

Norsk Vann Rapport

B10 | 2008



Vannkilden som hygienisk barriere



Norsk Vann Rapport

(Tidligere NORVAR-rapporter)

Det utgis 3 typer rapporter:

Rapportserie A:

Dette er de opprinnelige hovedrapportene. Dette kan være:

- Rapportering av prosjekter som er gjennomført innenfor organisasjonens eget prosjektsystem
- Rapportering av spleiselagsprosjekter hvor to eller flere andelseiere i Norsk Vann BA samarbeider for å løse felles utfordringer
- Rapportering av prosjekter som er gjennomført av andelseiere eller andre. Rapporten vil i slike tilfeller kunne være en ren kopi av originalrapporten eller noe bearbeidet

Fortløpende nummer xx-årstall

Rapportserie B:

Dette er en serie for «enklere» rapporter, for eksempel forprosjekter, som vil være grunnlag for videre prosjektvirksomhet mm.

Fortløpende nummer Bxx-årstall

Rapportserie C:

Dette er rapporter delfinansiert av Norsk Vann, men som er utgitt av andre.

Fortløpende nummer Cxx-årstall

Prosjekresultatene fra Norsk Vann Rapport (serie A og B) kan fritt benyttes internt i egen organisasjon. Når prosjekresultatene benyttes i skriftlig materiale, må kilde oppgis. Viderealg/formidling av resultatene utover dette er kun tillatt etter skriftlig avtale med Norsk Vann BA.

Norsk Vann har ikke ansvar for feil eller ufullstendigheter som måtte forekomme i rapporten og kan ikke stilles økonomisk eller på annen måte til ansvar for problemer som måtte oppstå som følge av bruk av rapporten.



Norsk Vann BA, Vangsvegen 143, 2317 Hamar
Tlf: 62 55 30 30 E-post: post@norsk vann.no
www.norsk vann.no

Forsidefoto: Ivar Helleberg

Norsk Vann Rapport

Norsk Vann BA

Adresse: Vangsvegen 143, 2317 Hamar
Telefon: 62 55 30 30
E-post: post@norskvann.no
Internettadresse: norskvann.no

Rapportnummer:

B10 – 2008

ISBN 978-82-414-0296-8

ISSN 1504-9884 (trykt utgave)

ISSN 1890-8802 (elektronisk utg.)

Dato:

31. august 2008

Antall sider (inkl. bilag):

96

Tilgjengelighet:

Åpen: x

Begrenset:

Rapportens tittel:

Vannkilden som hygienisk barriere

Forfattere:

Lars J. Hem, Bjørnar Eikebrokk, Jon Røstum, Mona Weideborg og Stein W. Østerhus

Ekstrakt:

Denne rapporten omhandler i hvilken grad og under hvilke forutsetninger en overflatevannkilde kan utgjøre en hygienisk barriere mot forurensning av sykdomsfremkallende mikroorganismer. Mikrobiologisk vannkvalitet i norske råvannskilder er ingen enkel funksjon av en eller et fåtall faktorer, men avhenger av en rekke forhold av limnologisk, teknisk og reguleringsmessig art. Det er foreslått et enkelt kriteriesett for vurdering av vannkilden som hygienisk barriere. Kriteriesettet tar hensyn til:

- Historisk mikrobiologisk vannkvalitet
- Kilden, nedbørfeltet og vanninntak
- Overvåkning av råvannskvalitet og korrigerende tiltak ved avvik
- Vannverkets størrelse

Alle de tre førstnevnte forholdene må være tilfredsstillende for at en kilde skal kunne bli vurdert som en hygienisk barriere.

Emneord, norske:

Vannforsyning, vannkilde, overflatevann, hygienisk barriere, log-kreditt

Emneord, engelske:

Water supply, raw water source, surface water, hygienic barrier, log credit

Forord

Denne rapporten er et resultat av Norsk Vann prosjektet Vannkilden som hygienisk barriere. Prosjektet er gjennomført av Aquateam AS og SINTEF i fellesskap, med førstnevnte som prosjektleder. I tillegg har professor Hallvard Ødegaard deltatt som rådgiver.

Målet med prosjektet har vært å avklare hvilke krav som skal stilles til en vannkilde for at denne skal utgjøre en hygienisk barriere, og hvordan dokumentere at vannkilden oppfyller disse kravene. Prosjektet er begrenset til overflatevannkilder. Bakgrunnen for prosjektet er tilbakevendende diskusjoner om hvilke forutsetninger som må være tilstede for at en vannkilde skal oppfylle kravene til en hygienisk barriere. Videre har det vært ønskelig å kunne vurdere vannkildene etter et enhetlig system som gir mulighet for å tallfeste barriereeffekten, og få en systematisk gjennomgang av kildeegenskapene. Utfra dette ble det i prosjektet tatt frem et forslag til kriterisett for vurdering av vannkilden som en hygienisk barriere.

En workshop, et fagtreff over to dager, høringsrunde i referansegruppa og flere møter i prosjektets styringsgruppe (Norsk Vanns fagutvalg for vann) har dannet grunnlaget for en brei prosess ved utarbeidelse av kriteriesettet. Det ble vektlagt at kriteriesettet skulle være enkelt å benytte, men allikevel presist nok til å kunne beskrive vannkildens egenskaper. I løpet av arbeidet har det vist seg vanskelig å balansere disse forutsetningene. Styringsgruppa har påpekt at ukritisk bruk av kriteriesettet for raskt kan gi et resultat som tilsier at kilden utgjør en hygienisk barriere uten at alle faktorer som kan påvirke vannkvaliteten i nedbørsfeltet, og dermed kilden, er vurdert. Videre er det ønskelig å høste mer erfaring med bruk av modellen, og betydningen av vekten av de ulike kriteriene.

Kriteriesettet er godt verktøy for å vurdere kilden ved at det gir en systematisk oversikt over de forhold som må vurderes og tallfester betydningen av disse. Videre vektlegges betydningen av kontinuerlig overvåking av råvannskvaliteten. Benyttes kriteriesettet i kombinasjon med en ROS-vurdering av kilden og nedbørsfelt, og det gjøres en grundig innhenting av data for råvannskvalitet, gir modellen et godt bilde av kildens egenskaper som hygienisk barriere.

Utfra vurderingene over blir rapporten utgitt som en Norsk Vann B-rapport, for å synliggjøre at kriteriesettet ikke er endelig og vil utvikles videre.

Bruk av kriteriesettet vil for flere kilder vise at disse ikke utgjør en fullstendig hygienisk barriere, noe som medfører behov for tiltak i kilden og nedbørsfelt og/eller bedre dokumentasjon av kildeegenskapene. For noen vannverk vil det være behov for investering i vannbehandling. Det presiseres at dette ikke må medføre en reduksjon i kildebeskyttelsen. En forringelse av vannkvaliteten i en kilde, selv om denne ikke er noen hygienisk barriere, vil være alvorlig, og kunne medføre økt behov for vannbehandling og i verste fall at kilden blir uegnet som råvann for vannforsyning. Videre omhandler dette kriteriesettet ikke vannkilden som hygienisk barriere mot kjemisk forurensning. God kildebeskyttelse er en forutsetning for å ha tilfredsstillende barriere mot uønsket kjemisk påvirkning.

Prosjektet har hatt en referansegruppe bestående av:

Gunnar Mosevoll, Skien kommune
Jarle Skaret, Glitre vannverk
Halvard Kierulf, Trondheim kommune
Karl Olav Gjerstad, IVAR
Morten Nicholls, Mattilsynet

Bjørn Skulstad, Ålesund kommune
Torgeir Saltnes, HIAS
Rune Lejon, Tromsø kommune
Truls Krogh, Folkehelseinstituttet

Norsk Vanns prosjektleder har vært Kjetil Furuberg

Det rettes en stor takk til referansegruppen og andre som har bidratt med faglige innspill og synspunkter på rapporten.

Hamar, 20. august 2008
Kjetil Furuberg

Innholdsfortegnelse

Forord.....	2
Sammendrag	6
English summary	10
1. Bakgrunn.....	12
2. Kilder til og overlevelse av patogene organismer	13
2.1. Bakgrunn	13
2.2. Indikatorbakterier for vurdering av råvannskilden som hygienisk barriere	13
2.3. Indikatorbakterien E. coli	14
2.4. Kilder til patogene mikroorganismer i vann.....	15
2.5. Bakterier	16
2.6. Virus	18
2.7. Parasitter/Protozoer.....	18
2.8. Aktivitet i nedbørfeltet	20
2.9. Overlevelse av indikatorbakterier og patogene organismer	21
2.10. Norske undersøkelser	23
2.11. Sykdomsutbrudd – Et kompleks matrise	26
3. Myndighetenes krav til hygieniske barrierer i vannkilden	28
4. Hygienisk vannkvalitet i norsk overflatevann	30
4.1. Generelt.....	30
4.2. Indikatorer og hygienisk sikkerhet i vannkilden	31
4.3. Variasjon mellom ulike typer kilder.....	34
4.3.1. Faktorer av forventet betydning for hygienisk kvalitet	34
4.3.2. Statistiske beregninger.....	35
4.3.3. Diskusjon av resultater fra screening av data fra VREG	39
4.3.4. Vurdering av vannkvalitet fra en forurenset innsjø	40
4.4. Årstidsvariasjoner og væravhengige variasjoner.....	44
4.5. Sammenheng mellom hygienisk vannkvalitet og resultater fra vassdrags- overvåkning	46
5. Hydrologiske og hydrodynamiske analyser/undersøkelser	47
5.1. Generelt.....	47
5.2. Registrering av forurensende aktiviteter i nedbørfeltet	47
5.3. Limnologisk undersøkelse.....	48
5.4. Spredningsundersøkelser (modellering)	50
5.5. Systematisering av arbeid med fareanalyse	53
6. Begrensinger i rettighetene til grunneiere og rettighetshavere (klausulering) og forskrift for å begrense allmenn ferdsel	55
6.1. Innledning.....	55
6.2. Begrensinger i rettighetene til grunneiere og rettighetshavere (klausulering)	56
6.3. Begrensinger i allmennhetens aktiviteter i nedbørfeltet (lokal forskrift)	56
7. Eksempler på risikovurdering av vannforsyningssystemer	58
7.1. Retningslinjer og prosedyrer i Skottland	58
7.1.1. Generelt	58
7.1.2. Risikokovurderinger	58
7.1.3. A. Risikovurdering/poengberegning av vannkilde/nedbørfelt	58
7.1.4. B. Risikovurdering/poengberegning av vannbehandlingen.....	61

7.1.5.	C. Vekting av poengscore etter vannverkstørrelse og beregning av risikoklasse	65
7.1.6.	Krav til prøvetakingsfrekvens for råvann og rentvann.....	66
7.2.	Prosedyrer for risikovurdering av små vannforsyningssystemer i Australia	67
7.3.	Karakterisering av hygieniske barrierer i prosjektet "Optimal desinfeksjonspraksis"	70
8.	Forslag til kriteriesett for vannkilder som hygieniske barrierer.....	72
8.1.	Beskrivelse av kriteriesettet for selvstendig vurdering av kilden	72
8.1.1.	Grunnlag for kriteriesett	72
8.1.2.	Historisk mikrobiologisk vannkvalitet	73
8.1.3.	Kilden og vanninntak	74
8.1.4.	Overvåkning av råvannskvalitet og korrigerende tiltak ved avvik	75
8.1.5.	Vannverkets størrelse	76
8.1.6.	Oppsummerende vurdering.....	76
8.2.	Eksempler på bruk av kriteriesettet	77
8.3.	Kobling mot modellen i prosjektet "Optimal desinfeksjonspraksis"	80
9.	Dokumentasjon av barriereeffekt	83
9.1.	Indikatorparametre og omfang av dokumentasjon.....	83
9.2.	Begrensning av forurensende aktiviteter i nedbørfeltet.....	85
10.	Referanser	86
Vedlegg 1.	Beskrivelse av indikatorparametere.....	92
Vedlegg 2.	Eksempel på klausuleringsbestemmelser og lokal forskrift i henhold til drikkevannsforskriften §4	93

Sammendrag

Denne rapporten omhandler i hvilken grad og under hvilke forutsetninger en overflatevannkilde kan utgjøre en hygienisk barriere mot forurensning av sykdomsfremkallende mikroorganismer. Rapporten omhandler mikrobiologisk vannkvalitet, kilder til og overlevelse av sykdomsfremkallende organismer, ulike modeller og verktøy for vurdering av hygieniske forhold i og ved kilden og forenklete modeller for vurdering av en kilde som en hygienisk barriere.

Mikrobiologisk vannkvalitet i norske råvannskilder er ingen enkel funksjon av en eller et fåtall faktorer, men avhenger av en rekke forhold av hydrologisk, limnologisk, teknisk og reguleringsmessig art. Ett forhold som har påviselig betydning for mikrobiologisk råvannskvalitet, er fortynning, dvs. vannkildens størrelse i forhold til eventuell forurensning.

I rapporten beskrives ulike måter å tilnærme seg en vurdering av hygieniske forhold i og nær råvannkilden. En slik vurdering er oftest basert på en risikovurdering, som for eksempel HACCP eller Water Safety Plan. De ulike lands metoder for slik vurdering er gjerne avhengig av type kilder, forurensningsbelastning, vannkvalitet og eventuelle hendelser i nyere tid.

I denne rapporten er det presentert noen retningslinjer og prosedyrer fra Norge og andre land for vurdering av hygieniske barrierer. Delvis med utgangspunkt i de innspillene en har fått fra disse, er det foreslått et enkelt kriteriesett for vurdering av vannkilden som hygienisk barriere. Kriteriesettet tar hensyn til:

1. Historisk mikrobiologisk vannkvalitet
2. Kilden, nedbørfeltet og vanninntak
3. Overvåkning av råvannskvalitet og korrigerende tiltak ved avvik
4. Vannverkets størrelse

De ulike kriteriene tallfestes for det enkelte vannverket, og ut fra kriteriene beregnes grad av hygienisk barriere for vannkilden. Det forutsettes at alle de tre førstnevnte kriteriene er tilfredsstillende for at en skal kunne anse kilden som en barriere.

Kriteriesettet er satt sammen på en slik måte at graden av barriere for kriterium 1,2 og 3 kan vurderes på en skala fra 0 til 10, der 0 betyr ingen barriere.

Ved vurdering av nivåer for patogene organismer og indikatororganismer er det tatt utgangspunkt i at sporadiske funn av inntil 3 *E. Coli* pr. 100 ml og inntil 1 *Giardia* eller *Cryptosporidium* er akseptabelt. I kriterium nr. 1 er *E. Coli* benyttet som indikator på patogene bakterier og virus, mens *Giardia* + *Cryptosporidium* er benyttet som indikator på parasitter.

Merk at grad av barriere skal beregnes for enten bakterier og virus eller for parasitter, og derfor skal enten kriterium 1.1 eller kriterium 1.2 benyttes, ikke begge.

Nedenfor er et sammendrag av kriteriesettet gjengitt. Ved bruk av kriteriesettet for å bedømme grad av barriere i kilden, bør denne rapporten leses i sin helhet.

Kriterium		Verdi
1.1 <i>E.coli</i>	Ikke påvist i mer enn 3 % av prøvene	10
	Påvist ($\geq 1/100$ ml) i mer enn 30 % av prøvene	0
	$> 10/100$ ml påvist i mer enn 3 % av prøvene	0
	Påvist i < 30 % av prøvene og $> 1/100$ ml ikke påvist i mer enn 3 % av prøvene	8
	Påvist i < 30 % av prøvene og $> 1/100$ ml påvist i mer enn 3 % av prøvene, men $> 3/100$ ml ikke påvist i mer enn 3 % av prøvene	7
	Påvist i < 30 % av prøvene, $> 3/100$ ml påvist i mer enn 3 % av prøvene, men $> 10/100$ ml ikke påvist i mer enn 3 % av prøvene	3
1.2 Sum av Giardia og Cryptosporidium	Ikke påvist i mer enn 3 % av prøvene eller dokumentert fravær av forurensningskilder ¹	10
	Påvist i mer enn 30 % av prøvene	0
	$> 3/10$ l påvist i mer enn 3 % av prøvene	0
	Påvist i < 30 % av prøvene og $> 1/10$ l ikke påvist i mer enn 3 % av prøvene	7
	Påvist i < 30 % av prøvene, > 1 l påvist i mer enn 3 % av prøvene og $> 3/10$ l ikke påvist i mer enn 3 % av prøvene	3

1) Dersom *E.coli* og *Clostridium perfringens* er fraværende antas det at også parasittene er fraværende

Kriterium 1 er:

K1= kriterium 1.1 for bakterier og virus

K1= kriterium 1.2 for parasitter og bakteriesporer

En rekke ulike forhold knyttet til vannkilde og vanninntak kan påvirke kilden som hygienisk barriere. Svært forenklet kan det deles inn i forurensningstilførsel, fortynning og temperatursprangsjikt og andre hydrologiske forhold.

Kriterium		Verdi
2.1 Forurensningstilførsel til kilden	Ikke beitedyr ved kilden eller utslipp av avløpsvann direkte til kilden	10
	Hydrologiske undersøkelser av strømningsforhold i kilden har dokumentert at utslipp av avløpsvann eller avføring fra beitedyr vil bli tilstrekkelig tilbakeholdt og fortynnet	8
	Hydrologisk dokumentasjon mangler, men innsjøens størrelse og avstand til forurensningskilder tilsier en betydelig grad av tilbakeholdelse og fortynning.	5
	Utslipp av avløpsvann eller avføring fra beitedyr kan raskt nå inntaket ved uheldige værforhold	0
2.2 Forhold i nedbørfeltet	Ikke beitedyr eller utslipp av avløpsvann	10
	Restriksjoner som hindrer at beitedyr kommer nær kilden og som sikrer at avløpsvann ledes bort eller behandles til en vannkvalitet minst like god som ikke forurensede tilløpsbekker	5
	Ingen restriksjoner på beitedyr	3
	Utslipp i nedbørfeltet	0
2.3 Ferdse ¹	Restriksjoner som hindrer ferdsel i/nær kilden	10
	Begrensninger i ferdsel nær inntakssted	5
	Ingen begrensninger	0
2.4 Fordrøyning	Teoretisk oppholdstid > 2 år	10
	Teoretisk oppholdstid 1 mnd-2 år	5
	Teoretisk oppholdstid < 1 mnd	0

Kriterium		Verdi
2.5 Inntak	Inntak i innsjø på dyp minst 30 m og der sprangsjiktet aldri når ned til inntaket utenom under høst- og vårsirkulasjon	10
	Inntak i innsjø under sprangsjiktet under normale værforhold	5
	Inntak over sprangsjikt, inntak i elv eller bekk	0

1) Gjelder kun bakterier og virus, ikke parasitter

Kriterium 2 er:

$$K2 = (\text{kriterium 2.1} + \text{kriterium 2.2} + \text{kriterium 2.3} + \text{kriterium 2.4} + \text{kriterium 2.5})/5$$

Dersom råvannskilden skal vurderes som en hygienisk barriere, eventuelt en delvis barriere, må råvannskvaliteten overvåkes hyppigere både for kontroll og dokumentasjon. Dersom råvannskvaliteten avviker fra det som er grunnlaget for barrierevurderingen, bør det likeledes være mulig å respondere.

Kriterium		Verdi
3.1 Måling av temperatur, turbiditet eller annen egnet parameter for overvåking av endringer i råvannskvalitet	Montert, alarm ved unormale verdier	10
	Montert, uten alarm	5
	Ikke montert	0
3.2 Prøvetaking og analyse av <i>E.coli</i> med hyppighet	Minst månedlig	10
	Minst som for nettkontroll	5
	Sjeldnere enn for nettkontroll	0
3.3 Avhjelpende tiltak ved avvik i råvannskvalitet (temperatur, turbiditet eller <i>E.coli</i>)	Automatisk avstengning av uttak av vann fra kilden	10
	Manuell avstengning	8
	Økt vannbehandling (økt dosering i desinfeksjonstrinnet eller supplering med nødklorering)	5
	Ingen avhjelpende tiltak	0

Kriterium 3 er:

$$K3 = (\text{kriterium 3.1} + \text{kriterium 3.2} + \text{kriterium 3.3})/6 + 5 \text{ såfremt summen av kriterium 3.1} + \text{kriterium 3.2} + \text{kriterium 3.3} > 0.$$

$$K3 = 0 \text{ dersom summen av kriterium 3.1} + \text{kriterium 3.2} + \text{kriterium 3.3} = 0.$$

Vannverkets størrelse er tatt inn for å avspeile at en hendelse i et stort vannverk vil gi større konsekvenser enn en hendelse ved små vannverk. Kriterium 4 beregnes ved formelen $K4 = \frac{1}{\log(\text{antall}_{\text{abonnenter}})}$

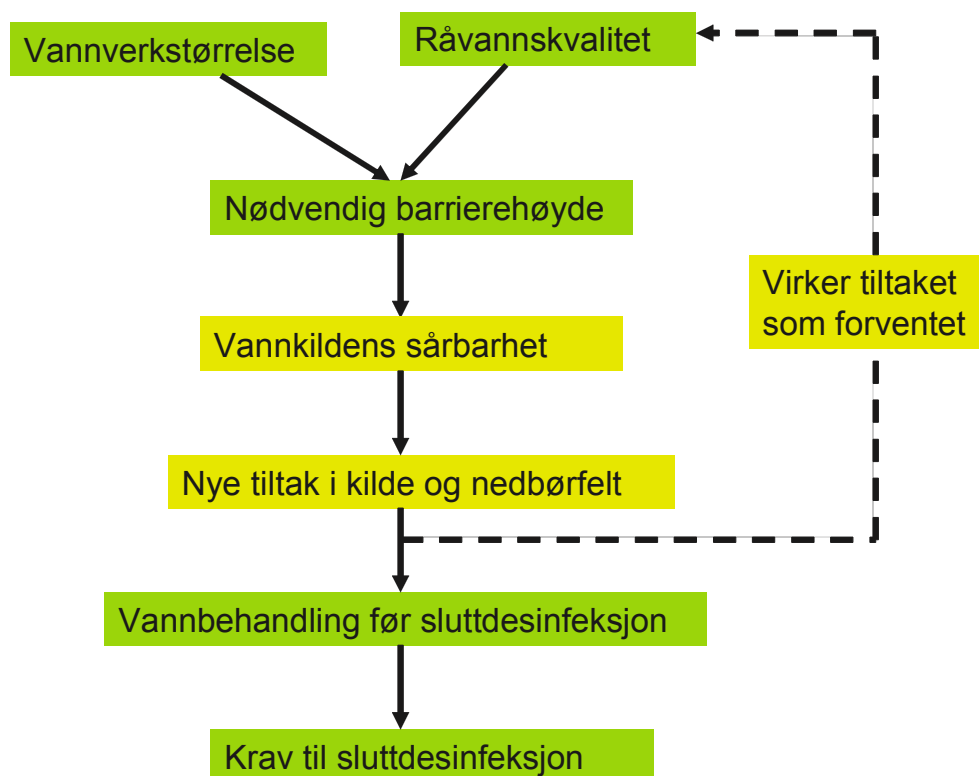
For vurdering av i hvilken grad kilden kan utgjøre noen hygienisk barriere, benyttes følgende formel:

Grad av barriere = $K1 \cdot K2 \cdot K3 \cdot K4 / 100$, der verdier ≥ 1 tilsier en full barriere mens 0 tilsier ingen barriere.

Kriteriesettet er ikke ment å være statisk, men skal kunne revideres og tilpasses lokale forhold. For hovedkriterium 2 og 3 kan det være aktuelt å supplere med flere underkriterier, eller å ytterligere detaljere de som er foreslått. Dersom en ikke har grunnlag for å velge andre kriterier, anbefales det å benytte det settet som er presentert.

Det er vist eksempler på hvordan kriteriesettet kan brukes for å kunne vurdere nødvendig barrierehøyde i vannbehandlingsprosessene.

I rapporten er det også foreslått hvordan tiltak i og ved kilden kan innarbeides i modellen "Optimal desinfeksjonspraksis". Det presiseres at for at en skal kunne gi log kreditt for tiltak er det nødvendig å kjenne forholdene i kilden så godt at det aktuelle tiltaket med stor sannsynlighet vil medføre en forbedret råvannskvalitet, og at en slik forbedring må dokumenteres etter at tiltaket er iverksatt. Hvordan tiltak i kilden kan inkluderes i modellen er illustrert under, der den nåværende utgaven av optimal desinfeksjonspraksis er merket grønt og elementer knyttet til vannkilden er merket gult. Det er lagt frem forslag til maksimal log kreditt en kan beregne for enkelttiltak eller grupper av tiltak.



English summary

This report is published in Norwegian by Norwegian Water BA (Norsk Vann BA).

Address: Vangsvegen 143, N-2317 Hamar, Norway
Phone: + 47 62 55 30 30
E-mail: post@norskvann.no
Website: www.norwegian-water.no / www.norskvann.no

Report no: B10 – 2008
Report Title: The raw water source as a hygienic barrier
Date of issue: 31. August 2008
Number of pages: 96

Keywords: Water supply
Raw water source
Surface water
Hygienic barrier
Log credit

Author: Lars J. Hem
Bjørnar Eikebrokk
Jon Røstum
Mona Weideborg
Stein W. Østerhus

ISBN: 978-82-414-0296-8
ISSN 1504-9884 (printed edition)
ISSN 1890-8802 (electronic edition)

Summary:

The topic for this report is to what extent raw water from surface water can be a hygienic barrier towards pathogenic micro-organisms, and which conditions that must be met in order to have such a barrier. The content includes discussion on micro-biological water quality, origin to and survival of pathogenic micro-organisms, models and tools for evaluation of the hygienic conditions in the source and catchment area and simplified models for evaluation of to what content a raw water source can be regarded as an hygienic barrier.

The micro-biological raw water quality in Norwegian waterworks is not dependent on only a few factors, but is a result of several factors related to limnology, regulations and technical issues. The dilution of possible contaminants, which depends on the size of the source versus the contaminants, is proven to be of importance.

In the report, different approaches for evaluation of the hygienic conditions in the source and catchment area are described. Different countries do often have different approaches due to type of sources, amounts of contaminants in available sources, general water quality and recent events.

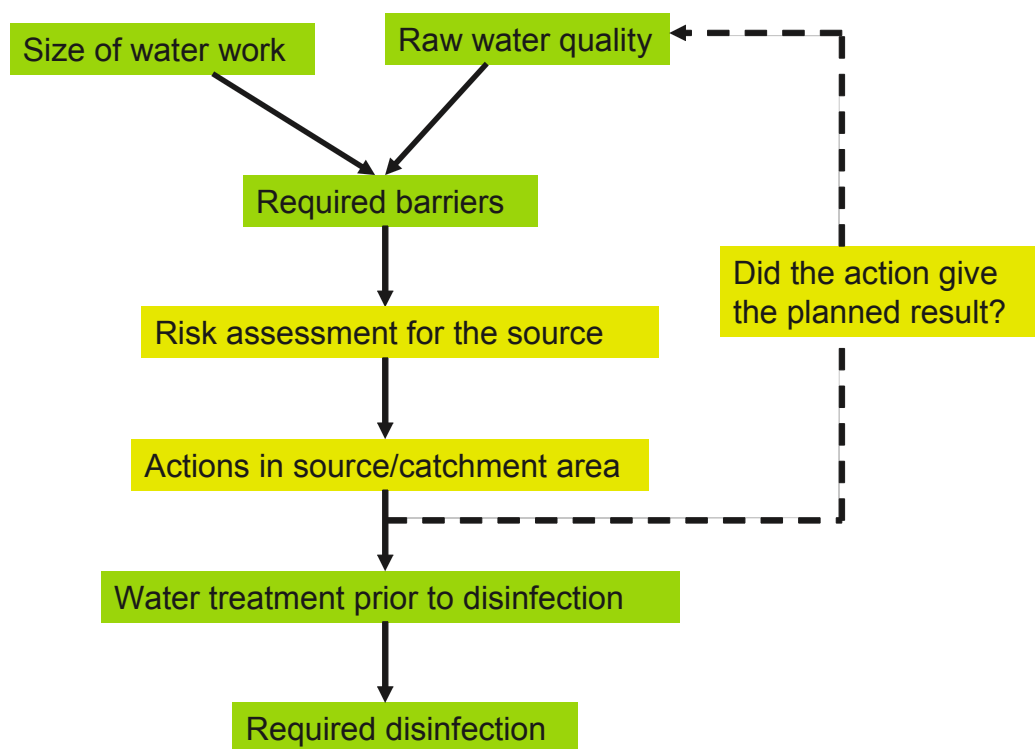
In this report different procedures for the evaluation of hygienic barriers are described. Partly based on these, a set of criteria is proposed for evaluation of the raw water source as a hygienic barrier, including:

- Historical water quality
- The source, the catchment area and the intake

- Surveillance of the water quality and actions towards divergence in quality
- The size of the waterworks

The criteria are quantified for each source, and based on this quantification one can calculate to what extent the source can be regarded as a hygienic barrier. All the three first criteria must be satisfactory in order to accept the raw water source as a hygienic barrier.

The report includes a proposal for implementation in a log credit model developed for hygienic effects of various types of water treatment. Actions in the source or catchment area will then be an alternative to enhanced treatment, provided that the knowledge of the source is sufficient to identify actions that are likely to improve the raw water quality. The effect of the actions must be controlled in order to ensure that the planned result is achieved. How the source-related actions can be implemented in the log credit model is shown below, where the existing model is marked green and the new items are marked yellow. In the report, suggestions are made for the maximum log credit for actions or groups of actions.



1. Bakgrunn

Denne rapporten er resultatet av et Norsk Vann prosjekt, der prosjektets mål var:

- å klarlegge hvilke krav som bør stilles for at råvannskilden skal kunne utgjøre en hygienisk barriere mot mikrobiologisk forurensning
- å avklare hvordan en skal dokumentere eller sannsynliggjøre at barrieren er effektiv

Prosjektet har videre hatt som mål å angi log-kreditt til vannkilden som hygienisk barriere, dvs. forventet reduksjon av en forurensning, slik at barriereeffekten i kilde og vannbehandling kan ses i sammenheng innenfor den metodikken som er utviklet i et tidligere Norsk Vann-prosjekt (Ødegaard et al., 2006).

Prosjektet er bevisst begrenset på en rekke felter. Kun overflatevann er inkludert i prosjektet, bl.a. fordi NGU gjennomfører et prosjekt knyttet til klausulering og hygienisk vannkvalitet i grunnvannsbrønner. Elveinntak er vurdert i kartlegging av dagens situasjon, men er forøvrig holdt utenfor fordi slike inntak normalt ikke vil utgjøre noen hygienisk barriere.

Prosjektet har fokusert på patogene mikroorganismer og indikatororganismer. Kjemiske stoffer som skyldes normal menneskelig aktivitet, algeproduserte toksiner og stoffer som skyldes alvorlige uhell eller sabotasje, er ikke tatt med. Dette skyldes ikke at de sistnevnte forholdene ikke er viktige, men at prosjektet primært skulle utvikle et verktøy for vurdering av barrierevirkning som skal kunne knyttes opp mot tilsvarende verktøy i vannbehandlingsanlegg. Hygieniske barrierer mot kjemiske stoffer og algetoksiner er imidlertid et tema som bør drøftes i et senere prosjekt, og da med fokus på både vannkilden og vannbehandlingsanlegget. Håndtering av uhell og sabotasje hører naturlig inn under vannverkenes beredskapsplaner, og er ikke omtalt i dette prosjektet.

Rapporten omhandler i liten grad vannbehandling, og ikke ledningsnettets tilstand, men både vannbehandling og ledningsnett er selvsagt viktige deler av vannverkenes samlede hygieniske sikkerhet.

2. Kilder til og overlevelse av patogene organismer

2.1. Bakgrunn

Et hovedfundament i norsk vannforsyning for å sikre et hygienisk betryggende drikkevann, er kravet om 2 hygieniske barrierer for godkjenningspliktige vannverk. *Giardia*-utbruddet i Bergen høsten 2004 demonstrerer klart hvordan barrieren i nedbørfelt/vannkilde kan svikte i deler av året (sensommer/høst), og at desinfeksjon med klor som den andre barrieren ikke er effektiv mot parasitter.

Erfaringer i Norge gjennom mange år med vannbårne sykdomsutbrudd har vist at råvannskilder (både overflatevann og grunnvann) har blitt forurensset av ulike årsaker. Ved vannverk som har installert vannbehandling med bl.a. desinfeksjon, er det også en rekke eksempler på at det har oppstått svikt i vannbehandlingen (Gjerstad, 2004). Med bakgrunn i denne erkjennelsen har sentrale helsemyndigheter siden 1970-tallet (SIFF, 1971) vektlagt at vannverkene må ha dobbelt sikkerhet/minst 2 hygieniske barrierer i vannforsyningssystemet da det er sannsynlig at den ene barrieren på et eller annet tidspunkt vil svikte.

Statens Institutt for Folkehelse utgav i perioden 1985–1989 et omfattende veiledningsmateriale som et bidrag til å øke kunnskapen om bl.a. helsemessige, bruksmessige og beredskapsmessige forhold ved vannverk i Norge. I et av de første heftene som ble utgitt i 1985 (SIFF, 1985b) ble det presisert at for å kunne tilfredsstille kravet gitt i drikkevannsforskriften av 1951 om tilfredsstillende hygienisk sikring av drikkevannet, så måtte det etableres 2 uavhengige, hygieniske barrierer. I drikkevannsforskriften av 1. februar 1995 er det i en merknad til §15 i forskriften presisert at godkjenningspliktige vannverk må ha minst 2 hygieniske barrierer. I den nye drikkevannsforskriften som ble utgitt 4. desember 2001 er det nedfelt i § 14 at godkjenningspliktige vannverk skal ha minimum 2 hygieniske barrierer. I den tilhørende veilederen (Mattilsynet, 2005) til forskriften er det lagt stor vekt på å definere og forklare hva begrepet "2 hygieniske barrierer" innebærer.

