, mens det for Grimstad omfatter koagulerings- og filtreringsprosessen (kontinuerlig spykende, oppstrøms Dynasand-filter) og den etterfølgende UV-desinfeksjonsprosessen. Vannbehandlingsanleggene ved Arendal og Grimstad er begge basert på koagulering. Barriereeffekter kan dokumenteres ved direkte måling av log-reduksjoner, eller man kan anvende indikatorverdiene i drikkevannsforskriftens veileder (Tabell C) for vurdering av oppnådd barriereeffekt.

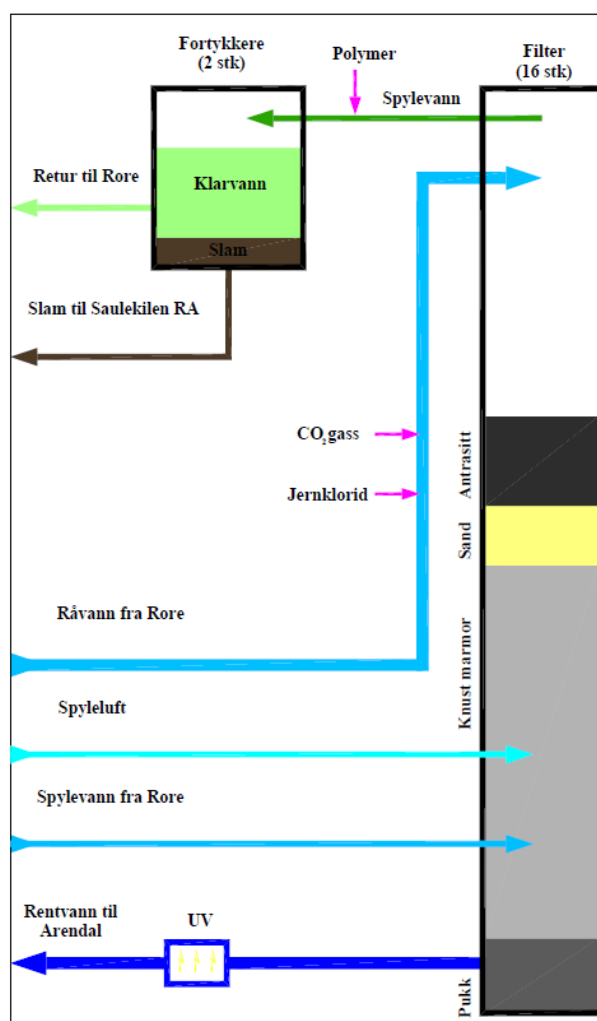
Individuelle turbiditetsmålinger på utløpet fra hver enkelt filterenhet slik Drikkevannsforskriftens veiledning anbefaler og slik det nå gjøres ved mange norske koaguleringsanlegg er således svært viktige for å kunne vurdere barriereeffektiviteten og barrierestabiliteten i koaguleringsprosesser. De enkelte filter ved vannbehandlingsanleggene i Arendal og Grimstad har ikke kontinuerlig overvåkning av turbiditet eller annen parameter på utløpet av hvert enkelt filter. **Figur 8.2** viser i denne sammenheng et beregningseksempel på hvordan en svikt i behandlingsbarrieren i et enkelt filter kan påvirke den resulterende log-reduksjon i samlestokken fra alle filtrene. Tallene som er benyttet i eksempelet vil ikke nødvendigvis være representative for en normal råvanns- eller driftssituasjon i Norge, men kan være mer representative for spesielle driftssituasjoner hvor et filter ikke fungerer optimalt. Det er foretatt to ulike beregninger for henholdsvis parasitter og bakterier. Selv om man i eksempelet for parasitter (**Figur 8.2**) oppnår en 2-log reduksjon i 5 av 6 filterenheter, og slik sett oppnår en barriere i henhold til Drikkevannsforskriftens definisjon for disse filtrene, vil man i samlestokken bare oppnå en log-reduksjon på 1.6 dersom ett av filtrene svikter og under svikten gir en log-reduksjon på bare 1.0.



Figur 8.2. Illustrerende effekt av barrieresvikt i én av 6 parallelle filtrerenheter på total log-reduksjon for parasitter i samlestocken

8.2 Kort beskrivelse av Arendal vannbehandlingsanlegg (Rore)

Arendal har tatt vann fra Rore siden 1973. Arendal vannbehandlingsanlegg forsyner 40 000 personer og er det eneste kommunale vannbehandlingsanlegget i kommunen. Vannverket bestod opprinnelig av to silkammer med hver sin pumpe, dosering av lut (NaOH) for pH heving, og dosering av klorgass for desinfeksjon. I 1998 ble anlegget oppgradert med et filtreringstrinn der man brukte kalsiumkarbonat (knust marmor) som filtermasse. I 2004/2005 ble det utført en ytterligere oppgradering av vannbehandlingsanlegget til slik det fremstår i dag, som et koaguleringsanlegg med bruk av jernkloridsulfat (JKL) og etterfølgende kontaktfiltrering gjennom tremedia (3-M) filtre bestående av antrasitt, sand og knust marmor (Figur 8.3). CO_2 anvendes som en del av korrosjonskontrollen, og bidrar - sammen med den sure koagulanten - til å oppnå optimale verdier for koagulerings-pH.



Figur 8.3 Oversikt over Arendal vannbehandlingsanlegg (hentet fra Driftsinstruks for Arendal vannverk Rore)

Råvannet pumpes fra inntaksdyp på ca. 27 m i vannkilden Rorevannet, og vannbehandlingen omfatter koagulering med jernkloridsulfat (JKL) tilsatt foran en statisk mikser, pH-/korrosjonskontroll med CO₂, filtrering gjennom 16 stk tre-media (3-M) antrasitt-sand-marmorfiltre fordelt på 2 linjer, pH-justering med NaOH og UV-desinfeksjon.

Filtrene spyles ett om gangen, vekselvis fra filterlinje 1 og 2. Man benytter råvann for tilbake-spyling, men det er også lagt inn mulighet for filterspyling med rentvann.

Arendal VB har totalt 4 turbiditetsmålere. To av disse er permanent plassert på samlestocken fra hver av de to filterlinjene, mens de to andre anvendes permanent på utløpet av 2 enkeltfiltre. For utarbeidelse av varighetskurver for enkeltfiltre har en brukt de 2 sistnevnte turbiditetsmålerne og flyttet disse systematisk rundt fra filter til filter.



Figur 8.4. Filterbasseng ved Arendal vannbehandlingsanlegg (foto: SINTEF)

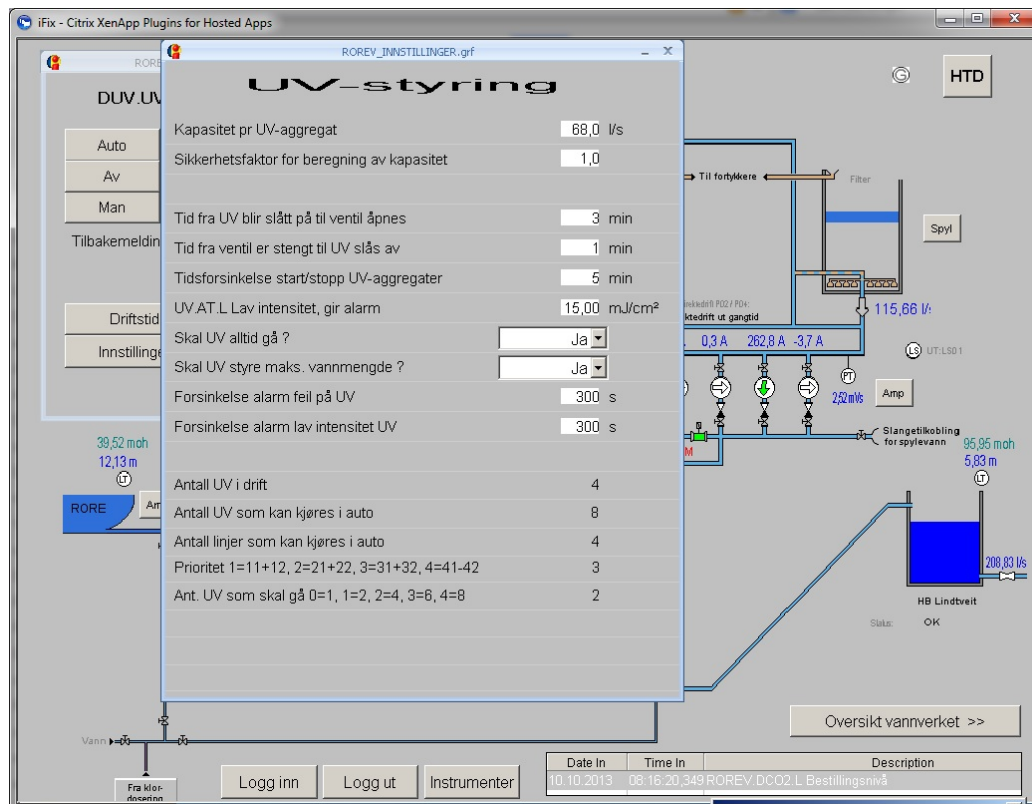


Figur 8.5. UV-aggregat (Trojan) for Arendal vannbehandlingsanlegg med 3 UV-sensorer (Foto: Christen Ræstad)

Anlegget har 8 stk UV-aggregat av type TROJAN UVSwift-SC C30 (hver med 30 lavtrykkslamper). Disse er plassert i 4 parallelle linjer med 2 seriekoblede UV-aggregater i hver linje. UV-anlegget har nødstrømsaggregat, men ikke UPS. Det er opplegg for manuell vask med sitronsyre. Det er ikke vannmåler etter hvert UV-linje, bare på samlestokken. En eventuell skjevfordeling av vannstrømmen vil påvirke UV-dosen. Røropplegget for de enkelte linjer er ikke symmetrisk, noe som medfører usikkerhet knyttet til fordeling av vannmengder. Det er 3

UV-intensitetsmålere for hvert UV-aggregat. UV-lampene har ingen effektregulering – aggregatene er enten innkoblet eller utkoblet.

Skjermbildet for driftskontrollsystemet for UV-anlegget er vist i **Figur 8.6**. Skjermbildet viser de ulike styringsparametere for anlegget. En ser f.eks. at det ved oppstart går det 3 minutter før vannet leveres ut på nettet (ventil åpnes). Ved stenging av aggregat slås UV-lampene av 1 min etter at ventilen stenges.



Figur 8.6. Default - verdier for kontroll og styring av UV-aggregat Arendal vannbehandlingsanlegg.

Kloranlegget ved Arendal vannbehandlingsanlegg driftes som et beredskapstiltak og ved normal drift er kloranlegget ikke i funksjon. En del vannverk i Norge doserer klor på "lavbluss" for at en eventuell oppstart av anlegget skal kunne gå lettere og sikrere. Kloranlegget vil kunne settes i drift ved svikt på UV-anlegget og/eller klorere råvann ved svikt i både vannbehandling og UV-desinfeksjon.

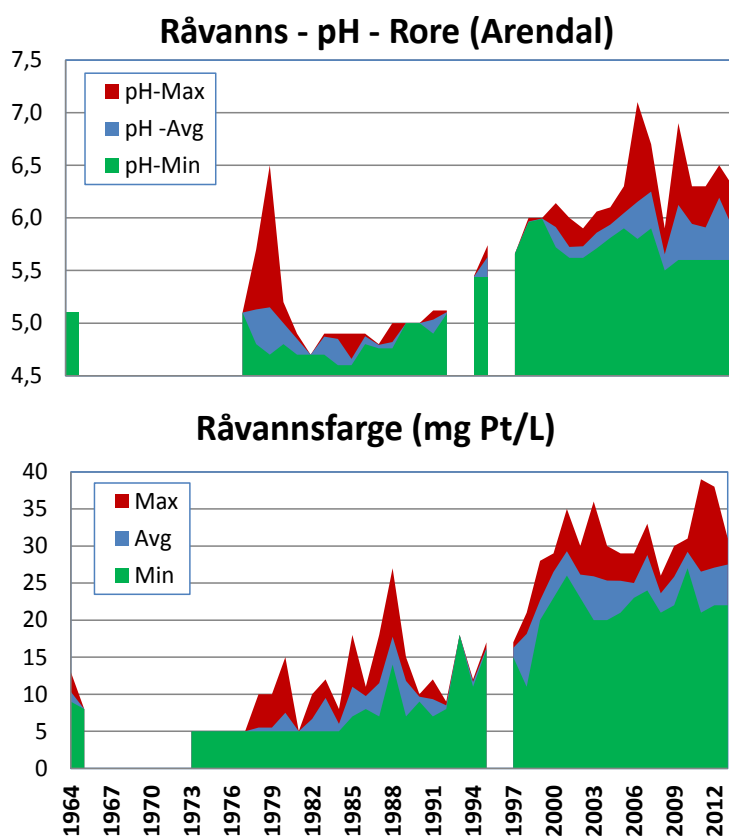
8.2.1 Utviklingen av råvannskvalitet, klimaeffekter og effekter på vannbehandlingen

Rore er drikkevannskilde for både Arendal og Grimstad og endringer i vannkvaliteten i Rore vil følgelig influere på råvannskvalitet og på vannbehandlingen begge steder.

En økning i råvannsfarge vil kreve en tilsvarende økning av koagulantdose, noe som medfører økt stoffbelastning på filteret. Dette vil igjen lede til tidligere turbiditetsgjennombrudd, raskere trykktapsutvikling og redusert filtersykluslengde. Dette gir redusert behandlingskapasitet på anlegget.

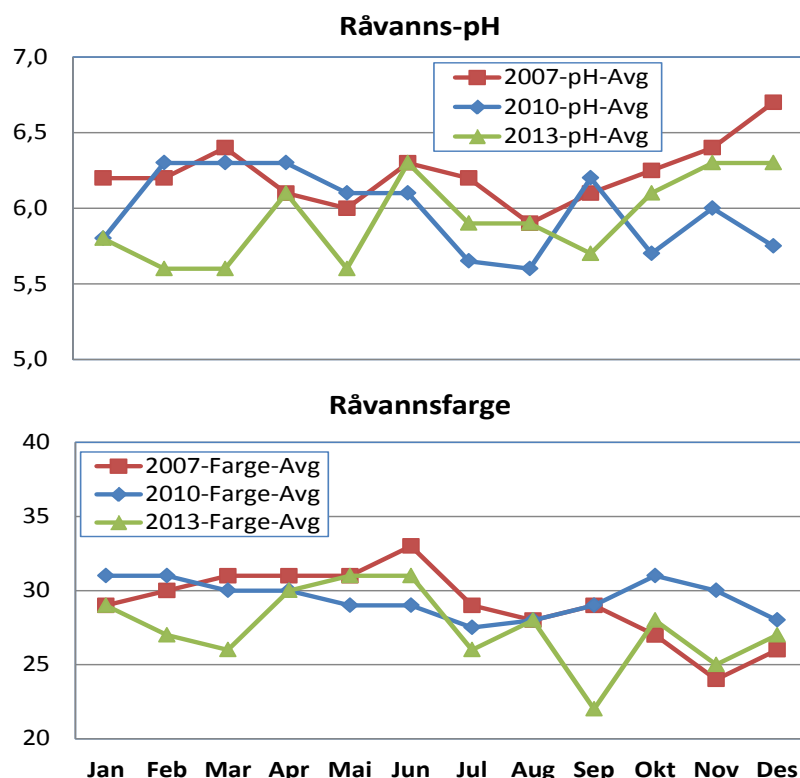
Utvikling av farge og pH for Rore.

Figur 8.7 viser årlige minimums-, middel- og maksimumsverdier for pH og farge i perioden 1964 til 2013, målt i råvannet til Arendal vannbehandlingsanlegg (Arendal vannbehandlingsanlegg). Forsuringen har avtatt, mens fargetallet har økt betydelig siden målingene startet i 1964. Hva gjelder fargetallet, så kan det se ut til at den langvarige trenden til økende fargetall nå har flatet ut. Både den utflatende fargetallsutviklingen og de relativt små variasjonene bidrar til å forenkle driften av vannbehandlingsanleggene som tar råvann fra Rore.



Figur 8.7. Nivåer for pH og farge i råvannet til Arendal vannbehandlingsanlegg for årene 1964-2013

Med hensyn til årstidsvariasjoner viser **Figur 8.8** månedsmiddelverdier for pH og farge i råvannet i årene 2007, 2010, og 2013. Det fremgår av figurene at forskjellene mellom minimums- og maksimumsverdier er relativt små, og at man ikke har noe typisk høy høstverdi for fargetallet. Både den utflatende fargetallsutviklingen og de relativt små variasjonene bidrar til å forenkle driften av vannbehandlingsanleggene som tar råvann fra Rore.

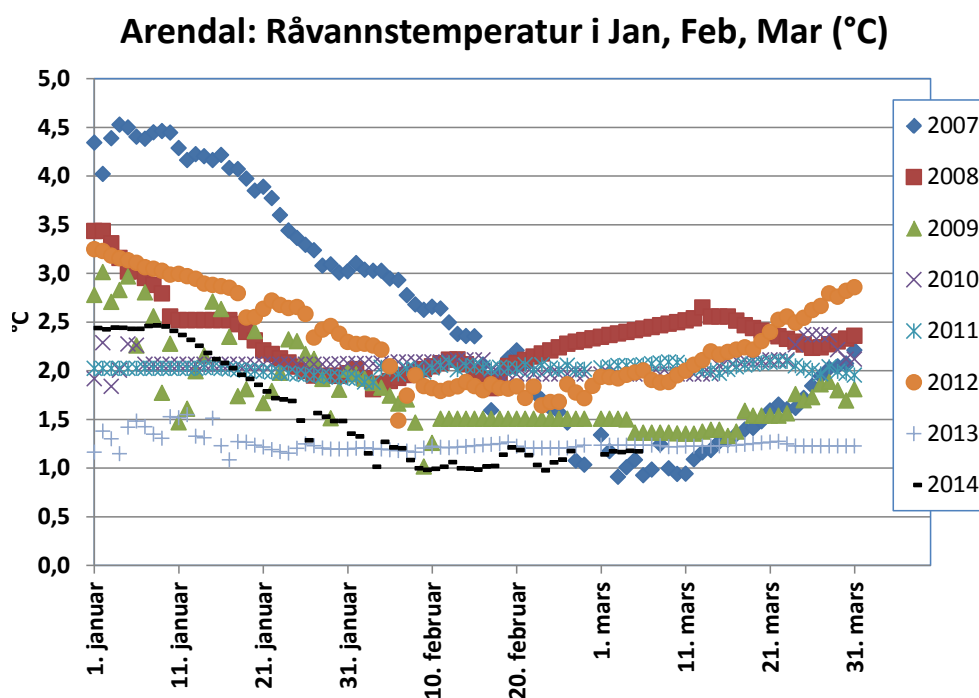


Figur 8.8. Månedsmiddelverdier for pH og farge i råvannet til Arendal vannbehandlingsanlegg i 2007, 2010 og 2013.

Vind og råvannsturbiditet. Det er kjent fra andre steder (bl.a. Norsjø, Jonsvatnet) at vedvarende sterk vind i retning av et dypvannsinntak kan medføre at sprangsjiktet vippes ned slik at overflatevann tas inn i råvannsinntaket. Dette medfører til dels raske endringer i vanntemperatur og turbiditet.

