



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Forurensingsanalyse av drikkevannskilden Jordalsvatnet med vanntilsigsområde

NIBIO RAPPORT | VOL. 4 | NR. 120 | 2018



Ståle Haaland, Marianne Bechmann, Bjørnar Eikebrokk, Fasil Ejigu Eregno, Inga Greipsland,
Arve Heistad, Adam Paruch, Lisa Paruch, Gunnhild Riise, Thomas Rohrlack,
Stein Turtumøygard

TITTEL/TITLE

Forurensingsanalyse av drikkevannskilden Jordalsvatnet med vanntilsigsområde

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Haaland S, Bechmann M, Eikebrokk B, Eregno FE, Greipsland I, Heistad A, Paruch A, Paruch L, Riise G, Rohrlack T, Turtumøygard S

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKTNR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
17.10.2018	4(120) 2018	Åpen	10880	17/02155
ISBN:	ISSN:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:	
978-82-17-02176-6	2464-1162	75	3	

OPPDRAAGSGIVER/EMPLOYER:

Bergen kommune

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Anna Karen Walde

STIKKORD/KEYWORDS:

Jordalsvatnet, forurensningsanalyse

Jordalsvatnet, pollution risk analysis

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Vannkvalitet, drikkevann

Water quality, drinking water supply

SAMMENDRAG/SUMMARY:

Denne rapporten er skrevet på oppdrag fra Bergen kommune i forbindelse med prosjektet «Forurensingsanalyse av drikkevannskilden Jordalsvatnet med vanntilsigsområde». Prosjektet er gjennomført i samarbeid mellom NIBIO, NMBU og SINTEF. Vi har sett på næringsstofftilførsler, algesammensetning, sykdomsfremkallende mikroorganismer, gjeldende restriksjoner og hygieniske barrierer. Hovedutfordringen antas å være økt algemengde og naturlig organisk materiale i råvannskilden, samt næringsstofftilførsler fra Indrevatnet. Det har av det blitt utarbeidet forslag til tiltak for å redusere tilførsler av fosfor fra nedbørfeltet til Indrevatnet. Vi anbefaler også at det gjøres en vurdering av fryse/tine effekter med hensyn til eventuelle lekkasjer fra avløpsledninger, samt en oppfølging av anbefalinger til utvidede klausuleringsbestemmelser som tidligere er gitt av Rådgivende Biologer AS.

This report is written on behalf of the municipality of Bergen in connection with the project «Pollution Analysis of the raw water source Jordalsvatnet and its catchment area». The project has been a collaboration between NIBIO, NMBU and SINTEF. We have looked into nutrient loads, algae composition, pathogenic microorganisms, current restrictions and hygienic barriers. The main challenge is assumed to be an increased algal load and also the input of natural organic matter, and also inputs of nutrients to Indrevatnet. It is hence proposed that measures be taken to reduce the input of phosphorus from the catchment of Indrevatnet. We also recommend an evaluation of freeze / thaw effects with regard to leaks from sewage pipelines, as well as a follow-up of recommendations regarding clauses as previously given by Rådgivende Biologer AS.

**NIBIO**NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

LAND/COUNTRY: Norge
FYLKE/COUNTY: Hordaland
KOMMUNE/MUNICIPALITY: Bergen
STED/LOKALITET: Jordalsvatnet vannbehandlingsanlegg

GODKJENT /APPROVED



EVA SKARBØVIK

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER



STÅLE HAALAND



Forord

Denne rapporten er skrevet på oppdrag fra Bergen kommune i forbindelse med prosjektet «Foruren- singsanalyse av drikkevannskilden Jordalsvatnet med vanntilsigsområde». Prosjektet er gjennomført i samarbeid mellom NIBIO, NMBU og SINTEF. NIBIO har hatt prosjekledertansvaret.

Prosjektet har i hovedsak bestått av fem deler:

1. Beregning av næringsstofftilførsler
2. Algesammensetning over tid
3. Sykdomsfremkallende mikroorganismer
4. Gjeldende restriksjoner ved Jordalsvatnet vannbehandlingsanlegg (VBA)
5. Vurdering av hygieniske barrierer ved Jordalsvatnet VBA

En rekke rapporter fra tidligere gjennomførte undersøkelser har blitt gjort tilgjengelig for oss av Bergen kommune. Det har i tillegg blitt innhentet data gjennom befarings i nedbørfeltet, uttak av sediment- kjerner fra innsjøene, bruk av modelleringsverktøy, samt kjemiske analyser.

Arbeidet med beregning av næringsstofftilførsler og tiltak har blitt utført av Marianne Bechmann, Inga Greipslund og Stein Turtumøygard, alle fra NIBIO. Robert Barneveld (NIBIO) har her bidratt med terrengeanalyser, og resultatene for næringsstofftilførsler har vært diskutert med og blitt kvalitetssikret av Anne Falk Øgaard (NIBIO). Vurdering av algesammensetning ved bruk av sedimentsøy- ler har blitt gjort av Thomas Rohrlack (NMBU), Gunnhild Riise (NMBU) og Ståle Haaland (NIBIO). Screening og vurderingen av sykdomsfremkallende faktorer har blitt utført av Adam Paruch (NIBIO), Lisa Paruch (NIBIO), Fasil Ejigu Eregno (NIBIO/NMBU) og Arve Heistad (NMBU). Bjørnar Eike- brokk (SINTEF) har vurdert gjeldende restriksjoner og hygieniske barrierer ved Jordalsvatnet VBA opp mot funnene i prosjektet. Våre kontaktpersoner i Bergen har vært Anna Karen Walde (Bergen kommune) og Annie Elisabeth Bjørklund (Bergen Vann). Det har vært en fornøyelse å få jobbe med dem. Kvalitetssikring av rapporten er utført i henhold til NIBIOs rutiner av Eva Skarbøvik (NIBIO).

Jeg vil få takke alle involverte for godt samarbeid!



Ståle Haaland, prosjektleder

Ås, 17.10.18

Innhold

1	Innledning.....	7
1.1	Nedbørfeltet til Jordalsvatnet.....	7
1.2	Jordalsvatnet.....	8
1.3	Gjeldende klausuleringsbestemmelser.....	9
1.4	Vannbehandlingsprosessen ved Jordalsvatnet VBA.....	9
2	Næringsstofftilførsler.....	10
2.1	Metoder.....	10
2.1.1	Befaring og spørreundersøkelse blant bøndene.....	11
2.1.2	Tilført fosfor og nitrogen via husdyrgjødsel.....	11
2.1.3	Fosfor- og nitrogenbalanser.....	11
2.1.4	Erosjonsrisiko.....	12
2.1.5	Terrenganalyse.....	12
2.1.6	Fosfor-indeks.....	14
2.1.7	Tilførsler fra avløp.....	15
2.2	Resultater.....	16
2.2.1	Oppsummering av jordbruksdrift i nedbørfeltet til Jordalsvatnet i 2017.....	16
2.2.2	Fosforstatus og fosforbalanse.....	17
2.2.3	Erosjonsrisiko.....	18
2.2.4	Terrenganalyse.....	18
2.2.5	Fosforindeks – Risikoområder for avrenning av fosfor.....	19
2.2.6	Nitrogenbalanse - Risikoområder for avrenning av nitrogen.....	20
2.2.7	Tilførsler fra avløp.....	21
3	Algemengde.....	23
3.1	Metode.....	23
3.1.1	Prøvetaking og analyse.....	24
3.2	Resultater.....	24
3.2.1	Dateringen av sedimentprøver.....	24
3.2.2	Algemengde og - sammensetning i Jordalsvatnet.....	27
3.2.3	Oksygenforhold i bunnvannet.....	29
4	Sykdomsfremkallende mikroorganismer.....	33
4.1	Introduksjon.....	33
4.1.1	Lekkasjer i avløpsnett og overløpsutslipp.....	33
4.1.2	Utslipp fra separate avløpsanlegg.....	34
4.1.3	Tilførsel fra husdyr og ville dyr.....	35
4.2	Kvantifisering av mikrobiell forurensning i Jordalsvatnets nedbørfelt.....	36
4.2.1	Konsentrasjon av mikrobielle patogener og indikatorbakterier i ulike kilder.....	36
4.2.2	Tetthet av dyr og gjødselproduksjon.....	38
4.2.3	Kildebudsjett for patogener i Jordalsvatnets nedbørfelt.....	39
4.2.4	Mikroorganismers transport og skjebne i nedbørfeltet og vannveiene.....	39
4.2.5	Nedbørfeltets karakteristika.....	40
4.2.6	Klimafaktorer.....	41
4.3	Mikrobiell kildeprosporing for å identifisere kildene til fekal forurensning.....	41
4.4	Epidemiologisk informasjon.....	43

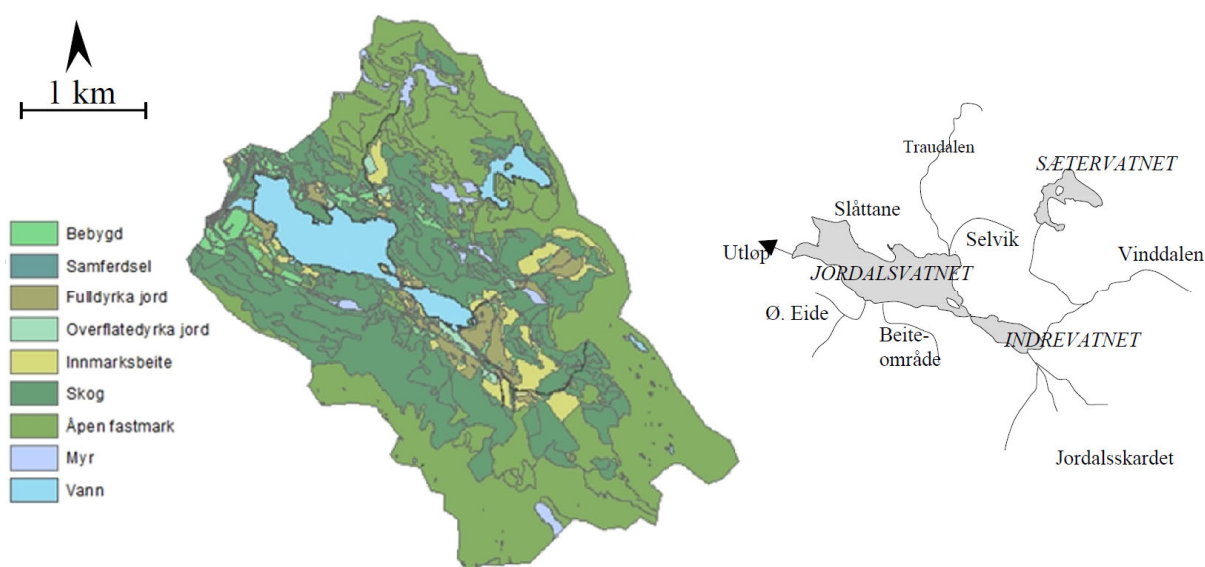
4.5	Kvantitativ mikrobiell risikovurdering (QMRA)	44
4.5.1	QMRA-inngangsdata	44
4.5.2	Risikoberegning inngangsdata	45
4.5.3	Risikokarakterisering	52
5	Vurdering av gjeldende restriksjoner	53
5.1	Behov for beskyttelsestiltak og klausulering av drikkevannskilder	53
5.2	Jordalsvatnets nedbørfelt	53
5.3	Restriksjoner og klausuleringer	54
5.3.1	Rådgivende Biologers vurderinger	54
5.4	Våre vurderinger	58
6	Vurdering av hygieniske barrierer	60
6.1	Koaguleringsbarrierer	61
6.1.1	Prosessbetingelser, vannkvalitet og barriereindikatorer	61
6.1.2	Barriereeffektens dynamikk	62
6.1.3	Vurdering av koaguleringsbarrieren ved Jordalsvatnet VBA	66
6.1.4	Vurdering av desinfeksjonsbarrieren ved Jordalsvatnet VBA	69
7	Konklusjon	71
	Litteratur	72
	Vedlegg 1 - Tiltak for å redusere tilførsler av fosfat og alger fra Indrevatnet utdypes nærmere	76
	Vedlegg 2 - Et utvalg av grunnlagsdata for fosforindeksen	78
	Vedlegg 3 - Diverse mikrobiologi, dose-respons	80

1 Innledning

Dette kapittelet gir som en introduksjon en kort beskrivelse av nedbørfeltet til Jordalsvatnet og vannkvaliteten i Jordalsvatnet, gjeldende klausuleringsbestemmelser, samt en kort beskrivelse av vannbehandlingsprosessen ved Jordalsvatnet vannbehandlingsanlegg (VBA).

1.1 Nedbørfeltet til Jordalsvatnet

Nedbørfeltet til Jordalsvatnet og Indrevatnet er om lag 9,7 km² stort og består i stor grad av utmark (88,5 %). Dyrket mark utgjør 7,8 %. Det er også en del bebyggelse (3,7 %) (jf Figur 1-1; Tabell 1-1). Årlig middelavrenning utgjør om lag 70 L s⁻¹ km⁻². Gjennomsnittlig arealspesifikk vannføringen er beregnet til på 72,5 s⁻¹ km⁻², og vassdragets gjennomsnittlige avrenning til Jordalsvatnet er på om lag 21,2 mill. m³ per år. Av tilsiget til Indrevatnet kommer 27 % fra Vindalen og 49 % fra Jordalsskardet. Til Jordalsvatnet kommer 12 % fra Traudalen. 70 % kommer via Indrevatnet (jf Tabell 1-2), som med det også markant påvirker vannkvaliteten i Jordalsvatnet (jf Paruch m. fl. 2016).



Figur 1.1. Nedbørfeltet til Jordalsvatnet med arealfordeling (www.kilden.nibio.no). Detaljert kartutsnitt med stedsnavn er også vist (Bjørklund og Johnsen, 2007).

Tabell 1-1. Arealfordeling i nedbørfeltet til Jordalsvatnet

	Daa	Prosent
Utmark	8853	88,5
Skog	3307	34,2
Åpen fastmark	4360	45,1
Myr	162	1,7
Vann	724	7,5
Jordbruk	754	7,8
Fulldyrka jord	296	3,1
Overflatedyrka jord	60	0,6
Innmarksbeite	398	4,1
Urban	360	3,7
Bebyggd	283	2,9
Samferdsel	77	0,8
SUM	9667	100

Tabell 1-2. Beskrivelse av nedbørfelt og avrenning til de viktigste tilførselsbakkene til Indrevatnet og Jordalsvatnet (tall fra Johnsen, 2010)

Delområde	Areal, km ²	Årlig avrenning, mill m ³ /år
Bekk/elv fra Vindalen	1,77	4,05
Bekk/elv fra Jordalsskardet	3,20	7,32
Øvrige lokale felt til Indrevatnet	1,50	3,43
Samlet til Indrevatnet	6,5 km²	14,8 millioner m³/år
Bekk fra skog med beitedyr	0,56	1,28
Bekk ved Øvre Eide	0,25	0,57
Bekk fra Traudalen	1,12	2,56
Bekk til jordalsvatnet fra nordøst	0,22	0,50
Øvrige lokale felt til Jordalsvatnet	0,89	1,99
Samlet til Jordalsvatnet	9,3 km²	21,2 mill m³/år

1.2 Jordalsvatnet

Jordalsvatnet er en relativt dyp, ionefattig og sjøsaltpåvirket oppdemmet innsjø under marin grense. Innsjøen har, som så mange andre innsjøer i Sør-Norge, vært endel påvirket av sur nedbør gjennom de siste ti-årene. Innsjøen er til tider markant termisk sjiktet om sommeren, men det er ikke målt sterkt oksygenvinn i bunnvannet. Det er derimot til tider mulighet for økte tilførsler av fosfat til innsjøen når Indrevatnet, i perioder med nedbrytning av organisk materiale og høyt oksygenforbruk, får

påfølgende oksygengevinn i bunnvannet som medfører intern gjødsling via løst jern og frigjøring av fosfat. Klorofyll a konsentrasjonen ligger ofte på 2-6 $\mu\text{g L}^{-1}$ i mai-oktober, men kan variere en del mellom år (jf Bjørklund 1999; Johnsen og Brekke 2017). Prøvetaking via vannprøver har tilsagt at algetilstanden har vært noenlunde stabil de siste årene (Johnsen og Brekke 2017). Det er ingen målt berensning av nitrat i vekstsesongen mht alger. Innholdet av naturlig organisk materiale (NOM fra nedbørfeltets jordsmonn) er relativt lavt med et NOM innhold på 4-6 mg L^{-1} . Innsjøen har per i dag et godt siktedyp på mer enn 5 meter. Det er predikert en økning i NOM-konsentrasjon med økt lufttemperatur (klimaendring; NOMiNOR-prosjektet; Eikebrokk m. fl. 2018) frem i tid for Jordalsvatnet, men konsentrasjonen av NOM er relativt beskjeden og innsjøen vil trolig opprettholde et bra siktedyp. Mikrobiologiske og molekylære analyser har indikert en tendens til at de dominerende kildene til fekal forurensning i den varmeste perioden har zoogen opprinnelse (hovedsakelig drøvtyggere og andre arter, samt noe hest) (Paruch m. fl. 2016). Tarmbakterier fra mennesker utgjør generelt så godt som alle steder bare små bidrag på få prosent, bortsett fra i bekken/elven fra sør ved Øvre Eide, der fekal forurensning fra mennesker utgjorde 50-60% i to av fem prøver i 2015 (Paruch m. fl. 2016).

1.3 Gjeldende klausuleringsbestemmelser

Felles for alle vannverk er imidlertid betydningen av å ha god oversikt og kontroll på potensielle forurensningskilder og eventuelle forurensinger i nedbørfelt/vannkilde. Det er derfor ofte behov for klausuleringsbestemmelser for å begrense forurensende og potensielt forurensende aktiviteter og allmenn ferdsel. Slike klausuleringsbestemmelser kan innebære aktivitetsbegrensninger for grunneiere og rettighetshavere. Ifølge Klausuleringsbestemmelsene for Jordalsvatnet skal jordbruket drives på en slik måte at det ikke medfører unødig forurensning av Jordalsvatnet. Det spesifiseres at forurensning i forbindelse med jordbruksdrift innenfor regelverket ikke regnes som unødig forurensning. Jordarbeiding (nedmolding, pløying og harving) er tillatt innenfor landbruksregelverket. Det påpekes at dette regelverket ikke er relatert til avrenning til drikkevannskilder og det kan tenkes at det for drikkevannskilder bør stilles strengere krav til husdyrhold enn det som gjelder generelt for landbruket over hele landet. I klausuleringsbestemmelsene for Jordalsvatnet åpnes det for at det kan iverksettes nye klausuleringsbestemmelser, evt. med fastsetting av erstatninger.

1.4 Vannbehandlingsprosessen ved Jordalsvatnet VBA

Behandlingsprosessen ved Jordalsvatnet vannbehandlingsanlegg (VBA) omfatter koagulering med jernkloridsulfat og etterfølgende filtrering i 3-media (3-M) filtre bestående av filtralite, sand og alkalisk masse (filterkalk). Etter filtreringstrinnet desinfiseres vannet i lavtrykks UV-aggregater som er biosimulert validert og godkjent for en UV-dose på minst 40 mJ cm^{-2} . Råvannsinntaket i Jordalsvatnet ligger på mellom 36-40 meters dyp.

2 Næringsstofftilførsler

I dette kapittelet vurderes kilder for tilførsler av næringsstoffene nitrogen (N) og fosfor (P) til Jordalsvatnet. Hovedkildene til næringsstoffavrenning er jordbruk, avløy og bakgrunnsavrenning. Det er gjort en risikovurdering av jordbruksarealet i forhold til hvilke areal som bidrar med de største tapene. Risikovurderingen er utført ved å beregne fosfor- og nitrogenbalanse for jordbruksarealer og deretter beregne fosforindeks som også tar hensyn til avstand til vannveier. Dette gir mulighet til å målrette tiltak mot arealene med størst risiko for næringsstofftap og arealer som bidrar mest med næringsstoffer til Jordalsvatn. Betydningen av forventete klimaendringer i området er diskutert i et eget delkapittel.

2.1 Metoder

Den mest effektive tiltaksgjennomføringen skjer dersom en fokuserer tiltakene på arealene med den største risiko for tap av næringsstoffer. Risikoarealer for tap av næringsstoffer er her vurdert ved å beregne næringsstoffbalanser og fosforindeks for skiftene i nedbørfeltet. For å beregne næringsstoffbalanser og fosforindeks for hvert skifte må en ha informasjon om gjødsling, jordas fosforstatus, avling, erosjonsrisiko, helling, avstand til vassdrag, bufferzoner m.m.



Figur 2.1. Anna Walde (Bergen Kommune), Marianne Bechmann (NIBIO) og Arne Jordal (gårdbruker) i samtale.

2.1.1 Befaring og spørreundersøkelse blant bøndene

Det ble gjort en befaring av nedbørfeltet med besøk hos alle bønder som driver jorda (Figur 2-1). Bøndene ble spurt om drift, mengde spredt husdyr- og mineralgjødning, antall husdyr, metode for gjødselspredning, jordas fosforstatus (P-AL), eventuelle tiltak i nedbørfeltet og flomveier på arealene. Etat for landbruk i Bergen kommune og Norsk landbruksrådgiving i kommunen har gitt ytterligere opplysninger.

2.1.2 Tilført fosfor og nitrogen via husdyrgjødsel

Basert på opplysninger fra bøndene er tilført mengde P og N i husdyrgjødsel beregnet ut fra mengde spredd gjødning og standardverdier for næringsstoffinnhold i husdyrgjødsel. Standardverdiene er basert på rapporten til Daugstad m.fl (2012) og et antatt tørrstoffinnhold i gylle på 4 %. Innholdet av P og N i gylle er da satt til hhv. 0,4 kg P/tonn og 2 kg N/tonn. Næringsstoffinnhold i husdyrgjødsel varierer etter blant annet type husdyr, lagringsmetode, mengde tørrstoff og fôr. Analyser av ulike typer husdyrgjødsel i ulike deler av landet viser dessuten stor variasjon (Daugstad m.fl. 2012) og beregningene av tilført mengde næringsstoffer er dermed usikker. Næringsstoffinnhold i silosaft er hentet fra Tveitnes m.fl (1993) og er på 0,43 kg P/tonn og 1,8 kg N/tonn. Næringsstoffinnhold i talle (avføring og urin sammen med spon) er satt til 1,35 kg P/tonn og 6,75 kg N/tonn.

I tillegg til tilførsler i form av spredt husdyrgjødsel, vil også beitedyr tilføre P og N direkte til arealene. Tilførsler av fosfor fra beitedyr er beregnet ved å estimere total utskillelse pr. dyr og deretter trekke fra det som er registrert som spredt husdyrgjødsel. Denne beregningen forutsetter at det ikke blir tilført husdyrgjødsel utenfra og at det heller ikke eksporteres husdyrgjødsel ut. Koeffisienter for total utskillelse pr. dyr er hentet fra Karlengen m.fl (2012) (Tabell 2-1). Beregningen er ikke gjort for nitrogen siden gasstap gjør beregningene for usikre.

Tabell 2-1. Koeffisienter for total utskillelse av fosfor pr. dyreslag. Kilde: Karlengen m.fl. (2012).

Fosfor utskilt (kg/dyr/år)	
Sau <1år	1
Sau >1år	2
Melkekyr	15,4
Storfe	8,8
Hest	8

2.1.3 Fosfor- og nitrogenbalanser

Næringsstoffbalanser blir brukt som indikator for risiko for næringsstofftap fra jordbruksareal. Næringsstoffbalansene er beregnet som tilført (med gjødning) minus bortført (i avling) nitrogen (N) eller fosfor (P) for alle skiftene. Nitrogen i nedbør og gasstap er ikke medregnet. Se eksempel for nitrogen:

$$N_{\text{balanse}} = N_{\text{mineralgjødning}} + N_{\text{husdyrgjødsel}} - N_{\text{avling}}$$

Balansene er beregnet for totale mengde næringsstoffer og det er ikke tatt hensyn til om nitrogen/fosforet er plantetilgjengelig. Som estimat for grasavling rundt Jordalsvatnet er det brukt 570

kg/daa, dette er basert på fylkesvise middelavlinger fra statistisk sentralbyrå (www.ssb.no). Det er videre estimert et innhold av 2,5 % N og 0,25 % P i avlingen. Det er knyttet betydelig usikkerhet rundt estimat av avling og av estimat for næringsstoffinnhold i husdyrgjødsel fordi dette kan variere (se forrige avsnitt). Det er ikke beregnet nitrogenbalanse på beiteområdene, da informasjon om nitrogen i husdyrgjødsel ikke kan estimeres.

2.1.4 Erosjonsrisiko

Erosjonsrisiko og helling på jordbruksarealet inngår i fosforindeksen. Vanligvis kommer dette fra erosjonsrisikokart avledet av jordsmonnkart, men da det er ikke gjort jordsmonnkartlegging i nedbørfeltet til Jordalsvandet, eksisterer heller ikke erosjonsrisikokart her. Vi har derfor estimert erosjonsrisiko ut fra annen informasjon, som vist under:

Erosjonsrisiko ved høstpløying (EHP) er definert som: $EHP = X_e \times LS \times K$

Erosjonsrisiko ved grasproduksjon (EGR) er definert som: $EGR = X_e \times LS \times K \times C$

X_e = klima-/avrenningsfaktor = 224, som i standard erosjonsrisikokart fra NIBIO (Kilden). Verdien er basert på kalibrering mot data fra Østlandet, og er ikke nødvendigvis representativ for Vestlandsklima og -jordsmonn.

Regnfaktor (R). Det er lagt inn en alternativ beregning med R-faktor-korreksjon for å ta høyde for mer nedbør i denne regionen enn i det området erosjonsrisikokartet er kalibrert for, faktoren er utviklet av Eggestad (pers.medd.). Det er valgt verdi som gjelder for Bergen kommune.

LS = hellingsfaktor, bestående av hellingslengdefaktor L og hellingsgrad S. Høydedata er hentet fra www.hoydedata.no (Kartverkets portal for digital høydedata).

K = eroderbarhetsfaktor, som beregnes utfra moldinnhold (OM), kornfordeling og to faktorer for permeabilitet og struktur. Det er plukket ut 4 jordarter basert på skjema med jordanalyseresultater som ble innhentet fra bøndene i feltet:

- jordart 14 = organisk jord (dekker her også jordart 13, moldjord med 20-40 % humus);
- jordart 2 = mellomsand;
- jordart 5 = siltig mellomsand;
- jordart 6 = siltig finsand.

Verdier for leirinnhold, silt og svært fin sand er de eneste fraksjonene som trengs i beregningen av K, og disse er plukket fra den nasjonale jorddatabasen. Moldinnholdet oppgis for det meste som klasser i analyseresultatene, og det er valgt å beregne for midtverdiene i klassene, dvs. 8,5, 16,5 og 30,5 % for mineraljorda, samt 60 % for den organiske jorda. Strukturklasse er satt lik 1 for alle, det forventes «god» struktur på all jorda i feltet. Permeabilitetsklasse er ikke kjent, men er satt til 5 på organisk jord (dårlig drenert - basert på data fra den nasjonale jorddatabasen) og 4 på mineraljord (ufullstendig drenert). K er begrenset nedad til 0,02.

C = jordarbeidingsfaktor. Denne beregnes etter formel fra Agricat2 (Kværnø m.fl. 2014) for driftstype gras/eng/beite. Den er en funksjon av erosjonsrisiko ved høstpløying. C er begrenset oppad til 1.

2.1.5 Terrenganalyse

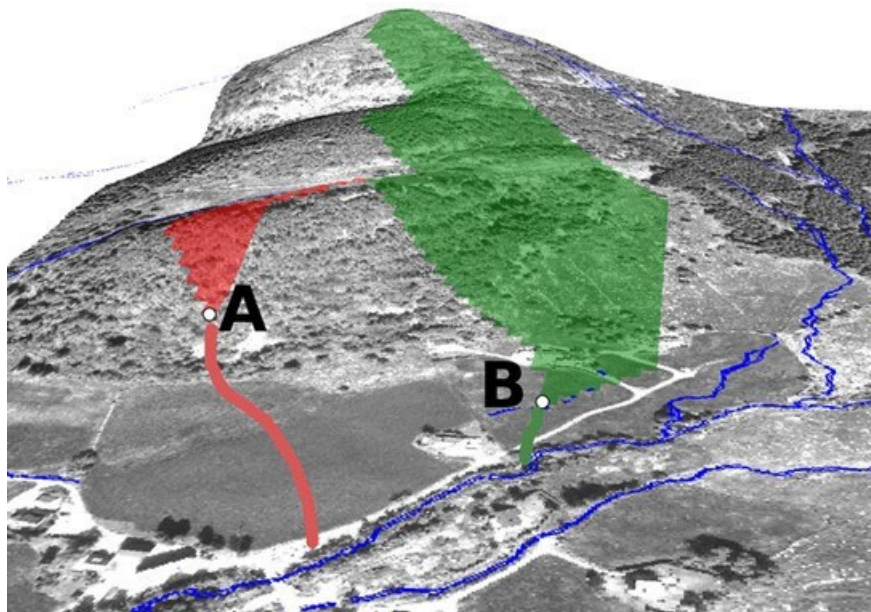
Fosforindeksen beregner risiko for at fosfor løsrives fra et enkelt skifte og ender opp i vassdraget. I tillegg til fosforinnholdet i jorda har mengde overflateavrenning stor betydning for mengden fosfor som faktisk transporteres til vassdraget. Overflateavrenning kan komme fra arealer ovenfor jordbruksarea-

lene. Vannet kan da gå over dyrket mark og ta med seg jordpartikler og løste forbindelser fra overflaten. Der det er lite eller ingen måledata tilgjengelig angående stoff- og partikkeltransport, er det vanskelig å vurdere hvilke arealer som bidrar mest til innsjøen. I slike situasjoner kan en terrengmodell for et område gi en indikasjon på hvilke arealer som bidrar mest.

I en terrenganalyse er hellingen estimert ved hjelp av en digitale høydemodell (DEM; digital elevation model) hentet fra www.hoydedata.no (Kartverkets portal for digitale høydedata). Høydemodellen vi har benyttet har en romslig oppløsning på 1m og er basert på LIDAR-måledata. Det betyr at høydemodellen har dagens standard i både dekning og nøyaktighet. I denne utredningen er høydemodellen brukt til å beregne en indeks for konnektivitet og for å beregne gjennomsnittlig helling på et skifte.

2.1.5.1 Konnektivitetsindeks (IC)

Det er to topografiske faktorer som bestemmer om et område er en signifikant kilde til avrenning til et vassdrag eller ikke; avstand til resipient og arealet på drenerende området oppstrøms. Sannsynligheten for at en partikkel transporteres fra kilde til en resipient er liten dersom avstanden imellom dem er stor. Samtidig trenger partikler overflateavrenning for å kunne transporteres. Partikler som løsrives i områder med et stort oppstrøms areal (som kan generere overflateavrenning), har en større risiko for å bli transportert til en resipient, enn partikler fra områder med et mindre oppstrøms areal. I Figur 2-2 illustrerer eksempel A en situasjon med lite oppstrøms areal og lang transportvei, mens eksempel B illustrerer en situasjon med stort oppstrøms areal og kort transportvei. Punkt B vil i dette tilfelle ha høyere risiko enn punkt A for å kunne transportere løsrivne partikler til vassdraget.



Figur 2-2. Eksempler på ulike topografiske faktorerer som bestemmer om et område potensielt vil kunne være en signifikant kilde til forurensing til vassdrag eller ikke. Det avhenger blant annet av avstand til resipient (A = høy, B = lav) og området oppstrøms areal (A = lav, B = høy).

I denne studien brukes en topografisk indeks som kombinerer disse to faktorer. Metoden er beskrevet i Borselli m. fl. (2008) og går ut fra ligning:

$$IC = \log_{10} (D_{up}/D_{down})$$

hvor IC er konnektivitetsindeksen, D_{up} er en term som kvantifiserer punktets oppstrøms areal, og D_{down} gjør det samme nedstrøms. Viktig i karakteriseringen av oppstrøms areal er evnen til å generere avrenning, og hvor fort vannet skal renne. I en ligning blir det altså:

$$D_{up} = S A^{-1}$$

hvor S er arealets gjennomsnittlige hellingsgrad (m/m) og A dets areal (m²). Bratte, store arealer øker altså transportevne. Nedstrøms karakteriseres vannets vei mellom kilde og resipient som

$$D_{down} = \sum_i \left(\frac{d_i}{S_i} \right)$$

hvor i er hvert skritt nedover (avhengig av oppløsningen til høydemodellen), d_i er avstand fra kilde (m), og S_i lokal hellingsgrad (m/m). Korte, bratte vannveier øker da sjansen for transport ned til resipienten.

Resipient i er definert i denne studien, som alle former av overflatevann (bekker, elver, innsjø og midlertidige flomveier). Det er gjort en risikovurdering med dagens eksisterende bekk og en risikovurdering i en situasjon med kraftig nedbør og dannelse av nye flomveier (Figur 2-2). Dagens bekkenettverk og mulige flomveier er definert ut ifra terrenganalysen og størrelse på tilførende areal. En terskel på 50 daa tilførende areal for å få dannet en vannvei er brukt til å definere dagens eksisterende bekk, mens en terskel på 10 daa tilførende areal er brukt til å definerer mulige flomveier.

2.1.6 Fosfor-indeks

Fosforindeksen er basert på opplysninger som er hentet inn for hvert skifte i undersøkelsen (Vedlegg 2). For hvert skifte kobler fosforindeksen sammen faktorer som bestemmer kilden til fosfor (jordas fosforstatus (P-AL) og gjødsling) med faktorer som bestemmer risikoen for transport av fosfor (erosjonsrisiko, jordtype, jordarbeiding m.m.). Fosforindeksen er beskrevet i Krogstad og Øgaard (2012), og det er laget en kalkulator på web (webgis.no/fosforindeks) for å enkelt kunne gjøre beregningene.

Kalkulatoren gir mulighet for rask og enkel utregning av fosforindeksen for hvert skifte, og for å teste hvordan den endres ved innføring av ulike tiltak. Rundt Jordalsvatnet er fosforindeksen beregnet pr. skifte. En enkel beregning av avstand til vassdrag inngår i fosforindeksen. Denne er erstattet med en terrenganalyse med mer nøyaktig estimat for avstand til vassdrag. Terrenganalysen kan blant annet gi informasjon om risiko for at overflateavrenning fra arealer utenfor jordbruket bidrar med overflateavrenning på jordbruksarealene. I Tabell 2-2 er øvrige opplysninger for å beregne fosforindeks og kilder til opplysningene oppgitt.

Tabell 2-2. Informasjon for å beregne fosforindeks.

Input til Fosforindeks	Kilde
Jordtype	Jordanalyser fra bønder
P-AL (mg/100g)	Jordanalyser fra bønder
Erosjonsrisiko (kg/daa)	Beregnet
Helning (%)	Beregnet
Helningslengde (m)	Satt til 100 m
Risiko for overflateavrenning til vassdrag	Ulike terrenyanalyser, se kapittel under
Risiko for oversvømmelse	Estimert til og være liten basert på befarings
Grøfting (generell vurdering)	Norsk landbruksrådgiving
Vekst	Spørreundersøkelse fra bønder
Avling (generell vurdering)	SSB, Norsk landbruksrådgiving
Tilført P og N i mineralgjødsel	Spørreundersøkelse fra bønder
Tilført P og N i husdyrgjødsel	Spørreundersøkelse fra bønder og beregnet, se under
Metode for gjødselspredning	Spørreundersøkelse fra bønder
Jordarbeiding om høsten	Spørreundersøkelse fra bønder
Bufferoner mot bekken	Spørreundersøkelse fra bønder
Grasdekte vannveier	Spørreundersøkelse fra bønder

2.1.7 Tilførsler fra avløp

Tilførsler fra spredt avløp (kg P/år) er beregnet med WebGIS avløp, dette er en GIS-basert modell for beregning av utslipp fra private husholdninger beskrevet i Turtumøygard m.fl. (2014).

Fra oppdragsgiver har vi mottatt informasjon om 14 anlegg som er stedfestet vha. Gnr/Bnr. Informasjonen om de ulike anleggene var meget mangelfulle, vi har derfor gjort følgende antagelser for data som inngår i beregningen:

Anleggstype: For anlegg der typen ikke er kjent, har vi antatt direkte utslipp.

Brukstid hytte: Vi har antatt en gjennomsnittlig årlig brukstid på 2 mnd for hytter.

Anleggets alder: Vi antar at alle anleggene er mer enn 30 år gamle.

Anleggets dimensjon: Vi antar at anleggene er dimensjonert for 1 husstand.