De 2 hygieniske barrierene bør være uavhengige, uten at det er konsensus innen vannforsyningsbransjen med hensyn på hva som ligger i "uavhengige". Eksempelvis regnes membranfiltrering eller direktefiltrering etterfulgt av UV som to uavhengige barrierer selv om svikt i den første barrieren kunne påvirke den andre dersom UV-transmisjonen synker. I Veilederen til drikkevannsforskriften (Mattilsynet, 2005) utelukkes heller ikke at 2 like etterfølgende desinfeksjonstrinn kan aksepteres som de to barrierene.

Det har også i mange år vært presisert viktigheten av å velge råvannskilder med minst mulig forurensning og best mulig beskyttelse. I Norge der man har god tilgang på vannkilder med moderat eller liten forurensningsbelastning, har det vært vanlig at den ene barrieren søkes etablert i råvannskilden med tilhørende nedbørfelt, mens den andre barrieren ofte utgjøres av et desinfeksjonstrinn.

2.2. Indikatorbakterier for vurdering av råvannskilden som hygienisk barriere

For norske forhold er det tilførselen av patogene mikroorganismer til nedbørfeltene (medregnet direkte tilførsler i vannkildene) som normalt har størst betydning for den hygienisk kvaliteten på råvannet. I forbindelse med en vurdering av robustheten av råvannskilde/nedbørfelt som hygienisk barriere kan det være hensiktsmessig å dele kildene til mikrobiologisk forurensning inn i 3 grupper:

- Kilder beliggende i eller grensende inn mot nedbørfeltet og som representerer et klart forurensningspotensial, men som ikke er kjent for å ha gitt forurensning (eks. tett tank, tett avløpsledning, tett gjødselkjeller).

- En kilde som uventet kommer inn i nedbørfeltet og bidrar til forurensing (eks. flokk med gjess, forurensing i forbindelse med rekreasjonsaktiviteter, bilvelt, sabotasje).
- Kjente forurensningskilder i nedbørfeltet (eks. beitedyr, hunder, viltlevende dyr, fugler) som representerer "jevne" tilførselsnivåer med sesongmessige variasjoner. Her kan også nevnes jevne lekkasjer fra avløpsledninger eller kjente kloakkutslipp.

I hvilken grad patogene mikroorganismer påvises i råvannet og hvilke konsentrasjoner disse forekommer i, er avhengig av mange ulike faktorer som til sammen utgjør et dynamisk samspill. Dette kan gi store utslag på konsentrasjonsskalaen. Her er det spørsmål om i hvilke mengder og hvor i nedbørfeltet avføringsrestene tilføres. Terrengets beskaffenhet spesielt med tanke på forekomst, mektighet og egenskaper til løsmasser, samt terrengets hellningsgrad har betydning for tilbakeholdelse og selvrensing før eventuelle patogene mikroorganismer når vannkildene. Nedbørmengder og -intensitet er vanligvis de viktigste drivende krefter for transportering av patogene mikroorganismer ut i vannkilden. Størrelsen på vannkildene er av stor viktighet i forhold til fortynnings-effekter og naturlige selvrensende prosesser. Et sentralt begrep her er den faktiske oppholdstiden av en gitt forurensing før den eventuelt når råvannsinntaket. Plasseringen av inntaket i forhold til de forurensende aktiviteter og inntaksdypet har også stor betydning. Den epidemiologiske situasjonen i et område er også en faktor av betydning. Det kan imidlertid være meget ressurskrevende å få en god oversikt over denne, og situasjonen vil dessuten variere over tid.

Det kan ofte være vanskelig på bakgrunn av kvalitative og kvantitative vurderinger av de nevnte faktorer å vurdere om råvannskilden representerer en hygienisk barriere i forhold til jevne og kjente tilførsler av patogene mikroorganismer. I Norge så vel som internasjonalt er det derfor lagt vekt på undersøkelse av sikre indikatororganismer for patogene mikroorganismer i råvannsinntaket som gjenspeiler dynamikken i nedbørfelt/råvannskilde.

2.3. Indikatorbakterien *E. coli*

Som hovedindikator for fersk fekal forurensing er det valgt bakterien *E. coli* som alltid forekommer naturlig i meget store mengder (10^5 - 10^7 pr gram) i fersk avføring fra mennesker og dyr (Østensvik, 1998). Ulike undersøkelser angir en halveringstid for *E. coli* i overflatevann ved sommertemperaturer på 0,5-2 døgn (Lund, 1983). Halveringstiden, og dermed levetiden, øker med synkende temperaturer og redusert lystilgang.

E. coli har således en overlevelsessevne i vann som grovt sett er sammenlignbar med flere kjente sykdomsfremkallende bakterier som *Campylobacter*, *Salmonella*, *Shigella* og *Yersinia enterocolitica*. Andre mikroorganismer i avføring som virus og parasitter har til dels betydelig lengre overlevingssevne. Fravær av *E. coli* (<1 pr 100 ml) i forbindelse med den rutinemessige prøvetakingen av råvannsinntaket (f.eks hver måned) trenger derfor ikke bety fravær av virus og parasitter. Derimot vil fravær av *E. coli* ved f.eks daglig måling av denne indikatorbakterien normalt indikere stor sannsynlighet for fravær av virus og parasitter i sykdomsfremkallende doser. På den annen side trenger ikke tilstedeværelse av *E. coli* nødvendigvis bety at vannet inneholder sykdomsfremkallende mikroorganismer, da forekomst av sykdomsfremkallende mikroorganismer i avføring vil variere betydelig over tid og mellom ulike individer (mennesker og dyr).

Det er i perioden 1992 – 2002 gitt noe ulike anbefalinger om hvor store konsentrasjoner av *E. coli* som kan aksepteres i forhold til spørsmålet om råvannskilden utgjør en hygienisk barriere. I løpet av perioden har det vært benyttet flere ulike mikrobiologiske indikatorparametre:

- Termotabile koliforme bakterier (TKB)

- Termotolerante koliforme bakterier (TKB)
- *E. coli*

Dette skyldes dels endringer i systematikken og er dels noe metodeavhengig. I sammenheng med diskusjonen om råvannskilden som hygienisk barriere kan disse 3 parametrene for enkelthets skyld regnes som likeverdige (*E. coli* vil normalt utgjør 80 - 90 % av TKB).

I 1989 ble det i regi av Statens forurensningstilsyn (SFT) presentert et klassifiserings-system for ferskvann (SFT, 1989). Systemet omfattet klassifisering av **tilstand**, klassifisering av **egnethet** for bruk og bestemmelse av **forurensningstilstand**. Systemet er basert på måling av en rekke ulike vannkvalitetsparametre med klasse-inndeling i forhold til konsentrasjonsområder. Klassifiseringssystemet ble i 1992 utgitt i en kortversjon (*SFT-veiledning nr 92:06*). Når det gjelder klassifiseringen av egnethet i forhold til drikkevannsformål, er den mikrobiologiske råvannskvaliteten klassifisert som god (1 barriere) dersom råvannet inneholder mindre enn 5 TKB pr 100 ml. Denne egnethetsvurderingen ble imidlertid ikke akseptert av helsemyndighetene.

Drikkevannsforskriften som ble utgitt 1.februar 1995 har et tabellvedlegg (tabell 10, hentet fra Rådskdirektiv 75/440/EØF) der det som veiledende norm er angitt at innholdet av TKB til enhver tid må være mindre enn 20 pr 100 ml i råvannet dersom det skulle være akseptabelt med kun en enkel vannbehandling (som f. eks. siling, lufting og desinfisering). Statens institutt for Folkehelse var tidlig ute med kommentarer om at denne normen var for lite streng, spesielt med bakgrunn i at de fleste norske vannverk bare hadde en enkel vannbehandling med desinfeksjon (normalt klor for de større vannverk) i motsetning til i Europa, der vannbehandlingen ofte er mer omfattende og består av flere rensetrinn i tillegg til desinfeksjon.

I en revidert utgave av SFT-veilederen som ble utgitt i 1997 (*SFT-Veiledning 97:04*) ble det presentert ett mer nyansert vurderingsgrunnlag der råvannskvaliteten ble angitt som **godt egnet** (1 barriere) dersom 90 % av prøvene av råvannet viste 0 TKB pr 100 ml og der de øvrige prøver ikke måtte overstige 10 TKB pr 100 ml. Det var her også angitt en klassifisering som **egnet** dersom det for vannverk som forsynte mer enn 10.000 personer i 70 % av råvannsprøvene hadde 0 TKB pr 100 ml og der de resterende prøver ikke måtte overstige 10 TKB pr 100 ml. Denne vurderingen var et resultat av et kompromiss med helsemyndighetene, hvor begrepet "godt egnet" korresponderte med begrepet "hygienisk barriere", mens "egnet" kunne oppfattes som en "delvis hygienisk barriere".

I SNT sin tilsynsveileder (SNT, 2000) som er beregnet på tilsynspersonell ble det presisert at råvannskilden ikke kunne regnes som en tilstrekkelig hygienisk barriere dersom det regelmessig og i kortvarige perioder hver sommer etter regnskyll m.v. ble påvist mer enn 3 TKB pr 100 ml.

Drikkevannsforskriften ble revidert 4.desember 2001, og i veilederen (2.mai 2002) til den reviderte utgaven er det foretatt en innskjerping og presisering av at det i råvannsprøver ikke må påvises mer enn 3 *E.coli* pr 100 ml og kun sporadisk dersom råvannskilden skal kunne regnes som en hygienisk barriere. Det må heller ikke påvises mer enn 1 cyste eller oocyste pr 10 l og da sporadisk.

Presisering i forhold til bakteriologisk råvannskvalitet er opprettholdt i den siste utgaven av drikkevannsforskriften som ble revidert 5.februar 2004 i forbindelse med opprettelsen av Mattilsynet (HOD, 2004).

2.4. Kilder til patogene mikroorganismer i vann

Vannbårne sykdomsutbrudd i Norge skyldes i hovedsak tilførsler av ulike patogene mikroorganismer fra avføring. Mens patogene bakterier og parasitter kan ha både

varmblodige dyr og mennesker som kilde, regnes det som sannsynlig at de aktuelle virus bare kan komme fra menneskelig avføring.

Tabell 1 gir en oversikt over de viktigste mikroorganismer som er kjent å kunne forårsake vannbåren smitte i Norge og/eller andre industrialiserte land.

En sammenstilling av data for vannbårne sykdomsutbrudd registrert i Norge i perioden 1988 – 2002 ble foretatt av Nygård et al., 2003. Totalt ble det registrert 72 vannbårne utbrudd med til sammen 10616 syke. Det regnes imidlertid med at det er en høy grad av underrapportering når det gjelder sykdomsutbrudd med mage-tarmsymptomer, spesielt når det gjelder utbrudd av mindre omfang. Dette innebærer at totalt antall syke nok er betydelig høyere. *Campylobacter*, *Norovirus* og *Salmonella* var årsak til henholdsvis 26 %, 18 % og 6 % av de registrerte utbruddene. I tillegg var det i perioden registrert 3 utbrudd av henholdsvis hepatitt A, shigellose og tularemi. For 33 av de 72 registrerte utbruddene (46 %) var smittestoffet ukjent. Resultatene samsvarer godt med tilsvarende oversikter i de andre nordiske land, men står i kontrast til hva som er rapportert fra England (Furtado, 1998) og USA (Lee, 2002), der parasittene *Giardia* og *Cryptosporidium* dominerer.

I Norge blir avføring fra pasienter ikke rutinemessig undersøkt for cyster eller oocyster. *Cryptosporidiose* er heller ikke meldepliktig. I rapporten konkluderes med at det er lite trolig at *Giardia* inngår blant de registrerte 33 utbruddene med ukjent smittestoff da de fleste må få behandling for å bli friske (giardiasis er for øvrig meldepiktig). Med unntak av personer med nedsatt immunforsvar vil de fleste som får infeksjon med *Cryptosporidium* bli friske uten behandling. Utbrudd forårsaket av denne parasitten kan derfor inngå i gruppen med ukjent smittestoff.

Fra oversikten over vannbårne sykdomsutbrudd i Norge fremgår det at *Campylobakter* er den vanligste årsak i de kjente tilfeller av sykdomsutbrudd. Sau, hund og måker er blant de aktuelle kilder til patogene bakterier av denne typen. En undersøkelse i Norge i 1982 av saueavføring (Rosef, 1983) viste at 8 % av disse var infisert med *Campylobacter jejuni*. En islandsk undersøkelse i 1999 viste at 28 % av undersøkte sauebesetninger hadde *Campylobacter* i avføringen (Hofshagen, 2006).

2.5. Bakterier

I en landsomfattende undersøkelse i Norge i 2000 – 2001 fant man at 3 % av 595 undersøkte hunder var positive for *Campylobacter jejuni* og 20 % for *Campylobacter upsaliensis* (Hofshagen 2005). *C. upsaliensis* er en art som anses å være mindre sykdomsfremkallende for mennesker enn *C. jejuni* og *C. coli*.

I Danmark ble 26 hunder (10 ulike hunderaser fra forskjellige geografiske områder) undersøkt over en 2-årsperiode (Hald, 2004). Nesten alle hundene hadde i løpet av perioden *Campylobacter* i avføringen. Av det totale antall prøver var 76 % positive for *Campylobacter*, hvorav 75 % var *C. upsaliensis* og 19 % *C. jejuni*.

Tabell 1. Oversikt over typer og kilder til de viktigste humanpatogene mikroorganismer (Eikebrokk, 2006)

Mikroorganisme	Kilde	Kommentar
Bakterier		
<i>Campylobacter sp.</i> (<i>C.jejuni</i>) (<i>C.coli</i>)	Måker, kråker, ender, gjess og andre ville fugler Fjørfe Sau, storfe, gris Hund og katt	Fuglene er nesten uten unntak friske smittebærere
<i>Salmonella sp</i> (<i>S.eneritidis</i>) (<i>S.typhimurium</i>)	Ville fugler Piggsvin Husdyr (sjelden) Importerte reptiler	Bakteriene kan vokse i lettbederverlige næringsmidler uten kjølelagring
<i>Francisella tularensis</i> (Harepest)	Syke ville dyr av gnagerfamilien (eks. hare, lemen, bever)	For at smitte skal oppstå må syke dyr ha direkte kontakt med vannkilden eller den smittede
<i>Yersinia sp.</i> (<i>Y.enterocolitica</i>)	Gris	Kan også oppformere seg i næringsmidler under kjølelagring
<i>E.coli</i>, sykdomsfremkallende varianter (ETEC) (EHEC)	Storfe Småfe (sjelden)	
<i>Shigella</i>-bakterier	Menneske (og aper)	
<i>Vibrio cholera</i>	Menneske	
<i>Listeria</i>	Menneske Husdyr (bl.a.sau) Ville dyr Fugl	Det kreves oppformering i næringsmidler før smitte kan oppstå
<i>Aeromonas</i>	Har sitt naturlige reservoar i jord og vann, men skilles også ut med avføring hos mennesker som er smittet	Smitte kan skje direkte ved inntak av ubehandlet vann eller ved overføring til næringsmidler der oppformering kan skje i fravær av oksygen
Virus		
Norovirus	Menneske	Smitte via vann kan bare skje ved tilførsler av avføring fra mennesker
Enterovirus (Hepatitt A)	Menneske	Smitte via vann kan bare skje ved tilførsler av avføring fra mennesker
Parasitter		
<i>Giardia sp</i>	Storfe, sau, hund, bever, vannrotte, kanin og menneske	Bare genotype A og B er kjent å kunne være humanpatogene.
<i>Cryptosporidium parvum</i>	Mange pattedyr bl.a.: Storfe, sau, hund, katt, menneske	
<i>Cryptosporidium</i>	Menneske	

<i>hominis</i>		
<i>Cryptosporidium canis</i>	Hund, menneske	Kan bare smitte immunosvekede personer
<i>Cryptosporidium felis</i>	Katt, menneske	Kan bare smitte immunosvekede personer

En undersøkelse i Sveits (Wieland 2005) av 634 hunder viste forekomst av *C. upsaliensis/helveticus*, *C. jejuni* og *C. coli* i henholdsvis 30 %, 6 % og 1 % av hundene.

For villfugl, deriblant måker, er det dokumentert gjennom en lang rekke undersøkelser at humanpatogene varianter av *Campylobacter* er vanlig forekommende (Waldenstrøm 2002, Kapperud 1983, Fricker 1984, Whelan 1988, Glunder 1992, Quessy 1992). Det norske "Overvåkings- og kontrollprogrammet for *Salmonella* på levende dyr" har dokumentert at norske matproduserende dyr svært sjelden er infisert med *Salmonella* (Hofshagen et al., 2004). I blant isoleres *Salmonella diarizonae* fra sau, men denne betyr sannsynligvis lite for folkehelsen. Sykdomsfremkallende varianter av *E. coli* er bare helt sporadisk påvist hos sau.

Det er kjent en rekke tilfeller der fuglevilt som gjess, ender og måker kan være kilde til forurensning av drikkevannskilder ved at de kan opptre i større flokker og oppholder seg direkte i vannmassene. Som eksempler kan nevnes en episode i 1999 fra Herøy der over 50 personer ble syke i forbindelse med at det ble tatt i bruk en reservedrikkevannskilde uten desinfeksjon. Den sannsynlige årsaken til forurensingen var måker som var infisert med *Salmonella*. I Maridalsvannet, som er en av drikkevannskildene til Oslo kommune, er det dokumentert at måker og kanadagås påvirker innholdet av fekale indikatorbakterier i vannmassene (Eikebrokk, 2006). I en råvannskilde beliggende i fjellterreng i Selbu kommune ble det også påvist sterk forurensning med avføring fra en større flokk med kanadagås (Gjerstad, 2004).

2.6. Virus

Som nevnt over, anses kildene til de vanligste humanpatogene virus (Norovirus, Enterovirus, m.v.) å være avføring fra mennesker.

2.7. Parasitter/Protozoer

Parasitten *Giardia* har vært rapportert som den viktigste protozobaserte årsak til diaré-sykdommer globalt sett. Ifølge WHO er det på verdensbasis ca. 200 millioner mennesker som lider av giardiasis. I utviklingsland, hvor sykdommen er svært utbredt, er om lag 2 % av den voksne del av befolkningen og 8 % av barna syke. I USA ble det første vannbårne utbruddet av giardiasis registrert i Aspen Colorado under skisesongen 1965/66. 120 skiløpere/alpinister ble syke (Lin, 1985). *Giardia* var for øvrig den viktigste patogene organisme i vannbårne sykdomsutbrudd i USA i perioden 1971-1996, med 115 utbrudd og 28 000 sykdomstilfeller (Craun and Calderon, 1999).

Taksonomien til protozoer som *Giardia* og *Cryptosporidium* er stadig under revisjon. Eksempelvis vet man nå at cyster man tidligere identifiserte som *Giardia lamblia*, utgjør minst 7 ulike genotyper. Bare 2 av disse, genotype A og B, ser ut til å kunne gi infeksjon hos mennesker (Caccio et al., 2005).

Litteraturen angir infeksjose doser på 9-1042 for *Cryptosporidium parvum* oocyster (Okhuysen et al., 1999), og 10-100 for *Giardia duodenalis* cyster (Rentorff, 1954).

Litteraturen synes å gi støtte for at *Cryptosporidium hominis* spres bare mellom mennesker, og at hovedreservoaret for *Cryptosporidium parvum* er husdyr, særlig storfe, og at direkte kontakt med infiserte dyr er en viktig smittevei sammen med indirekte smitteoverføring via drikkevann. I England er det ved 3 tilfeller (McLauchlin J. et al.,

2000) sannsynliggjort at *Cryptosporidium parvum* fra sau/lam har vært årsak til vannbårne utbrudd og det er spesielt lam som de første leveukene har vært infisert med denne parasitten.

Situasjonen er mer uklar for *Giardia intestinalis*. Erfaringene synes her generelt sett ikke å støtte direkte overføring av smitte som en stor risikofaktor for human infeksjon, mens smitteoverføring fra dyr via drikkevann er en høyst relevant risikofaktor (Hunter and Thompson, 2005). Ved en nyere undersøkelse av 325 sauer fra 20 gårdsbruk i Italia (Giangaspero, 2005) ble det påvist forekomst av *Giardia intestinalis* genotype AI i avføringen fra fem av sauene. Denne genotypen antas å representere et smittepotensiale for mennesker. Tilsvarende funn av genotype A, og spesielt AI i sau er rapportert fra Australia, Canada, Sveits og Tjekkosllovakia (Ey et al., 1996, 1997) og USA (van Keulen et al., 2002).

Et vannbårent utbrudd av giardiasis i British Columbia, Canada ble ansett å komme fra en infisert bever, bl.a. fordi *Giardia* isolert fra infiserte personer og bevere var av samme genotype (Isaac-Renton et al., 1993; Sarafis et al., 1993).

Undersøkelser har vist at fugl kan være infisert med arter innen slektene *Giardia* (*G. psittaci* og *G. ardeae*) og *Cryptosporidium* (*C. meleagridis*, *C. bailey*, *C. galli*), men dette er arter som normalt ikke regnes som sykdomsfremkallende hos mennesker med et mulig unntak av *C. meleagridis* som eventuelt kan smitte personer med svekket immunforsvar.

Det er godt dokumentert at parasittsmitte kan overføres via vann (Craun, 1990; Smith and Rose, 1990). De fleste utbrudd er koblet til konsum av kloakkpåvirket drikkevann, og det er en lang rekke rapporter som viser kontaminering av overflatevann ved utslipp av ubehandlet og behandlet kommunal kloakk (Sykora et al., 1991; Rose et al., 1986).

I kloakkvann finnes normalt høye konsentrasjoner av *Giardia*-cyster og *Cryptosporidium* oocyster. For *Giardia*-cyster angis eksempelvis verdier på 125 000-200 000 pr. liter (Yates and Gerba, 1998), mens Medema et al. (2001) angir konsentrasjoner på 0-700 pr. liter i rensert kloakk. Medema et al. (1996) rapporterte konsentrasjoner av *Giardia*-cyster på 10-100 per liter i elvene Rhinen og Meuse i Nederland. Roache et al. (1993) rapportert at ca 1/3 av overflatevannkildene i rurale strøk av Canada var kontaminert med *Giardia*. Wallis et al. (1996) fant at 21 % av råvannet i 72 kommuner i Canada var kontaminert med *Giardia*, men at den geografiske variasjonen var stor. Ongerth et al. (1989) studerte 3 uberørte elver i nordvestre deler av USA og fant *Giardia* cyster i 43 % av prøvene, med konsentrasjoner i området 0.1-5.2 cyster pr. liter. Man konkluderte med at *Giardia*-cyster var kontinuerlig til stede, i lave konsentrasjoner, selv i relativt avsidesliggende og tilsynelatende upåvirkede vannkilder. Egorov et al. (2002) fant at 30 % av 87 undersøkte overflatevannkilder i den europeiske delen av Russland hadde en midlere konsentrasjon av 2 *Giardia*-cyster per. 100 liter råvann, mens 7 % av prøvene fra behandlet vann inneholdt cyster. Her var middelkonsentrasjonen 1.6 cyster pr. 10 000 liter.

Pond et al. (2004) ga en oversikt over rapporterte forekomster av *Giardia* og *Cryptosporidium* i ulike vannkilder (Tabell 2).

Tabell 2. Rapporterte forekomster av *Giardia* og *Cryptosporidium* i ulike vannkilder

Patogen	Vanntype	Konsentrasjon	Land	Referanse
<i>Giardia</i>	Elv	229 pr 100 liter	Canada	Ong et al. 1996
	Overflatevann	5 pr liter	8 land	Smith and Grimason, 2003
	Elv	10-100 pr liter	Nederland	Medema et al. 1996
	Bekk	0.1-5.2 pr liter	USA	Ongerth et al. 1989
	Overflatevann	2 pr 100 liter i råvann 1.6 pr 10000 liter i behand.	Russland (Europa)	Ergov et al. 2002
<i>Cryptosporidium</i>	Overflatevann	0.006-2.5 pr liter	UK	Badenoch, 1995
	Uspesifisert	0.1-10000 pr 100 liter	USA/UK	Lisle and Rose, 1995
	Overflatevann	0-252 pr. liter	11 land	Smith and Grimason, 2003
	Elv	4.1-12 pr. liter	Nederland	Medema et al. 1996
	Elv	34 pr.liter	Belgia	Medema et al. 1996
	Oppkomme/innsjø	2.4 pr. 10 liter	Irland	Garvey et a. 2002
	Overflatevann	380-2100 pr 100 liter	Honduras	Solo-Gabriele et al. 1996
	Elv	< 5 pr. liter	Frankrike	Rouquet et al 2000

2.8. Aktivitet i nedbørfeltet

Dyreekskremitter og vannprøver fra to fjerntliggende og relativt uberørte nedbørfelt (elver) med svært ulik grad av menneskelig aktivitetsnivå, ble på 1980-tallet undersøkt i Olympic Mountains i staten Washington, USA (Ongerth et al., 1995). Det ene nedbørfeltet (Queets) var tungt belastet med flere rekreasjonsfasiliteter, mens nabofeltet (Hoh) ikke hadde slike fasiliteter og ble besøkt av langt færre personer. Data fra U.S. National Park Service indikerte at dette feltet hadde et rekreasjonsmessig bruksnivå på mindre enn 10 % av den første. Størst antall besøkende var det i august, med henholdsvis ca. 70 og ca 6 besøkende pr. km elvestrekning pr måned.

Undersøkelsene avdekket betydelige forskjeller i innhold av *Giardia*-cyster. Konsentrasjonen av *Giardia*-cyster varierte i området 0,2-3/100 liter og var høyest i områder med størst menneskelig aktivitet, der man også fant en signifikant høyere forekomst av *Giardia* i dyreekskrementer. Det ble funnet en statistisk signifikant sammenheng mellom konsentrasjonene av *Giardia*-cyster i vann, og forekomsten av *Giardia* i dyr og med bruksnivået av nedbørfeltene. Konsentrasjonen var videre signifikant høyere i de øvre deler av elvene, der rekreasjonsaktiviteten var høyest. På bakgrunn av resultatene beregnet man at en mediankonsentrasjon av *Giardia*-cyster på 1 pr 20 liter (dvs. 5 pr. 100 liter) kan påregnes i relativt uberørte elver.

Beskyttelse av nedbørfeltet ved inngjerding har vist seg å kunne redusere middel-konsentrasjonen av så vel *Giardia*-cyster som *Cryptosporidium*-oocyster (Ong et al. 1996). LeChevallier et al. (1991) fant at fullt beskyttede nedbørfelt hadde lavere konsentrasjoner av *Giardia*-cyster sammenlignet med nedbørfelt med rekreasjons- og jordbruksaktivitet eller utslipp av kommunalt eller industrielt avløpsvann.

2.9. Overlevelse av indikatorbakterier og patogene organismer

Som før nevnt viser ulike undersøkelser en halveringstid for *E. coli* i overflatevann ved sommertemperaturer på 0.5-2 døgn (Lund, 1985). Halveringstiden øker med synkende temperaturer og redusert lystilgang. *E. coli* har således en overlevelsessevne i vann som grovt sett er sammenlignbar med flere kjente sykdomsfremkallende bakterier som *Campylobacter*, *Salmonella*, *Shigella* og *Yersinia enterocolitica*. Andre mikroorganismer i avføring, som virus og parasitter, har til dels betydelig lengre overlevingssevne.

Eksempelvis viser undersøkelser av *Giardia*-cyster at de kan overleve opp til 3 måneder i kalde vannkilder/kranvann (de Reigner et al., 1989). Bingham et al. (1979) rapporterte mer enn 77 døgns overlevelse ved 8 °C, og 5-24 døgn ved lagring ved 21 °C. Cyster som ble lagret ved 37 °C overlevde ikke lenger enn 4 døgn. Frysing/tining av cystene resulterte i mindre enn 1 % overlevelse. Wickramanayake et al. (1985) viste at optimal overlevelsestemperatur for *Giardia*-cyster i vann var 5 °C. *Cryptosporidium* oocyster anses å kunne overleve opptil 6 måneder i kaldt vann. Tabell 3 angir en rekke viktige egenskaper knyttet til forekomst, kilder, størrelse, overlevelse, m.v. for *Giardia* og *Cryptosporidium*.

Tabell 3. Viktige forhold og egenskaper for *Giardia* og *Cryptosporidium* (Smith et al., 2006).

Egenskap	<i>Cryptosporidium</i>	<i>Giardia</i>
Store antall oocyster og cyster skilles ut fra smittede vertsdyr	Oocystene er infeksjøs når de skilles ut. Ca. 10^{10} oocyster skilles ut i løpet av et sykdomsforløp. Det er opp til 10^7 oocyster pr g faeces i smittede kalver.	Oocystene er infeksjøs når de skilles ut. Det kan skilles ut opp til $2 \cdot 10^6$ cyster pr g faeces fra smittede mennesker
Fler-verts-egenskaper øker potensialet for spredning og forurensning	Syv <i>Cryptosporidium</i> -arter (<i>C. hominis</i> , <i>C. parvum</i> , <i>C. meleagridis</i> , <i>C. felis</i> , <i>C. canis</i> , <i>C. suis</i> og <i>C. muris</i>) og to arter som ikke er beskrevet (cervine og monkey) kan smitte mennesker.	<i>Giardia duodenalis</i> type A og B er rapportert fra flere typer dyr, inkludert mennesker, husdyr og ville dyr.
Motstandsdyktigheten til oocyster og cyster øker overlevelsen i gunstige miljøer før de blir inntatt av en egnet vert.	Overlevelsen øker i kaldt, fuktig miljø. I kaldt vann kan en liten del oocyster overleve inntil 6 måneder	Overlevelsen øker i kaldt, fuktig miljø. I kaldt vann kan en cyster overleve i 1-2 måneder
Oocyster og cyster kan overleve noen vannbehandlingsprosesser	Vannbårne utbrudd tilsier at oocystene kan overleve fysisk behandling og desinfeksjon. Oocystene er ikke følsomme for de vanligste desinfeksjonsmidlene i vannbehandling.	Vannbårne utbrudd tilsier at cystene kan overleve vannbehandlingsprosesser. Cystene er følsomme for noen desinfeksjonsmidler.
Størrelsen til oocyster og cyster hjelper dem i å penetrere sandfiltre.	Alle human-patogene arter er 4,5-6,0 μm med unntak av <i>C. muris</i> som er 9x6 μm (lengdexbredde). Human-patogene oocyster kan bli funnet i rentvann etter vannbehandling.	8-12 x 7-10 μm (lengdexbredde)
Lav infeksjons dose medfører at få oocyster og cyster må tas inn før infeksjon oppstår i vert.	Menneskelig ID ₅₀ for <i>C. parvum</i> er 9-1042 oocyster. 10 oocyster av <i>C. parvum</i> kan infisere unger av primater, 5 oocyster av <i>C. parvum</i> kan infisere lam.	Midler infeksjøs dose er 25-100 cyster (10 cyster infiserte 2 frivillige). Ulike human-patogene cyster vil ha ulik evne til å kolonisere i mennesker.
Oocyster og cyster i faeces spres til vann med fugler	Oocyster er transportert passivt av Canada-gjess og måker.	Åtseletere kan passivt transportere cyster
Oocyster og cyster i faeces kan spres til og fanges i skalldyr	Oocyster kan akkumuleres i skalldyr. Opptil 5×10^3 <i>C. parvum</i> er påvist i skalldyr. <i>C. parvum</i> , <i>C. hominis</i> og <i>C. meleagridis</i> er påvist i ulike skalldyr.	<i>G. duodenalis</i> kan akkumuleres i skalldyr.

2.10. Norske undersøkelser

Selv om det første registrerte vannbårne utbruddet av giardiasis i Norge skjedde i Bergen høsten 2004, var man allerede i 1987 svært oppmerksom på faren for slike utbrudd også her til lands (Veiledning G2 - Kvalitetsnormer for Drikkevann, SIFF, 1987):

"I mange land har man fått økende oppmerksomhet mot Giardia lamblia som er en protozo som kan forårsake kraftig mage/tarminfeksjon. Problemet med denne er at den i et spesielt stadium påvirkes lite av klor. I Norge har vi ikke kjennskap til at denne organismen har skapt problemer i drikkevannssammenheng, men organismen er i økende grad isolert hos pasienter med sykdom ervervet utenlands, også på våre breddegrader. Det kan derfor være et tidsspørsmål når den også i Norge kan bli et drikkevannsprøblem dersom vi ikke er nøye med vår hygieniske beredskap og beskyttelse av drikkevannskildene."

"I tillegg til disse kjente mikroorganismene, har vi også en rekke ikke identifiserte infeksjoner hvor sykdommen går under navnet "sommer-diaré", "fjellsyke", og lignende"

"Da den epidemiologiske situasjon når det gjelder infeksjonssykdommer er labil, må man hele tiden se den hygieniske beredskapen i forhold til de sykdommer som ligger latent i vårt miljø. Ved de epidemier eller tilløp til epidemier som er beskrevet, har det ofte vist seg at utbrudd skyldes sammentreff av flere uheldige omstendigheter. Da disse omstendigheter inntreffer ofte, er det all grunn til å være på vakt."

Undersøkelser utført ved Norges Veterinærhøgskole i 1998/99 påviste *Cryptosporidium* respektive *Giardia* i 24.5 % og 18.5 % av 147 undersøkte vannkilder (Robertson og Gjerde, 2006).