Vanntemperaturer. Figur 8.9 viser sesongmessige variasjoner i råvannstemperatur i årene 2007-2014. Det fremgår av figuren at minimumstemperaturen kan komme ned på et nivå rundt 1 °C. Man kan også legge merke til at 2013 og 2014 er årene med de laveste vintertemperaturene (februar). Også 2007 hadde man en periode i første halvdel av mars med temperaturer like under 1 °C. Koaguleringsprosesser synes relativt lite sensitive for vanntemperaturer ned mot 1 °C. Den største effekten synes å være en viss innsnevring av "pH-vinduet" for optimal koagulering (Eikebrokk, 2010). Dette kan imidlertid lett kompenseres ved å øke koagulantdosen en smule.

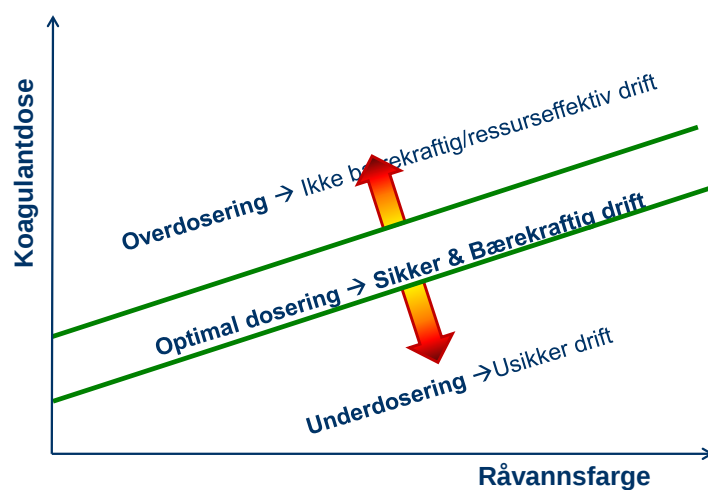
Lave temperaturer påvirker vannets viskositet, og vil derved ha effekt på separasjonsprosesser som sedimentering og flotasjon. Også filtreringen påvirkes ved at trykktapet øker noe ved lavere vanntemperatur. Dette kan ha relevans for Arendal dersom man har begrenset trykkehøyde tilgjengelig og/eller dersom trykktapsfordelingen i filtersengen er slik at man får undertrykk i deler av filtersengen med påfølgende frigivelse av gass/luftbobler, noe som kan lede til kapasitetsreduksjon og/eller blokkering av filtersengen.



Figur 8.9. Råvannstemperaturer i perioden januar-mars for årene 2007-2014 (Rore-Arendal)

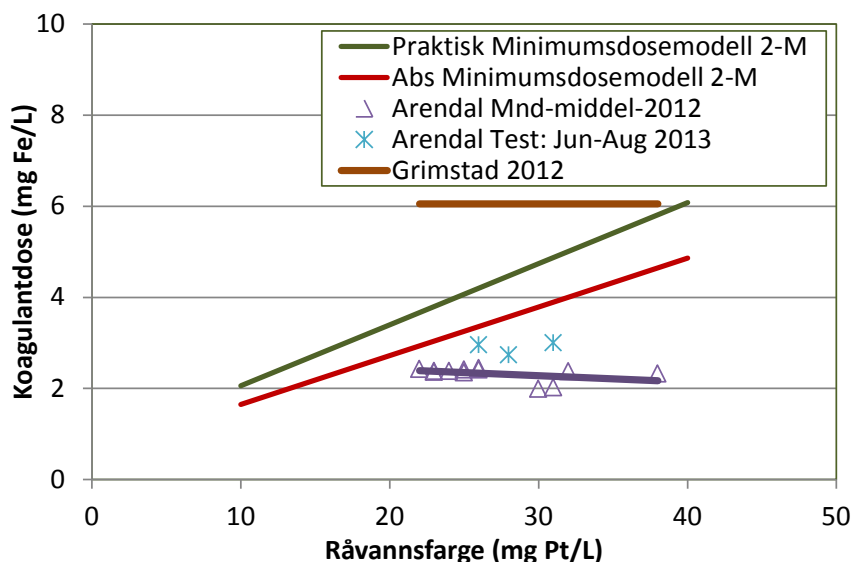
Koagulantdosering.

Ved drift og driftsoptimalisering av koaguleringsanlegg vil man ofte måtte foreta vurderinger som går på balansen mellom vannkvalitet/sikkerhet og ressursbruk/bærekraft, en balanse som er forsøkt illustrert i **Figur 8.10**.



Figur 8.10. Illustrasjon av balansen mellom sikker og bærekraftig/ressurseffektiv drift

Figur 8.11 viser anvendte koagulantdoser ved vannbehandlingsanleggene i Arendal og Grimstad. Felles for begge anlegg er anvendelsen av jernkloridsulfat som koagulant, og at man stort sett anvender den samme koagulantdosen hele året, uavhengig av variasjonene i råvannskvalitet (farge). Dog kan det for Arendal se ut som man har økt koagulantdosen en smule under test-perioden juni- august 2013.



Figur 8.11. Koagulantdosering og råvannskvalitet ved Arendal og Grimstad vannbehandlingsanlegg: Faktisk anvendte Fe-doser i Arendal (lilla farge) og Grimstad (brun) for 2012; anvendte doser under testperioden i Arendal i Jun-Aug 2013 (lyse blå), samt modellerte empiriske minimumsdoser for 2-M filtre uten alkaliske filterlag (rød og grønn linje)

Det fremgår av **Figur 8.11** at man i Grimstad anvender nesten 3 ganger så høy koagulantdose som i Arendal. Dette kan skyldes at det alkaliske filterlaget i Arendal effektivt fjerner restkoagulant (Fe) fra vannet. Siden rest-koagulantinnholdet (rest-Fe) normalt er bestemmende for nødvendig koagulantdose for å oppfylle de tidligere nevnte barriereindikatorverdier for koaguleringsanlegg, vil man i anlegg som har alkaliske filterbunnlag (som effektivt fjerner Fe) derved kunne anvende lavere koagulantdoser, slik man ser det på andre anlegg og slik **Figur 8.11** også indikerer.

Den store forskjellen i koagulantdose kan også skyldes at man i Grimstad tilsetter mikronisert marmor, men ikke CO_2 i forkant av koaguleringen. For å kunne komme ned i optimalt område for koagulerings-pH under slike forhold, kreves høye koagulantdoser. Dette øker selvsagt slammengdene og kjemikaliekostnadene. Siden råvanns-pH har økt betydelig siden minimumsverdiene på 1980- og 90-tallet (**Figur 8.7**), er det sannsynlig at behovet for mikronisert marmor for styring av koagulerings-pH er redusert tilsvarende. Det er ikke kjent hvorvidt dosene av mikronisert marmor er justert i senere tid, men dette kan være et virkemiddel for å kunne redusere de uvanlig høye koagulantdosene som anvendes i Grimstad.

Selv om redusert ressursbruk, økt kostnadseffektivitet og økt bærekraft er de viktigste drivkreftene for reduksjon i koagulantdose, har dette også indirekte sikkerhetsmessige fordeler. Dette går i første rekke på at en redusert dose vil gi redusert slamproduksjon og redusert stoffbelastning på filtertrinnene.

For direktefiltreringsanlegget til Arendal vil dette kunne medføre økt filtersykluslengde, redusert spylefrekvens og et mindre antall filtermodninger pr. tidsenhet. Videre vil dette gi redusert trykktap og økt kapasitet i anlegget, og gi en viss reduksjon i energiforbruk til filterspyling.

For Grimstad vil en redusert dose gi redusert slamproduksjon og redusert stoffbelastning på så vel filtertrinn som slambehandling (lamellsedimentering), og lede til en viss reduksjon i energiforbruket til slampumping. Videre kan en reduksjon i koagulantdose og tilhørende stoffbelastning på filterne også innebære at man kan redusere sandomsetningshastigheten og derved luftmengden som tilføres filterne, noe som kan bidra til ytterligere redusert energiforbruk på anlegget i Grimstad.

På begge anlegg vil en optimalisering av vannbehandlingen ikke bare være viktig av hensyn til kostnadseffektivitet, men også som et vesentlig kriterium for å sikre vannforsyningen og de nødvendige behandlingsbarrierer. Siden vannkilden som hygienisk barriere tidvis vil kunne svikte, må de påkrevde to barrierer her dekkes av vannbehandling (kontinuerlig filtrering) og desinfeksjon (UV). Fullskala optimaliseringstiltak med systematiske optimaliseringsforsøk under kontrollerte forhold vil også være et godt virkemiddel for å lære sitt anlegg – og sitt råvann – enda bedre å kjenne. Dette er viktig kunnskap, ikke minst for å kunne møte mulige effekter av klimaendringer og endringer i råvannskvalitet.

8.2.2 Vurdering av hygieniske barrierer i vannbehandlingsanlegget til Arendal

For vurdering av vannkvalitet og sikkerhet i vannforsyningen har vi lagt til grunn kravene i Drikkevannsforskriften og i Veilederen til denne. SINTEF har utarbeidet "varighetskurver" for dette. For koagulering/direktefiltreringsanlegg med etterfølgende UV-desinfeksjon slik man har på Arendal vannbehandlingsanlegg vil turbiditet fra enkeltfiltre og UV-dose være de mest aktuelle barriereindikatorer for en slik vurdering.

SINTEF har i prosjektet utarbeidet varighetskurver basert på tilsendte prosessdata oversendt fra Arendal kommune. Det er utarbeidet varighetskurve for turbiditet for hvert filter i en kortere periode og en beregner vannmengde med turbiditet > 0.2 NTU i prosent av total levert vannmengde. I tillegg er det utarbeidet varighetskurver for lenger tidsperioder for 2 filter (filter 4 og filter 16). Det er også utarbeidet varighetskurver for UV. Arendal vannbehandlingsanlegg har ikke stasjonære turbiditetsmålere for utløpet av hvert av de 16 filterne. Det er derfor blitt gjennomført en systematisk måleperiode hvor en i løpet av 1-ukes perioder har fått målt turbiditetsverdier for hvert enkelt filter. **Tabell 8-2** viser en samlet fremstilling over barriereeffekt for hvert filter basert på de målte verdiene.

Tabell 8-2. Antall verdier med høy turbiditet og tilhørende vannføring for perioder uten spyl-
ing

Filter	# verdier med høy turbiditet	Sum vannmengde levert med høy turbiditet	Sum vannmengde levert gjennom filter	% av levert vannmengde som tilfredsstillt kravet (<0.2)
F1	4	63.21	140644.69	99.96 %
F9	0	0.00	148319.62	100.00 %
F2	1	15.80	155767.21	99.99 %
F10	2	31.16	158707.46	99.98 %
F3	47	357.12	180655.05	99.80 %
F11	2	31.83	190878.17	99.98 %
F4	63	708.88	220295.17	99.68 %
F12	29	402.71	225681.45	99.82 %
F5	2	48.90	212407.00	99.98 %
F13	1	25.00	216342.07	99.99 %
F6	41	222.03	158176.81	99.86 %
F14	1	7.35	171545.38	100.00 %
F7	33	382.56	135013.59	99.72 %
F15	1	12.88	156318.63	99.99 %
F8	0	0.00	144242.58	100.00 %
F16	67	793.10	143340.44	99.45 %
Sum	294	3102.54	2758335.32	99.89 %

For to filter (filter 4 og 16) har en lengre tidsserier tilgjengelig. Tall for hver måned er vist for Filter 4 i **Tabell 8-3** hvor en også har tatt hensyn til perioder hvor en har produsert vann uten at turbidimeteret har virket.

Tabell 8-3. Antall minutter med høy turbiditet uten spyling for hver måned for filter 4 (2012 data).

Mnd	Ant min høy turb	Tot ant min	Min ute av drift	% oppetid
1	2	44640	34421	22.89 %
2	63	41760		99.85 %
3	1450	44640		96.75 %
4	1453	43200		96.64 %
5	400	44640	33059	25.05 %
6	1332	43200	22997	43.68 %
7	0	44640	10321	76.88 %
8	1386	44640	10080	74.31 %
9	837	43200	4320	88.06 %
10	0	44640	44640	0.00 %
11	565	43200	2880	92.03 %
12	1889	44640		95.77 %
2012	9377	527040	162718	67.35 %

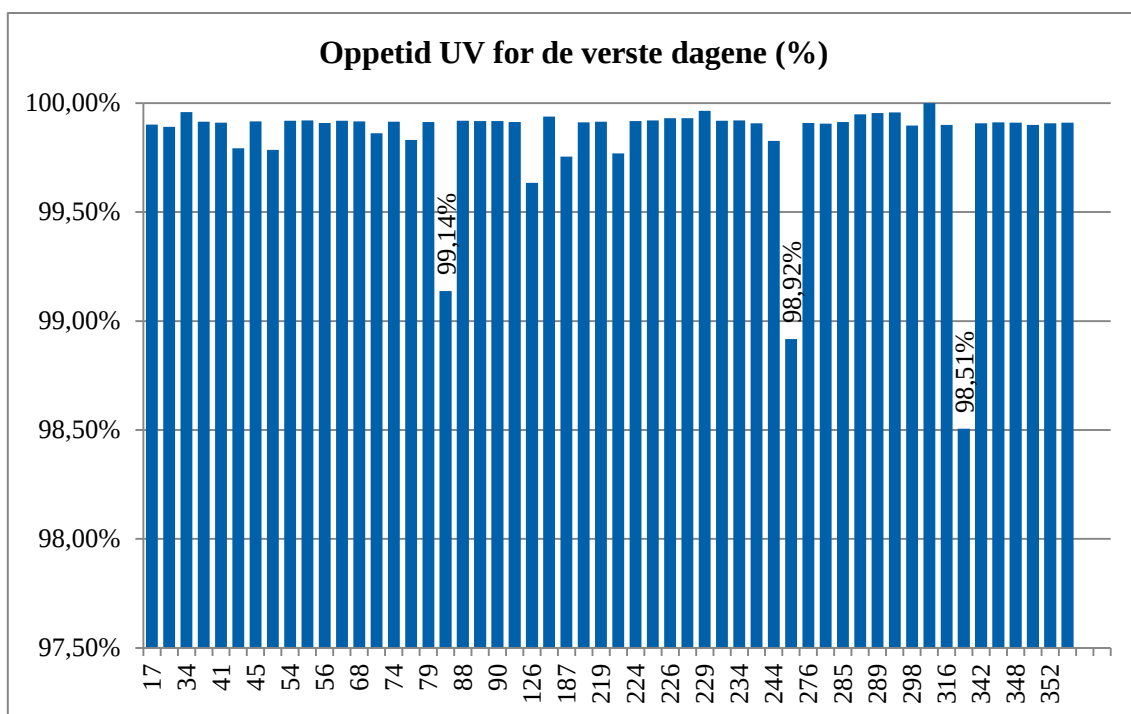
Tabell 8-3 viser at filter 4 har produsert vann i oktober, men en kan ikke dokumentere kvaliteten på det leverte vannet.

For å vurdere barrieren i UV-anlegget har en utarbeidet tilsvarende analyser. Arendal vannbehandlingsanlegg har samlet 4 parallelle linjer med 2 UV aggregat i hver linje. Arendal loggfører ikke status på ventiler (åpen/lukket) for strømning gjennom UV-aggregat. Analysene er derfor basert på tidsintervall ved henholdsvis oppstart og stenging. **Tabell 8-4** sammenstiller andelen av vannet som er levert ut på nettet uten av UV-dosen har vært tilfredsstillende ($< 40 \text{ mJ/cm}^2$). Det er jevnt over svært gode verdier for "oppetid" av UV-anlegget og det er liten variasjon mellom de ulike måneder. Den laveste verdien for en måned er for november hvor 99.95 % av levert vannmengde hadde vært bestrålt med en UV-dose høyere enn 40 mJ/cm^2 .

Tabell 8-4. Sammenstilling av perioder (måneder) hvor vann er levert med for liten UV-dose (data for år 2012).

Måned	Antall min lav UV-dose (<40 mJ/cm ²)	Sum vannmengde med for lav dose [m3]	Sum vannmengde med totalt [m3]	Levert vann med dose > 40 [%]
Januar	4	15.9	564 614	100.00 %
Februar	16	230.4	571 700	99.96 %
Mars	23	333.2	621 157	99.95 %
April	1	17.5	576 252	100.00 %
Mai	21	69.0	683 746	99.99 %
Juni	1	13.5	643 107	100.00 %
Juli	3	56.5	699 199	99.99 %
August	15	242.2	631 198	99.96 %
September	67	206.1	540 949	99.96 %
Oktober	8	91.4	548 665	99.98 %
November	85	274.8	525 323	99.95 %
Desember	6	103.8	558 234	99.98 %
Sum	250	1654.4	7164144	99.98 %

Selv om analysen for året 2012 ikke tilsier at det ofte er avbrudd i UV på månedsbasis kan det være kortere perioder i en uke eller en dag. **Figur 8.12** viser "oppetid" (% av vannet som er bestrålt med en UV-dose høyere enn 40) for de verste dagene i løpet av året. 15. november 2012 er den dagen hvor UV-anlegget har virket dårligst, men også denne dagen har anlegget en "oppetid" på 98.51 %. Det er bare 1.5 % av levert vann som ikke er godt nok desinfisert. Med en konstant vannføring gjennom anlegget tilsvarer dette bare 0.36 timer av døgnet hvor det ikke ble levert vann som var hygienisk sikkert. Dette må betegnes som svært gode og høye verdier.



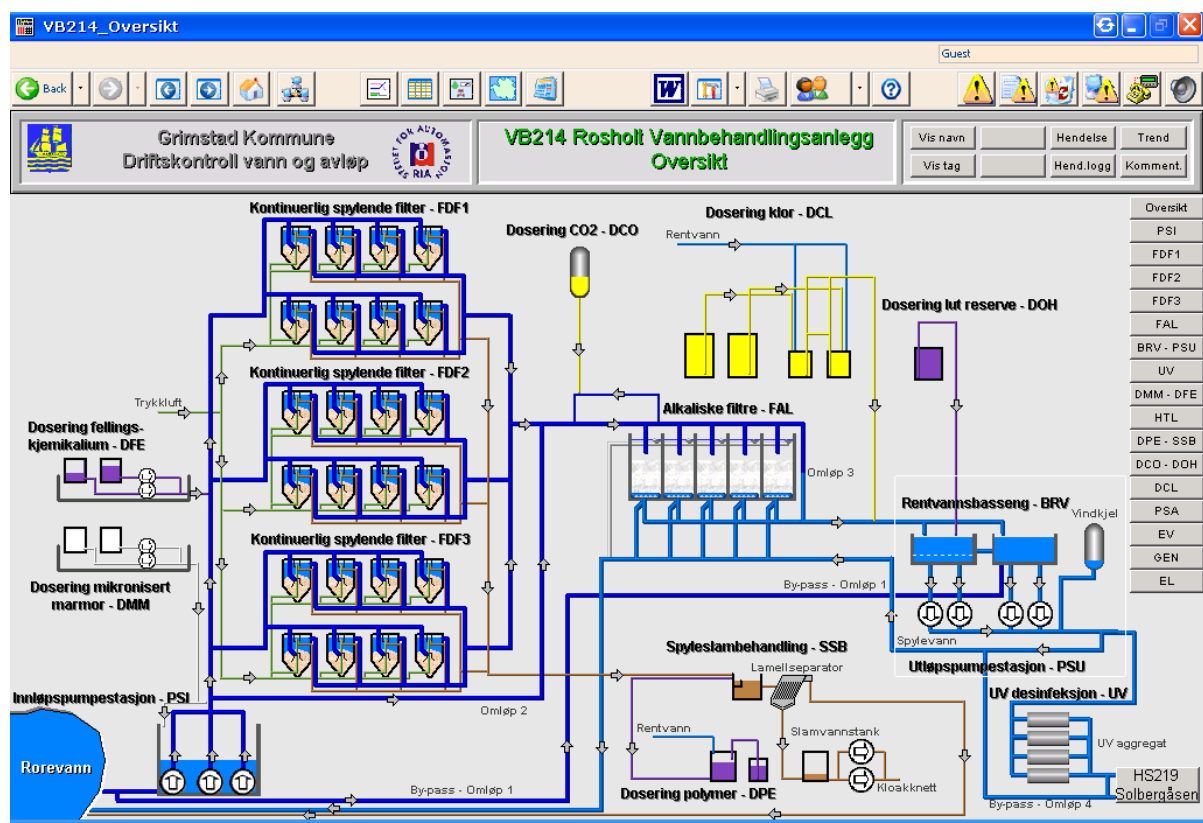
Figur 8.12. Oppetid for UV-aggregat Arendal for de verste enkeltdager (for året 2012)

Både for månedsverdier og for verste dager har UV-anlegget til Arendal høyde verdier for oppetid og de oppfyller også med god margin de krav som USEPA setter til oppetid for UV-anlegg (99 %). En skal derimot være klar over at selv om en er god på vanlig drift, sier disse analysene ikke noe om hvordan anlegget vil virke ved eventuelle uønskede hendelser i anlegget.