Belastning: Vi antar en konservativ belastning på 1 husstand (3.5 pe).

De resterende husstander rundt Jordalsvatnet er knyttet til kommunalt nett. Det kan også være noe lekkasjer fra ledningsnett, spesielt ved eldre ledninger. Oppdragsgiver har oppgitt at det er ca. 672 m ledningsnett fra årene 1960 til 1979, fra disse er det antatt 5 % lekkasje av fosfor etter mal fra arbeidet i vannområde Glomma sør og andre vannområder. Videre er det oppgitt ca. 350 m ledningsnett fra årene 1990-1999, fra disse er det antatt 2 % lekkasje av fosfor. Det resterende ledningsnett er fra etter år 2000 og det er antatt 0 % lekkasje. I beregningene er det antatt at det bor 335 personer i nedbørfeltet som er knyttet til kommunalt nett og at disse produsere 1,6 kg fosfor pr. år.

2.2 Resultater

2.2.1 Oppsummering av jordbruksdrift i nedbørfeltet til Jordalsvatnet i 2017

Det er i dag fire aktive gårdbrukere i nedbørfeltet til Jordalsvatn (Tabell 2-3 og Figur 2-3). I tillegg leies det ut noe beiteareal ved Selvik (Figur 2-3). Landbruket er tidligere beskrevet i Bjørklund & Johansen (2007) og Johansen & Torsteinsen (2009). Figur 2-3 og Tabell 2-3 viser oversikt over gårdsbruk beliggenhet og arealbruk.





I 2017 var det ca. 154 sauer, 53 lam, 8 melkekyr, 29 storfe og 10 hester i Jordalen (Tabell 2-4). I tillegg leies det ut noe beitearealer, slik at det er noen flere sauer til stede tidvis. Gårdbrukerne har tilstrekkelig med spredeareal etter dagens regler og ligger under spredearealkravet på 0,25 GDE/daa.

Tilført gjødsel er beregnet pr. skifte og varierer mellom 0,6 og 4,0 kg fosfor/daa og 3,6 og 25,1 kg nitrogen/daa. De fleste beitearealer blir tilført noe mineralgjødsel, men få bønder har tilført husdyrgjødsel på beiter, med unntak av direkte fra beitedyr. Det er også noe beiteareal som bare har fått tilført gjødsel direkte fra beitedyr. På skifter med eng blir 25 til 50 % av fosforet tilført som mineralgjødsel og tilsvarende 50-67 % av nitrogenet. All gjødsel er oppgitt til å være spredt på overflaten etter forskriftene. Avling er anslått til 570 kg/daa på engarealer (www.ssb.no) og 350 kg/daa på beitearealer.







Figur 2-3. Arealoversikt over gårdsdrift i nedbørfeltet til Jordalsvatnet.

Tabell 2-3. Antall daa og drift per gårdsbruk i nedbørfeltet til Jordalsvatnet (inkludert innleid areal). Fargekoder; jf Figur 2-3.

	Eng	Beite	daa (totalt)
		41	41
	99	24	123
	96	74	170
	63	104	167

Tabell 2-4. Antall husdyr per gårdsbruk i nedbørfeltet til Jordalsvatnet i 2017 og GDE/daa. Fargekoder; jf Figur 2-3.

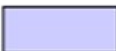




	Sau	lam	Melkekyr	Storfe	Hest	GDE/daa
	16	25			10	0,16
	13	28	8	15		0,19
				14		0,03
	125					0,11
SUM	154	53	8	29	10	0,18

2.2.2 Fosforstatus og fosforbalanse

Fosforstatus (P-AL) på skifter rundt Jordalsvatnet varierer fra 4 til 57 mg/100g P-AL. I Tabell 2-5 vises klasseinndeling for P-AL, alt over 10 er definert som høyt og alt over 15 er meget høyt. Rundt Jordalsvatnet er nesten alle verdier av P-AL over 15, og syv skifter har en P-AL verdi på over 30.

Risiko for tap av løst fosfat fra arealer med P-AL over 15 er svært høy, spesielt ved mye nedbør og mye overflateavrenning.

Tabell 2-5. Oversikt over fosforstatus (P-AL) og klassesdeling

Klasse	0 - 4	5 - 6	7 - 9	10 - 15	> 15
	Lavt	Middels	Middels til høyt	Høyt	Meget høyt
Farge					
Kommentar			Anbefalt kun 50% P-gjødsling i Morsa	Anbefalt ingen P-gjødsling i Morsa	Ny nasjonal norm for ingen P-gjødsling

Beregninger av fosforbalanser er usikre på grunn av usikre estimater for næringsstoffsinnhold i husdyrgjødsel og andel beitedyr som beiter på de ulike arealer. Med de opplysningene som foreligger er det sannsynlig at fosforbalansen på engarealene varierer mellom 0,2 og 3 kg P/år. Dette betyr at plantene ikke klarer å fjerne alt fosforet som er tilført og fosforinnholdet i jorden øker fra år til år. Risiko for fosfortap fra arealene øker med økende fosforstatus. Derfor er det behov for å redusere fosfortilførselen på arealene med de høyeste fosforverdier.

På beitearealene er det flere arealer med negativ balanse, og noen med positiv. Variasjonen skyldes først og fremst ulik tilførsel av mineralgjødsel. På beitearealene kan det være behov for å gjødsle med fosfor for å oppnå en god avling. En del fosfor tilføres med gjødsel fra beitedyrene.

Resultatene tilsier at de fleste engarealer i nedbørfeltet ikke trenger tilførsel av fosfor for å kunne produsere en tilfredstillende grasavlinger. Bruk av fosforfri mineralgjødsel anbefales på engarealene.

2.2.3 Erosjonsrisiko

Fosfor tapes til vann enten bundet til partikler eller løst i vannfasen som fosfat (PO_4). Høy erosjonsrisiko på jordbruksarealer tilsier vanligvis også høy risiko for tap av fosfor. Risiko for tap av løst fosfat er blant annet knyttet til fosforstatus (P-AL), gjødsling og avrenning.

I områder dominert av husdyrhold og grasproduksjon er det overflateavrenningen som betyr mest for fosfortapene, da det generelt er liten erosjonsrisiko. Dette gjelder også i nedbørfeltet til Jordalsvatnet VBA, der erosjonsrisiko varierer mellom 2 og 23 kg partikler/daa/år avhengig av helning og helningslengde innad i skiftene. Gjennomsnittlig helling i skifter med eng varierer mellom 0 og 31 % mens gjennomsnittlig helling i skifter med beite varierer mellom 5 og 61 %.

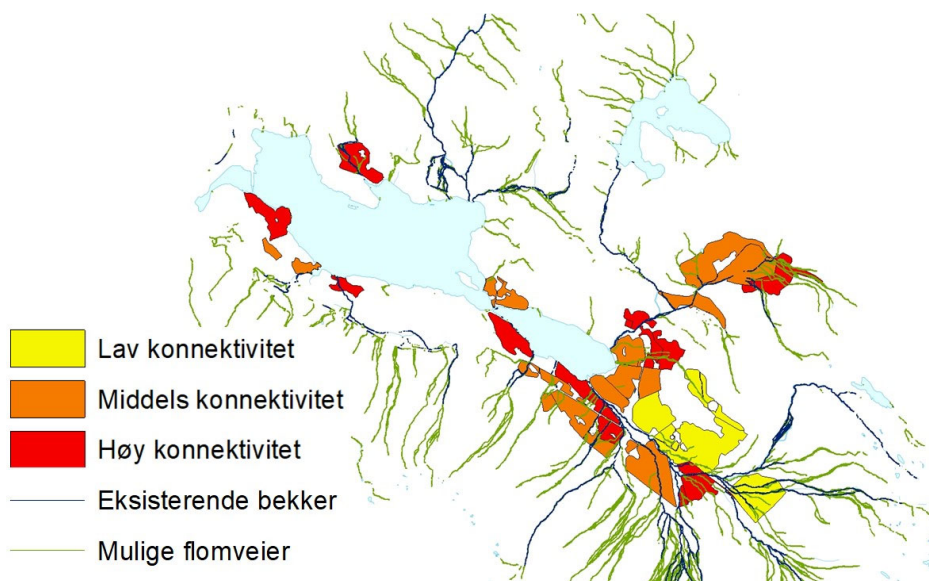
Risiko for erosjon oppstår først og fremst ved omlegging av enga.

Resultatene tilsier at erosjon ikke er en stor kilde til fosfortilførsler til Jordalsvatnet.

2.2.4 Terrenganalyse

Terrenganalysen viser at de fleste jordbruksarealer har høy konnektivitet, det vil si at fosfor transporteres raskt til vassdraget. Selv om noen områder ligger langt unna Jordalsvatnet i luftlinje, kan de likevel ha høy konnektivitet og høy risiko for transport av fosfor. Dette er fordi de ligger nær en åpen vannvei, eller fordi det har et stort tilførende areal og dermed høy risiko for overflateavrenning. Jordalsvatnet er omgitt av høye fjell og alle jordbruksarealene får sannsynligvis tilført store mengder avrenning fra utmark ved store nedbørsepisoder. I disse tilfellene er det også risiko for oversvømmelse av grøftesystemer og dermed overflateavrenning på jordbruksareal med økt risiko for tap av fosfor og nitrogen.

I Figur 2-4 er dagens vannveier merket med blått og et mulig scenarie for fremtidige flomveier er merket med grønt. Enkelte skifter har lav konnektivitet i dag, men i scenariet med økte flomveier vil de kunne få høy konnektivitet.



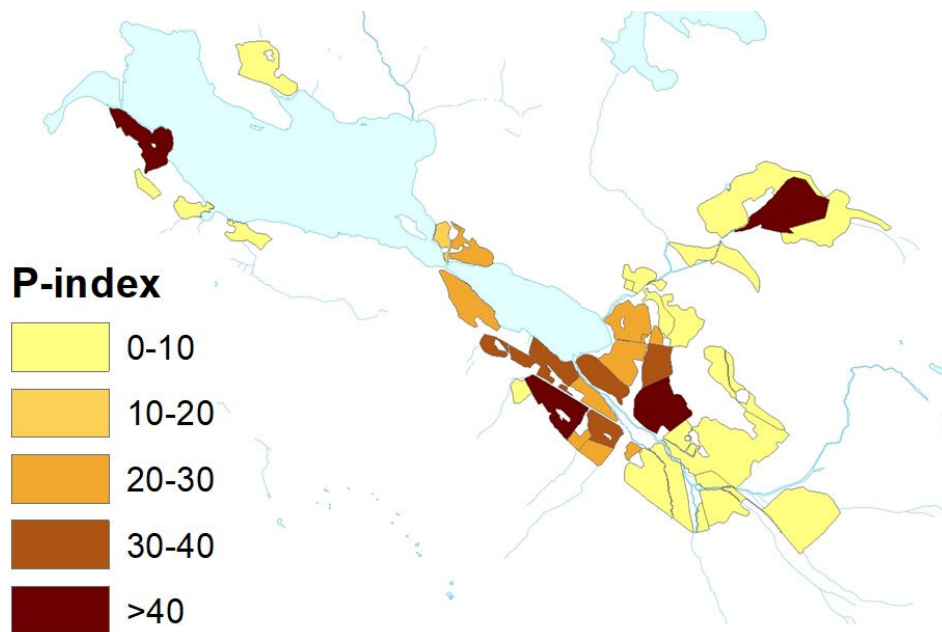
Figur 2-4. Konnektivitetsindeksen for skifter i nedbørfeltet til Jordalsvatnet. Dagens bekkenettverk (blå linjer) og et scenarie for mulige flomveier (grønne linjer) er tegnet inn.

2.2.5 Fosforindeks – Risikoområder for avrenning av fosfor

Undersøkelsen viser at skifter i nedbørfeltet til Jordalsvatnet som har høy fosforstatus, høyt innhold av organisk materiale og høy gjennomsnittlig helling har høyest risiko for tap av fosfor, dvs. høy fosforindeks i Figur 2-5. Beitearealene har gjennomgående lav risiko for tap av fosfor. Årsaken er i hovedsak at det er lav fosforstatus (P-AL) og lite tilførsel av gjødsel.

Risiko for transport av fosfor til vassdrag er bestemt av terrengeanalysen og de beregnede flomveiene. Det er beregnet risiko for transport av fosfor til dagens eksisterende bekker (og dermed til innsjøen) og et scenario med mulige flomveier. I Figur 2-5 vises fordelingen av fosforindeksen på de ulike jordbruksarealene. Resultater for et scenario der mulige flomveier også er inkludert, ble nesten identisk med resultatet for eksisterende bekkenettverk og resultatet er derfor ikke vist. Årsaken til at resultatet ble likt er, som nevnt over, at alle jordbruksarealer har potensiale til å transportere fosfor til nærliggende vannveier, også med dagens eksisterende bekker. Så selv om risikoen øker med dannelsen av flere flomveier er det generelt en jevn økning på alle skifter, som ikke endrer fordelingen av risiko.

Skifter som har høy fosforstatus, høyt innhold av organisk materiale og høy gjennomsnittlig helling har høyest risiko for tap av fosfor.



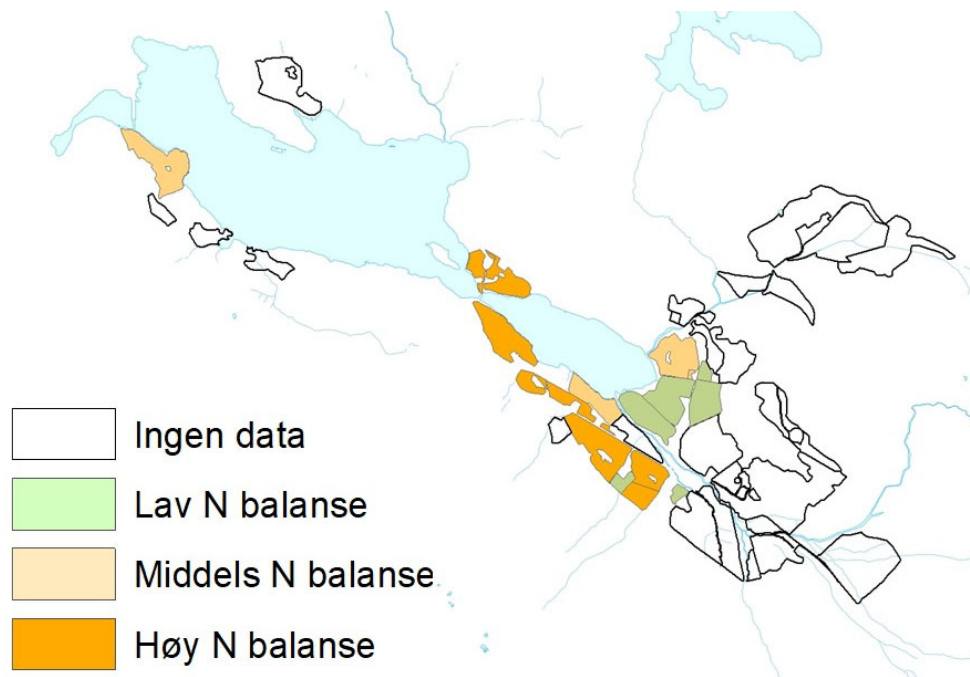
Figur 2-5. Fosforindeks (relative verdier) for jordbruksarealer i nedbørfeltet til Jordalsvatnet.

2.2.6 Nitrogenbalanse - Risikoområder for avrenning av nitrogen

Overskuddet av nitrogen altså nitrogenbalansen på gårdene varierer mellom 0 og 11 kg N/daa/år. Det er høyest nitrogenbalanse på skiftene som tilføres mest gjødsel. En svakhet med beregningene er at avlingen er antatt lik på alle engarealer. En nitrogenbalanse på 11 kg N/daa/år er høyt, og på nivå med andre områder med intensiv husdyrproduksjon (Bechmann m.fl. 2017). Områder med lite husdyrproduksjon har i samme studie en nitrogenbalanse nær null eller negativ balanse. I Figur 2-6 vises områder med negativ nitrogenbalanse som Lav N-indeks, høy N-indeks tilsvarer 11 kg N/daa, mens middels tilsvarer rundt 6 kg N/daa.

En høy nitrogenbalanse øker risiko for nitrogenavrenning noe som har negative miljøkonsekvenser; dvs. økt risiko for eutrofiering, økt risiko for lystgassutslipp, risiko for transport av nitrat til grunnvann, og potensielt akutt giftighet ved dannelse av NH_3 . Nitrogenkonsentrasjonen i Jordalsvatnet er derimot ikke spesielt høy.

Nitrogenavrenning fra dagens jordbruksdrift bidrar til å påvirke vannkvaliteten, men vil trolig ikke påvirke algemengden i Jordalsvatnet (jf kapittel 3).



Figur 2-6. Nitrogenbalanse i nedbørfeltet til Jordalsvatnet på engarealer. Det er ingen informasjon om avling på beiteområder og derfor er N balansen ikke beregnet.

2.2.7 Tilførsler fra avløp

Totalt utslipp av fosfor fra spredt avløp til Jordalsvatnet er beregnet til 6 kg P/år (Tabell 2-6), lekkasjer fra ledningsnett er beregnet til 5,7 kg P/år.

Av anleggene antas 12 av 14 anlegg å drenere til et av punktene der det er tatt E.coli-prøver (G,K,L,N,W) (Paruch m. fl. 2016). Sum utslipp kg P/år summert pr. prøvepunkt er vist i Tabell 2-7. Målte utslipp av human E.coli nedenfor Jordalsveien 39,42,44,45, 52 kan enten skyldes lekkasje i kommunalt spillvannnett eller mangelfulle data om utslipp fra privat avløp.

Oppdragsgiver oppgir at overløp fra pumpestasjoner blir overvåket grundig og at:

1. Det er installert tett tank som buffer ved evt driftsstans og det er ikke installert overløp i stasjonene
2. Stasjonene er tilkoblet overvåkningssystemet vårt og alarmer sendes til døgkontinuerlig vaksentral
3. Det er installert påkoblingsmulighet for nødstrømsaggregat i stasjonene
4. Det er reservepumper i stasjonene som vil bli benyttet ved evt driftsstans
5. Det er veg frem til stasjonene slik at slamsugebil blir brukt ved driftsstans som har varighet utover kapasiteten til buffertank
6. Stasjonene har høyest prioritet ved evt uønskede hendelser
7. Det føres manuelt tilsyn med stasjon hver 3. Uke for stasjoner i sør (jordalssiden), disse stasjonene ble bygget på 2000 tallet. For stasjonen nord for vannet (selviksiden) er det tilsyn hver 14. Dag
8. Det føres tilsyn med tilhørende ledningsnett min hvert 5. år

Tilførsler av fosfor til Jordalsvatnet fra avløp er generelt beskjedent og fordeler seg jevnt mellom spredt avløp og lekkasjer fra ledningsnett. Et uhell i forbindelse med pumpestasjoner vurderes som den største risikoen mht. tilførsler fra fosfor fra avløp.

Tabell 2-6. Sum utslipp kg P/år pr anlegg.

GNR	BNR	Anleggstype-beskrivelse	Prøveta- kings- punkt	Avstand resipient (m)	Byg- nings- type	Ut P til resi- pient kg/år
214	3	Utedo	G	270	Bolig	0.2
214	12	Slamavskiller til spredning	K	99	Bolig	1.0
214	13	Slamavskiller til spredning	K	104	Bolig	0.8
214	33	Bolig ubebodd - antar utedo	K	22	Bolig	0.4
213	4	Utedo ubebodd	L	61	Bolig	0.3
213	60	Biologisk toalett trolig ubebodd	N	78	Bolig	0.3
0	0	Hytte ukjent avløpsløsning - antar direkte utslipp	N	60	Hytte	0.4
212	3	Biologisk toalett	Ukjent	139	Bolig	0.2
213	9	Hytte ukjent avløpsløsning - antar direkte utslipp	Ukjent	23	Hytte	0.4
213	23	Hytte ukjent avløpsløsning - antar direkte utslipp	Ukjent	107	Hytte	0.4
214	26	Hytte ukjent avløpsløsning - antar direkte utslipp	W	9	Hytte	0.4
214	28	Hytte ukjent avløpsløsning - antar direkte utslipp	W	17	Hytte	0.4
214	30	Hytte ukjent avløpsløsning - antar direkte utslipp	W	21	Hytte	0.4
213	10	Hytte ukjent avløpsløsning - antar direkte utslipp	W	70	Hytte	0.4

Tabell 2-7. Sum utslipp kg P/år pr prøvepunkt (jf Figur 4-5)

Prøvepunkt	Ut P til resipient kg/år
G	0,2
K	2,2
L	0,3
N	0,7
W	1,6

3 Algemengde

I dette kapittelet vurderes algemengden i Jordalsvatnet opp mot potensielle drivere. Det er flere potensielle drivere for en endret algeproduksjon, som for eksempel endring i klimaparametre som nedbørmengde og -kvalitet, samt temperatur og lysforhold i innsjøen, og endringer i næringsstofftilførsler. Det benyttes daterte sedimentprøver og pigmentanalyser for å fastsette endringer i algesamfunnet i Jordalsvatnet over tid.

3.1 Metode

Innsjøer er dynamiske systemer; de endrer seg over tid. Naturlige prosesser fører til at innsjøer blir grunnere og mer produktive inntil de fylles fullstendig opp med sediment. Hastigheten til denne aldringsprosessen varierer mye for ulike innsjøer. En rekke menneskelige inngrep setter ikke i gang nye prosesser - de akselererer istedenfor innsjøenes naturlige aldringsprosess. Etter mange år med menneskelig aktivitet i nedbørfeltet, er det derfor ofte vanskelig å avgjøre om og i hvilken grad menneskelig påvirkning har bidratt til at innsjøen har utviklet seg slik den har gjort.

I moderne vannforvaltning prøver man som regel å løse dette problemet ved å dele vannforekomster i vanntyper. Disse karakteriseres ved å undersøke typiske vannforekomster uten menneskelig påvirkning, såkalte referanselokaliteter. Deretter er det mulig å avgjøre om en innsjø har endret seg pga. menneskelig påvirkning ved å sammenligne innsjøens tilstand med tilstanden til referanselokalitetene (jif Vanndirektivet). Fordelen med denne fremgangsmåten er at den tillater statusvurdering av alle vannforekomster uavhengig av tilgang til historiske data. Ulempen er at det er vanskelig å ta hensyn til de mange særtrekkene som vannforekomster har, noe som gjør at vurderingene kan være usikre. I tillegg er det ofte vanskelig å definere referansetilstand til vannforekomster i et kulturlandskap med en lang historie med menneskelig påvirkning, særlig når det ikke finnes upåvirkete referanselokaliteter av samme innsjøtype.

Slike problemer kan unngås ved å vurdere vannforekomstenes tilstand individuelt ved å rekonstruere deres historiske utvikling med hjelp av å undersøke sediment, som brukes som kjemisk og biologisk arkiv. I innsjøer avsettes hvert år et sjikt med sediment. Et slikt sjikt inneholder ulike typer biologisk og kjemisk materiale som kan benyttes til å rekonstruere det akvatiske organismsamfunnet, forholdene i innsjøen og dens nedbørfelt på tidspunktet da sedimentet ble avsatt. Dersom sedimentet ikke forstyrres mekanisk (oppvirvling pga. turbulens, graving, mudring), representerer sedimentets overflate de yngste avsetningene og dermed den aktuelle tilstanden av en innsjø. Alderen av sedimentet øker med avstand fra sedimentets overflate. Utviklingen av en innsjø kan derfor rekonstrueres ved å ta sedimentsøyler, dele disse i sjikt og analysere sammensetningen av hver enkelt sjikt. Resultater av denne undersøkelsen kombineres med informasjon om klimadata og menneskelig aktivitet i nedbørfeltet for å kunne trekke konklusjoner om påvirkning og eventuelle tiltak.

3.1.1 Prøvetaking og analyse

For Jordalsvatnet og Indrevatn ble det samlet inn sedimentsøyler med en Uwitec sedimentprøvetaker. Prøvetaking foregikk fra båt i 26. september 2017. Sedimentøylene ble tatt ut fra et tilnærmet horisontalt platå nær dypeste punkt i begge innsjøene. Prøvetakingspunktene for sedimentsøylene er vist i Figur 3-1. Posisjonen ble funnet med bruk av ekkolodd med gps og kart, inkl Garmin transducer spesielt egnet for ferskvann. De to sedimentsøylene ble delt i sjikt på 0,5 cm tykkelse. Alle prøvene ble lagt i lufttette plastposer. Prøvene ble deretter oppbevart kjølig og mørkt frem til analyse etter frysetørring.

Pigmenter ble ekstrahert med etanol over natt ved 4 °C. Ekstraktene ble deretter analysert ved hjelp av HPLC (Thermo Fisher Ultimate 3000 RS). Metoden er beskrevet i Wright m. fl. 1991. Kolonnen som opprinnelig var anbefalt ble erstattet med en mer moderne C30 kolonne (Thermo Fisher, 2,1 x 150 mm, 3 µm partikler) og pumpehastigheten ble senket til 0,5 l/min.

Ekstraktene ble analysert for klorofyll a og dets nedbrytningsprodukt pheophytin a (summen av begge er en markør for totalmengde av alger). Andre pigmenter ble også kvantifisert for å kunne identifisere endringer i algesammensetningen. Forhold mellom mengden av klorofyll a og dets nedbrytningsprodukt pheophytin a ble brukt til å konkludere mht oksygenforhold i bunnvannet.

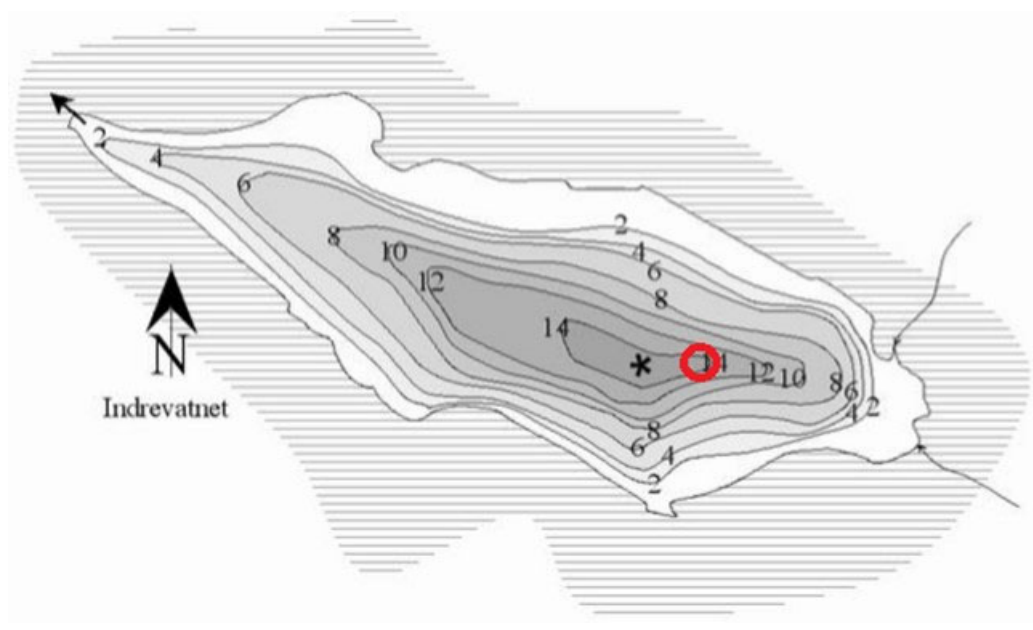
For å få på plass en tidsakse må mengden sediment avsatt årlig kvantifiseres. Dette ble gjort ved hjelp av analyse på radioaktivt Cesium (Cs-137) i sedimentprøvene. Metoden går ut på å finne topper som representerer Tsjernobylulykken (april 1986), evt også de siste nukleare prøvesprengningene i atmosfæren (1962/63). For denne analysen ble prøver slått sammen slik at antall prøver ble halvert, dvs at vi rekonstruerte tidsaksen med en oppløsning på 1 cm. Hver prøve ble målt (dpm) i to timer med en NaI detektor på NMBUs isotoplaboratorium.

3.2 Resultater

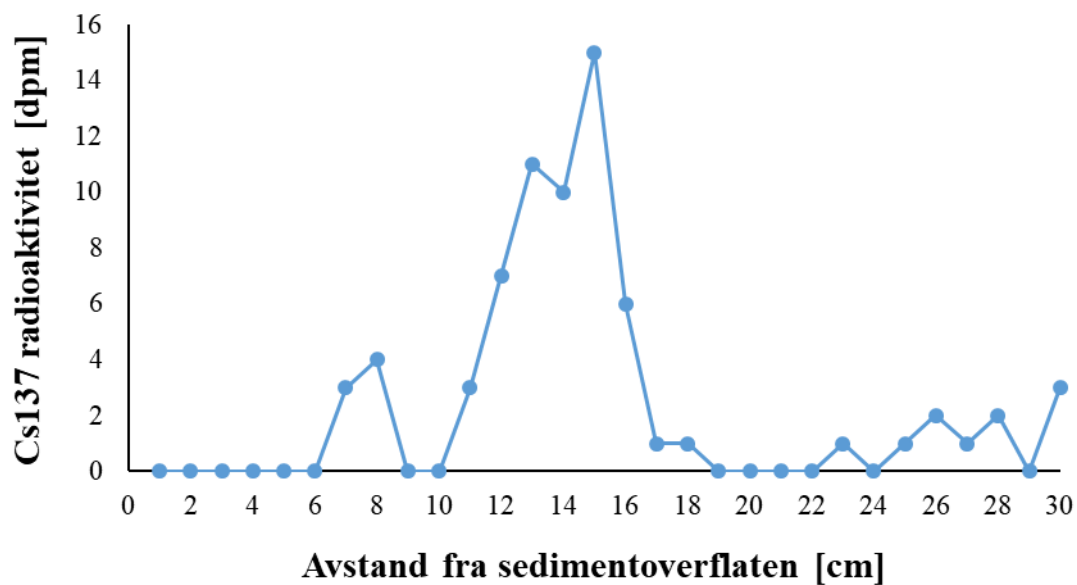
3.2.1 Dateringen av sedimentprøver

Cs-137 analysen ga forholdsvis gode resultater for Jordalsvatnet. Det ble funnet en tydelig Tsjernobyltopp om lag 15 cm fra sedimentoverflaten (Figur 3-2). Med dette antar vi at den gjennomsnittlige sedimentasjonshastigheten i dette bassenget er på 0,48 cm/år. Analysene ga mindre gode resultater for Indrevatnet (Figur 3-3). Dette kan skyldes at vannet er mer utsatt for vindindusert turbasjon. Det ble funnet en mindre markert topp 11 cm fra sedimentoverflaten, noe som tilsvarer en gjennomsnittlig sedimentasjonshastighet på 0,35 cm/år. Vi understreker at dette resultatet er forholdsvis usikkert.

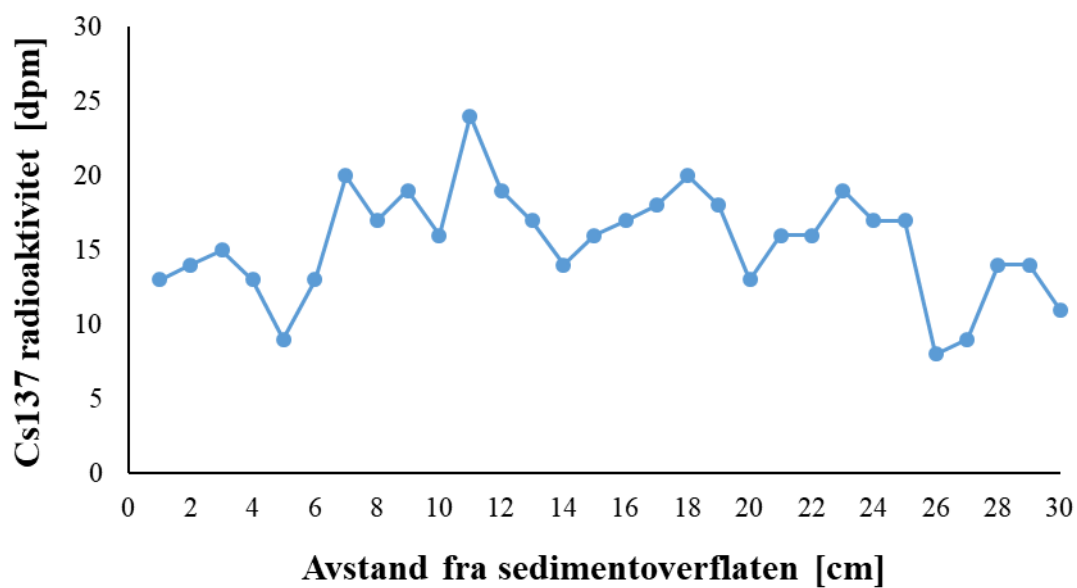
Den estimerte gjennomsnittlige sedimentasjonshastigheten ble videre brukt til å estimere alderen av sedimentprøvene som en funksjon av avstanden fra sedimentoverflaten. Estimater er best for perioden 2017 til 1986. For eldre sedimenter øker usikkerheten av dateringen med avstand fra 1986. Tidsaksen som ble brukt for å fremstille resultatene i denne rapporten må derfor anses som mer usikker når det gjelder perioden fra før 1986.



Figur 3-1: Posisjon for uttak av sedimentsøyler 26. september 2017 fra Jordalsvatnet og Indrevatnet; markert med rødt. Dybdekartene har vi fått oversendt fra Geir Helge Johnsen (Rådgivende Biologer).



Figur 3-2: Resultater av Cs-137 målinger i Jordalsvatnet.



Figur 3-3: Resultater av Cs-137 målinger i Indrevatnet.

3.2.2 Algemengde og - sammensetning i Jordalsvatnet

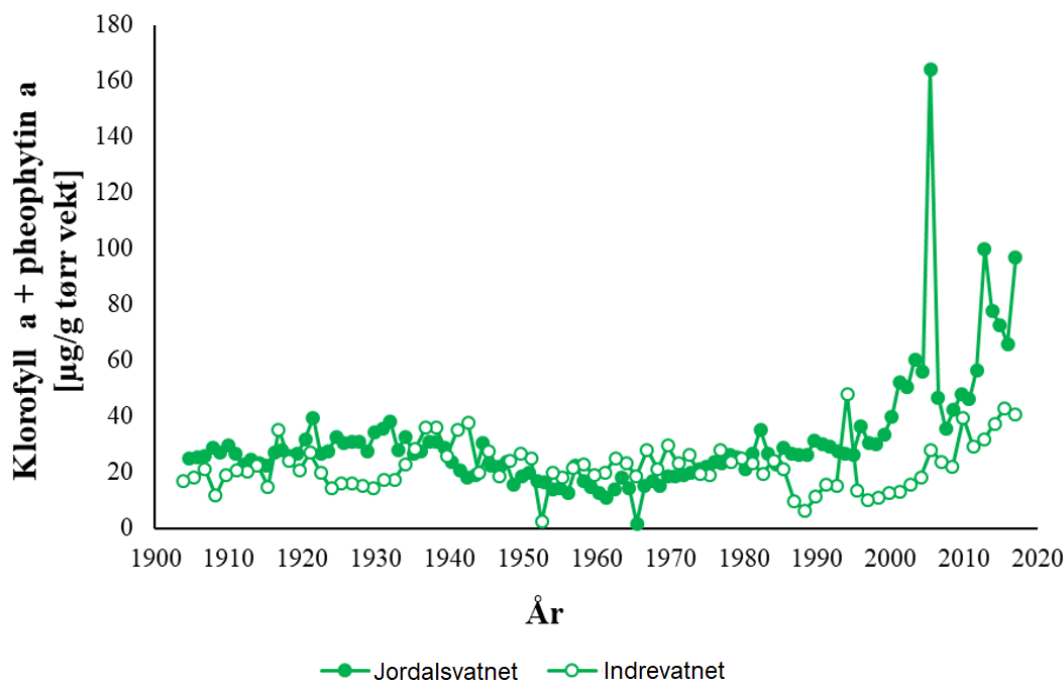
Sedimentprøvene har gjort oss i stand til å rekonstruere algesituasjonen i Jordalsvatnet og Indrevatnet fra omtrent 1900 til 2017. Alle alger produserer klorofyll a, som i sedimentet nedbrytes gradvis til blant annet pheophytin a. Summen av begge pigmentene er derfor et mål for den totale algemengden i en innsjø for et gitt tidspunkt.

Algemengden i Indrevatnet viser ikke noen tydelig trend over perioden 1900 til 2017 (jf Figur 3-4). Algemengden viser svingninger over tid, men disse er vanlige og kan ha naturlige årsaker. Situasjonen i Jordalsvatnet er litt annerledes. Her viser resultatene at algemengden etter år 2000 var høyere enn i perioden 1900-2000. Påfallende er også en økende trend i algemengden etter år 2000.