Man undersøkte også urensset og renset avløpsvann fra to renseanlegg i hvert fylke. I tillegg ble tre renseanlegg undersøkt regelmessig gjennom 8-18 måneder for å studere eventuelle årstidsvariasjoner. Man fant *Cryptosporidium*-oocyster og *Giardia*-cyster i alle prøver av avløpsvann. I gjennomsnitt fant man konsentrasjoner av *Cryptosporidium* og *Giardia* på henholdsvis 7776 og 10105 pr. liter urensset avløpsvann. Videre undersøkelser indikerte at 15-50 % av *Cryptosporidium*-oocystene og 11-30 % av *Giardia*-cystene var levende. Basert på sammenligning av urensset og renset avløpsvann, ble renseeffekten estimert til ca. 50 % for *Cryptosporidium*-oocyster og over 90 % for *Giardia*-cyster.

Ved genotyping av *Giardia*-cyster isolert fra avløpsvann påviste man bare genotyper som kan opptre hos mennesker (hovedsakelig gruppe A, men også noen fra gruppe B). Det ble ikke påvist genotyper som anses spesifikke for enkelte dyreslag (genotype C, D, E, F, G). Man konkluderte derfor med at avløpsvann hovedsakelig inneholder *Giardia*-cyster som stammer fra mennesker, og at de høye konsentrasjonene indikerer en høy forekomst av denne parasitten i den norske befolkningen. Man sier videre at undersøkelsen viser at begge parasittene er langt vanligere i den norske befolkningen enn man tidligere har vært klar over. Avløpsvann på avveie kan dermed også være en viktig potensiell smitekilde for norske drikkevannskilder, noe *Giardia*-utbruddet i Bergen høsten 2004 også stadfestet.

Med hensyn til forekomst hos husdyr og ville dyr fant man bl.a. følgende:

- I sau og geit ble *Giardia* påvist i 13 % og *Cryptosporidium* i 2 % av totalt 237 undersøkte dyr (kun to større budskaper ble undersøkt)
- I hunder ble *Giardia* påvist i 8 % og *Cryptosporidium* i 17 % av totalt 919 prøver fra 296 dyr
- I hjortedyr ble *Giardia* påvist i 2-15 % og *Cryptosporidium* i 0-6 % av de undersøkte dyr. Forekomsten var høyest i rådyr. I rødrev var forekomsten lav.

- Potensielt zoonotiske genotyper (A og B) av *Giardia intestinalis* ble funnet hos både storfe og hund, mens den zoonotiske arten *Cryptosporidium parvum* ble påvist hos storfe og gris. *Cryptosporidium canis* som av og til kan smitte immunsvake mennesker, ble påvist hos hund.

Både husdyr og ville dyr kan derved medvirke til smitting av miljøet med arter/genotyper av disse parasittene som kan smitte mennesker via drikkevann.

Hva gjelder overlevelse viste forsøk med parasitter plassert i beholdere i elvevann (1-7 °C) og kjøleskap at enkelte *Giardia*-cyster overlevde rundt 4 uker (1 måned), mens enkelte *Cryptosporidium*-oocyster overlevde i rundt 20 uker (5 måneder). Men de fleste cystene/oocystene døde i løpet av de første ukene etter utplassering i elvevannet. Parasitter som blir tilført drikkevannskildene om høsten, vil derfor først og fremst medføre infeksjonsfare om høsten (begge parasittene) og tidlig på vinteren (hovedsakelig *Cryptosporidium*).

Genotyping av en rekke isolat fra *Giardia*-utbruddet i Bergen viste at dette utbruddet skyldes *Giardia intestinalis*, genotype B. Det viste seg også at mange av pasientene i Bergen som hadde fått påvist diaré eller *Giardia*-infeksjon, også var smittet med *Cryptosporidium parvum*. Det er uklart om dette skyldes smitte med begge parasittene fra drikkevannet, eller om dette avspeiler en hittil ukjent høy "normal" forekomst av *Cryptosporidium* i den norske befolkningen.

Man refererer også til et mindre utbrudd av cryptosporidiose høsten 2005 hos 5 personer som hadde vært i kontakt med kalver som hadde hatt diaré. Genotyping viste at både folk og fe var smittet med *Cryptosporidium parvum*.

Tabell 4 viser en oversikt over parasittanalyser utført av Parasittologisk laboratorium, NVH, mens figur 1 gir en oversikt over kilder til de viktigste vannbårne humanpatogene mikroorganismer.

Tabell 4. Oversikt over parasittanalyser utført av Parasittologisk laboratorium, NVH (Gjerstad 2007)

Dyreslag	Omgang grupper	Omfang individer	Geografisk omfang	Tidspkt under-søkelse	<i>Cryptosporidium</i>	<i>Giardia</i>	Ref
					% forekomst	%forek.	
Storfe (3-186 dager)	136 besetninger	1386	3 områder	2000	53,0% av besetningene 12,0% av kalvene (noe C. Parvum)	93,0% av besetningene 49,0% av individene Genotype A og B	1
Sau (lam) (voksne)	2 besetninger	56 131	Akershus. Rogaland		3,1% 0% (noe C.parvum)	18,6% 24,4%	5
Geit (kje) (voksne)	1 besetning	11 19	Akershus		0% 0%	6% 18%	5
Elg		455	Flere fylker	2003	3,3	12,3 16 av 16 isolat genotype A	2
Hjort		289	Flere fylker	2001	0,3	1,7	
Rådyr		291	Flere fylker	2002	6,2	15,5	
Reinsdyr (ville)		155	Forelhogna	2003	0	7,1 9 av 9 isolat genotype A	
Gris	100 besetninger	684 kull	Hele landet	2004 – 2005	31% av besetn 8 % av kullene Ingen zoonotiske	10% av besetn. 1,5% av kullene	3
Hest		42	Akershus		0,0%	9,5%	5
Rødrev		269	Hele landet	2002 - 2004	2,2%	4,8% 5 isolat genotype A og 2 isolat genotype B	4
Hund (1-12 mnd)	290 kull	290	Hele landet	2000-2002	44,1%	20,7% Genot B	6

- 1) Hamnes et al. (2006a)
- 2) Hamnes et al. (2006b)
- 3) Hamnes et al. (2006c)
- 4) Hamnes et al. (2006d)
- 5) Hamnes et al. (2006e)
- 6) Hamnes et al. (2006f)

	Humanpatogene mikroorganismer fra avføringsrester						
Kilde	Virus	Bakterier			Parasitter		
		Campylo- bacter	Salmonella	++++	Crypto- sporidium	Giardia	
Menneske							
Lam							
Storfe							
Sau							
Storfe							
Radyr			?		?	?	
Hjort			?		?	?	
Elg			?		?		
Reinsdyr			?				
Fugl							
Hund							
Gris							

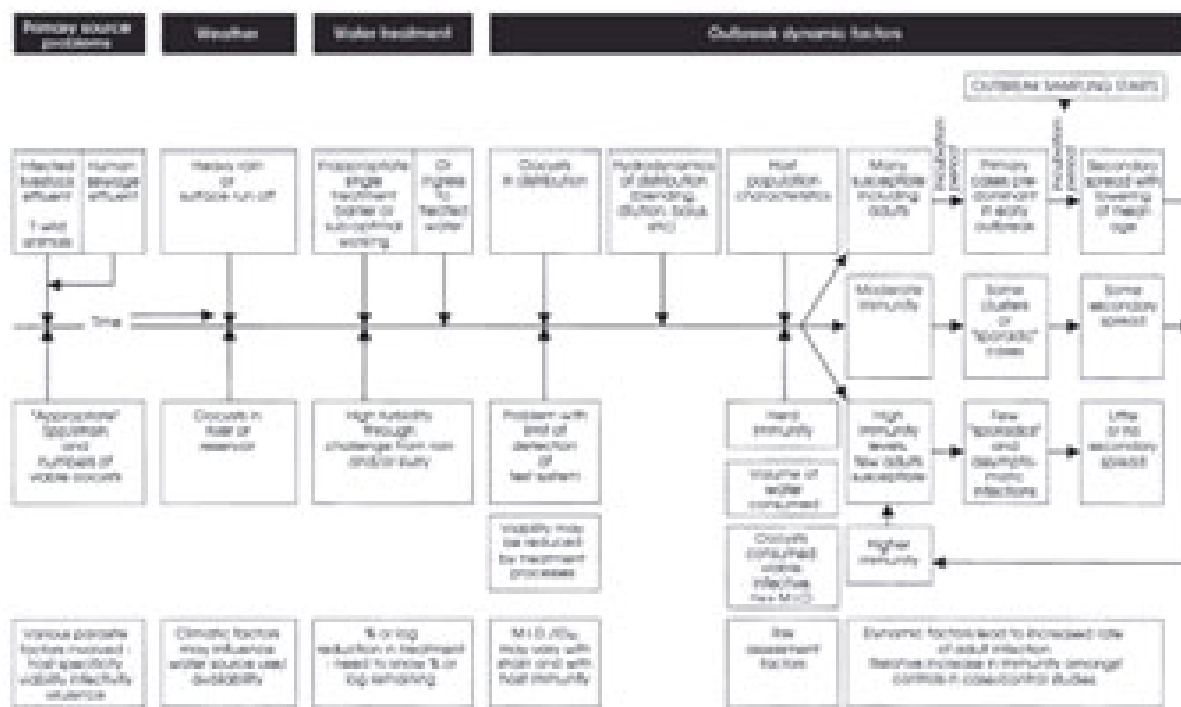
Figur 1. Kilder til humanpatogene mikroorganismer fra avføring (Gjerstad, 2007). (Rødt markerer viktige kilder, mens gult markerer mindre betydelige kilder.)

2.11. Sykdomsutbrudd – Et kompleks matrise

Oocyster i vann stammer ofte fra flere kilder og verter, med ulik grad av helsefare. Antallet synker med fortykning, tid og miljømessig påvirkning, herunder enkelte vannbehandlingsprosesser. Dette vil påvirke sannsynligheten for inntak av en infektiv dose. Risikoen for en gitt målgruppe vil variere avhengig av en rekke faktorer, inkludert mengden vann som konsumeres og grad av immunitet hos befolkningen.

Disse forholdene gjør at en evaluering av årsakene til et sykdomsutbrudd kan bli svært kompleks, noe som er eksemplifisert i figur 2.

CRYPTOSPORIDIUM IN WATER: DYNAMICS OF AN OUTBREAK



Figur 2. *Cryptosporidium* i vann – dynamikk i utbrudd (Casemore 2006)

3. Myndighetenes krav til hygieniske barrierer i vannkilden

Drikkevannsforskriften stiller krav om at vannverkseier skal påse at det gjennomføres nødvendig beskyttelse av vannkilden mot forurensning av drikkevannet (HOD, 2004). Veilederen til drikkevannsforskriften (Mattilsynet, 2005) og Vannforsyningens ABC (FHI, 2004) gir mer utfyllende forklaring til hva som ligger i begrepet nødvendig beskyttelse, beskriver hvordan slik beskyttelse kan gjennomføres, samt omhandler hvilke forhold en må ta i betraktning når en skal vurdere om kilden kan utgjøre noen hygienisk barriere. Dette delkapittelet er basert på disse dokumentene.

Det er et grunnleggende prinsipp i norsk vannforsyning og drikkevannsforvaltning at man tilstreber å benytte råvannskilder som fra naturens side har en god vannkvalitet og i liten grad er utsatt for forurensning. Implisitt i dette er at en vurderer det som en større sikkerhet å minimalisere faren for forurensning enn å iverksette tiltak gjennom vannbehandling som skal fjerne eller uskadeliggjøre en eventuell forurensning. Videre er det påkrevd å ha minst to hygieniske barrierer som er uavhengige av hverandre, og dersom råvannskilden har en kvalitet og sikkerhet som gjør at denne kan utgjøre den ene barrieren, anses muligheten for at begge barrierene skal svikte samtidig som mindre enn om begge barrierer er i vannbehandlingen. Det sistnevnte skyldes at teknisk svikt i et vannbehandlingsanlegg ikke kan utelukkes, og at f.eks. strømbryt eller sabotasje **kan** medføre bortfall av begge barrierene.

Momenter en må ta hensyn til ved vurdering av i hvilken grad en vannkilde kan utgjøre en hygienisk barriere er:

- Nødvendig barrierehøyde
 - Vannverkets størrelse
 - Spesielt sårbare abonnenter
- Aktiviteter i nedbørfeltet
 - Næringsvirksomhet i nedbørfeltet
 - Faktiske utslipp
 - Fare for utslipp fra lagertanker etc
 - Bebyggelse
 - Antall fastboende
 - Fritidsbebyggelse
 - Avløpstekniske løsninger
 - Tilstand på avløpsnett/ledningsbrudd
 - Overløpspunkter
 - Kontrollmulighet, herunder mulighet til å begrense ulovlig aktivitet som ulovlig installering av vannklosett
- Tilsigsområdets karakteristika
 - Topografi, jordsmonn, vegetasjon
 - Klima og nedbørforhold, vindeksponering, spesifikk avrenning, etc
 - Andelen tette flater (eller andre flater med høy avrenning), og vurdering av hvorvidt denne avrenningen kan påvirke vannkilden
 - Geologiske egenskaper (spesielt for grunnvann)
- Vannkildekarakteristika
 - Vannvolum, fortykning av eventuelle forurensninger
 - Inntaksdyp i forhold til temperatursprangsjikt
 - Teoretisk oppholdstid, strømningsmønster og indre bølger i sprangsjiktet
 - Mulighet for at vind påvirker stabiliteten til sprangsjiktet

- Annet
 - Veitrafikk og risiko for tankbilvelt etc
 - Potensiell utvikling i området
 - Turisme
 - Fritidsbebyggelse
 - Landbruk
 - Erfaringsmessige risikoforhold
 - Dyretråkk
 - Båtbruk
 - Fugler, og herunder avstand til avfallsdeponi

Hvorvidt en hygienisk barriere er effektiv, vil da evalueres ut fra den mikrobiologiske vannkvaliteten.

Det optimale er totalt fravær av enhver forurensende menneskelig aktivitet, herunder husdyrhold. Selv i en slik situasjon vil imidlertid tilstedeværelse av ville dyr og fugler gjøre det nødvendig å vurdere kilden og inntak med hensyn på i hvilken grad det er fare for forurensning av patogene organismer som kan påvirke vannkvaliteten ved inntaket.

En vurdering av vannverkenes hygieniske barrierer må generelt ta hensyn til både kilde, vannbehandling, ledningsnett og nødvendig barrierehøyde. Sistnevnte er gjerne tatt hensyn til i det skjønnet som er utøvd som en del av godkjenningsprosessen for vannverket.

4. Hygienisk vannkvalitet i norsk overflatevann

4.1. Generelt

Med norsk overflatevann menes vann som samler seg i elver, bekker, tjern og innsjøer. Overflatevannets kvalitet avhenger av den påvirkning vannet har vært utsatt for fra det nådde jordoverflaten som nedbør. Dette gjelder påvirkning fra jordsmonn, berggrunn, menneskelig aktivitet i nedbørsfeltet, og likeledes atmosfæriske forurensninger.

Den hygieniske kvaliteten på råvannet fra en overflatevannkilde avhenger for en stor del av aktiviteter i nedbørsfeltet som kan gi jevn forurensning, samt tilfeldige forurensninger fra mennesker og varmblodige dyr, inntakets plassering og inntaksdyp, vannuttak i forhold til vannets oppholdstid i innsjøbasseng, samt egenskapene til vannkilden (vannkildetype og størrelse, hydrologi, morfometri, topografi og meteorologi).

Nasjonalt Folkehelseinstitutt's vannverksregister (VREG) omfatter en lang rekke data for vannverk og vannkvalitet. Tabell 5 viser en oversikt over andel av de registrerte gjennomsnittsverdier fra innsjøer/tjern i perioden 2002-2005 som viste positive funn av bakterier, samt gjennomsnitts- og maksimumsverdier for bakterier. I VREG er det registrert 615 vannverk som har inntak i innsjø/tjern. Vi har hatt tilgang på gjennomsnittsverdier for råvannskvalitet for hvert vannverk for hvert av årene fra 2002 til 2005, antall prøver samt maksimumsverdier blant annet for koliforme bakterier, *E.coli*, intestinale enterokokker, *Clostridium perfringens* og kimtall ved 22 °C. Vedlegg 1 viser en kort oversikt over egenskapene til de ulike indikatorparametrene.

Tabell 5. Forurensede vannprøver fra innsjøer/tjern i perioden 2002-2005. Råvanndata var innhentet fra vannverkregisteret i VREG.

Parameter	Koliforme bakt	<i>E.coli</i> ¹⁾	Intestinale enterokokker	<i>Clostridium perfringens</i>	Tot. bakt. v 22 °C
Antall enkeltprøver	24277	21420	8572	4663	22831
Antall middelverdier	1587	1467	956	618	1525
% positive av middelverdier	77	66	40	35	97 ²⁾
Gjennomsnitt av middelverdier	12 ant/100 ml	1,7 ant/100 ml	0,7 ant/100 ml	0,6 ant/100 ml	108 ant/ml
Maks. verdi	2400 ant/100 ml	300 ant/100 ml	380 ant/100 ml	300 ant/100 ml	10000 ant/ml

1) Noe ulike metodikker er brukt, f.eks er standardiserte metoder for termotolerante koliforme bakterier avløst av nye hurtigmetoder (Colilert) de siste årene.

2) 68% av gjennomsnittsverdiene for kimtall var høyere enn 100/ml.

VREG viser at en betydelig del av råvannet til norske vannverk fra innsjøer og tjern er forurensset av mennesker og/eller varmblodige dyr (pattedyr og fugler). Ved denne screening-undersøkelsen har vi kun hatt tilgjengelig gjennomsnitts- og maksimumsverdier og ikke 90-persentil og medianverdier. Gjennomsnittsverdier for bakterier overestimerer forurensningsgrad noe i forhold til medianverdier, men vil likevel gi en pekepinn på de bakteriologiske forholdene.

En nærmere statistisk vurdering er gjort (kap. 4.3.) for å finne hvilke faktorer som påvirker den mikrobiologiske vannkvaliteten.

4.2. Indikatorer og hygienisk sikkerhet i vannkilden

Kravene til hvilke konsentrasjoner av TKB/*E. coli* som kan aksepteres dersom råvannskilden kan sies å utgjøre en hygienisk barriere, har blitt betydelig strengere med årene. Anbefalinger i forhold til prøvetakingsfrekvenser har imidlertid vært lite vektlagt.

I drikkevannsforskriften av 2001 er det angitt en minimumsfrekvens for råvannsanalyser på 4 ganger per år for vannverk som forsyner mindre enn 10.000 personer, og 12 ganger per år for vannverk som forsyner mer enn 30.000 personer. Tatt i betraktning halveringstider for *E. coli* på fra mindre enn ett døgn til noen få døgn, er dette altfor lave prøvetakingsfrekvenser til å fastslå barriereeffekten. I veilederen til drikkevannsforskriften er det riktignok angitt at frekvensen må økes for å dokumentere råvannskilde/nedbørfelt som hygienisk barriere, men uten at nærmere presiseringer er gitt.

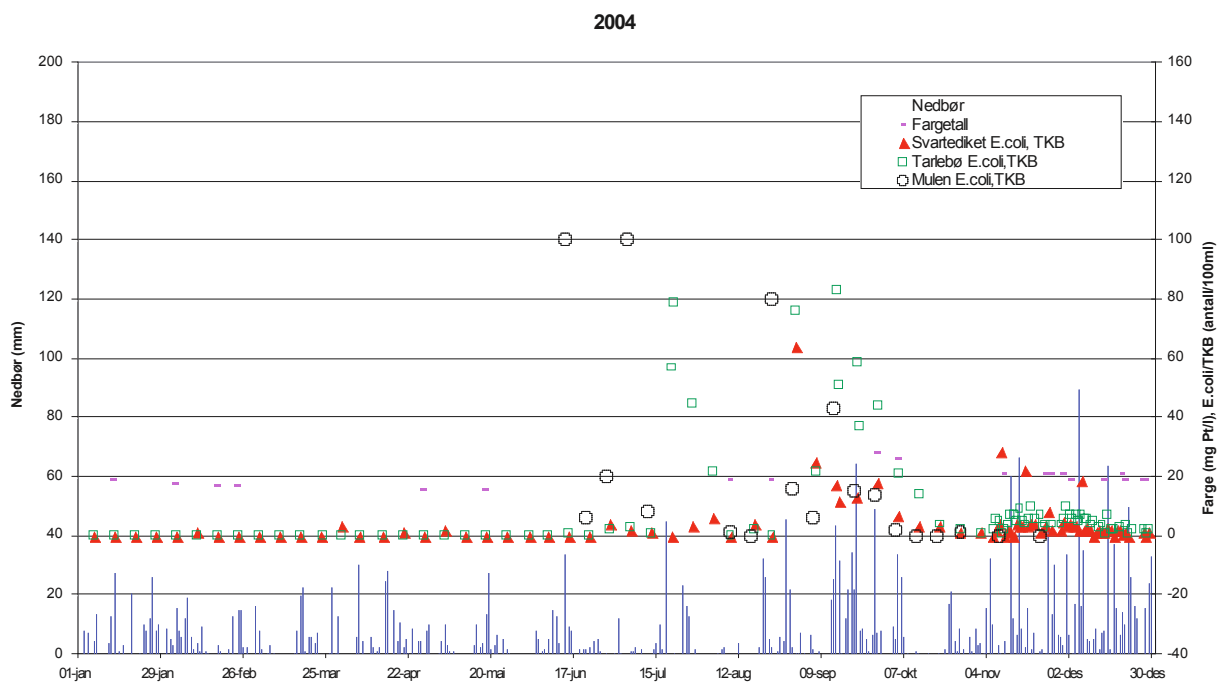
Undersøkelse av indikatorbakterien *E. coli* i råvannet representerer et meget nyttig verktøy (i tillegg til en kartlegging og risikovurdering av forurensningskildene), men dette er betinget av at prøvetakingsfrekvensen er tilstrekkelig høy.

Frekvensen må dreies mer fra kvartalsvis/månedlig mot hver 14.dag/ukentlig (avhengig av vannverkets størrelse, risikoforhold i nedbørfeltet og vannkildens egenskaper). Spesielt viktig er det med hyppig prøvetaking i perioder med mye nedbør samtidig med at forurensingspotensialet er størst.

Behovet for en hyppig prøvetaking vises klart av resultatene i figur 3 og 4. Figur 3 viser nedbørmengder og kvalitet (*E.coli*/TKB og fargetall) på råvann fra Svartediket i Bergen i 2004 (ukentlig prøvetaking). Figur 4 viser nedbørmengder og *E.coli* i råvann fra IVAR (daglig prøvetaking).

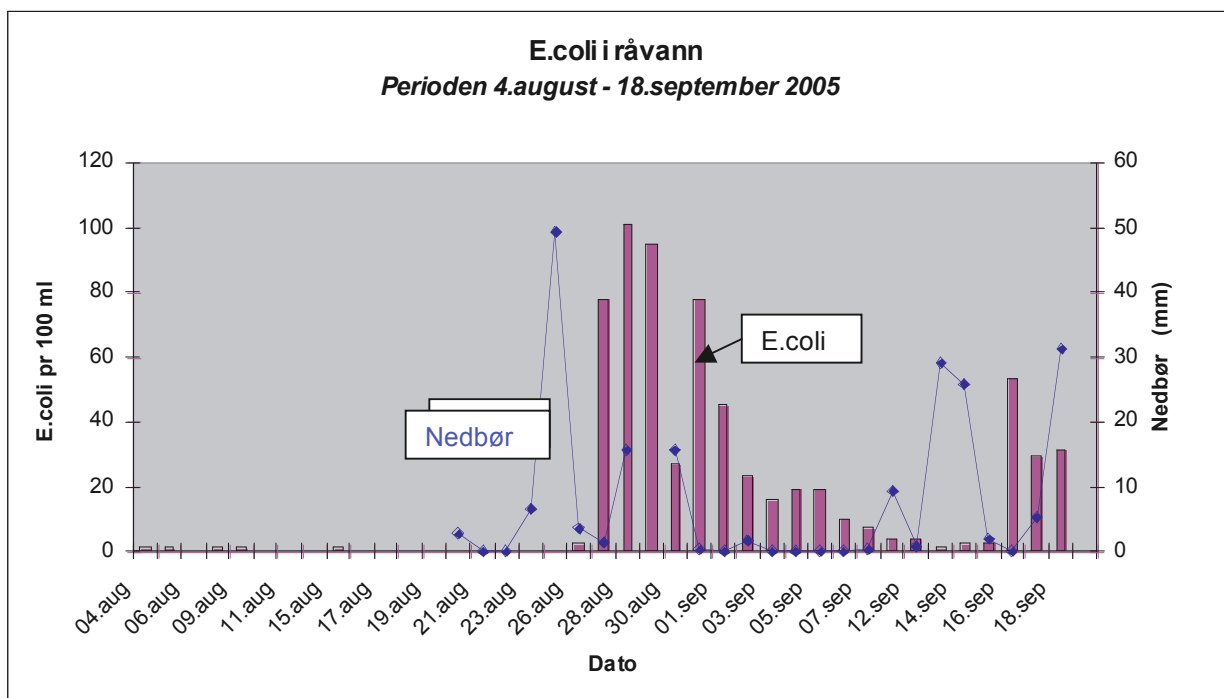
Figur 3 viser med stor tydelighet at kildebarrieren i Svartediket svikter om høsten og at råvannskvaliteten påvirkes sterkt av stor nedbør/avrenning. De høyeste konsentrasjonene av TKB/*E. coli ble* registrert i perioden juli til oktober, og spesielt i månedene august og september. I perioden 1995 – 2005 under ett er det i månedene juli, august, september og oktober i gjennomsnitt registrert henholdsvis 156, 175, 226 og 281 mm nedbør.

De bakteriologiske resultatene er klart sammenfallende med utviklingen i fargetallet som i de samme måneder øker til et nivå mellom 22 og 28 mg Pt/l. Samlet sett for alle år er det registrert 34 prøver med TKB/*E. coli* – konsentrasjoner over 5 pr 100 ml og for 7 av disse prøvene er konsentrasjonene lik eller større enn 100 pr 100 ml.



Figur 3. Døgnnedbør (stolper) og vannkvalitetsdata for råvann fra Svartediket 2004 (Eikebrokk et al., 2006)

Ved IVAR (fig. 4) illustrerer resultatene at man må være på vakt/ta prøver relativt raskt etter nedbørepisoder (2-3 døgn) for å få med den tilhørende konsentrasjonstoppen for *E.coli*.



Figur 4. Resultater fra daglige målinger av nedbørmengde og råvannskvalitet (*E.coli*) ved IVAR sommer/høst 2005 (Gjerstad, 2007)

Både figur 3 og 4 illustrerer klart behovet for hyppig prøvetaking, og at risikoen er stor for ikke å fange opp kritiske situasjoner ved prøvetaking kun 4 eller 12 ganger pr. år i henhold til Drikkevannsforskriftens krav.

En sentral faktor for transport av fekale indikatorbakterier til råvannsinntaket er vindforholdene (hastighet og retning), som er den drivende kraft bak bevegelse av vannmassene i en innsjø. Ved vedvarende vind i samme retning vil returstrømmer oppstå i dypere vannlag, som vil være motsatt rettet i forhold til overflatestrømmen.

Plassering av råvannsinntaket under sprangsjiktet vil i sommerhalvåret normalt gi en god om enn ikke 100 % beskyttelse mot forurenset overflatevann. Under sirkulasjonsperiodene om våren og høsten (hvis varighet synes å øke som følge av klimaforandringer), er imidlertid dette av mindre verdi.

En modellering/simulering av strømning, transport og fortykning av forurensningstilførsler til en vannkilde vil kunne gi verdifull informasjon i forhold til barriereeffektivitet.

Tabell 6. *Cryptosporidium* og *Giardia* genotyper påvist i avføring fra ulike dyr

Dyreslag	Arter/genotyper påvist		Referanse
	<i>Cryptosporidium</i>	<i>Giardia</i>	
Storfe	<i>C. parvum</i>, <i>C. andersoni</i>, <i>C. bovis</i>	Assemblage A, B og E	3
Sau	<i>C. parvum</i>	Assemblage E	3
Geit			
Elg		Assemblage A, Assemblage B	3
Hjort			
Rådyr			
Reinsdyr		Assemblage A, Assemblage B	3
Gris	<i>C. suis</i>, <i>C. pig genotype II</i>		2
Hest			
Rødrev		Assemblage A, Assemblage B	1
Hund	<i>C. canis</i>	Assemblage B og D	3
Katt	<i>C. felis</i>	Assemblage F	3

2. Hamnes et al. (2006c)
3. Hamnes et al. (2006d)
4. Robertson and Gjerde (2006)

For vurdering av forurensningspotensialet i et nedbørfelt kan følgende forhold legges til grunn:

- Sau: Tall for produksjon av avføring fra innefôrede sau (NLH, 1993) er oppgitt til 700 kg på 12 mnd. Snittvekt for sau som slippes på fjellbeite og tas ned fra fjellbeite regnes som henholdsvis ca 75 kg og 80 kg. For lam er tilsvarende tall ca 23 kg og 43 kg. Forholdstallet mellom sau og lam i slutten av beitesesongen ligger i snitt på 1,6 lam pr sau.
- Hund: Vi har fått opplyst (Gjerde, 2006) at en hund produserer 10 - 20 gram avføring pr kg kroppsvekt pr dag avhengig av fiberinnholdet i foret.
- Fugler: I en undersøkelse av måker i Maridalsvannet (Oslo vannverk) der fiskemåke og gråmåke dominerte, ble det estimert en tilført mengde avføring til vannmassene på ca 6 gram/døgn pr. måke. En rekke undersøkelser viser at

måkeavføring kan inneholde *Campylobacter* og *Salmonella*. Det er også påvist parasitter som *Giardia*, men dette har vært genotyper som ikke regnes å være humanpatogene.

- Persontrafikk: En *Giardia*-smittet person kan i ekstreme tilfeller skille ut opp mot en milliard cyster pr dag.

4.3. Variasjon mellom ulike typer kilder

4.3.1. Faktorer av forventet betydning for hygienisk kvalitet

Elver/bekker

Betydningen forurensning vil ha for drikkevannet vil ikke her avhenge av vannkildetype, men avhenge av hvor i vassdraget forurensningen skjer, fortynning og tiden før forurensningen når inntaket (lang tid gir lavere overlevelse av mikroorganismer). Elver/bekker regnes da i seg selv ikke å ha noen hygienisk barriere mot forurensning av drikkevannet. En forurensning oppstrøms et drikkevannsinntak i et vassdrag hvor det ikke er noen lagerkapasitet i form av innsjøer eller dammer, vil umiddelbart virke inn på kvaliteten. En fordel som elver/bekker har framfor innsjøer er imidlertid at en forurensningsepisode til en elv vil gi forurensning som raskt vil renne forbi vanninntaket og kun vare i kort tid, mens en tilsvarende tilførsel til en innsjø vil vare lenger. Ettersom elver eller bekker ikke forventes å ha noen hygienisk barriere mot forurensning, vil ikke disse kildetype bli vurdert nærmere her.

Innsjøer/tjern

Betydningen en forurensning vil ha for drikkevannet forventes å avhenge av en lang rekke tildels samvirkende faktorer knyttet til vannkildens egenskaper.

- Volum av vannkilden: større volum gir større fortynning av en forurensning. Større volum gir lengre oppholdstid før en forurensning når inntaket og vil gi lavere overlevelse av patogene organismer og indikatorbakterier
- Gjennomstrømning og teoretisk oppholdstid: stor gjennomstrømning/liten oppholdstid i innsjøbassenget gjør at en forurensning i øvre del av innsjøen kommer raskere til vanninntaket, men forsvinner også raskere.
- Etablering av temperatursprangsjikt: I de fleste innsjøer i lavlandet i Norge dypere enn ca. 20 m etableres et temperatursprangsjikt som følge av at i løpet av sommeren dannes en temperatursjiktning med et varmere overflatelag (epilimnion) beliggende over et kaldere dypvannslag (hypolimnion). Tetthetsforskjellen gjør at disse lagene ikke blandes. Grenselaget (termoklinen) vil virke som en mer eller mindre effektiv barriere mot forurensning av dypvannslaget i sommerhalvåret siden de fleste forurensningene tilføres i overflatelaget. Under høstsirkulasjonen vil imidlertid barrieren brytes ned. Om vinteren vil isen igjen representere en beskyttelse mot forurensning.
- Geografisk beliggenhet og meteorologiske forhold: Høyfjellssjøer mangler ofte et markert temperatursprangsjikt, eller har dette kun i kort periode. Isleggingsperioden er oftest lenger. Vindpåvirkede innsjøer (i hovedsak på Vestlandet) mangler også ofte temperatursprangsjikt, og har kortere isleggingsperiode. Disse innsjøene er mindre beskyttet mot forurensning. Eventuelle klimaendringer med høyere vintertemperaturer forventes å gi mindre beskyttelse mot forurensning av dypvannslaget i innsjøer.
- Forholdet mellom vannuttak og volum under temperatursprangsjiktet: Ved vanninntak under temperatursprangsjiktet der volumet av dypvannslaget er tilstrekkelig til et halvt års forbruk, har det vært vanlig å anta at temperatursprangsjiktet representerer en hygienisk sikkerhetsfaktor.