For høye UV-doser kan medføre dannelsen av uønskede forbindelser i vannet. I tillegg vil for høye doser medføre et unødig høyt energiforbruk. En bedre styring og kontroll med dosen kan vurderes særlig sett ut i fra energiforbruk og bærekraft. Dette gjelder begge for både Arendal og Grimstad.

8.3 Kort beskrivelse av Grimstad (Rosholt) vannbehandlingsanlegg

Grimstad kommune har omlag 20000 innbyggere og er eneste kommunale vannbehandlingsanlegg i kommunen. Oversikt over de ulike komponenter i vannbehandlingsanlegget i Grimstad er vist i **Figur 8.13**.



Figur 8.13. Skjerm bilde fra driftskontrollsystemet til Grimstad som viser de ulike komponenter i vannbehandlingsanlegget

Råvannet pumpes fra et inntaksdyp på ca. 38 m i vannkilden Rorevannet, og vannbehandlingen ved Rosholt vannbehandlingsanlegg er som følger: Mikronisert marmor (MM) doseres til innløpsumpestasjonen for kontroll/styring av koagulerings-pH. Deretter tilsettes jernklorid-sulfat (PIX318) som koagulant. Marmortilsatsen gir også økt alkalitet og kalsiuminnhold, og er et første trinn i korrosjonskontrollen. Vannet behandles deretter i 24 stk kontinuerlig spykende, oppstrøms sandfiltre (type Dynasand), fordelt på 3 linjer á 8 filterenheter. Etter Dynasandfiltrene tilsettes CO₂ før vannet behandles i 5 stk alkaliske filtre som siste del av korrosjonskontrollen. Før rentvannsbassengene (2 stk) er det opplegg for klortilsats (stand-by). Etter rentvannsbassengene foretas så UV-desinfeksjon i 4 stk. aggregater, før behandlet og desinfisert vann sendes ut på nettet. Det alkaliske filteret spyles med rentvann som tas ut etter rentvannsbassengene. Spyleslam fra filterne tilsettes polymer før det behandles ved lamellsedimentering. Slamm fra sedimenteringen sendes til avløpsnett, mens klarvannet sendes tilbake til Rore.

Driften av Dynasandfiltre, **Figur 8.14**, er noe forskjellig fra driften av nedstrømsfiltre med intermitterent spyling slik som en har i Arendal. Slike filtre har ingen avbrudd i forbindelse med spyling, og følgelig heller ingen modningsperiode etter hver spyling. Om vinteren produseres det fra 2 linjer, men det om sommeren når vannbehovet er større produseres fra alle 3 Dynasand-linjer. Ved oppstart av nye linjer tar det normalt 1 dag før ny linje leverer stabil og god vannkvalitet og kan settes i produksjon.

Grimstad har turbiditetsmålere på samlestokken fra hver av de 3 Dynasand-linjene - ikke på utløpet fra hvert enkelt filter. Det utløses en alarm dersom turbiditeten overstiger barriereindikatornivået på 0.20 FNU.



Figur 8.14. Oversikt over vannbehandlingsanlegg Dynasand filter (Foto: Christen Ræstad)

Grimstad har 4 parallelle UV-aggregat. For hvert aggregat er det 1 UV-intensitetsmåler. For hver av UV-aggregatene har vi utarbeidet varighetskurver som viser andel av produsert vannmengde hvor UV-dosen er under en gitt grense, eventuelt andel av tiden hvor dosen er under en gitt grense. Barriereindikatorkravet i Drikkevannsforskriftens veileder er 400 J/m^2 eller 40 mJ/cm^2 . Siden Grimstad ikke har vannmåler for hvert aggregat, så har vi i våre beregninger av UV-dose tatt utgangspunkt i samlet vannføring og data om antall aggregat som til en hver tid produserer vann. Rørapplegget mellom de enkelte UV-aggregat er symmetrisk utformet via en manifold/fordeler inn og ut av aggregatene. Dette for å oppnå en mest mulig homogen fordeling av den totale vannstrømmen mellom de ulike UV-aggregatene. I tillegg er det installert lufteklokker for evakuering av luft i rørsystemet.

Til forskjell fra Arendal har Grimstad i tillegg til nødstrømsaggregat også installert avbruddsfri strømforsyning vha UPS (Uninterruptible Power Supply) som utjevner eventuelle kortvarige spenningsdipper. UPS-anlegg har kapasitet til å dekke hele UV-anlegget, men ikke alle funksjoner i hele vannbehandlingsanlegget.



Figur 8.15. UV- anlegg ved Grimstad vannbehandlingsanlegg (Foto: Christen Ræstad)

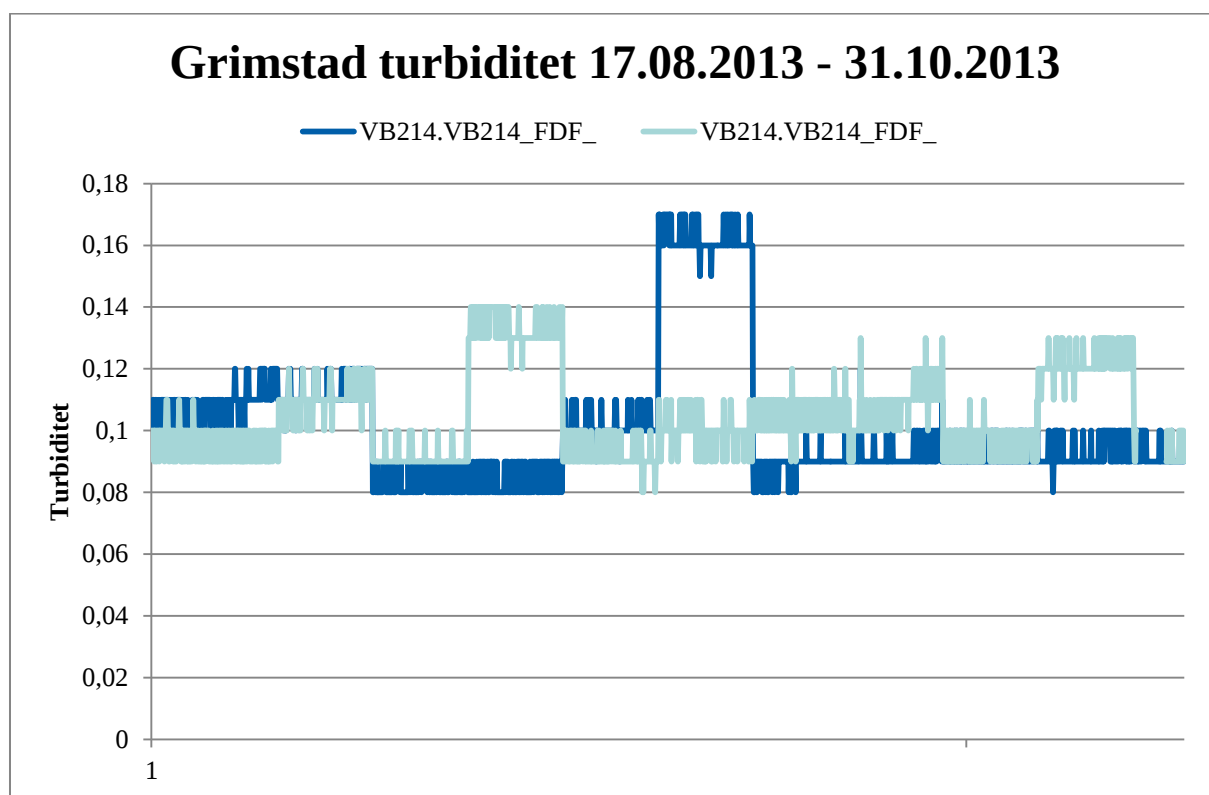
8.3.1 Vurdering av hygieniske barrierer i vannbehandlingsanlegget til Grimstad

Behandlingsbarriere og varighetskurver. For å vurdere behandlingsbarrieren i Grimstad vannbehandlingsanlegg opp mot Veilederens indikatorkrav for barriereeffekt har vi sett på registrerte turbiditetsverdier i utløpet fra hvert enkelt filter. Grimstad vannbehandlingsanlegg har 24 stk Dynasand filtre. Rutinemessig måles turbiditeten bare på samlestokken fra hver linje, dvs på en samlet vannstrøm fra 8 filtre. Svikt i enkeltfiltre vil ikke nødvendigvis bli fanget opp når en måler på samlestokken fra anlegget. For å dokumentere eventuell forekomst av *svikt i behandlingsbarrieren* (dvs. tidsandelen (%) der Dynasand-filteet ikke leverer vann i henhold til barriereindikatorverdiene i Drikkevannsforskriftens veileder) har vi foretatt en vurdering av utløpsturbiditeten fra hvert enkelt filter og for alle filtrene samlet. Vi har altså i denne vurderingen valgt å legge til grunn Drikkevannsforskriftens (Veilederens) indikatorkrav til turbiditet (< 0.2 NTU). Barriereeffekten i hvert av de 24 Dynasandfilterne er vurdert med utgangspunkt i om barriereindikatorverdien på 0.2 NTU er overskredet, og om man følgelig har en indikasjon på barrieresvikt.

I utgangspunktet har ikke Grimstad kommune turbiditetsmåler ved utløpet av hvert filter, bare på samlestokken fra hver linje. Som en del av ROS-prosjektet ble det derfor gjennomført en målerunde hvor Grimstad kommune etter anskaffelse av to ekstra turbiditetsmålere utførte målinger av utløpsturbiditet fra hvert filter i en periode på 1 uke. Dette ble utført for å kunne dokumentere barriereeffektivitet og stabilitet og for å identifisere eventuelle forskjeller mellom de enkelte filterenheter.

Figur 8.16 viser resultatet fra turbiditetsmålingene i måleperioden 17.08 - 31.10.2013 for de ulike filterenheter. Turbiditetsmålerne er flyttet fra filter til filter i måleperioden. Turbiditetsverdiene er generelt lave i hele perioden (0.08-0.17 NTU) og er derved for samtlige filtre lavere enn barriereindikatorverdien for turbiditet (0.2 NTU).

De vertikale skiftene i figuren angir typisk at turbiditetsmåleren er blitt flyttet til et annet filter. I dataserien er det mindre hull som skyldes feil i turbiditetsmålingene. Det er generelt svært liten variasjon i minuttverdiene. Selv om måleperioden er kort, viser dette at godt drevne kontinuerlig spykende filtre kan representere en effektiv og stabil hygienisk barriere, - basert på utløpsturbiditet som indikator. Erfaringer fra andre Dynasand-anlegg viser imidlertid at man på noen anlegg har større problemer med å overholde barriereindikatorkravet til restkoagulant enn til utløpsturbiditet. For å fremskaffe mer dokumentasjon om dette forholdet, er det iverksatt målinger av rest-Fe på anlegget. Prøver er innsendt for analyse, men analyseresultatene foreligger ennå ikke.



Figur 8.16. Turbiditetsverdier for måleperioden for de ulike filter. Skift i verdier betyr at turbiditetsmåleren er blitt flyttet til et annet filter med tilsvarende stabil drift.

Som vist på **Figur 8.11** anvender Grimstad nesten 3 ganger så høy koagulantdose som i Arendal, med en konstant dose over året på ca. 6 mg Fe/L (2012). Dette kan skyldes at det alkaliske filterlaget i Arendal effektivt fjerner restkoagulant (Fe) fra vannet. Siden rest-koagulantinnholdet (rest-Fe) normalt er bestemmende for nødvendig koagulantdose for å oppfylle de tidligere nevnte barriereindikator-verdier for koaguleringsanlegg, vil man i anlegg som har alkaliske filterbunnlag (som effektivt fjerner Fe) derved kunne anvende lavere koagulantdoser, slik man ser det på andre anlegg og slik **Figur 8.11** også indikerer.

Den høye doseringen kan også skyldes at man i Grimstad tilsetter mikronisert marmor, men ikke CO₂ i forkant av koaguleringen. For å kunne komme ned i optimalt område for koagulerings-pH under slike forhold, kreves høye koagulantdoser, noe som selvsagt medfører økte slammengder og kjemikaliekostnader. Siden råvanns-pH har økt betydelig siden minimumsverdiene på 1980- og 90-tallet (**Figur 8.8**), vil behovet for mikronisert marmor for styring av koagulerings-pH være tilsvarende redusert. Det er ikke kjent hvorvidt dosene av mikronisert marmor er justert i senere tid, men dette kan være et virkemiddel for å kunne redusere de uvanlig høye koagulantdosene som i dag anvendes i Grimstad.

Selv om redusert ressursbruk, økt kostnadseffektivitet og økt bærekraft er de viktigste drivkreftene for reduksjon i koagulantdose, har dette også indirekte sikkerhetsmessige fordeler. Dette går i første rekke på at en redusert dose vil gi redusert slamproduksjon og redusert stoffbelastning på så vel filtertrinn som slambehandling (lamellsedimentering), og lede til en viss reduksjon i energiforbruket til slampumping. Videre kan en reduksjon i koagulantdose og tilhørende stoffbelastning på filterne også innebære at man kan redusere sandomsetningshastigheten og derved luftmengden som tilføres filterne, noe som kan bidra til ytterligere redusert energiforbruk på anlegget i Grimstad.

Både Arendal og Grimstad anvender jevnt over for høye UV-doser - langt høyere enn de krav som er satt i Drikkevannsforskriften og veiledningen til denne (> 40 mJ/cm² eller 400 J/m²). Dette tyder på at UV-anleggene har potensial for energisparing og optimalisering uten at det går på bekostning av sikkerheten i vannforsyningen. Høye UV-doser kan også bidra til økt dannelse av uønskede biprodukter i vannet og redusere vannets biologiske stabilitet.

8.4 Konklusjoner vannbehandlingsanlegg

Basert på de tilgjengelige og innsamlede data i prosjektperioden fremstår begge vannbehandlingsanleggene Arendal (Rore) og Grimstad (Rosholt) som *sikre og robuste*. Både vannbehandlings- (koagulering/filtrering) og desinfeksjonsbarrierene (UV) fremstår som stabile og gode, med indikatorverdier som med god margin oppfyller veiledningens krav. Det er ikke på noen av anleggene funnet tydelige tegn på barrieresvikt. Historien har imidlertid vist at selv godt drevne anlegg kan være utsatt for driftsavbrudd som følge av akutte hendelser. Et nylig eksempel på dette er et koaguleringsanlegg i Trøndelag som ble satt ut av drift i flere dager fordi et lynnedslag slo ut driftskontrollsystemet/tavlene. Vannforsyningen i Arendal og Grimstad er svært avhengig av at vannbehandlingsanleggene hele tiden kan levere vann. Konsekvensene ved eventuell svikt/stopp i vannforsyningen vil kunne være store.

Følgende hovedkonklusjoner gjelder for de ulike anleggene Arendal og Grimstad:

Arendal vannbehandlingsanlegg Rore:

Koagulering-/filtreringstrinnet er en sentral del av vannbehandlingen og de videre prosesser (UV-desinfeksjonen) er avhengig av at dette trinnet virker optimalt. En svikt i koaguleringen, eksempelvis svikt i doseringen av jernklorid eller feil pH (svikt i doseringspumper, driftskontroll, etc), vil gi en betydelig forringelse av vannkvaliteten og vil derfor være kritisk for anleggets drift - og for vannbehandlings- og desinfeksjonsbarrierene. Siden etterfølgende UV-desinfeksjon vil påvirkes negativt av dette, vil koagulering og UV-desinfeksjon ikke representere to uavhengige barrierer. Det er viktig å ha kontroll på driften av hvert enkelt filter for å kunne sikre god og stabil barriereeffekt i koagulerings-/filtreringstrinnet. Svikt på et enkelt filter kan "punktere" hele den hygieniske barrieren. Arendal har i dag ikke turbidimeter på hvert enkelt filterutløp. Man har turbidimeter på samlestocken og 2 flyttbare målere i tillegg. Arendal bør derfor vurdere behovet for anskaffelse av flere turbiditetsmålere for bedre å kunne sikre og samtidig dokumentere at filtrene fungerer optimalt til enhver tid. Dersom slike turbiditetsdata skal brukes aktivt krever dette også visse tilpasninger i driftskontrollsystemet, samt gode drifts- og vedlikeholdsrutiner av målerne slik at disse gir korrekte verdier og at de raskt kan repareres ved svikt.

Anlegget synes å være rikelig dimensjonert og drives normalt med relativt lave filtrerings-hastigheter. Følgelig synes det å være tilgjengelig reservekapasitet på anlegget.

Driftsdata for året 2012 viser at man i Arendal anvender en konstant, fast koagulantdose - uavhengig av de sesongmessige variasjoner i råvannskvalitet. Man anvendte en dose på 2-2.5 mg Fe/L uavhengig av variasjonene i råvannsfarge, som var mellom 22 og 38 mg Pt/L. Selv om driften etter våre vurderinger er god, anbefaler vi spesiell årvåkenhet i perioder der råvannskvaliteten er dårlig (fargetallet er høyt). Dette fordi vi i slike perioder anser den anvendte Fe-dosen å være så lav at den er svært nær minimumsdosen som kreves for å opprettholde en god rentvannskvalitet og en effektiv og stabil koaguleringsbarriere. Tilsvarende vil den anvendte dosen være høy i perioder med den beste råvannskvaliteten, noe

som innebærer unødige kjemikaliebruk, unødige produksjon av slam og unødige driftskostnader. Vi anbefaler derfor at Arendal utfører systematiske, full-skala forsøk for optimalisering av koaguleringstrinnet på anlegget. En driftsoptimalisering vil derved kunne bidra til redusert ressursbruk, økt kostnadseffektivitet og økt bærekraft i vannforsyningen. Optimaliseringstiltak vil også kunne bidra til ytterligere styrking av behandlings- og desinfeksjonsbarrierene. Sist, men ikke minst vil slike tiltak på anlegget kunne bidra til at operatører og driftsansvarlige lærer sitt anlegg og sitt råvann enda bedre å kjenne. En slik driftskunnskap vil også være en styrke i forhold til å kunne håndtere eventuelle effekter av endringer i klima og råvannskvalitet på en rask og effektiv måte.