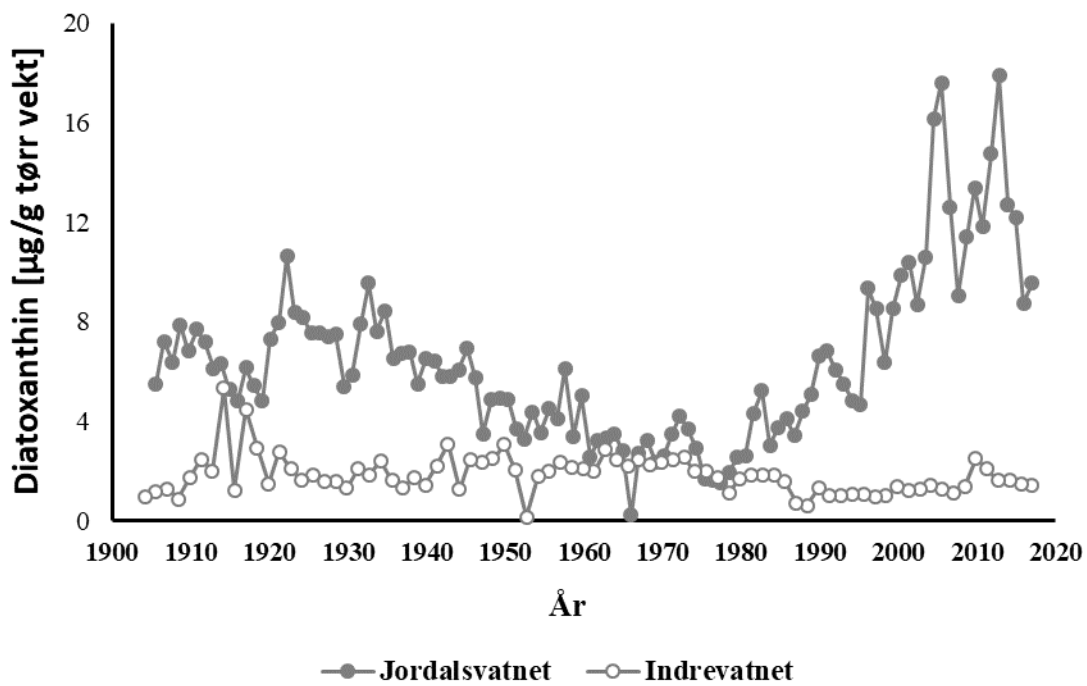
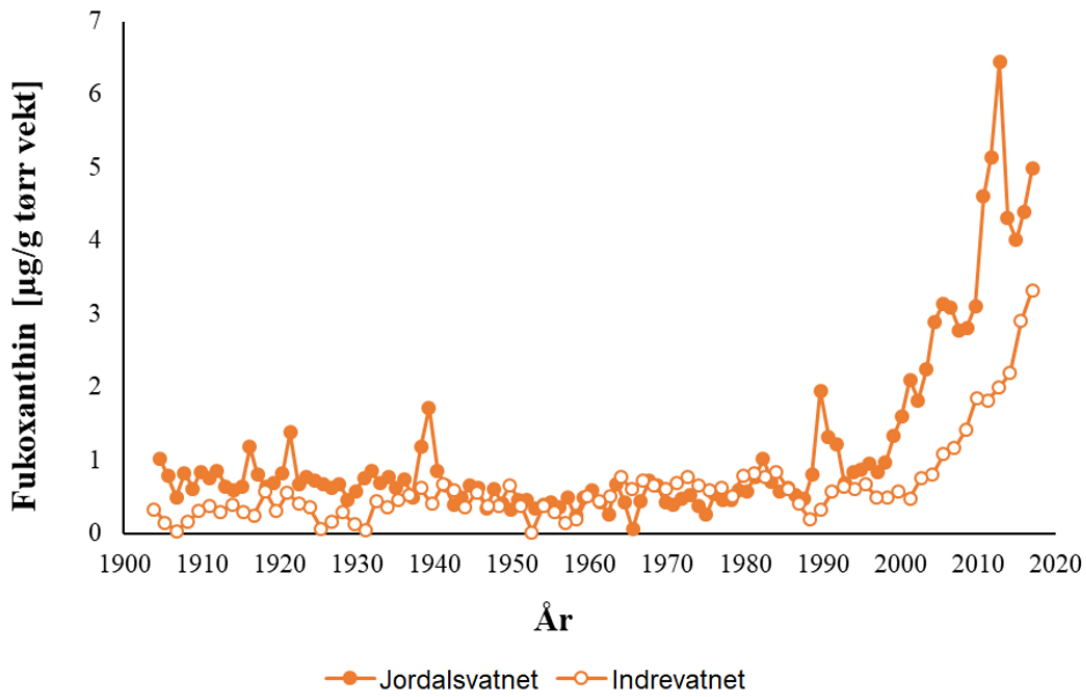
Det fleste algegrupper har en unik sammensetning av pigmenter som kan benyttes til å rekonstruere tidsutviklingen av algesammensetningen. Pigmentanalysene viser at Jordalsvatnet og Indrevatnet har vært og er dominert av kiselalger og grønnalger/øyeflagellater.

Fukoxanthin og diatoxanthin produseres hovedsakelig av kiselalger. Begge pigmentene viser en økende trend i Jordalsvatnet fra omtrent midten av 1990-tallet (Figur 3-5). Dette tyder på at betydningen av kiselalger øker i dette bassenget. Situasjonen i Indrevatnet er litt mer sammensatt. Her økte mengden av fukoxanthin etter år 2000, mens diatoxanthin var lavere enn tidligere. En mulig forklaring på dette er at artssammensetningen av kiselalger har endret seg, men uten at totalmengden har økt.

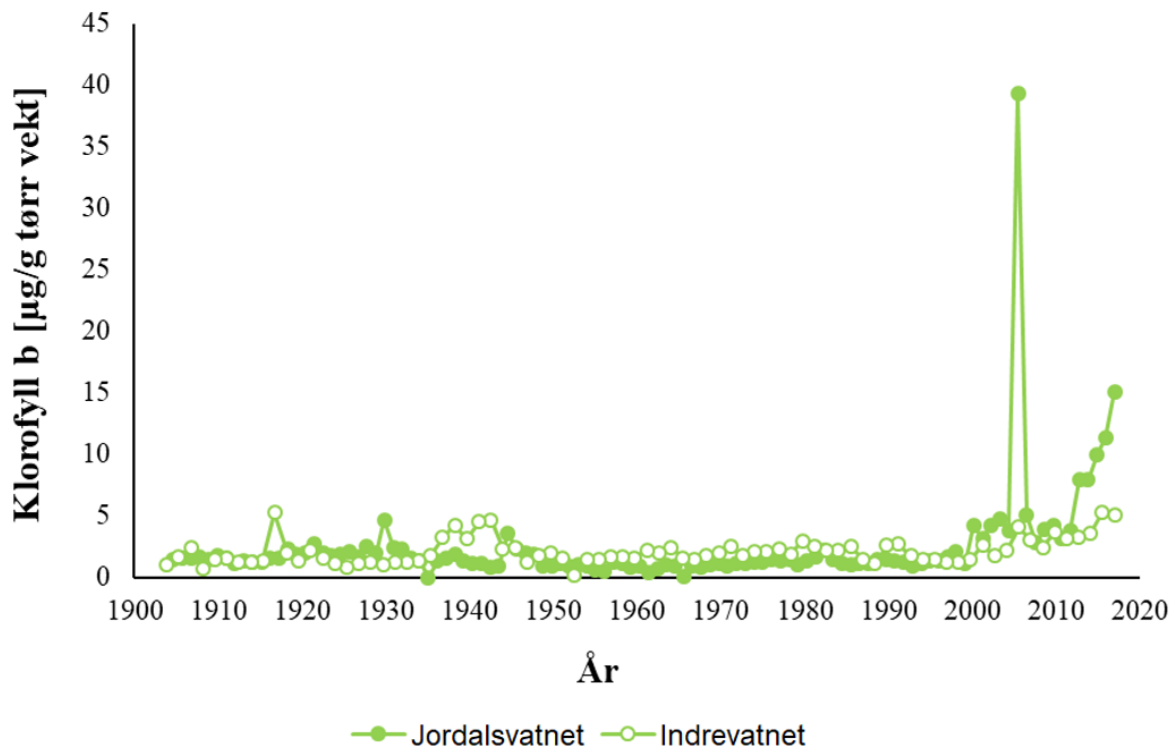
Grønnalger og øyeflagellater produserer klorofyll b, og dette ble benyttet til å rekonstruere konsentrasjonen av disse algegruppene (Figur 3-6). Resultatene viser en økende konsentrasjon av grønnalger og øyeflagellater i Jordalsvatnet etter år 2000. I Indrevatnet ble det ikke funnet noen tydelig trend.



Figur 3-4: Den totale algemengden i Jordalsvatnet målt som summen av klorofyll a og pheophytin a.



Figur 3-5: Betydning av kiselalger i Jordalsvatnet målt som konsentrasjon av pigmentene Fukoxanthin (øverst) og Diatoxanthin (nederst).



Figur 3-6: Betydning av grønnalger/øyeflagellater i Jordalsvatnet målt som konsentrasjon av klorofyll b.

3.2.3 Oksygenforhold i bunnvannet

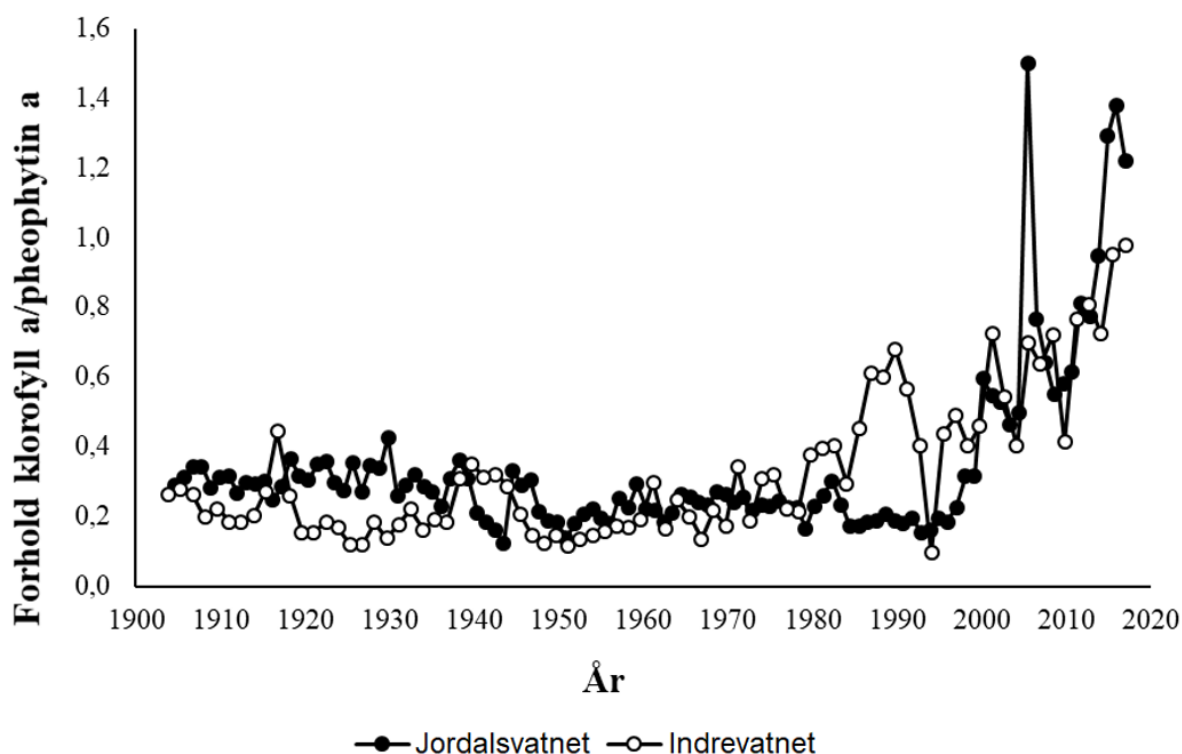
Innsjøer kan være termisk sjiktet om sommeren og vinteren. I en slik situasjon er bunnvannet avskåret fra atmosfæren og får ikke tilført oksygen. I innsjøer med mye alger kan nedbrytning av organisk substans derfor føre til at bunnvannet tømmes helt for oksygen. Slike anoksiske forhold kan for eksempel sette i gang utslipp av algetilgjengelig fosfat fra sedimentene. Vi vet at oksygenkonsentrasjonen i Jordalsvatnets bunnvann er målt å være god gjennom året, mens Indrevatnet tidvis har høyt oksygenforbruk og påfølgende lav oksygenkonsentrasjon i bunnvannet om sommeren (jf Bjørklund 1999; Johnsen og Brekke 2017).

Anoksiske forhold påvirker også pigmentsammensetningen i sedimentet. Når algeceller dør, begynner nedbrytningen av klorofyll a til pheophytin a, og denne prosessen forsetter i sedimentet inntil klorofyll a er fullstendig omdannet. Hastigheten av nedbrytningen øker med tilgang til oksygen i bunnvann. Mengden av klorofyll a i sedimentet i forhold til mengden av pheophytin a kan derfor benyttes til å estimere betydningen av anoksiske forhold i bunnvannet.

Resultater for Jordalsvatnet viser lite avvik fra en normal nedbrytningskurve for klorofyll; forholdet mellom klorofyll a og pheophytin a er høyest i toppsjiktet av sedimentet og avtar mer eller mindre gradvis med avstand fra sedimentoverflaten pga. nedbrytning av klorofyll a (Figur 3-7).

Et tydelig unntak er for en periode i årene 2005-2007; disse peker seg ut med en uvanlig høy konservering av klorofyll a. Dette kan tyde på lave oksygenverdier i bassengets bunnvann i denne begrensede tidsperioden, noe som skiller seg fra det som vanligvis måles av oksygenkonsentrasjon i bunnvannet i Jordalsvatnet. Forholdet mellom klorofyll a og pheophytin a for Indrevatnet viser en avtagende trend tilsvarende for Jordalsvatnet, men med noe mer variasjon. Dette er typisk for innjøer med tidvis manglende oksygen i bunnvannet (Figur 3-6). Forholdet mellom klorofyll a og pheophytin a følger al-

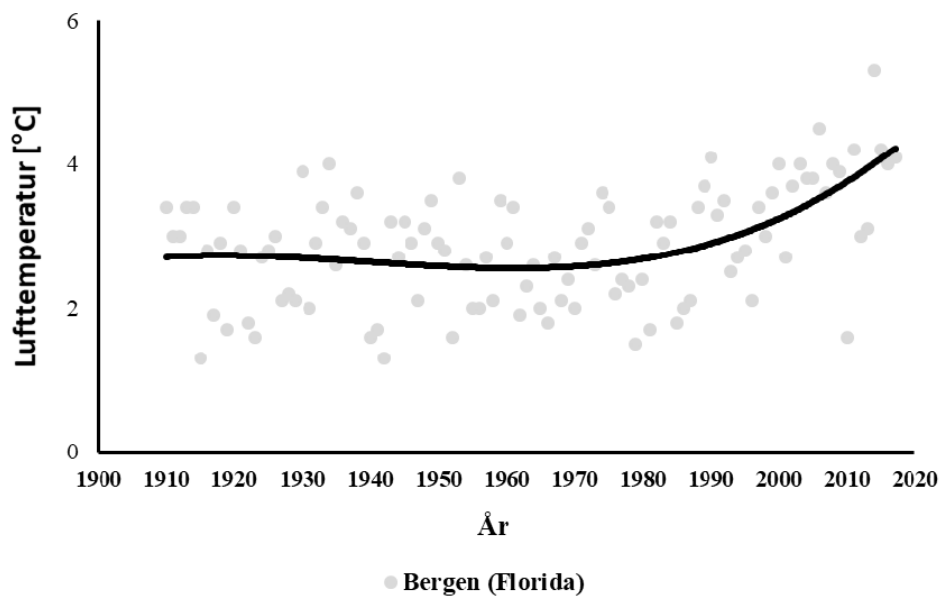
likevel en relativt gradvis avtakende trend også i Indrevatnet. Det antas også at Indrevatnet, som relativt grunn innsjø og med bratt omliggende nedbørfelt (som Jordalsskardet), i perioder med høyt oksygenforbruk og lite vind vil kunne få oksygenmangel i bunnvannet, men at sirkulasjonsmønsteret i innsjøen potensielt raskt kan endres og sirkulere vertikalt ned mot bunn med endrede vindforhold. Dette er trolig noe som vil kunne skje flere ganger i løpet av året. Tilsvarende er også påpekt i Johnsen og Brekke (2017). Disse forholdene medfører også en høyere grad av vindindusert resuspensjon av sedimentene sammenliknet med forholdene i det dypere Jordalsvatnet (jf Figur 3-1).



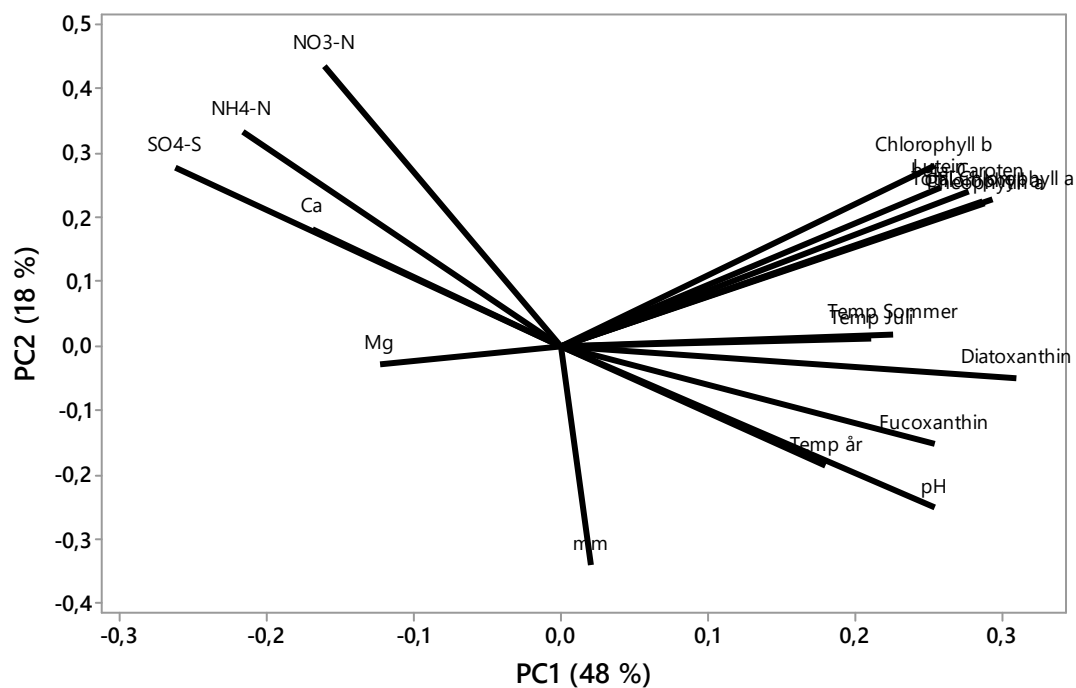
Figur 3-7: Forholdet mellom klorofyll a og nedbrytningsproduktet pheophytin a. Dette kan benyttes til å estimere sannsynligheten for at bunnvann har vært utsatt for anoksiske forhold.

Sedimentanalysene tyder på at algesituasjonen i Jordalsvatnet har begynt å endre seg omtrent etter år 2000. Det er flere potensielle drivere for denne økningen, som for eksempel endring i klimaparametre som nedbørmengde og -kvalitet, samt temperatur, lysforhold i innsjøen og endringer i næringsstofftilførsler. Målt utvikling i Jordalsvatnet er vist for årene 1969, 1995, 1998, 2003, 2009, 2011 og 2016 i Johnsen og Brekke (2017). For tiden etter år 2000 viser det noe variasjon i klorofyll a, jevn og relativt lave konsentrasjon av fosfor og nitrogen. I tillegg har Jordalsvatnet fått et noe bedre siktedyp etter år 2000 enn tidligere år. Fra værstasjonen Florida i Bergen, vet vi også at nedbørmengdene ikke har endret seg nevneverdig (dvs ingen signifikante trender), mens kvaliteten på nedbør har endret seg noe og særlig mht mindre sure komponenter (Eikebrokk m. fl. 2018). I tillegg har lufttemperaturen i Bergen økt noe fra omtrent år 2000, også i vekstsesongen (met.no; Figur 3-8). For å se på viktige drivere for alger i Jordalsvatnet, ble en PCA-analyse utført med potensielle drivere. PCA-analysen inkluderer algepigmenter, lufttemperatur (årsmiddel, sommersesongen og midt på sommeren (Juli)), samt nedbørkvalitet (sulfat, ammonium, nitrat og pH). Dette er drivere som har endret seg over samme periode som algesammensetningen har endret seg. Klimadata er fra stasjonen Florida i Bergen. Utvalget av

data for PCA-analysen går tilbake til 1980-tallet; dvs relativt sikre data som også inkluderer noen år før endring av algemengde oppstår i Jordalsvatnet. Et loadingplott er vist i Figur 3-9.



Figur 3-8: Årlig gjennomsnittlig lufttemperatur i Bergen over de siste 100 år. Data fra Florida målstasjon (met.no).



Figur 3-9: Loading plott for klima og algeutvikling i Jordalsvatnet fom året 1981. Klimadata er fra stasjonen Florida i Bergen. Opp til høyre clustrer pigmentene klorofyll a, klorofyll b, pheophytin a, lutein og beta-Caroten. Lufttemperatur for både sommersessongen og juli klustrer seg også sammen ut til høyre.

PCA-analysen indikerer at klimaendringer med økt temperatur kan øke produksjonen av alger i Jordalsvatnet. Det er derimot en omvendt proporsjonal effekt av sure komponenter i nedbøren som faller over nedbørsfeltet. Dette kan tyde på at NOM kan spille en rolle i algeutviklingen etter år 2000, enten via endret lysregime eller som input til næringsstoff for alger. Mengden nedbør viser lite sammenheng med mengde alger i perioden. Videre tyder den lange perioden med relativt stabilt innhold av klorofyll a på at de variasjoner som har vært i næringsstoffer (TP og TN) i Jordalsvatnet, ikke har stor betydning for variasjoner i algemengden (se for eksempel Johnsen og Brekke, 2017). Tilførsler av lett biotilgjengelig fosfat fra Indrevatnet, via intern gjødsling, kan derimot (potensielt) stimulere til mer algevekst i kombinasjon med et varmere klima og bør begrenses.

Klima med økt temperatur er trolig en viktig faktor til økt algevekst i Jordalsvatnet. I tillegg er tidvis interngjødsling og tilførsler av fosfat og alger fra Indrevatnet noe som bør begrenses.

4 Sykdomsfremkallende mikroorganismer

I dette kapitlet estimeres tilførselen av patogene organismer til Jordalsvatnet, der det også utføres en kvantitativ mikrobiell risikovurdering (QMRA).

4.1 Introduksjon

Forurensing av drikkevannskilder med vannbårne patogener (smittestoffer som forårsaker sykdommer) og relaterte sykdommer er en stor bekymring over hele verden. Mennesker, husdyr og ville dyr kan bidra til utslipp av mikrobielle patogener i nedbørfeltet, for eksempel via fekalt materiale, som så kan transporteres til drikkevannskilden. Tilstedeværelsen av fekale indikatorbakterier (FIB) i et vannmiljø, f.eks. *E. coli* og Intestinale enterokokker, er en klar indikasjon på en fekal kilde i nedbørfeltet. I de fleste tilfeller, hvis en gitt konsentrasjon av indikatororganismer stammer fra en menneskelig kilde, indikerer dette en høyere helserisiko enn om de samme indikatorene (i samme konsentrasjon) stammer fra husdyr. Videre vil en gitt konsentrasjon av indikatororganismer som stammer fra husdyr indikere en høyere helserisiko enn om de samme indikatorene (i samme konsentrasjon) kommer fra ville dyr. På grunn av dette er det viktig å kunne skille kilden til de påviste indikatorene. Dette gjøres ved å bruke sporingsmetoder som kan identifisere opprinnelsen til indikatororganismer (Hawkins m. fl., 2000; Sinton m. fl., 1998).

For å vurdere tilførselen av patogener til Jordalsvatnet, er første trinn å identifisere kildene til utslipp av patogener, samt deres spredning og skjebne ved transport innenfor nedbørfeltet. Hovedkildene til patogener i nedbørfeltet er avføringsmateriale fra beitedyr (husdyr og ville dyr), lagring og spredning av husdyrgjødsel (Ferguson m. fl., 2003), arealavrenning, utslipp fra separate avløpsanlegg, overløp fra avløpspumpestasjoner og lekkasje fra avløpsnett. Risiko for smitte fra husdyr og ville dyr avhenger av dyretetthet, mengde avføring, dyrenes alder og oppførsel, hvor mange dyr i populasjonen som er infisert, i hvilken grad sykdommer kan overføres mellom dyr og mennesker, samt nedbørfeltets karakteristikker.

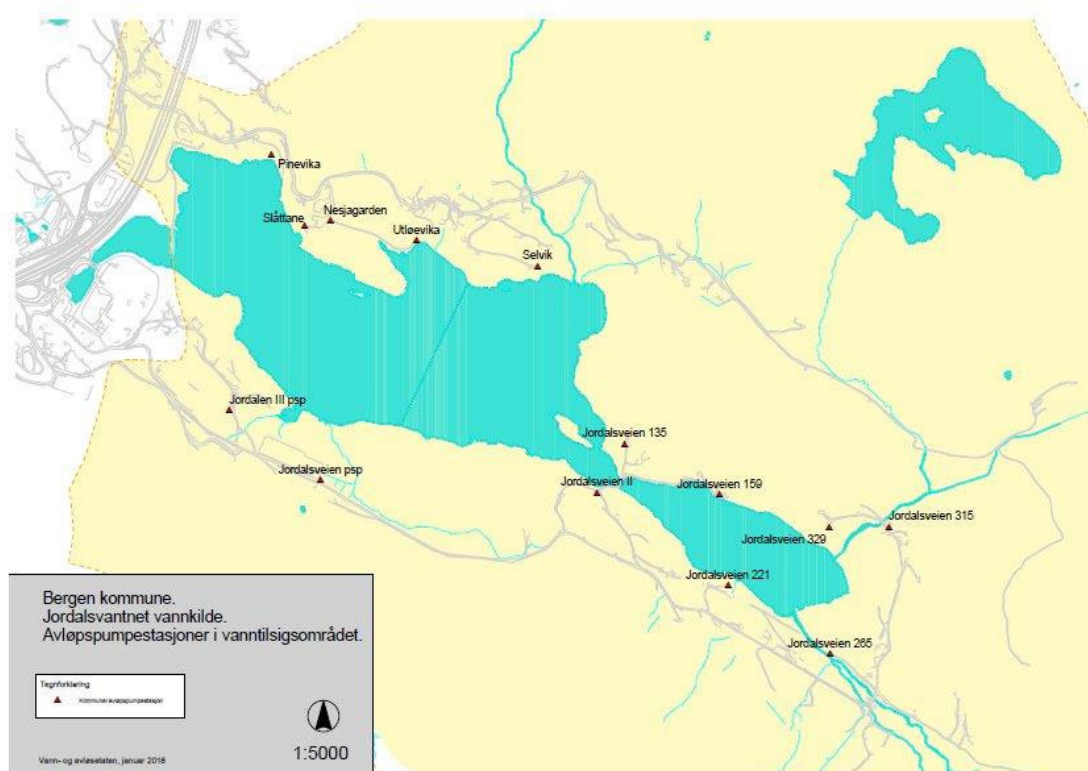
Smittespredning fra menneskelig avføring anses generelt som en større risiko for menneskers helse enn smittespredning fra dyr, da det med større sannsynlighet inneholder menneskespesifikke patogener. I denne kildevurderingen antas lekkasje av avløpsvann og utslipp fra separate avløpsanlegg som hovedkilden til fekal forurensning av menneskelig opprinnelse. Bruk av fekale indikatorbakterier (FIB) er grunnlaget for vurdering av den mikrobielle vannkvaliteten. Det blir stilt kritiske spørsmål ved bruk av dagens indikatorbakterier i helserisikovurderinger da det i flere studier er vist manglende sammenheng mellom forekomst av indikatorer og patogener. Det er derfor vesentlig å kjenne opphavet til den fekale forurensningen ved gjennomføring av helserisikovurderinger. Microbial Source Tracking (MST) er et alternativ som forsøker å bestemme kilden til fekal forurensning i et vannområde (Stoeckel og Harwood, 2007). Disse metodene kan skille mellom fekal forurensning fra mennesker, sau, drøvtyggere og hest. MST-tester utført i Jordalsvatnet (Paruch m. fl., 2016) er en del av denne studien for å identifisere kilden til fekal forurensning. I dette kapitlet gjøres det en vurdering av forekomst av noen utvalgte patogener av potensielt stor helsemessig betydning, samt hvilken helserisiko disse representerer.

4.1.1 Lekkasjer i avløpsnett og overløpsutslipp

Overløp i kloakkpumpestasjoner skjer normalt ved strømbrudd, pumpehavari eller ved kapasitetsoverskridelse i fellesavløpssystemer ved kraftig regnvær. Andre årsaker kan være blokkering av avløpsrøret på grunn av fremmedlegemer eller deformasjoner. Pumpestasjonene rundt Jordalsvatnet er

utstyrt med egne oppsamlingstanker for overløp, som har tilstrekkelig lagringskapasitet, tilpasset beredskapen (se kapittel 2.2.7.).

Disse tiltakene gir betydelig økt grad av sikkerhet, men selv her vil en ikke kunne være 100 % sikret mot uheldige hendelser. Små lekkasjer i avløpsnettene kan være vanskelige å avdekke (tetthetstesting hvert 5. år), og dette vil kunne føre til at de beregnede forurensningstilførslene blir feilaktige. Vi har ingen sikre holdepunkter for hvor stort dette problemet er i nedbørfeltet til Jordalsvatnet. En del av ledningsnettene er over 30 år gammelt (se kapittel 2.1.7), og det må antas at denne delen har økt risiko for lekkasjer, blokkeringer og funksjonsfeil på grunn av aldring. For å unngå underestimering av fremtidig risiko har en derfor lagt til grunn en lekkasjeandel på 2 % for alt ledningsnett, basert på undersøkelser utført i Trondheim (Bruaset m. fl. 2010). I Jordalsvatnet avløpsområde er størstedelen av ledningsnettene separert, med 1419 meter fellesavløpssystem (AF) og 14527 meter med separatsystem (SP), støttet av 14 kommunale avløpspumpestasjoner. I tillegg er det flere private pumpestasjoner.



Figur 4-1. Avløpspumpestasjoner (markert med svarte trekkanter) i Jordalsvatnet nedbørfelt.

4.1.2 Utslipp fra separate avløpsanlegg

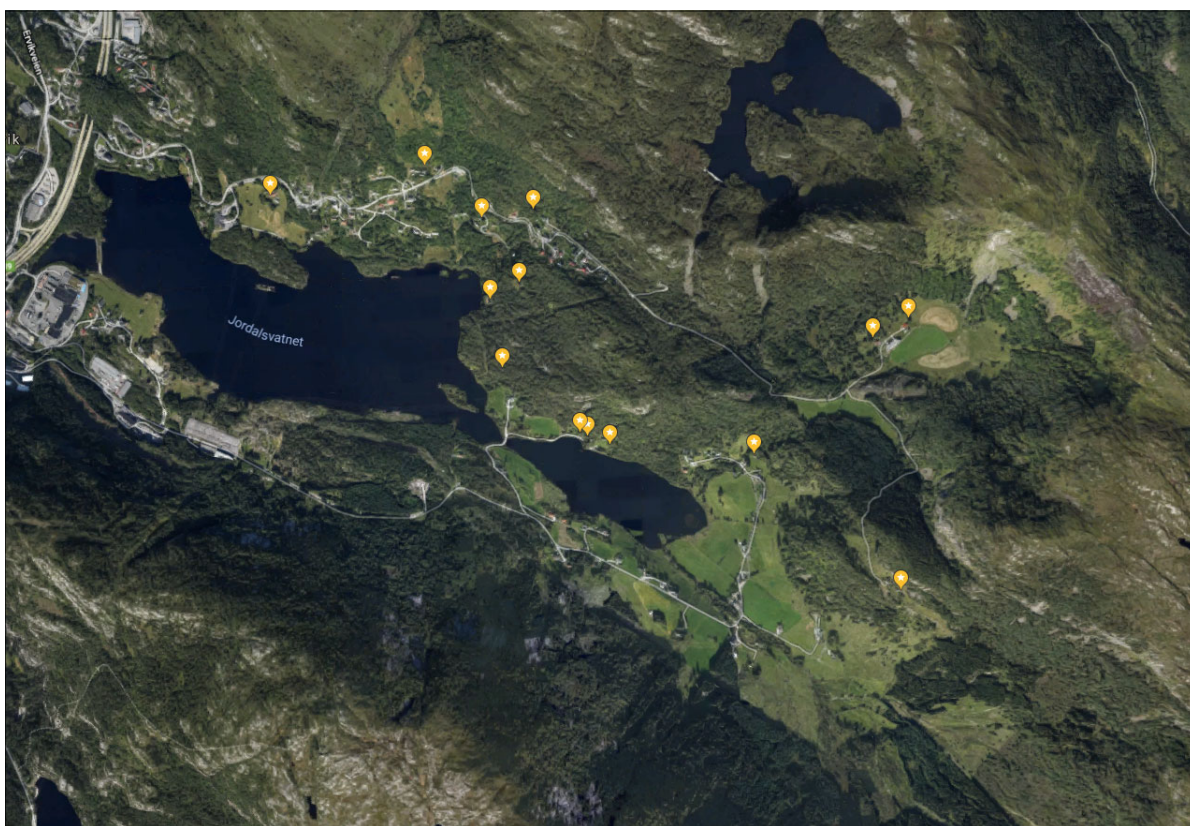
Separate avløpsanlegg kan gi svært god renseeffekt dersom de planlegges og bygges forskriftsmessig, samt følges opp med nødvendig drift og vedlikehold. De totalt 14 separate anleggene i området betjener 7 bolighus og 7 hytter (se Tabell 2-6). Av disse er det fire med utedo eller biologisk klosett, altså med kilde-separert avløp. Disse representerer normalt en lavere belastning av smittestoffer da mesteparten av avløpsvannet som ledes vekk er gråvann med lavt innhold av smittestoffer. Dette forutsetter imidlertid at utedoene er godt sikret mot direkte avrenning. Hytter gir normalt en lavere belastning av sykdomsorganismer på grunn av lavere bruksfrekvens. Slamavskiller med spredning i infiltrasjonsgrøfter gir generelt god tilbakeholdelse av smittestoffer når løsmassene på stedet er egnet til formålet.

En stor del av smittestoffene holdes tilbake i umettet sone, umiddelbart under grøfta, men det er også vist betydelig tilbakeholdelse i mettete sone (grunnvannssonen). Avstanden til bekk/vassdrag er derfor av betydning for spredningspotensialet. Selv gamle infiltrasjonsanlegg med oppstuvning til terrengoverflaten vil kunne ha betydelig tilbakeholdelse dersom vannet re-infiltrerer i nærliggende jordsmonn. Både anleggstypen, tilstanden på de separate avløpsanleggene i dette området og bruken av boliger/hyttene er delvis ukjent. En har etter beste evne vurdert beliggenhet (Figur 2) og renseeffekt i de ulike anleggene ved å anslå tilførsler fra andelen med antatt direkte utslipp, delvis rensede avløp og rensede avløp, i risikovurderingen.

4.1.3 Tilførsel fra husdyr og ville dyr

En av hovedkildene som bidrar til patogener i nedbørfeltet er avføring fra husdyr og ville dyr. Tettheten av husdyr og ville populasjoner i et gitt nedbørfelt er en avgjørende faktor for patogenbelastningen. Høyere tetthet av dyr resulterer i et større volum gjødsel utskilt per arealenhet. Dermed er det en økt mengde patogener som kan transporteres til drikkevannskilden og/eller avsettes direkte i tilførselsbekker. Både husdyr og ville dyr kan bære patogener som smitter mennesker og har blitt identifisert som årsak til utbrudd av vannbårne sykdommer. Faktisk er flertallet av nylig påviste patogener av stor helsemessig betydning for mennesker zoonotiske, det vil si at de er i stand til overføres fra dyr til mennesker. De naturlige prosessene som reduserer overlevelse og spredning av disse patogenene inkluderer fortykning, inaktivering og tilbakeholdelse i jord på veg mot vannforekomsten.