Store, dype innsjøer med markert temperatursprangsjikt, og isleggingsperiode om vinteren forventes å representere en viss beskyttelse mot forurensning av råvannet, dersom vanninntaket legges under temperatursprangsjiktet og vannuttaket er relativt lite

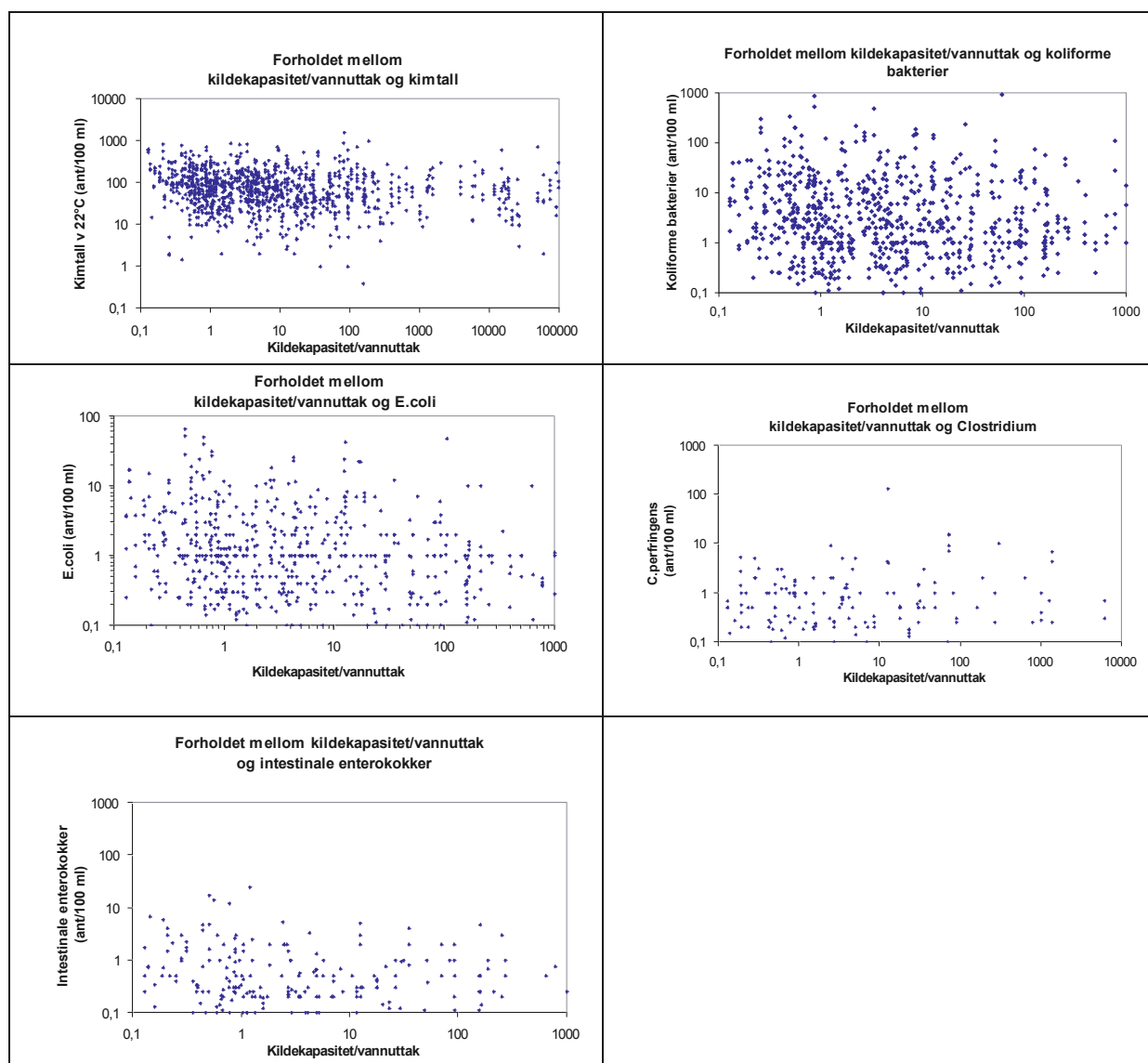
i forhold til volumet under sprangsjiktet. En enkel statistisk vurdering av data fra VREG er derfor gjennomført for å avdekke i hvor stor grad dette er tilfelle, og benyttet som bakgrunn for å sette kriterier for grad av barriereeffekt.

4.3.2. Statistiske beregninger

Opplysninger om alle variable som er omtalt for innsjøer/tjern har ikke vært tilgjengelig for oss i dette arbeidet men vi har i en screening av data fra VREG (kun innsjøer/tjern) vurdert:

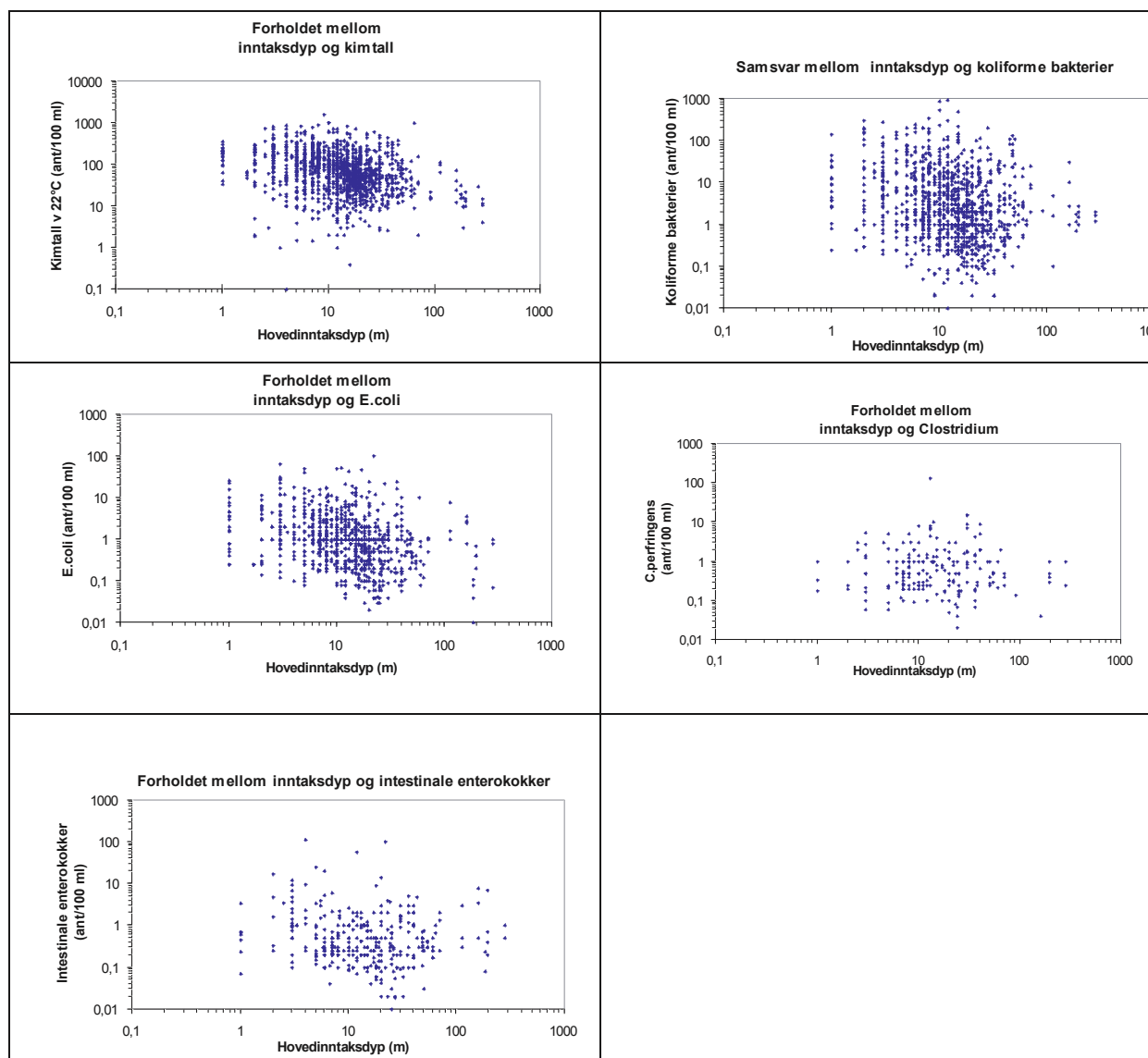
- forholdet mellom kildekapasitet/volum årlig vannuttak og vannkvalitet (figur 5)
- forholdet mellom inntaksdyp og vannkvalitet (figur 6)
- forholdet mellom % tettstedsareal i nedbørfeltet og vannkvalitet (figur 7)
- forholdet mellom % jordbruksareal i nedbørfeltet og vannkvalitet (figur 8)
- forholdet mellom klausulering av nedbørfeltet og vannkvalitet (figur 9).

Vi har benyttet data fra regneark oversendt fra Nasjonalt Folkehelseinstitutt, men har utelatt verdier hvor gjennomsnittsverdier er høyere enn maksimumsverdier. Disse verdiene er utelatt da vi antar at disse verdiene beror på en feil. For vannkvalitet er benyttet gjennomsnittsverdier.



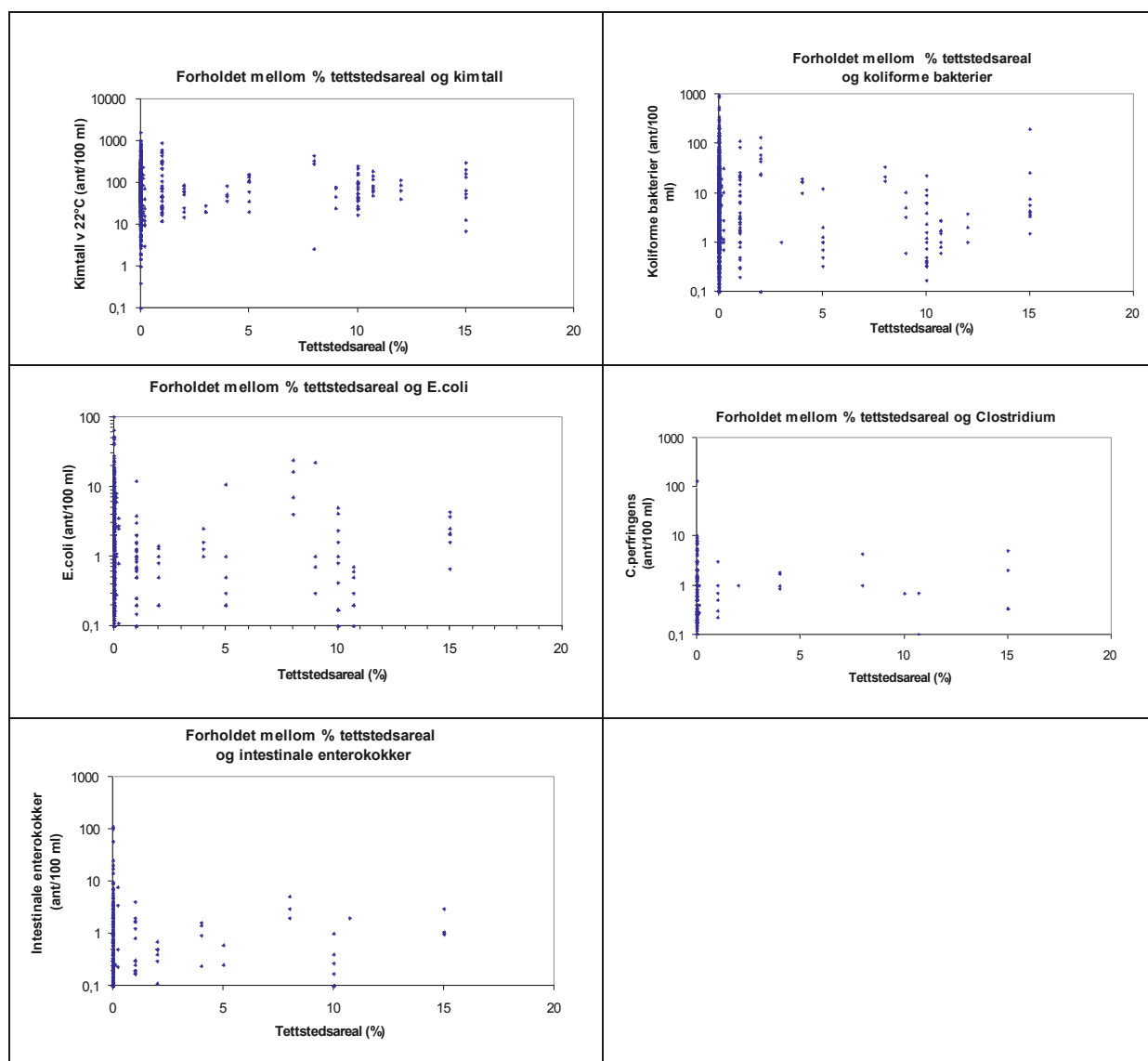
Figur 5. Oversikt over forholdet mellom kildekapasitet/volum årlig vannuttak og vannkvalitet

Som vist i figur 5 synes det ikke å være noe samsvar mellom kildekapasitet i forhold til vannuttak og bakteriologisk vannkvalitet. Vannverksregisteret inneholder opplysninger om mange vannverk hvor vannuttaket er relativt stort i forhold til kildekapasiteten. Man skulle forvente at vannkvaliteten var dårligere for slike vannverk, da temperatur-sprangsjiktet lett vil brytes her. Dette ser ikke ut til å være tilfelle. Høye verdier for koliforme bakterier, *E. coli* og intestinale enterokokker er også registrert i råvann fra innsjøer med meget god kildekapasitet.



Figur 6. Oversikt over forholdet mellom inntaksdyp og vannkvalitet.

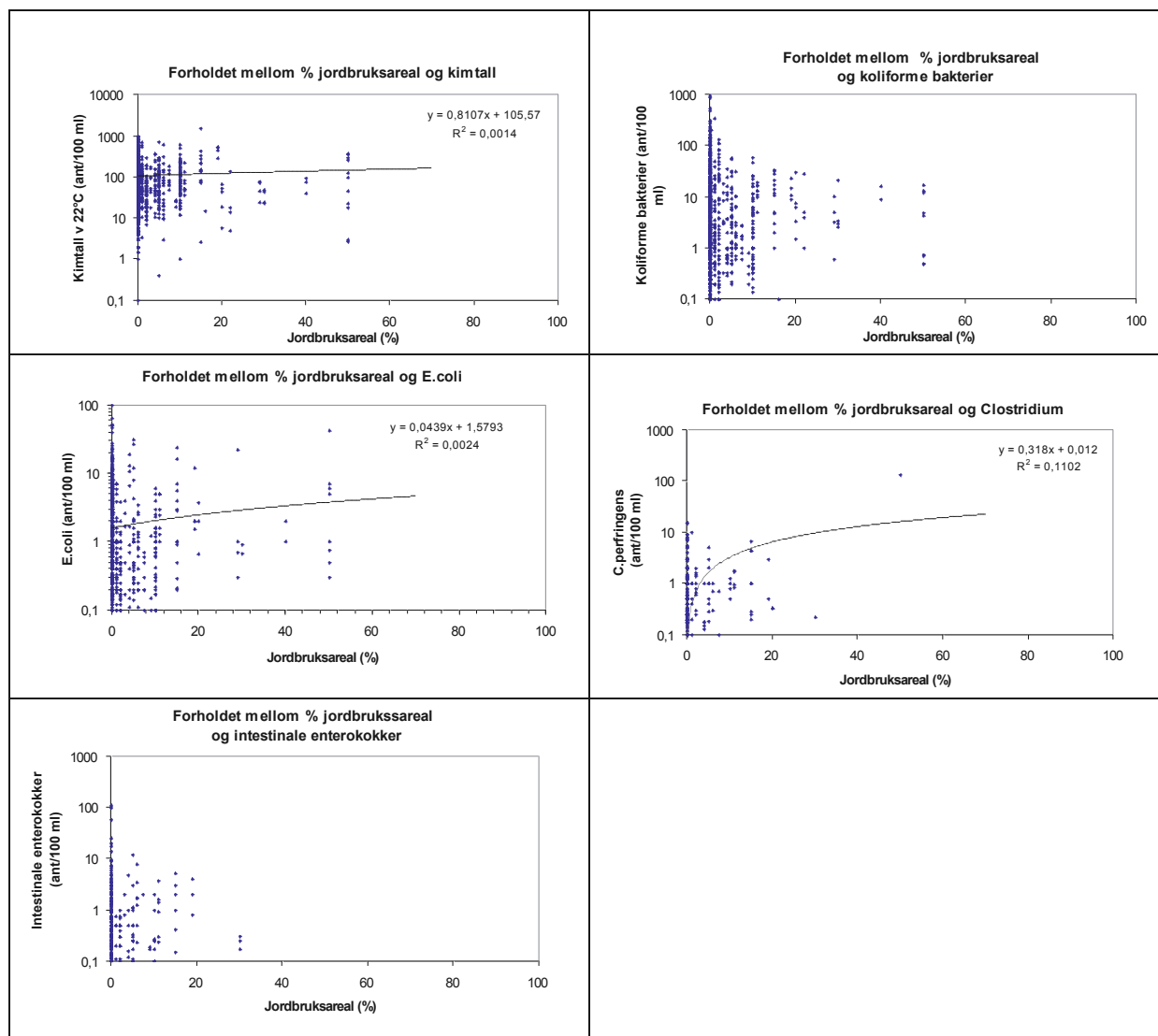
Det synes heller ikke å være noe godt samsvar mellom inntaksdyp og bakteriologisk vannkvalitet. Som vist i figur 6 synes bakteriekonsentrasjonen generelt sett å være noe lavere ved inntak på dypt vann, men også ved inntak > 200 m er det registrert *E.coli* og intestinale enterokokker.



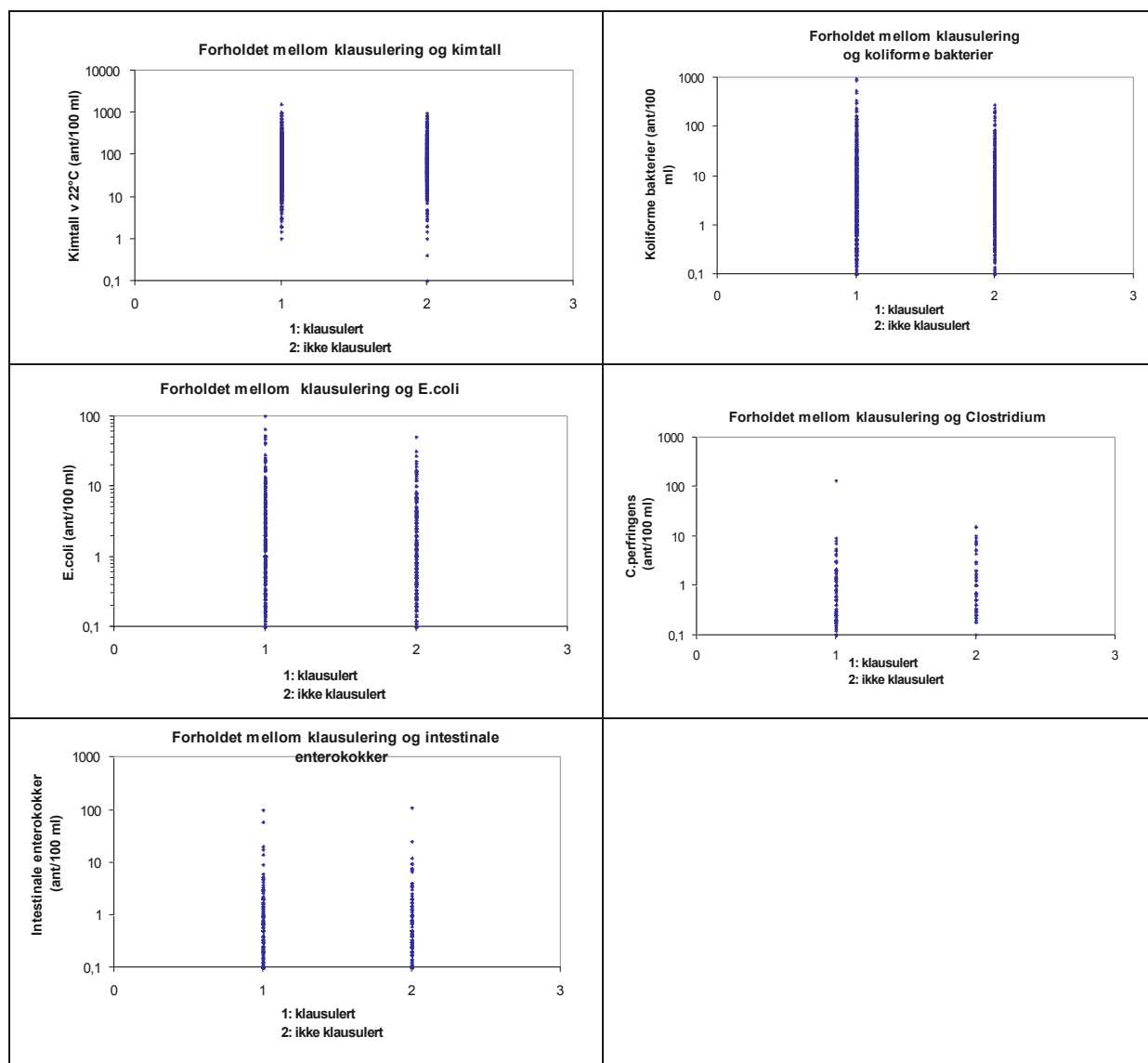
Figur 7. Oversikt over forholdet mellom tettstedsareal og vannkvalitet.

Det synes heller ikke å være noe samsvar mellom prosent tettstedsareal i nedbørsfeltet og bakteriologisk vannkvalitet. Ut fra figur 7 kan det synes som om enkelte vannkilder uten antatt forurensningspotensial (kun fare for tilfeldig forurensning fra ville dyr og fugler samt fra beitende dyr) har dårligere vannkvalitet enn vannkilder med tettstedsareal i nedbørsfeltet. Datamaterialet inneholder dessuten relativt få drikkevannskilder med betydelige tettstedsarealer, slik at man ikke kan gi noen sikker konklusjon her.

Det synes heller ikke å være noe samsvar mellom jordbruksareal og vannkvalitet (figur 8) og mellom klausulert nedbørsfelt og vannkvalitet (figur 9).



Figur 8. Oversikt over forholdet mellom jordbruksareal og vannkvalitet.



Figur 9 Oversikt over forholdet mellom klausulert nedbørsfelt og vannkvalitet.

4.3.3. Diskusjon av resultater fra screening av data fra VREG

Det foreligger en del samvirkende effekter som en slik enkel screening ikke får med seg, og som gjør at det kan være vanskelig å vurdere resultatet i sin helhet. Det kan f.eks. hende at enkelte vannverk har valgt å legge inntak på dypt vann fordi nedbørsfeltet inneholder forurensningskilder, eller legge restriksjoner på aktiviteter i nedbørsfeltet fordi vannet i utgangspunktet er forurenset av patogene organismer eller indikatororganismer. I tillegg velges generelt en råvannskilde og et inntak som gir best mulig vannkvalitet ut fra forutsetningene til det enkelte vannverk. Dette innebærer at det allerede er foretatt en viss seleksjon av datamaterialet, og resultatene fra en sammenlignende vurdering som over må behandles med forsiktighet. Når det ikke er påvist sammenhenger mellom klausulering med mer og mikrobiologisk vannkvalitet, må det understrekes at dette ikke betyr at det er dokumentert at en slik sammenheng ikke kan eksistere, kun at data-grunnlaget ikke beviser en slik sammenheng. Dersom en vurderer en enkelt kilde, f.eks. før og etter flytting av et inntak eller før og etter at det er innført begrensninger på aktiviteter i nedbørsfeltet, **kan** bildet bli et annet enn det en ser av resultatene fra screening-undersøkelsen.

Screening-undersøkelsen er basert på gjennomsnittsverdier. Fordi årstidsvariasjonene kan være svært forskjellig i ulike vannkilder, **kan** en vurdering basert på maksimalverdier eller andel positive prøver gi grunnlag for å trekke andre konklusjoner enn en vurdering basert på middelveidier.

Dette materialet skiller heller ikke mellom ulike årstider (med stagnasjons- og sirkulasjonsperioder). En slik vurdering ville etter all sannsynlighet vist bedre kvalitet i stagnasjonsperiodene.

Ettersom man også i vannkilder med inntak under temperatursprangsjiktet på dypt vann (slik som Mjøsa og Holsfjorden) finner forurenset råvann, kan det konkluderes med at dypinntak i store innsjøer ikke nødvendigvis er tilstrekkelig til at kilden utgjør en hygienisk barriere.

De råvannskildene en har i Norge, er stort sett valgt fordi de er lite forurenset, og ved mange vannverk er det klausulering som begrenser aktiviteten i nedbørfeltet og forurensningsfaren for råvannet. Et riktig bilde av effekten av klausulering, dypinntak mm vil en derfor først få når råvannskvaliteten sammenlignes med overflatevann i forurensede innsjøer.

4.3.4. Vurdering av vannkvalitet fra en forurenset innsjø

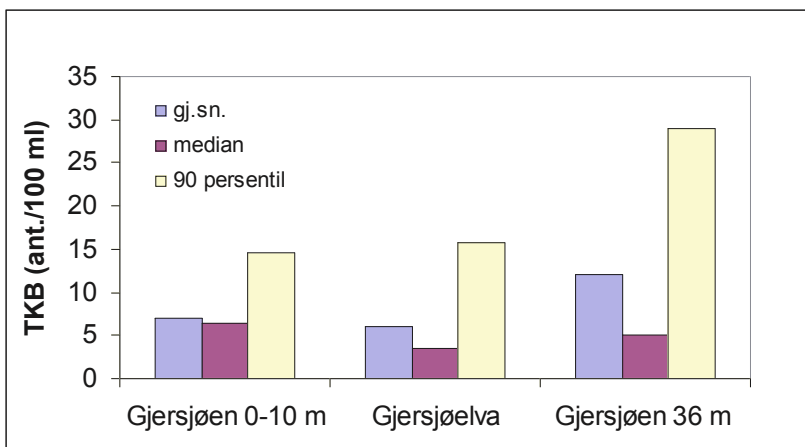
Som ett eksempel på betydningen av dypvannsinntak og betydningen av vannets oppholdstid i innsjøbassenget har vi valgt Gjersjøen, vannkilden til Oppegård vannverk. Gjersjøen er forurenset ved tilførsel av flere bekker fra boligstrøk og jordbruksområder, og er en av få norske innsjøer som benyttes som råvannskilde som har et så høyt bakterietall.

Gjersjøen er drikkevannskilde for ca. 36 000 personer med et årlig vannuttak på 5,3 mill m³. Hovedinntaket ligger på 36 m dyp, og det er et reserveinntak på 6 m dyp. Gjersjøen ligger 40 moh, har et areal på 2,4 km², et middeldyp på 23 m og et maksimaldyp på 63,5 m. Innsjøens volum er ca. 65 mill m³, midlere tilsig til Gjersjøen er ca. 1220 l/s og den teoretiske oppholdstiden 1,6 år. Innsjøen er en såkalt dimiktisk innsjø, dvs. den sirkulerer to ganger i året, om høsten og om våren etter isløsning. Om sommeren har innsjøen et markert temperatursprangsjikt.

Nedbørfeltet er 87,2 km², hvorav 8% er tettstedareal, 15% jordbruksareal, 5% vannflater og resten skogsareal.

Vannverket gjør daglige målinger av termotolerante koliforme bakterier av råvannet (på 36 m dyp). Det tas også målinger av termotolerante koliforme bakterier på grunt vann (5-6 målinger pr år av blandprøve 0-10 m dyp midt i innsjøen, samt månedlige prøver av utløpet, Gjersjøelva). Det tas også månedlige bakteriemålinger av vann fra tilløpselvene.

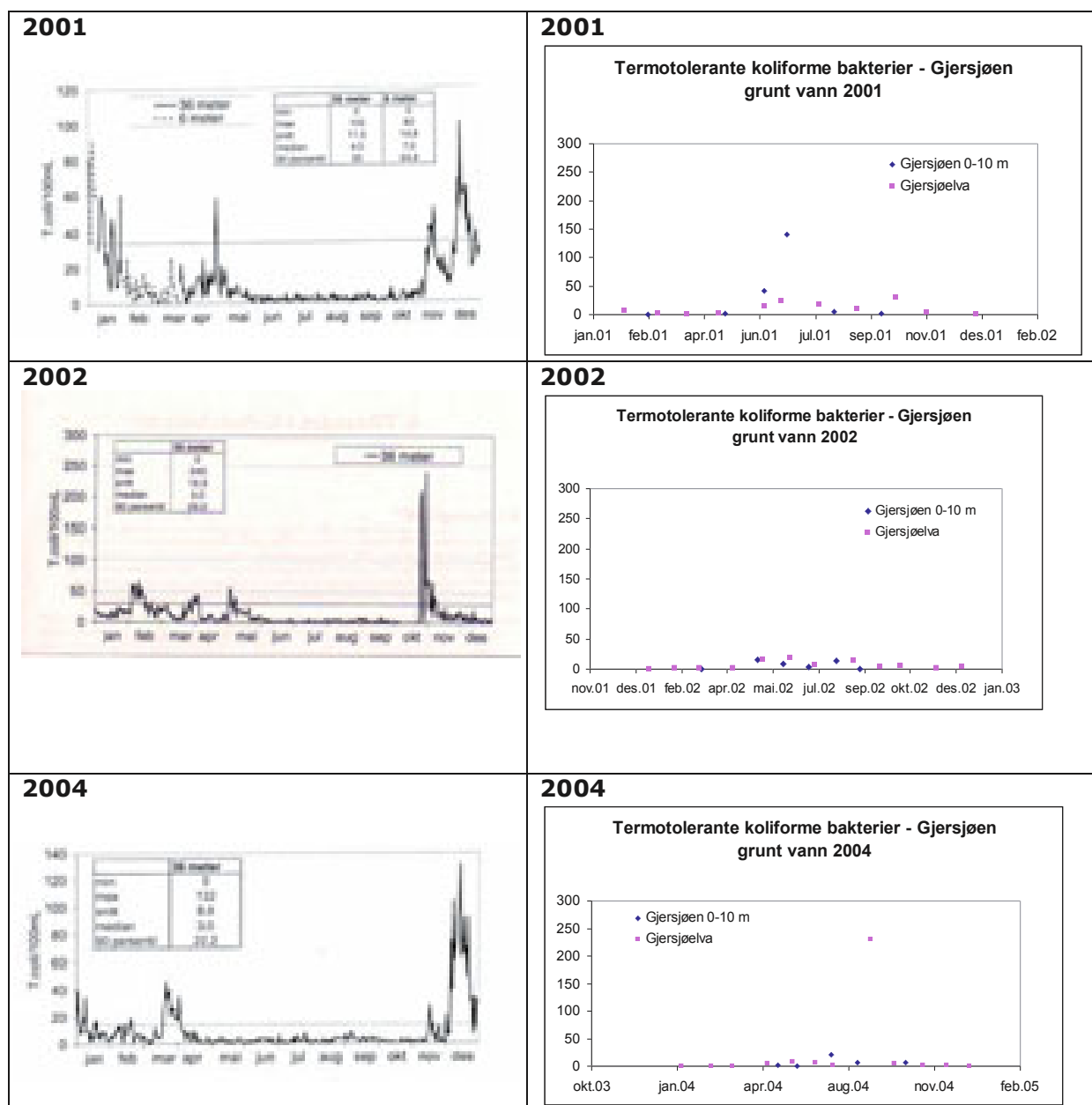
Figur 10 viser gjennomsnittsverdier, medianverdier og 90-persentil på grunt og dypt vann i Gjersjøen 2002. Verdier for 2001 og 2004 viser om lag tilsvarende forhold.



Figur 10. Termotolerante koliforme bakterier i Gjersjøen på grunt og dypt vann 2002.

Ut fra figur 10 ser det ikke ut til å være noen betydelig forskjell på kvaliteten på grunt og dypt vann. Den høye 90-persentilen fra 36 m dyp skyldes imidlertid at man har flere prøver fra høstperioden fra dypt vann.

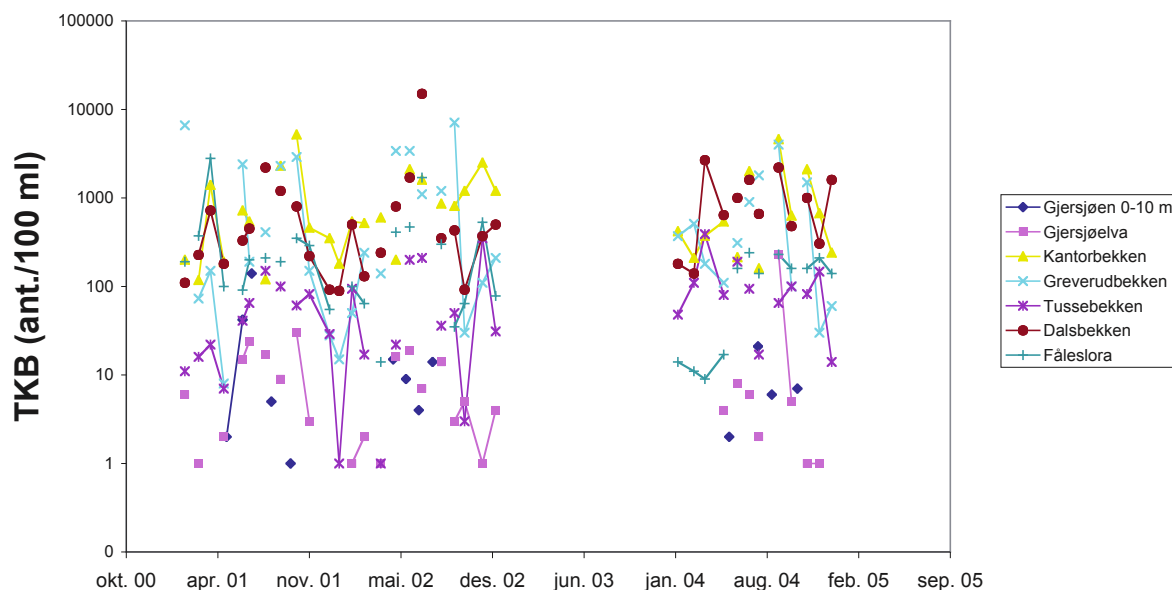
En nærmere gjennomgang av data fra vannverkets og NIVAs undersøkelse av termotolerante koliforme bakterier over året for årene 2001, 2002 og 2004 (figur 12) viser at vannkvaliteten på dypt vann i sommerperioden (juni-oktober) var relativt god, men det ble også her påvist termotolerante koliforme bakterier i flere av prøvene. Det foreligger relativt få prøver fra øvre lag i innsjøen i denne perioden og kvaliteten var generelt sett god, men både i juni 2001 og i august 2004 ble det funnet høyt bakterietall i overflatelaget uten at dette kunne gjenspeiles på dypt vann i samme perioden. Det kan konkluderes med at temperatursprangsjiktet gir en viss beskyttelse i denne perioden (ca. 5 måneder). Dette gjelder imidlertid ikke for resten av året. Som vist i figur 11 var dypvannet jevnt bakteriologisk forurensset hele vinteren, og det er tydelig at tilført forurensset vann har påvirket dypere vannmasser i denne perioden.