Arendal benytter råvann for tilbakespyling av filterne, men det er også lagt inn mulighet for filterspyling med rentvann. Råvannet kan imidlertid være forurensset, og i en slik situasjon vil en da kunne forurense filteret. Følgelig vil filterspyling med ubehandlet råvann kunne representere en økt hygienisk risiko, og en temporær svikt i vannbehandlingsbarrieren. Selv om risikoen reduseres under filtermodningen ved at filterutløpet sendes til avløp i en viss tid ("førstefiltrat"), vil man aldri ha noen garanti for at eventuelle patogener som har kommet inn med råvannet også vil gå ut av filtersengen sammen med modningsvannet. En del andre vannverk har av disse grunner gått bort fra spyling med råvann. Filtrene i Arendal har et alkalisk bunnlag, og utløpsvannet har en pH nær 8. Dette er en vesentlig høyere pH enn den som er optimal for Fe-koagulering (pH 4-5). Ulempen ved å spyle med rentvann er derved at det kan ta lenger tid å komme ned på en optimal koagulerings-pH og oppnå en tilfredsstillende utløpsvannkvalitet etter avsluttet filterspyling. Følgelig vil en spyling med rentvann i et slikt filter normalt innebære at lengden på modningsperioden øker og at man må kjøre filterutløpsvann til avløp i lengre tid etter hver filterspyling. Dette vil redusere produksjonskapasiteten noe, men dette anses uproblematisk for vannbehandlingsanlegget i Arendal der reservekapasiteten er stor. Ut fra en hygienisk risikovurdering anbefaler vi derfor Arendal kommune om å vurdere en overgang fra råvann til rentvann for filterspyling.

UV-desinfeksjonen. En eventuell svikt i UV-anlegget (UV-dose < 40 mJ/cm²) medfører nedstengning og stopp i vannleveransen fra vannverket (dette forutsetter selvsagt at svikten er detektert og at stengeventilen er aktivert). Ut fra de tilgjengelige data fremstår UV-anlegget som robust både mht til kapasitet og drift. Anlegget mangler mengdemålere for hver linje/aggregat slik at en ikke har god nok kontroll på vannmengden (og derved UV-dosen) gjennom hvert enkelt aggregat. Man har tidligere ikke hatt rutiner for registrering av ventilstatus (åpen/lukket) for hver linje/aggregat. Dette har imidlertid blitt endret i løpet av prosjektets gang, slik at det nå er lettere å ha kontroll med vannstrømmene gjennom de ulike linjene og lettere å dokumentere sikker drift innenfor rammene av godkjenningssertifikatet for den anvendte type UV-aggregat.

Arendal har ikke sikret seg med avbruddsfri strømforsyning (UPS) for å kunne håndtere kortvarige spenningsdip, men anlegget har nødstrømsaggregat som starter opp automatisk ved strømutfall. UV-anlegget kan fremvise svært gode tall for pålitelighet og stabilitet i leverte UV-doser. Installering av UPS vil ytterligere kunne bidra til økt pålitelighet av anlegget. Ut fra de gode tall for driftsstatus synes imidlertid kvaliteten på strømlleveransen å være god. Det

anbefales derfor at en vurdering av behovet for UPS baseres på en undersøkelse/dokumentasjon av historisk og fremtidig kvalitet på strømlleveransen.

Arendal kommune som har jevnt over høye verdier for UV-dose – til dels langt høyere enn kravet (40 mJ/cm^2) som er satt i Drikkevannsforskriftens veiledning. Høye UV-doser kan medføre økt dannelse av uønskede biprodukter i vannet, og de høye doser som anvendes kan tyde på tilstedeværelse av et optimaliseringspotensial i UV-anlegget. Dette kan også lede til redusert energibruk, uten at det går på bekostning av sikkerheten i vannforsyningen.

Arendal oppfordres også til å generere varighetskurver direkte fra prosesskontrollsystemet. Dette kan bidra til å lette og effektivisere egenkontrollen og Mattilsynets kontroll og oppfølging av anlegget. Det bør da utarbeides summasjonskurver for eksempelvis et driftsår som viser levert UV-dose mot % av levert vannmengde - ikke % av tid (som vil være enklest for IT-leverandøren). Ut fra slike kurver vil det være enkelt å vurdere effektivitet og stabilitet i UV-barrieren, samt forekomst/grad av barrieresvikt (leverte doser $< 40 \text{ mJ/cm}^2$).

Rosholt vannbehandlingsanlegg, Grimstad:

Koagulerings-/filtreringstrinnet er en sentral del av vannbehandlingen og de videre prosesser (UV-desinfeksjonen) er avhengig av at dette trinnet virker optimalt. Følgelig vil koagulering/filtrering og UV-desinfeksjon ikke representere to uavhengige barrierer. En svikt i doseringen av jernklorid eller feil pH (svikt i doseringspumper, driftskontroll, etc) vil derfor være kritisk for anleggets drift - og for vannbehandlings- og desinfeksjonsbarrierene. Det er viktig å ha kontroll på driften av hvert enkelt filter for å kunne sikre god og stabil barriereeffekt i koagulerings-/filtreringstrinnet. Svikt på et enkelt filter kan "punktere" hele den hygieniske barrieren.

Rosholt vannbehandlingsanlegg i Grimstad har i dag ikke kontinuerlig målende turbidimeter på hvert enkelt filterutløp, bare på samlestockene fra de 3 filterlinjer. De gode resultatene fra den generelle driften - og fra måleperioden som ble utført som en del av ROS-prosjektet – viser stabile og lave tall for utløpsturbiditet fra så vel enkeltfiltre som samlestock. Ut fra dette kan det argumenteres for at behovet er lavt – og kost/nytteverdien høy – for installasjon av turbidimetre på utløpet fra hvert av anleggets 24 Dynasandfiltre. Kontinuerlige turbidimetre anvendes imidlertid i økende grad som et driftsverktøy for vannkvalitetskontroll og dokumentasjon av at koaguleringsprosessen og filterfunksjonen er optimal. På denne typen anlegg er det imidlertid erfaring for at barriereindikatorverdien for rest-koagulant-innhold ($< 0.15 \text{ mg Fe/L}$) ut av Dynasandfilteret kan være vanskeligere å oppfylle enn kravet til turbiditet ($< 0.2 \text{ NTU}$). Systematiske analyser av rest-Fe er imidlertid ikke utført som en del av ROS-prosjektet (prøver er tatt, men ennå ikke analysert). Analysene av turbiditet og andre måledata viser at Grimstad synes å ha gode og raske rutiner for å fange opp svikt på målere/målefeil.

Det fremgår av **Figur 8.11** at man i Grimstad anvender nesten 3 ganger så høy koagulantdose som i Arendal, med en konstant dose over året på ca. 6 mg Fe/L (2012). Dette kan skyldes at det alkaliske filterlaget i Arendal effektivt fjerner restkoagulant (Fe) fra vannet. Siden rest-koagulantinnholdet (rest-Fe) normalt er bestemmende for nødvendig koagulantdose for å oppfylle de tidligere nevnte barriereindikator-verdier for koaguleringsanlegg, vil

man i anlegg som har alkaliske filterbunnlag (som effektivt fjerner Fe) derved kunne anvende lavere koagulantdoser, slik man ser det på andre anlegg og slik **Figur 8.11** også indikerer.

Den høye doseringen kan også skyldes at man i Grimstad tilsetter mikronisert marmor, men ikke CO₂ i forkant av koaguleringen. For å kunne komme ned i optimalt område for koagulerings-pH under slike forhold, kreves høye koagulantdoser, noe som selvsagt medfører økte slammengder og kjemikaliekostnader. Siden råvanns-pH har økt betydelig siden minimumsverdiene på 1980- og 90-tallet (**Figur 8.7**), vil behovet for mikronisert marmor for styring av koagulerings-pH være tilsvarende redusert. Det er ikke kjent hvorvidt dosene av mikronisert marmor er justert i senere tid, men dette kan være et virkemiddel for å kunne redusere de uvanlig høye koagulantdosene som i dag anvendes i Grimstad.

En redusert dose vil gi redusert slamproduksjon og redusert stoffbelastning på så vel filtertrinn som slambehandling (lamellsedimentering), og lede til en viss reduksjon i energiforbruket til slampumping. Videre kan en reduksjon i koagulantdose og tilhørende stoffbelastning på filterne også innebære at man kan redusere sandomsetningshastigheten og derved luftmengden som tilføres filterne, noe som kan bidra til ytterligere redusert energiforbruk på anlegget i Grimstad.

Vi anbefaler derfor at man også i Grimstad utfører systematiske, full-skala forsøk for optimalisering av koaguleringsstrinnet på anlegget. En optimalisering av vannbehandlingen vil ikke bare være viktig av hensyn til kostnadseffektivitet, men også som et vesentlig kriterium for å sikre vannforsyningen og de nødvendige behandlingsbarrierer. Siden vannkilden som hygienisk barriere tidvis vil kunne svikte, må de påkrevde to barrierer her dekkes av vannbehandling (kontinuerlig filtrering) og desinfeksjon (UV). Fullskala optimaliseringstiltak med systematiske optimaliseringsforsøk under kontrollerte forhold vil også være et godt virkemiddel for å lære sitt anlegg – og sitt råvann – enda bedre å kjenne. Dette er viktig kunnskap, ikke minst for å kunne møte mulige effekter av klimaendringer og endringer i råvannskvalitet.

Vi anbefaler at man også i Grimstad legger opp til å generere varighetskurver for turbiditet og UV-dose direkte fra prosesskontrollsystemet. Dette kan bidra til å lette og effektivisere egenkontrollen og Mattilsynets kontroll og oppfølging av anlegget.

UV-desinfeksjonen. En eventuell svikt i UV-anlegget medfører nedstengning og stopp i vannleveransen fra vannverket (dette forutsetter selvsagt at svikten er detektert og stengeventilen aktivert). UV-anlegget på Rosholt vannbehandlingsanlegg fremstår som robust både mht til kapasitet og drift. Anlegget mangler mengdemålere for hver linje/aggregat slik at en ikke har god nok kontroll på vannmengden (og derved UV-dosen) gjennom hvert enkelt aggregat. UV-anlegget er derimot symmetrisk oppbygget.

Grimstad har sikret seg med avbruddsfri strømforsyning (UPS) for å kunne håndtere kortvarige spenningsdip, i tillegg til at en har nødstrømsaggregat som starter opp automatisk. UV-anlegget kan fremvise svært gode tall for pålitelighet.

Rosholt vannbehandlingsanlegg i Grimstad anvender jevnt over høye verdier for UV-dose - til dels langt høyere enn de krav som er satt i Drikkevannsforskriften og veiledningen til denne.

De høye UV-dosene innebærer ikke bare et unødig høyt energiforbruk, men kan også gi økt risiko for dannelse av uønskede biprodukter i vannet, herunder også økt biologisk nedbrytbarhet av organisk stoff (NOM), noe som kan gi økte vekstproblemer på nettet. UV-anlegget synes derfor å ha et potensial for optimalisering – selvsagt uten at det går på bekostning av sikkerheten i vannforsyningen.

Begge vannverk – bruk av kloranlegg. Kloranleggene ved Arendal og Grimstad driftes i dag bare som en back-up/beredskap, og klor doseres derfor ikke under normal, rutinemessig drift av vannbehandlingsanleggene. En del vannverk i Norge doserer klor på "lavbluss" slik at doseringssystemet er operativt til en hver tid og slik at en eventuell oppstart av anlegget skal kunne gå raskt og enkelt.

Arendal og Grimstad har som nevnt gått bort fra klor som permanent desinfeksjonstrinn og har i dag klorering bare som en reserveløsning/back-up. Den utstrakte utfasingen av klor man i dag ser i flere land har flere årsaker: Manglende evne til effektiv inaktivering av parasitter, redusert effekt ved høy pH (etter korrosjonskontroll), dannelse av desinfeksjonsbiprodukter som eksempelvis trihalometaner og halogenerte eddiksyre, oksidasjon av organisk stoff (NOM) og økt innhold av biodegraderbar NOM (BDOC) og påfølgende biologisk vekst på nettet, dannelse av lukt- og smaksstoffer, etc. I noen land (f.eks. Nederland) benyttes ikke klor på ledningsnettet.

Bruk av klor under vanlig drift medfører en styrking av den hygieniske sikkerheten. Dette fordi enkelte virustyper (Adenovirus) krever mye høyere UV-doser enn de som normalt anvendes (40 mJ/cm^2). Også ved en svikt i de andre hygieniske barrierene (koagulering og UV-desinfeksjon) vil en klorering kunne representere en hygienisk barriere mot bakterier og virus (dog ikke mot parasitter).

Selv om det ei heller i Norge er ønskelig å benytte klor under normal drift, kan det være et alternativ å benytte klordesinfeksjon som et ekstra sikkerhetstiltak i forbindelse med uønskede hendelser som medfører økt hygienisk risiko. En slik hendelse vil for Arendal typisk være innstrømming av vann fra Nidelva. I slike situasjoner er det økt fare for tilstedeværelse av virus i råvannet og en oppstart av klordoseringen under perioder med slik tilbakestrømming ville gi en økt sikkerhet i vannforsyningen. Slike perioder må i så fall baseres på nye varslingsrutiner: i) varsel om innstrømming fra Nidelva, og ii) varsel om klorbruk til eventuelle sårbare abonnenter som setter krav til vannkvaliteten og endringer i denne.

Vi foreslår altså at man vurderer innføring av en ny driftsrutine som krever at det ved spesielle hendelser (innstrømming av vann fra Nidelva til Rore av et visst omfang) skal gjennomføres et spesielt tiltak (oppstart av klordesinfeksjon). Tiltaket vil være enkelt å implementere og tidsbegrenset. Klordesinfeksjonsutstyret finnes allerede, men en må etablere overvåkning i Bjørsundet og fastsette grenseverdier for doseringsstart og stopp, klordoser, ettersyn/kontroll av doseringssystemer, etc. I slike tilfeller vil det være en utvilsom fordel om klordoseringssystemet går kontinuerlig på lavbluss slik at man raskt og enkelt kan øke dosene opp til et ønsket nivå. Vi anbefaler Arendal og Grimstad å vurdere en slik løsning for ytterligere å sikre vannforsyningen i de to kommuner.

Begge vannverk – fremtidig vannproduksjonsbehov. Begge vannbehandlingsanlegg har betydelig reservekapasitet. En optimalisering av driften av anleggene kan ytterligere øke kapasiteten. I prosjektet har vi ikke vurdert nødvendig vannbehandlingskapasitet i forhold til fremtidig vannbehov som en følge av befolkningsvekst osv. Vannbehovet kan også reduseres ved å gjennomføre tiltak på ledningsnettet for å redusere lekkasjemengdene og tiltak hos abonnentene. Dette er vurderinger som typisk bør vurderes i en hovedplan for vannforsyning.

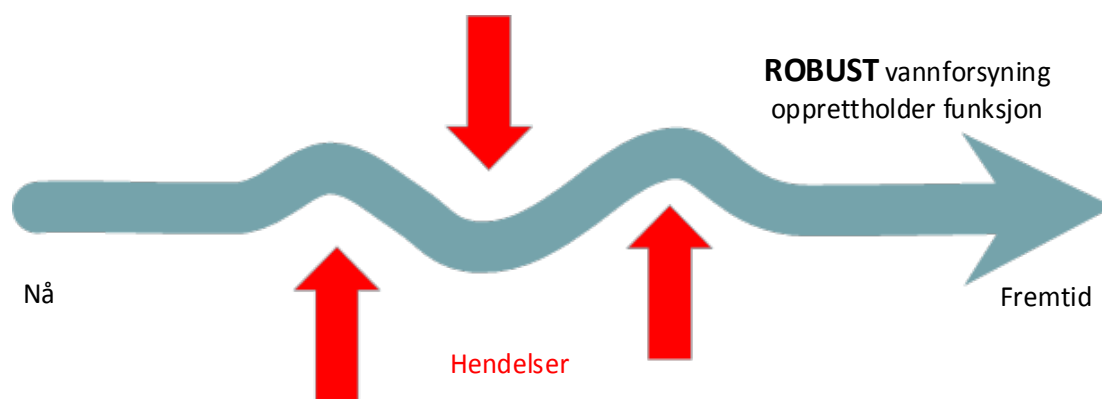
8.5 Sårbarhet i samlet vannforsyningssystem– i hvilken grad fremstår det samlede vannforsyningssystemet i henholdsvis Arendal og Grimstad som robust?

I dette ROS-prosjektet har SINTEF og NIVA i utgangspunktet bare analysert sikkerheten i vannkilden Rore og vannbehandlingsanleggene i henholdsvis Arendal og Grimstad. I hvilken grad fremstår så de samlede vannforsyningssystemer som robuste?

En robust vannforsyning kjennetegnes av evnen til å kunne opprettholde funksjonen (det å levere godt og nok vann) selv om vannforsyningssystemet utsettes for ulike typer eksterne og interne trusler/farer. Dette er illustrert i **Figur 8.17**. Selv om vannforsyningen utsettes for ulike typer trusler og farer, klarer vannforsyningssystemet fortsatt å levere godt vann og nok vann hele tiden. Farene som påvirker kan for eksempel være: dårligere råvannskvalitet, perioder med langvarig tørke, flom, strømbrydd, utslipp, etc.

Typiske kjennetegn for et robust vannforsyningssystem er følgende:

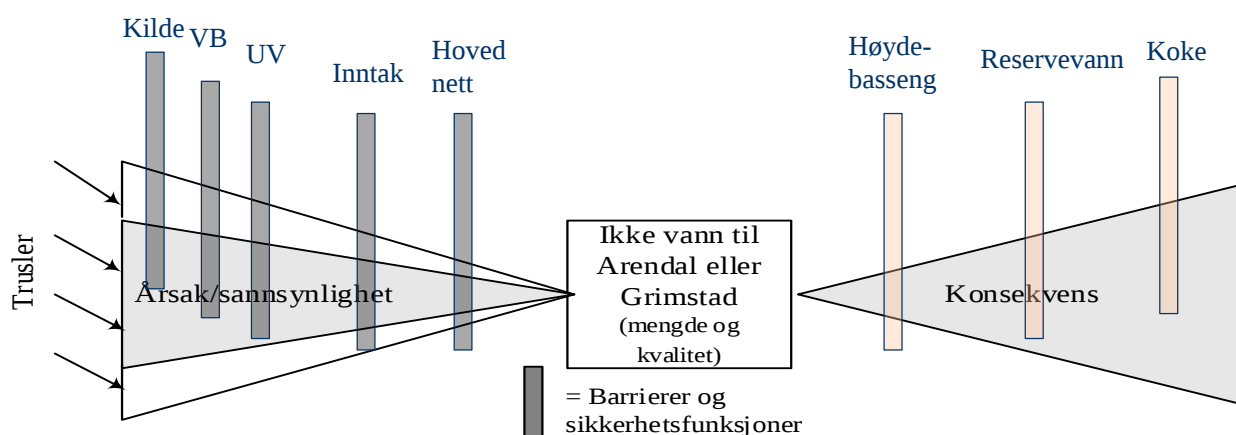
- Man har vannkilde(r) som har en stabil og god råvannskvalitet selv i situasjoner hvor en har utslipp av eventuell forurensing i tilløpsbekker, under perioder med flom/store nedbørmengder i tilløpsbekker, etc
- Nedbørfeltet og vannkilden er stor nok til å tåle langvarig tørke og variasjoner i forbruk og fortsatt kunne levere nok vann
- Vannbehandlingen har hygieniske barrierer som er stabile og leverer de vannmengder som det er behov for og med den vannkvalitet som det er satt krav til i henhold til Drikkevannsforskriften
- Man har gjennom hele vannverdikjeden tenkt doble løsninger der hvor enkeltkomponenter kan svikte og en ønsker å sikre seg mot dette.
- De enkelte systemkomponenter er så feiltolerante som mulig (dvs motstår årsakene til svikt). Utstyr er av så god kvalitet og vedlikeholdes på en slik måte at man unngår flest mulig svikt etc.
- Organisasjonen som eier og drifter anleggene har gode daglige rutiner, er sensitiv for endringer som er på gang, håndterer avvikssituasjoner godt og lærer av svikt som oppstår.
- Man har valgt løsninger som er planlagt for fremtiden med den usikkerhet som fremtiden bringer og løsningen er tilpasningsdyktig for eventuelle endringer i forutsetninger.
- I en robust vannforsyning er det også viktig at vannforsyningssystemet raskt kommer opp og går igjen etter en eventuell svikt.