Det er vanskelig å tallfeste tettheten av ville dyr fordi deres bevegelser er ukontrollert; populasjoner varierer med sesong og miljøforhold, og det er mange migrerende arter. Dessuten er utskillelsen av avføring fra ville dyr mye dårligere dokumentert enn for husdyr. I nedbørfeltet vil både fugler, hjortedyr og smågnagere kunne være smittebærere.



Figur 4-2. Lokalisering av de separate avløpsanleggene (markert med gule symboler) ved Jordalsvatnet

4.2 Kvantifisering av mikrobiell forurensning i Jordalsvatnets nedbørfelt

For å kvantifisere den mikrobielle patogenbelastningen i en drikkevannskilde er det ved hjelp av sporingverktøy gjort vurderinger av opphavet til de fekale forurensningene. Basert på studier av tilbakeholdelse og inaktivering av mikroorganismer er reduksjonen av de ulike organismene estimert.

4.2.1 Konsentrasjon av mikrobielle patogener og indikatorbakterier i ulike kilder

Patogener i avføring fra dyr kan komme inn i vannveier ved direkte avsetning eller som følge av overflateavrenning på arealer som inneholder avføring. For å kvantifisere påvirkningen fra dyreavføring er det nødvendig å beregne konsentrasjonen av potensielle patogener som er tilstede i dyreavføring og å estimere forekomsten av sykdom i dyrebestanden (Ferguson m. fl., 2008). Mengden av patogener som genereres vil også være påvirket av dyrs alder, hvor unge dyr vanligvis bærer mer patogener enn voksne dyr. Dyreadferden vil bestemme hvor avføring deponeres i forhold til de naturlige vannveiene, mens populasjonstettheten vil påvirke den totale mengden av patogener og potensialet for zoonotisk overføring. Mengden av sykdomsorganismer som bæres og utskilles av dyrepopulasjoner, er også påvirket av sesong og klimatisk variasjon (Ferguson m. fl., 2007). Det er lite tilgjengelig informasjon om sammenhengen mellom konsentrasjoner av fekale indikatorbakterier i avføring fra ville dyr og forekomsten av vannbårne patogener. Det var imidlertid store forskjeller i patogenprevalens og utskillelses-intensitet i ulike geografiske områder, noe som tyder på at slike data må suppleres med data fra lokale studier. En oppsummering av publiserte data for *E. coli*, *Cryptosporidium*, *Giardia*, *Salmonella* og *Campylobacter*-konsentrasjon i husdyravføring er vist i Tabell 4-1.

Det har vært økende bekymring for effektene på menneskers og dyrs helse av patogene virus i husdyrgjødsel. Enteriske virus havner i avføring og blir derfor spredt gjennom forurenset jord og vann; derfor vil alle andre dyrearter som beiter i samme beite og/eller drikker fra samme vannkilde som smittede dyr, sannsynligvis bli utsatt for smitten (Rodriguez-Lazaro m. fl., 2011). Når virus først er spredt i miljøet, varierer inaktiveringstallene vesentlig mellom virustyper, og inaktivering er raskere i flytende gjødsel enn i fast gjødsel (Rzeżutka og Cook, 2004). Dette viser at inaktivering av virus i miljøet er mindre effektivt dersom de absorberes på eller innebygd i suspendert fast stoff som ikke tørkes ut (Pesaro m. fl., 1995). Selv om konsentrasjonen av enteriske virus i dyregjødsel er viktig, er det ikke tatt med i denne studien på grunn av manglende informasjon om gjennomsnittlig utskillelsesintensitet av virus.

Tabell 4.1. Rapporterte konsentrasjoner av *E. coli*, *Cryptosporidium*, *Giardia*, *Salmonella*, og *Campylobacter* i avføring fra husdyr

<i>E. coli</i> (cfu*g⁻¹)			
Husdyr	Land	Gjennomsnitt	Referanse
Sau	Australia	5,9 x 10 ⁶	(Cheryl Davies, 2004)
Lam	Australia	6,9 x 10 ⁶	(Cheryl Davies, 2004)
Storfe (melk & kjøtt)	Australia	2,1 x 10 ⁶	(Cheryl Davies, 2004)
Kalver	Australia	4,2 x 10 ⁹	(Cheryl Davies, 2004)
Hester	USA	5,8 x 10 ³	(Geldreich, 1978)
<i>Cryptosporidium</i> spp. (oocysts*g⁻¹)			
Sau	UK	2,8 x 10 ³	(Sturdee m. fl., 2003)
Lam	UK	1,8 x 10 ⁴	(Sturdee m. fl., 2003)
Storfe (melk & kjøtt)	UK	1,37 x 10 ³ – 1,78 x 10 ³	(Sturdee m. fl., 2003)
Kalv	UK	2,4 x 10 ⁴ – 1,1 x 10 ⁵	(Sturdee m. fl., 2003)
Hester	UK	2,07 x 10 ³	(Sturdee m. fl., 2003)
<i>Giardia</i> spp. (cysts*g⁻¹)			
Sau	Australia	1,6 x 10 ⁴	(Yang m. fl., 2014)
Lam	UK	2 x 10 ¹	(Hutchison m. fl., 2004)
Storfe (melk & kjøtt)	Canada	3,85 x 10	(Ralston m. fl., 2003)
Kalv	Canada	2,23 x 10 ³	(Ralston m. fl., 2003)
Hester	Canada	0	(Olson m. fl., 1997)
<i>Salmonella</i> (cfu*g⁻¹)			
Sau	UK	7,1 x 10 ²	(Hutchison m. fl., 2004)
Lam	UK	7,1 x 10 ²	(Hutchison m. fl., 2004)
Storfe (melk & kjøtt)	UK	2,1 x 10 ³	(Hutchison m. fl., 2004)
Kalv	UK	2,1 x 10 ³	(Hutchison m. fl., 2004)
Hester			
<i>Campylobacter</i> (cfu*g⁻¹)			
Sau	UK	3,9 x 10 ²	(Hutchison m. fl., 2004)
Lam	UK	3,9 x 10 ²	(Hutchison m. fl., 2004)
Storfe (melk & kjøtt)	UK	3,2 x 10 ²	(Hutchison m. fl., 2004)
Kalv	UK	3,3 x 10 ⁴	(Stanley m. fl., 1998)
Hester	New Zealand	1,3 x 10	(Moriarty m. fl., 2011)

En annen viktig kilde til patogener i nedbørfeltet er tilførsler fra separate avløpsanlegg. Den store variasjonen i den mikrobielle kvaliteten i utslippet fra rensesanleggene skyldes delvis ulike behandlingsmetoder, men er også relatert til den store variasjonen i kvaliteten på selve avløpsvannet. Tilførselen av patogener til vannkilden fra separate avløpsanlegg er påvirket av bruken (hvor mange/hvor ofte), renseseffekten i anleggene og sluttddisponeringen.

Avløpsvann som lekker fra avløpsledninger består av ubehandlet råkloakk, delvis fortynnet med fremmedvann og overvann, og må betraktes som en potensiell kilde til forurensing av drikkevannet. Tilførselen av patogener til tilførselsbekker og direkte i vannkilden fra lekkasje fra avløpsrør er avhengig av volumet av lekkasje og patogenbelastningen i avløpsvannet. Dette er estimert, basert på verdier fra publisert litteratur og andre studier i nærområdet (jf Tabell 4-2).

Tabell 4-2. Rapporterte konsentrasjoner av patogener i avløpsvann [L-1]

Indikator & patogener	Konsentrasjonsmiddel (range) pr. liter	Land	Referanser
Bakterier			
<i>E. coli</i>	2,5*10 ⁷ (7,9*10 ⁶ -7,9*10 ⁷)	Norge	(Eregno m. fl., 2018)
Salmonella spp.	5,6*10 ⁴ (930-110000)	Finland	(Koivunen m. fl., 2003)
Campylobacter spp.	2,2*10 ⁶ (500-4400000)	Tyskland	(Höller, 1988)
Enteriske virus			
Enterovirus	5,1*10 ³ (100-10000)	Italia	(Aulicino m. fl., 1996)
Rotavirus	5,0*10 ³ (<1-10000)	Nederland	(Lodder m. fl., 1999)
Norovirus	8,0*10 ⁵ (1000-1600000)	Tyskland	(Pusch m. fl., 2005)
Parasitter			
Giardia cysts	7,6*10 ³ (4000-28000)	Norge	(Robertson og Gjerde, 2006)
Cryptosporidium oocysts	6,8*10 ³ (4000-24000)	Norge	(Robertson og Gjerde, 2006)

4.2.2 Tetthet av dyr og gjødselproduksjon

Dyretetthet er en viktig faktor for beregning av patogenbelastning. Høyere tetthet av dyr resulterer i et større volum gjødsel utskilt per arealenhet og dermed en økning i mengde patogener som kan transporteres til overflatevann og/eller avsettes direkte i tilførselsbekker. I tillegg til utfordringene i å estimere tetthet av ville dyr, er det også vanskelig å estimere sykdomsforekomst i dyrepopulasjoner, siden tegn på infeksjon og sykdom kan være vanskelig å vurdere (Artois m. fl., 2001). En vurdering av produksjonen av husdyrgjødsel er inkludert i Tabell 4-3.

Tabell 4-3. Mulige kilder for patogener fra mennesker og husdyr i Jordalsvatnets nedbørfelt.

Forskjellige kilder	Enhet	Mengde	Estimert volum av utslipp/gjødsel	
			Enhet	Volum
Kommunalt avløp				
Separatsystem	meter	14527	217 hus x 2,32 pe x 0,15m ³ /dag x 340 dager x 2 % (0,057 antall stopp pr, km)	513.5 m ³ /år
Fellesavløps-sytem	meter	1419		
Pumpestasjoner	No	14		
Separate avløpsanlegg				
Bolighus	No	7	7 bolighus x 2,32 pe x 0,12 m ³ /dag x 340 dager	662.6 m ³ /år
Hytter	No	7	7 hytter x 2,32 pe x 0,12 m ³ /dag x 40 dager	78.0 m ³ /år
Husdyr				
Sau	No	154	4 kg gjødsel *dyr ⁻¹ * dag ⁻¹	224840 kg/år
Lam	No	53	1 kg gjødsel *dyr ⁻¹ * dag ⁻¹	19345 kg/år
Storfe(melk)	No	8	50 kg gjødsel *dyr ⁻¹ * dag ⁻¹	146000 kg/år
Storfe(kjøtt)	No	29	23 kg gjødsel *dyr ⁻¹ * dag ⁻¹	243455 kg/år
Hester	No	10	28 kg gjødsel *dyr ⁻¹ * dag ⁻¹	102200 kg/år

Antall personer pr. husholdning i Åsane <https://www.ssb.no/en/befolkning/statistikker/familie/aar/2017-09-26?fane=Tabell&sort=nummer&Tabell=322721>

4.2.3 Kildebudsjett for patogener i Jordalsvatnets nedbørfelt

I denne studien er det laget et patogenbudsjett som inkluderer tilførsler fra husdyr, avløpslekkasje og separate avløpsanlegg. Estimerer av populasjoner av ville dyr er vanskelige å angi fordi deres bevegelse er ukontrollert. For å identifisere og kvantifisere patogenbelastningen i nedbørfeltet bør en matematisk modell utvikles, som vurderer patogenkilde og konsentrasjon, utslipp, inaktivering og transport i nedbørfeltet. Utvikling av modeller som er pålitelige i å forutsi patogenoverlevelse og transport i nedbørfelt-skala, inkludert innsjøen, kan være et nyttig i vurderingen av strategier for å redusere patogenbelastningen i drikkevannskilden (jf. også Vedlegg 3).

For å planlegge fremtidig drikkevannsbehandlingen og redusere forbrukernes helserisiko er det nødvendig med kunnskap om råvannskvalitet, som inkluderer identifisering av patogenkilder og vurdering av konsentrasjoner i nedbørfeltet og i råvannskilden. Nåværende overvåkingspraksis for mikrobiell vannkvalitet ved råvannsinntaket, med en uke eller mindre tidsintervall, har flere begrensninger. En viktig begrensning er den store variasjonen i konsentrasjoner over tid (og rom) som er hendelses-drevet, delvis drevet av vær-situasjon, delvis av tekniske årsaker. For å kunne prioritere innsatsen der det monner mest er det viktig å utvikle et godt modellverktøy som er i stand til å rangere faktorenes betydning (Sokolova, 2013).

4.2.4 Mikroorganismers transport og skjebne i nedbørfeltet og vannveiene

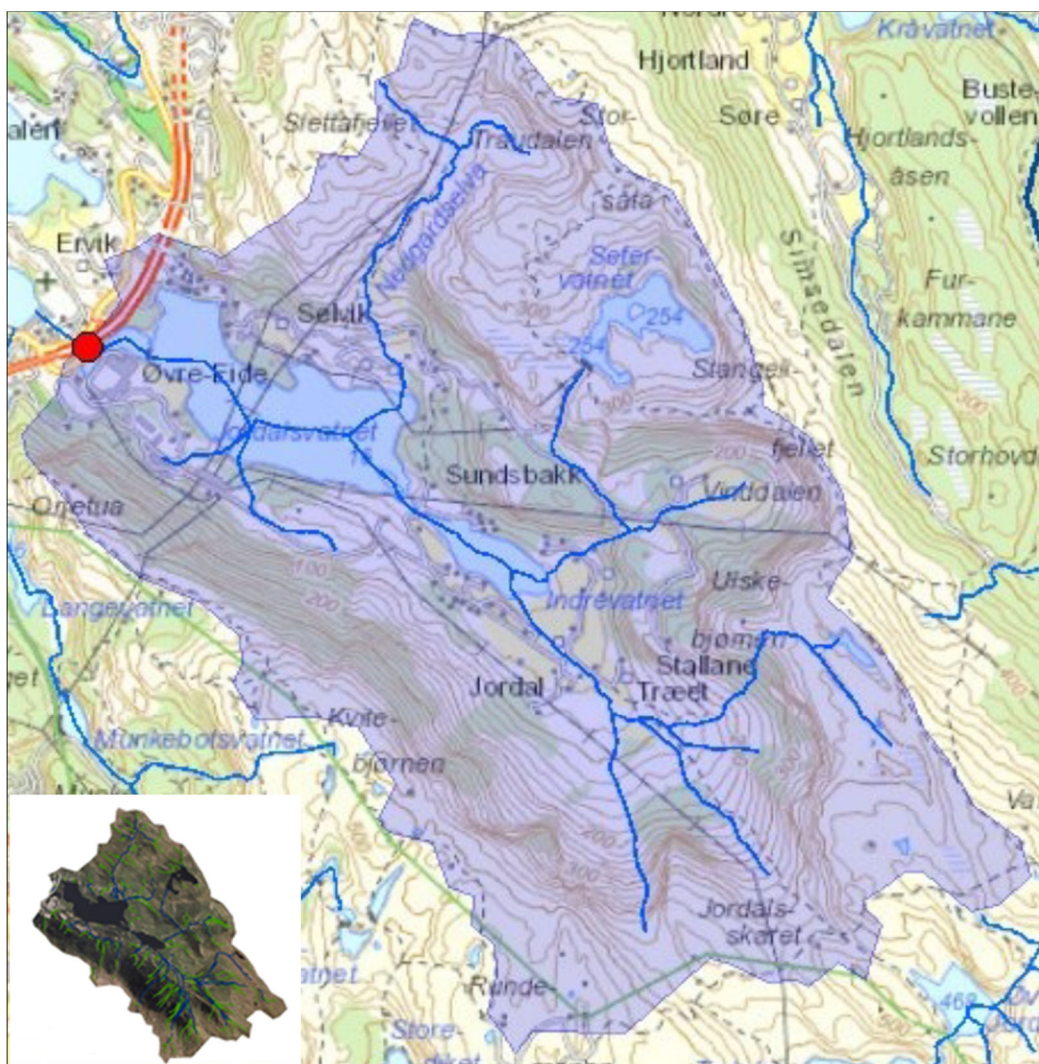
Overlevelse av patogener i overflatevann og grunnvann varierer, hvor overlevelsen er lengst når vann-temperaturen er lav om vinteren. Ulike egenskaper hos de forskjellige mikroorganismene, som for eksempel størrelse, overflateladning og hydrofobisitet, påvirker sterkt deres interaksjon med miljøet.

Dette er av stor betydning når man vurderer bevegelsen i nedbørfeltet. De kan ikke betraktes på samme måte som andre forurensninger, for eksempel oppløste næringsstoffer eller sedimenter. Faktorer som påvirker overlevelse inkluderer sollyseksposering og forekomst av akvatiske mikroorganismer (predasjon). Adsorpsjon til partikler øker overlevelsen (Bradford m. fl., 2013).

For at et vannbårent patogen skal utgjøre en fare for folkehelsen må det for det første utskilles fra sin kilde, deretter spres i vannet og samtidig må patogenet forbli i stand til å infisere nye vertsorganismer gjennom disse hendelsene. Skjebnen til og transporten av patogenene og indikatorene i miljøet påvirkes av miljøet (nedbørfeltets karakteristikk, klimatiske faktorer og organismens egenskaper) (Bradford m. fl., 2013).

4.2.5 Nedbørfeltets karakteristika

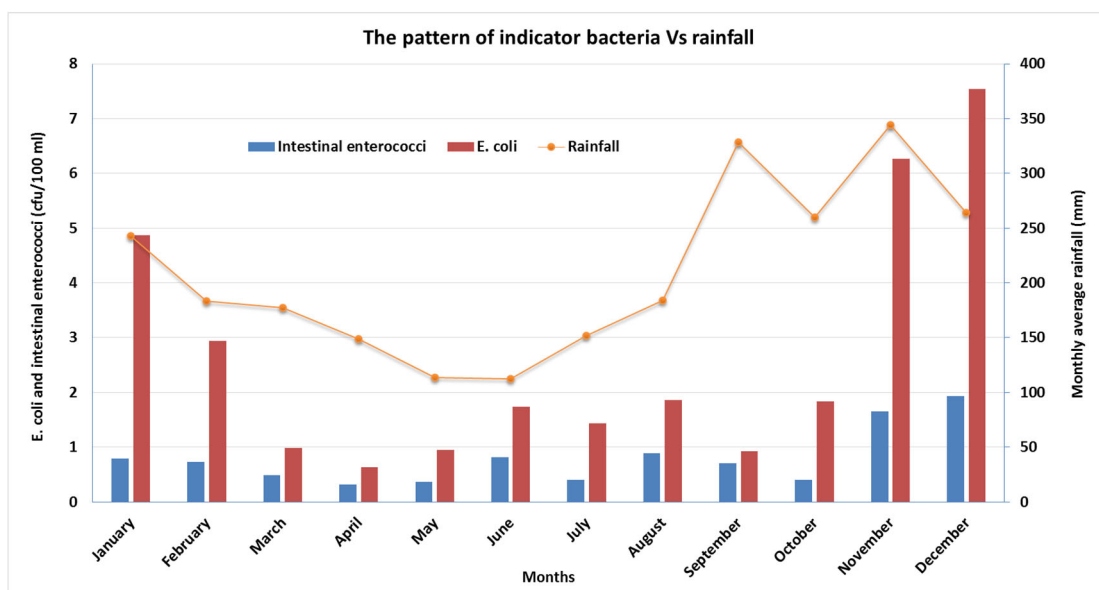
Nedbørfeltets karakteristika og arealbruk endres kontinuerlig over tid, og dets egenskaper er viktig ved vurdering av patogenbelastning i råvannskilden (Ferguson m. fl., 2003). Blant annet er det viktig å være klar over at patogener kan overleve relativt lenge i fekalt materiale, spesielt i kaldt klima hvor patogener kan overleve gjennom vinteren for så å bli frigit i snøsmeltingsperioden eller ved tilfeldige regnværepisoder. For *Cryptosporidium* er den største trusselen ved kraftig nedbør som medfører avrenning fra dyrket mark til råvannskilden (Atherholt m. fl., 1998; Walker m. fl., 1998). Drift av disse arealene vil påvirke fordelingen, skjebne og transport av patogene organismer (Ferguson m. fl., 2007).



Figur 4-3. Nedbørfeltet til Jordalsvatnet med sidebekker/elver. Kilde: nevina.nve.no

4.2.6 Klimafaktorer

Ulike værforhold kan påvirke nivåene av mikrobiell forurensning av drikkevannskilden. Oversvømmelser ved intens nedbør, tørke, ekstrem varme eller kalde perioder, skogbranne og liknende, er mulige hendelser som kan påvirke drikkevannskvaliteten på ulike måter (Khan m. fl., 2015). Intens nedbør har vært knyttet til utbrudd av vannbårne sykdommer. Hendelser med kraftig nedbør og ditto avrenning kan medføre økt erosjon i nedbørfeltet med økt partikkelinnhold i råvannet. Under slike hendelser kan konsentrasjoner av mikrobiell forurensning mangedobles (Gleason og Fagliano, 2017). I Jordalsvatnet har mikrobiell belastning av drikkevannskilden, påvist ved hjelp av indikatorer (*E. coli* og intestinal enterococci), et lignende mønster med nedbør og derfor blir den høyeste mikrobielle belastningen observert i november, desember og januar (Figur 4-4).



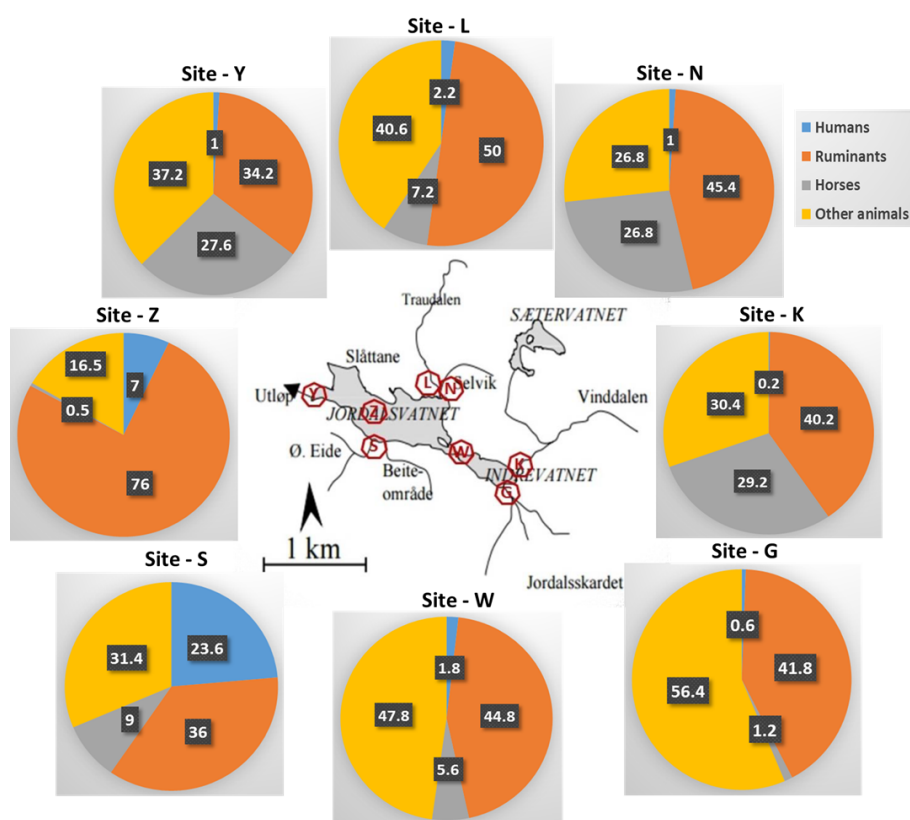
Figur 4-4. Månedlig konsentrasjon av fekale indikatorbakterier i råvannsinntaket ved Jordalsvatnet VBA, samt målt månedlig nedbørmengde (Målestasjon Bergen).

4.3 Mikrobiell kildeopsporing for å identifisere kildene til fekal forurensning

Risikovurdering av drikkevannsforsyningen for den sannsynlige forekomsten av patogene organismer har i mange år fokusert på påvisning av totale koliformer, fekale koliformer og *E. coli* som de primære indikatorene for potensiell fekal forurensning. Indikatororganismer brukes ofte til å vurdere nivåene av patogener i vannressurser. Det er imidlertid mye debatt om bruken av nåværende indikatororganismer og deres evne til å representere den potensielle tilstedeværelsen av patogene bakterier. Videre har utbrudd oppstått i fravær av disse mikrobielle indikatorene, og har dermed aktualisert behovet for en mangesidig tilnærming til risikovurdering i drikkevannsforsyningen (Malakoff, 2002). En relativt ny, lovende metode i tilnærmingen er bruk av mikrobiell kildeopsporing (Microbial source tracking; MST), som for tiden fokuserer på å bestemme kildene til fekal forurensning i vannkilder. MST, betegnes som et sett med molekylære teknikker for å oppdage bestemte genetiske markører som kan fastslå kildene for fekal forurensning i vannkilden. MST-teknikkene kan videre finne spesifikke kilder til denne forurensningen, for eksempel om den er fra mennesker, husdyr og/eller ville dyr (Santo Domingo og Sadowsky, 2007; Scott m. fl., 2002; Paruch m. fl., 2015 og 2017).

Vannprøver ble tatt fra Jordalsvatnet på åtte steder (G, K, L, N, S, W, Y og Z; Figur 4-5) i mai, juni, august, oktober og desember 2015 (Paruch m. fl., 2016) for å teste om fekal forurensning kommer fra

mennesker, hester, drøvtyggere (kyr, sau og geiter) eller andre arter (som fugler, hunder og katter) og resultatet er oppsummert i Figur 4-5. Som vi kan se fra resultatet av den genererte bidragsprofilen til genetiske markører i den fekale vannforurensningen, er mennesker ikke den dominerende kilden til fekal forurensning. Likevel indikerte to enkeltprøver tatt fra sted S, den høyeste individuelle bidragsprofilen for menneskemarkør; 53% og 61% periodisk dominante antropogene kilder i henholdsvis mai og desember 2015 (Paruch m. fl., 2016). Derfor ble det funnet et stort bidrag fra en menneskelig fekal kilde (21,6% i generert bidragsprofil) på dette bestemte stedet. Faktisk fantes det menneskeskapt bidrag definert på hvert av stedene (Figur 5), med de høyeste forekomstene av humane markører i vannprøver samlet i mai og desember 2015 (Paruch m. fl., 2016). Ellers ble det funnet at kilden til total fekal vannforurensning var fra drøvtyggere (i de fleste vannprøver), andre arter og noen ganger fra hester. Dominerende fekal forurensning fra drøvtyggere ble definert ved fem prøveteststeder (K, L, N, S og Z). Alle disse områdene viste høyeste bidragsprofil for drøvtyggere i juni og august 2015 (Paruch m. fl., 2016). På de andre tre områdene G-, W- og Y var de dominerende bidragsytterne til fekal forurensning de andre dyreartene (Figur 4-5). Selv om den genererte bidragsprofilen til hestemarkøren ikke antyder den dominerende rollen i den totale fekale forurensningen (Figur 5), ble det funnet at denne fekal kilden hadde betydelig bidrag på tre steder (K, N og Y). Dette var konsekvensen av de høyeste individuelle profilhastighetene for hestemarkører i vannprøver samlet på disse stedene (Paruch m. fl., 2016). Markørens individuelle bidragsprofiler var som følger: K-stedet - 34% i mai, 21% i oktober og 87% i desember 2015 (som var det individuelle dominerende bidraget til periodisk fekalvannforurensning), N-nettsted - 33% i mai, 32% i oktober, og 68% i desember 2015 (som var det individuelle dominerende bidraget til periodisk fekalvannforurensning) og Y-stedet - 17% i mai, 15% i juni, 24% i oktober og 82% i desember 2015 (som var det individuelle dominerende bidraget til periodisk fekalvannforurensning).



Figur 4-5. Andelen fekal kildebidrag (uttrykt som den genererte bidragsprofilen av genetiske markører i den totale fekale forurensningen) for vannprøver tatt fra Jordalsvatnet og Indrevatnet.

De høyeste konsentrasjonene av *E. coli* (> 200,5 MPN / 100 ml) ble påvist i august og desember 2015 i prøver tatt fra sted G og S, selv om de fleste prøver tatt i Jordalsvatnet viste høye *E. coli*-konsentrasjoner i oktober 2015 og når fekal vannforurensning fra andre arter dominerer (Paruch m. fl., 2016). Kun på prøvested S ble den høyeste *E. coli*-konsentrasjonen, sammen med dominant menneskelig bidrag (61%) til fekal vannforurensning, påvist.

Ved å sammenligne alle resultatene fra både mikrobiologiske og molekylære analyser, er det en tendens til at de dominerende kildene til fekal forurensning i den varmeste perioden har zoogen opprinnelse, mens det dominerende bidraget på våren, forsommeren og vinter er fra menneskeskapt kilder. Dette følger den generelle tendensen til at de fleste dyr (ville dyr og husdyr) oppholder seg på dyrket mark i den varmeste årstiden, mens under vinterperioden forårsaker kloakk fra lekkende avløpsrør, menneskelig fekal forurensning.

4.4 Epidemiologisk informasjon

Epidemiologiske undersøkelser viser at det er sammenheng mellom eksponering og forekomst av infeksjon eller sykdom hos en befolkning. De grunnleggende målingene av sykdomsfrekvens i befolkningen er beskrevet ved bruk av prevalens, som er andelen av befolkningen som har sykdommen på et bestemt tidspunkt eller over en spesifisert tidsperiode. For å kvantifisere forekomsten av sykdom hos befolkningen og antall personer som er berørt, er antall personer i populasjon (dvs. befolkningen som potensielt er eksponert) som de berørte personer kommer fra og tidsperioden som dekkes, viktig informasjon for beregningen. I denne epidemiologiske studien er tilfeller identifisert gjennom sykdomsregisteret fra det norske meldingssystemet for smittsomme sykdommer (MSIS). Befolkningen i fare er definert som befolkningen i Hordaland som helhet og Åsane der drikkevannsfasiliteten forsyner. For å sammenligne hyppigheten av vannbåren sykdom i disse to populasjonene, vurderte vi derfor størrelsen på populasjonene fra der tilfellene oppstod (jf Tabell 4-4 og Figur 4-6).

Tabell 4-4. Den faktiske sannsynligheten for sykdom pr. år for de utvalgte patogenene

Patogener	Hordaland			Åsane		
	Gjennomsnittlig antall tilfeller pr. år	Befolkning	Årlig sannsynlighet for sykdom	Gjennomsnittlig antall tilfeller pr. år	Befolkning	Årlig sannsynlighet for sykdom
Campylobakteriose	372,7	522539	7,1E-04	29,5	40938	7,2E-04
Giardiasis	43,4	522539	8,3E-05	2,9	40938	7,1E-05
Salmonellose	138,4	522539	2,6E-04	7,4	40938	1,8E-04



Figur 4-6. Epidemiologisk informasjon for Hordaland fra MSIS

4.5 Kvantitativ mikrobiell risikovurdering (QMRA)

Kvantitativ mikrobiell risikovurdering (QMRA) er et verktøy for å kvantifisere risikoen for infeksjon/sykdom hos forbrukere av drikkevann på grunn av vannbårne patogener. Metodikken er basert på fire trinn: Fareidentifikasjon, dose-responsammenheng (effektvurdering), eksponeringsvurdering og risikokarakterisering. Ved å utføre en QMRA undersøker man om vannforsyningsystemet oppfyller det helsebaserte målet. Denne typen analyse gir en vannleverandør muligheten til å undersøke effektiviteten av vannforsyningsystemet (råvannskvalitet og effektivitet av behandlingsbarrierer) under ulike omstendigheter og anslår potensiell infeksjonsrisiko. Eliminering av risiko kan gjøres ved å implementere risikoreducerende tiltak som optimalisering av behandlingsprosesser, og gjennomføre ytterligere kontrolltiltak.

4.5.1 QMRA-inngangsdata

Drikkevannsbehandlingsystemet (anlegget) har forskjellige mikrobielle barrierer, og dette er koagulering/filtrering ved hjelp av jernkloridsulfat i 3-media filtre, samt UV-desinfeksjon. I QMRA-modellen beskrives fjerning og inaktivering av mikroorganismer i vannbehandlingsanlegget ofte som \log_{10} reduksjon, og fjerningseffektiviteten for hvert behandlingstrinn må defineres. Reduksjonen er en fysisk fjerning eller inaktivering av mikroorganismer gjennom en spesifikk prosess, for eksempel gjennom desinfeksjon. I denne studien ble fjerningen av mikroorganismer fra avløpet, dvs. fjerning under grunnvannstransport og overflateavrenning, inaktivering i bekker, fortynning/inaktivering/fjerning i innsjøen, fjerning under drikkevannsbehandling, vurdert og estimert basert på litteraturstudier. Den vanligste og mest utbredte helsefaren forårsaket av patogener som er smittsom sykdom forårsaket av patogener bakterier, virus og protozoer. For denne studien er de utvalgte referansepatogener rotavirus, norovirus, *campylobacter*, *salmonella*, *giardia* og *cryptosporidium*. Forbruk av drikkevann som er forurenset fra mennesker eller dyr, er den viktigste eksponeringsveien. For å estimere den årlige infeksjonsrisikoen for patogener som går gjennom behandlingsbarriere, må patogenkonsentrasjonene i råvannskilden være kjent, og patogenkonsentrasjoner basert på tidligere studier og litteraturverdier ble anvendt.

Denne risikovurderingen er basert på konsentrasjon av patogener i kloakklekkasje og gjødsel, samt effekten av patogenfjerning av forskjellige barrieresystemer fra kilde til behandlingsanlegg.

Tabell 4-5 beskriver forventet variasjon under normale forhold og inkluderer ikke ekstremhendelser, som for eksempel strømbrudd, svikt i dosering, etc. Eksempler på effekt av uforutsette hendelser er vist i Tabell 4-12.

Tabell 4-5. Estimert log₁₀ reduksjon av referansepatogener ved forskjellige barrieresystemer

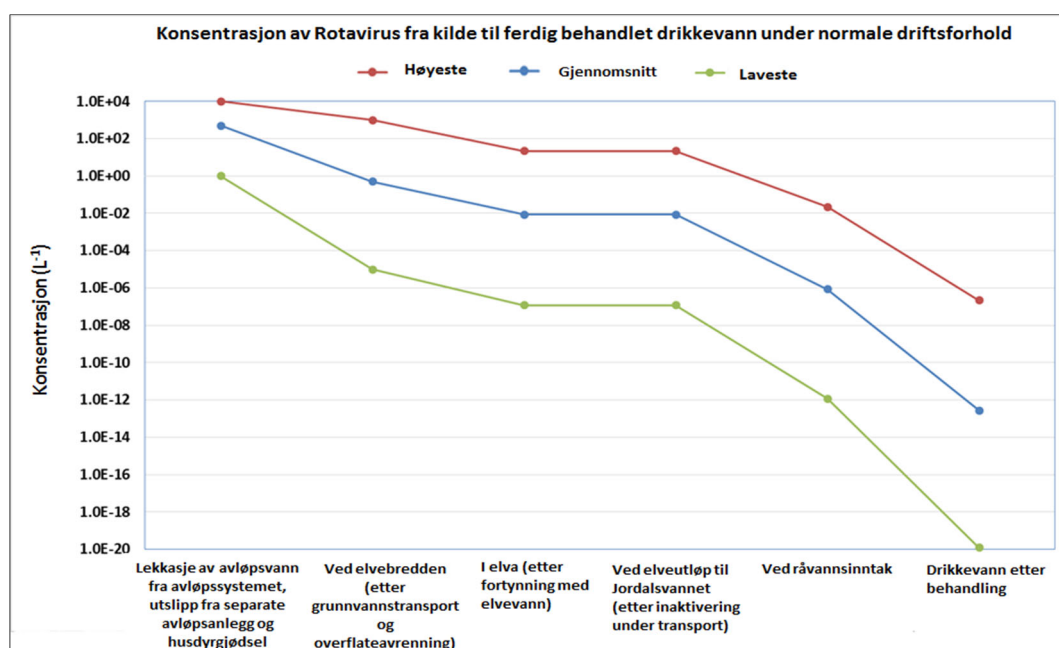
	Log ₁₀ reduksjon								
	Virus			Bakterie			Parasitter		
	Lav	Middel	Høy	Lav	Mid- del	Høy	Lav	Mid- del	Høy
Fjerning under grunnvannstransport og overflateerosjon/-avrenning, log ₁₀ -enheter [-]	1	3	5	2	4	6	3	5	7
Fortynning og inaktivering/fjerning i innsjøen, log ₁₀ -enheter [-]	3	4	5	3	4	5	3	4	5
Fjerning ved koagulering/3-media direktefiltrering, log ₁₀ -enheter [-]	1	1,5	2	2,5	3	3,5	3,5	4	4,5
Fjerning ved UV-desinfeksjon (log ₁₀ enheter)	3	4	5	3	4	5	3	4	5

4.5.2 Risikoberegning inngangsdata

Basis og inngangsdata for beregning av risiko ved normal driftssituasjon er vist i Tabell 4-6 – 4.11.