Figur 11. Variasjon i konsentrasjon av termotolerante koliforme bakterier i Gjersjøen over året. 2001, 2002 og 2004. (Oredalen et al., 2002, 2003, Haande et al., 2005).

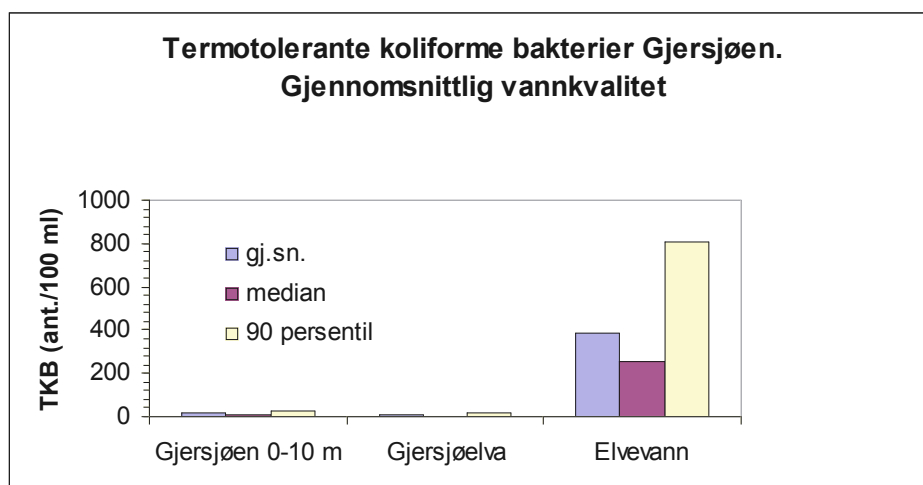
Det er også gjort en sammenstilling av den bakteriologiske kvaliteten i Gjersjøen med bakteriologisk kvalitet målt i de enkelte tilløpselvene nær utløpet til Gjersjøen (figur 12). Det er tydelig at det skjer en rask reduksjon i bakteriekonsentrasjonen etter at det forurensede ellevannet har nådd Gjersjøen. Innsjøen har relativt lang oppholdstid (1,6 år) og vil virke som et "rensebasseng".

Termotolerante koliforme bakterier i Gjersjøen med tilløp 2001, 2002 og 2004



Figur 12. Sammenstilling av bakteriologisk vannkvalitet i overflatevannet i Gjersjøen med kvaliteten i tilløpselvene. NB! Vertikal akse er logaritmisk.

Elvene har selvsagt ulik påvirkning av Gjersjøen avhengig av vannføring. Den gjennomsnittlige kvaliteten av elvevannet som når Gjersjøen er beregnet basert på gjennomsnittsverdier over året (for 2001, 2002 og 2004) og justert for anslått vannføring (areal av nedbørfelt) for de ulike elvene. Totalt sett var kvaliteten på elvevannet betydelig dårligere enn kvaliteten i overflatevannet i Gjersjøen (figur 13).



Figur 13. Sammenstilling av gjennomsnittlig bakteriologisk vannkvalitet i overflatevannet i Gjersjøen 2001, 2002 og 2004 med gjennomsnittlig kvalitet av elvevann (vannmengdejustert).

Bakteriekonsentrasjonen i elvevannet var høyere enn 100 ganger bakteriekonsentrasjonen målt i Gjersjøen 0-10 m dyp. Forskjellen er sannsynligvis ennå større enn vist i figuren ettersom elvetilførslene er noe underestimert, da summen av

nedbørsfeltene av de undersøkte elvene var noe lavere (53,5 km²) enn det totale nedbørfelt for Gjersjøen (87,2 km²).

Hvilke effekter som har størst betydning for denne bakteriereduksjonen, kjenner vi ikke i detalj, men det er rimelig å anta følgende effekter:

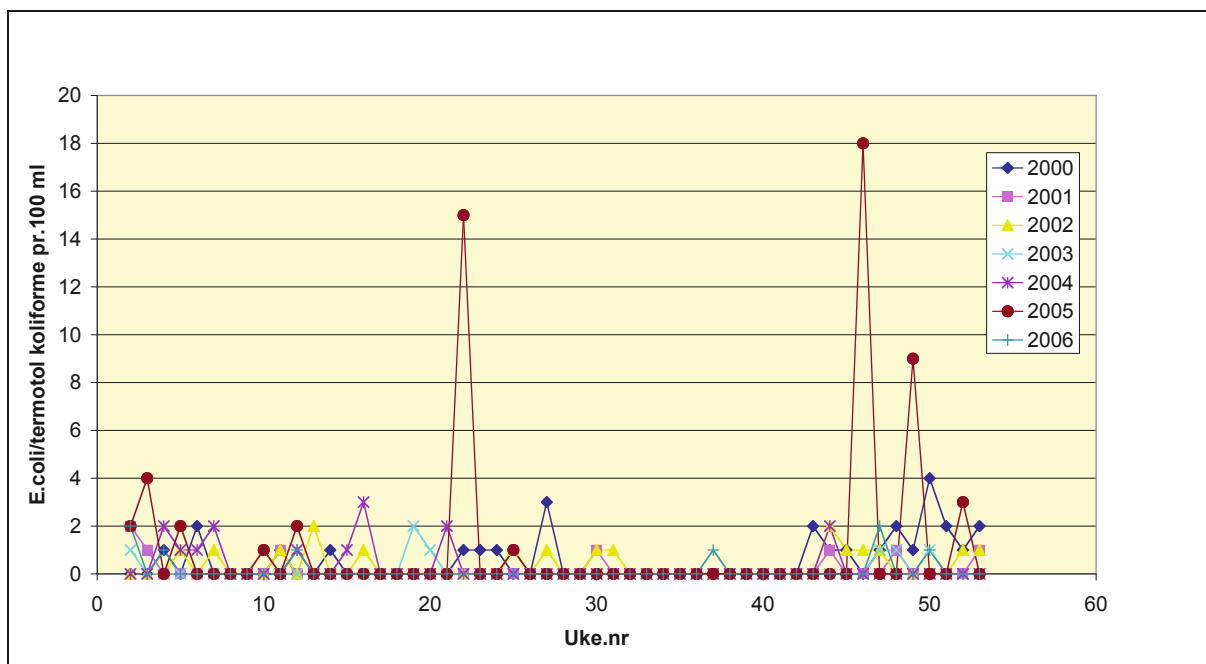
- Sedimentasjon av partikler fra elvene: Bakterier er ofte festet til eller innkapslet i partikulært materiale, og de vil følge med partiklene ved sedimentering. De vil her raskt forsvinne fra vannmassene, og nedbrytes i sedimentet.
- Bakterienes levetid: Tarmbakterier har kort levetid utenfor tarmen og vil dø ut i løpet av den tiden det tar for vannet fra tilløpselvene å nå fram til midten av innsjøen. Blant annet har temperatur, næringsmangel og UV-lys betydning for levetiden.
- Fortynning: Et stort innsjøvolum vil jevne ut forurensningen ved fortynning i renere ("selvrenset") vann.
- Beiting av andre organismer: I sommerhalvåret vil andre organismer, slik som zooplankton beite på bakteriene slik at bakteriekonsentrasjonen avtar.

Ut fra vurderingen av Gjersjøen kan det synes som om selve innsjømagasinet og vannets oppholdstid i dette gir relativt større beskyttelse mot forurensning enn dypvannsinntak.

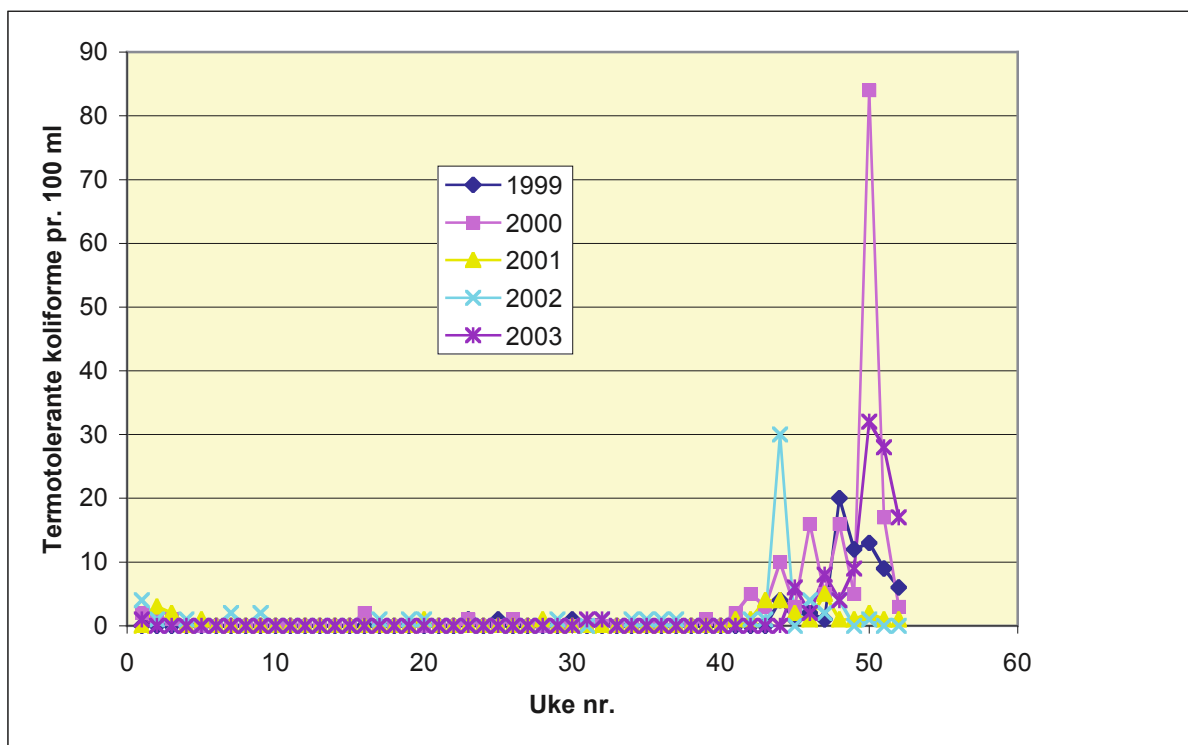
4.4. Årstidsvariasjoner og væravhengige variasjoner

Det er betydelige variasjoner i vannkvaliteten ved råvannsinntaket i en rekke vannkilder som funksjon av årstid og temperatur, vind og nedbør. Én av de vanligste årsakene til variasjonene er totalomblending i vannkilden vår og høst, som gjør at overflatevann kommer ned til inntaket. Et annet forhold som kan gjøre at overflatevann kommer ned til inntaket er kraftig vind, som kan gjøre at sprangsjiktet senkes betydelig i den ene enden av vannkilden, noe som er en reell problemstilling bl.a. i Norsjø (Mosevoll, 2007).

I figur 14 og 15 er det vist hvordan innholdet av *E.coli*/termotolerante koliforme bakterier varierer over året i råvannskildene Holsfjorden og Maridalsvannet.



Figur 14. Årstidsvariasjoner i innholdet av *E.coli*/termotolerante koliforme bakterier i ABVs råvann fra Holsfjorden (Bjerke, 2007)



Figur 15. Årstidsvariasjoner i innholdet av termotolerante koliforme bakterier i Oslos råvann fra Maridalsvannet (Kristiansen, 2000, 2001, 2002, 2003, 2004)

Råvann fra 50 m dyp i Holsfjorden har med unntak av 3 enkeltverdier i 2005 et innhold av *E.coli*/termotolerante koliforme bakterier under 4 pr. 100 ml. Med unntak av perioden fra midten av juli til midten av oktober må en forvente at *E.coli*/termotolerante koliforme bakterier er tilstede i vannet. I Maridalsvannet forekommer termotolerante koliforme bakterier i liten grad i perioden fra tidlig januar til midten av oktober, mens konsentrasjonene i årets to siste måneder kan være høye, opptil 85 termotolerante koliforme bakterier pr. 100 ml. Dette viser at det er betydelige forskjeller mellom ulike kilder i samme geografiske område med hensyn til variasjonsmønsteret i innholdet av *E.coli*/termotolerante koliforme bakterier, og dette vil avhenge av en rekke ulike forhold knyttet til kilde, inntaksforhold og nedbørfelt. På denne bakgrunn er det grunn til å konkludere med at en hver råvannskilde også med hensyn på årstidsvariasjoner må betraktes som unik, og at det er vanskelig i generalisere med hensyn på forventet mikrobiologisk vannkvalitet.

I Svartediket i 2004 (se figur 3) var innholdet av *E.coli* null eller nær null fra nyttår til slutten av august, mens innholdet varierte fra null til over 60/100 ml utover høsten, og med toppen i månedsskiftet august/september. Variasjonene fra uke til uke var betydelige, noe som illustrerer behovet for hyppig prøvetaking og analyse av råvannet dersom en skal få et riktig bilde av variasjonene i råvannskvaliteten.

Perioder med intens nedbør som gir økt overflateavrenning vil kunne påvirke råvannskvaliteten. Et eksempel er den fargetallsøkningen som ble registrert på Østlandet i 2001 som følge av en svært våt og mild høst 2000. Dersom avrenningen også inneholder patogene mikroorganismer eller indikatororganismer, vil dette kunne medføre endringer i vannkvaliteten ved inntaket også for disse parametrene. Dette er illustrert i figur 15 over, der høsten 2000, med uvanlig mye nedbør og avrenning, ga både den lengste perioden med et betydelig innhold av termotolerante koliforme bakterier og den høyeste enkeltverdien. I figur 14 over er det derimot ikke mulig å avlese noen

tilsvarende effekt av nedbøren høsten 2000, noe som kan skyldes en høyere hydraulisk oppholdstid i Holsfjorden enn i Maridalsvannet.

4.5. Sammenheng mellom hygienisk vannkvalitet og resultater fra vassdragsovervåkning

Det har dessverre vært vanskelig å påvise noen sammenheng mellom hygienisk vannkvalitet og resultater fra vassdragsovervåking. Årsaken til dette er at miljøvernmyndighetene som har ansvar for vassdragsovervåkingen, i stor grad ikke har stilt krav til overvåking av hygienisk kvalitet, med mindre vassdraget benyttes til jordbruksvanning eller bading. Lokalt har man ofte organisert overvåkingen slik at vannverkene i kommunene har kommet med input om bakteriologisk kvalitet fra vannkvalitetsovervåkingen. Der finnes gjerne gode bakteriologiske data fra råvannet ved vannverket (inntaket ligger ofte på dypt vann i innsjøen) men ingen eller få data fra overflatevannet i innsjøene.

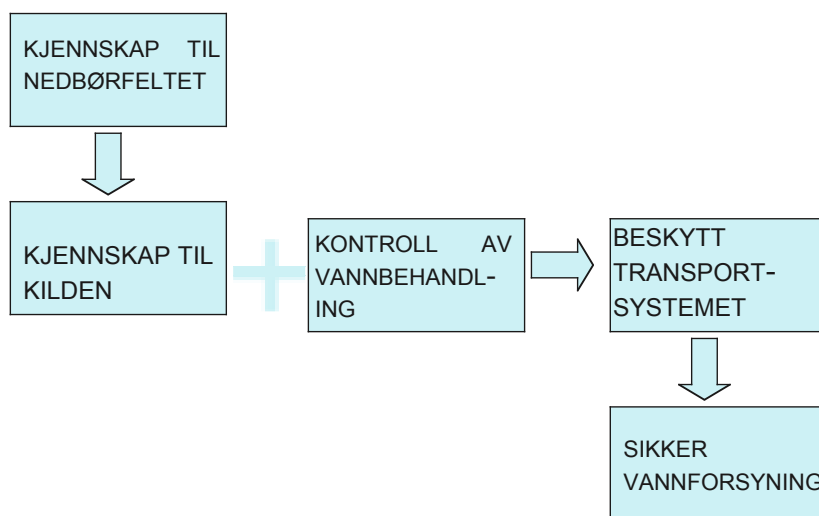
EUs vannrammedirektiv nevner ikke bakteriologisk forurensning eller andre parametere for hygienisk overvåking.

5. Hydrologiske og hydrodynamiske analyser/undersøkelser

5.1. Generelt

For å få kjennskap til forhold i nedbørfeltet og i kilden som kan påvirke råvannskvaliteten kan det utføres ulike typer analyser/undersøkelser. En slik fareanalyse utgjør også de første innledende arbeidene i en såkalt HACCP (Hazard Analysis and Critical Control Points, norsk: Fare analyse og kritiske kontrollpunkter). Utfyllende informasjon om HACCP kan en bl.a. finne på Mattilsynets sine hjemmesider (www.mattilsynet.no).

Kjennskap til forhold i nedbørfeltet og kilden er sentrale elementer i WHO "Guidelines for Drinking-water Quality" (Water safety plans).



Figur 16. Nedbørfelt og kilden er sentrale elementer for å oppnå en sikker vannforsyning (WHO, 2004)

For å få tilstrekkelig kjennskap til forhold i nedbørfeltet og kilden anbefales følgende typer analyser:

- Registrering av forurensende aktiviteter i nedbørfeltet
- Limnologisk undersøkelse (kilde + innløp)
- Spredningsundersøkelser (simulering)
- Dynamisk dokumentasjon av råvannskvalitet

Hvor detaljert en går til verks for hvert enkelt punkt vil variere fra vannverk til vannverk avhengig av bl.a. vannverkets størrelse, forhold knyttet til kilden, valgt ambisjonsnivå etc. Summen av de analysene en gjennomfører skal være tilstrekkelig til å gjennomføre en fareanalyse som står i et rimelig forhold til de konsekvensene en vil få som følge av svikt i den mikrobiologiske vannkvaliteten.

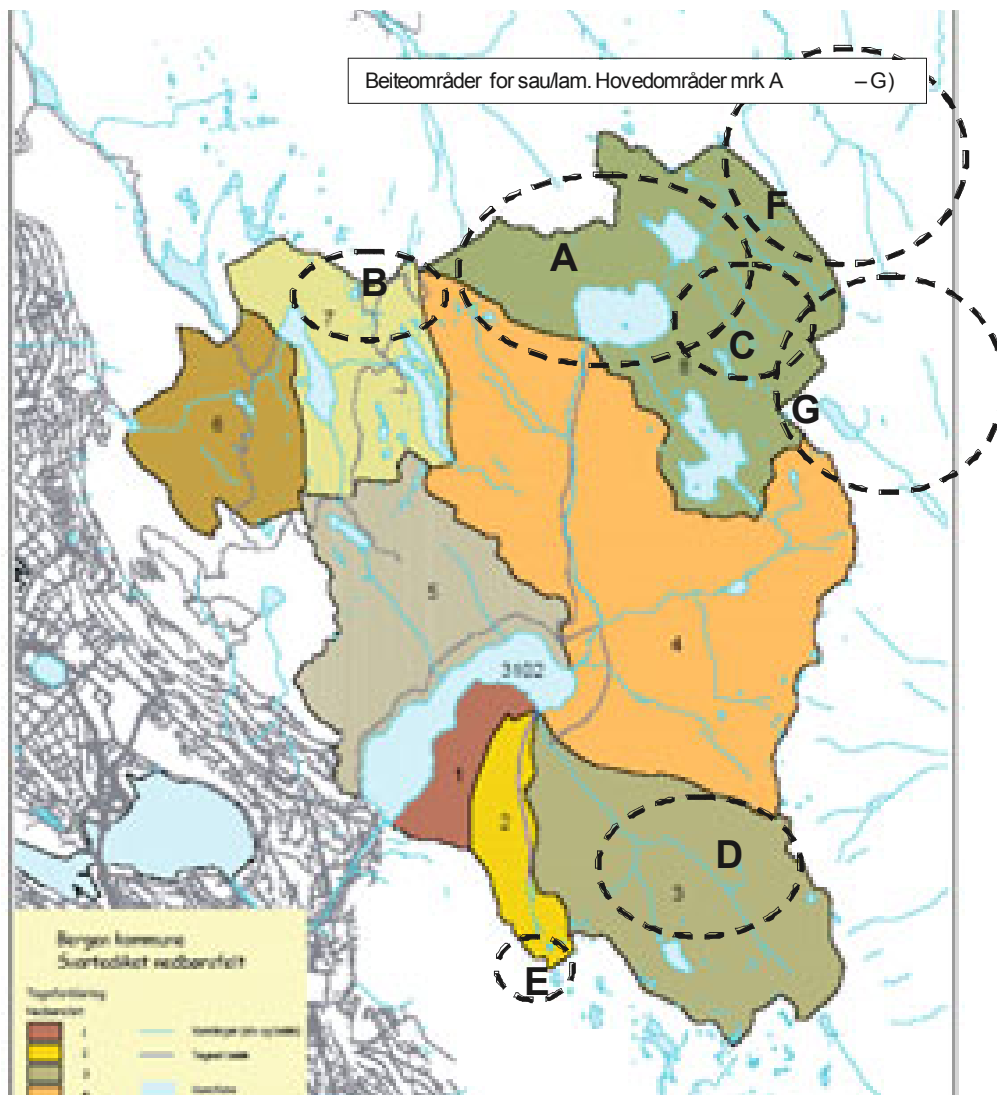
De ulike del-punkter vil bli beskrevet i de etterfølgende kapitler.

5.2. Registrering av forurensende aktiviteter i nedbørfeltet

Arbeidet med registrering av forurensede aktiviteter i nedbørfeltet (fare identifikasjon) foretas ved å inndele nedbørfeltet i del-nedbørfelt. For hvert av del-nedbørfeltene registreres og kvantifiseres alle kilder til forurensing (møkk, petroleumsprodukter, etc).

Det må skilles mellom kilder som kan medføre akutt ("udetonerte bomber") og kronisk forurensing (kontinuerlig tilførsel).

Deler av dette arbeidet er egnet til å presenteres grafisk, slik som vist i figur 17 som viser hvor beiting foregår i nedbørfeltet til Svartediket.



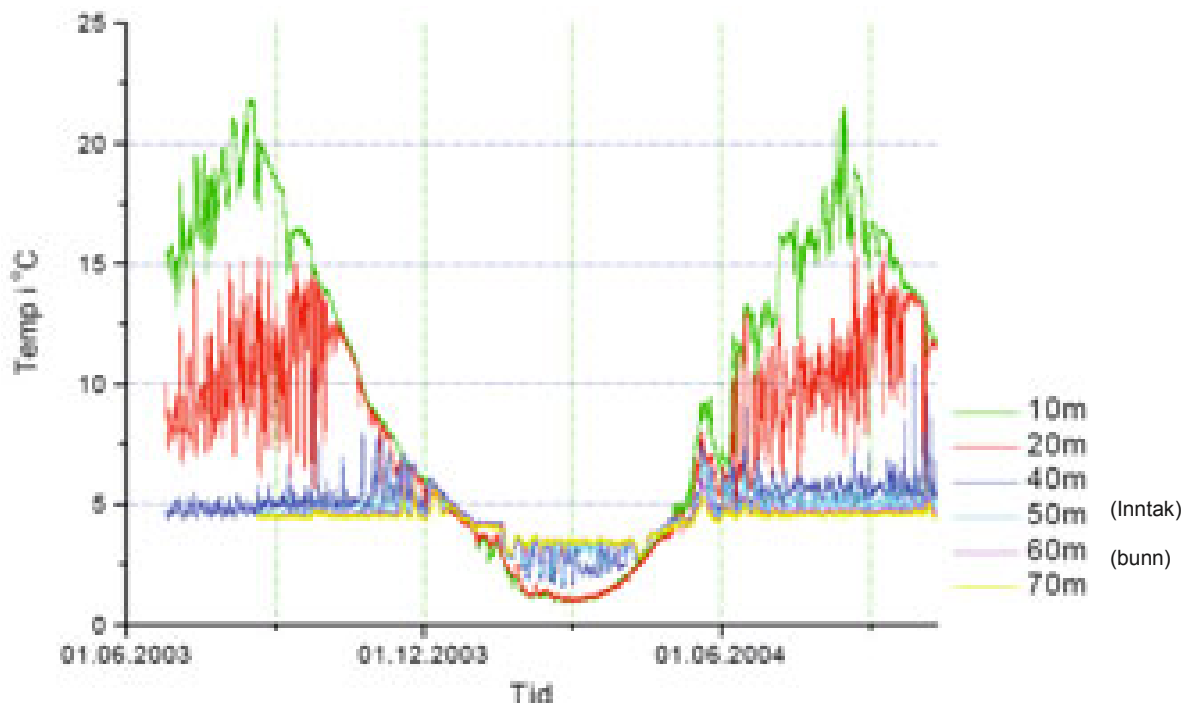
Figur 17. Registrering av forurensede aktiviteter/sauebeiting i nedbørfeltet til Svartediket (Eikebrokk et al., 2006)

5.3. Limnologisk undersøkelse

En limnologisk undersøkelse av kilden og de viktigste tilløpsbekkene bør utføres for å danne seg et korrekt bilde av forhold i kilden og nedbørfeltet. Undersøkelsene må foretas ved faste intervall i tillegg til utvidede målinger ved spesielle hendelser (avrennings situasjoner). På denne måten får en dannet seg et godt bilde av utviklingen av sprangsjiktet i kilden og tilførselen av næringssalter (tot P, tot N) til kilden. De viktigste forurensningstilførslene mot råvannsinntaket indikeres.

Årstidsvariasjon for vanntemperatur for ulike vanddybder i kilden forteller mye om når kilden eventuelt kan representere en hygienisk barriere. Siden ferskvann har størst tetthet ved 4 °C medfører dette at innsjøer gjennomgår sesongavhengige stagnasjons-

og sirkulasjonsfaser: Sommer og vinter har en stagnasjon med temperatursprangsjikt, og oksygennivået er forskjellig i ulike dybder i innsjøen. Vår og høst opptrer sirkulasjon mellom forskjellige sjikt, temperaturen blir jevn i vannmassene og det samme gjelder oksygennivå. Figur 18 viser årstidsvariasjon for vanntemperatur for ulike vanndybder i Steinsvika i Fjærekilen i Norsjø (Mosevoll, 2007).



Figur 18. Årstidsvariasjon for vanntemperatur for ulike vanndybder i Steinsvika i Fjærekilen i Norsjø (målinger utført av Labnett i Skien) (Mosevoll, 2007)

Data som viser årstidsvariasjon for vanntemperatur for ulike vanndybder i kilden forteller mye om vippinger av sprangsjiktet og i hvilke perioder av året/situasjoner en får overflatevann ned til vanninntaket. Fra figur 18 ser en at om sommeren er temperaturen på inntaksdypet (50 m) stabil og det er følgelig ingen/liten kontakt mellom overflatevannet og bunnvannet. Dersom det hadde vært kontakt, måtte temperaturen i dypet ha steget, siden overflatevannet er vesentlig varmere enn vannet i dypere lag.

Endringer av klima vil ytterligere kunne påvirke årstidsvariasjonene og vippingen av sprangsjiktet. Tidspunkt og varighet for islegging av vann påvirkes av mer ekstreme vær-situasjoner (nedbør, vind, temperatur). Variasjonene varierer også fra år til år. Klimaet virker inn på endringer i fargetall i råvannet og endring i lagdeling. Dette har igjen betydning for forekomsten av mikrobielle patogener i vannet.

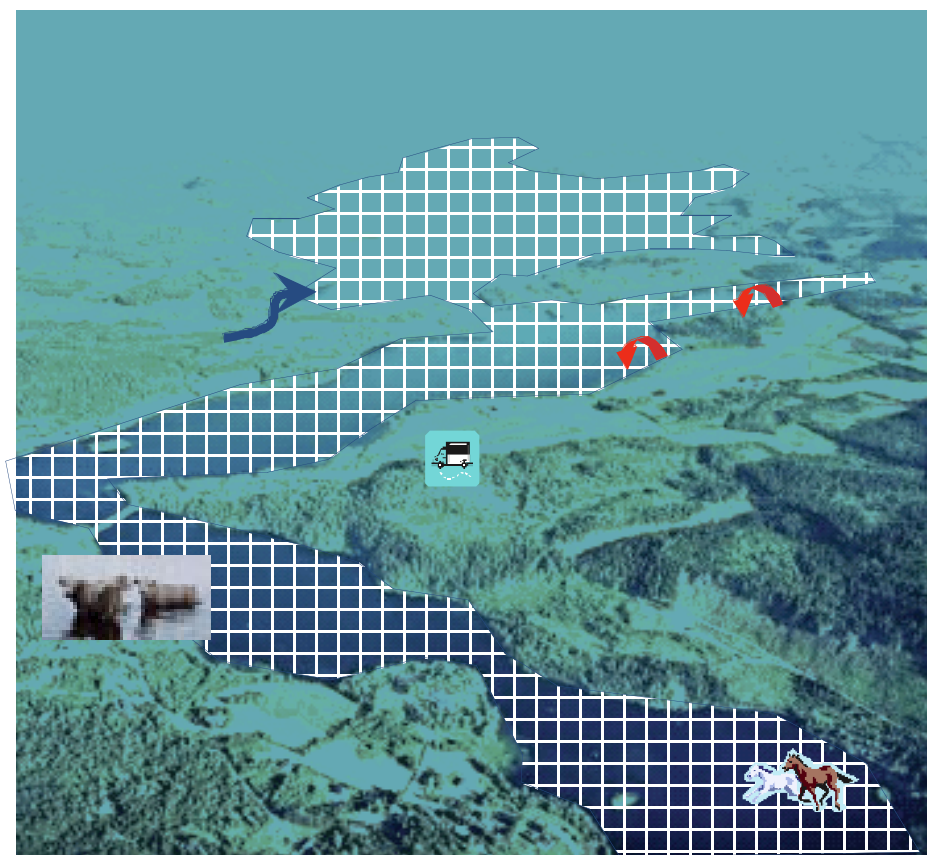
Dersom temperaturmålinger i vannmassene som vist i figur 18, utføres ulike steder i kilden, kan en få informasjon om hvordan vipping av sprangsjiktet etableres og hvordan sprangsjiktet påvirkes av ulike meteorologiske/hydrologiske hendelser (vind, tetthetsforskjeller, nedbør etc.). Slike målinger vil i tillegg være nyttig informasjon for kalibrering av en eventuell 3-dimensjonal hydrodynamisk modell (se om modellering under).

For innløpsbekker (om ikke alle, så i alle fall de viktigste og de som ligger nærmest inntaket) kan det etableres målepunkt med kontinuerlig logging av vannstand/vannføring og måling av temperatur i bekkene. Vannføringsmålingene vil gi grunnlag for tilpasning av avrenningsmodeller for nedbørfeltene dersom det skal anvendes. Temperaturmålingene vil forbedre beregningen av innlagringen av bekkevannet i vannmassene. I noen situasjoner kan en tenke seg at bekkevann/ellevann innlagres på dypere vann pga forskjeller i vanntemperatur på bekkevannet og overflatevannet. Dette kan også være

tilfeller dersom bekkene får tilført mye leirpartikler slik at tettheten endres i forhold til vannet i drikkevannskilden.

5.4. Spredningsundersøkelser (modellering)

For å analysere hvordan spredning og eventuell utdøying av eventuelle forurensinger skjer i kilden kan en etablere 3D modell som beskriver hydrodynamikk, samt spredning og transport av forurensning (inkl mikrobiell forurensning). Ved å utføre en slik analyse kan en kartlegge den hygieniske sikkerheten under ulike meteorologiske situasjoner og årstider (nedbør, vind, temperatur etc.) (figur 19).



Figur 19. Modellering av en drikkevannskilde og effekten av ulike forurensingsfarer som kan oppstå

Strømningsfelter og temperaturfordeling beregnes i alle tre koordinatretninger. Drivkreftene er primært vind og temperaturforskjeller skapt på grunn av oppvarming og avkjøling til atmosfæren. Stratifisering (lagdeling) er beskrevet ut fra beregnede temperaturprofiler. En slik modell kan videre beskrive effekten av isdekke på strømmingen og transport av oppløste stoffer og partikler (adveksjon, dispersjon og sedimentering). Slike modeller er basert på geometrisk beskrivelse av sjøbunnen, fysiske randparametre i form av tilrenning, utløpsbetingelser, vannspeilhøyder og ruhet, samt de meteorologiske faktorene vind og temperatur. For en analyse av vannkvalitetsparametre er det behov for data for konsentrasjoner fra ønskete vannkvalitetsparametre for tilrenningspunkter og for representative punkter som vannuttak.