Figur 8.17. Illustrasjon av en robust vannforsyning som utsettes for farer/trusler og fortsatt klarer å opprettholde sin funksjon.

For å vurdere hvorvidt vannforsyningssystemene i henholdsvis Arendal og Grimstad er robuste, har vi foretatt en forenklet kvalitativ analyse av sårbarheten for hele vannforsyningssystemet, noe som går ut over mandatet for ROS-prosjektet som fokuserer på vannkilden Rore og de to vannbehandlings-anleggene. Hendelsen som analyseres er at det ikke leveres drikkevann ut på hovednettet fra de to vannbehandlingsanleggene.

Figur 8.18 illustrerer ulike sikkerhetsbarrierer i vannforsyningen i Arendal og Grimstad. Analysen tar utgangspunkt i hendelsen at det ikke kommer vann av drikkevannskvalitet ut på hovednettet (mengde og vannkvalitet) fra vannbehandlingsanleggene. Hendelsen kan skyldes svikt i de hygieniske barrierene (vannkvalitet) og/eller svikt i fremføringen av nok vann (kvantitet). Vi vil i de følgende se på venstre (årsakskjeden) og høyre del (konsekvenskjeden) av figuren separat.

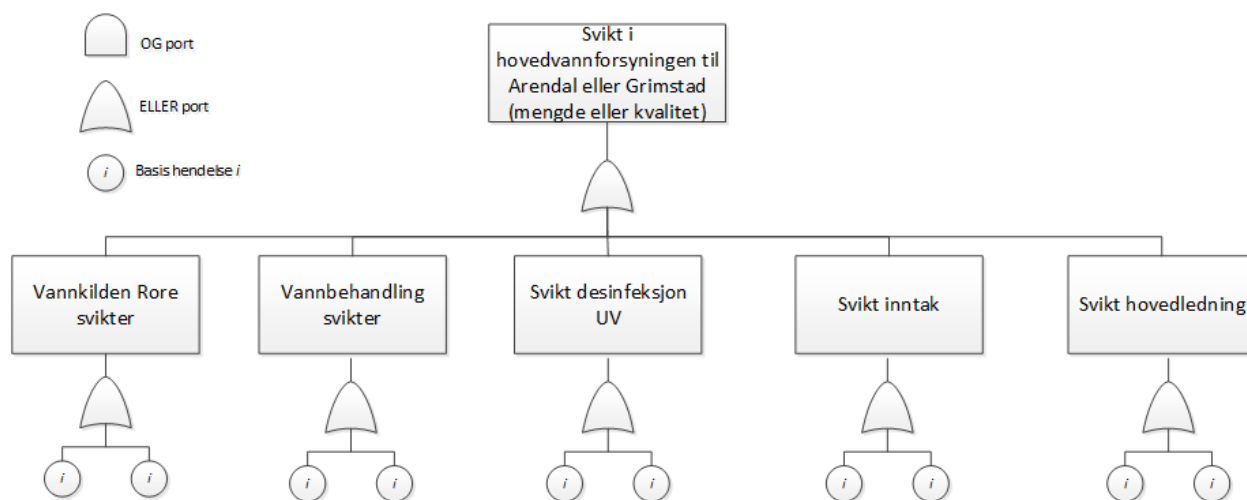


Figur 8.18. Illustrasjon av sikkerhetsbarrierer i vannforsyning for Arendal og Grimstad.

Sikkerhetsbarrierer knyttet til årsakskjeden (venstre side av figuren)

Venstre del av **Figur 8.18** illustrerer de ulike sikkerhetsbarrierer som virker mot at denne hendelsen skal oppstå (årsakene). Sikkerhetsbarrierene på venstre siden reduserer sannsynligheten/frekvensen av den uønskede hendelsen. Hovedkategorien av svikt er: svikt i vannkilden, svikt i vannbehandlingsanlegget (koagulering/filtrering), svikt i desinfeksjonstrinnet (UV/klor), eller svikt på ledningsnettet inn/ut av vannbehandlingsanlegget (inntak og hovednett). **Figur 8.19** viser de ulike hovedkategorier av svikt vist i form av et *forenklet feiltre*. 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 en dermed hvordan et system kan svikte, og analysen gir også økt 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 derved identifisere bedre drift og vedlikeholdsrutiner. Som systemsvikt (TOPP-hendelsen) er det valgt hendelsen: "Svikt i vannforsyningen (både mengde og vannkvalitet)". Årsakene eller hendelsene som kan medføre at systemet svikter (Topp-hendelsen inntreffer) er knyttet sammen via logiske porter. Under hver hovedkategori av svikt vil det være ulike enkelthendelser som leder fram til svikt. Det vil for eksempel være mange mulige årsaker til at vannbehandlingsanlegget svikter (*basis-hendelser* angitt med mindre sirkler i figuren). Disse er nærmere beskrevet i denne rapporten. Svikt i vannbehandling vil også kunne være avhengig av forhold i vannkilden, men slik kompleksitet er ikke vist i figuren. Feiltreet illustrerer sårbarhetene og også forskjellene mellom de to ulike vannverkene. **Tabell 8-5** gir en kort beskrivelse av de enkelte hendelser i feiltreet.



Figur 8.19. Forenklet feiltreanalyse av svikt i vannforsyningen til Arendal og Grimstad

Tabell 8-5. Tabell beskrivelse av hendelsers i feiltreanalyse Arendal og Grimstad

Hendelse	Beskrivelse hendelser Arendal og Grimstad	Fare for at det skjer	Varighet ved bortfall
Svikt i vannkilde	Ulike hendelser kan medføre at kilden ikke er en hygienisk barriere. Kilden vil ikke svikte mht vannmengde bare vannkvalitet. Svikt i vannkilden vil gjelde både for Arendal og Grimstad. Uønskede hendelser er nærmere beskrevet i hovedrapporten "Analyse av Rorevann og nedbørfelt" (Berge m.fl. 2014, denne rapport!). Det er viktig å ha råvannskvaliteten så god som mulig selv om kilden ikke kan regnes som en hygienisk barriere siden også den påfølgende vannbehandlingen kan svikte.	Flere ganger pr år	Dager/uker
Svikt i vannbehandling	Viktig at vannbehandlingen virker siden vannkilden som barriere tidvis vil kunne svikte. Den hygieniske barrieren i vannbehandlingen (koagulering/-filtrering) er dokumentert vha varighetskurver og analyser. For begge anlegg virker barrierene robuste ut i fra dagens situasjon. Ulike mulige årsaker til at vannbehandlingsanlegget kan svikte er beskrevet i rapporten, herunder også mulige hendelser som kan slå ut anlegget for lengre tid (dager), jfr. hendelse i Stjørdal vannbehandlingsanlegg våren 2014. Grimstad har en vaktavtale som tilsier at det innen 30 min skal vakt være til stede på vannbehandlingsanlegg. Begge anlegg har nødstrømsanlegg og Grimstad har i tillegg UPS.	Noen ganger pr år	Timer/dager
Svikt i desinfeksjon	Den hygieniske barrieren i desinfeksjonstrinnet (UV) er dokumentert vha varighetskurver og analyser. For begge anlegg virker barrierene robuste ut i fra dagens situasjon ved daglig drift og svikt i barrieren opptrer sjelden og med kort varighet. UV-desinfeksjonen er avhengig av forutgående vannbehandling som igjen vil kunne være påvirket av forhold i vannkilden. Det finnes ulike hendelser som kan slå ut anlegget for lengre tid (dager), jfr. Stjørdal 2014.	Noen ganger pr år	Timer/dager
Svikt i råvannsinntak	Svikt på inntaksledning/råvannspumper kan hende. Arendal har inntaksledning på 27 meters dyp. Ved svikt på denne ledningen vil en i en nødsituasjon kunne ta inn vann fra mindre dyp ved å lage hull på ledningen. Ledningsbrudd i strandsonen vil kunne medføre innsug av slam fra nærliggende sedimenter. Ledningen er 40 år gammel og det finnes bare én inntaksledning. Sil på inntak utgjør også et D&V punkt. Inntaksledningen for Grimstad har montert et T-stykke med flens som nødinntak på ca. kt. 34 som kan åpnes dersom inntaket på 38 m er blitt tett. Ved fornyelse av inntaksledningen bør Arendal vurdere om en ikke skal flytte inntaket lenger ut og dypere (40m).	Sjelden	Dag
Svikt i hovedledningsnett fra vannbehandlingsanlegg	Svikt i hovedledninger fra vannbehandlingsanlegg vil måtte repareres før tilgjengelig vannmagasin i høydebasseng på nettet er brukt opp. Særlig utsatt er Arendal kommune som bare har én vannledning fra vannbehandlingsanlegg til første høydebasseng/ rentvannsbasseng. Dette er en betongledning med forspent armering, en type ledning som andre vannverk har opplevd problemer med. Deler av ledningen er skiftet ut i 2014. Ved kompliserte ledningsbrudd vil vannet i rentvannsbassengene være brukt opp innen ledningen er reparert og Arendal må koble inn nødvannskilden. Grimstad har 2 parallelle ledninger (redundans) fra vannbehandlingsanlegg til Solbergåsen høydebasseng og fremstår således som mer robust enn Arendal. Den ene ledningen i Grimstad er av asbest. Tilstanden på ledningene er ikke vurdert i prosjektet.	Sjelden	Dager/uke

Sikkerhetsbarrierer knyttet til konsekvenssiden (høyre siden av figuren)

Høyre del av **Figur 8.18** illustrerer de ulike sikkerhetsbarrierer som eksisterer for at konsekvensene av hendelsen skal bli så små som mulig. Dersom uhellet er ute og det ikke kommer vann ut på hovedvann-forsyningssystemet, vil vannverket være avhengig av sikkerhetsbarrierer som tilgjengelig magasin i høydebasseng, reservevann/nødvann, kokeanbefaling/påbud, etc. Sikkerhetsbarrierene på konsekvenssiden er nærmere beskrevet i **Tabell 8-6**. Spørsmålet er om disse sikkerhetsbarrierene er gode nok og er tilfredsstillende inntil en har fått re-etablert/repert årsaken til svikten i vannforsyningen? For hendelser som medfører kortere bortfall av vannforsyningen kan tilgjengelig magasin i rentvannsbasseng være store nok til at hendelsen "går over" (f.eks. ukomplisert ledningsbrudd som raskt blir reparert) før høydebassengene går tomme for vann. Som vist i **Tabell 8-5** finnes det mulige hendelser som har lenger varighet enn hva tilgjengelig rentvannsmagasin tilsvarer. Dette gjelder hendelser både i kilde, i vannbehandlingsanlegg, ved inntak eller på hovedledningsnettet ut fra vannbehandlingsanlegg.

Tabell 8-6. Tabell beskrivelse av sikkerhetsbarrierer på konsekvenssiden for henholdsvis Arendal og Grimstad

Sikkerhetsbarriere	Beskrivelse av barriere for Arendal	Beskrivelse av barriere for Grimstad
Rentvannsbasseng	Tilgjengelig volum i høydebassengene i Arendal tilsvarer vannforbruket i 20 timer. Hendelser som det tar lenger tid å reparere enn dette, vil være kritiske. Dette kan f.eks. være ledningsbrudd på hovedledningen ut fra vannbehandlingsanlegg. Ved lengre avbrudd må en eventuelt koble inn nødvannskildene (Longumvann, Strengereid-vann og Vindkollvann). Eksisterende reserve-vannskilde/nødvannkilde er av en slik kvalitet av det foretrekkes å levere (klorert) råvann fra Rore i en slik situasjon dersom det lar seg gjøre. Hendelser som oppstår når høydebassengene ikke er fulle, vil medføre kortere tid tilgjengelig.	Tilgjengelig volum i høydebassengene i Grimstad tilsvarer vannforbruket i 24 timer. Hendelser som det tar lenger tid å reparere enn dette, vil være kritiske. Grimstad har 2 parallelle vannledninger ut fra vannbehandlingsanlegg. Det må vurderes om det kan oppstå fellesfeil på disse ledningene (ikke vurdert). Den ene ledningen er av asbest, tilstanden er ikke vurdert i prosjektet. Hendelser som oppstår når høydebassengene ikke er fulle, vil medføre kortere tid tilgjengelig.
Reservannsforsyning	Arendal har ikke godkjent reservevannsforsyning som tilfredsstillende Drikkevannsforskriftens krav om to hygieniske barrierer. Dagens "reservelkilder" har mer en rolle som "nødvann" hvor en leverer vann bare for sanitær bruk (WC, etc). I en slik situasjon må det gis kokeanbefaling/-	Grimstad har etablert reservevannsforsyning via forbindelse til Arendal ved Engene. Denne ledningen alene har ikke tilstrekkelige kapasitet til å forsyne vann i en krisesituasjon mellom kommunene. I tillegg er det planlagt ny ledning fra Lillesand i forbindelse med byggingen av ny E18. Samlet sett vil disse to

	kokepåbud. Man har en tilkobling til Grimstad sitt nett med en ledning med begrenset kapasitet (110mm/160 mm). Ved hendelser i Rore ("fellesfeil") som gjør vannet udrikkelig vil denne ledningen ikke hjelpe. Grimstad har ikke nok vann til å kunne forsyne Arendal.	ledningene ha tilstrekkelig kapasitet for å dekke vannbehovet i Grimstad. Ved svikt i Rore eller samtidig svikt i forsyningen i Arendal vil Grimstad ikke ha tilfredsstillende kapasitet.
Kokevarsel, nødvann i tanker, etc	Bruk av kokevarsel og utkjøring av nødvann for hele kommunen er den aller siste barrieren og anses ikke som en tilfredsstillende løsning i et moderne vannforsynings-system. Dette har sin funksjon i en krisesituasjon, men diskuteres ikke nærmere her.	

Hovedkonklusjonen er at vannbehandlingsanleggene i Grimstad og Rore fremstår som robuste og sikre basert – ut fra vår analyse av tilgjengelige data (sikkerhetsbarrierer på venstre side). Det oppstår få alvorlige hendelser i vannbehandlingsanleggene. Historien har derimot vist at selv godt drevne anlegg kan svikte, senest 8. mars i Stjørdal kommune hvor et lynnedslag slo ut elektriske anlegg og tavler som medførte svikt i flere dager i vannbehandlingsanlegget.

Vannforsyningen i Arendal og Grimstad er svært avhengig av at de ulike vannbehandlingsanleggene kan levere vann. Konsekvensene ved eventuell svikt i vannforsyningen vil kunne være store. Arendal fremstår som mer sårbar enn Grimstad blant annet pga manglende reservevannforsyning og manglende redundans på hovedledningsnettet ut fra vannbehandlingsanlegget. Kompliserte ledningsbrudd her vil kunne ta lang tid å reparere. Arendal kan i en krisesituasjon levere betydelige mengder vann til Grimstad, men Grimstad har mindre kapasitet til å hjelpe Arendal. Ved svikt i vannkilden Rore som slår ut vannforsyningen til begge vannverkene (såkalt "fellesfeil") vil hele regionen få problemer med å forsyne godt drikkevann. Store konsekvenser ved svikt i vannforsyningen tilsier at det er ekstra viktig at vannkilden Rore tas vare på og at driften av vannbehandlingsanleggene også i fremtiden er god. Arbeidet med å tilstrebe og ivareta en god råvannskvalitet i Rore og fortsatt god drift av vannbehandlingsanleggene selv under endrede klimaforhold vil være viktig i årene fremover. Effekten av klimaendringer kan også få effekter på annen kritisk infrastruktur slik som strømnettet som vil kunne påvirke sikkerheten av vannforsyningen. Andre tilfeldige hendelser (brann i tavler med lang reparasjonstid, svikt driftskontrollsystem, osv). I slike situasjoner vil en så god råvannskvalitet som mulig være en stor fordel. Dette illustreres også av det faktum at Arendal kommune i en krisesituasjon foretrekker å levere ubehandlet (klorert) råvann fra Rore ut på nettet isteden for å sette i gang forsyning fra nødvannskildene sine. Særlig viktig er det å fokusere på irreversible tiltak i nedbørfeltet som varig kan påvirke vannkvaliteten negativt.

9 DEL III: GRUNNLAG FOR REVISJON AV BESKYTTELSESREGIMET I NEBØRFELTET TIL RORE

9.1 Innledning

I følge Drikkevannsforskriften § 14 plikter vannverkseier å sette i verk nødvendig beskyttelsestiltak i nedbørfeltet for å bevare kilden for fremtidige generasjoner. Med beskyttelsestiltak menes her tiltak som går utover de som forvaltningen allikevel har plikt til å gjennomføre av hensyn til negativ miljø- og forurensningspåvirkning av vannforekomsten, hjemlet i Forurensningsloven og dennes forskrifter, samt landbrukets forskrifter. Slike «ekstraordinære» beskyttelsestiltak kalles gjerne klausuleringer, som i praksis betyr begrensninger på menneskelig aktivitet i nedbørfeltet. De vil tinglyses som en «klausul» eller heftelse på hver enkelt eiendom. Innføring av klausuleringer kan hjemles i Matloven (Drikkevannsforskriften), Plan og bygningsloven, og Kommunehelseloven. Rore har i dag god vannkvalitet og det er liten menneskelig aktivitet i nedbørfeltet. Ved riktig forvaltning kan man her ha en sikker vannforsyningskilde langt framover i tid.

Vanlig framgangsmåte ved klausulering av drikkevannskilder er at det gjøres en drikkevannsfaglig utredning om behovet for klausuleringer, som gjerne utføres av en uavhengig konsulent (her NIVA/SINTEF). Dennes klausuleringsforslag vurderes av drikkevannsansvarlige etater i kommunene som skal forsynes (vannverkseiere), samt av Mattilsynet som er godkjenningmyndighet. Oftest blir forslaget til klausuleringer som konsulenten presenterte, endret noe etter disse instansers gjennomgang, ikke uvanlig i strengere retning, samt ofte også i retning av forenkling som gir lettere håndhevelse av reglementet. De berørte grunneiere holdes orienterte under prosessen, og får anledning til å komme med innspill. Til slutt holdes et rettslig skjønn, slik at grunneiere får det samfunnet kaller «rimelig kompensasjon» for ulempen de blir påført.

Vannforskriftens (§ 14) krav om at vannverkseier gjennomfører «nødvendige» beskyttelsestiltak i vannkildens nedbørfelt, sier ikke noe konkret om hvor strenge klausuleringer som må innføres, og dette er ikke noen lett sak å komme fram til. Det er dels avhengig av innsjøens størrelse, nedbørfeltets størrelse, dels avhengig av vannbehandlingen man har, og dels avhengig av hvor mange folk som forsynes av kilden. I tillegg kommer det inn at noen vannverkseiere (kommuner) legger tyngre vekt på «føre-var begrepet» enn andre, noe som bidrar til at det er en kan oppleve en del forskjeller i strenghet fra kommune til kommune, når det gjelder klausuleringspraksis.