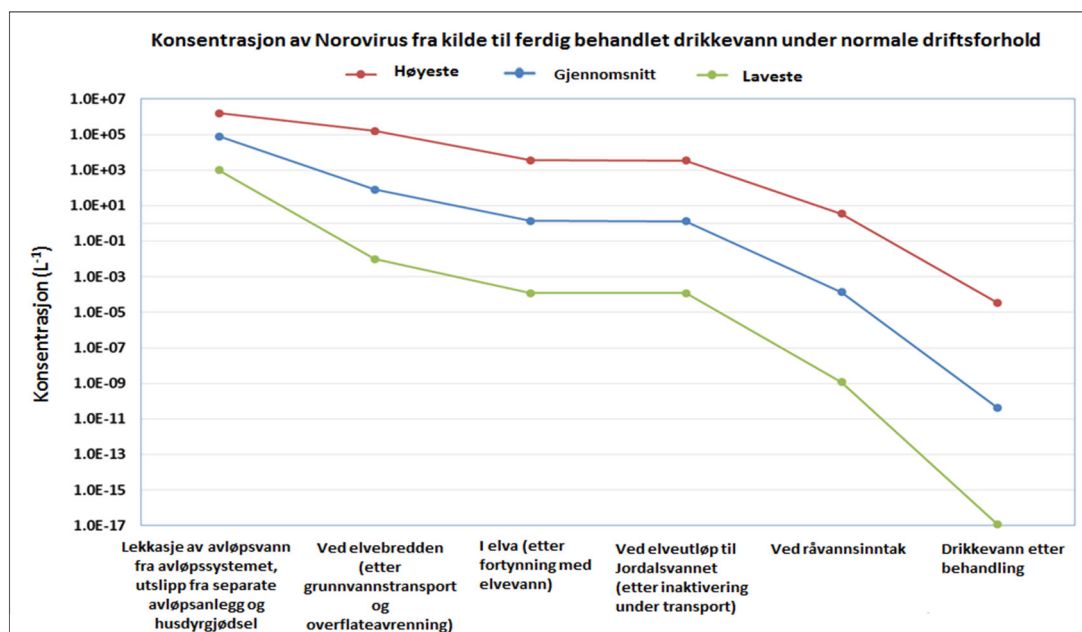
Tabell 4-6. Inngangsdata for beregning av risiko for rotavirus-infeksjon. Konsentrasjon fra kilde til ferdig behandlet drikkevann er også vist i diagram.

Rotavirus			
Parametere	Høyeste	Gjennomsnitt	Laveste
Avløpsvann fra ledningsnett og separate avløpsanlegg [m ³ år ⁻¹]	1630,33	1254	877,87
Husdyrgjødsel [m ³ year ⁻¹]	59800	46000	32200
Totalt avløpsvann og husdyrgjødsel, [L/s]	1,95	1,50	1,05
Rotavirus konsentrasjon (wastewater and manure) [L ⁻¹]	1,0E+04	5,0E+02	1,0E+00
Varighet av rotavirus utslipp [days]	365	365	365
Fjerning ved grunnvannstransport/overflateavrenning, log ₁₀ enheter [-]	1,00	3,00	5,00
Midlere elvevannføring [L/s]	86,2	86,2	86,2
Fortynningsfaktor, avløpsvann i elv, log ₁₀ enheter [-]	1,66	1,77	1,92
Midlere elvelengde [km]	2,3	2,3	2,3
Hastighet elv [m/s]	0,2	0,25	0,3
Inaktiveringskonstant [dag ⁻¹]	0,05	0,05	0,05
Transporttid i elv [dager]	0,133	0,106	0,089
inaktivering/fjerning i innsjøen, log ₁₀ enheter [-]	3	4	5
Fjerning under drikkevannsbehandling, log ₁₀ enheter [-]	5	6,5	8
Antall personer tilknyttet drikkevannssystemet [p]	40938	40938	40938
Spesifikt vannkonsum [L/p/dag]	1,6	1,2	0,8
Fjerning/fortynning/inaktivering (beregning)			
	Konsentrasjon [L⁻¹]		
Lekkasje av avløpsvann fra avløpssystemet, utslipp fra separate avløpsanlegg og husdyrgjødsel	1,00E+04	5,00E+02	1,00E+00
Ved elvebredden (etter GV transport og overflateavrenning)	1,00E+03	5,00E-01	1,00E-05
I elva (etter fortynning med elvevann)	2,21E+01	8,54E-03	1,20E-07
Ved elveutløp til Jordalsvannet (etter inaktivering under transport)	2,20E+01	8,50E-03	1,20E-07
Ved råvannsinntak	2,20E-02	8,50E-07	1,20E-12
Drikkevann etter behandling	2,20E-07	2,69E-13	1,20E-20
Risikokarakterisering			
Midlere daglig dose [-]	3,51E-07	3,22E-13	9,57E-21
Daglig sannsynlighet for infeksjon [-]	2,09E-07	1,91E-13	0,00E+00
Årlig sannsynlighet for infeksjon [-]	7,61E-05	6,99E-11	0,00E+00
Forventet antall infiserte personer årlig [-]	3,12E+00	2,86E-06	0,00E+00



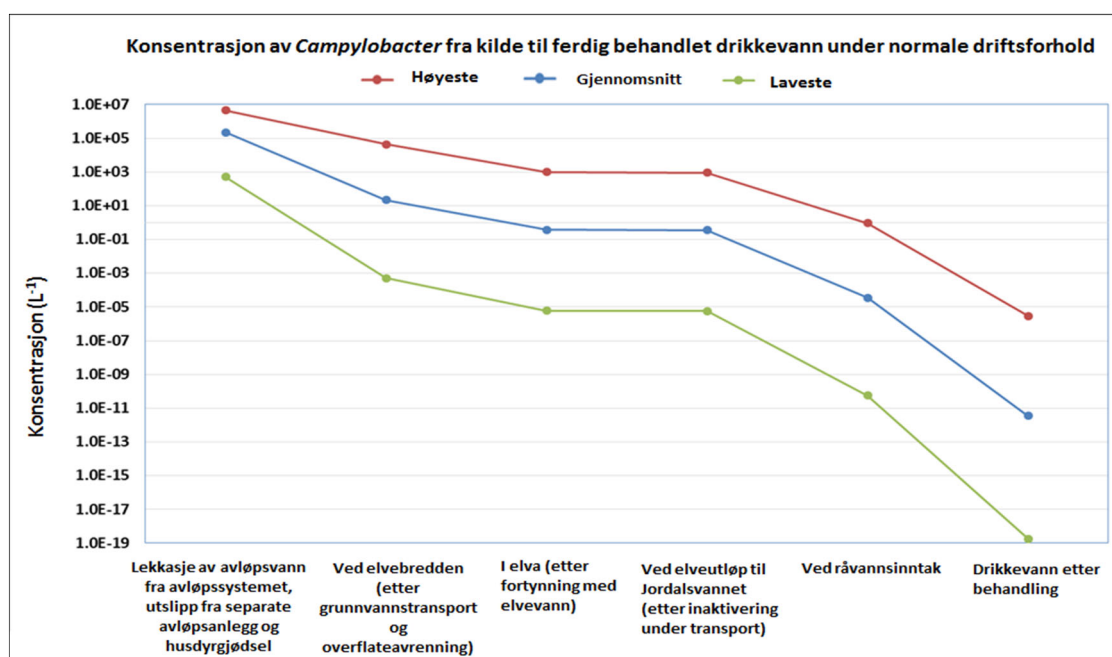
Tabell 4-7. Inngangsdata for beregning av risiko for norovirus-infeksjon. Konsentrasjon fra kilde til ferdig behandlet drikkevann er også vist i diagram.

Norovirus			
Parametere	Høyeste	Gjennomsnitt	Laveste
Avløpsvann fra ledningsnett og separate avløpsanlegg [m ³ år ⁻¹]	1630,33	1254	877,87
Husdyrgjødsel [m ³ year ⁻¹]	59800	46000	32200
Totalt avløpsvann og husdyrgjødsel, [L/s]	1,95	1,50	1,05
Norovirus konsentrasjon (wastewater and manure) [L ⁻¹]	1,60E+06	8,00E+04	1,00E+03
Variighet av norovirus utslipp [days]	1	1	1
Fjerning ved grunnvannstransport/overflateavrenning, log ₁₀ enheter [-]	1,00	3,00	5,00
Midlere elvevannføring [L/s]	86,2	86,2	86,2
Fortynningsfaktor, avløpsvann i elv, log ₁₀ enheter [-]	1,66	1,77	1,92
Midlere elvelengde [km]	2,3	2,3	2,3
Hastighet elv [m/s]	0,2	0,25	0,3
Inaktiveringskonstant [dag ⁻¹]	0,05	0,05	0,05
Transporttid i elv [dager]	0,133	0,106	0,089
inaktivering/fjerning i innsjøen, log ₁₀ enheter [-]	3	4	5
Fjerning under drikkevannsbehandling, log ₁₀ enheter [-]	5	6,5	8
Antall personer tilknyttet drikkevannssystemet [p]	40938	40938	40938
Spesifikt vannkonsum [L/p/dag]	1,6	1,2	0,8
Fjerning/fortynning/inaktivering (beregning)			
Lekkasje av avløpsvann fra avløpssystemet, utslipp fra separate avløpsanlegg og husdyrgjødsel	1,60E+06	8,00E+04	1,00E+03
Ved elvebredden (etter GV transport og overflateavrenning)	1,60E+05	8,00E+01	1,00E-02
I elva (etter fortynning med elvevann)	3,54E+03	1,37E+00	1,20E-04
Ved elveutløp til Jordalsvannet (etter inaktivering under transport)	3,51E+03	1,36E+00	1,20E-04
Ved råvannsinntak	3,51E+00	1,36E-04	1,20E-09
Drikkevann etter behandling	3,51E-05	4,30E-11	1,20E-17
Risikokarakterisering			
Midlere daglig dose [-]	5,62E-05	5,16E-11	9,57E-18
Daglig sannsynlighet for infeksjon [-]	1,90E-07	1,75E-13	0,00E+00
Årlig sannsynlighet for infeksjon [-]	1,90E-07	1,75E-13	0,00E+00
Forventet antall infiserte personer årlig [-]	7,78E-03	7,14E-09	0,00E+00



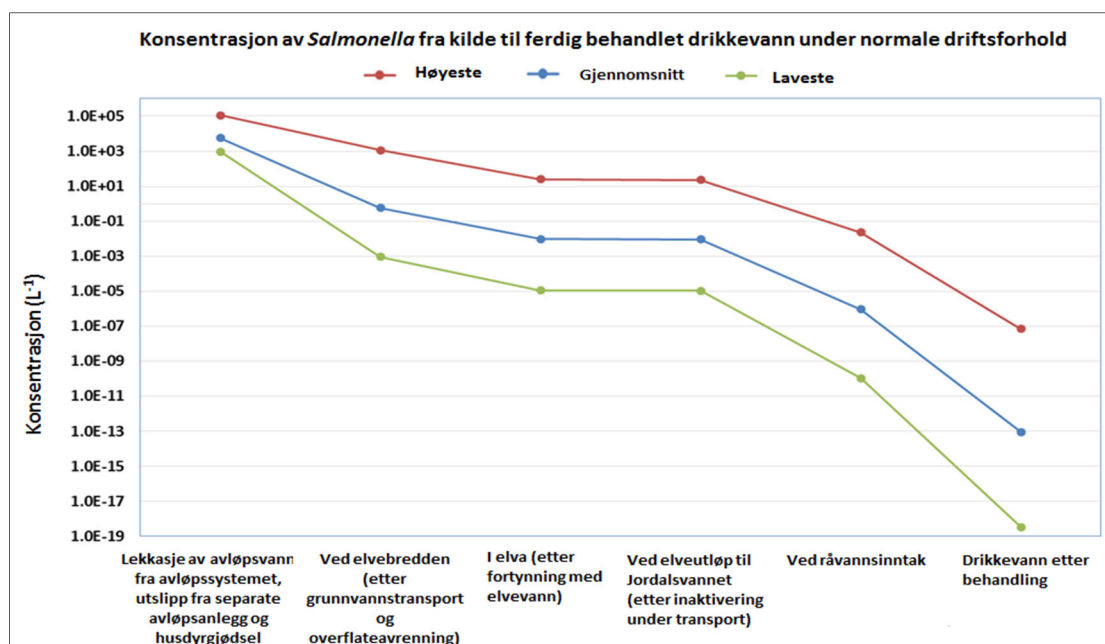
Tabell 4-8. Inngangsdata for beregning av risiko for *Campylobacter*-infeksjon. Konsentrasjon fra kilde til ferdig behandlet drikkevann er også vist i diagram.

Campylobacter			
Parametere	Høyeste	Gjennomsnitt	Laveste
Avløpsvann fra ledningsnett og separate avløpsanlegg [m ³ år ⁻¹]	1630,33	1254	877,87
Husdyrgjødsel [m ³ year ⁻¹]	59800	46000	32200
Totalt avløpsvann og husdyrgjødsel, [L/s]	1,95	1,50	1,05
<i>Campylobacter</i> konsentrasjon (wastewater and manure) [L ⁻¹]	4,4E+06	2,2E+05	5,0E+02
Varighet av <i>Campylobacter</i> utslipp [days]	365	365	365
Fjerning ved grunnvannstransport/overflateavrenning, log ₁₀ enheter [-]	2,00	4,00	6,00
Midlere elvevannføring [L/s]	86,2	86,2	86,2
Fortynningsfaktor, avløpsvann i elv, log ₁₀ enheter [-]	1,66	1,77	1,92
Midlere elvelengde [km]	2,3	2,3	2,3
Hastighet elv [m/s]	0,2	0,25	0,3
Inaktiveringskonstant [dag ⁻¹]	0,50	0,50	0,50
Transporttid i elv [dager]	0,133	0,106	0,089
inaktivering/fjerning i innsjøen, log ₁₀ enheter [-]	3	4	5
Fjerning under drikkevannsbehandling, log ₁₀ enheter [-]	5,5	7	8,5
Antall personer tilknyttet drikkevannssystemet [p]	40938	40938	40938
Spesifikt vannkonsum [L/p/dag]	1,6	1,2	0,8
Fjerning/fortynning/inaktivering (beregning)			
Lekkasje av avløpsvann fra avløpssystemet, utslipp fra separate avløpsanlegg og husdyrgjødsel	4,40E+06	2,20E+05	5,00E+02
Ved elvebredden (etter GV transport og overflateavrenning)	4,40E+04	2,20E+01	5,00E-04
I elva (etter fortynning med elvevann)	9,72E+02	3,76E-01	6,01E-06
Ved elveutløp til Jordalsvannet (etter inaktivering under transport)	9,10E+02	3,56E-01	5,75E-06
Ved råvannsinntak	9,10E-01	3,56E-05	5,75E-11
Drikkevann etter behandling	2,88E-06	3,56E-12	1,82E-19
Risikokarakterisering			
Midlere daglig dose [-]	4,60E-06	4,28E-12	1,45E-19
Daglig sannsynlighet for infeksjon [-]	9,10E-08	8,46E-14	0,00E+00
Årlig sannsynlighet for infeksjon [-]	3,32E-05	3,09E-11	0,00E+00
Forventet antall infiserte personer årlig [-]	1,36E+00	1,26E-06	0,00E+00



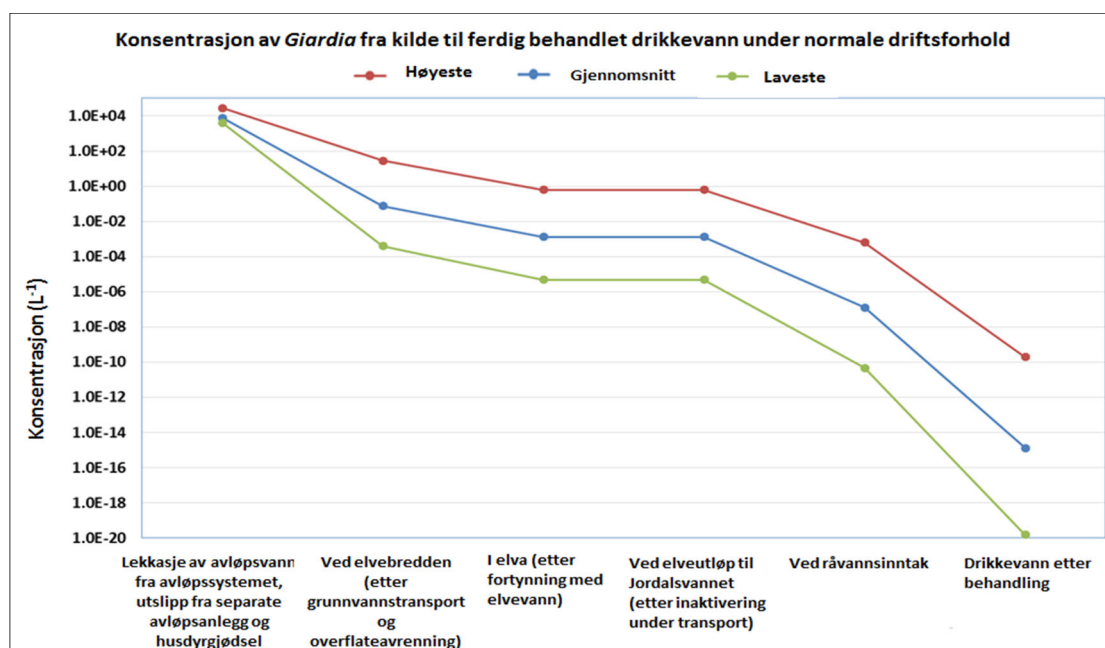
Tabell 4-9. Inngangsdata for beregning av risiko for Salmonella-infeksjon. Konsentrasjon fra kilde til ferdig behandlet drikkevann er også vist i diagram.

Salmonella			
Parametere	Høyeste	Gjennomsnitt	Laveste
Avløpsvann fra ledningsnett og separate avløpsanlegg [m ³ år ⁻¹]	1630,33	1254	877,87
Husdyrgjødsel [m ³ year ⁻¹]	59800	46000	32200
Totalt avløpsvann og husdyrgjødsel, [L/s]	1,95	1,50	1,05
<i>Salmonella</i> konsentrasjon (wastewater and manure) [L ⁻¹]	1,10E+05	5,60E+03	9,30E+02
Varighet av <i>Salmonella</i> utslipp [days]	365	365	365
Fjerning ved grunnvannstransport/overflateavrenning, log ₁₀ enheter [-]	2,00	4,00	6,00
Midlere elvevannføring [L/s]	86,2	86,2	86,2
Fortynningsfaktor, avløpsvann i elv, log ₁₀ enheter [-]	1,66	1,77	1,92
Midlere elvelengde [km]	2,3	2,3	2,3
Hastighet elv [m/s]	0,2	0,25	0,3
Inaktiveringskonstant [dag ⁻¹]	0,50	0,50	0,50
Transporttid i elv [dager]	0,133	0,106	0,089
inaktivering/fjerning i innsjøen, log ₁₀ enheter [-]	3	4	5
Fjerning under drikkevannsbehandling, log ₁₀ enheter [-]	5,5	7	8,5
Antall personer tilknyttet drikkevannssystemet [p]	40938	40938	40938
Spesifikt vannkonsum [L/p/dag]	1,6	1,2	0,8
Fjerning/fortynning/inaktivering (beregning)			
Lekkasje av avløpsvann fra avløpssystemet, utslipp fra separate avløpsanlegg og husdyrgjødsel	1,10E+05	5,60E+03	9,30E+02
Ved elvebredden (etter GV transport og overflateavrenning)	1,10E+03	5,60E-01	9,30E-04
I elva (etter fortynning med elvevann)	2,43E+01	9,57E-03	1,12E-05
Ved elveutløp til Jordalsvannet (etter inaktivering under transport)	2,27E+01	9,07E-03	1,07E-05
Ved råvannsinntak	2,27E-02	9,07E-07	1,07E-10
Drikkevann etter behandling	7,19E-08	9,07E-14	3,38E-19
Risikokarakterisering			
Midlere daglig dose [-]	1,15E-07	1,09E-13	2,71E-19
Daglig sannsynlighet for infeksjon [-]	1,27E-08	1,20E-14	0,00E+00
Årlig sannsynlighet for infeksjon [-]	4,63E-06	4,38E-12	0,00E+00
Forventet antall infiserte personer årlig [-]	1,89E-01	1,79E-07	0,00E+00



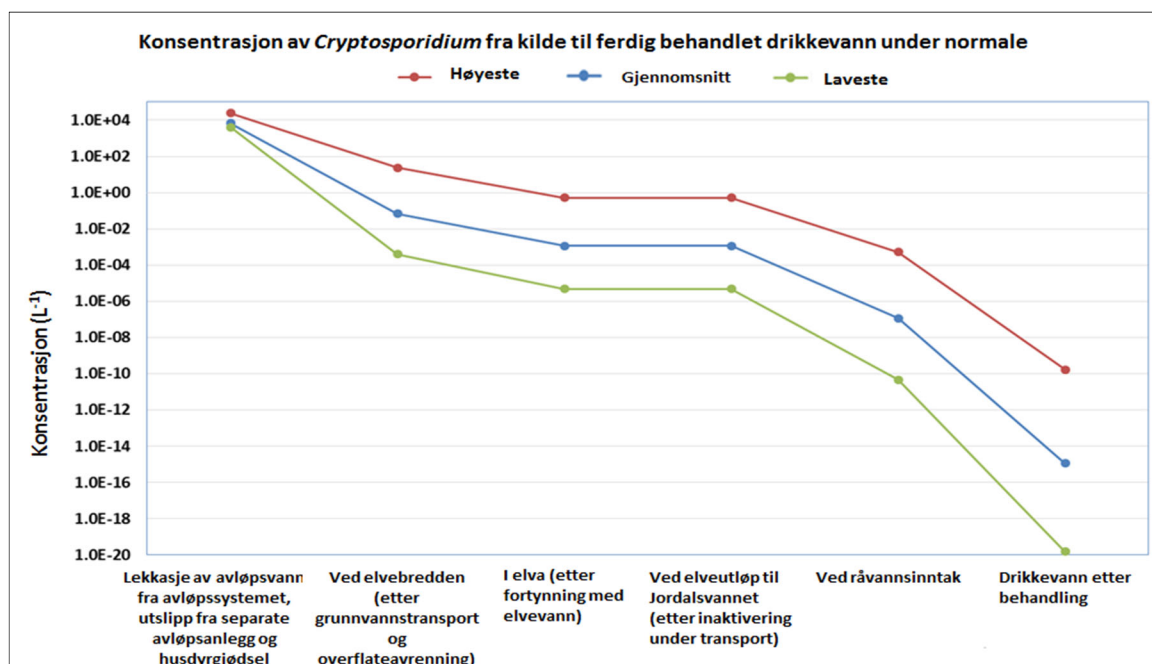
Tabell 4-10. Inngangsdata for beregning av risiko for Giardia-infeksjon. Konsentrasjon fra kilde til ferdig behandlet drikkevann er også vist i diagram.

Giardia			
Parametere	Høyeste	Gjennomsnitt	Laveste
Avløpsvann fra ledningsnett og separate avløpsanlegg [m ³ år ⁻¹]	1630,33	1254	877,87
Husdyrgjødsel [m ³ year ⁻¹]	59800	46000	32200
Totalt avløpsvann og husdyrgjødsel, [L/s]	1,95	1,50	1,05
<i>Giardia</i> konsentrasjon (wastewater and manure) [L ⁻¹]	2,80E+04	7,60E+03	4,00E+03
Varighet av <i>Giardia</i> utslipp [days]	365	365	365
Fjerning ved grunnvannstransport/overflateavrenning, log ₁₀ enheter [-]	3,00	5,00	7,00
Midlere elvevannføring [L/s]	86,2	86,2	86,2
Fortynningsfaktor, avløpsvann i elv, log ₁₀ enheter [-]	1,66	1,77	1,92
Midlere elvelengde [km]	2,3	2,3	2,3
Hastighet elv [m/s]	0,2	0,25	0,3
Inaktiveringskonstant [dag ⁻¹]	0,01	0,01	0,01
Transporttid i elv [dager]	0,133	0,106	0,089
inaktivering/fjerning i innsjøen, log ₁₀ enheter [-]	3	4	5
Fjerning under drikkevannsbehandling, log ₁₀ enheter [-]	6,5	8	9,5
Antall personer tilknyttet drikkevannssystemet [p]	40938	40938	40938
Spesifikt vannkonsum [L/p/dag]	1,6	1,2	0,8
Fjerning/fortynning/inaktivering (beregning)			
Lekkasje av avløpsvann fra avløpssystemet, utslipp fra separate avløpsanlegg og husdyrgjødsel	2,80E+04	7,60E+03	4,00E+03
Ved elvebredden (etter GV transport og overflateavrenning)	2,80E+01	7,60E+02	4,00E+04
I elva (etter fortynning med elvevann)	6,19E-01	1,30E-03	4,81E-06
Ved elveutløp til Jordalsvannet (etter inaktivering under transport)	6,18E-01	1,30E-03	4,81E-06
Ved råvannsinntak	6,18E-04	1,30E-07	4,81E-11
Drikkevann etter behandling	1,96E-10	1,30E-15	1,52E-20
Risikokarakterisering			
Midlere daglig dose [-]	3,13E-10	1,56E-15	1,22E-20
Daglig sannsynlighet for infeksjon [-]	6,23E-12	0,00E+00	0,00E+00
Årlig sannsynlighet for infeksjon [-]	2,27E-09	1,13E-14	0,00E+00
Forventet antall infiserte personer årlig [-]	9,30E-05	4,64E-10	0,00E+00



Tabell 4-11. Inngangsdata for beregning av risiko for *Cryptosporidium*-infeksjon. Konsentrasjon fra kilde til ferdig behandlet drikkevann er også vist i diagram.

<i>Cryptosporidium</i>			
Parametere	Høyeste	Gjennomsnitt	Laveste
Avløpsvann fra ledningsnett og separate avløpsanlegg [m ³ år ⁻¹]	1630,33	1254	877,87
Husdyrgjødsel [m ³ year ⁻¹]	59800	46000	32200
Totalt avløpsvann og husdyrgjødsel, [L/s]	1,95	1,50	1,05
<i>Cryptosporidium</i> konsentrasjon (wastewater and manure) [L ⁻¹]	2,40E+04	6,80E+03	4,00E+03
Varighet av <i>Cryptosporidium</i> utslipp [days]	365	365	365
Fjerning ved grunnvannstransport/overflateavrenning, log ₁₀ enheter [-]	3,00	5,00	7,00
Midlere elvevannføring [L/s]	86,2	86,2	86,2
Fortynningsfaktor, avløpsvann i elv, log ₁₀ enheter [-]	1,66	1,77	1,92
Midlere elvelengde [km]	2,3	2,3	2,3
Hastighet elv [m/s]	0,2	0,25	0,3
Inaktiveringskonstant [dag ⁻¹]	0,01	0,01	0,01
Transporttid i elv [dager]	0,133	0,106	0,089
inaktivering/fjerning i innsjøen, log ₁₀ enheter [-]	3	4	5
Fjerning under drikkevannsbehandling, log ₁₀ enheter [-]	6,5	8	9,5
Antall personer tilknyttet drikkevannssystemet [p]	40938	40938	40938
Spesifikt vannkonsum [L/p/dag]	1,6	1,2	0,8
Fjerning/fortynning/inaktivering (beregning)			
Lekkasje av avløpsvann fra avløpssystemet, utslipp fra separate avløpsanlegg og husdyrgjødsel	2,40E+04	6,80E+03	4,00E+03
Ved elvebredden (etter GV transport og overflateavrenning)	2,40E+01	6,80E-02	4,00E-04
I elva (etter fortynning med elvevann)	5,30E-01	1,16E-03	4,81E-06
Ved elveutløp til Jordalsvannet (etter inaktivering under transport)	5,30E-01	1,16E-03	4,81E-06
Ved råvannsinntak	5,30E-04	1,16E-07	4,81E-11
Drikkevann etter behandling	1,68E-10	1,16E-15	1,52E-20
Risikokarakterisering			
Midlere daglig dose [-]	2,68E-10	1,39E-15	1,22E-20
Daglig sannsynlighet for infeksjon [-]	1,12E-12	0,00E+00	0,00E+00
Årlig sannsynlighet for infeksjon [-]	4,10E-10	2,11E-15	0,00E+00
Forventet antall infiserte personer årlig [-]	1,68E-05	8,64E-11	0,00E+00



4.5.3 Risikokarakterisering

Risikovurderingen ble utført for dagens behandlingssystem, under det som kan forventes under normale driftsforhold, ved å vurdere gjennomsnittlige forhold, laveste tilbakeholdelse av organismer og beste tilbakeholdelse av organismer. Resultatene av vurderingene presenteres nedenfor for hver tilstand som daglig og årlig infeksjonsrisiko, og antall infiserte personer. Selv ved sammenfallende ugunstige forhold (lavest reduksjon) gir ingen av de aktuelle organismene uakseptabel risiko. Den årlige infeksjonsrisikoen for alle patogener overstiger altså ikke akseptabel risiko ($1 \cdot 10^{-4}$). For å undersøke effekten av kortvarige hendelser i drikkevannsbehandlingen (ekstremsituasjoner) er det gjort en egen beregning, med utgangspunkt i ”gjennomsnitt”-situasjonen (Tabell 4-6 - 4.11). Resultatet fra denne beregningen (Tabell 4-12) viser at ingen av de testede situasjonene vil gi uakseptabel helserisiko.

Tabell 4-12. Effekt av uforutsette hendelser i drikkevannsbehandling.

Total svikt i koaguleringen/dosering (24 timer per år)			
Risikokarakterisering			
	<i>Campylobacter</i>	<i>Cryptosporidium</i>	Norovirus
Midlere daglig dose [-]	4,3E-09	1,4E-11	1,6E-08
Daglig sannsynlighet for infeksjon [-]	8,5E-11	5,8E-14	5,5E-11
Årlig sannsynlighet for infeksjon [-]	8,5E-11	5,8E-14	5,5E-11
Forventet antall infiserte personer årlig [-]	3,5E-06	2,4E-09	2,3E-06
UV redusert til 1 log			
Risikokarakterisering			
	<i>Campylobacter</i>	<i>Cryptosporidium</i>	Norovirus
Midlere daglig dose [-]	4,3E-09	1,4E-12	5,2E-08
Daglig sannsynlighet for infeksjon [-]	8,5E-11	5,9E-15	1,7E-10
Årlig sannsynlighet for infeksjon [-]	8,5E-11	5,9E-15	1,7E-10
Forventet antall infiserte personer årlig [-]	3,5E-06	2,4E-10	7,1E-06
UV-desinfeksjon total svikt (24 timer per år)			
Risikokarakterisering			
	<i>Campylobacter</i>	<i>Cryptosporidium</i>	Norovirus
Midlere daglig dose [-]	4,3E-08	1,4E-11	5,2E-07
Daglig sannsynlighet for infeksjon [-]	8,5E-10	5,8E-14	1,7E-09
Årlig sannsynlighet for infeksjon [-]	8,5E-10	5,8E-14	1,7E-09
Forventet antall infiserte personer årlig [-]	3,5E-05	2,4E-09	7,1E-05

Den årlige infeksjonsrisikoen for alle patogener overstiger ikke akseptabel risiko. Selv ved sammenfallende ugunstige forhold fører ikke til at de aktuelle organismene utgjør uakseptabel risiko.

5 Vurdering av gjeldende restriksjoner

I dette kapitlet gjøres det en vurdering av gjeldende restriksjoner og klausulering for Jordalsvatnets nedbørfelt, sett opp mot behovet for råvannkilden til Jordalsvatnet VBA.

5.1 Behov for beskyttelsestiltak og klausulering av drikkevannskilder

Alle vannverk kan oppleve uønskede hendelser i nedbørfelt og vannkilde, forhold som kan medføre svikt i kildebarriere og/eller uheldige vannkvalitetsendringer. Hvilke konkrete uønskede hendelser som kan oppstå og omfanget av disse, varierer fra vannverk til vannverk.

Felles for alle vannverk er imidlertid viktigheten av å ha god oversikt og kontroll på potensielle forurensningskilder og eventuelle forurensinger i nedbørfelt/vannkilde. Det er derfor ofte behov for klausuleringer, lokale forskrifter, o.l. for å begrense forurensende og potensielt forurensende aktiviteter og allmenn ferdsel. Slike klausuleringsbestemmelser kan innebære aktivitetsbegrensninger for grunneiere og rettighetshavere.

Selv om man bygger inn nødvendige hygieniske barrierer i vannbehandling og desinfeksjon, vil det være ønskelig at råvannskvaliteten er så god som mulig siden alle behandlings- og desinfeksjonsbarrierer til tider kan - og vil - svikte. Det er derfor viktig å iverksette tiltak for å redusere sannsynligheten for, og varigheten av, eventuelle uønskede hendelser og potensielt forurensende aktiviteter i nedbørfelt/vannkilde. Det bør også utvises stor forsiktighet med å la positive effekter av utførte tiltak, forbedret vannbehandling, m.v. bli brukt som argument for å tillate forurensende aktiviteter, bygninger og installasjoner i nedbørfeltet.

5.2 Jordalsvatnets nedbørfelt

Jordbruk drives i mindre skala rundt hele drikkevannskilden Jordalsvatnet (jf kapittel 1 og 2). Dette omfatter storfedrift, sauehold og hestehold. Det finnes også flere gjødselkjellere i nedbørfeltet. Utlekking av større mengder husdyrgjødsel fra disse vil være en kritisk hendelse, og kommunen har gitt pålegg om utbedring av slike anlegg.

Det er relativt mye bebyggelse rundt Jordalsvatnet, også nær inntaket på nordsiden av vannet. I tilknytning til bebyggelsen er det både private og offentlige avløpsanlegg. Det har tidligere vært lekkasjer/uhell på noen av disse anleggene. Bebyggelsen på sørsiden og i indre Jordalen har private avløpsløsninger. Nye vann- og avløpsanlegg er anlagt for bebyggelsen på sørsiden og indre Jordalsvatnet. Dette synes å ha bedret situasjonen betydelig med hensyn til hygienisk forurensning og utslipp av næringssalter. Det er viktig å begrense slike utslipp, siden algesituasjonen synes noe bekymringsfull.

For transport av avløpsvannet ut av de nordlige/ytre delene av nedbørfeltet (Selviken og Vinddalen) er det anlagt avskjærende avløpsledninger og avløpspumpestasjoner. Det finnes i dag 14 kommunale avløpspumpestasjoner i nedbørfeltet til Jordalsvatnet vannverk. Det har tidligere vært rapportert om hendelser med brudd på pumpeledning og lekkasjer fra private avløpsledninger (Pineviken), selv på relativt nye ledninger. I nedbørfeltet finnes det også 20 private oljetanker (typisk 1000-3000 liters volum). Dette er tanker som kan lekke, og en god tilstandskontroll er viktig (kontrolleres av Bergen brannvesen).

På sør/vestsiden av vannet er det en del industri som ligger delvis innenfor nedbørfeltet (transformator-anlegg, fjellanlegg, diverse lagerbygg). Lekkasje med påfølgende overflateavrenning kan skje ved

disse anleggene. Skiftende bruk av lagerbygg og stadig nye leietakere (utleie til småbedrifter) gjør informasjonsarbeidet og kontrollen spesielt viktig.

Det foregår transport av farlig gods både på hovedvegen E39/E16 og på mindre veier inne i nedslagsfeltet. Hovedvegen er utenfor nedbørfeltet, men ved trafikkuhell kan tankbiler med farlig gods havne utenfor vegen, slik at avrenning kan skje til vannkilden. Slike større uhell vil forholdsvis raskt bli kjent for vannverket via vaktentral/media, etc. Det foregår også godstransport på de lokale vegene i nedbørfeltet. Dette kan være transport både til vannverket (for eksempel jernklorid, kalk, syre), til private boliger (for eksempel olje/drivstoff) og til industriområdene på sørsiden av vannet. Konsekvensene ved et uhell vil være avhengig av flere forhold, bl.a. vannføring over dammen i Jordalsvatnet, og hvorvidt vannmassene er i sirkulasjon eller ikke. En antar at vannverket ved slike trafikkuhell raskt vil bli informert (fra enkeltpersoner, politi, brannvesen, media, vaktentral), slik at man vil kunne legge ut nødvendige lenser, etc. for oppsamling. Med de gode samkjøringsmulighetene kan vannbehandlingsanlegget om nødvendig også stanses dersom olje/kjemikalier, etc. når frem til vanninntaket.