En slik modell vil kunne være et nyttig hjelpemiddel i forbindelse med analyse av dagens situasjon. Skal en f.eks. legge ned landbruket eller tvangsflytte eksisterende hytter/boliger? I tillegg vil en slik modell kunne være et nyttig hjelpemiddel for fremtidige analyser av strømming og spredningssituasjoner i vannet.

Eksempler for akutte hendelser som kan modelleres:

- Tankbilvelt - Hvordan vil olje spre seg? Hva blir konsentrasjonene?
- Drivstofflager/oljetank lekker ut i vannet. Hvordan blir effekten ved inntaket?
- Portene i en gjødselkjeller sprenges, husdyrgjødsel renner ned i bekken og videre inn i kilden. Hvordan blir effekten ved inntaket? Hvor lang tid har en på seg før forurensingen når kilden?

Dette igjen kan gi nyttig informasjon om hvilke situasjoner er bør ha ekstra fokus på drift av vannbehandlingsanlegget (bestemmelse av eventuelle kritiske kontrollpunkter/styringspunkter). En ferdig etablert 3D-modell og analyseresultater vil i tillegg kunne virke som delvis grunnlagsdokumentasjon av utførte analyser i forhold til ROS-analyse iht. til Drikkevannsforskriften og IK-mat-forskriften.

Figur 20 og figur 21 viser hvordan slik modellering ble brukt i forbindelse med granskningen av Giardia- utbruddet i Bergen høsten 2004 (Eikebrokk et al, 2006).

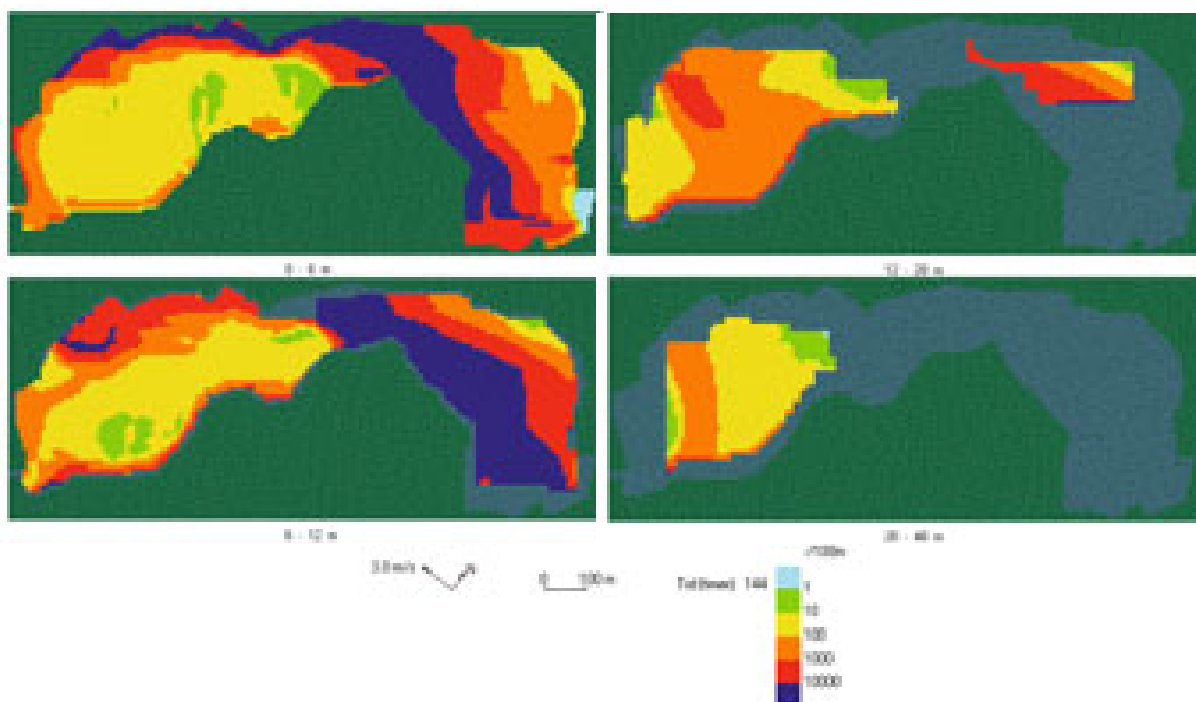
Basert på simuleringsresultatene kunne en blant annet trekke følgende konklusjoner for Svartediket:

- Vind fra østlig retning er mest ugunstig med hensyn på transport av forurensing frem til inntaket.
- Innløp fra bekken som renner fra Ulriken fortynnes i størrelsesorden 2000 – 20000 ganger før det når inntaket til vannverket.
- Innløp fra Tarlebøbekken fortynnes i størrelsesorden 250–2500 ganger før det når inntaket til vannverket.
- Sau i øvre del av nedbørfelt har mindre/liten betydning for tilførsel av *E. coli* til råvannsinntaket.
- Eventuell kloakk fra Ulriken har ingen betydning for tilførsel av *E.coli* til råvannsinntaket.

Det eksisterer ulike kommersielle verktøy/leverandører som kan utføre slike analyser. I forbindelse med granskning av Giardia utbruddet i Bergen ble en modell utviklet av NIVA anvendt. Denne modellen er også anvendt for andre norske vannverk. MIKE 3 som er utviklet av DHI (www.dhi.no), kan være en alternativ modell. Den sistnevnte modellen er benyttet for en del svenske vannkilder.



Figur 20. Modellering av hydrodynamiske forhold og spredning av forurensing i Svartediktet (Eikebrokk et al. 2006)



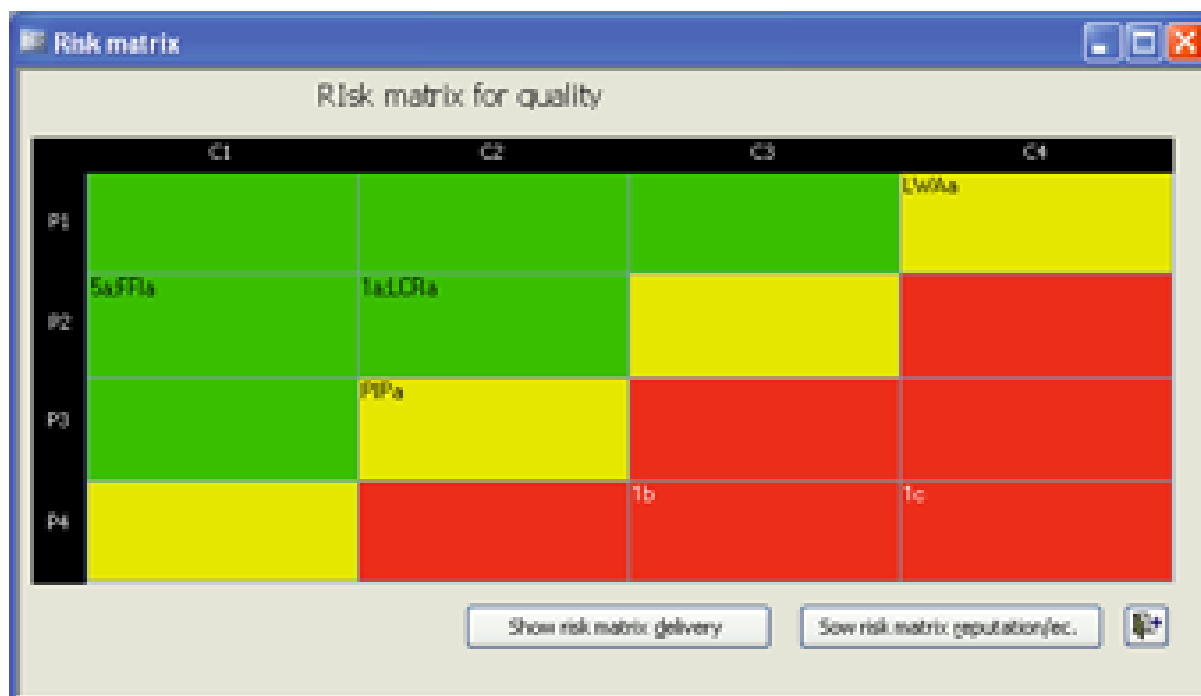
Figur 21. Eksempel på resultater fra en hydrodynamisk modell/spredningsmodell for forurensningstransport i kilden (Eikebrokk et al. 2006). Fargene viser hvor raskt en forurensning sprer seg i ulike dyp.

5.5. Systematisering av arbeid med fareanalyse

Fareanalyse for nedbørfeltet/kilden kan med fordel utføres som en del av en ROS-analyse hvor en dokumenterer de ulike farer /uønskede hendelser som kan oppstå i nedbørfeltet/kilden. Dette kan f.eks. gjøres i et tilsvarende verktøy som vist i figur 22.

Figur 22. Registreringsverktøy for farer/uønskede hendelser som kan oppstå i nedbørfelt og kilde (SINTEF, 2007)

Som et hjelpemiddel for hvilke farer som kan oppstå i nedbørfelt og kilde, er det bl.a. utarbeidet en del sjekklister (se figur 24) i EU prosjektet Techneau (www.techneau.org).



Figur 23. Illustrasjon av risiko matrise (SINTEF, 2007)

Basert på resultatene fra bl.a. oversikten over forurensende aktiviteter i nedbørfeltet, limnologisk undersøkelse, spredningsmodellering og dynamisk dokumentasjon av råvannskvalitet kan sannsynligheten og konsekvensene for de ulike farer vurderes og en kan beregne/vurdere den samlede risiko (se figur 23). Basert på slike risikovurderinger kan så eventuelle risikoreduserende tiltak iverksettes.

Element	Hazard	Reference	Hazardous event	Type of hazardous event					Type of hazard						Potential consequence	
				D	O	E	CO	inf. CO	Biol. eq.	Chem.	Rad. / phys. h.	ana. toxic	Safety	Extrem. all. damage	Description	
1.1 Catchment area																
Catchment zone	Contamination of catchment zone	1.1.1	Industrial discharges			x				x	x					Contaminated raw water (non-pathogenic organisms, (non) toxic chemicals)
		1.1.2	Erosion of sediments by dredging or shipping			x				x	x					Contaminated raw water (sediment, toxic chemicals, pathogenic)
		1.1.3	Explosions during accidents (fire or explosions) (e.g. industrial accidents or forest fire)			x					x					Contaminated raw water (toxic chemicals)
		1.1.4	Traffic accidents with ships, trains, vehicles and planes			x				x	x	x	x	x		Contaminated raw water ((toxic) chemicals)
		1.1.5	Emissions and leakage, oil spills by shipping or traffic			x				x	x					Contaminated raw water (toxic chemicals, pathogenic)
		1.1.6	Maritime activities, emissions, accidents			x				x	x	x				Contaminated raw water (toxic chemicals, pathogenic)
		1.1.7	Toxic chemicals from air deposits			x					x	x		x		Contaminated raw water (toxic chemicals)
		1.1.8	Intensive fishery, fish farming, massive fish death			x				x	x					Contaminated raw water (toxic chemicals)
		1.1.9	Nuclear power accident			x					x	x		x		Contaminated raw water (radioactive)
		1.1.10	Deliberate contamination by sabotage or terrorist action			x				x	x	x	x	x		Contaminated raw water (pathogenic, toxic chemicals or radioactive)

Figur 24. Sjekkliste for uønskede hendelser/farer som kan opptre i nedbørfeltet (Techneau, 2007)

6. Begrensinger i rettighetene til grunneiere og rettighetshavere (klausulering) og forskrift for å begrense allmenn ferdsel

6.1. Innledning

I henhold til drikkevannsforskriftens (HOD, 2004) § 12 skal drikkevann når det leveres mottager, være hygienisk betryggende, klart og uten fremtredende lukt, smak eller farge. Det skal ikke inneholde fysiske, kjemiske eller biologiske stoffer som kan medføre fare for helseskade i vanlig bruk.

Det er vannverkseiers ansvar å planlegge og gjennomføre nødvendig beskyttelse av vannkildene for å forhindre aktiviteter som kan medføre fare for forurensning av drikkevannet. Dette er beskrevet i drikkevannsforskriften (HOD, 2004).

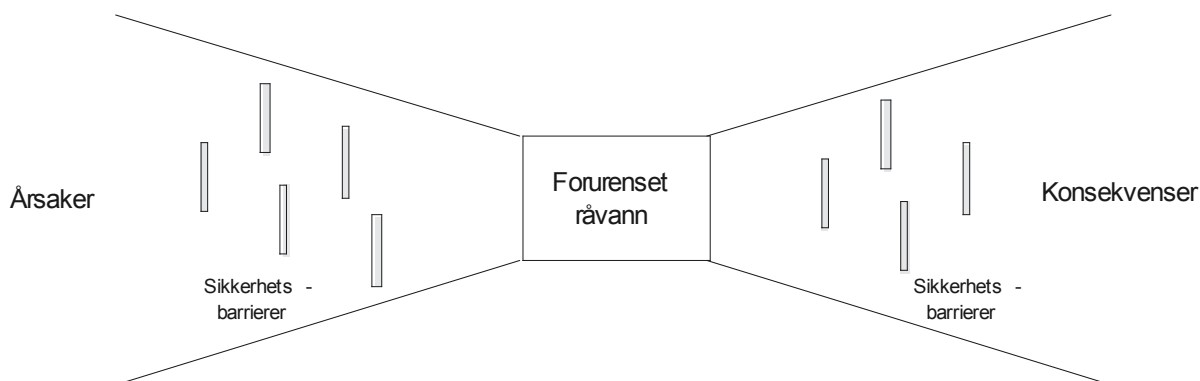
Drikkevannsforskriftens § 14 lyder:

“Eier av vannforsyningssystemet skal påse at det planlegges og gjennomføres nødvendig beskyttelse av vannkilden(e) for å forhindre fare for forurensning av drikkevannet, og om nødvendig erverve rettigheter for å opprettholde slik beskyttelse.”

For å sikre drikkevannet kan blant annet følgende aktiviteter reguleres:

- Bebyggelse og tilrettelegging
- Næringsvirksomhet, skogsdrift og veier
- Beiting
- Sanitære løsninger og deponering av avfall
- Olje og oljeprodukter
- Ferdsel i nedbørsfeltet; Fiske, bruk av båt, bading, telting, sykling, ridning med mer.

En av hovedkonklusjonene fra det eksterne utvalget som evaluerte *Giardia*-hendelsen i Bergen (Eikebrokk et al., 2006), var at det er behov for fortsatt regulering av aktivitet i nedbørfelt/vannkilden, selv om det bygges ny og forbedret vannbehandling med to hygieniske barrierer i vannbehandlingen. Utvalget advarte mot at den positive effekten av forbedret vannbehandling ble brukt som argument for å tillate forurensende aktiviteter, bygninger og installasjoner i nedbørfeltet. Behovet for å begrense aktivitetene i nedbørfeltet/vannkilden så mye som mulig kan illustreres ved hjelp av det såkalte “Bow-tie” diagram (norsk: sløyfe). De tekniske barrierene som vannbehandlingen representerer kan svikte, og dersom en da har forurensset råvann, kan forurensset vann bli levert ut på nettet til forbrukerne.



Figur 25. Illustrasjon over sikkerhetsbarrierer i vannforsyningssystemet (“Bow-tie”)

Det skilles mellom begrensinger i rettighetene til grunneiere og rettighetshavere (klausuleringsbestemmelser) og begrensinger overfor allmennheten (lokal forskrift). Det er Mattilsynet sentralt som fatter vedtak eller fastsetter forskrift vedrørende allmennhetens bruk av nedbørfeltet, jf drikkevannsforskriftens § 4.

For en del vannkilder vil det ofte være stor diskusjon knyttet til skjæringspunktet mellom hensynet til å verne drikkevannskilden mot forurensning fra ferdsel og aktivitet i nedbørfeltet, samtidig som en skal sikre tilgang på frilufts- og rekreasjonsområde.

Det er flere kommuner i Norge som i det siste har arbeidet mye med klausulering av drikkevannskilder, bl.a. har Bergen kommune gjort dette som en del av hovedplanarbeidet og som en oppfølging av *Giardia*-hendelsen (se Bergen Vann (2007) for nærmere informasjon).

6.2. Begrensinger i rettighetene til grunneiere og rettighetshavere (Klausulering)

Beskyttelse av nedbørfelt/vannkilde kan vedtas som klausuler for nedbørfeltet. Klausuleringsbestemmelsene retter seg mot grunneiere og særlige bruksberettigede. Rettslig sett er klausulene negative servitutter, hefte, som påhviler eiendommen(e).

Rettighetshavere kan melde mulige krav i forbindelse med eventuelle tap som følge av klausulene. I den grad private rettigheter blir berørt, vil dette bli fulgt opp i etterfølgende prosess overfor den enkelte grunneier. En slik prosess kan gjennomføres ved avtale med den enkelte rettighetshaver. Oppnås ikke avtale, kan det gjennomføres ekspropriasjon med hjemmel i ervervsloven av 23. oktober 1959 nr. 3 § 2 nr 47, jfr. vannressurslovens § 51. Klausuleringsbestemmelsene bli gjort gjeldende for grunneier enten gjennom avtale eller eventuelt gjennom skjønn.

Det er viktig av vannverkseier følger opp med kontroll av anlegg (avløpsanlegg, oljeanlegg, bygninger etc) som kan medføre fare for forurensning av nedbørfelt og vannkilde. For å sikre at vannverket følger opp eventuelle anlegg i nedbørfeltet som kan medføre en forurensningsfare, må det etableres systemer som fanger opp avvik uavhengig av hvem som til enhver tid arbeider og har driften av anleggene. En kan ikke basere seg på at "manns minne" er tilstrekkelig når det gjelder inspeksjon og tilsyn av ledningsanlegg. Arbeidet kan for eksempel systematiseres ved å bruke ledningsregister/GIS system. I ledningsregistre kan en angi behovet for periodisk aktivitet (vedlikehold, inspeksjon) for de enkelte ledningene. Dette vil da følge anlegget i hele dets levetid. Hvor ofte en trenger å inspisere private anlegg i nedbørfeltet, må vurderes særskilt for hvert enkelt objekt. Inspeksjon f.eks. hvert 5 år kan være et krav. I tillegg vil det selvfølgelig være viktig å fange opp hendelser mellom de periodiske vedlikehold, som kan indikere svikt i tilstanden. Dette kan gjøres via ulike meldingssystemer. Informasjon til eierne av anlegg vedr deres plikter er også viktig.

I vedlegg 2 er det gitt et eksempel på hvordan klausuleringsbestemmelser kan settes opp.

6.3. Begrensinger i allmennhetens aktiviteter i nedbørfeltet (lokal forskrift)

For å regulere allmennhetens aktiviteter i nedbørfeltet har Mattilsynet hjemmel i drikkevannsforskriften § 4 til å vedta forskrift om begrensing av allmennhetens aktivitet i nedbørfeltet til vannkilder. Drikkevannsforskriftens § 4 lyder:

"Det er forbudt å forurensne vannforsyningssystem og internt fordelingsnett dersom dette kan medføre fare for forurensning av drikkevannet.

Det lokale Mattilsynet kan forby eller sette vilkår for aktiviteter, som forurensner eller kan medføre fare for forurensning av drikkevann i vannforsyningssystem og internt fordelingsnett på land, innretninger til sjøs, luftfartøyer og skip. Med aktivitet menes også utøvelse av allemannsretter. Det sentrale Mattilsynet kan ved forskrift forby eller sette vilkår som nevnt overfor. Før vedtak treffes skal det innhentes uttalelse for berørte kommuner om forhold som angår miljørettet helsevern og arealdisponering.

Myndighet etter denne bestemmelse omfatter ikke inngrep som er å regne som ekspropriasjon av rådighet etter lov av 23. oktober 1959 nr. 3 om overføring av fast eiendom § 1.

Vannverkseier skal ved oppslag eller på annen hensiktsmessig måte informere allmennheten om forbudet mot forurensning av drikkevann."

Forslag til lokal forskrift vil normalt bli utarbeidet av vannverkseier, som innspill til Mattilsynets godkjenningsprosess. Etter at Mattilsynet har vedtatt lokal forskrift vil den gjelde overfor alle, også overfor grunneierne, med mindre disse har andre vilkår gjennom avtale.

Hvilke begrensninger en ønsker å gi overfor allmennheten vil være avhengig av lokale forhold for hvert enkelt vannverk. En kan f.eks. legge begrensninger på aktiviteter så som:

- Bruk av båt
- Bading
- Fiske
- Telting, leirslagning
- Forbudt å slå seg ned i vannkanten
- Store arrangementer kan tillates etter søknad
- Sykling
- Motorisert ferdsel
- Riding og kjøring med hest
- Båndtvang og krav om å plukke hundemøkk
- Kommunen kan sette opp bommer

I vedlegg 2 er det gitt et eksempel på hvordan lokal forskrift i henhold til drikkevannsforskriften § 4 kan settes opp.

7. Eksempler på risikovurdering av vannforsyningssystemer

7.1. Retningslinjer og prosedyrer i Skottland

7.1.1. Generelt

Ulike land har ulike innfallsvinkler og prosedyrer for vurdering av den hygieniske sikkerheten knyttet til valg og beskyttelse av råvannskilden. Det er her valgt å gi en utførlig beskrivelse av det systemet som benyttes i Skottland. Dette er gjort dels fordi Skottland på mange måter har råvannskilder som er sammenlignbare med norske kilder, i motsetning til situasjonen i mange andre land, og dels fordi en i Skottland har valgt en metodikk som med litt tilpassing kan benyttes til å oppfylle prosjektets målsetning om å komme frem til en metodikk for å beregne log-kreditt for råvannskilder. Dette må ikke oppfattes dithen at de skotske prosedyrene er de eneste som er tilfredsstillende, men tas som et uttrykk for at mange lands gode retningslinjer og prosedyrer ikke er egnet for tilpassing til norske forhold og/eller et system med log-kreditt beregning.

I Skottland har man innført spesielle drikkevanndirektiver for *Cryptosporidium* (Scottish Water, 2003). Disse inneholder blant annet krav til målemetodikk, måleopplegg og prøvetakingsfrekvens basert på vannverksstørrelse og en nærmere beskrevet risikovurdering av vannkilde og vannbehandling.

Risikovurderingen for overflatevannkilder tar utgangspunkt i en kartlegging/analyse av relevante forhold i vannkilde/nedlagsfelt og i vannbehandlingen. Det gis poeng etter et system som er nærmere beskrevet nedenfor. En høy poengsum angir en høy risiko. Etter å ha summert poengtallene for vannkilde/nedbørfelt og vannbehandling, vektes summen ved å multiplisere med et tall som er en funksjon av vannverksstørrelsen.

7.1.2. Risikokovurderinger

Risikovurderingen av vannkilde/nedbørfelt og vannbehandling er basert på en vurdering av følgende forhold:

A. Vannkilde/nedbørfelt

- Dyr/fugl
- Jordbruksvirksomhet
- Forurensende utslipp
- Type vannkilde
- Råvannsakvedukter
- Inspeksjonsvirksomhet
- Råvannsinntak/målinger

B. Vannbehandlingen

- Type/omfang av vannbehandling
- Måling/kontroll på vannbehandlingsanlegg
- Drift av vannbehandlingsanlegg

I det følgende skal disse forhold gis en nærmere omtale og poengberegningssystemet skal presenteres.

7.1.3. A. Risikovurdering/poengberegning av vannkilde/nedbørfelt

Seksjon A1. Dyr/fugler

Dyr og fugler representerer en potensiell kilde for patogene mikroorganismer, herunder protozoer som *Giardia* og *Cryptosporidium*, og risikoen vil øke med økende tetthet i forekomsten av dyr/fugler. Under perioder med kalving/lamming anses risikonivået å

være høyere. Det vil alltid være en risiko for at smittebærende feces kan havne i vannkilden under tunge regnværsperioder. Risikoen vil reduseres dersom dyrs direkte tilgang til vannkilden hindres ved for eksempel gjerdning.

Risikovurderingen skal omfatte hele året, og man skal ta hensyn til årstidsavhengige rutiner i jordbruket og årstidsvariasjoner i populasjoner/bestand av ville dyr og fugler. Poengberegningen for denne sekvensen skjer i henhold til Tabell 7.

Tabell 7. Risikovurdering – Seksjon A1. Dyr/fugler i nedbørfeltet

		Score
1.1	Density of cattle/calves on catchment less than or equal to one animal per hectare of forage area ⁽¹⁾	6
1.2	Density of cattle/calves on catchment greater than one animal per hectare of forage area ⁽¹⁾	12
1.3	Density of sheep/lambs on catchment less than or equal to six animals per hectare of forage area ⁽²⁾	6
1.4	Density of sheep/lambs on catchment greater than six per hectare of forage area ⁽²⁾	12
1.5	Animals have direct access to water source (including feeder streams)	4
1.6	Fencing (complete) prevents access to water source (including feeder streams)	-1
1.7	Deer	2
1.8	Pig Farms	2
1.9	High numbers of Birds	2
1.10	Any other farmed animal/bird	1

Score = (1.1 eller 1.2) + (1.3 eller 1.4) + (1.5 eller 1.6) + 1.7 + 1.8 + 1.9 + 1.10. Dersom bestandstettheten er ukjent, velges 1.2 og 1.4 fremfor 1.1 og 1.3, respektive.

Seksjon A2. Jordbruk/driftspraksis

Bruk av slam, gjødsel, m.v. i jordbruket representerer en økt risiko for spredning av patogener. Dette anses som en potensiell risiko selv hygienisering og lagring kan være effektive prosesser for å inaktivere patogene organismer. Dersom det finnes flere enn en slik aktivitet i nedbørfeltet, skal poengene for hver aktivitet summeres i vurderingene (Tabell 8).

Tabell 8. Risikovurdering – Seksjon A2. Jordbruk/driftspraksis i nedbørfeltet

		Score
2.1	Slurry Spraying	6
2.2	Dung Spreading	3
2.3	Dung or Slurry Stores	3
2.4	Sheep pens or cattle byres	6
2.5	Lambing or calving on the catchment	8

Seksjon A3. Forurensende utslipp i kilde/nedbørfelt

Avløpsrensaneanlegg, septiktanker, m.v. vil normalt fjerne patogene organismer i relativt liten grad. Avløpet fra slike anlegg vil derfor fortsatt representere en potensiell smittekilde. Graden av kontaminering vil være avhengig av avløpsvannmengden som tilføres vannkilden. Risikonivået (poengantallet) er derfor relatert til størrelsen på avløpsanlegget. Eventuelle overvannssystemer samt dyreskuer, fesjå, slakterier, m.v. i nedbørfeltet skal også inkluderes i vurderingene (Tabell 9).

Tabell 9. Risikovurdering – Seksjon A3. Forurensende utslipp i kilde/ nedbørfelt

		Score
3.1	Septic Tanks serving population of ≤100	4
3.2	Septic tanks serving population of >100	6
3.3	Sewage Works – Population equivalent <500	4
3.4	Sewage Works – Population equivalent 500 to 5,000	5
3.5	Sewage Works – Population equivalent 5,001 to 20,000	6
3.6	Sewage Works – Population equivalent 20,001 to 50,000	7
3.7	Sewage Works – Population equivalent >50,000	8
3.8	Storm Water Outlets	2
3.9	Abattoir/Livestock Market	2

$$\text{Score} = (3.1 \text{ eller } 3.2) + (3.3, 3.4, 3.5, 3.6 \text{ eller } 3.7) + 3.8 + 3.9$$

Seksjon A4. Type vannkilde

Overflatevannkilder anses å være høyrisikokilder for forekomst av protozoer som eksempelvis Cryptosporidium. Elver representerer en høyere risiko enn innsjøer og tjern siden elvene gjerne passerer gjennom større områder, har større grad av innblanding og gir mindre rom for fjerning via sedimenteringsprosesser (Tabell 10).

Tabell 10. Risikovurdering – A4. Type vannkilde

		Score
4.1	Natural Springs – Vulnerable Soil/Geology	4
4.2	Natural Springs – Non-Vulnerable Soil/Geology	1
4.3	Other Shallow Underground Sources –Vulnerable Soil/Geology	4
4.4	Other Shallow Underground Sources - Non-Vulnerable Soil/Geology	2
4.5	Upland Reservoir	2
4.6	Lowland Reservoir	4
4.7	Upland River or Burn – Direct Abstraction	6
4.8	Lowland River or Burn – Direct Abstraction	8

Seksjon A5. Akvedukter for råvann

Dersom råvann transporteres til vannbehandlingsanlegget i (åpne) akvedukter, finnes også en risikovurdering for dette (Tabell 11). Det antas å være relativt lite relevant for norske forhold.

Tabell 11. Risikovurdering – Seksjon A5. Akvedukter for råvann

		Score
5.1	Raw water aqueduct known or suspected to be vulnerable to contamination from farmland	8
5.2	Raw water aqueduct proven to be secure from contamination from farmland within the past five years.	0

Seksjon A6. Inspeksjoner i nedbørfeltet

Inspeksjoner i nedbørfeltet anses viktige, og risikovurderingen baseres derfor på inspeksjonshyppigheten (Tabell 12).

Tabell 12. Risikovurdering – Seksjon A6. Inspeksjoner i nedbørfeltet

		Score
6.1	Catchment inspections carried out monthly	-3
6.2	Catchment inspections not carried out monthly	6
6.3	Procedures in place to deal with irregularities on the catchment	-3

$$\text{Score} = (6.1 \text{ eller } 6.2) + 6.3$$

Seksjon A7. Råvannsinntak/overvåkning

Man anser at bruk av on-line turbiditetsmålere på råvannsinntaket kan redusere risikonivået. Risikoen reduseres ytterligere dersom måleren er tilknyttet alarm og dersom inntaket kan stenges under perioder med forringet råvannskvalitet (Tabell 13).

Tabell 13. Risikovurdering – Seksjon A7. Råvannsinntak/overvåkning

		Score
7.1	No turbidity monitor on the intake	3
7.2	Turbidity monitor on the intake which is alarmed and connected to telemetry	-2
7.3	Intakes shut automatically under poor water quality conditions	-4
7.4	Intakes shut manually under poor water quality conditions	-1
7.5	Intakes not shut under poor water quality conditions	3

$$\text{Score} = (7.1 \text{ eller } 7.2) + (7.3, 7.4, \text{ eller } 7.5)$$

A7. Score for overflatevannkilde/nedbørfelt

Totale score for overflatevannkilde/nedbørfelt finnes så ved å summere poengscoren fra seksjonene tabellene 7-13. Jo høyere poengantall jo høyere er risikoen. Denne scoren er blant annet bestemmende for prøvetakingsfrekvensen for råvann.

7.1.4. B. Risikovurdering/poengberegning av vannbehandlingen

Dersom vannforsyningssystemet har mer enn en vannbehandlingsprosess, skal hver prosess poengberegnes for seg. Prosessen med den høyeste poengscoren skal så anvendes i beregningen av den samlede score for vannkilde/nedbørfelt og vannbehandling, og for å beregne den endelige, vektete (ut fra vannverkstørrelse) score/risikoklasse.

Seksjon B1. Type vannbehandling

Det er kjent at ulike typer vannbehandling i ulik grad evner å fjerne patogene organismer som eksempelvis *Giardia* og *Cryptosporidium*. Mens prosesser basert på koagulering/filtrering og membranfiltrering effektivt fjerner slike protozoer, er klordesinfeksjon og siling eksempler på behandlingsformer som er lite effektive overfor denne typen mikroorganismer (Tabell 14).

Tabell 14. Risikovurdering – Seksjon B1. Type vannbehandling

		Score
8.1	Disinfection only	10
8.2	Microstraining	10
8.3	Simple Sand Filtration (Not Slow Sand)	8
8.4	Coagulation followed by DAF/Sedimentation and Filtration	-10
8.5	Coagulation followed by Rapid Gravity or Pressure Filtration only	-7
8.6	Slow Sand Filtration	-9
8.7	Membrane Filtration (membrane on the Scottish Executive's list of products capable of removing or retaining particles greater than one micron diameter)	-16
8.8	Membrane Filtration (membrane not on the Scottish Executive list)	-2
8.9	Cartridge/Kalsep filtration	-2
8.10	Filtamat or equivalent	-2

Kun én score fra denne seksjonen/tabellen

Seksjon B2. Måling/kontroll av vannbehandlingsprosessen

Spesielt for filtreringsprosesser er det viktig med god overvåking og prosesskontroll. Risikonivået reduseres dersom man har on-line måleinstrumenter for turbiditet og rest-koagulant, mens mangel på slik prosessinstrumentering gir positiv score som tegn på økt risikonivå. Dokumentert tilstrekkelig modning av langsandsfiltre etter filtervask og integritetstesting av membranfiltre i henhold til omforente protokoller gir også negativ poengscore som tegn på redusert risikonivå (Tabell 15)

Tabell 15. Risikovurdering – Seksjon B2. Måling/kontroll av vannbehandling

			Score
Rapid Gravity and Pressure Filters	9.1	Each filter has a turbidity meter with an alarm on telemetry	-5
	9.2	Each filter has a turbidity meter but without an alarm on telemetry	0
	9.3	One turbidity meter is shared over several filters with an alarm on telemetry	-2
	9.4	One turbidity meter is shared over several filters but without an alarm on telemetry	2
	9.5	No turbidity meter monitoring filter performance	10
	9.6	Final water turbidity meter with an alarm on telemetry	-2
	9.7	Final water turbidity meter without an alarm on telemetry	2
	9.8	No final water turbidity meter	5
	9.9	Particle counter used to continuously monitor filter performance	-5
	9.10	Alarmed residual coagulant monitor continuously monitoring combined filtrate or works outlet	-5
	9.11	Residual coagulant monitor continuously monitoring combined filtrate or works outlet but not alarmed	-1
	9.12	No residual coagulant monitor continuously monitoring works outlet	5
	9.13	Routine sampling and analysis of the water quality process carried out at the WTW for residual coagulant	-2
	9.14	No routine sampling and analysis of the water quality process carried out at the WTW for residual coagulant	2
	9.15	Turbidity of backwash supernatant monitored when recycled	-2
	9.16	Turbidity of backwash supernatant not monitored when recycled	2
Slow Sand Filters	9.17	Each filter has a turbidity meter with an alarm on telemetry	-5
	9.18	Each filter has a turbidity meter but without an alarm on telemetry	0
	9.19	One turbidity meter is shared over several filters with an alarm on telemetry	-2
	9.20	One turbidity meter is shared over several filters but without an alarm on telemetry	2
	9.21	No turbidity meter monitoring filter performance	10
	9.22	Final water turbidity meter with an alarm on telemetry	-2
	9.23	Final water turbidity meter without an alarm on telemetry	2
	9.24	No final water turbidity meter	5
	9.25	Particle counter used to continuously monitor filter performance	-5
	9.26	Slow sand filters matured and filtrate analysed for turbidity, total coliforms and <i>Cryptosporidium</i> during maturation	-4
	9.27	Slow sand filters matured but no analysis carried out on filtrate	5
	9.28	Slow sand filters not matured	15
Membrane Filters	9.29	Membrane plant monitored and alarmed for integrity	-3
	9.30	Membrane plant monitored for integrity but not alarmed	0
	9.31	Membrane Plant not monitored for integrity	10
	9.32	Alarmed particle counter used to continuously monitor membrane performance	-5

Score hurtigfilter = (9.1-9.5) + (9.6-9.8) + 9.9 + (9.10-9.12) + (9.13-9.14) + (9.15-9.16)

Score langsomfilter = (9.17-9.21) + (9.22-9.24) + 9.25 + (9.26-9.28)

Score membranfilter = (9.29-9.31) + 9.32

Seksjon B3. Ytelse (performance) av filtreringsanlegg

Det kan også foretas en risikovurdering/poengberegning med basis i historiske data for utløpsvannkvalitet fra filteranlegg, og observasjoner av eventuell turbiditetsøkning som følge av økt belastning ved tilbakespyling av parallelle filterenheter, tap av filtermateriale, filtersengens tilstand, m.v. (Tabell 16).