Rore er med sine 7,8 km² en forholdsvis liten innsjø, se **Figur 4.3**. Det er først når innsjøene kommer opp i 15-20 km² og større, at størrelsen i seg selv vurderes som en sikkerhet, eller at man gir opp å klausulere fordi nedbørfeltet er for stort, og det er for stor aktivitet i nedbørfeltet allerede. Små innsjøer kan lett ødelegges som drikkevannskilder ved å tillate fri utvikling av menneskelig aktivitet i nedbørfeltet, og de får derfor streng klausulering. Tønsbergs gamle hovedkilde (Akersvannet), Sandefjords gamle hovedkilde (Goksjø) og Hortens gamle hovedkilde (Borre vann), er eksempler på innsjøer som har blitt uheldelig ødelagt som drikkevannskilder som følge av nærmest fri utvikling av menneskelig aktivitet i nedbørfeltet. Disse er nå nedlagt som vannkilder, og byene fjern-forsynes fra Farris og

Eikeren gjennom Vestfold Interkommunale Vannverk, VIV. Alle mindre vannkilder har i dag klausuleringer i nedbørfeltet. Det er derfor liten tvil om at man trenger en del klausuleringer i nedbørfeltet til Rore, både ut fra drikkevannsfaglige vurderinger og ut i fra praksis andre steder i landet.

Rore forsyner 60000 mennesker i Arendal og Grimstad. Den kommer i samme kategori som Maridalsvannet som forsyner Oslo, altså «en liten innsjø som forsyner en stor befolkning». Nedbørfeltene er omtrent like store og gir begge vel 6 m³/s vann i gjennomsnitt som avrenning fra nedbørfeltet. Det er nærliggende å sammenlikne litt med hvordan man har tenkt mht. beskyttelsestiltak i de to vannkildene.

9.2 Dagens beskyttelsesregime

Dagens beskyttelsesregime er resultat av overskjønnet i anledning bygging av Rore Vannverk (Arendalsregionens Interkommunale Vannverk) i 1971. Beskyttelsesreglene finnes nedfelt i Utskrift av Rettsbok for Sand Herredsrett Sak nr. 11/1969 B. I det følgende gjengis gjeldende regler for nedbørfeltet noenlunde ordrett:

A. Servitutter i nedbørsområdet for Rorevann.

- 1) Motorbåttrafikk på Rorevann er ikke tillatt. Forbudet gjelder ikke for nuværende og fremtidige eiere av de saksøkte eiendommer. Heller ikke gjelder forbudet motorbåttrafikk for eiere og /eller leiere av de hytter som nu er bygget ved Rorevann og Syndlevann. Videre gjelder ikke forbudet for Nidarå Fellesfløtnings virksomhet.
- 2) Anlegg eller tiltak med sikte på organisert bading i Rorevann er ikke tillatt.
- 3) Innenfor en horisontal avstand av 100 meter fra Rorevanns vannkant ved kote 38,0 er ny bebyggelse ikke tillatt med følgende unntakelser:
 - a) Under forutsetning av at kloakkforholdene på Roresanden ordnes i samsvar med «Rammeplan for kloakkering av Roresanden – Landvikområdet» datert 2. februar 1967 og som forutsettes godkjent av vedkommende myndigheter, skal det ikke legges restriksjoner av noen art på eksisterende eller fremtidig bebyggelse her.
 - (1) Inntil 31. desember 1973 vil det fra ekspropriantens side ikke gjelde noe forbud mot bebyggelse i dette området. Det forutsetter at et hvert nytt utslipp av kloakk og /eller spillvann godkjennes av helserådet og bygningsrådet etter vanlige regler, dog slik at avløp direkte i Rorevann ikke under noen omstendighet må finne sted, jfr. pkt. 5. Det forutsettes videre at eventuell ny bebyggelse i utsettelsesperioden tilkobles det offentlige kloakknnett som rammeplanen forutsetter så snart dette er fullført og på de vilkår som Landvik kommune vil gjøre gjeldende for slik tilkobling.
 - (2) Ny industrivirksomhet i området vil ikke bli tillatt i utsettelsesperioden uten tillatelse av eksproprianten med helserådets samtykke. Mulige tap som følge av restriksjoner på dette punkt erstattes ved overenskomst eller etterfølgende skjønn.
 - b) Under forutsetning av at kloakkforholdene i Naudenes-området ordnes ved et tilsvarende kloakksystem som nevnt under pkt. a, for Roresanden, legges heller ikke restriksjoner av noen art på eksisterende eller fremtidig bebyggelse i dette området.

- 4) I Rorevanns lokale nedbørsfelt er det bare tillatt å bygge hytter som ikke anvendes til permanent beboelse, samt bygninger for jord- og skog bruk, herunder også våningshus, kårbygning og tjenerbolig, jfr. også bestemmelsen ovenfor i pkt. 3a og b. Nye overnattings- og serveringssteder tillates ikke utenom de nevnte unntagelser i pkt. 3 a og b.
 - a) Forbudet i pkt. 3 og 4 mot ny bebyggelse omfatter ikke gjenoppførelse i tilfelle av brann eller annen hendelig undergang. Heller ikke omfatter forbudet påbygninger av mindre omfang, under forutsetning av at arbeidet ikke vesentlig endrer byggets nuværende karakter og heller ikke nuværende bruk av huset.
- 5) Kloakkutslipp direkte til vassdrag er forbudt i hele nedbørsfeltet. Vannklosett er bare tillatt når avløpet føres ut av nedbørsfeltet eller ledes ut i grunnen på betryggende måte, godkjent av vedkommende helseråd.
- 6) Priveter i nedbørsfeltet skal innrettes i samsvar med Helsedirektoratets Forskrifter for behandling og bortledning av avfallsprodukter, kloakk- og spillvann, grunn- og overvann, Kap. I og IV samt §§21 og 29.
- 7) Overnattings- og serveringssteder i nedbørsfeltet utenfor det lokale nedbørsfeltet skal i hvert enkelt tilfelle godkjennes av vedkommende helseråd før arbeidet settes i gang. De eksisterende leirsteder, Neset, Solhøgda og Lonebu samt Håland skisenter tillates opprettholdt under forutsetning av at de sanitære forhold ordnes som bestemt foran i pkt. 5 og 6.
- 8) Anlegg av campingplasser er ikke tillatt i hele nedbørsfeltet.
- 9) Skogshusvær kan settes opp utenfor 100-metersbeltet rundt Rorevann når priveter innrettes i samsvar med pkt. 6.
- 10) Utover det som er bestemt om kloakkutslipp og priveter legges det ingen restriksjoner på jordbruks- og skogsdrift i det totale nedbørsfeltet.

B Servitutter langs vannledningen fra Rore (Omfattes ikke av det foreliggende prosjekt, og kommenteres ikke videre).

9.3 Forslag til 2 beskyttelsessoner

I dagens regler er det strengeste beskyttelsesområdet innenfor 100 m sonen rundt selve Rore beregnet fra kote 38. Om man er 100 m fra innsjøen, eller 200 m har liten relevans for forurensningstransporten til Rore. Avrenningsbekkene drenerer uansett direkte ned i innsjøen, uten at noe særlig forurensning holdes igjen. Det som virkelig hjelper, er om man har en innsjø i mellom den forurensende aktiviteten og Rore, hvor vannet får oppholdstid slik at sedimentasjon og andre selvrensingsprosesser kan finne sted. Det vil si at som et minimum må den strengeste sikringssonen utvides fra dagens 100 m sone til å omfatte det lokale nedbørsfeltet til Rore, se den heltrukne avgrensingen nederst til høyre i **Figur 9.2**.

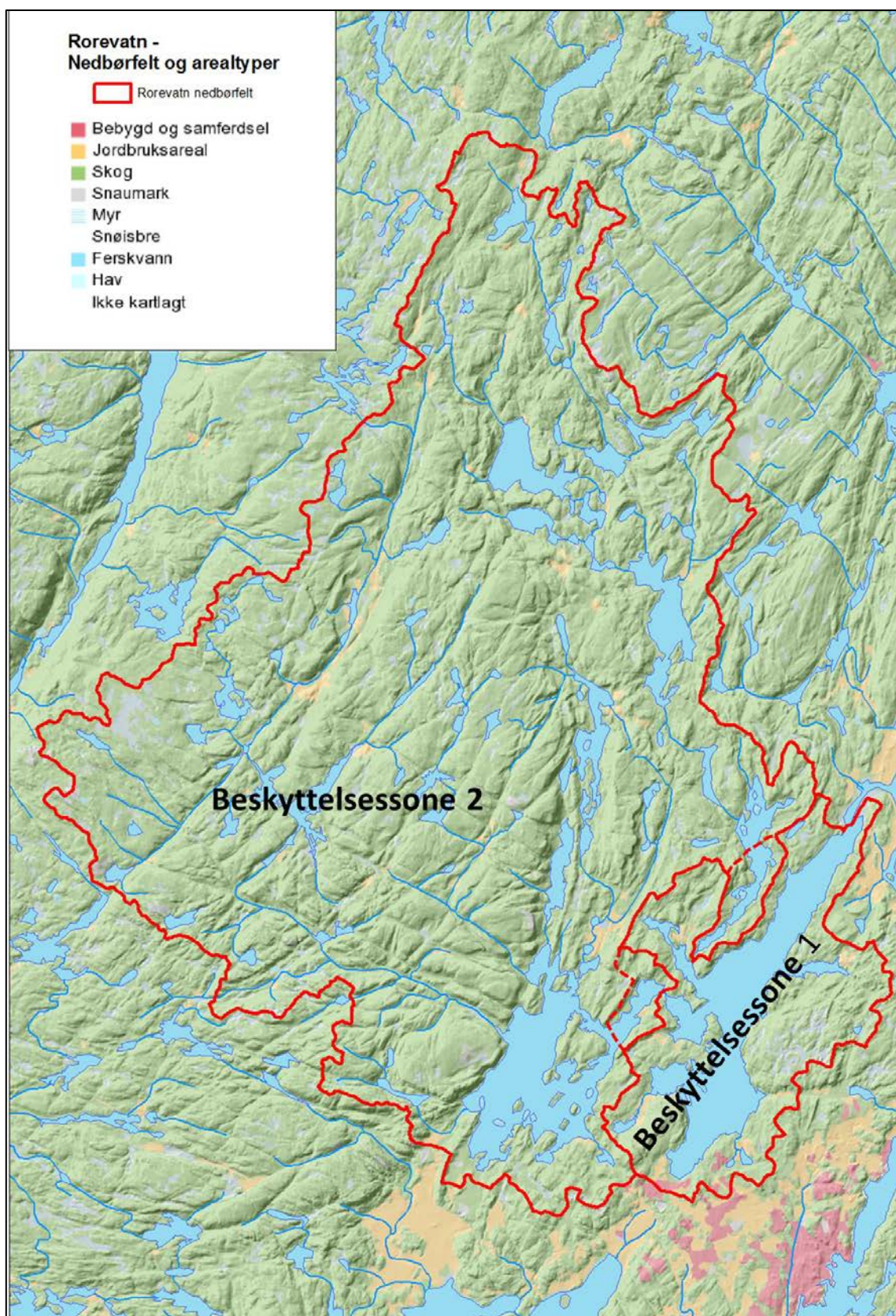
Sammenlikner man med beskyttelsesreglene rundt Maridalsvannet (Oslos vannforsyning), så har de strukket den strengeste sikringssonen ikke bare til det lokale nedbørsfeltet rundt Maridalsvannet, men opp til og med det lokale nedbørsfeltet til første oppstrømsinnsjø, se **Figur 9.1**. Det samme har Trondheim/Melhus kommuner nylig også gjort i sin klausulering rundt vannkilden Benna. Hvis man følger samme tankegangen ved Arendal og Grimstads vannforsyning, så skulle den strengeste sikringssonen da også omfatte lokalfeltet til Syndle, Røynevatn og Stemmevatn. Av størrelse så er Rore dobbelt så stort som Maridalsvannet, og

omtrent akkurat like stort som Benna. Rore forsyner imidlertid betydelig færre personer (60 000 personer mot Maridalsvannet 650 000, Benna ca. 200 000). Dessuten er Røynevatn/-Stemmevatn og særlig Syndle nokså store innsjøer. Det vil derfor være unødvendig strengt å innlemme hele lokalfeltet til disse oppstrømsinnsjøene i den strengeste sikringssonen.

Røynevatn renner ut to steder, både direkte ut i Rore via Røynåabekken, og via Stemmevann og Stemmevannsbekken. Vi foreslår derfor å innlemme utløpsbukta i disse innsjøene i den strengeste sikringssonen, dvs. de tilleggfeltene som avgrenses av den stiplede linjen i **Figur 9.2**. Utslipp til disse buktene vil lett kunne transporteres direkte ut i Rore hvis vindretningen sommerstid er mot de forholdsvis vannrike utløpene. På islagt vann vil utslipp til disse buktene kunne raskt transporteres til Rore.



Figur 9.1 Vernesonen rundt Maridalsvannet (Oslos hovedkilde) omfatter også 1. oppstrøms-innsjø (www.oslo.kommune.no)



Figur 9.2 Beskyttelsesområde 1 er Rores lokale nedbørfelt pluss utløpsbukta til Syndle og Røynevassdraget. Her er det strengere regler enn i øvre deler av nedbørfeltet (Beskyttelsesområde 2). Kartgrunnlag: www.skogoglandskap.no. Nedbørfeltgrenser: NVE-Atlas.

9.4 Kommentarer til gjeldende klausuleringsregler

Ad 1. Båtttrafikk

Greit som det står, bortsett fra at Nidaråens Fellesfløtningsforening er nedlagt, så dette punktet kan sløyfes. Som også Skjellanger og Vassdal (2001) har føyet til, bør motorstørrelsen begrenses til 5 hk, noe vi finner fornuftig for grunneiere og hytteiere, men de to vannverkene bør kunne bruke større motor ved sine vannprøvetakingstokt, da det ofte medfører flere mils kjøring. De bør imidlertid ha klare merker på båten sin slik at folk ser at det er vannverket som er ute i nødvendig ærend.

Det har vært ytret ønske om å tillate bruk av kano og kajakk, og mindre robåter, på Rore, da disse ikke forurenses. Vi finner ikke det fornuftig, da man lett kan få grupper (speidere, kameratgjenger, familier) som drar på kanotur, og som camper, slår leir for natten, bader, har fester, langs de ubebodde strendene og på de fine øyene i innsjøen. Det er sanitærutslipp fra slik båtbasert turisme som utgjør en helserisiko som kan oppstå hvis man løser opp for mye på båtbruken. Det er jo veldig mange andre vann, elver og skjærgård i området hvor man kan drive båtsport.

Ad 2 Bading.

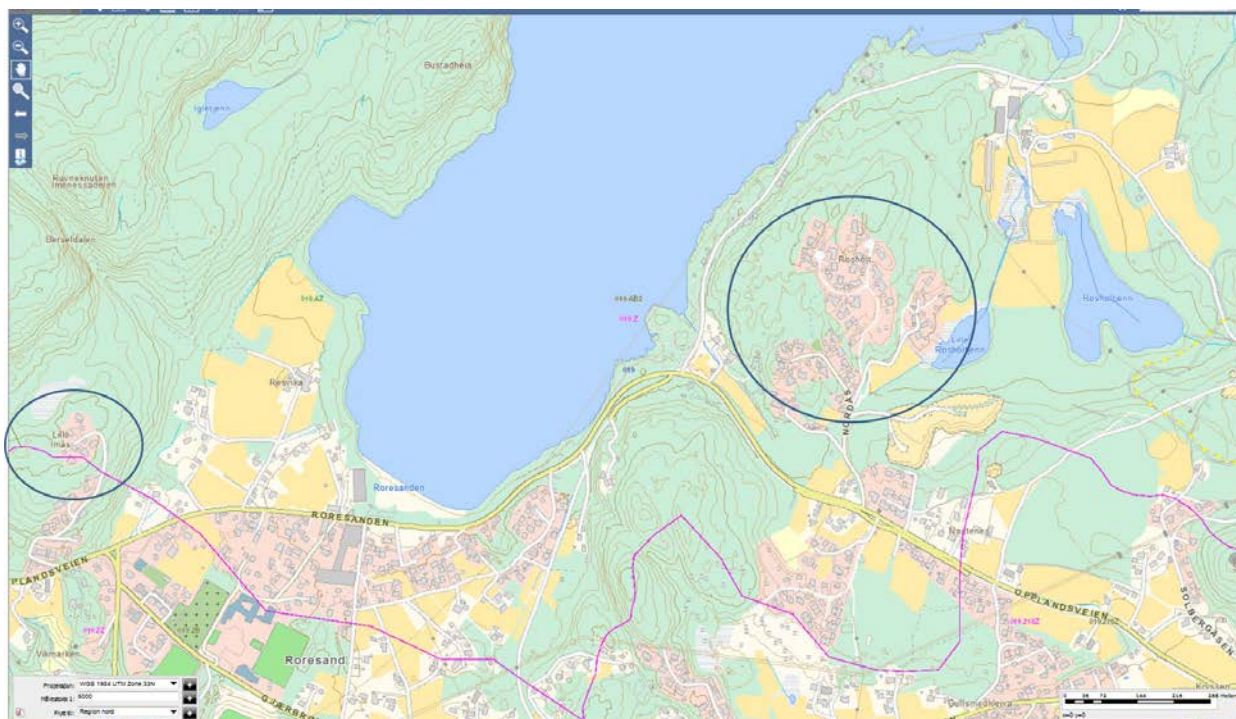
Her heter det at organisert bading, eller tilrettelegging for organisert bading, ikke er tillatt. Tilfeldig bading av enkeltpersoner her og der er imidlertid tillatt. Dette er et vanskelig punkt, særlig for Grimstad vannverk som ligger nærme den flotte og populære badestranden i innsjøens sydende, Roresanden. Dette er den eneste fine stranden langs Rore hvor det kan bli noe bading av omfang. Roresanden har imidlertid potensiale til å kunne bli en strand med tusenvis av besøkende på fine dager midtsommers. I perioder hvor det er mye maneter i sjøen kan det være nokså mange badegjester på Roresanden, til tross for den store plakaten som anmoder folk om å vise hensyn og helst ikke bade i byens drikkevann. Bading foregår normalt i månedene juni, juli og august. I disse månedene er innsjøen godt sjiktet, og simuleringene viste at selv om man bæsjet i vannet med mavesyke, så ville ikke vannverkene påvirkes av den vanlige tarmbakterien *E. coli* i denne perioden. Derimot hvis det samme skjedde i november, like før, eller i sirkulasjonsperioden, så kunne Grimstad vannverk påvirkes. Det samme gjelder under vårsirkulasjonen i april/mai. Da kan også vanninntaket til Grimstad vannverk påvirkes.

Hvis et badende barn med diaré av en virus eller parasitt med lang utdøingstid, fikk et «uhellsutslipp» viste simuleringene at det kunne tilføres drikkevannsinntakene i konsentrasjoner som kunne medføre at et signifikant antall abonnenter ble syke hvis det samtidig var svikt i vannbehandlingen. Dette tilsier at man ikke bør tillate bading i Rore. Dessuten er dagens «ulne» regel på dette punktet vanskelig å håndheve, og bading foregår på Rorestranden i nokså stor stil. Plakaten om henstilling til ikke å bade virker ikke særlig dempende på badingen.

Vi foreslår at det blir forbudt å bade innenfor beskyttelsessone 1. Det er drikkevannsfaglig riktig, det er i tråd med beskyttelsesregler i andre drikkevannsinnsjøer av samme størrelse, det er en regel som ikke er til å misforstå, og som er lett å håndheve. Utenfor beskyttelsessone 1 behøver det ikke være noen spesielle regler for bading.