5.3 Restriksjoner og klausuleringer

Rådgivende Biologer AS har utført flere prosjekter for Bergen kommune med kartlegging og rapportering av forurensingssituasjonen i Jordalsvatnet og med forslag til forurensningsbegrensende tiltak, restriksjoner og klausuleringer. Rapportene fra 2007, 2009 og 2016 er nærmere beskrevet nedenfor.

5.3.1 Rådgivende Biologers vurderinger

Rådgivende Biologers rapport fra 2007 (Bjørklund og Johnsen 2007) konkluderte med at landbruksdriften måtte endres for å redusere forurensningstilførslene til Jordalsvassdraget, og beskrev en rekke prioriterte tiltak for å oppnå dette:

1. Ikke husdyrhold i nedbørfeltet.
2. Frakte husdyrgjødsel ut av Jordalen, restriksjoner på beiting.
3. Ikke storfedrift, restriksjoner på beiting og spredning.
4. Kun arealmessige restriksjoner på beiting og spredning.

Forut for en ny rapport fra Rådgivende Biologer (Johnsen og Thorsteinsen, 2009) hadde Bergen Byråd fattet et politisk vedtak om å finne løsninger som både gir landbruket akseptable rammebetingelser, tar vare på kulturlandskapet og sikrer vannforsyningens interesser. Dette utelukket de høyest prioriterte tiltakene fra 2007 nevnt over, og Rådgivende Biologer AS sier følgende i sin rapport 1192 av juni 2009:

"Kvaliteten på råvannet ved Jordalen vannverk i Bergen viser at tilførslene av humanpatogene mikroorganismer i dag er uakseptable. I henhold til forurensningsloven, drikkevannsforskriften og klausuleringsbestemmelsene har Bergen kommune et ansvar for å gjennomføre tiltak. Byrådet i Bergen vedtok derfor i sak 1598/07 at det skal utarbeides nye bestemmelser for klausulering av Jordalsvatnets nedbørsfelt i henhold til drikkevannsforskriften § 14. Byrådet vedtok også at arbeidet skal legge opp til en god kommunikasjon med jordbruksinteressene i området. Målet med prosessen er gitt i vedtak i Byrådet, der det slås fast at en skal vurdere muligheten for å finne løsninger som både;

- gir landbruket akseptable rammebetingelser,
- tar vare på kulturlandskapet, og
- sikrer vannforsyningens interesser

I rapporten fra 2009 angis følgende forslag til klausuleringsrammer: "Bergen kommune holder på med kloakksanering i hele området rundt Jordalsvatnet og Indrevatnet, og en regner med at det aller meste av dagens tilførsler av kloakk til vassdraget da vil bli fjernet. Denne rapporten presenterer i tillegg et sett med tiltak for nye klausuleringsvilkår for landbruket som antas å gi mulige reduksjoner i tilførsler av nærings salt på 50 %."

Foreslåtte tiltak er følgende (mer utførlige beskrivelser finnes i Johnsen og Thorsteinsen, 2009):

- Spredning av husdyrgjødsel med DGI (Direct Ground Injection)
- Soner med beiteforbud
- Soner uten spredning av husdyrgjødsel
- Redusert beitetid om høsten
- Transport av husdyrgjødsel ut av området

Rådgivende Biologer foreslår videre følgende rammer for klausulering for husdyrhold, gjødsling og arealbruk:

Husdyrhold

- Det innføres en totalramme på 60 GDE (Gjødsel-Dyr-Enheter) for Jordalen og Vindalen
- Husdyrhold begrenset av dagens GDE-rammer for hvert bruk
- Forholdstall mellom spredeareal og GDE økes fra 4 til 5,5 daa / GDE (dagens nivå er ca. 7)
- Ikke leie vekk beite til dyr utenfra, ingen dyr i pensjon innen klausuleringsområdet
- Ikke tillatt med "hobby-hest" eller "garasje-hest"
- Dyretall på beite begrenses til det som kan føres på arealet
- Bruks-spesifikke arealbegrensninger med hensyn på tillatt beiting og gjødsling anvist på kart

Gjødsling

- Gjødsel produseres for tillatt metode for nedfelling av gjødsel
- Kun fulldyrket mark og det beste overflatedyrkede arealet er godkjent som spredeareal
- Nedfelling av gjødsel etter anerkjent og tillatt metode
- Mulig med nedharving av små mengder gjødsel uegnet for annen metode for nedfelling
- Bortkjøring av uegnet gjødsel eller overskuddsgjødsel
- Kunstgjødsel benyttes på småareal upraktisk for DGI og beitearealene
- Bruks-spesifikke arealkrav til gjødslingsmetode anvist på kart
- Generelt og absolutt forbud mot innføring av husdyrgjødsel utenfra området

Arealbruk

- Ikke tillatt med nydyrking for utvidelse av spredeareal
- Bruk som legges ned mister sine rettigheter
- Nedlagte bruk må eventuelt inngå leieavtale innen 3 år dersom jorden fortsatt skal drives
- Leie av ytterligere areal for å styrke egen drift er tillatt dersom arealet er i drift pr 2009

Videre har Rådgivende Biologer AS i 2016 undersøkt Indrevatnet og Jordalsvatnet på oppdrag fra Vann- og avløpsetaten i Bergen kommune, og skriver følgende i sin oppsummering (2016):

"Jordalsvatnet er råvannskilde for Bergen vannverk - Jordalsvatnet, og for å sikre en best mulig kvalitet på råvannet er en omfattende avløpssanering i nedbørfeltet gjennomført. Sammenlignet med en rekke tidligere undersøkelser, gir undersøkelsen i 2016 mulighet for å evaluere hvilken virkning dette har hatt på vassdraget.

Det var betydelige tilførsler av tarmbakterier til Jordalsvassdraget gjennom det meste av sommeren og høsten 2016. En sammenstilling av data for råvannskvalitet ved Jordalsvatnet vannbehandlingsanlegg fra de siste 22 årene viser at den hygieniske belastningen på vannkilden i liten grad er endret, til tross for at klausuleringsbestemmelser fra 1997 følges og at de ulike brukene driver i henhold til gjeldende lover og regler. Heller ikke den omfattende kloakksaneringen som er gjennomført i hele nedbørfeltet, har gitt den ønskete effekten på råvannskvaliteten. Eneste positive utviklingstrekk de siste 22 årene er at de særlig høye verdiene for tarmbakterier i råvannet synes borte etter 2007.

Undersøkelsene i 2016 viser at både Indrevatnet og Jordalsvatnet har «moderat» økologisk status, basert på samlet vurdering av kvalitetselementene vannkvalitet med tre uavhengige indekserte parametere og kvalitetselementet planteplankton med fire uavhengige indekserte parametere. Vurdert i henhold til vanndirektivet, tilfredsstiller verken Jordalsvatnet eller Indrevatnet kravet om minst «god økologisk status» i 2016.

Utløpet fra Indrevatnet utgjør 70 % av tilrenning til Jordalsvatnet, og Indrevatnets «moderate» tilstand påvirker helt klart tilstanden i Jordalsvatnet. Tilstanden i Jordalsvatnet var i 2016 «moderat», men helt på grensen til «god» siden det var enkeltobservasjoner som hadde avgjørende virkning på klassifiseringen.

Den positive utviklingen i vannkvalitet som ble observert for Jordalsvatnet i perioden fra 1969 og fram til 2009, synes å ha stanset opp i 2011. Til tross for at kloakksaneringen rundt Indrevatnet da var fullført, inneholder Indrevatnet minst like mye tarmbakterier og næringsstoff fra gjødseltilførsler som tidligere. Det er tidligere konkludert med at landbruket i nedbørfeltet til Indrevatnet er den dominerende kilden til forurensingen av vassdraget.

Bergen kommune har fått analysert tarmbakterier fra en rekke ulike steder i nedbørfeltet til Jordalsvassdraget for å vurdere kilden for tarmbakterier. Det er sortert mellom fekal forurensing fra mennesker, drøvtyggere, hester og fra andre pattedyr. Resultatene fra undersøkelsen viser at kildene til fekal forurensing i Jordalsvassdraget i hovedsak er drøvtyggere, andre dyrearter og sporadisk også hester. Tarmbakterier fra mennesker utgjør så godt som alle steder bare små bidrag på få prosent, bortsett fra i bekken/elven som renner til Jordalsvatnet fra sør ved Øvre Eide. Der utgjorde fekal forurensing fra mennesker hele 50-60% i to av de fem prøvene fra 2015 (Paruch m. fl. 2016).

Det synes ikke å være umiddelbar fare for en rask og tiltakende eutrofiering med fare for algeoppblomstringer i Jordalsvatnet, der tilstanden har vært noenlunde stabil de siste årene. Indrevatnet er mer følsomt, og ved eventuell «indre gjødsling» vil forholdene her kunne bli noe mer næringsrike. Stor vanngjennomstrømming bidrar imidlertid til at dette sannsynligvis ikke vil bygge seg opp fra år til år. Begge innsjøene er fremdeles i en tilstand som beskrives ved begynnende eutrofiering."

Blant rapportens konklusjoner er følgende:

"Innholdet av tarmbakterier var periodevis relativt høyt i Jordalsvatnet i 2016, men mye lavere enn i Indrevatnet. Høyeste innhold av E. coli var i 2016 på 78/100 ml, hvilket er lavere enn både i 2009 og 2011, men likevel høyere enn i prøvene fra 1995 og 2003. E. coli overlever ikke mange dager i varmt overflatevann, men det er likevel en klar sammenheng mellom variasjonen i innhold av E. coli i Indrevatnet og i Jordalsvatnet sommeren 2016. Tarmbakteriene i Jordalsvatnet kommer i all hovedsak fra tilførsler til Indrevatnet.

Det er tidligere konkludert med at landbruket i nedbørfeltet til Indrevatnet er den dominerende kilden til forurensingen av vassdraget, til tross for at klausuleringsbestemmelser fra 1997 følges og at de ulike brukene driver i henhold til gjeldende lover og regler (Johnsen & Torsteinsen 2009). Slik er det også i 2016, og dette er bekreftet ved den utførte kildeanalysen for fekal forurensning (Paruch m. fl. 2016).

Den positive utviklingen i vannkvalitet i vassdraget som ble observert i perioden 1969 til 2009, stanset opp i 2011 og er i hvert fall ikke bedret i 2016. Til tross for at kloakksaneringen rundt Indrevatnet var fullført, inneholder Indrevatnet minst like mye tarmbakterier og næringsstoff fra gjødselførsler som tidligere. Utløpet fra Indrevatnet utgjør 70 % av tilrenning til Jordalsvatnet, og Indrevatnets «moderate» tilstand påvirker helt klart tilstanden i Jordalsvatnet. Tarmbakteriene som gjenfinnes både ute på Jordalsvatnet og også i råvannet til Jordalsvatnet vannverk, stammer høyst sannsynlig fra Indrevatnet. Tilstanden i Jordalsvatnet var i 2016 «moderat», men helt på grensen til «god» siden enkelt-observasjoner hadde avgjørende virkning på klassifiseringen.

Vurdert i henhold til EUs Rammedirektiv for Vann, tilfredsstillende ingen av innsjøene kravet om minst «god økologisk status» verken i 2011 eller i 2016. Begge årene kan betydelige nedbørmengder ha påvirket resultatene ved at større mengder både tarmbakterier og næringsstoffer er vasket ut vassdraget via Indrevatnet."

5.4 Våre vurderinger

Resultatene fra kapittel 2 og 3 viser at risikoen for tap av løst fosfat fra arealer rundt Jordalsvatnet er svært høy, spesielt ved mye nedbør og mye overflateavrenning. Nitrogenkonsentrasjonen er moderat, og fosfor er trolig et potensielt mer begrensende næringsstoff for alger i Jordalsvatnet. Analysene av pigmentsammensetning i sedimentkjerner tyder imidlertid på at det også kan være klima og spesielt temperatur som er avgjørende for den totale algemengden i Jordalsvatnet (jf kapittel 3).

Tilførslene av fosfor til Jordalsvatnet fra avløp generelt er beskjedent, og fordeler seg jevnt mellom spredt avløp og lekkasjer fra ledningsnettet. Et uhell i forbindelse med pumpestasjoner vurderes som den største risikoen mht. tilførsler fra fosfor fra avløp.

Som beskrevet i punktlisten i kapittel 2.2.7, har kommunen iverksatt en rekke tiltak for å overvåke og sikre avløpspumpestasjoner mot utslipp. Resultatene i kapittel 4 indikerer at den påviste fekale forurensingen har zoonotisk opprinnelse i den varmeste årstiden, mens bidraget fra humane/antropogene kilder dominerer på våren, forsommeren og vinteren. Dette kan ha å gjøre med at avløpsledninger er mer utsatt for lekkasjer som følge av frost, fryse-tine episoder, etc.

Tabell 5-1 viser innholdet av intestinale enterokokker og *E.coli* i inntaksvannet (råvannet) til Jordalsvatnet VBA. Det synes å være en trend til økende nivåer fra og med 2015-2016.

Tabell 5-1. Intestinale enterokokker og *E. coli* i råvann fra Jordalsvatnet (data fra database)

Intestinale Entero- Kokker; <i>E.Coli</i> (1/100 mL)		2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
<i>I. Ent</i>	Avg±StDev	0.5±1.1	0.5±1.1	0.8±1.5	0.4±1.1	0.6±1.0	0.6±1.0	0.9±1.4	2.1±3.6
	Max	5	6	9	6	4	5	7	17
<i>E.Coli</i>	Avg±StDev	0.9±1.4	1.3±1.8	1.7±4.3	1.5±3.0	1.3±2.7	2.0±3.8	2.5±3.6	3.8±4.7
	Max	6	8	34	17	17	21	22	17

Videre viste resultatene i kapittel 3 en påfallende trend til økt algemengde i Jordalsvatnet i tiden etter år 2000. Klima med økt temperatur er trolig en viktig driver for dette. I tillegg er tidvis interngjødsling og tilførsler av fosfat og alger fra Indrevatnet noe som kan og bør begrenses.

Dette innebærer følgende:

1. Algeinnholdet i Jordalsvatnet synes å være inne i en økende trend, noe som relateres til klimaendringer/økt temperatur, samt interngjødsling og tilførsler av fosfor og alger fra Indrevatnet.
2. Innholdet av indikatororganismer som *E.coli* og intestinale enterokokker synes også å øke (jfr. Tabell 5-1). Dette til tross for de preventive tiltak som er gjennomført. Konsentrasjonene av *E. coli* i Jordalsvatnet varierer med årstiden og er normalt høyest om sommeren. Det er særlig Indrevatnet som fortsatt mottar betydelige tilførsler av tarmbakterier fra spredte avløp/kloakk, men også arealavrenning har betydning siden konsentrasjonene øker under nedbørepisoder.

En økende trend og betydelige sesongmessige variasjoner i innholdet av tarmbakterier er en risikofaktor, spesielt dersom episoder med høye konsentrasjoner skulle oppstå samtidig som en svikt i vannbehandlings- og/eller desinfeksjonsbarrieren.

For Jordalsvatnet VBA er det særlig brudd/lekkasje på offentlige/private ledningsanlegg eller avløpspumpestasjoner i forbindelse med strømstans, etc. som har høy risiko. Slik hendelser vil også gi betydelig risiko for tap av omdømme, men som tidligere beskrevet har kommunen utført en rekke risikoreducerende tiltak for å sikre seg mot uønskede utslipp fra avløpspumpestasjonene i vanntilsigsområdet

Vannmangel/tørke kan også forekomme, selv i Bergen. Forhold knyttet til vannmangel i Bergen vil kunne påvirkes negativt av eventuelle fremtidige klimaendringer som kan medføre reduserte snømagasiner i høyere områder av nedbørfeltene. Eksempelvis kan våren bli en mer kritisk periode på grunn av redusert tilrenning av smeltevann. Mulighetene for samkjøring mellom vannverkene har imidlertid redusert sårbarheten for hvert enkelt vannverk i betydelig grad, og flere tiltak er satt i verk (nye dammer, rehabilitering av ledningsnett, etc.).

Samkjøringsmulighetene mellom vannverkene i Bergen gjør at en nå kan stenge ned et hvilket som helst vannverk og fortsatt opprettholde forsyningen fra de andre vannverkene. Ved bortfall av forsyningen fra Jordalsvatnet VBA, vil vann kunne leveres fra Svartediket og/eller Espeland. I forhold til mange andre vannverk i Norge er derfor Bergen i en svært gunstig situasjon. I tillegg gir dette Bergen kommune stor fleksibilitet også i forbindelse med utbedringsarbeider som krever nedstenging av anlegg. På grunn av de gode samkjøringsmulighetene i vannledningsnettet i Bergen vil mange uønskede hendelser primært få konsekvenser for Bergen kommunes omdømme som leverandør av drikkevann. For kvantiteten er det åpenbart at konsekvensene av uønskede hendelser reduseres betydelig pga. samkjøringsmulighetene. Når det gjelder kvalitet (vannkvalitet) er det viktig å ha kontroll på vannkvaliteten ut fra vannbehandlingsanlegget til enhver tid. Det vil også være viktig å ha oversikt over og kontroll på uønskede hendelser, slik at en kan iverksette en eventuell nedstengning av anlegget.

Flere etater i Bergen kommune har ulike roller og interesser i Jordalen (bl.a. VA, plan, byggesak, Etat for landbruk, etc). Dette er en situasjon som ikke er spesiell for Bergen i forhold til andre kommuner, men sett utenfra kan det se ut som om man i Bergen har en utfordring når det gjelder koordinering av de ulike etaters roller, holdninger og aktiviteter. En fragmentert forvaltning og et svært fragmentert lovverk på nasjonalt nivå gjør ikke dette arbeidet lettere. Dette er forhold som ikke vil bli nærmere omtalt i dette prosjektet, men det antas at Bergen kommune arbeider med dette på et overordnet nivå.

Utvidede nye klausuleringsbestemmelser er vedtatt for Svartediket og Sædalen (2007). Jordalsvatnet med nedbørfelt har forholdsvis mange forurensende og potensielt forurensende aktiviteter og har derved flere risikofaktorer enn de andre drikkevannskildene i Bergen. Jordalsvatnet synes derfor å være en mer utsatt/sannsynlig kandidat for hygienisk forurensing enn tilfellet var for Svartediket (jf. Giardiaepidemien i 2004). Det kan i denne sammenheng nevnes som et tankekors og en pedagogisk utfordring for kommunen å forsvare at man i Jordalen tillater gjødselspredning i nedbørfeltet, mens en ved andre vannverk med samme vannbehandling har pålegg om å gjete sauer ut av nedbørfeltet.

Sum á summarum slutter vi oss derved i hovedsak til de restriksjoner og anbefalinger som er gitt av Rådgivende Biologer AS, og som er beskrevet over.

Tilførselene av fosfat (også via interngjødsling) og alger fra Indrevatnet bør begrenses. Trenden til økt mengde i Jordalsvatnet er også bekymringsfull, siden en slik utvikling også kan påvirke vannbehandlingen negativt, herunder vannbehandlings- og desinfeksjonsbarrierene. Dette vil være særlig utfordrende dersom både algeinnholdet og innholdet av naturlig organisk materiale (NOM) øker. Et varmere klima med økt temperatur og økt primærproduksjon er trolig viktige drivere for en dette. Råvannskvaliteten bør derfor overvåkes nøye, siden et økende innhold av alger/NOM kan medføre betydelige utfordringer for driften av vannbehandlingsanlegget (jf kapittel 6).

6 Vurdering av hygieniske barrierer

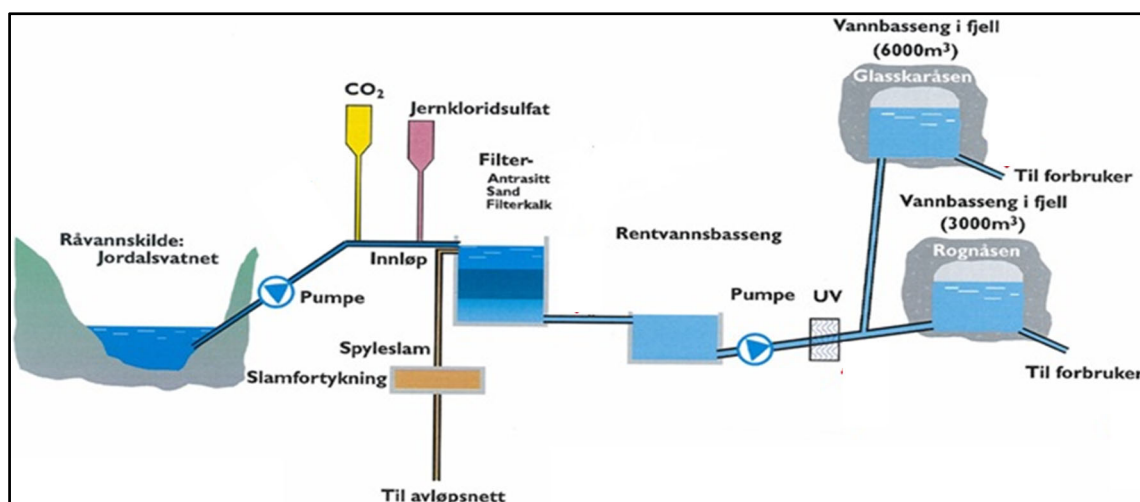
I dette kapittelet diskuteres hygieniske barrierer. Koaguleringsbarrieren ved Jordalsvatnet VBA vurderes opp mot NOM- og algeprediksjon. Desinfeksjonsbarrieren vurderes ut fra data fra litteratur og er komplimentær med kapittel 4, inkl QMRA-analysen.

Inntaket til Jordalsvatnet ligger på 40-44 m dyp (HRV/LRV), avhengig av vannstanden. Dette er følgelig det vannverket i Bergen med dypest inntak. Selv om inntaket er dypt i forhold til de fleste andre kilder i Bergen, vil en periodevis (vinter, vår og høst) ha sirkulasjonsperioder med dårlig sjiktning hvor en lett får blandet inn forurensing fra overflatevann. Man kan forvente at fremtidige klimaendringer vil medføre at periodene med fullsirkulasjon i vannet vil strekke seg over en enda lengre periode enn hva tilfellet er i dag, samtidig som NOM-innhold og algerelaterte problemer kan øke.

Forurensende aktivitet i nedbørfeltet fra bebyggelse og industri er lokalisert nært inntaket. Dette gjelder også for noen av landbruksaktivitetene. For disse kildene vil det således være kort vei fra utslippspunkt til råvannsinntak. Kontroll på vannkvalitet (ulike parametere) og kontroll på uønskede hendelser vil være viktig, siden en da får et tidlig varsel om anlegget eventuelt bør/må stenge ned.

Selv om man har hygieniske barrierer i både vannbehandlings- og desinfeksjonstrinnene er det generelt ønskelig at råvannskvaliteten er så god som mulig, siden tekniske komponenter kan og vil svikte. Det er derfor viktig å begrense og kontrollere forurensende og potensielt forurensende aktivitet i nedbørfelt og vannkilde.

Behandlingsprosessen ved Jordalsvatnet vannbehandlingsanlegg (VBA) omfatter koagulering med jernkloridsulfat og etterfølgende filtrering i 3-media (3-M) filtre bestående av anthrasitt/filtralite, sand og alkalisk masse (knust marmor/filterkalk). Etter filtreringstrinnet desinfiseres vannet i mellomtrykks UV-aggregater som er biososimetrisk validert og godkjent for en UV-dose på minst 40 mJ cm⁻². Spyleslammet fra filterne behandles i slamfortykkere, hvorfra dekantatet returneres til filterinnløpet mens det fortykkede slammet sendes til avløpsnett. Et flytskjema for vannbehandlingen er vist i Figur 6-1.



Figur 6-1: Prosesskjema for Jordalsvatnet VBA

Barrierene i Jordalsvatnet VBA ligger i vannbehandlingen (koaguleringen/kontaktfiltreringen) og i desinfeksjonstrinnet (UV-anlegget). Disse to barrierene skal omtales nærmere nedenfor:

- a) Koagulering og filtrering
- b) UV-desinfeksjon
- c) Klorering (kun i reserve)

6.1 Koaguleringsbarrierer

6.1.1 Prosessbetingelser, vannkvalitet og barriereindikatorer

Drikkevannsforskriften av 2001 stiller krav om minimum to hygieniske barrierer. En hygienisk barriere er definert som en prosess som ga minst 3-log reduksjon av vannets bakterie- og virusinnhold, og minst 2-log reduksjon av parasittinnholdet.

En vannbehandlingsprosess basert på koagulering og filtrering slik man har ved Jordalsvatnet VBA, kan utgjøre en effektiv barriere mot så vel mikroorganismer som en rekke andre organiske og uorganiske stoffer. En god barriereeffekt er imidlertid betinget av at vannbehandlingsanlegget drives optimalt, og Veiledningen til drikkevannsforskriften av 2001 anga indikatorverdier for sentrale driftsparametre som måtte oppfylles for at en koaguleringsprosess skulle utgjøre en hygienisk barriere (Tabell 6-1). Her kreves blant annet at utløpsturbiditeten fra hver enkel filterenhet ikke skal overstige 0.2 NTU.

Andre land, eksempelvis USA og Storbritannia har lignende barriereindikatorkrav for koaguleringsanlegg, men har lagt seg på en noe strengere linje, med krav om kontinuerlig målte turbiditetsverdier fra enkeltfiltre som ikke overstiger 0.1 NTU. Det er påvist at log-reduksjonen av en rekke mikroorganismer økes betydelig ved å redusere utløpsturbiditeten fra 0.2 til 0.1 NTU (Xagorarakis 1995).

Man har lagt seg på bruk av nevnte barriereindikatorer siden det kan være en utfordring å måle direkte på innholdet av mikroorganismer og/eller patogener. Dette ut fra HMS-hensyn, grunnet lave konsentrasjonsnivåer, mangel på egnede analysemetoder, etc.

Tabell 6-1. Indikatorverdier for hygienisk barriereeffekt for vannbehandling med koagulering og filtrering (Tabell C i veilederen til Drikkevannsforskriften av 2001)

Parameter	Verdi	Kommentar
Farge (mg Pt/L)	< 10	Normalt < 5 ved Al- eller Fe-koagulering
Turbiditet (FNU)	< 0,2	Gjelder utløp fra hvert enkelt filter. Bør om nødvendig overvåkes kontinuerlig
TOC (mg C/L)	< 3,0	Måles når levert vannmengde > 10 000 m ³ /døgn
Aluminium (mg Al/L)	< 0,15	Når Al benyttes som koagulant
Jern (mg Fe/L)	< 0,15	Når Fe benyttes som koagulant
Partikler 2-400 µm (antall/mL)	< 500	Gjelder utløp fra hvert enkelt filter. Bør om nødvendig overvåkes kontinuerlig

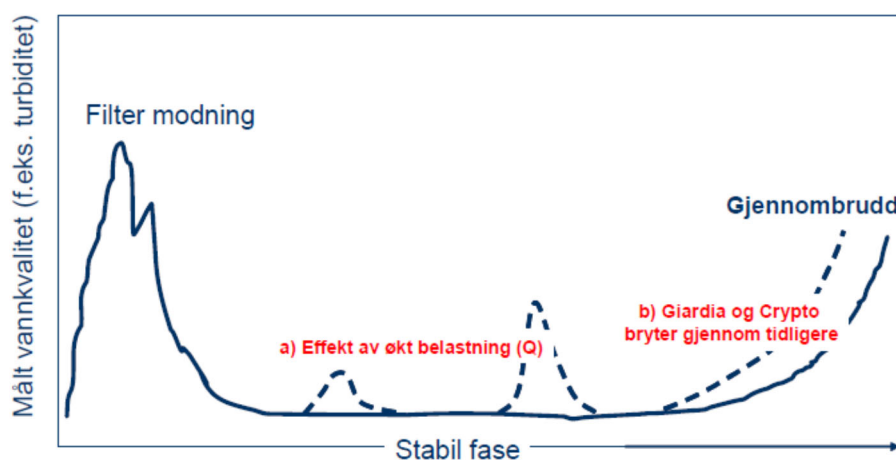
Effekten av ulike vannbehandlingsmetoder på fjerning/log-reduksjon av mikroorganismer er mangelfullt kartlagt i Norge. Det som finnes er gjerne utenlandske erfaringer, bl.a. fra USA. Det kan og bør diskuteres i hvilken grad effekten av typisk norske vannbehandlingsløsninger basert på koagulering og flermedia filtrering stemmer med erfaringsdata fra USA. I Norge er nær sagt alle vannbehandlingsanlegg dimensjonert for fjerning av naturlig organisk materiale (NOM), noe som krever høye koagulant-doser og nitid kontroll/styring av koagulerings-pH. I tillegg anvendes to- eller tremedia filtre i stor utstrekning, slik tilfellet også er på Jordalsvatnet VBA.

Ved koagulering med jernkloridsulfat vil filtertrinnets alkaliske bunnlag (Filterkalk) samle opp restinnhold av Fe svært effektivt ved at det felles ut jernhydroksid under de gunstige pH-betingelsene som der råder (pH 5-8). Slik jernhydroksid er en utmerket adsorbent for organisk stoff, kolloider og mikroorganismer, og dette alkaliske filterlaget vil derfor gi en tilleggseffekt til den hygieniske barriereeffekten og log-reduksjonen. Dette gjelder også for virus, siden den proteinkappen virus omgir seg med i stor grad vil oppføre seg som organisk stoff/kolloider.

Flere vannverk er imidlertid nå i ferd med å anskaffe utstyr (bla. flowcytometri) for bedre å kunne dokumentere barriereeffekter i vannbehandlingen.

6.1.2 Barriereeffektens dynamikk

Kvaliteten på utløpsvannet fra et vannbehandlingsanlegg basert på koagulering og filtrering har et typisk og dynamisk forløp, slik som illustrert i Figur 6-2, med typiske risikoperioder under filtermodning, i perioder med økt filtreringshastighet og når filtersengen nærmer seg metning (gjennombrudd). Barrierefunksjonen (log-reduksjonen av ulike mikroorganismer) vil ha et tilsvarende dynamisk forløp.



Figur 6-2. Typisk forløp av utløpsvannkvalitet og barrierefunksjon over en filtersyklus, med modning, effekt av belastningsøkninger (støtbelastninger) og gjennombrudd.

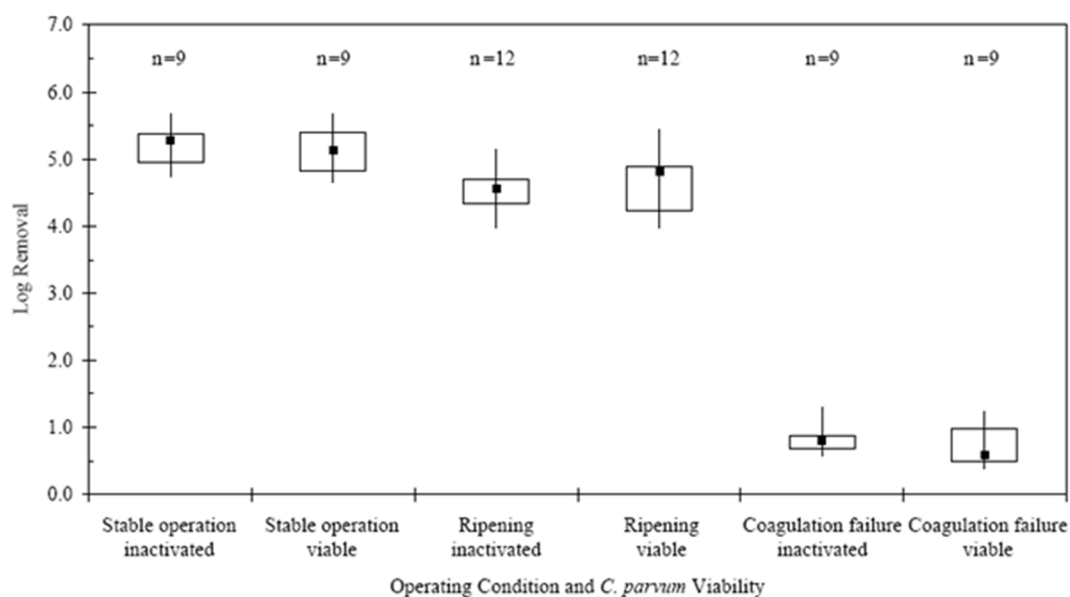
Grunnen til at vannkvaliteten får et slikt forløp er at slike filtersenger må rengjøres ved tilbakespyling med vann og evt. luft, typisk 1-2 ganger pr døgn. Når filteret settes i drift etter en fullført returspyling vil man få en såkalt filtermodningsperiode (typisk 15-60 minutter) med forringet vannkvalitet og barrierefunksjon. Tilsvarende svik i barrierefunksjon kan oppstå som følge av belastningsøkninger (eksempelvis som følge av at et filter tas ut av drift for tilbakespyling, mens vannføringen fordeles på gjenværende filtre i drift). Utløpsvannkvaliteten må overvåkes (gjærne via kontinuerlig, on-line turbiditetsmåling) for å sikre tilbakespyling til rett tid, dvs. før det oppstår turbiditetsgjennombrudd og forringelse av utløpsvannkvalitet og barrierefunksjon.

Forringelse av utløpsvannkvalitet og barrieresvik i koagulerings-/filtertrinnet kan derved oppstå som følge av uheldig prosessutforming og ikke-optimal drift, eksempelvis:

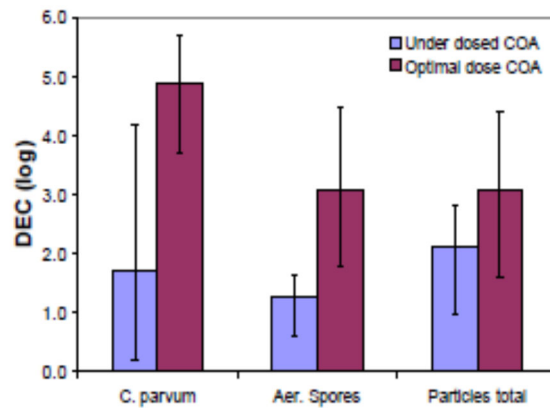
1. I perioder med hel eller delvis svikt i koaguleringen (feil dose og pH), herunder perioder med utilstrekkelig prosessovervåking og kontroll, mangelfull tilpasning av koaguleringsbetingelser til den rådende råvannskvalitet, m.v.
2. Under filtermodning (særlig ved påfylling av ny alkalisk masse som gir forlenget modningsperiode)
3. Ved drift av filtre ut over tidspunktet for gjennombrudd
4. I perioder med varierende filterbelastning (eksempelvis ved brå økning i filtreringshastighet som følge av spyling av parallelle filterenheter)
5. I perioder med dårlig filtertilstand (utilstrekkelig tilbakespyling, forekomst av slamklumper (mudballs), forstyrret lagdeling i én eller flere filterenheter)
6. Ved ugunstige håndtering/disponering av returstrømmer (f.eks. modningsvann, og dekantat fra slamfortykking)

Siden utløpsvannkvalitet og nivåene for barriereeffekt er svært avhengig av hvordan et koaguleringsfiltreringsanlegg utformes og drives, vil det naturlig nok være store variasjoner i rapporterte log-reduksjoner. En ROS-analyse av vannforsyningen i Bergen (Røstum og Eikebrokk, 2008) beskriver hvordan barriereeffekten og oppnådde log-reduksjoner av ulike typer av mikroorganismer påvirkes av koaguleringsforhold, filterutforming, filterfaser, driftsforhold, etc.

Figur 6-3 viser et eksempel på hvordan log-reduksjonen av så vel levende som inaktiverte *Cryptosporidium* oocyster varierer over en typisk filtersyklus (jf Figur 6-2). Det er vist hvordan en svikt i koaguleringsforholdene medfører en sviktende barrierefunksjon, fra nær 5-log under normal drift til ca. 1-log reduksjon under en koaguleringsvikt. Dette forholdet er ytterligere illustrert i Figur 6-4, som viser hvordan oppnådde log-reduksjoner av ulike typer mikroorganismer påvirkes av underdosering av koagulant.