Tabell 16. Risikovurdering – Seksjon B3. Ytelse (performance) av filtreringsanlegg

10.1	Final water turbidity increases by greater than 50%, excluding normal backwash period.	4
10.2	Final water turbidity increases by less than 50%, excluding normal backwash period.	0
10.3	Signs that media loss from any rapid gravity or pressure filters has brought media depth below design criteria level	6
10.4	Depth of sand on filters at or above minimum design level with audit trail maintained	-2
10.5	Signs of cracking of any rapid gravity or pressure filters	4
10.6	All rapid gravity filters and pressure filters on treatment works have been drained, inspected, and necessary remedial work carried out as needed within last year	-2
10.7	Air scour and backwash maintained and operating efficiently as per maintenance manual	-2

$$\text{Score} = (10.1 \text{ eller } 10.2) + (10.3 \text{ eller } 10.4) + 10.5 + 10.6 + 10.7$$

Seksjon B4. Drift av vannbehandlingsanlegg

Betydningen av god/optimal drift av vannbehandlingsanlegg kan ikke overdrives, og gode driftsprosedyrer som bidrar til å senke risikonivået gis følgelig negativ score. Dette kan være forhold som kjøring av filtrat til avløp under filtermodning, gradvis pådrag (slow start) av filterenheten ved oppstart etter fullført filterspyling, stabil hydraulisk belastning (konstant filtreringshastighet), ingen returstrømmer fra spyleprosess/slambehandling, etc. (Tabell 17).

Tabell 17. Risikovurdering – Seksjon B4. Drift av vannbehandlingsanlegg

		Score
11.1	Treatment Works Process Control Manuals specific to the works available	-1
11.2	Treatment Works Process Control Manuals specific to the works not available	1
11.3	Auditable Action Plans for dealing with deviations in quality available	-1
11.4	Auditable Action Plans for dealing with deviations in quality not available	1
11.5	Slow Start facility on rapid gravity or pressure filters operational	-4
11.6	No Slow Start facility on rapid gravity or pressure filters, or Slow Start facility not operational	4
11.7	Rapid gravity or pressure filters run to waste for an appropriate period after backwash	-6
11.8	Filters run to head of works for a period after backwash	-4
11.9	Filters not run to waste or head of works for a period after backwash	4
11.10	Backwash and/or sludge supernatant has to be recycled	2
11.11	Alternative disposal route available for backwash and sludge supernatant	-2
11.12	Water flow through plant whilst in operation has increased by > 10% in < 30 minutes during last 12 months	2
11.13	Water flow through plant whilst in operation has not increased by > 10% in < 30 minutes during last 12 months	-2
11.14	Plant run above design capacity > 10% of time in last 12 months	4
11.15	Plant run above design capacity ≤ 10% of time in last 12 months	0

Score = (11.1 eller 11.2) + (11.3 eller 11.4) + (11.5 eller 11.6) + (11.7-11.9) + (11.10-11.11) + (11.12 eller 11.13) + (11.14 eller 11.15) + (11.16 eller 11.17)

Seksjon B5. Score for vannbehandling

Totale score for vannbehandlingen finnes ved å summere poengscoren fra seksjonene/ tabellene 14-17. Jo høyere poengantall jo høyere er risikoen. Denne scoren er blant annet bestemmende for prøvetakingsfrekvensen for rentvann (tabell 20).

7.1.5. C. Vekting av poengscore etter vannverkstørrelse og beregning av risikoklasse

Fordi konsekvensene av en uønsket hendelse/epidemi kan bli så mye større ved vannverk som forsyner et stort antall personer i forhold til et lite vannverk, skal poengene vektet ut fra vannverkstørrelsen i henhold til følgende ligning:

$$\text{Vektfaktor} = 0,4 \cdot \log_{10}(\text{Antall personer som forsynes})$$

For et vannverk som forsyner 10 000 personer, får vektfaktoren eksempelvis en verdi på 1.6

Risikoklasse

Den endelige riskovurderingen, dvs. den vektete poengberegningen for et gitt vannforsyningssystem basert på overflatevann, kan da beregnes som følger:

$$\text{Vektet score} = (\text{Total score for vannkilde/nedbørfelt} + \text{total score for vannbehandling}) \cdot \text{Vektfaktor}$$

Den vektete scoren legges til grunn ved fastsetting av vannforsyningssystemets risikoklasse. Ut fra beregnet score deles vannforsyningssystemene inn i høy risiko (high risk), moderat risiko (moderate risk) og lav risiko (low risk) systemer i henhold til tabell 18.

Tabell 18. Risikoklassifisering av vannforsyningssystemer ut fra vektet poengscore. Kravene i artikkel 5 som det henvises til er angitt i tabellene 12 og 13.

Final weighted surface water or groundwater risk assessment score	Supply classification	Actions to be taken by Scottish Water
>100	High risk	If the appropriate health board has implicated the supply as the likely source of an outbreak of cryptosporidiosis within the last 5 years, then the raw and final water shall be continuously monitored (365 samples/year). Otherwise, final water monitoring shall be carried out at a rate of 104 samples per year or in accordance with article 5 of these Directions, whichever gives the greater number. Raw water sampling for supplies not implicated in an outbreak within the last 5 years shall be carried out as prescribed in article 5 of these Directions.
50-100	Moderate risk	Raw and final water monitoring shall be carried out in accordance with article 5 of these Directions.
<50	Low risk	Raw and final water monitoring shall be carried out in accordance with article 5 of these Directions.

Den vektete scoren kan for høyrisikosystemer også være bestemmende for krav til prøvetakingsfrekvens dersom sannsynlig vannbåren cryptosporidiose er registrert de siste 5 år (Tabell 18).

Man har i Skottland et tilsvarende system for risikovurdering av grunnvannsforsyning, men dette skal ikke omtales her.

7.1.6. Krav til prøvetakingsfrekvens for råvann og rentvann

Dersom vannforsyningssystemet klassifiseres som et høyrisikosystem, kreves kontinuerlig måling (dvs. 365 prøver pr. år) både av råvann og rentvann dersom helsemyndighetene har identifisert vannforsyningen som en sannsynlig kilde til utbrudd av cryptosporidiose de siste 5 år. Dersom slike utbrudd ikke har forekommet i et høyrisikosystem, skal det tas prøver av rentvann 104 ganger/år, eller oftere dersom risikovurderingen av vannkilde/nedbørfelt og vannbehandling gir en score som tilsier dette ut kravfrekvensene angitt i tabell 20 nedenfor. Prøvetaking fra råvann skal uansett skje i henhold til tabell 19. For vannforsyningssystemer med moderat og lav risiko skal prøvetaking av råvann skje i henhold til tabell 19 og prøvetaking av rentvann skje i henhold til kravene i tabell 20.

Tabell 19. Krav til prøvetakingsfrekvens (antall prøver pr. år) for råvann ut fra vannverkstørrelse og risikonivå (beregnet poengantall) for vannkilde/nedbørfelt (50 ML/day = 50 000 m³/dag)

		WTW Maximum Design Flow (ML/day)			
		≤ 1	>1 ≤ 10	>10 ≤ 50	> 50
Catchment Risk Score	> 55	12	26	52	52
	35 – 54	0	12	12	26
	< 35	0	0	12	12

Tabell 20. Krav til prøvetakingsfrekvens (ant. prøver pr. år) for rentvann ut fra vannverkstørrelse og samlet risikonivå (beregnet poengantall) for vannkilde/nedbørfelt og vannbehandling (50 ML/day = 50 000 m³/dag)

		WTW Maximum Design Flow (ML/day)			
		≤ 1	>1 ≤ 10	>10 ≤ 50	> 50
Catchment + Treatment Risk Score	> 55	52	104	365	365
	35 – 54	12	52	52	104
	< 35	12	12	52	52

7.2. Prosedyrer for risikovurdering av små vannforsyningssystemer i Australia

Som et tillegg til de australske drikkevannsnormene (Australian Government, 2005) finnes et analyseverktøy for risikovurderinger av vannforsyningssystemer. Verktøyet er primært utviklet for små vannforsyningssystemer, og bør ha interesse for norske forhold. Det finnes også tilgjengelig på CD-ROM som et interaktivt dataprogram, som munner ut i en plan for risikohåndtering (risk management) av vannforsyningssystemet.

Figur 26 angir hvilke forhold som omfattes av vurderingen, sammen med informasjon om bakgrunn og hensikt.

Figur 27 viser så den rangeringen som er benyttet for å vurdere risiko knyttet til følgende forhold:

1. type kilde/nedbørfelt (catchments),
2. aktiviteter i nedbørfeltet (impacts)
3. reservoarer/bassenger/dammer (storage reservoirs/dams)
4. vannbehandling (treatment systems)
5. bassenger/distribusjonssystem (service reservoirs and distribution systems)
6. forbrukere/abonnenter (consumers)

Vurderingen er relatert til mikrobiell vannkvalitet og er selvsagt kun av veiledende karakter. En positiv totalscore tilsier at vannforsyningssystemet representerer en hygienisk barriere som gir beskyttelse mot kontaminering eller evner å fjerne mikrobielle risiki. En negativ totalscore angir på den annen side at vannforsyningssystemet representerer en potensiell kilde for patogener, og at systemet bør oppgraderes.

En score på null eller høyere indikerer at systemet innehar tilstrekkelige barrierer/prosesser for å gi en mikrobiologisk sikker vannforsyning – forutsatt en god drift.

Topics	Purpose
Introduction	Provides information about the background and purpose of this tool
Create or Select Plan	Allows you to create a new management plan or update an existing plan
Local Community	Gathers information about your community
Water Quantity	Gathers information about the amount of water required by the community, and the amount of water available
Water Availability	Gathers information about the availability of drinking water throughout the year, and the extent of any water restrictions
Water Supply	A set of screens to collect information about the components of your water supply system
Catchment / Source	Gathers information about the water catchments and sources
Storage Reservoir	Gathers information about the water storage
Treatment	Gathers information about the available water treatments
Reservoir and Distribution	Gathers information about the reservoirs
Consumer	Gathers information about the community's water consumers
Infrastructure Organisation	Gathers information about how the components of the water supply system are connected
Drinking Water Schematic	Displays a graph of the water supply system
Incidents and Emergencies	Gathers information relating to contact information in case of emergency
Management Plan	Allows you to preview the report online or save it as a PDF to be viewed and/or printed

Figur 26. Beskrivelse av innholdet i den australske modellen for vurdering av risiko i små vannforsyningssystemer (Australian Government, 2005)

NO.	MODULE	RISK RANKING
	CATCHMENTS	
1.1	Lakes	-3
1.2	Rivers and streams	-3
1.3	Bores	0
1.4	Springs	-2
1.5	Soaks wells and infiltration galleries	-4
1.6	Rainwater	-1
1.7	Seawater	-1
1.8	Carted water	0
	IMPACTS	
2.1	Agriculture – Lakes, rivers and streams	-7
2.2	Agriculture – Bores, springs and wells	-5
2.3	Industry/mining - Lakes, rivers and streams	0

2.4	Industry/mining - Bores, springs and wells	0
2.5	Human settlements - Lakes, rivers and streams	-10
2.6	Human settlements - Bores, springs and wells	-8
	STORAGE RESERVOIRS/DAMS	
3.1	Protected	+3
3.2	Unprotected	0
	TREATMENT SYSTEMS	
4.1	Destratification	0
4.2	Pre-oxidation	+4
4.3	Desalination/Reverse osmosis	+14
4.4	Coagulation, flocculation, sedimentation	+4
4.5	Rapid sand filtration	+8
4.6	High rate media filtration	+8
4.7	Membrane filtration	+12
4.8	Powered activated carbon	+2
4.9	Granular activated carbon	+2
4.10	Chlorination – surface water	+8
4.11	Chlorination – ground water	+8
4.12	Ozonation	+8
4.13	Ultraviolet radiation	+8
4.14	pH adjustment	0
4.15	Softening	0
4.16	Fluoridation	0
4.17	Iron and manganese removal	0
4.18	Secondary (booster) chlorination	+1
	SERVICE RESERVOIRS AND DISTRIBUTION SYSTEMS	
5.1	Protected storage reservoir - covered	0
5.2	Unprotected storage reservoir - uncovered	-3
5.3	Distribution system	0
5.4	Household plumbing	0

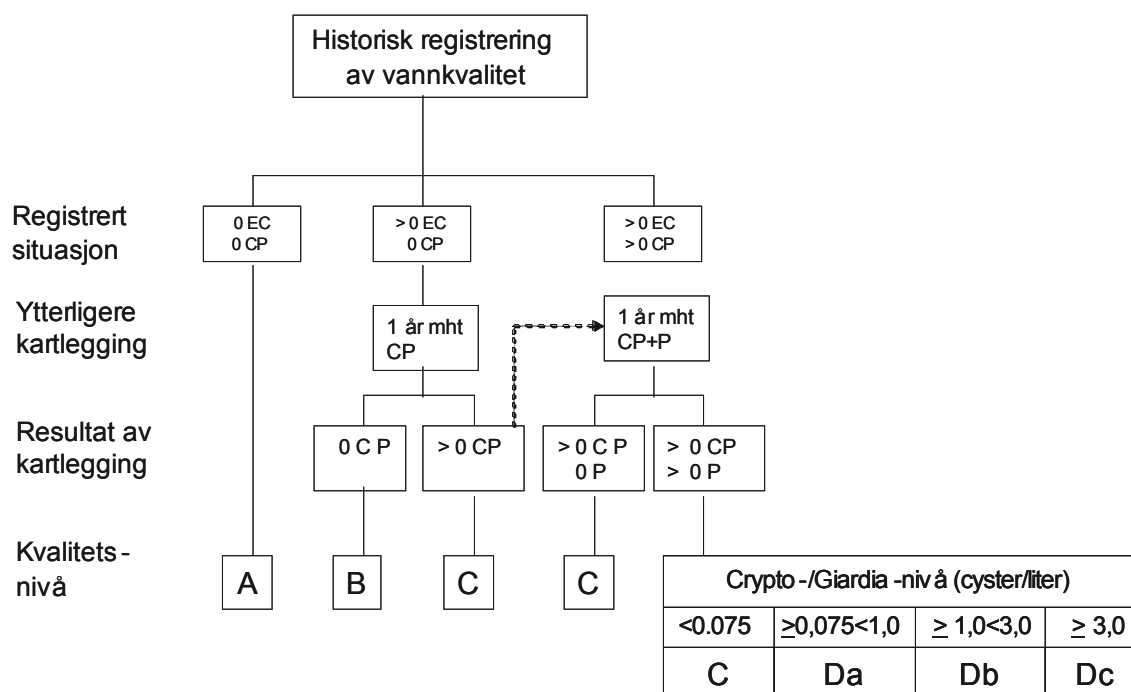
5.5	Community standpipe and water points	0
	CONSUMERS	
6.1	Permanent population	0
6.2	Transient populations	-2
6.3	Vulnerable groups	0
6.4	Water demand	0

Figur 27. Risikorangering (scores) anvendt i den australske modellen for vurdering av risiko i små vannforsyningssystemer (Australian Drinking Water Guidelines, 2005)

7.3. Karakterisering av hygieniske barrierer i prosjektet "Optimal desinfeksjonspraksis"

I rapporten Optimal desinfeksjonspraksis (Ødegaard et al., 2006) ble det foreslått en metode for beregning av nødvendig barrierehøyde ut fra råvannskvalitet og anleggsstørrelse. Denne metodikken er omtalt under.

Prosedyren frem mot bestemmelse av kvalitetsnivå er illustrert ved figur 28. Den gjelder for alle vannverk uansett størrelse og kildetype. Man følger strekene i figuren fra toppen. Registreringen av vannkvalitet mht *E. coli* (EC) og *C. perfringens* (CP) bestemmer om man trenger å gjøre ytterligere kartlegging av kvalitetsnivået. Dersom man ikke har gjort målinger på råvann, kun på levert vann, må man gjennomføre en kartlegging på minst ett år på råvannet.



Figur 28. Bestemmelse av kvalitetsnivå

Dersom man har analysert for, men ikke påvist EC eller CP i råvannet i løpet av 3 år, behøver man ikke gjøre ytterligere kartlegging, og vannverket vil kategoriseres med

kvalitetsnivå A. Dersom *E. coli* (EC) er registrert, men ikke *Clostridium perfringens* (CP), skal man sette i gang et kartleggingsprogram over ett år for å fastslå om det er sannsynlig at *C. perfringens* vil kunne forekomme i råvannet eller ikke. Dersom man gjennom kartleggingen ikke påviser CP, blir kvalitetsnivået B. Dersom man påviser CP, blir kvalitetsnivået C. Alternativt kan man velge "føre var" linjen og ta utgangspunkt i kvalitetsnivå C direkte og dermed unngå å gjennomføre kartleggingsprogrammet.

Dersom man ikke har funnet CP i den historiske registreringen, men finner sporer av CP i kartleggingsperioden, skal man straks igangsette undersøkelser også mht parasitter (P), dvs *Cryptosporidium* og *Giardia*, i den videre kartleggingen (se prikket linje i figur 28). Finner man ikke parasitter, faller man ned på kvalitetsnivå C.

Dersom man allerede i den historiske registreringen finner CP, skal man i tillegg til undersøkelser mht sporer av *C. perfringens* også gjøre undersøkelser med hensyn til *Cryptosporidium* og *Giardia* fra starten av. Kvalitetsnivået gjøres da avhengig av cyste-konsentrasjonen og kvalitetsnivået vil da bli C eller Da-c. Tallverdiene refererer seg her til summen av registrerte cyster/oocyster av de to parasittene. Også for denne situasjonen kan man velge "føre var" linjen og unngå kartleggingsperioden dersom man legger seg på det strengeste kvalitetsnivået, dvs Dc.

Når det gjelder omfanget av kartleggingen, er denne gjort avhengig av vannverksstørrelse. Det er foreslått prøvetakingsfrekvens på 1 prøve/mnd for anlegg < 1000 pe, 2 prøver/mnd for anlegg mellom 1000 og 10000 pe, og 4 prøver/mnd for anlegg > 10000 pe. Prøvetakingsomfanget og frekvens bør imidlertid være gjenstand for diskusjon.

Basert på kvalitetsnivå kategorisert ved rubrikkene A, B, C og Da-c, bestemmes totale nødvendige barriere høyde avhengig av anleggets størrelse. Barrierehøyden karakteriseres som det sett av log-reduksjoner for de ulike organismegrupper som anlegget må håndtere. Dette er anskueliggjort i tabell 21 hvor for eksempel angivelsen 5b + 5v + 2p, betyr 5 log mht bakterier, 5 log mht virus og 2 log mht parasitter. Tabellen angir barrierehøyden, dvs hvor stor log-reduksjon man skal ta utgangspunkt i ved beregningen av den nødvendige log-reduksjon i sluttdeinfeksjonen i det aktuelle vannverk.

Tabell 21. Sammenheng mellom barrierehøyde, anleggsstørrelse og kvalitetsnivå

	Vannverk- størrelse (pe)	Kvalitetsnivå			
		A	B	C	D
Barrierehøyde (nødvendig log-reduksjon i vannverk totalt)	1. <1000	3b + 3v + 0p	4b + 4v + 0p	4b + 4v + 1p	a. 4b + 4v + 2p b. 4b + 4v + 3p c. 4b + 4v + 4p
	2. 1000 – 10.000	4b + 4v + 0p	5b + 5v + 1p	5b + 5v + 2p	a. 5b + 5v + 3p b. 5b + 5v + 4p c. 5b + 5v + 5p
	3. >10.000	5b + 5v + 1p	6b + 6v + 2p	6b + 6v + 3p	a. 6b + 6v + 4p b. 6b + 6v + 5p c. 6b + 6v + 6p

Deretter tas det hensyn til barrieretiltak som gjøres i nedbørfeltet og i vannbehandlingen. Disse tiltakene gis en verdi i form av log-reduksjon som kommer til fradrag fra det som er bestemt som nødvendig log-reduksjon totalt (dvs total barrierehøyde), og er derfor kalt log-kreditt for tiltak i nedbørfeltet henholdsvis vannbehandlingen.

8. Forslag til kriteriesett for vannkilder som hygieniske barrierer

8.1. Beskrivelse av kriteriesettet for selvstendig vurdering av kilden

8.1.1. Grunnlag for kriteriesett

Når det skal etableres et kriteriesett for overflatevannkilder som hygieniske barrierer, er det noen forutsetninger som må ligge til grunn.

- For det første kan kilden maksimalt utgjøre én barriere mot bakterier, virus og parasitter, slik at vannbehandlingen uansett minst må utgjøre én barriere.
- For det andre må vannverkets størrelse påvirke enten antall barrierer en totalt skal ha i kilde og vannbehandling eller hvordan en skal vurdere kilden. Med bakgrunn i Drikkevannsforskriftens (HOD, 2004) entydige angivelse av at kilde og behandling skal utgjøre minst to barrierer synes det mest hensiktsmessig å trekke vannverkets størrelse inn i vurderingen av kilden.
- For det tredje må kriteriesettet være anvendelig for de fleste vannverkene, noe som i mange tilfeller innebærer at det foreligger få eller ingen analyser av *Giardia*, *Cryptosporidium*, andre parasitter, virus, *Salmonella* etc.
- For det fjerde må den delen av kriteriesettet som omhandler mikrobiologisk vannkvalitet, inkludere organismer som er relevante indikatorer for humanpatogene organismer, og for noen indikatorparametre som koliforme bakterier er det i mange tilfeller grunnlag for å hevde at verdiene er representative for naturlig forekommende bakterier som ikke er patogene (Solem, 2007). Det må dessuten være klarlagt hvilke nivåer av en indikatororganisme som vil kunne gi sykdom, noe som i mange tilfeller ikke er entydig.

Ved utarbeidelsen av kriteriesettet som er beskrevet under, ble det først vurdert om en kunne vurdere å gi log-kreditt for tiltak i nedbørfelt og kilde ved et vannverk med en historisk bestemt vannkvalitet, og på denne måten redusere behovet for vannbehandling, dvs. en videreføring av forslaget beskrevet av Ødegaard et al. (2006). Fordi gjennomgangen av mikrobiologisk vannkvalitet versus ulike typer kilder, tiltak i nedbørfeltet, inntaksdyp mm som er omtalt i kapittel 4, viste at effekten av tiltak, inntaksdyp mm åpenbart varierer fra kilde til kilde, er det i stedet forsøkt med en annen tilnærming. I kriteriesettet forutsettes det at både en akseptabel vannkvalitet og et akseptabelt nivå på kildebeskyttelsen må være tilstede for at en råvannskilde skal kunne vurderes som en hygienisk barriere. En konsekvens av dette er at en forventet positiv effekt av tiltak på vannkvaliteten må dokumenteres før en kan ta hensyn til dette. Modellen som er beskrevet under, er ment å være en kombinasjon av forslaget til Ødegaard et al. (2006) og Skotske retningslinjer (Scottish water, 2003) tilpasset norske forhold.

Nedenfor er vist et forslag til kriteriesett, der det tas hensyn til følgende forhold:

1. Historisk mikrobiologisk vannkvalitet
2. Kilden, nedbørfeltet og vanninntak
3. Overvåkning av råvannskvalitet og avhjelpende tiltak ved avvik
4. Vannverkets størrelse

Alle de tre førstnevnte forholdene må være tilfredsstillende for at en kilde skal kunne bli vurdert som en hygienisk barriere.

Kriteriesettet er satt sammen på en slik måte at graden av barriere for kriterium 1,2 og 3 kan vurderes på en skala fra 0 til 10, der 0 betyr ingen barriere.

Det må presiseres at det her forutsettes at en i utgangspunktet har en råvannskvalitet som er godt egnet for vannforsyning, og at det vurderes i hvorvidt kvaliteten er så god at kilden kan sies å utgjøre én hel eller en del av en hygienisk barriere. For relativt dårlige råvannskilder må en i tillegg vurdere om vannbehandlingen bør omfatte mer enn to hygieniske barrierer for å gi en hygienisk sikker vannforsyning.

8.1.2. Historisk mikrobiologisk vannkvalitet

Ved vurdering av historisk mikrobiologisk vannkvalitet forutsettes det minst månedlige prøver for analyse av koliforme bakterier i 3 år, samt en hyppighet for prøvetaking og analyse av parasitter som gir et representativt bilde av råvannskvaliteten. Det henvises for øvrig til kapittel 9.1 vedrørende prøvetakingshyppighet ved dokumentasjon av vannkvalitet. Ved vurdering av nivåer for patogene organismer og indikatororganismer er det tatt utgangspunkt i Veilederen til drikkevannsforskriften (Mattilsynet, 2005). I henhold til Veilederen **kan** sporadiske funn av inntil 3 termotolerante koliforme bakterier pr. 100 ml og inntil 1 *Giardia* eller *Cryptosporidium* være akseptabelt. I kriterium nr. 1 er *E. Coli* benyttet som indikator på patogene bakterier og virus, mens *Giardia* + *Cryptosporidium* er benyttet som indikator på parasitter.

Det er tatt høyde for at feilanalyse kan forekomme ved at det ses bort fra inntil 3 % av prøvene, hvilket tilsvarer én prøve i løpet av en treårsperiode med 12 prøvetakinger pr. år.

Det er som et utgangspunkt forutsatt at prøvene tas jevnt fordelt over året, og at % av antall prøver er representativt for % av tiden. Dersom prøvetakingen intensiveres i perioder med dårlig vannkvalitet bør % av prøver erstattes med % av tiden.

Tabell 22. Kriterium 1.

Merk at grad av barriere skal beregnes for enten bakterier og virus eller for parasitter, og derfor skal enten kriterium 1.1 eller kriterium 1.2 benyttes, ikke begge.

Kriterium		Verdi
1.1 <i>E.coli</i>	Ikke påvist i mer enn 3 % av prøvene	10
	Påvist ($\geq 1/100$ ml) i mer enn 30 % av prøvene	0
	$>10/100$ ml påvist i mer enn 3 % av prøvene	0
	Påvist i < 30 % av prøvene og $>1/100$ ml ikke påvist i mer enn 3 % av prøvene	8
	Påvist i < 30 % av prøvene og $>1/100$ ml påvist i mer enn 3 % av prøvene, men $>3/100$ ml ikke påvist i mer enn 3 % av prøvene	7
	Påvist i < 30 % av prøvene, $>3/100$ ml påvist i mer enn 3 % av prøvene, men $>10/100$ ml ikke påvist i mer enn 3 % av prøvene	3
1.2 Sum av <i>Giardia</i> og <i>Cryptosporidium</i>	Ikke påvist i mer enn 3 % av prøvene eller dokumentert fravær av forurensningskilder ¹	10
	Påvist i mer enn 30 % av prøvene	0
	$>3/10$ l påvist i mer enn 3 % av prøvene	0
	Påvist i < 30 % av prøvene og $>1/10$ l ikke påvist i mer enn 3 % av prøvene	7
	Påvist i < 30 % av prøvene, $>1/10$ l påvist i mer enn 3 % av prøvene og $>3/10$ l ikke påvist i mer enn 3 % av prøvene	3

1) Dersom *E.coli* og *Clostridium perfringens* er fraværende antas det at også parasittene er fraværende

Dersom prøvetaking etter forskriften er foretatt over en periode på mindre enn 3 år, skal verdien korrigeres med en faktor på $x/3$, der x er antall hele år det foreligger data for. Dersom en ikke har data for et helt år, skal verdien settes lik null fordi en da ikke vet om en har prøvetatt den minst gunstige perioden i året.

Dersom manglende analyser av parasitter gjør det umulig å bestemme kriterium 1.2, noe som trolig er tilfelle for en rekke vannverk, settes kriterium 1.2 lik kriterium 1.1.

Kriterium 1 er:

K1= kriterium 1.1 for bakterier og virus

K1= kriterium 1.2 for parasitter og bakteriesporer

Kriterium 1 er ment benyttet på den måten at en enten skal vurdere barriereeffekt overfor bakterier og virus eller overfor parasitter.

8.1.3. Kilden og vanninntak

En rekke ulike forhold knyttet til vannkilde og vanninntak kan påvirke kilden som hygienisk barriere. Svært forenklet kan det deles inn i forurensningstilførsel, fortynning og temperatursprangsjikt, samt andre hydrologiske forhold.

Forurensningstilførsel til nedbørfeltet, tilløpsbekker etc. vil kunne påvirke den mikrobiologiske vannkvaliteten. I hvilken grad slik påvirkning vil skje, avhenger av forurensningens art og mengde, topografi, vegetasjonsdekke og jordsmonn, og ikke minst nedbørfeltets størrelse og hvor i feltet forurensningen kommer. Med nedbørfelt menes i det nedenstående de områdene med direkte avrenning til kilden eller tilløpsbekker.

Screening-undersøkelsen av råvannsdata fra mange norske vannverk viste at det var vanskelig å påvise noen sammenheng mellom ulike tiltak, inntaksdyp med mer og den resulterende mikrobiologiske vannkvaliteten. Noe som derimot synes åpenbart, er at utslipp av avløpsvann i nedbørfeltet, beitedyr nær kilden og generell høy aktivitet i kilde og nedbørfelt øker risikoen knyttet til bruken av kilden som råvann. Kriterium 2 er derfor primært knyttet til risikoen for at slik aktivitet kan medføre hendelser som forverrer råvannskvaliteten. Det er i tabellen under tatt inn et fåtall kriterier som enten samsvarer med det som er ansett som god praksis eller som vurderinger av mikrobiologisk vannkvalitet i norsk råvann tilsier at har betydning. Det er bevisst valgt ikke å vektlegge beitedyr i samme grad som de skotske retningslinjene gjør; i dette prosjektet er det ikke fremkommet data som tilsier at en for norske råvannskilder kan differensiere ut fra antall beitedyr i nedbørfeltet eller antall pe som slipper ut avløpsvann i kilden eller nedbørfeltet, slik bl.a. de skotske retningslinjene legger opp til. Det synes snarere som om en må gjennomføre en totalvurdering av forurensningsbelastning og hydrologiske forhold, bl.a. fordi det ikke er likegyldig hvor i kilden og nedbørfeltet en forurensning vil komme.

Hvilke parametre som inkluderes, og den interne vektleggingen mellom disse, er noe en må forvente at vil bli diskutert i det norske VA-miljøet, og eventuelt justert som følge av en slik diskusjon.

I utgangspunktet bør kriterium 2 baseres på en risikovurdering av vannkilden, for eksempel en ROS-analyse eller en HACCP (se kapittel 5.1).