Ad. 3. Bygging

I gjeldende regler er det lov å bygge i hele nedbørfeltet bare avløpet er koplet til godkjent renseanordning. Kun i det nærmeste hundremeters beltet rundt selve Rore er det forbudt, selv helt forbudt synes det ikke å være der heller, etter de gjeldende regler. Det er blitt bygd et 50 talls hus innenfor lokalefeltet til Rore etter at klausuleringene ble innført i 1971 (**Figur 9.3**), og det har ikke vært praktisert strengere regler enn det som man må ha gjort i hele landet, dvs. det som hjemles i forurensningsloven. I den senere tiden har man blitt noe mer tilbakeholdende som følge av kommunelegens, mattilsynets og vannverkens bekymring.



Figur 9.3. Det er bygget en 40-50 talls nye boliger (blå sirkel) i den søndre delen av Rorevannets lokale nedbørfelt (rosa linje) i tiden etter klausuleringene trådte i kraft i 1971. Men ingen nærmere enn 100 m, som var sikringsgrensen som ble satt den gang. Kartgrunnlag: NVE-Atlas.

Byggingen har medført at det i dag går kloakksamledninger innen det lokale nedbørfeltet, som vil renne direkte til Rore hvis det skjer ledningsbrudd. Det er lokalisert pumpestasjoner innen det lokale feltet, riktignok med stor pumpesump som fungerer som kloakklager hvis selve pumpen ryker, noe som faktisk skjedde ved Roresanden pumpestasjon den dagen vi var ute og tok prøver 21. mai 2013, og det var nødvendig å sette inn reservepumpe, se **Figur 9.4**.



Figur 9.4 Pumpestopp og innsetting av reservepumpe ved Roresanden kloakkpumpestasjon 21.05.2013, en operasjon som vanligvis går nokså raskt. Kort avstand ned til Rore i bakgrunnen. Foto: Dag Berge.

Ledningsbrudd og uhell på pumpestasjonene, kan hende i sirkulasjonsperiodene. Det er gjerne vår og høst at slikt har tendens til å skje da stor avrenning (nedbør og snøsmelting) gir økt mengde villvann inn på nettet (lekkasjer, overløp) og fare for setningsskader og flombrudd i ledningsnettet. Slike ledninger og pumpestasjoner i lokalfeltet med transport av råkloakk, utgjør en risiko for vannforsyningen fra Rore hvis det skjer uhell i sirkulasjonsperiodene, eller nær disse da det er dyptliggende termoklin (sprangsjikt). Disse bør ha dobbel sikring, nærmest av typen «rør i rør» som man nå anlegger vannledningene i nye hus for å unngå vannskader i bygningene. Lekkasje/brudd fra slike ledninger og pumpestasjoner er en mye større trussel enn f.eks. bading.

Simuleringene av ledningsbrudd viste at patogener kunne tilføres vanninntakene i konsentrasjoner som kan gi signifikante sykdomsutbrudd ved svikt i vannbehandlingen.

Etter de gamle klausuleringsreglene er det også lov å bygge hytter (punkt 4) innenfor Rores lokale nedbørfelt, bare du er utenfor 100 m sonen. Det er også lov å oppføre bygninger til landbruksformål, inkludert kårboliger og nye våningshus.

Vi foreslår at det innføres generelt byggeforbud innenfor beskyttelsessone 1, og at eksisterende kloakkledningsnett og pumpestasjoner sikres slik at ingen direkte utslipp til Rore er mulig. Sanitæravløp fra spredt bebyggelse koples fortrinnsvis til kommunalt ledningsnett, eller utbedres til standard som ble installert på det nye skytehuset ved Grimstad skytebane ved Imenestjønnna, dvs. med tett tank for svartvannet med tømning, og at gråvannet be-

handles i godkjent gråvannrenseanlegg (f.eks. biofilter/infiltrasjon). Eksisterende hytter uten innlagt vann må ha enten gammeldags utedo, biodo, forbrenningstoalett, dvs. anlegg som ikke medfører utslipp til vann. Bygninger som ikke medfører utslipp, f.eks. garasje, lager/bod, som ikke senere kan omdisponeres til bolig, kan godkjennes i visse tilfeller etter søknad. Gjenoppbygging etter brann, kan godkjennes i visse tilfelle, men må omsøkes.

I feltet oppstrøms beskyttelsessone 1, kan man tillate en moderat utbygging av hus og hytter forutsatt at kloakken tas hånd etter gjeldende forskrifter i forurensningsforskriftens kapittel 12 (utslipp til følsomt område). Store utbygginger, etablering av hyttefelter, boligfelter, hoteller, campingplasser, industripreget husdyrhold, etc. må ikke tillates i nedbørfeltet.

Jordbruk i Rorevannets lokale nedbørfelt

Utenom det som sies om kloakkutslipp og priveter fra jordbruksbebyggelsen, er det ikke noen restriksjoner på jordbruket i «det totale nedbørfeltet» som det kalles i de gjeldende klausuleringsbestemmelsene.

Vi mener at det bør være forbud mot husdyrhold i Rores lokale nedbørfelt. Ellers synes det ikke å være nødvendig med noe generelt forbud mot husdyrhold lenger opp i nedbørfeltet. Det er såpass små landbruksarealer at kravet til spredningsareal vil begrense dette uansett.

Hestehold

Dagens begrensede hestetrafikk langs den gamle jernbanelinjen langs Rore (10 hester, en treningsturer per dag) utgjør neppe noen reell fare for drikkevannsforsyningen fra Rore. Vi vil derimot ikke tilråde at det blir lov å stalle opp hest i det lokale nedbørfeltet til Rore. Det bør imidlertid være lov å ferdes med hest på offentlig vei i det lokale nedbørfeltet (fortsatt godkjent kjøretøy i veitrafikkloven), men ikke utenfor veiene og ned mot vannet. Lenger opp i nedbørfeltet behøver det ikke være noen spesielle regler for hestebruk og hestehold.

Søppelfyllinger, kjemikalier, etc.

Søppelfyllinger, lagring av kjemikalier, etc. omtales ikke i de gamle klausuleringsreglene så vidt vi har greid å finne ut. Det har vært en del lagring av tønner i grustaket ved Rosholt-tjønna/Naudnes (se f.eks. Grimstad Adresse Tidende, publisert 05.01.2012), som har vært diskutert fra tid til annen i avisen, se **Figur 9.5**. Det bør være spesielt strenge regler for lagring av kjemikalier i det lokale nedbørfeltet til Rore, og dette må inn noe om det i de nye beskyttelsesreglene. Også større lagring av naturlige masser, som jord, sprengstein, etc. må omsøkes innen det lokale nedbørfeltet til Rore.



Figur 9.5 Lagring av kjemikalietønner i grustaket ved Rosholt/Naudnes. www.statkart.no.

Forurensning fra Nidelva

Det har vist seg at inntrenging av vann fra Nidelva er en trussel som er like stor som kloakk-anleggene i sydenden av Rore, kanskje ennå større, i og med de forventede klimaendringene tatt i betraktning.

Dette er utenfor det geografiske området som omfattes av dagens klausuleringsregler og er heller ikke nevnt i disse. Ikke desto mindre er det en reell risikofaktor som må reduseres i og med at det er en såpass stor befolkning som forsynes fra Rore. Man må regne med at området som bidrar med forurensning (influensområdet) strekker seg til oppstrøms Blakstad.

Man kan redusere denne trusselen på 3 måter:

1. Desinfeksjon av avløpet fra renseanlegget fra Blakstad/neset, samt oppgradering av spredte avløp i området fra Blakstad og forbi innløpet til Bjorsund med tett tank for svartvann og gråvannet behandles i godkjente gråvannsanlegg basert på biofilter og infiltrasjon.
2. Gjøre tiltak for å hindre innstrømning av vann fra Nidelva.
3. Øke sikkerheten på renseanleggene i Rore ytterligere.

Hva man skal satse på vil antakelig være et økonomisk spørsmål for de to vannverkene.

Ad. Punkt 1.

Slik vi tolker forslag til tiltaksplan for Nidelva som skal inn i vannforvaltningsplanen (etter vannforskriften), har man kommet til at det ikke er behov for ytterligere rensetiltak langs Nidelva av hensyn til økologiske forhold i elva. Den spredte bebyggelsen langs elva har for det meste vannforsyning fra elva. Til den delen de drikker, anvender de enkle filtre av ulike

slag (Rune Furre, lokal beboer, pers. med.), men til den resterende vannforsyningen brukes Nidelva som den er. Det skal ikke være noe mer problemer med mageonde etc. her enn ellers hos de med offentlig vannforsyning. Dette er en liten befolkning (anslagsvis 200 personer), noe som gjør at man kan leve med denne usikre vannkvaliteten.

Det vil si at de ekstra rensekravene i pkt. 1, trolig vil måtte finansieres helt eller delvis av vannverkene i Rore.

Ad. Punkt 2.

Hvis man ser på Rore og Syndle ut i fra Agder Energi sitt ståsted, så fungerer Rore og Syndle i dag som et fordrøyningsbasseng for små og store flommer i Nidelva. Det fordrøyer flomvann som de ellers ville ha måttet slippe forbi dammen. Dette gjør at en større del av vannføringen kan nyttes til kraftproduksjon.

Hvis man gjør tiltak som reduserer kraftproduksjonen, vil trolig kraftselskapet ha kompensert for krafttapet. Dette er noe som drikkevannsleverandører gjør mange steder i landet, og det er normalt ikke noe som bidrar til å øke vannavgiften mye. Men selve tiltakene, vil kunne koste nokså mye. Trolig vil vannverkene måtte bekoste det meste av dette siden det er betinget ut i fra vannforsyningssynspunkt.

Tiltakene kan imidlertid gjøre etappevis, og deres effekt vurderes etter hvert. Å bredde ut løpene i de trange flaskehalsene mellom øyene ved Kroken vil være begynnelsen. Dette vil ikke senke normalvannstanden, men hindre oppstuing ved økende vannføring, og dermed redusere innstrømming i Rore.

Ad. Punkt 3.

I dag har man både ved Arendalvannverket og Grimstadvannverket, to barrierer for bakterier og parasitter, men bare 1 for visse virus. Man bør f.eks. da bygge ut klorering (gjøre de gamle kloreringsanleggene aktive) i tillegg til UV på desinfeksjonssiden. Men man må gjøre driftssikkerheten ved vannverkene så gode at det nærmest er utenkelig at det blir «svikt i vannbehandlingen», bl.a. gjennom å få på plass tilstrekkelig reserve vannforsyning for begge byene, noe man i dag mangler i stor grad.

9.5 Forslag til nye beskyttelsesregler

1 Bruk av båt

Innenfor beskyttelsesområde 1 er det kun grunneiere (inkludert hytteeiere) som har lov til å benytte båt til nødvendig transport, dvs. transport som ikke lett kan foretas langs veg. Det er ikke lov å bruke båt til rekreasjonsøyemed, eller fritidsfiske. Det er ikke lov å bruke større motor enn 5 hk. Vannverkene kan imidlertid bruke større motor til sin vannprøvetaking, men da skal disse båtene skal være tydelig merket.

Utenfor beskyttelsesområde 1 er det ingen spesielle regler for bruk av båt.

2 Bading

Det er forbudt å bade innenfor beskyttelsessone 1. Utenfor beskyttelsesområde 1 er det ingen spesielle regler for bading.

3 Bebyggelse, avløp og bygging

Det er generelt byggeforbud innenfor beskyttelsessone 1. Eksisterende kommunale kloakkledningsnett og pumpestasjoner sikres med «rør i rør, alarm etc.» slik at ingen direkte utslipp til Rore er mulig. Sanitæravløp fra spredt bebyggelse koples fortrinnsvis til kommunalt ledningsnett, eller utbedres med tett tank for svartvannet med kommunal tømning (eller tilsvarende), samt at gråvannet behandles i godkjent gråvannrensaneanlegg (f.eks. biofilter/-infiltrasjon). Eksisterende hytter uten innlagt vann må ha enten gammeldags utedo, biodo uten utslipp, eller forbrenningstoalett. Bygging av hus som ikke medfører utslipp, f.eks. garasje, lager/bod, som ikke senere kan omdisponeres til bolig, kan godkjennes i visse tilfeller etter søknad. Gjenoppbygging etter brann, kan godkjennes i visse tilfelle, men må om-søkes.

I feltet oppstrøms beskyttelsessone 1 (dvs. i beskyttelsessone 2), kan man tillate en moderat utbygging forutsatt at kloakken tas hånd etter gjeldende forskrifter i forurensningsforskriftens kapittel 12 (utslipp til følsomt område). Eksisterende overnattingssteder og serveringssteder i denne delen av nedbørfeltet kan fortsette sin drift i sitt nåværende omfang. Store utbygginger, etablering av hyttefelter, boligfelter, hoteller, campingplasser, industripreget husdyrhold, etc. må ikke tillates i nedbørfeltet.

4 Landbruksvirksomhet

4.1 Husdyrhold

Det tillates ikke husdyrhold innenfor sikringssone 1 utover det omfang som er per 01.06. 2014, dvs. 16 storfe ved Gurebo. Det tillates heller ikke å leie ut beite til besetninger utenfra, og normalt heller ikke oppstalling av hest³ som ikke bevislig benyttes til selve jordbruksdriften. I nedbørfeltet utenfor sikringssone 1 er det ingen spesielle regler for husdyrhold utover det som reguleres av landbrukets forskrifter. All gjødse lagring må skje i tette gjødse lagre etter gjeldende forskrifter i landbruket.

4.2 Dyrking av jord

Vanlig dyrking av jord, inkludert normal bruk av kunstgjødse og plantevernmidler, er tillatt i hele nedbørfeltet. Innen sikringssone 1 er det imidlertid ikke lov å hente inn naturgjødse (blautgjødse) til storstilt arealgjødsling. Unntak er bruk av tørket hønse gjødse, moden kukompost, ol i gartner/planteskole sammenheng, eller ved planting i privat hage.

4.2 Hogst og skogsdrift

Vanlig hogst og skogsdrift er lov i hele nedbørfeltet. Innen sikringssone 1 må skogsbilveger bommes, og kun næringsmessig bruk av bil/traktor/motorsykel/ATV må tillates.

5 Fiske

Kun grunneiere har lov til å drive garnfiske, og annet fiske fra båt innen sikringssone 1. Fritidsfiske med stang fra land er tillatt. Utenfor sikringssone 1 er det ikke behov for noen spesielle regler for fiske.

6 Industri og næringsvirksomhet

Innen sikringssone 1 er det ikke lov å opprette ny industri eller næringsvirksomhet utover det som eksisterer per 01.06.2014.

I nedbørfeltet utenfor sikringssone 1 kan man tillate etablering av nye bedrifter som ikke medfører store utslipp. Store utbygginger, særlig av virksomhet der vannutslipp inngår i prosessen, etablering av hyttefelter, hoteller, campingplasser, industripreget husdyrhold, etc. må ikke tillates i nedbørfeltet.

7 Sport og friluftsliv

Med unntak av fiske- båtsport- og badeforbud i sikringssone 1, er det ikke noen restriksjoner på uorganisert sport og friluftsliv i nedbørfeltet. Innen sikringssone 1 er det imidlertid ikke å arrangere store stevner som tiltrekker seg mye folk. Unntak er skytebanen ved Imenestjønna der man har ordnede forhold for sanitæravløp (tett tank med bortkjøring). Trening i lysløypa

³ Unntatt de som har spesifikk tillatelse gitt av kommunen før 1. juni 2014.

ved Rosholt, samt mindre skirenn i denne, er tillatt. Større arrangementer må omsøkes kommunen og Mattilsynet. Det er ikke lov å telte i beskyttelsessone 1. Motorferdsel på isen er ikke tillatt. Utenfor sikringssone 1 er det ikke behov for noen bestemte regler.

8 Hestesport og hundesport

Hestehold i dag er vesentlig privat og ikke knyttet til næringsvirksomhet i landbruket slik som før. Det nevnes derfor som eget punkt.

Innenfor sikringssone 1 er det ikke tillatt å stalle opp hester, eller å drive kennel med mer enn 5 hunder. Det er lov å bruke hest som framkomstmiddel på offentlig veg (godkjent kjøretøy etter vegtrafikkloven), men ikke i utmark og ned mot vannet. Dagens begrensede bruk av den kommunale veien (gamle jernbanelinja) langs sør-østsiden av Rore (ca. 10 hesteturer per dag), kan fortsette. Det samme gjelder å gå tur med hund i bånd. Både hund og hest må ikke få lov til å gå ned i selve Rore.

Det er ikke lov å anlegge rideløyper/stier i sikringssone 1, eller å arrangere organisert ride-turer, travløp, eller liknende.

I sikringssone 2 er det ikke behov for noen bestemte regler for heste- og hundehold.

9 Lagring av kjemiske stoffer

Lagring av olje og kjemiske stoffer innen sikringssone 1 må gjøres slik at ikke noe renner ut om en tank/kontainer springer lekk. Store tanker må stå i tett, sementert rom med terskelhøyde høy nok til å romme hele volumet som kan frigjøres hvis en tank springer lekk. Mindre kanner med gift/plantevernmidler må også lagres innenfor tett betongterskel, slik at det ikke oppstår konsentrert utslipp ved f.eks. brann, da plastkanner lett vil smelte.

Utenfor sikringssone 1 trengs ingen ekstraordinære regler enn det som finnes i gjeldende forskrifter.

10 Avfallsplasser/fyllinger

Innenfor sikringssone 1 er det ikke lov å ha noen form for utendørs søppelfyllinger / avfalls-plasser, selv om lagringen er midlertidig. Det gjelder også hensetting av gamle biler og traktorer/skurtreskere/gravemaskiner. All slik lagring må foregå innendørs på en slik måte at det ikke kan medføre forurensning. Lagring av ikke-forurensende masser som som stein og jord/fyllmasse, kan lagres i visse tilfelle, men må omsøkes i hvert enkelt tilfelle.

Utenfor sikringssone 1 er det ikke behov for spesielle regler utover de som er regulert i gjeldende forskrifter.

11 Potensielle beskyttelsestiltak for å hindre forurensning fra Nidelva

Foreløpig er det ikke fornuftig å erverve noen spesielle rettigheter for vannverkene som kan gi pålegg til grunneiere og rettighetshavere langs Nidelva før man har utredet mulighetene for å hindre innstrømning av vann fra Nidelva.

Det som kan være aktuelt, er desinfisering av renseanleggsavløp fra Blakstad/Neset, samt oppgradering av spredte avløp i området fra Blakstad og forbi innløpet til Bjorsund med tett tank for svartvann og gråvannet behandles i godkjente gråvannsanlegg basert på biofilter og infiltrasjon.

Et alternativt tiltak kan være å innføre et varslingsystem for innstrømning av Nidelvavann, som kan trigge igangsetting av kloreringsanlegg ved Arendal og Grimstad vannbehandlingsanlegg. Dette må også vurderes, for man tar noen avgjørelse på dette punktet, se siste avsnitt (kursivdelen) i kapittel 9.4.