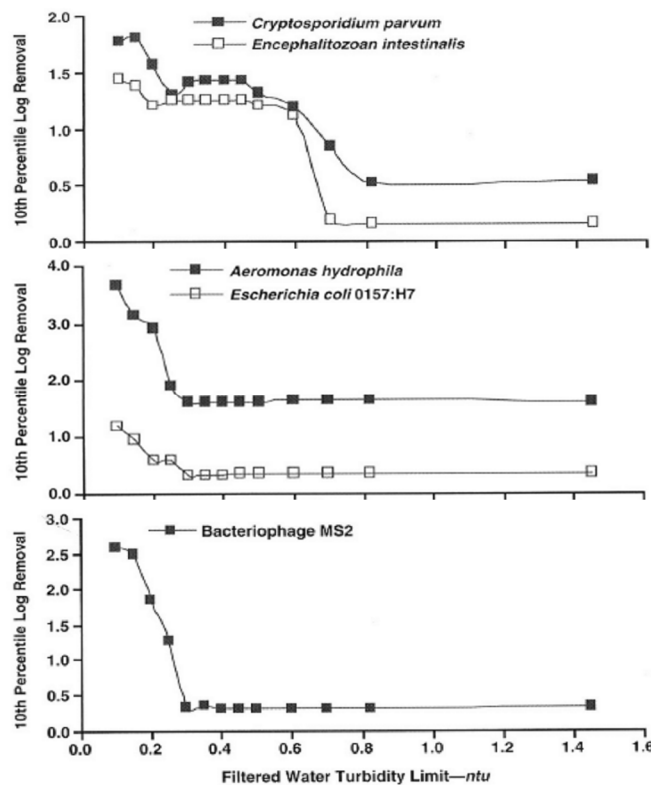


Figur 6-3. Fjerning av levende og inaktiverte *Cryptosporidium parvum* oocyster ved koagulering (Al-sulfat) og tomedia filtrering under stabil filterfase, filtermodning (ripening), og i perioder med svikt(failure) i koaguleringen (n = antall prøvepar) (Emelko, 2003).



Figur 6-4. Oppnådde log-reduksjoner av *Cryptosporidium*, aerobe sporer og totalinnhold av partikler under perioder med underdosering og optimal koagulantdosering (Dugan m. fl. 2001)

Sammenhengen mellom utløpsturbiditet fra filterenheter og log-reduksjoner av ulike mikroorganismer er illustrert i Figur 6-5. Det fremgår at log-reduksjonen av de undersøkte mikroorganismer økes betydelig når utløpsturbiditeten senkes fra 0.2 til 0.1 NTU.



Figur 6-5. Sammenheng mellom utløpsturbiditet fra filtre og målt log-reduksjon av ulike mikroorganismer (Xagoraki m fl. 2004).

Det hevdes at koagulering er mer effektiv for fjerning (log-reduksjoner) av bakterier og protozoer/parasitter enn for fjerning av virus. I denne sammenheng bør nevnes at tilgjengelige undersøkelser av dette ofte er basert på internasjonale erfaringer og litteraturkilder. Det foreligger få eller ingen adekvate undersøkelser av oppnådde log-reduksjoner av ulike typer mikroorganismer ved norske koaguleringsanlegg, der man normalt anvender høye koagulantdoser for NOM-fjerning, nitid pH-kontroll innenfor optimalt område og flermedia filtersenger, ofte tomedia filtre eller 3-media filtre med dype bunnlag av alkalisk masse.

Hijnen and Medema (2007, 2010) foretok en omfattende analyse av oppnådde, rapporterte log-reduksjoner av ulike aktuelle typer mikroorganismer ved ulike vannbehandlingsprosesser. De vektet resultatene via en såkalt Full-Scale index (FS), der fullskalaforsøk med naturlig forekommende mikroorganismer (miljøorganismer) ble tillagt høyest vekt (FS5), deretter laboratorieforsøk med dyrkede mikroorganismer, mens bruk av surrogatorganismer fikk lavest score (FS1-3). Pilotforsøk ble vektet mellom fullskala og laboratorieforsøk (FS 2-5). Ut fra dette ble vektete log-reduksjoner (Microbial Elimination Credit, MEC) beregnet for en rekke vannbehandlingsprosesser (Tabell 6-2):

$$MEC = \sum (DEC \cdot FS) / \sum FS$$

Tabell 6-2. Beregnede nivåer for MEC (log-reduksjon) for ulike mikroorganismer ved bruk av in-line koagulering (kontaktfiltrering). Etter Hijnen og Medema (2010).

Type mikro-organisme	Antall datasett	Midlere FS-indeks	MEC (Log-reduksjon)		
			Avg±StDev	Median (P50)	Min-Maks
Virus	90	3,0	0,9±0,5	0,9	0,1-1,5
Bakterier	31	3,0	1,4 ±0,4	1,4	0,8-2,1
Bakteriesporer	30	3,8	2,3±0,7	2,2	1,5-3,9
Cryptosporidium	238	2,7	3,0±1,4	2,9	0,1-5,4
Giardia	105	3,0	2,9±1,1	3,0	0,8-4,7

Som vist i Tabell 6-2 er spennet i rapporterte log-reduksjoner stort, noe som primært kan relateres til følgende forhold:

- Ulike filterutforminger
- Ulike filtermaterialer, lagtykkelser og kornstørrelser
- Ulike filtreringshastigheter
- Ulike koaguleringsforhold (koagulanttype, koagulantdose, pH)
- Ulike driftsrutiner og spylrutiner
- Ulike hovedmålsettinger med vannbehandlingen (f.eks. "enkel" turbiditetsfjerning, kontra NOM-fjerning med høyere koagulantdoser og streng pH-kontroll), osv.

Koagulerings- og filtreringsforholdene, samt driftsbetingelsene, m.v. påvirker altså barriereeffekt (log-reduksjon) i stor grad. Dersom en koaguleringsprosess drives utenfor optimale områder hva gjelder koagulantdose og koagulerings-pH, så vil normalt de oppnådde log-reduksjoner bli lave. Det samme vil være tilfellet dersom filteret ikke er optimalt utformet med hensyn til kornstørrelser, lagtykkelser, støttelag og filterbunn, eller dersom det ikke drives optimalt hva gjelder filtreringshastigheter, filter-sykluslengder, spyletidspunkter, spylrutiner og spylefrekvenser, jevne filterbelastninger uten bra økninger i filtreringshastighet, m.v.

6.1.3 Vurdering av koaguleringsbarrieren ved Jordalsvatnet VBA

De fleste norske kontaktfiltreringsanlegg er utformet og drives med tanke på NOM-fjerning (enhanced coagulation). Dette innebærer bruk av høyere koagulantdoser enn for konvensjonell turbiditetsfjerning og en nitid kontroll/justering av koagulerings-pH.

Jordalsvatnet VBA har lenge (fra 2004) vært gjenstand for flere optimaliseringsforsøk og -tiltak. Dette fordi optimale verdier for koagulantdose og koagulerings-pH ikke bare er svært viktige kriterier for å oppnå en effektiv NOM-fjerning, men også for å oppnå en stabil, sikker og bærekraftig/ressurseffektiv drift, herunder en effektiv fjerning (log-reduksjon) av mikroorganismer.

En risiko- og sårbarhetsanalyse (ROS-analyse) av vannforsyningen i Bergen i 2008 konkluderte som følger hva gjelder farer/uønskede hendelser og effekter av slike ved Jordalsvatnet VBA (Røstum og Eikebrokk, 2008):

1. Svikt i koagulantdoseringen kan gi svikt i behandlingsbarrieren ved at kravverdiene til turbiditet, rest-Fe, farge eller TOC overskrides. Dette kan videre gi svikt også i desinfeksjonsbarrieren via uheldige skyggeeffekter, økt spredning av UV-lys i UV-aggregatet, redusert UV-transmisjon og redusert UV-dose.
2. Feilaktig koagulerings-pH kan gi svikt i behandlingsbarrieren ved at kravverdiene til turbiditet, rest-Fe, farge eller TOC overskrides. Dette kan videre gi svikt også i desinfeksjonsbarrieren via uheldige skyggeeffekter, økt spredning av UV-lys i UV-aggregatet, redusert UV-transmisjon og redusert UV-dose.
3. Feilaktig CO₂-dosering kan gi feilaktig koagulerings-pH og derved – som beskrevet ovenfor gi svikt i så vel behandlingsbarriere som desinfeksjonsbarriere.
4. Dårlig tilstand på filtersengen kan gi redusert vannkvalitet og redusert filtersykluslengde. Dette kan derfor medføre svikt i så vel behandlingsbarriere som desinfeksjonsbarriere av årsaker som beskrevet over.
5. Tap av filtersand kan gi redusert vannkvalitet og redusert filtersykluslengde. Dette kan derfor medføre svikt i så vel behandlingsbarriere som desinfeksjonsbarriere av årsaker som beskrevet over.
6. Svikt i UV-anlegget kan medføre svikt i desinfeksjonsbarrieren (bakterier, virus og parasitter) og økt risiko for sykdomsutbrudd dersom anlegget ikke stenges.
7. Svikt i strømforsyningen kan gi svikt i så vel behandlingsbarrierer som desinfeksjonsbarrierer dersom nødstrømsforsyning mangler/svikter eller er utilstrekkelig.
8. Svikt i den generelle driften av anlegget kan gi svikt i så vel behandlingsbarrierer som desinfeksjonsbarrierer.

Som tidligere beskrevet har Jordalsvatnet VBA vært gjenstand for optimaliseringstiltak i de senere år. Som en del av NOMiNOR-prosjektet ble det i 2014-2015 tatt ut fire sesongmessige prøver (mars, aug, okt og feb) fra ulike prøvepunkter ved Jordalsvatnet VBA: 1) Ubehandlet råvann, 2) Koagulert og filtrert vann, og 3) UV-desinfisert vann. Utvalgte analyseresultater er vist i Tabell 6-3, og tallene viser at rentvannskvaliteten fra Jordalsvatnet VBA svært god. Anlegget kommer også svært godt ut i en benchmarking blant 10 vannbehandlingsanlegg i Skottland, Finland, Sverige og Norge (Eikebrokk m. fl. 2018).

Tabell 6.3. Analysedata (Avg±Stdev; Min-Max) for vannprøver fra Jordalsvatnet VBA 2014-2015 (Eikebrokk m. fl. 2018)

	Farge mg Pt/L	UV-abs 1/m	Turb NTU	TOC mg/L	BDOC mg/L	ATP pmol/L	Tot-P µg/L	Fe µg/L
Råvann	21±1	11,2±0,5	0,41±0,07	2,59±0,11	0,05±0,04	58±32	7,1±3,9	107±30
	20-22	10,8-11,9	0,36-0,51	2,51-2,75	0,02-0,11	31-101	4,3-9,9	74-145
Koagulert og filtrert	2±1	1,4±0,2	0,10±0,01	0,60±0,04	0,03±0,03	2±1	2,4±1,1	14±12
	1-3	1,0-1,6	0,09-0,11	0,56-0,65	0,00-0,07	1-3	1,6-3,2	5-32
UV- Desinfisert	1±0	1,3±0,2	0,10±0,01	0,59±0,06	0,03±0,03	1±1	2,5±1,6	11±11
	1-2	1,0-1,5	0,08-0,11	0,56-0,68	0,00-0,07	0-1	1,3-3,6	4-28

På mange anlegg i utlandet har turbiditetsfjerning tradisjonelt vært hovedmålet med vannbehandlingen. Dette innebærer ofte langt lavere krav til pH-styring/kontroll og bruk av lavere koagulantdoser. Dette fordi uorganiske partikler/turbiditet er langt enklere å fjerne enn NOM. Mye av den betydelige variasjonen i rapporterte log-reduksjoner kan skyldes forhold knyttet til ulikheter i utforming og drift av vannbehandlingsanlegg som nevnt over.

I Norge har man ennå ikke foretatt noen inngående eller systematiske undersøkelser av barriereeffekter og oppnådde log-reduksjoner i typisk norske vannbehandlingsanlegg som benytter koagulering og filtrering. Det er grunn til å tro at med de høye koagulantdosene og den strenge/nitide kontrollen av koagulerings-pH som benyttes i Norge (siden NOM-fjerning er påkrevet), vil de oppnådde log-reduksjoner befinne seg i de øvre sjikt av de som er rapportert fra utlandet og beskrevet over. Videre vil bruk av to- eller flermedia filtre være fordelaktige fremfor én-medium sandfiltre som fortsatt brukes mye i andre land (e.g. Sverige, Skottland). Tremedia filtre bestående av antrasitt eller Filtralite over sand og med et dypt (e.g. 2 m) bunnlag av alkalisk masse (knust marmor, filterkalk) brukes også i stor utstrekning i Norge. Slike filtre brukes også på Jordalsvatnet VBA, der jernkloridsulfat anvendes som koaguleringsmiddel. Erfaring fra mange slike anlegg viser at rester av jern (og flere andre metaller) felles ut som hydroksider, og fjernes derved svært effektivt i det alkaliske filterlaget. Slik jernhydroksid er, i likhet med aluminiumhydroksid, kjent som en utmerket adsorbent, og vil derfor binde/holde tilbake organisk stoff (NOM), partikler/kolloider, og mikroorganismer. Slik sett vil det alkaliske filterlaget med utfelt metallhydroksid bidra til den totale renseeffektiviteten og log-reduksjonen av mikroorganismer som oppnås på vannbehandlingsanlegget. Denne effekten er, som nevnt over, dessverre ennå ikke kvantifisert på norske vannbehandlingsanlegg av denne typen.

Det er derfor god grunn til å anta at godt drevne kontaktfiltreringsanlegg med bruk av jernbaserte koagulanter og tre-media filtersenger, slik som på Jordalsvatnet VBA, kan oppnå log-reduksjoner i øvre del av det som er angitt av utenlandske erfaringer i Tabell 6-2, eller sogar høyere. I en hygienisk sammenheng vurderes det også som positivt at man ikke sender dekanteringsvann fra slamfortykkingen tilbake til innløpet av vannbehandlingsanlegget, men tilbake til vannkilden. Returstrømmer som sendes til innløpet kan, foruten å innebære driftsmessige utfordringer, representere en økt hygienisk belastning og risiko. Den ekstra hygieniske risikoen en slik returstrøm innebærer vil imidlertid normalt være ganske liten (Røstum og Eikebrokk, 2008). Det er imidlertid viktig med god fordrøyning for å unngå uheldige støtbelastninger på vannbehandlingsanlegget. Det skal også nevnes at filtermodningen tar lengre tid enn normalt ved innfylling av ny alkalisk filtermasse, noe man også bør fokusere på i en hygienisk sammenheng.

Et annet risikoforhold bør nevnes spesielt, nemlig kombinasjonen av økt NOM og økt algeinnhold. Økt NOM krever økt koagulantdose, noe som i sin tur gir økt slamproduksjon, raskere trykktapsutvikling

og kortere filtersykluser. Et fremtidig økt algeinnhold, i tråd med prediksjonene i denne rapporten, vil kunne gi utfordringer knyttet til lukt, smak og algetoksiner. Dette vil også kunne påvirke koaguleringsprosessen negativt, og kan videre medføre driftsmessige utfordringer knyttet til økte trykktap, mulig undertrykk og blokkering av filtersenger (Tabell 6-4). Dette vil i neste omgang gi kortere filtersykluser, økt spylevannsforbruk og økt andel hygienisk mer usikkert modningsvann.

Tabell 6.4. Algerelaterte utfordringer i vannbehandlingen (AWWARF, 2004; Hall m. fl., 2005).

Algal Class	Example genera	Water treatment problems
Cyanophyceae (Blue-green algae)	<i>Anabaena</i> , <i>Aphanizomenon</i> , <i>Microcystis</i> , <i>Oscillatoria</i> .	Filter blockage, taste and odour, toxic metabolites.
Chlorophyceae (Green algae)	<i>Chlorella</i> , <i>Scenedesmus</i> , <i>Spirogyra</i> .	Taste and odour, filter blockage.
Bacillariophyceae (Diatoms)	<i>Asterionella</i> , <i>Fragilaria</i> , <i>Melosira</i>	Taste and odour, filter blockage.

Barriereeffektene/log-reduksjonene ved Jordalsvatnet kontaktfiltreringsanlegg vurderes ut fra overstående å befinne seg i øvre del av de som er angitt i Tabell 6-2. Denne vurderingen er også basert på den strenge kontrollen av koaguleringsbetingelsene og tilpasningen av disse til den rådende råvannskvalitet, samt kontrollen/overvåkingen av filtreringstrinnet. Jordalsvatnet VBA har i de siste 10-15 år vært gjenstand for optimaliseringstiltak, både hva gjelder filterutforming, filtermaterialer, filterdrift og tilbakespylingsforhold, samt koagulantdose, koagulerings-pH og prosesskontroll. Det anbefales at man overvåker vannkvalitetsutviklingen nøye hva gjelder alger og NOM, siden dette er faktorer som kan påvirke vannbehandlingen og barriereeffektene negativt.

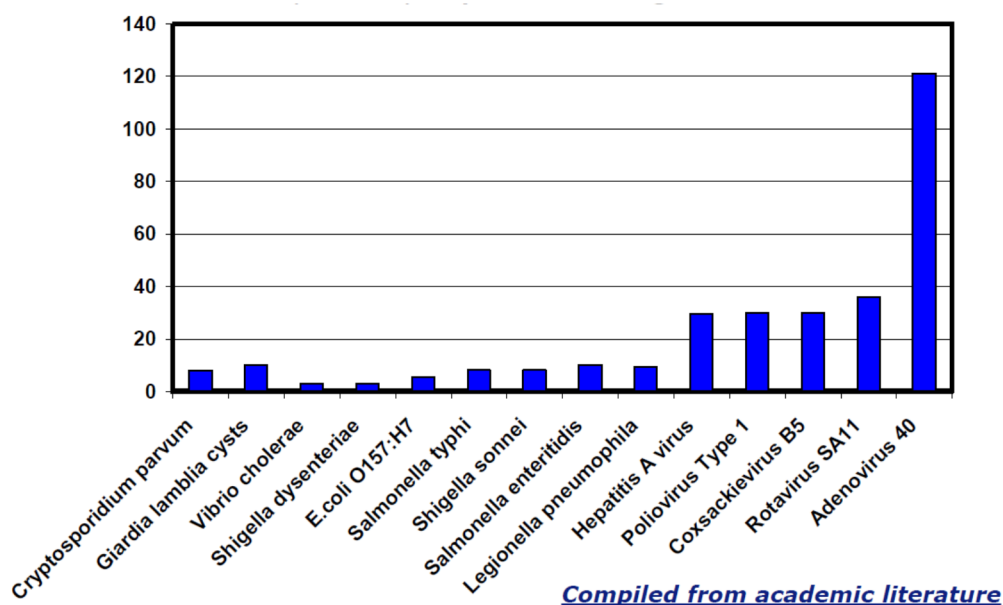
6.1.4 Vurdering av desinfeksjonsbarrieren ved Jordalsvatnet VBA

Ulike mikroorganismer har ulik sensitivitet for ulike desinfeksjonsmidler. For klordesinfeksjon gjelder følgende rangering fra lett til vanskelig: Bakterier (*E. coli*), virus (*Adenovirus*) og protozoer (*Giardia*, *Cryptosporidium*). For UV-desinfeksjon, derimot, er rangeringen som følger: Protozoer, bakterier og virus.

UV-anlegget ved Jordalsvatnet VBA er biodosimetrisk validert og godkjent, noe som innebærer at det leverer en UV-dose på minst 40 mJ cm^{-2} når det drives innenfor de godkjente områder for vannføring og UV-intensitet (målt og styrt via målere/sensorer/PLS i anlegget).

En tommeltottregel er at hver 5 % reduksjon i UV-T gir 50 % reduksjon i UV-dose (Templeton, 2010). Dette viser hvordan UV-desinfeksjonseffekten er avhengig av en effektiv og velfungerende vannbehandling, og illustrerer til fulle hva en svikt i forutgående vannbehandling (for eksempel koagulering og filtrering) kan medføre for UV-desinfeksjonen.

Figur 6-6 viser hvilke UV-doser (mJ cm^{-2}) som er påkrevet for å oppnå 4-log reduksjon av ulike mikroorganismer. En doseleveranse på minst 40 mJ cm^{-2} slik tilfellet er på Jordalsvatnet VBA, vil derved gi log-reduksjoner på 4-log eller mer for alle angitte mikroorganismer, med unntak av *Adenovirus*.



Figur 6-6. Nødvendige UV-doser (mJ cm^{-2}) for å oppnå 4-log inaktivering av ulike mikroorganismer (Templeton, 2010).

Ut fra omfattende litteraturstudier presenterte Hijnen and Medema (2010) data for inaktivering/log-reduksjoner, angitt som MIC (Micro-organism Inactivation Credit). Tallene som er presentert i Tabell 6-5, er basert på tre rapporterte nivåer for UV-dose/UV-intensitet mot eksponeringstid for fullskala anvendelser, og viser nødvendige UV-doser for å oppnå MIC på 1-, 2-, 3- og 4-log reduksjon av aktuelle mikroorganismer.

Det fremgår av tallene i Tabell 6-5 at en UV-dose på 40 mJ cm^{-2} gir mer enn 4-log inaktivering av de fleste av de angitte mikroorganismer, og at bakteriesporer og visse typer Adenovirus er de mest resistente mot UV-desinfeksjon. Folkehelseinstituttet anser imidlertid Adenovirus for å være lite relevant som årsak til vannbårne sykdomsutbrudd i Norge. Dette blant annet fordi eksponering i tidlig alder i barnehager, skoler, m.v. har gjort at man har utviklet resistens mot slike agens. Man krever derfor ikke at UV-anlegg skal dimensjoneres for høyere UV-dose enn 40 mJ cm^{-2} . Dette harmonerer i stor

grad med holdningen i resten av Europa, mens man i USA kan kreve dimensjonering av UV-anlegg også for inaktivering av *Adenovirus* dersom en risikokartlegging tilsier at dette er påkrevet.

Som vedlegg til rapporten finnes detaljerte Tabeller over dosekrav for ulike grader av inaktivering (log-reduksjoner) for bakterier, protozoer og virus (Vedlegg 4).

Tabell 6-5. Nødvendige UV-doser (mJ cm⁻²) for ulike nivåer av MIC (log-reduksjon) for aktuelle vannbårne mikroorganismer (Hijnen and Medema, 2010).

MIC (log) required:	UV fluence (mJ/cm ²) requirements			
	1	2	3	4
<i>Bacillus subtilis</i> ^a	56	111	167	222
Adenovirus type 40	56	111	167	- ^d
<i>Clostridium perfringens</i> ^a	45	95	145	- ^d
Adenovirus type 2,15,40,41	42	83	125	167
<i>Acanthamoeba</i> ^a	40	71	119	167
Adenovirus ^a (no type 40)	25	50	- ^d	- ^d
Calicivirus canine	10	21	31	41
Rotavirus SA-11	10	20	29	39
Calicivirus feline	9	19	28	38
Coxsackie virus B5	8	17	25	34
<i>Streptococcus faecalis</i> ^a	9	16	23	30
<i>Legionella pneumophila</i> ^b	8	15	23	30
Poliovirus type 2	7	15	22	30
<i>Shigella sonnei</i> ^b	6	13	19	26
<i>Salmonella typhi</i> ^a	6	12	17	51
Hepatitis A	6	11	17	22
Calicivirus bovine	5	11	16	21
<i>E. coli</i> O157 ^b	5	9	14	19
<i>E. coli</i> ^a	5	9	14	18
<i>Cryptosporidium</i> EPA ^c	3	6	12	- ^e
<i>Giardia</i> EPA ^c	2	5	11	- ^e
<i>Campylobacter jejuni</i> ^b	3	7	10	14
<i>Yersinia enterocolitica</i> ^b	3	7	10	13
<i>Legionella pneumophila</i> ^b	3	6	8	11
<i>Shigella dysenteriae</i> ^b	3	5	8	11
<i>Vibrio cholerae</i> ^b	2	4	7	9

^a environmental spp. ; ^b corrected for environmental spp. ; ^c no correction for environmental spp. (research needed) ; ^d MIC_{max} < 4 log ; ^e no value due to tailing

Med unntak for visse typer av *Adenovirus*, *Bacillus subtilis*, *Clostridium perfringens* og *Acanthamøber* vurderes UV-anlegget ved Jordalsvatnet VBA å gi 4-log inaktivering eller mer av de fleste aktuelle vannbårne mikroorganismer. Dette er på linje/nivå med hva som ble funnet i QMRA-analysen i kapittel 4.

7 Konklusjon

Det anbefales at man overvåker vannkvalitetsutviklingen nøye hva gjelder alger og NOM, siden dette er faktorer som kan påvirke vannbehandlingen og barriereeffektene negativt. Tilførslene av fosfat fra Indrevatnet, som trolig også kommer via interngjødsling, samt algemengden i Indrevatnet, bør begrenses (se konkrete forslag til tiltak med hensyn på dette i Vedlegg 1). Den årlige infeksjonsrisikoen for alle patogener overstiger per i dag ikke akseptabel risiko. Den anbefales å følge opp anbefaling vedrørende utvidede klausuleringsbestemmelser som tidligere er gitt av Rådgivende Biologer AS.

- Trenden til økt algemengde i Jordalsvatnet er bekymringsfull, siden en slik utvikling også kan påvirke vannbehandlingen negativt, herunder vannbehandlings- og desinfeksjonsbarrierene. Dette vil være særlig utfordrende dersom både algeinnholdet og innholdet av naturlig organisk materiale (NOM) øker. Et varmere klima med økt temperatur og økt primærproduksjon er trolig viktige drivere for en dette. Råvannskvaliteten bør derfor overvåkes nøye, siden et økende innhold av alger/NOM kan medføre betydelige utfordringer for driften av vannbehandlingsanlegget.
- Fosfat er trolig et begrensende næringsstoff i Jordalsvatnet. Tilførsler av fosfor fra Indrevatnet er det viktig å begrense. Risiko for tap av løst fosfat fra arealer med P-AL over 15 er svært høy, spesielt ved mye nedbør og mye overflateavrenning. Resultatene tilsier at de fleste engarealer ikke trenger tilførsel av fosfor for å kunne produsere en tilfredstillende grasavlinger. Bruk av fosforfri mineralgjødsel anbefales på engarealene. Tilførsler av fosfor til Jordalsvatnet fra avløp er generelt beskjedent og fordeler seg jevnt mellom spredt avløp og lekkasjer fra ledningsnett. Et uhell i forbindelse med pumpestasjoner (som for eksempel via frys/tine effekter) vurderes som den største risikoen mht. tilførsler fra fosfor fra avløp. Klima med økt temperatur er trolig en viktig faktor til økt algevekst i Jordalsvatnet. I tillegg er tidvis interngjødsling og tilførsler av fosfat og alger fra Indrevatnet noe som bør begrenses (jf. Vedlegg 1).
- Den årlige infeksjonsrisikoen for alle patogener overstiger ikke akseptabel risiko. Selv ved sammenfallende ugunstige forhold, vil ikke de aktuelle organismene utgjøre en uakseptabel risiko. Barriereeffektene/log-reduksjonene ved Jordalsvatnet kontaktfiltreringsanlegg vurderes også å ha en høy MEC (Microbial Elimination Credit; vektet log-reduksjon). Denne vurderingen er også basert på den strenge kontrollen av koaguleringsbetingelsene og tilpasningen av disse til den rådende råvannskvalitet, samt kontrollen/overvåkingen av filtreringstrinnet. Jordalsvatnet VBA har i de siste 10-15 år vært gjenstand for optimaliseringstiltak, både hva gjelder filterutforming, filtermaterialer, filterdrift og tilbakespylingsforhold, samt koagulantdose, koagulerings-pH og prosesskontroll.

Oppsummert konklusjon:

- **Fokus på hyppig overvåkning av algemengde og NOM**
- **Redusere avrenning av næringsstoffer fra jordbruksområdene rundt Indrevatnet (se detaljer til forslag i Vedlegg 1).**
- **Gjør en vurdering av evt fryse/tine effekter mht lekkasje fra avløpsledninger.**
- **Følg opp anbefalinger til utvidede klausuleringsbestemmelser som tidligere er gitt av Rådgivende Biologer AS.**

Litteratur

- Artois, M., Delahay, R., Guberti, V. and Cheeseman, C., 2001. Control of infectious diseases of wildlife in Europe. *The Veterinary Journal*, 162(2): 141-152.
- Atherholt, T.B., LeChevallier, M.W., Norton, W.D. and Rosen, J.S., 1998. Effect of rainfall of Giardia and Crypto. *American Water Works Association. Journal*, 90(9): 66.
- Aulicino, F.A., Mastrantonio, A., Orsini, P., Bellucci, C., Muscillo, M. and Larosa, G., 1996. Enteric viruses in a wastewater treatment plant in Rome. *Water, Air, and Soil Pollution*, 91(3): 327-334.
- Bechmann, M., Stenrød, M., Greipsland, Hauken, M., Deelstra, J., Eggestad, H.O. og Tveiti, G. 2017. Sammendragsrapport fra Program for jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA) for 1992-2016. Nibio rapport Vol. 3 Nr. 71.
- Bjørklund, A.E. 1999. Undersøkelse av Jordalsvassdraget i 1998/99. Rådgivende Biologer, rapport 384, 54 sider. ISBN 82-7658-244-3.
- Bjørklund, A.E. og Johnsen, G.H. 2007. Vurdering av tiltak i landbruket for å redusere forurensninger til Jordalsvassdraget. Rådgivende Biologer AS, rapport 960, 19 s. ISBN 978-82-7658-512-4.
- Blankenberg A.G.B., Skarbøvik, E., Kværnø, S.H. 2017. Effekter av buffersoner – på vannmiljø og andre økosystemtjenester. Nibio rapport Vol 3. Nr. 14.
- Borselli, L., Cassi, P., & Torri, D. (2008). Prolegomena to sediment and flow connectivity in the landscape: A GIS and field numerical assessment. *Catena*, 75(3), 268–277. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2008.07.006>
- Bradford, S.A., Morales, V.L., Zhang, W., Harvey, R.W., Packman, A.I., Mohanram, A. and Welty, C., 2013. Transport and fate of microbial pathogens in agricultural settings. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 43(8): 775-893.
- Bruaset, S., Nilssen, O., Gisvold Johannessen, B. og Nøst, T. 2010. En resipientorientert analyse av bakteriologisk tap fra avløpsnett til Nidelva. Vann nr. 2-2010.
- Daugstad, K., Kristoffersen, A. & Nesheim, L. 2012 Næringsinnhold i husdyrgjødsel - Analyser av husdyrgjødsel fra storfe, sau, svin og fjørfe 2006-2011. Bioforsk Rapport. Vol 7. Nr. 24. ISBN 978-82-17-00897-2
- Davies, C.K., Nanda Altavilla, Nicholas Ashbolt, 2004. Fate and Transport of surface water pathogens in watershed, CRC for Water Quality and Treatment, Center for Water and Waste Technology, School of Civil and Environmental Engineering, University of New South Wales, Sydney, NSW 2052 Australia, Australia.
- Dugan, N.R., Fox, K.R., Owens, J.H., and Miltner, R.J. 2001. Controlling Cryptosporidium oocysts using conventional treatment. *J. Am. Water Works Assoc.*, 93(12), 64–76.
- Eikebrokk, B., Haaland, S., Jarvis P., Zahlsen, K., Vogt, R.D., Riise, G. (2018) NOMiNOR: Natural Organic matter in drinking water within the Nordic Region. *Norsk Vann Rapport A-231*.
- Emelko, M.B., 2003. Removal of Viable and Inactivated Cryptosporidium by Dual- and Tri-Media Filtration. *Water Res.*, 37:12:2998.
- Eregno, F.E., Tryland, I., Myrmel, M., Wennberg, A., Oliinyk, A., Khatri, M. and Heistad, A., 2018. Decay rate of virus and faecal indicator bacteria (FIB) in seawater and the concentration of FIBs in different wastewater systems. *Microbial Risk Analysis*.
- Ferguson, C., Husman, A.M.D.R., Altavilla, N., Deere, D. and Ashbolt, N., 2003. Fate and transport of surface water pathogens in watersheds.

- Ferguson, C.M., Charles, K. and Deere, D.A., 2008. Quantification of microbial sources in drinking-water catchments. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 39(1): 1-40.
- Ferguson, C.M., Croke, B.F., Beatson, P.J., Ashbolt, N.J. and Deere, D.A., 2007. Development of a process-based model to predict pathogen budgets for the Sydney drinking water catchment. *Journal of water and health*, 5(2): 187-208.
- Geldreich, E.E., 1978. Bacterial populations and indicator concepts in feces, sewage, stormwater and solid wastes.
- Gleason, J.A. and Fagliano, J.A., 2017. Effect of drinking water source on associations between gastrointestinal illness and heavy rainfall in New Jersey. *PloS one*, 12(3): e0173794.
- Grønsten, H.A., Kværnø, S.H. og Bechmann, M. (2007). Fosforkart for nedbørfeltet til Vansjø- Hobølvassdraget. Bioforsk rapport, Vol. 2/150. (Lukket rapport). Blankenberg, 2013
- Hawkins, P.R., Swanson, P., Warnecke, M., Shanker, S.R. and Nicholson, C., 2000. Understanding the fate of *Cryptosporidium* and *Giardia* in storage reservoirs: a legacy of Sydney's water contamination incident. *Journal of Water Supply: Research and Technology-AQUA*, 49(6): 289-306.
- Hijnen, W.A.M., Beerendonk, E.F. and Medema, G.J. (2006). Inactivation credit of UV radiation for viruses, bacteria and protozoan (oo)cysts in water: A review. *Water Research*, 40, pp 3-22
- Hijnen, W.A.M. and Medema, G.J. (2010). Elimination of micro-organisms by drinking water treatment processes : a review. IWA Publishing.
- Hutchison, M., Walters, L., Avery, S., Synge, B. and Moore, A., 2004. Levels of zoonotic agents in British livestock manures. *Letters in Applied Microbiology*, 39(2): 207-214.
- Höller, C., 1988. Quantitative and qualitative studies of *Campylobacter* in a sewage treatment plant. *Zentralblatt für Bakteriologie, Mikrobiologie und Hygiene. Serie B, Umwelthygiene, Krankenhaus-hygiene, Arbeitshygiene, präventive Medizin*, 185(4-5): 326-339.
- Johnsen, G.H. og Brekke, E. (2017). Vannkvalitet i Jordalsvassdraget i 2016. Rådgivende Biologer AS. Rapport 2339. 30 s. ISBN 978-82-8308-310-1.
- Johnsen, G.H.. og Torsteinsen, T. 2009. Forslag til og evaluering av konkrete tiltak innen landbruket ved eventuell ny klausulering av nedbørfeltet til Jordalsvatnet. Rådgivende Biologer AS, rapport 1192, 26 s. ISBN 978-82-7658-665-7.
- Karlengen I.J., Svihus B., Kjos N.P., Harstad O.M., 2012. Husdyrgjødsel; oppdatering av mengder gjødsel og utskillelse av nitrogen, fosfor og kalium. Sluttrapport. UMB.
- Khan, S.J., Deere, D., Leusch, F.D., Humpage, A., Jenkins, M. and Cunliffe, D., 2015. Extreme weather events: Should drinking water quality management systems adapt to changing risk profiles? *Water research*, 85: 124-136.
- Koivunen, J., Siitonen, A. and Heinonen-Tanski, H., 2003. Elimination of enteric bacteria in biological-chemical wastewater treatment and tertiary filtration units. *Water research*, 37(3): 690-698.
- Kværnø, S.H., Turtumøygard, S., Grønsten, H.A. og Bechmann, M., 2014. Modellverktøy for beregning av jord- og fosfortap fra jordbruksdominerte områder. Dokumentasjon av modellen Agricat 2. Bioforsk rapport nr. 9(108).
- Lodder, W., Vinje, J., van De Heide, R., de Roda Husman, A., Leenen, E. and Koopmans, M., 1999. Molecular detection of Norwalk-like caliciviruses in sewage. *Applied and Environmental Microbiology*, 65(12): 5624-5627.
- Malakoff, D., 2002. Water quality. Microbiologists on the trail of polluting bacteria. *Science (New York, NY)*, 295(5564): 2352.