10 Litteratur

- 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.
- 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.
- Berge D., Tryland I, Tjomsland, Røstum J og Eikebrokk (2014). "Analyse av Rorevann og nedbørfelt". Hovedrapport fra ROS- prosjektet for vannforsyning for Arendal og Grimstad
- Berge, D. 2012. ROS-analyse av jordbruk som potensiell kilde til fremtidig eutrofipoblemer i Birkelandsvatn i Bjerkreimsvassdraget i Rogaland., NIVA-rapport Lnr. 6301-2012, 86 sider.
- Berge, D. og T. Källqvist 1990. En enkel undersøkelse av utslipp fra tømmervanning., NIVA-rapport OR-2474.
- Berge, D. og T. Traaen, 1985: Forrestry and Water Pollution, a problem analysis., NIVA-report, O-84117, 44 pages
- Berge, D., 2011. Overvåking av Farrisvannet med tilløp fra 1958-2010. NIVA-rapport Lnr. 6175-2011. 32 sider.
- Berge, D., I. Tryland, T. Tjomsland, L.J. Hem, og J. Røstum, 2011. ROS Maridalen – Oset. Forurensningsanalyse av Maridalsvannet med nedbørfelt, hygieniske barrierer ved Oset vannbehandlingsanlegg, og beskyttelsestiltak i nedbørfeltet. NIVA-SINTEF Lnr. 6221-2011, 151 sider.
- Bjerknes, V. 1996. Oksygenmålinger ved lufting av Lønnestjern ved Bergen Lufthavn, Flesland, høsten 1996., NIVA-rapport Lnr. 3588, 12 sider.
- Bjerknes, V. 1998. Overvåking av Lønnestjern ved Bergen Lufthavn, Flesland 1997-98., NIVA-rapport Lnr. 3977., 23 sider.
- Bjørknes, A. 1985. Rygene kraftverk. Vannstandsøkning ovenfor Rygene dam. Resultater fra forsøk i 1985, 21 sider., Arendalsvassdragets brukseierforening.
- Bjørknes, A. og N. Valland 1989. Hydrologi og miljø i nedre del av Nidelva. Utkast til sammendragsrapport om undersøkelsene av inn- og utstrømningene av Nidelvavann i Rore., Fylkesmannens miljøvern avdeling, Arendalsvassdragets brukseierforening., 12 sider.

- Børresen, J.A., 1993: Olje på havet. ISBN 82-417-0282-5, Ad Notam Gyldendal AS.
- 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.
- 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.
- Dagestad, K., Holtan, H., og Berglind, L. 1994. Løkluktproblemet ved Oslo Lufthavn, Fornebu, Miljøtekniske undersøkelser, fase 1 og forslag til fase 2. NIVA-rapport Lnr. 3095., 40 sider.
- Dillon, J.P., and F.H. Riegler 1974: The phosphorus - chlorophyll relationship in lakes. Limnol. Oceanogr. vol. 19(5), pp. 767-773.
- 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.
- Drikkevannsforskriften 2002. FOR 2001-12-04 nr 1372: Forskrift om vannforsyning og drikkevann (Drikkevannsforskriften).
- Eikebrokk, B., Seim, A. Aasen, A. and Sekse, M. (2010). Optimization of enhanced coagulation facilities in Bergen, Norway. Paper presented at the IWA World Water Congress and Exhibition, Montreal Canada, Sep 19-24, 2010
- Eikebrokk, B., Gjerstad, K.O., Hindal, S., Johanson, G., Røstum, J. og Rytter, E. (2006). Giardia-utbruddet i Bergen. Rapport fra det eksterne evalueringsutvalget. http://www.sintef.no/upload/teknologi_og_samfunn/sikkerhet%20og%20p%C3%A5litelighet/rapporter/sluttrapporten%20giardia.pdf
- 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.
- EUs drikkevannsdirektiv: Council directive 98/83/EC on the quality of water intended for human consumption. Brussels, 3 November 1998.
- Farnleitner, A.H., Ryzinska-Paier, G., Reischer, G.H., Burtscher, M.M., Knetsch, S., Kirschner, A.K.T., Dirnböck, T., Kuschig, G., March, R.L. and Sommer, R. (2010). *Escherichia coli* and enterococci are sensitive and reliable indicators for human, livestock and wildlife faecal pollution in alpine mountainous water resources. *Journal of Applied Microbiology* **109**, 1599-1608.
- Ferguson, C. M. Croke, B.F.W., Beatson, P.J., Ashbolt, N.J., and D. A. Deere, 2007. Development of a process-based model to predict pathogen budgets for the Sydney drinking water catchment., *Journal of Water and Health*, 2., pp. 187-208.

- 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.
- Folkehelse instituttet i 2009: Drikkevannsforsyningens ABC. (www.fhi.no),
- Folkehelseinstituttets hjemmesider, Planlegging og Drift av UV-anlegg., <http://www.fhi.no/artikler?id=61727>)
- 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.
- Gismervik, K., A. K. Kind, Y. Wasteson og Ø. Østenvik, 2009: Hest som smittereservoar for *Campylobacter* spp., *Cryptosporidium parvum* og *Giardia intestinalis*., *Norsk Veterinærtridsskrift*, No. 4, 2009, pp. 331-338.
- Gjødsselforskriften 2003. Forskrift om gjødsevarer mv. av organisk opphav. FOR 2003-07-04 nr 951. www.lovdata.no. 19 sider.
- 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.
- Grande, M., Berglind, L., Holtan, G., og Walday, M. 1990. PAH-forurensning fra flytrafikken på Fornebu mai-desember 1989., NIVA-rapport Lnr. 2461., 41 sider.
- Green, J., and Trett, M. W. 1989. The fate and effects of oil in freshwater., ISBN 1-85166-318-5., Elsevier Science Publishers LTD.
- Hamnes, I.S., Gjerde, B.K., Robertson, L.J. (2007). A longitudinal study on the occurrence of *Cryptosporidium* and *Giardia* in dogs during their first year of life. *Acta Veterinaria Scandinavica* **49**. 22.
- 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. J. 2000: Langsiktig økning i fargetallet i Farris - årsaker og mulige tiltak. Rapport fra Aquateam - Norsk vannteknologisk senter A/S, Rapport nr 00-001, Prosjekt nr O-99093, 19 sider.
- Hindar, A. og E. Lindstrøm, 1989. Vannkvalitet og næringssalttilførsler i Nidelva, Aust-Agder. Konsekvenser av manøvreringen av Rygene dam for drikkevannskvaliteten i innsjøen Rore., NIVA-rapport Lnr. 2248, 80 sider.
- Hipsey, 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.

- Holtan, H. 1965. Vannforsyning til Arendalsregionen. En fysisk-kjemisk, biologisk og bakteriologisk undersøkelse., NIVA-rapport O-6/64, 35 sider pluss vedlegg.
- Holtan, H. 1996. Befaring og undersøkelse av Lønningstjern med tilløp/avløp ved Bergen Lufthavn, Flesland., NIVA-rapport Lnr. 3529., 19 sider.
- Hongve, D., S. Håland, G. Riise og S. Fauskrud, 2011. Årsaker til økende farge på vann i overflatevannkilder. Vann nr. 4, 2011, side 453-462.
- 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.
- 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.
- Klassifisering av miljøtilstanden i vann – Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Veileder 01:2009. 3.juli 2009. http://www.vannportalen.no/Klassifiseringsveilederen_ny_profil_netts_red_FcG5_S.pdf.file
- 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.
- Larsen, D.P., and H.T. Mercier, 1976: Phosphorus retention capacity of lakes., *J. Fish. Res. Board Can.*, 33(8):1742-1750.
- 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*. 24, 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 næringssalter og tarmbakterier med måker til Maridalsvatnet. NIVA-rapport. F.81424.
- Liltved, H., R. Wright og E. Gjessing 2001: Kartlegging av fargeøkning i norsk overflatevann og mulige årsaker. Vann nr 1 2001, side 70-77.
- Løgren, S., T. Andersen, and M. Forsius 2003. Vannfarge. Klima-indusert økning i vannfarge og humusinnhold i nordiske elver og innsjøer., Rapport fra Nordisk minister-råd, 12 sider.
- Løsnesløyken, Å. 2013. Referat fra møte om hestetrase, 25.04.2013., Grimstad kommune.
- Martyn, C., Osmond C, Edwardson J, Barker D, Harris E, and Lacey R, 1989: Geographical relation between Alzheimers disease and aluminium in drinking water., *Lancet* 1989, pp 59-62.

- Mattilsynet (2005): Veileder til drikkevannsforskriften. Revidert utgave i 2005. http://www.mat-tilsynet.no/-mat-til-synet/multi-media/archive/00017/Drikkevannsforskrift_1_7819a.pdf.
- 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 vattnens 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.
- Nydam, D.V., Wade, S.E., Schaaf, S.L. and Mohammed, H.O. (2001). *Cryptosporidium parvum* oocysts or *Giardia* spp cysts shed by dairy calves after natural infection. *American Journal of Veterinary Research* **62**. 1612-1615.
- 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.
- Regionplan for landbruk i Rogaland 2011. Rogaland Fylkeskommune juni 2011, 98 sider
- Robertson, LJ and Gjerde B. (2006). Fate of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts in the Norwegian aquatic environment over winter. *Microbial Ecology*. 52, 597-602.
- Rognerud, S., D. Berge og M. Johannessen 1979. Telemarkvassdraget – hovedrapport fra undersøkelsene i perioden 1975-1979., NIVA-rapport O-70112.
- Rosado, R.C., Tryland, I., Myrmel, M., Aanes, K.J. and Robertson, L. (2014). Detection of microbial pathogens and indicators in sewage effluent and raw water during temporary interruption of a wastewater treatment plant. *Accepted for publication in Water Quality, Exposure and Health*.
- Sættem, L. 1984 a. Tilslamming av Nidelva og Rore på grunn av kanaliseringsarbeider ved utvidelse av Evenstad kraftstasjon i 1983. Rapport nr. 1: Fysiske, kjemiske og bakteriologiske forhold i tidsrommet 10. juli til 5. desember., Rapport fra Fylkesmannen i Aust-Agder, Miljøvern avdelingen, 71. sider.
- Sakamoto, M. 1966. Primary production by phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence on lake depth., *Arch. Hydrobiol*. 62:1-28.
- SFT 1997. Miljømål for vannforekomstene, sammenhenger mellom utslipp og virkning., Veiledning 95:01., SFT-rapport TA 1138., 50 sider.
- SFT 1997a. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann., SFT-veiledning 97:04., 31 sider.

- SFT 1997b. Veiledning 95:01. Miljømål for vannforekomstene. Sammenhenger mellom utslipp og virkning., SFT-TA1138/1995, 50 sider.
- SFT Veileder 95:02. Tilførselsberegninger. SFT-rapport TA-1139/1995, 52 pp.
- 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.
- Skjellanger, R. og S. S. Vassdal (2001). Nedslagsfeltet til Rorevann. Studentprosjekt for Grimstad kommune, Rapport Høyskolen i Agder, Grimstad.
- 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.
- 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.
- Thebault mfl., 2013
- Thebault, A., Teunis, P.F.M, Pendu, J.L., Le Guyader, F.S and Denis, J-B. (2013). Infectivity of GI and GII noroviruses established from oyster related outbreaks. *Epidemics* **5** (2). 98-110.
- Tjomsland, T., I. Tryland og Venkat Kolluru 2010: Birkelandsvatn som ny drikkevannskilde. Plassering av vanninntak og vurdering av forurensningspåvirkninger ved bruk av matematisk strøm- og spredningsmodell., NIVA-rapport Lnr. 6028-2010., 66 sider
- Traaen, T., 2000: Undersøkelse av oljeforurensning fra tankbilvelt ved Gjersjøen., NIVA-brev J.nr. 217/00 (dato 26.01.2000)., 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.
- Vaskinn, K. A. 1989. Nedre Nidelva. Hydrologiske og hydrauliske forhold. Rapport STF 60 A89043, Norsk Hydroteknisk Laboratorium, Trondheim., 67 sider, pluss vedlegg.
- 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.

- VKM (2009a). Risikovurdering av helsefare ved spredning av gylle. Uttalelse fra Faggruppe for hygiene og smittestoffer i Vitenskapskomiteen for mattrygghet. ISBN: 978-82-8082-340-3, 38 sider
- Vollenweider R. 1976. Advance in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 33: 53-83.
- Westlie, L. (1999). Nye rensemetoder for et "harmløst" gråvann fra hytter og boliger. Vann. 1B, 286-294.
- WHO (2011). Guidelines for drinking water treatment. Fourth edition. Chapter 7: Microbial aspects. World Health Organisation.. ISBN: 978 92 4 154815
1. http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/2011/dwg_guidelines/en/
- WHO 2004. Guidelines for Drinking –water quality, 3. Edition., Volume 1
Recommendationss., Chapter 7., Microbial aspects.
- WHO, 2011
- Wright, R. F., Ø. Kaste, K. Austnes, L.B. Skancke, 2011. Vurdering av utvikling av fargetall og TOC i Birkelandsvatn, Rogaland., NIVA-rapport Lnr. 6241-2011, 37 sider.
- 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.

11 Primærdata

Tabell 11.1. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Røe 2013.

Verdier gitt i mm³/m³ (=mg/m³ våtvekt)

	Dato	22.05	11.06	03.07	14.08	11.09	30.10
	Dyp	0-8 m	0-8 m	0-8 m	0-8 m	0-8 m	0-8 m
Cyanophyceae (Blågrønnalger)							
Anathece clathrata		.	.	.	0.8	.	.
Merismopedia tenuissima		0.1	0.2	5.0	17.3	1.2	1.7
Sum - Blågrønnalger		0.1	0.2	5.0	18.1	1.2	1.7
Chlorophyceae (Grønnalger)							
Botryococcus braunii		.	.	1.0	1.0	0.7	0.8
Chlamydomonas sp. (l=10)		1.4	.	.	.	.	.
Chlamydomonas sp. (l=14)		0.7	0.7	.	.	.	.
Chlamydomonas sp. (l=6)		.	.	.	.	0.3	.
Chlamydomonas sp. (l=8)		2.4	4.4	1.1	0.8	1.2	0.4
Closterium acutum v. variabile		.	.	.	.	.	0.1
Crucigenia tetrapedia		.	.	.	.	0.1	.
Elakatothrix genevensis		.	.	.	0.6	.	.
Gyromitus cordiformis		.	.	.	0.3	.	.
Monoraphidium dybowskii		.	0.1	0.5	2.7	1.4	0.3
Monoraphidium griffithii		0.1	.	0.3	0.2	0.3	0.7
Octacanthium bifidum		.	0.6	.	.	.	0.3
Oocystis lacustris		0.7	.	1.2	.	.	.
Oocystis rhomboidea		.	2.4	3.2	0.8	0.5	0.2
Oocystis submarina		.	2.5	12.0	4.2	0.8	.
Paramastix conifera		0.6	.	.	.	.	0.2
Scenedesmus aculeolatus		.	0.0	.	.	.	.
Scenedesmus obliquus		.	0.0	.	.	.	.

Scourfieldia complanata	.	.	1.2	0.2	0.4	0.2
Ubest. kuleformet gr.alge (d=3)	.	.	0.3	3.4	1.0	0.5
Ubest. kuleformet gr.alge (d=5)	0.2	0.3	3.8	1.3	1.6	1.3
Sum - Grønnalger	6.0	11.0	24.5	15.6	8.1	5.0

Chrysophyceae (Gullalger)

Bicosoeca planctonica	.	.	.	.	.	0.3
Bitrichia chodatii	.	0.2	2.2	0.8	0.2	.
Chromulina sp.	8.9	13.3	12.1	6.8	11.3	2.1
Chromulina sp. (8 * 3)	0.3	1.3	.	0.2	0.8	0.3
Chrysidiastrium catenatum	.	.	.	1.7	.	.
Chrysolykos skujae	0.7	1.3	.	.	.	.
Craspedomonader	1.9	0.5	.	1.3	2.3	3.4
Dinobryon bavaricum	0.1	0.1	1.0	.	0.3	.
Dinobryon crenulatum	.	1.6	1.3	0.6	0.1	0.2
Dinobryon cylindricum	.	0.1	.	.	.	.
Dinobryon cylindricum v. palustre	.	.	0.0	.	.	.
Dinobryon hilliardii	.	0.1	0.1	0.2	.	.
Dinobryon sociale v. americanum	.	2.2	1.3	0.0	.	.
Dinobryon suecicum v. longispinum	0.4	.	.	.	.	.
Kephyrion boreale	.	0.7	1.0	.	1.4	.
Kephyrion sp.	0.1	.	.	.	.	.
Løse celler Dinobryon spp.	.	2.9	0.5	.	0.4	.
Mallomonas crassisquama	.	0.1	.	1.2	0.6	.
Mallomonas hamata	0.3	13.8	3.8	3.8	1.3	5.0
Mallomonas spp.	0.6	3.0	.	8.9	2.4	.
Ochromonas spp.	.	2.1	4.8	0.5	.	0.8
Pseudokephyrion alaskanum	.	0.4	.	.	.	.
Pseudopedinella sp.	0.7	5.4	7.9	2.1	1.1	.
Små chrysomonader (<7)	16.3	31.5	32.5	25.0	15.4	7.8
Spiniferomonas sp.	.	1.4	1.8	.	0.5	.
Store chrysomonader (>7)	5.2	6.5	3.5	3.9	2.6	2.6
Uroglenopsis americana	.	.	1.8	7.4	1.4	0.5
Sum - Gullalger	35.6	88.4	75.7	64.2	42.0	23.0

Bacillariophyceae (Kiselalger)

Cyclotella sp. (d=14-16 h=7-8)	.	.	.	0.1	.	.
Diatoma vulgare	.	0.3	.	.	.	.
Meridion circulare	0.2	.	.	.	.	.
Tabellaria flocculosa	.	0.2	.	.	.	.
Sum - Kiselalger	0.2	0.5	0.0	0.1	0.0	0.0

Cryptophyceae (Svelgflagellater)

Cryptomonas sp. (l=15-18)	0.8	2.8	1.2	0.4	0.4	0.8
Cryptomonas sp. (l=20-22)	1.0	1.0	3.8	2.9	1.9	3.8
Cryptomonas sp. (l=30-35)	.	.	.	.	.	0.3
Katablepharis ovalis	.	.	.	.	0.7	.
Telonema (Chryso2)	.	0.4	1.4	.	.	.
Sum - Svelgflagellater	1.8	4.1	6.5	3.3	3.0	4.9

Dinophyceae (Fureflagellater)

Amphidinium elenkinii	1.7	.	.	.	.	.
Ceratium carolinianum	.	.	.	3.0	.	.
Gymnodinium aeruginosum	.	.	2.6	.	.	.
Gymnodinium sp (l=12)	19.6	.	.	.	.	0.8
Gymnodinium sp. (9*7)	.	6.4	1.2	.	0.9	1.8
Gymnodinium sp. (l=14-16)	.	5.0	0.8	5.0	0.8	.
Gymnodinium sp. (l=20-22 b=17-20)	2.8	.	.	.	.	.
Gymnodinium sp. (l=30)	.	1.1	1.6	2.1	3.2	0.5
Peridinium umbonatum	1.4	2.7	0.5	10.9	2.7	1.4
Sum - Fureflagellater	25.5	15.3	6.7	21.1	7.7	4.5

Raphidophyceae (Nåleflagellater)

Gonyostomum semen	.	.	.	.	1.4	.
Sum - Nåleflagellater	0.0	0.0	0.0	0.0	1.4	0.0

Ubestemte taxa

My-alger	2.5	5.8	6.1	2.5	4.0	3.8
Ubest.fargel flagellat	1.5	0.2	1.6	2.0	0.8	1.6

Sum - Ubestemte tax	4.0	6.0	7.7	4.5	4.8	5.4
---------------------	-----	-----	-----	-----	-----	-----

Sum total :	73.1	125.5	126.1	126.8	68.2	44.5
-------------	------	-------	-------	-------	------	------