- Moriarty, E.M., Mackenzie, M.L., Karki, N. and Sinton, L.W., 2011. Survival of *Escherichia coli*, *Enterococci*, and *Campylobacter* spp. in sheep feces on pastures. *Applied and environmental microbiology*, 77(5): 1797-1803.
- Olson, M., Thorlakson, C., Deselliers, L., Morck, D. and McAllister, T., 1997. *Giardia* and *Cryptosporidium* in Canadian farm animals. *Veterinary Parasitology*, 68(4): 375-381.
- Paruch A.M., Paruch L., Mæhlum T. 2016. Kildesporing av fekal vannforurensing i Jordalsvatnet med nedbørfelt. NIBIO Rapport 2/49, 42 pp.
- Paruch L., Paruch A.M., Blankenberg A-G.B., Bechmann M., Mæhlum T. 2015. Application of host-specific genetic markers for microbial source tracking of faecal water contamination in an agricultural catchment. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B – Soil & Plant Science*, 65(S2), 164-172. DOI: 10.1080/09064710.2014.941392
- Paruch L., Paruch A.M., Blankenberg A-G.B., Haarstad K., Mæhlum T. 2017. Norwegian study on microbial source tracking for water quality control and pollution removal in constructed wetland treating catchment run-off. *Water Science and Technology*, 76(5), 1158-1166. DOI: 10.2166/wst.2017.303
- Pesaro, F., Sorg, I. and Metzler, A., 1995. In situ inactivation of animal viruses and a coliphage in non-aerated liquid and semiliquid animal wastes. *Applied and Environmental Microbiology*, 61(1): 92-97.
- Pusch, D., Oh, D.-Y., Wolf, S., Dumke, R., Schröter-Bobsin, U., Höhne, M., Röske, I. and Schreier, E., 2005. Detection of enteric viruses and bacterial indicators in German environmental waters. *Archives of virology*, 150(5): 929-947.
- Ralston, B.J., McAllister, T.A. and Olson, M.E., 2003. Prevalence and infection pattern of naturally acquired giardiasis and cryptosporidiosis in range beef calves and their dams. *Veterinary parasitology*, 114(2): 113-122.
- Robertson, L.J. and Gjerde, B.K., 2006. Fate of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts in the norwegian aquatic environment over winter. *Microbial Ecology*, 52(4): 597-602.
- Rodriguez-Lazaro, D., Cook, N., Ruggeri, F.M., Sellwood, J., Nasser, A., Nascimento, M.S.J., D'Agostino, M., Santos, R., Saiz, J.C. and Rzezutka, A., 2011. Virus hazards from food, water and other contaminated environments. *FEMS Microbiol Rev*, 36: 786-814.
- Rzezutka, A. and Cook, N., 2004. Survival of human enteric viruses in the environment and food. *FEMS microbiology reviews*, 28(4): 441-453.
- Røstum, J. og Eikebrokk, B. (2008). Risiko- og sårbarhetsanalyse av vannforsyningen i Bergen. SINTEF-rapport SBF IN Fo8304 (228 s), 2008-05-21
- Santo Domingo, J.W. and Sadowsky, M.J., 2007. *Microbial source tracking*. ASM Press Washington, DC.
- Scott, T.M., Rose, J.B., Jenkins, T.M., Farrah, S.R. and Lukasik, J., 2002. Microbial source tracking: current methodology and future directions. *Applied and environmental microbiology*, 68(12): 5796-5803.
- Sinton, L., Finlay, R. and Hannah, D., 1998. Distinguishing human from animal faecal contamination in water: a review. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 32(2): 323-348.
- Sokolova, E., 2013. Hydrodynamic modelling of microbial water quality in drinking water sources. Chalmers University of Technology.

- Stanley, K., Wallace, J., Currie, J., Diggle, P.J. and Jones, K., 1998. The seasonal variation of thermophilic campylobacters in beef cattle, dairy cattle and calves. *Journal of Applied Microbiology*, 85(3): 472-480.
- Stoeckel, D.M. and Harwood, V.J., 2007. Performance, design, and analysis in microbial source tracking studies. *Applied and Environmental Microbiology*, 73(8): 2405-2415.
- Sturdee, A., Bodley-Tickell, A., Archer, A. and Chalmers, R., 2003. Long-term study of *Cryptosporidium* prevalence on a lowland farm in the United Kingdom. *Veterinary parasitology*, 116(2): 97-113.
- Tveitnes, S., Bruaset, A., Bærug, R. & Nesheim, L. 1993. Husdyrgjødsel. Statens fagteneste for landbruket, Ås. 119 sider.
- Walker, M.J., Montemagno, C.D. and Jenkins, M.B., 1998. Source water assessment and nonpoint sources of acutely toxic contaminants: a review of research related to survival and transport of *Cryptosporidium parvum*. *Water Resources Research*, 34(12): 3383-3392.
- Wright, S.W., Jeffrey, S.W. Mantoura, R.F.C., Llewellyn, C.A., Bjørnland, T., Repeta, D. and Welschmeyer, N. 1991. *Marine Ecology Progress Series* 77(2/3): 183-196.
- Yang, R., Jacobson, C., Gardner, G., Carmichael, I., Campbell, A.J.D. and Ryan, U., 2014. Development of a quantitative PCR (qPCR) for *Giardia* and analysis of the prevalence, cyst shedding and genotypes of *Giardia* present in sheep across four states in Australia. *Experimental Parasitology*, 137: 46-52.
- Xagorarakis I., Harrington G.W., Assavasilavasukul P., Standridge J.H., (2004). Removal of Emerging Waterborne Pathogens by Pilot-Scale Conventional Treatment. *Journal American Water Works Association*, Vol. 96, No. 5, pp. 102-113

Vedlegg 1 - Tiltak for å redusere tilførsler av fosfat og alger fra Indrevatnet utdypes nærmere

- ✓ På befaringen ble det ikke identifisert spesielle problemer med punktutslipp fra lagre for silo eller husdyrgjødsel til Indrevatnet. Det er derfor ikke foreslått tiltak mot punktutslipp fra jordbruket.
- ✓ Vurdering av risiko for arealavrenning ble gjort ved hjelp av fosforindeksen. Ved målretting av tiltak mot fosfortap må en først og fremst velge å gjennomføre tiltak på arealene med høyest fosforindeks. Aktuelle tiltak er først og fremst reduksjon i fosfortilførsler (reduisert fosforstatus i jorda) og reduksjon i transport av fosfor til resipient. Fosforindeksen viser at det er meget høy risiko for fosfortap fra en del av jordbruksarealene rundt Indrevatnet og at risikoen er knyttet til:
 - Høy fosforstatus (P-AL)
 - Stor helling på enkelte arealer
 - Organisk jord i nærhet til bekkene eller innsjøen
- ✓ På jord med høy fosforstatus er det et viktig tiltak å redusere tilførslene av fosfor slik at fosforstatus etter hvert blir lavere. Dette er en prosess som tar lang tid, men det er et viktig tiltak på lang sikt. På arealer med fosforstatus over 14 er det ikke nødvendig å tilføre ytterligere fosfor for å få god avling (ifølge NIBIOs gjødslingshåndbok). Stort sett alle skiftene rundt Jordalsvatnet, med unntak av beitearealene, har i dag en fosforstatus på over 14. Lang tids bruk av husdyrgjødsel bidrar til de høye fosfornivåene, men på engarealene tilføres det fortsatt et overskudd av fosfor.
- ✓ Eksport av husdyrgjødsel ville være den mest effektive måten å redusere fosforstatus på. Det kan være forbundet med store kostnader å få avsatt husdyrgjødsel utenfor nedbørfeltet. Reduksjon i fosfortilførsel kan i tillegg gjøres ved å bruke fosforfri mineralgjødsel på arealer med høy fosforstatus. Fosforfri mineralgjødsel koster i noen tilfeller mer enn tilsvarende gjødsel med fosfor og kan være upraktisk fordi en bonde må håndtere flere slags gjødsel. Det er likevel et relativt enkelt tiltak som vil være en viktig begynnelse for reduserte tilførsler, og dermed på sikt mindre interngjødsling i Indrevatnet.

Tiltak for å redusere overskudd av fosfor i nedbørfeltet kan oppsummeres slik:

- Redusere mengden husdyrgjødsel som spres i nedbørfeltet
- Reduksjon i antall husdyr
- Eksport av husdyrgjødsel ut av nedbørfeltet
- Utvikle teknikker for bruk av husdyrgjødsel på beiteområder
- Bruke fosforfri mineralgjødsel

Videre kan følgende tiltak mot å tap av fosfor fra nedbørfeltet i tillegg vurderes:

- ✓ Redusere fosfortapene med å unngå fosforgjødsling på risikoarealer, det vil si arealer med høy fosforindeksen. Det gjelder bl.a. arealer med organisk jord hvor bindingskapasiteten for fosfor generelt er lavere enn for mineraljord. Organisk jord har stor risiko for tap av fosfor, fordi fosfor ikke bindes særlig godt til det organiske materialet.

- ✓ Anlegge ugjødsla randsoner; definert som et belte med ugjødslet gras mellom dyrka mark og åpent vann. Det fungerer som et naturlig rensetiltak ved å tilbakeholde jordpartikler, næringsstoffer og evt. plantevernmidler og patogene organismer i overflateavrenning fra jordbruksjord (Blankenberg m fl. 2017). For å fungere som en ugjødsla randsoner skal området ikke gjødsles, sprøytes eller jordarbeides. Av hensyn til vannkvaliteten bør arealet langs åpent vann heller ikke beites. Ugjødsla randsoner bør høstes hvert år, for på den måte å fjerne næringsstoffene som er tatt opp i vegetasjonen gjennom sesongen. Ugjødsla randsoner med en bredde på 5-10 m er vanlig (jf. Blankenberg m fl. 2017). Naturlige soner (som ikke høstes) mellom jordbruksareal og vannresipienter, er også et viktig tiltak for bedre vannmiljø. Naturlig vegetasjon med trær og busker kan gi ly for fisk og øke biodiversitet. I tillegg vil sonen hindre tunge maskiner å kjøre helt ned til vannkanten. Dette reduserer faren for utrasing av bekkekanten, hindrer jordpakking og legger til rette for god rotstruktur (Blankenberg m fl. 2017). Naturlig vegetasjon har også gjerne bedre infiltrasjonskapasitet for overflatevann, som dermed kan renses gjennom jordprofilen før det når vannresipienten. Naturlig vegetasjon vil i tillegg ikke lekke fosfor ved innfrysing på samme måte som anlagte grasdekte buffersoner vil kunne gjøre. I Figur 2-4 er det vist hvilke skifter som har størst konnektivitet, det vil si hvor det er kortest vei fra skiftet til innsjøen. Disse skiftene (rød kategori) har størst behov for ugjødsla randsoner.

Vedlegg 2 - Et utvalg av grunnlagsdata for fosforindeksen

Jordtypene er forklart under:

ID	Forklaring
ORG	Organisk
ORG	Moldjord 20-40 % humus
MS	Mellomsand
SMS	Siltig mellomsand
SFS	Siltig finsand
ID	Prosent organisk materialet
M3	4.5-12.5
M4	12.5-20.5
M5	20.5-40.5
M6	>40.5
M45	12.5-40.5 (slått sammen fordi erosjonsrisiko blir lik for de to klassene)
M345	4.5-40.5 (slått sammen fordi erosjonsrisiko blir lik for de to klassene)

Se videre tabell under

Et utvalg av grunnlagsdata for fosforindeksen, tall i kursiv er estimerte.

GNR	BNR	SKIFTE	DAA	BEITE /ENG	JORDTYPE	P-AL (mg/100g)	EROSJONS- RISKO (kg/daa/år)	HELNING (%)
214	6	1	15	E	MS M345	30	10	18
214	6	2	14	E	ORG	37	6	15
214	6	3	8	E	SMS M45	25	6	16
214	6	4	10	E	MS M345	29	10	18
214	6	5	18	E	SMS M3	19	18	25
214	14	6	22	E	MS M345	17	13	21
214	6	7	16	B	SMS M3	26	18	29
214	6	8	8	B	SMS M45	10	10	30
214	16	10	4	E	MS M345	13	3	0,2
214	16	11	8	E	MS M345	18	7	12
215	2	1	20	E	SFS M3	29	14	14
215	2	3	4	B	SFS M3	10	22	25
215	2	4	7	B	SFS M3	10	8	5
215	2	5	6	B	SFS M3	10	16	17
214	7	1	21	E	SMS M3	47	7	5
214	7	2	4	B	SFS M3	4	16	18
214	7	3	2	E	SMS M45	24	6	16
214	7	4	18	B	SMS M3	4	11	16
214	7	4	23	B	SMS M3	4	11	16
214	7	5	4	E	MS M345	26	8	16
214	9	6	21	E	SMS M3	21	23	31
214	9	7	20	E	SMS M3	31	9	9
214	5	8	17	B	SMS M3	4	13	18
214	5	8	5	B	SMS M3	4	13	18
214	5	8	3	B	SMS M3	4	13	18
214	7	2	28	E	SMS M3	57	13	18
214	4	1	25	E	MS M345	26	8	13
214	4	4	2	E	MS M345	17	16	29
214	4	6	9	B	SMS M3	7	23	50
211	4	7	14	B	SMS M3	7	23	35
		8	17	B	SMS M3	7	23	61
		14	44	B	ORG	7	10	27
		21	18	E	ORG	35	4	5
		22	20	B	ORG	7	13	33
		25	10	B	ORG	22	5	9
		26	7,5	B	ORG	22	4	7
		1	23	B	SMS M3	8	11	15
		1		B	SMS M3	8	18	38
		2		B	SMS M3	8	23	40
		3		B	SMS M3	8	23	42
		4		B	SMS M3	8	13	17
		5		B	SMS M3	8	11	14

Vedlegg 3 - Diverse mikrobiologi, dose-respons

Microbial load in the raw water intake from Jordalsvatnet drinking water treatment plant

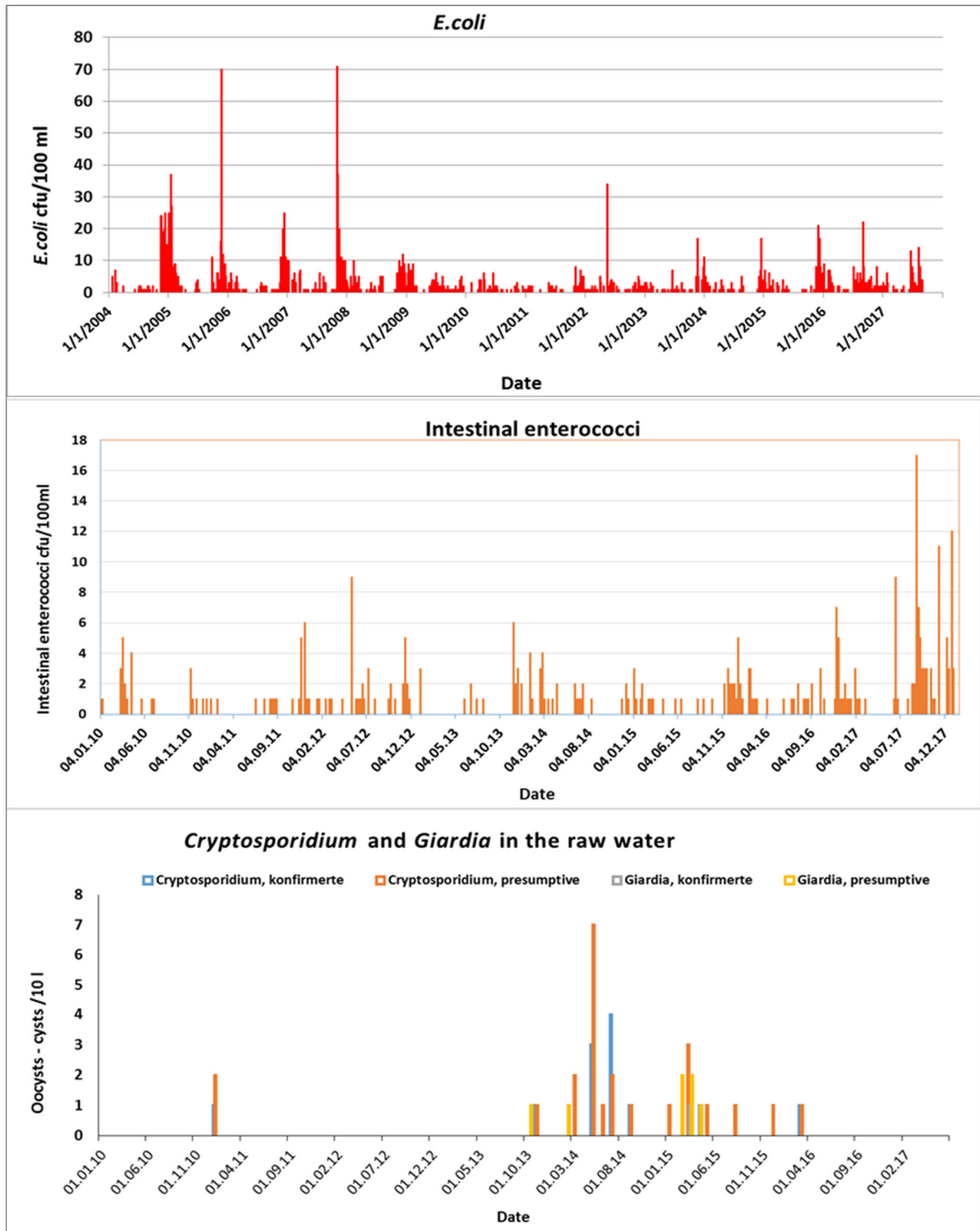


Table 1. UV Doses for Multiple Log Reductions for Various Spores

Spore	Lamp Type	UV Dose (Fluence) (mJ/cm ²) for a given Log Reduction without photo-reactivation							Reference
		1	2	3	4	5	6	7	
<i>Bacillus subtilis</i> ATCC6633	N/A	36	48.6	61	78				Chang et al. 1985
<i>Bacillus subtilis</i> ATCC6633	LP	24	35	47	79				Mamane-Gravetz and Linden 2004
<i>Bacillus subtilis</i> ATCC6633	LP	22	38	>50					Sommer et al. 1998
<i>Bacillus subtilis</i> ATCC6633	LP	20	39	60	81				Sommer et al. 1999
<i>Bacillus subtilis</i> WN626	LP	0.4	0.9	1.3	2				Marshall et al., 2003

Table 2. UV Doses for Multiple Log Reductions for Various Bacteria

Bacterium	Lamp Type	UV Dose (Fluence) (mJ/cm ²) for a given Log Reduction without photo-reactivation							Reference
		1	2	3	4	5	6	7	
<i>Aeromonas hydrophila</i> ATCC7966	LP	1.1	2.6	3.9	5	6.7	8.6		Wilson et al. 1992
<i>Aeromonas salmonicida</i>	LP	1.5	2.7	3.1	5.9				Liltved and Landfald 1996
<i>Campylobacter jejuni</i> ATCC 43429	LP	1.6	3.4	4	4.6	5.9			Wilson et al. 1992
<i>Citrobacter diversus</i>	LP	5	7	9	11.5	13			Giese and Darby 2000
<i>Citrobacter freundii</i>	LP	5	9	13					Giese and Darby 2000
<i>Escherichia coli</i> ATCC 11229	N/A	2.5	3	3.5	5	10	15		Harris et al. 1987
<i>Escherichia coli</i> ATCC 11229	N/A	3	4.8	6.7	8.4	10.5			Chang et al. 1985
<i>Escherichia coli</i> ATCC 11229	LP	<5	5.5	6.5	7.7	10			Zimmer et al. 2002
<i>Escherichia coli</i> ATCC 11229	MP	<3	<3	<3	<3	8			Zimmer et al. 2002
<i>Escherichia coli</i> ATCC 11229	LP	7	8	9	11	12			Hoyer 1998
<i>Escherichia coli</i> ATCC 11229	LP	3.5	4.7	5.5	6.5	7.5	9.6		Sommer et al. 2000
<i>Escherichia coli</i> ATCC 11229	LP	6	6.5	7	8	9	10		Sommer et al. 1998
<i>Escherichia coli</i> ATCC 11303	LP	4	6	9	10	13	15	19	Wu et al. 2005
<i>Escherichia coli</i> ATCC 25922	LP	6	6.5	7	8	9	10		Sommer et al. 1998
<i>Escherichia coli</i> C	LP	2	3	4	5.6	6.5	8	10.7	Otaki et al. 2003
<i>Escherichia coli</i> O157:H7	LP	1.5	3	4.5	6				Tosa and Hirata 1999
<i>Escherichia coli</i> O157:H7	LP	<2	<2	2.5	4	8	17		Yaun et al. 2003
<i>Escherichia coli</i> O157:H7 CCUG 29193	LP	3.5	4.7	5.5	7				Sommer et al. 2000
<i>Escherichia coli</i> O157:H7 CCUG 29197	LP	2.5	3	4.6	5	5.5			Sommer et al. 2000
<i>Escherichia coli</i> O157:H7 CCUG 29199	LP	0.4	0.7	1	1.1	1.3	1.4		Sommer et al. 2000
<i>Escherichia coli</i> O157:H7 ATCC 43894	LP	1.5	2.8	4.1	5.6	6.8			Wilson et al. 1992
<i>Escherichia coli</i> O25:K98:NM	LP	5	7.5	9	10	11.5			Sommer et al. 2000
<i>Escherichia coli</i> O26	LP	5.4	8	10.5	12.8				Tosa and Hirata 1999
<i>Escherichia coli</i> O50:H7	LP	2.5	3	3.5	4.5	5	6		Sommer et al. 2000
<i>Escherichia coli</i> O78:H11	LP	4	5	5.5	6	7			Sommer et al. 2000
<i>Escherichia coli</i> K-12 IFO3301	LP & MP	2	4	6	7	8.5			Oguma et al. 2002
<i>Escherichia coli</i> K-12 IFO3301	LP & MP	2.2	4.4	6.7	8.9	11.0			Oguma et al. 2004
<i>Escherichia coli</i> K-12 IFO3301	LP	1.5	2	3.5	4.2	5.5	6.2		Otaki et al. 2003
<i>Escherichia coli</i> Wild type	LP	4.4	6.2	7.3	8.1	9.2			Sommer et al. 1998

Table 2. (continued)

Bacterium	Lamp Type	UV Dose (Fluence) (mJ/cm ²) for a given Log Reduction without photo-reactivation							Reference
		1	2	3	4	5	6	7	
<i>Halobacterium elongata</i> ATCC33173	LP	0.4	0.7	1					Martin et al. 2000
<i>Halobacterium salinarum</i> ATCC43214	LP	12	15	17.5	20				Martin et al. 2000
<i>Klebsiella pneumoniae</i>	LP	12	15	17.5	20				Giese and Darby 2000
<i>Klebsiella terrigena</i> ATCC33257	LP	4.6	6.7	8.9	11				Wilson et al. 1992
<i>Legionella pneumophila</i> ATCC 43660	LP	3.1	5	6.9	9.4				Wilson et al. 1992
<i>Legionella pneumophila</i> ATCC33152	LP	1.6	3.2	4.8	6.4	8.0			Oguma et al. 2004
<i>Legionella pneumophila</i> ATCC33152	MP	1.9	3.8	5.8	7.7	9.6			Oguma et al. 2004
<i>Pseudomonas stutzeri</i>	UVB	100	150	195	230				Joux et al. 1999
RB2256	UVB	175	>300						Joux et al. 1999
<i>Salmonella</i> spp.	LP	<2	2	3.5	7	14	29		Yaun et al. 2003
<i>Salmonella anatum</i> (from human feces)	N/A	7.5	12	15					Tosa and Hirata 1998
<i>Salmonella derby</i> (from human feces)	N/A	3.5	7.5						Tosa and Hirata 1998
<i>Salmonella enteritidis</i> (from human feces)	N/A	5	7	9	10				Tosa and Hirata 1998
<i>Salmonella infantis</i> (from human feces)	N/A	2	4	6					Tosa and Hirata 1998
<i>Salmonella typhi</i> ATCC 19430	LP	1.8	4.8	6.4	8.2				Wilson et al. 1992
<i>Salmonella typhi</i> ATCC 6539	N/A	2.7	4.1	5.5	7.1	8.5			Chang et al. 1985
<i>Salmonella typhimurium</i> (from human feces)	N/A	2	3.5	5	9				Tosa and Hirata 1998
<i>Salmonella typhimurium</i> (from human feces)	N/A	2	3.5	5	9				Tosa and Hirata 1998
<i>Salmonella typhimurium</i> (in act. sludge)	LP	3	11.5	22	50				Maya et al. 2003
<i>Salmonella typhimurium</i>	UVB	50	100	175	210	250			Joux et al. 1999
<i>Shigella dysenteriae</i> ATCC29027	LP	0.5	1.2	2	3	4	5.1		Wilson et al. 1992
<i>Shigella sonnei</i> ATCC9290	N/A	3.2	4.9	6.5	8.2				Chang et al. 1985
<i>Staphylococcus aureus</i> ATCC25923	N/A	3.9	5.4	6.5	10.4				Chang et al. 1985
<i>Streptococcus faecalis</i> ATCC29212	N/A	6.6	8.8	9.9	11.2				Chang et al. 1985
<i>Streptococcus faecalis</i> (secondary effluent)	N/A	5.5	6.5	8	9	12			Harris et al. 1987
<i>Vibrio anguillarum</i>	LP	0.5	1.2	1.5	2				Liltved and Landfald 1996
<i>Vibrio cholerae</i> ATCC25872	LP	0.8	1.4	2.2	2.9	3.6	4.3		Wilson et al. 1992
<i>Vibrio natriegens</i>	UVB	37.5	75	100	130	150			Joux et al. 1999
<i>Yersinia enterocolitica</i> ATCC27729	LP	1.7	2.8	3.7	4.6				Wilson et al. 1992
<i>Yersinia ruckeri</i>	LP	1	2	3	5				Liltved and Landfald 1996

Table 3. UV Doses for Multiple Log Reductions for Various Protozoa

Protozoan	Lamp Type	UV Dose (Fluence) (mJ/cm ²) for a given Log Reduction without photo-reactivation							Reference
		1	2	3	4	5	6	7	
<i>Cryptosporidium hominis</i>	LP & MP	3	5.8						Johnson et al. 2005
<i>Cryptosporidium parvum</i> , oocysts, tissue culture assay	N/A	1.3	2.3	3.2					Shin et al. 2000
<i>Cryptosporidium parvum</i>	LP & MP	2.4	<5	5.2	9.5				Craik et al. 2001
<i>Cryptosporidium parvum</i>	MP	<5	<5	<5	~6				Amoah et al. 2005
<i>Cryptosporidium parvum</i>	MP	<10	<10	<10					Belosevic et al. 2001
<i>Cryptosporidium parvum</i>	LP	1	2	<5					Shin et al. 2001
<i>Cryptosporidium parvum</i>	MP	1	2	2.9	4				Bukhari et al. 2004
<i>Cryptosporidium parvum</i>	LP	<2	<2	<2	<4	<10			Clancy et al. 2004
<i>Cryptosporidium parvum</i>	MP	<3	<3	3-9	<11				Clancy et al. 2000
<i>Cryptosporidium parvum</i>	LP	<3	<3	3-6	<16				Clancy et al. 2000
<i>Cryptosporidium parvum</i>	LP	0.5	1	1.4	2.2				Morita et al. 2002
<i>Cryptosporidium parvum</i>	LP	2	<3	<3					Zimmer et al. 2003
<i>Cryptosporidium parvum</i>	MP	<1	<1	<1					Zimmer et al. 2003
<i>Encephalitozoon cuniculi</i> , microsporidia	LP	4	9	13					Marshall et al. 2003
<i>Encephalitozoon hellem</i> , microsporidia	LP	8	12	18					Marshall et al. 2003
<i>Encephalitozoon intestinalis</i> , microsporidia	LP & MP	<3	3	<6	6				Huffman et al. 2002
<i>Encephalitozoon intestinalis</i> , microsporidia	LP	3	5	6					Marshall et al. 2003
<i>Giardia lamblia</i> , gerbil infectivity assay	LP	<0.5	<0.5	<0.5	<1				Linden et al. 2002b
<i>Giardia lamblia</i>	LP	<10	~10	<20					Campbell et al. 2002
<i>Giardia lamblia</i>	LP	<2	<2	<4					Mofidi et al. 2002
<i>Giardia lamblia</i> , excystation assay	N/A	> 63							Rice and Hoff 1981
<i>Giardia lamblia</i> , excystation assay	N/A	40	180						Karanis et al. 1992
<i>Giardia muris</i> , excystation assay	N/A	77	110						Carlson et al. 1985
<i>G. muris</i> , cysts, mouse infectivity assay	N/A	<2	<6					10 + tailing	Craik et al. 2000
<i>Giardia muris</i>	MP	1	4.5					28 + tailing	Craik et al. 2000
<i>Giardia muris</i>	MP	<10	<10	<25	~60				Belosevic et al. 2001
<i>Giardia muris</i>	LP	<1.9	<1.9	~2	~2.3				Hayes et al. 2003
<i>Giardia muris</i>	LP	<2	<2	<4					Mofidi et al. 2002
<i>G. muris</i> , cysts	MP	<5	<5	5					Amoah et al. 2005

Table 4. UV Doses for Multiple Log Reductions for Various Viruses

Virus	Host	Lamp Type	UV Dose (Fluence) (mJ/cm ²) per Log Reduction						Reference
			1	2	3	4	5	6	
PRD-1 (Phage)	<i>S. typhimurium</i> Lt2	N/A	9.9	17.2	23.5	30.1			Meng and Gerba 1996
B40-8 (Phage)	<i>B. Fragilis</i>	LP	11	17	23	29	35	41	Sommer et al. 2001
B40-8 (Phage)	<i>B. fragilis</i> HSP-40	LP	12	18	23	28			Sommer et al 1998
MS2 (Phage)	<i>Salmonella typhimurium</i> WG49	N/A	16.3	35	57	83	114	152	Nieuwstad and Havelaar 1994

Table 4. (continued)

Virus	Host	Lamp Type	UV Dose (Fluence) (mJ/cm ²) per Log Reduction						Reference
			1	2	3	4	5	6	
MS2 DSM 5694 (Phage)	<i>E. coli</i> NCIB 9481	N/A	4	16	38	68	110		Wiedenmann et al. 1993
MS2 ATCC 15977-B1 (Phage)	<i>E. coli</i> ATCC 15977-B1	LP	15.9	34	52	71	90	109	Wilson et al. 1992
MS2 NCIMB 10108 (Phage)	<i>Salmonella typhimurium</i> WG49	N/A	12.1	30.1					Tree et al. 1997
MS2 (Phage)	<i>E. coli</i> K-12 Hfr	LP	21	36					Sommer et al. 1998
MS2 (Phage)	<i>E. coli</i> CR63	N/A	16.9	33.8					Rauth 1965
MS2 (Phage)	<i>E. coli</i> 15977	N/A	13.4	28.6	44.8	61.9	80.1		Meng and Gerba 1996
MS2 (Phage)	<i>E. coli</i> C3000	N/A	35						Battigelli et al. 1993
MS2 (Phage)	<i>E. coli</i> ATCC 15597	N/A	19	40	61				Oppenheimer et al. 1993
MS2 (Phage)	<i>E. coli</i> C3000	LP	20	42	69	92			Batch et al. 2004
MS2 (Phage)	<i>E. coli</i> ATCC 15597	LP	20	42	70	98	133		Lazarova and Savoye 2004
MS2 (Phage)	<i>E. coli</i> ATCC 15977	LP	20	50	85	120			Thurston-Enriquez et al., 2003
MS2 (Phage)	<i>E. coli</i> HS(pFamp)R	LP		45	75	100	125	155	Thompson et al. 2003
MS2 (Phage)	<i>E. coli</i> C3000	LP	20	42	68	90			Linden et al. 2002a
MS2 (Phage)	<i>E. coli</i> K-12	LP	18.5	36	55				Sommer et al. 2001
MS2 (Phage)	<i>E. coli</i> NCIMB 9481	N/A	14						Tree et al. 2005
PHI X 174 (Phage)	<i>E. coli</i> WG5	LP	2.2	5.3	7.3	10.5			Sommer et al. 1998
PHI X 174 (Phage)	<i>E. coli</i> C3000	N/A	2.1	4.2	6.4	8.5	10.6	12.7	Battigelli et al. 1993
PHI X 174 (Phage)	<i>E. coli</i> ATCC15597	N/A	4	8	12				Oppenheimer et al. 1993
PHI X 174 (Phage)	<i>E. coli</i> WG 5	LP	3	5	7.5	10	12.5	15	Sommer et al. 2001
PHI X 174 (Phage)	<i>E. coli</i> ATCC 13706	LP	2	3.5	5	7			Giese and Darby 2000
Staphylococcus aureus phage A 994 (Phage)	<i>Staphylococcus aureus</i> 994	LP	8	17	25	36	47		Sommer et al. 1989
Calicivirus canine	MDCK cell line	LP	7	15	22	30	36		Husman et al. 2004
Calicivirus feline	CRFK cell line	LP	7	16	25				Husman et al. 2004
Calicivirus feline	CRFK cell line	N/A	4	9	14				Tree et al. 2005
Calicivirus feline	CRFK cell line	LP	5	15	23	30	39		Thurston-Enriquez et al. 2003
Adenovirus type 2	A549 cell line	LP	20	45	80	110			Shin et al. 2005
Adenovirus type 2	Human lung cell line	LP	35	55	75	100			Ballester and Malley 2004
Adenovirus type 2	PLC / PRF / 5 cell line	LP	40	78	119	160	195	235	Gerba et al. 2002
Adenovirus type 15	A549 cell line (ATCC CCL-185)	LP	40	80	122	165	210		Thompson et al. 2003
Adenovirus type 40	PLC / PRF / 5 cell line	LP	55	105	155				Thurston-Enriquez et al. 2003
Adenovirus type 40	PLC / PRF / 5 cell line	LP	30	ND	ND	124			Meng and Gerba 1996
Adenovirus type 41	PLC / PRF / 5 cell line	LP	23.6	ND	ND	111.8			Meng and Gerba 1996
Poliovirus Type 1 ATCC Mahoney	N/A	N/A	6	14	23	30			Harris et al. 1987
Poliovirus Type 1 LSc2ab ()	MA104 cell	N/A	5.6	11	16.5	21.5			Chang et al. 1985

Table 4. (continued)

Virus	Host	Lamp Type	UV Dose (Fluence) (mJ/cm ²) per Log Reduction						Reference
			1	2	3	4	5	6	
Poliovirus Type 1 LSc2ab	BGM cell	LP	5.7	11	17.6	23.3	32	41	Wilson et al. 1992
Poliovirus 1	BGM cell line	N/A	5	11	18	27			Tree et al. 2005
Poliovirus 1	CaCo2 cell-line (ATCC HTB37)	LP	7	17	28	37			Thompson et al. 2003
Poliovirus 1	BGM cell line	LP	8	15.5	23	31			Gerba et al. 2002
Poliovirus Type Mahoney	Monkey kidney cell line Vero	LP	3	7	14	40			Sommer et al. 1989
Coxsackievirus B5	Buffalo Green Monkey cell line	N/A	6.9	13.7	20.6				Battigelli et al. 1993
Coxsackievirus B3	BGM cell line	LP	8	16	24.5	32.5			Gerba et al. 2002
Coxsackievirus B5	BGM cell line	LP	9.5	18	27	36			Gerba et al. 2002
Reovirus-3	Mouse L-60	N/A	11.2	22.4					Rauth 1965
Reovirus Type 1 Lang strain	N/A	N/A	16	36					Harris et al. 1987
Rotavirus SA-11	Monkey kidney cell line MA 104	LP	8	15	27	38			Sommer et al. 1989
Rotavirus SA-11	MA-104 cell line	N/A	7.6	15.3	23				Battigelli et al. 1993
Rotavirus SA-11	MA-104 cell line	N/A	7.1	14.8	25				Chang et al. 1985
Rotavirus SA-11	MA-104 cell line	LP	9.1	19	26	36	48		Wilson et al. 1992
Rotavirus	MA104 cells	LP	20	80	140	200			Caballero et al. 2004
Hepatitis A HM175	FRhK-4 cell	LP	5.1	13.7	22	29.6			Wilson et al. 1992
Hepatitis A	HAV/HFS/GBM	N/A	5.5	9.8	15	21			Wiedenmann et al. 1993
Hepatitis A HM175	FRhK-4 cell	N/A	4.1	8.2	12.3	16.4			Battigelli et al. 1993
Echovirus I	BGM cell line	LP	8	16.5	25	33			Gerba et al. 2002
Echovirus II	BGM cell line	LP	7	14	20.5	28			Gerba et al. 2002

Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO) ble opprettet 1. juli 2015 som en fusjon av Bioforsk, Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning (NILF) og Norsk institutt for skog og landskap.

Bioøkonomi baserer seg på utnyttelse og forvaltning av biologiske ressurser fra jord og hav, fremfor en fossil økonomi som er basert på kull, olje og gass. NIBIO skal være nasjonalt ledende for utvikling av kunnskap om bioøkonomi.

Gjennom forskning og kunnskapsproduksjon skal instituttet bidra til matsikkerhet, bærekraftig ressursforvaltning, innovasjon og verdiskaping innenfor verdikjedene for mat, skog og andre biobaserte næringer. Instituttet skal levere forskning, forvaltningsstøtte og kunnskap til anvendelse i nasjonal beredskap, forvaltning, næringsliv og samfunnet for øvrig.

NIBIO er eid av Landbruks- og matdepartementet som et forvaltningsorgan med særskilte fullmakter og eget styre. Hovedkontoret er på Ås. Instituttet har flere regionale enheter og et avdelingskontor i Oslo.