Tabell 23. Kriterium 2

Kriterium		Verdi
2.1 Forurensningstilførsel til kilden	Ikke beitedyr ved kilden eller utslipp av avløpsvann direkte til kilden	10
	Hydrologiske undersøkelser av strømningsforhold i kilden har dokumentert at utslipp av avløpsvann eller avføring fra beitedyr vil bli tilstrekkelig tilbakeholdt og fortynnet	8
	Hydrologisk dokumentasjon mangler, men innsjøens størrelse og avstand til forurensningskilder tilsier en betydelig grad av tilbakeholdelse og fortynning.	5
	Utslipp av avløpsvann eller avføring fra beitedyr kan raskt nå inntaket ved uheldige værforhold	0
2.2 Forhold i nedbørfeltet	Ikke beitedyr eller utslipp av avløpsvann	10
	Restriksjoner som hindrer at beitedyr kommer nær kilden og som sikrer at avløpsvann ledes bort eller behandles til vannkvalitet minst like god som ikke forurensede tilløpsbekker	5
	Ingen restriksjoner på beitedyr	3
	Utslipp i nedbørfeltet	0
2.3 Ferdse ¹	Restriksjoner som hindrer ferdsel i/nær kilden	10
	Begrensninger i ferdsel nær inntakssted	5
	Ingen begrensninger	0
2.4 Fordrøyning	Teoretisk oppholdstid > 2 år	10
	Teoretisk oppholdstid 1 mnd-2 år	5
	Teoretisk oppholdstid < 1 mnd	0
2.5 Inntak	Inntak i innsjø på dyp minst 30 m og der sprangsjiktet aldri når ned til inntaket utenom under høst- og vårsirkulasjon	10
	Inntak i innsjø under sprangsjiktet under normale værforhold	5
	Inntak over sprangsjikt, inntak i elv eller bekk	0

1) Gjelder kun bakterier og virus, ikke parasitter

Kriterium 2 er:

$$K2 = (\text{kriterium 2.1} + \text{kriterium 2.2} + \text{kriterium 2.3} + \text{kriterium 2.4} + \text{kriterium 2.5})/5$$

8.1.4. Overvåkning av råvannskvalitet og korrigerende tiltak ved avvik

Dersom råvannskilden skal vurderes som en hygienisk barriere, eventuelt en delvis barriere, må råvannskvaliteten overvåkes hyppigere både for kontroll og dokumentasjon. Dersom råvannskvaliteten avviker fra det som er grunnlaget for barrierevurderingen bør det likeledes være mulig å iverksette tiltak, og under er en avstengning av uttaket av vann fra kilden, fortrinnsvis ved å skifte til en reservekilde, tatt inn som et effektivt tiltak selv om dette i praksis vil medføre store problemer ved mange vannverk. Å gå ut med anbefaling om koking er ansett som et tiltak som ikke bør inngå i planleggingen av vannverket, men kun ved svikt i vannbehandling eller andre alvorlige hendelser.

Overvåkning av enkle parametre som temperatur (Skien vannverk) og turbiditet (Gøteborg VA-verk) er eksempler på at indikatorparametre er benyttet med hell for å få et tidlig signal om at en vannkvalitetsforverring er på gang.

Behovet for hyppighet i prøvetaking og vannanalyse er diskutert i kapittel 9.1. Prøvetakingen bør være så hyppig at en får med seg variasjoner i vannkvalitet, noe som

for enkelte vannkilder kan bety minst månedlig prøvetaking. Andre vannkilder kan ha en så stabil vannkvalitet at Drikkevannsforskriftens minstekrav vil være tilstrekkelig til å fange opp variasjoner, i hvert fall for store vannverk med krav om månedlig prøvetaking.

Tabell 24. Kriterium 3

Kriterium		Verdi
3.1 Måling av temperatur, turbiditet eller annen egnet parameter for overvåking av endringer i råvannskvalitet	Montert, alarm ved unormale verdier	10
	Montert, uten alarm	5
	Ikke montert	0
3.2 Prøvetaking og analyse av <i>E.coli</i> med hyppighet	Minst månedlig	10
	Minst som for nettkontroll	5
	Sjeldnere enn for nettkontroll	0
3.3 Avhjelpende tiltak ved avvik i råvannskvalitet (temperatur, turbiditet eller <i>E.coli</i>)	Automatisk avstengning av uttak av vann fra kilden	10
	Manuell avstengning	8
	Økt vannbehandling (økt dosering i desinfeksjonstrinnet eller supplering med nødklorering)	5
	Ingen avhjelpende tiltak	0

Kriterium 3 er:

$K3 = (\text{kriterium 3.1} + \text{kriterium 3.2} + \text{kriterium 3.3})/6 + 5$ såfremt summen av kriterium 3.1 + kriterium 3.2 + kriterium 3.3 > 0.

$K3 = 0$ dersom summen av kriterium 3.1 + kriterium 3.2 + kriterium 3.3 = 0.

8.1.5. Vannverkets størrelse

Vannverkets størrelse er tatt inn for å avspeile at en hendelse i et stort vannverk vil gi større konsekvenser enn en hendelse ved små vannverk. Kriterium 4 beregnes ved

formelen $K4 = \frac{1}{\log_{10}(\text{antall} _ \text{personer} _ \text{som} _ \text{forsynes})}$

8.1.6. Oppsummerende vurdering

For vurdering av i hvilken grad kilden kan utgjøre noen hygienisk barriere benyttes følgende formel:

Grad av barriere = $K1 \cdot K2 \cdot K3 \cdot K4 / 100$, der verdier ≥ 1 tilsier en full barriere mens 0 tilsier ingen barriere.

Merk at en først bør vurdere grad av barriere for bakterier og virus med formelen $K1.1 \cdot K2 \cdot K3 \cdot K4 / 100$, og dernest grad av barriere for parasitter med formelen $K1.2 \cdot K2 \cdot K3 \cdot K4 / 100$. Dette skillet er laget fordi enkelte steder har påvist *E.coli* uten at en har påvist parasitter, og grad av barriere derfor kan være høyere for parasitter enn for bakterier og virus.

Når resultatene av beregninger ut fra kriteriesettet over skal benyttes til vurdering av nødvendig barrierehøyde, gjøres dette ved å multiplisere den beregnede grad av barriere med den log-reduksjonen som anses som en barriere, dvs. med 3 for bakterier og virus og 2 for parasitter. Dersom grad av barriere for bakterier beregnes til 0,5, innebærer dette at vannbehandlingen må utgjøre 1,5 barrierer, dvs. gi en log-reduksjon på 4,5.

Tabellen under illustrerer som et eksempel hvordan vannverkstørrelsen (dvs. antall personer forsynt) påvirker verdien på K4 og hvilken middelerdi man må ha på faktorene K1, K2 og K3 for å oppnå en totalscore på 1.

Tabell 25. Betydningen av vannverkets størrelse

Personer forsynt	K4	Middelerdi av K1, K2 og K3 for å oppnå en totalscore lik 1
100	0,5	5,85
1000	0,33	6,72
10000	0,25	7,37
100000	0,20	7,94
1000000	0,175	8,30

Dersom erfaringer fra flere vannverk med kriteriesettet tilsier at det er nødvendig med en modifisering både kan og bør NORVAR vurdere dette, men alle fire hovedkriterier må fortsatt tas med i en totalvurdering av graden av hygienisk barriere i kilden. For hovedkriterium 2 og 3 kan det være aktuelt å supplere med flere underkriterier, eller å ytterligere detaljere de som er foreslått. Dersom en ikke har grunnlag for å velge andre kriterier, anbefales det å benytte det settet som er presentert.

Det må avslutningsvis presiseres at selv om en vurdering som over konkluderer med at vannkilden ikke utgjør noen hygienisk barriere må ikke dette tolkes slik at kilden ikke har noen verdi. En forringelse av vannkvaliteten i en kilde, selv om denne ikke er noen hygienisk barriere, vil være alvorlig, og kunne medføre økt behov for vannbehandling og i verste fall at kilden blir uegnet som råvann for vannforsyning.

8.2. Eksempler på bruk av kriteriesettet

Det må understrekes at disse eksemplene i vesentlig grad er konstruert, og ikke er ment å være noen vurdering av enkeltvannverk. Kun historiske vannkvalitetsdata er innhentet fra vannverkene.

Eksempel 1: Råvann fra en dyp, stor innsjø, stort vannverk

Figur 14 (kap. 4.4) viser innholdet av *E.coli*/termotolerante koliforme bakterier i ABVs råvann i perioden 2000-2006. Det er tatt ukentlige prøver. Året 2005 skilte seg ut med 3 enkeltverdier over 4/100 ml. > 1/100 *E.coli*/termotolerante koliforme bakterier pr. ml er påvist i mer enn 3% av prøvene, men mindre enn 30 % av prøvene. > 3/100 ml er påvist i < 3 % av prøvene. Kriterium 1 blir da 7.

Holsfjorden er en dyp innsjø, der en betydelig tilbakeholdelse og fortynning av evt. patogene organismer kan forventes, men hydrologisk dokumentasjon mangler. Kriterium 2.1 blir da 5.

Det er ikke restriksjoner på utslipp eller beitedyr i nedbørfeltet, og kriterium 2.2 blir da 0.

Det er ikke restriksjoner på ferdsel nær inntaket, og kriterium 2.3 blir da 0.

Oppholdstiden er over 2 år, og kriterium 2.3 blir da 10.

Inntaket er i innsjø under sprangsjiktet under normale værforhold, men ved sterk vind kan sprangsjiktet komme under inntaket, og kriterium 2.5 blir da 5.

Kriterium 2 blir da $(5+0+0+10+5)/5=4$.

Det er ikke temperaturmåling eller turbidimeter for overvåking av råvannskvalitet, og kriterium 3.1 blir 0.

Det er prøvetaking og analyse av *E.coli* månedlig, og kriterium 3.2 blir 10.

Ved avvik i råvannskvalitet økes klordosen. Kriterium 3.3 blir da 5.

Kriterium 3 blir da $(0+10+5)/6+5=7,5$.

Tabell 26. Eksempel 1

Kriterium		Verdi
1.1 <i>E.coli</i>	Påvist i < 30 % av prøvene og 1-3/100 ml påvist i mer enn 3 % av prøvene	7
2.1 Forurensningstilførsel til kilden	Hydrologisk dokumentasjon mangler, men innsjøens størrelse og avstand til forurensningskilder tilsier en betydelig grad av tilbakeholdelse og fortynning.	5
2.2 Forhold i nedbørfeltet	Utslipp i nedbørfelt	0
2.3 Ferdsl	Ingen begrensninger	0
2.4 Fordrøyning	>2 års oppholdstid	10
2.5 Inntak	Inntak i innsjø under sprangsjiktet under normale værforhold	5
3.1 Turbidimeter eller temperaturmåling for overvåking av råvannskvalitet	Ikke montert	0
3.2 Prøvetaking og analyse av <i>E.coli</i> med hyppighet minst månedlig	Ja	10
3.3 Avhulpende tiltak ved avvik i råvannskvalitet	Økt vannbehandling (økt dosering i desinfeksjonstrinnet eller supplering med nødklorering)	5

Vannverket forsyner ca. 100.000 personer. Kriterium 4 blir da 1/5.

Grad av barriere = $7 \cdot 4 \cdot 7,5/5/100=0,42$, dvs. at kilden ikke kan sies å utgjøre noen selvstendig barriere. Fordi det mangler et grunnlag for å vurdere i hvilken grad vannkilden vil utgjøre en barriere mot parasitter, settes graden av barriere for parasitter lik graden av barriere mot bakterier og virus. Kravet til hygieniske barrierer i vannbehandlingen vil være at disse skal utgjøre $2-0,42=1,58$ barrierer, noe som tilsvarer en log reduksjon på 4,7 for bakterier og virus og 3,2 for parasitter.

Ofte er det av interesse for vannverkene hvorvidt ulike tiltak kan bidra til at vannkilden kan oppgraderes til å utgjøre en hygienisk barriere. Dersom det dokumenteres ved hydrologiske undersøkelser at utslipp av avløpsvann eller avføring fra beitedyr vil bli tilstrekkelig tilbakeholdt og fortynnet, samt at det installeres turbidimeter med alarm for overvåking av råvannskvalitet, økes graden av barriere til:

$$7 \cdot 4 \cdot 6 \cdot 9,2/5/100= 0,59$$

Dette illustrerer en tilsiktet effekt, nemlig at dokumentasjon, overvåkning og kontroll skal krediteres.

Dersom en i tillegg senker inntaket slik at sprangsjiktet aldri når ned til inntaket utenom under høst- og vårsirkulasjon, samt innfører restriksjoner på ferdsel nær inntaket samt på beitedyr og utslipp av avløpsvann, noe som nok i praksis er vanskelig i Holsfjorden, økes graden av barriere til:

$$7 \cdot 8,0 \cdot 9,2 / 5 / 100 = 1,03, \text{ dvs. at kilden utgjør én barriere}$$

Eksempel 2: Råvann fra en dyp, stor innsjø, lite vannverk

Dersom det tas råvann fra Holsfjorden til et vannverk som forsyner 100 personer, og forholdene for øvrig er som angitt i tabell 26, blir graden av barriere:

$$7 \cdot 4 \cdot 7,5 / 2 / 100 = 1,05, \text{ dvs. at kilden utgjør én barriere}$$

Eksempel 3: Råvann fra liten innsjø, lite vannverk med inntak nær overflaten, beitedyr ved kilden og i nedbørfeltet

Dersom det forutsettes et vannverk med råvann fra en innsjø der *E.coli*/termotolerante koliforme bakterier ikke er påvist, vil kriterium 1.1 og 1.2 bli 10.

Dersom det er beitedyr ved kilden og i nedbørfeltet, men ingen utslipp, vil kriterium 2.1 bli 0 og 2.2 bli 3. Med begrensninger i ferdsel nær inntaksstedet blir kriterium 2.3 lik 5. Er oppholdstiden under 1 måned, vil kriterium 2.4 bli 0. Kriterium 2.5 blir 0 i med inntak nær overflaten. Kriterium 2 blir da $(0+3+5+0+0)/5=1,6$.

Forutsettes videre at det ikke er noe turbidimeter for overvåking av råvannet, men prøvetaking og analyse av *E.coli* med hyppighet minst som for nettkontroll, blir kriterium 3.1 lik 0 og kriterium 3.2 lik 5. Det er ingen tiltak i vannbehandlingen ved avvikende råvannskvalitet, og det er ingen mulighet for skifte av kilde ved dårlig råvannskvalitet. Kriterium 3.3 blir da 0, og kriterium 3 blir $(0+5+0)/6+5=5,8$.

Tabell 27. Eksempel 3

Kriterium		Verdi
1.1 <i>E.coli</i>	Ikke påvist i mer enn 3 % av prøvene	10
2.1 Forurensningstilførsel til kilden	Beitedyr ved kilden, og forurensning kan raskt nå inntaket	0
2.2 Forhold i nedbørfeltet	Ingen restriksjoner på beitedyr	3
2.3 Ferdsel	Begrensninger i ferdsel nær inntaket	5
2.4 Fordrøyning	< 1 måned	0
2.5 Inntak	Inntak over sprangsjikt, inntak i elv eller bekk	0
3.1 Turbidimeter for overvåking av råvannskvalitet	Ikke montert	0
3.2 Prøvetaking og analyse av <i>E.coli</i> med hyppighet minst som for nettkontroll	Ja	5
3.3 Avhjelpende tiltak ved avvik i råvannskvalitet (turbiditet og <i>E.coli</i>)	Ingen	0

Forutsettes det at vannverket forsyner 100 personer blir graden av barriere:

$$10 \cdot 1,6 \cdot 5,8 / 2 / 100 = 0,46.$$

Selv om råvannskvaliteten er god, anses ikke kilden som en fullstendig hygienisk barriere pga. manglende kontroll med beitedyr ved kilden og i nedbørfeltet, manglende overvåkning av råvannskvaliteten og manglende korrigerende tiltak ved avvikende råvannskvalitet. Uten beitedyr ved kilden ville denne vært å anse som en hygienisk barriere.

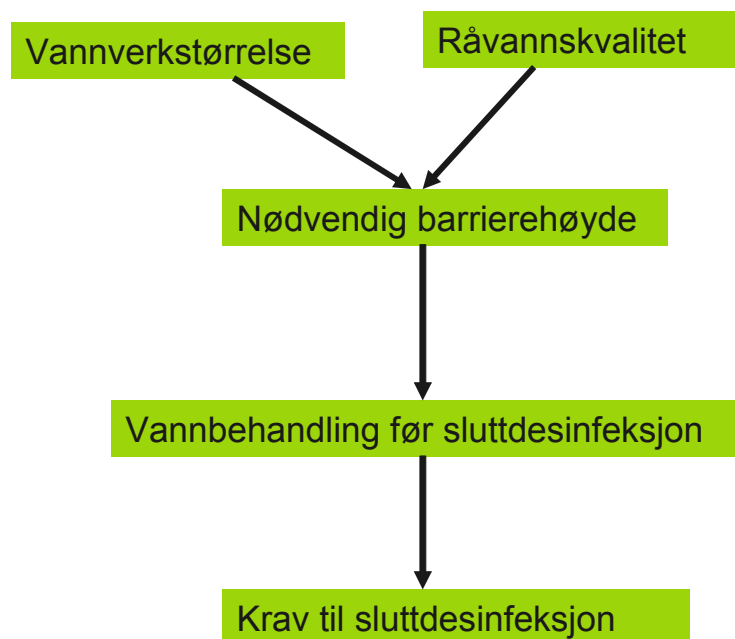
Uten prøvetaking og analyse av *E.coli* med hyppighet minst som for nettkontroll ville kriterium 3 blitt lik 0, og graden av barriere ville også blitt lik 0.

Eksempel 4: Maridalsvannet

Innholdet av *E.coli*/termotolerante koliforme bakterier i Maridalsvannet er vist i figur 15 (kap. 4.4). I Maridalsvannet er det påvist *E.coli*/termotolerante koliforme bakterier i 30 % av prøvene, det er påvist > 3/100 ml i 11 % av prøvene og > 10/100 ml i 4 % av prøvene. Kriterium 1.1 blir lik 0, og graden av barriere mot bakterier og virus blir dermed 0, uansett hva kriterium 2 og 3 beregnes til.

8.3. Kobling mot modellen i prosjektet "optimal desinfeksjonspraksis"

I prosjektet Optimal desinfeksjonspraksis er det foreslått en modell for beregning av barrierehøyde (Ødegaard et al., 2006). Ved vurdering av et eksisterende vannverk der en ikke forutsetter nye tiltak i kilden eller nedbørfeltet kan modellen grovt beskrives som i figur 29.



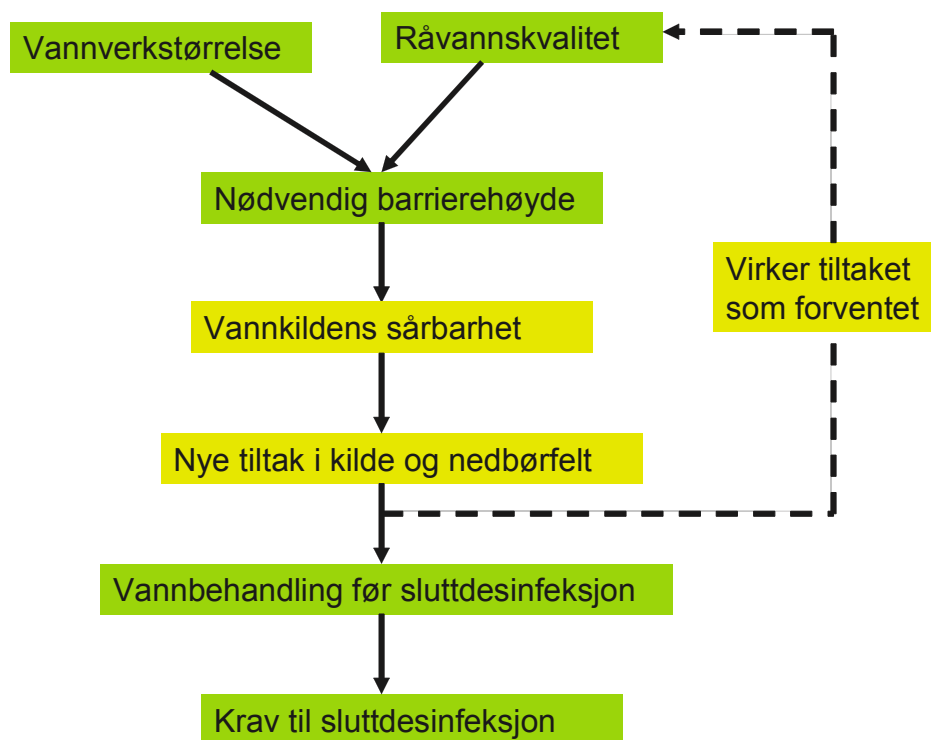
Figur 29. Modell for beregning av nødvendig barrierehøyde i vannbehandlingen når en ikke forutsetter nye tiltak i kilden eller nedbørfeltet (etter Ødegaard et al., 2006)

Råvannskvaliteten vil med dagens regelverk være innhold av *E.coli*, *Clostridium perfringens*, *Giardia* og *Cryptosporidium*, men kan eventuelt endres til andre mikroorganismer eller indikatorparametre hvis regelverket endres.

Når forhold knyttet til vannkilden og nedbørfeltet skal inkluderes i modellen, bør dette gjøres ut fra to ulike innfallsvinkler:

- En vurdering av vannkildens sårbarhet ut fra eksisterende forhold. Dette innebærer at eksisterende tiltak i kilde og nedbørfelt, herunder overvåkning av råvannskvalitet, anses som risikobegrensning for å unngå en forverring av råvannskvaliteten som følge av uønskede hendelser. Dette innebærer at det bør foreligge en ROS-analyse som tilsier at eksisterende tiltak er en tilstrekkelig risikobegrensning mot slike hendelser.
- En vurdering av eventuelle nye tiltak i kilden eller nedbørfelt. Dersom en skal kunne vurdere ulike tiltak forutsetter dette at kjennskap til kilde og nedbørfelt tilsier at en har identifisert forurensningskildene som forringer den mikrobiologiske råvannskvaliteten, og at tiltak mot disse kildene derfor kan ha en positiv effekt.

Når egenskaper knyttet til vannkilden og nedbørfeltet, og eventuelle nye tiltak i disse, skal inkluderes i modellen, kan denne utvides til å være som i figur 30.



Figur 30. Modell for beregning av nødvendig barrierehøyde i vannbehandlingen når en inkluderer vurderinger knyttet til kilden og nedbørfeltet

Den hygieniske barrieren som kan ligge i en råvannskilde vil variere fra ingen til en fullstendig barriere, og i denne rapporten er det vist at tilsynelatende likeverdige råvannskilder eller ulike inntak i samme kilde ikke nødvendigvis utgjør den samme hygieniske barrieren. Det er også vist at det er vanskelig å tallfeste effekten av ulike tiltak for å begrense forurensningen av en råvannskilde, noe som delvis kan skyldes hydrologiske forhold og delvis at forurensningen av en kilde kan være kompleks slik at enkelttiltak ikke vil få den ønskede effekt på vannkvaliteten. Under vil det bli beskrevet et forslag til en beregning av log kreditt for enkelte tiltak som denne rapporten tilsier at vil ha en effekt på råvannskvaliteten eller sårbarheten til vannkilden. Det må understrekes at dersom en ønsker å øke den hygieniske barrieren ved å gjennomføre tiltak i kilden eller nedbørfeltet, må en etter at tiltaket er gjennomført dokumentere at dette har fått den forventede effekt.

I tabell 28 er det angitt et forslag til initiell log kreditt for ulike tiltak. Med initiell menes i denne sammenhengen at dette er tiltak som **kan** ha den angitte effekten, forutsatt at det problemet tiltaket er rettet mot er den dominerende årsaken til uønskede mikroorganismer i råvannet. Det må i denne sammenheng presiseres at det er en betydelig utfordring å fastslå alle kildene til slike mikroorganismer. Log kreditt er, på bakgrunn av både innhentet informasjon og tilbakemeldinger i workshop i dette prosjektet, videre angitt ut fra en forventning om at ingen av tiltakene isolert sett vil kunne utgjøre en fullstendig hygienisk barriere.

Tabell 28. Forlag til log kreditt for tiltak i kilde og nedbørfelt. b=bakterier, v=virus og p=parasitter i angivelse av initiell log kreditt. Total log kreditt for en overflatevannkilde kan ikke overstige $3b+3v+2p$.

Tiltak		Initiell log kreditt
Reduksjon i forurensningstilførsel til kilden	Fjerning av beitedyr ved kilden og sanering av alle utslipp av avløpsvann direkte til kilden	2b+2v+1p
	Endret plassering av råvannsinntak, samt at hydrologiske undersøkelser har dokumentert at utslipp av avløpsvann eller avføring fra beitedyr vil bli tilstrekkelig tilbakeholdt og fortynnet	2b+2v+1p
Endrede forhold i nedbørfeltet	Fjerning av beitedyr og sanering av alle utslipp av avløpsvann	2b+2v+1p
	Innføring av restriksjoner som hindrer at beitedyr kommer nær kilden og som sikrer at avløpsvann ledes bort eller behandles til en vannkvalitet minst like god som ikke forurensede tilløpsbekker	1b+1v+1p
Restriksjoner på ferdsel	Innføre restriksjoner som hindrer ferdsel i/nær kilden	2b+2v+0p
	Innføre begrensninger i ferdsel nær inntakssted	1b+1v+0p
Endret inntak	Senke inntak i innsjø til minst et dyp som sikrer at sprangsjiktet aldri når ned til inntaket utenom under høst- og vårsirkulasjon samt økt beredskap i sirkulasjonsperiodene	2b+2v+1p
	Senke inntak i innsjø til under sprangsjiktet under normale værforhold, samt måling av temperatur, turbiditet eller annen egnet parameter for overvåking av endringer i råvannskvalitet og økt beredskap ved avvik i råvannskvalitet	2b+2v+1p

Hva som bør ligge i en økt beredskap ved avvik i råvannskvaliteten vil variere avhengig av lokale forhold ved de ulike vannverk. Ideelt sett bør en slik beredskap enten bestå i at en skifter råvannskilde, at en har et mellomlager av råvann slik at en kan stanse inntak av potensielt forurenset råvann eller at en for en begrenset periode opprettholder kravet til to hygieniske barrierer ved å endre vannbehandlingen.

I dette prosjektet er det ikke fremkommet data som tilsier at en for norske råvannskilder kan differensiere ut fra antall beitedyr i nedbørfeltet eller antall pe som slipper ut avløpsvann i kilden eller nedbørfeltet, slik bl.a. de skotske retningslinjene legger opp til. Det synes snarere som om en må gjennomføre en totalvurdering av forurensningsbelastning og hydrologiske forhold, bl.a. fordi det ikke er likegyldig hvor i kilden og nedbørfeltet en forurensning vil komme. I forslaget til log kreditt er det derfor ikke gjort noen nærmere detaljering, fordi dette snarere vil være misvisende enn avklarende.

9. Dokumentasjon av barriereeffekt

9.1. Indikatorparametre og omfang av dokumentasjon

Hvilke indikatorparametre som skal analyseres, reguleres i Drikkevannsforskriften (HOD, 2004). Av mikrobiologiske parametre skal det minimum analyseres med hensyn på kimtall og koliforme bakterier. Tilsynsmyndigheten kan pålegge at det også analyseres med hensyn på *E.coli* og intestinale enterokokker, og eventuelt *Clostridium perfringens*. Dersom sistnevnte påvises, plikter vannverket å påse at det ikke er potensiell helserisiko forbundet med tilstedeværelse av *Cryptosporidium*, *Giardia*, norovirus mm. Det er stort sett utført få analyser av protozoer og virus, slik at erfaringsgrunnlaget for disse organismene vanligvis er mangelfullt.

Drikkevannsforskriften (HOD, 2004) angir videre krav til analysemetode for de mikrobiologiske parametrene. Spesielt for koliforme bakterier viser erfaring at de analysemetodene som benyttes ofte påviser bakterier som er naturlig forekommende i miljøet og som ikke har helsemessig relevans. Det pågår en diskusjon om hvordan disse analyseresultatene skal vurderes (Solem, 2007).

Det etterfølgende er hentet fra Hem et al. (2006):

Drikkevannsforskriften (HOD, 2004) angir minimumsfrekvens for prøvetaking av råvann, og veiledningen til drikkevannsforskriften (Mattilsynet, 2005) gir supplerende informasjon vedrørende overvåking av råvannskvaliteten. Følgende minimumsfrekvens for prøvetaking av råvann er angitt:

- 4 ganger pr år ved vannverk som forsyner < 10.000 personer
- 8 ganger pr år ved vannverk som forsyner 10.000 – 30.000 personer
- 12 ganger pr år ved vannverk som forsyner > 30.000 personer

Der råvannskildene er store og dype innsjøer eller grunnvann med dokumentert stabil vannkvalitet, **kan** minimumsfrekvensen unntaksvis være tilstrekkelig. Der råvannskilden er en elv eller en liten innsjø, eller en stor innsjø der vannkvaliteten kan endres raskt, kan vannkvalitetsvariasjonene være så store og raske at det bør tas prøver av råvannet betydelig hyppigere. En kan imidlertid da gjerne ha et begrenset analyseprogram i vannprøvene utover minimumsfrekvensen. Ved større vannverk med elv som råvann, bør en vurdere kontinuerlig måling av turbiditet, temperatur og eventuelt ledningsevne og farge som supplement til manuell prøvetaking og analyse. Kontinuerlig måling av temperatur, for eksempel som indikator på bevegelser i vannmassene, kan generelt anbefales, bl.a. fordi dette er en meget enkel måling.

Programmet for prøvetaking og analyse av råvannet skal i henhold til drikkevannsforskriften i tillegg gi grunnlag for dokumentasjon av:

- Om vannkilden er en hygienisk barriere
- Om vannbehandlingen omfatter de nødvendige prosessertrinn

Det er ikke angitt krav i drikkevannsforskriften til statistisk signifikansnivå for å kunne anse en vannkilde som en hygienisk barriere. Dersom det for eksempel stilles krav om at 90 % av prøvene har *E.coli* < 1/100 ml og 99 % av prøvene har ≤ 3/100 ml, og en kan forvente minst én prøve pr. år med påvist *E.coli*, vil det for de fleste vannverk være behov for vesentlig flere prøvetakinger enn minstekravet i drikkevannsforskriften. Det er behov for > 10 prøvetakinger pr. år dersom en vannkilde skal kunne betraktes som en hygienisk barriere med *E. coli* påvist i én prøve pr. år.

Dersom en kan forvente én prøve hvert annet år med *E. coli* > 3/100 ml, må det tas prøver minst ukentlig for å kunne dokumentere at < 99 % av prøvene har ≤ 3/100 ml. Alle indikatororganismer som historisk har avveket fra <1/100 ml, bør analyseres i alle disse prøvene. Det må understrekes at slik prøvetaking ikke nødvendigvis vil fange opp et kortvarig utslipp av avløpsvann som inneholder *E.coli*, fordi *E.coli* har en kort overlevelsestid i vannet (0,5-2 dager under sommertemperaturer) (Lund, 1985), men likevel vil være et grunnlag for å beregne sannsynligheten for at det har vært *E.coli* i vannet i løpet av f.eks. ett år.

Hvor ofte en skal analysere på ulike mikrobiologiske analyseparametre i råvannet, vil avhenge av flere forhold:

- Hvilke hygieniske barrierer finnes i vannbehandlingsanlegget?
- Er forurensning fra mennesker, husdyr eller ville dyr sannsynlig?
- Er tilfeldig forurensning fra mennesker, husdyr eller ville dyr mulig (dvs. uten hærverk/sabotasje)?
- Vannverkets størrelse og type abonnenter
- Hvor raske vannkvalitetsvariasjoner kan en forvente?

Det sistnevnte punktet er det spesielt viktig å være oppmerksom på, fordi dette vil innebære at to råvannskilder vil få ulike behov for prøvetakingshyppighet, selv om minstekravene i henhold til Drikkevannsforskriften er de samme.

I tillegg til det overstående vil det ofte være aktuelt å intensivere prøvetakingen i perioder med dårlig vannkvalitet. I så fall må en ta hensyn til dette når en vurderer for eksempel andel av prøver med *E.coli* påvist i vannet.

Som et utgangspunkt foreslås følgende vurderinger som grunnlag for å velge analyseparametre, basert på parametervalget som er angitt i drikkevannsforskriften (HOD, 2004). Det presiseres at dette er et eksempel, og at det enkelte vannverk i samarbeid med tilsynsmyndigheten må vurdere omfanget av analyser og når det skal analyseres med hensyn på de ulike parametrene. Kimtall er ingen egnet indikator på tilstedeværelse av patogene mikroorganismer og holdes utenom denne diskusjonen:

1. Dersom det over tid ikke påvises koliforme bakterier eller *Clostridium perfringens*, er det lite sannsynlig å påvise andre indikatororganismer.
2. Dersom det over tid ikke påvises *E. coli*, *Clostridium perfringens* eller intestinale enterokokker, er det lite sannsynlig at en vil kunne påvise *Giardia*, *Cryptosporidium* eller andre patogene organismer. (Siden *E.coli* dør raskt, er fravær av *E.coli* i en enkeltprøve ikke nødvendigvis indikasjon på at parasitter eller sporer ikke er tilstede).
3. Dersom det i en enkeltprøve påvises *E. coli*, *Clostridium perfringens* eller intestinale enterokokker, bør en vurdere om det bør analyseres på andre mikroorganismer i tillegg. Hyppigheten på prøvetaking og analyse bør avspeile hvor raskt en kan forvente endringer i råvannskilden, noe som avgjøres av hydrologiske og meteorologiske forhold.
4. Dersom det påvises > 3/100 ml av *E. coli*, *Clostridium perfringens* eller intestinale enterokokker, bør en ta prøver minst ukentlig. Denne prøvetakingshyppigheten bør opprettholdes til innholdet av *E.coli* er < 3/100 ml.

Clostridium perfringens anses som en indikator på at f.eks. klorresistente mikroorganismer med lang overlevelse kan være tilstede. *Clostridium perfringens* forekommer imidlertid naturlig i miljøet i tillegg til i fæces fra varmblodige dyr, og kan derfor registreres uten at det samtidig er andre indikasjoner på helsemessig risiko. Man bør derfor ikke konkludere med hensyn på helsemessig vannkvalitet på bakgrunn av påvisning av denne indikatororganismen alene, spesielt ikke når kilden er overflatevann.

Funn av *Clostridium perfringens* i grunnvann må imidlertid tas som indikasjon på at forurensset overflatevann har trengt inn i brønnen.

Fravær av de indikatororganismene som er nevnt over er ingen garanti for fravær av patogene mikroorganismer, noe som det er spesielt viktig å være bevisst etter hendelser som kan ha medført tilførsel av slike organismer til råvannet.

Dersom råvannskilden skal kunne betraktes som en hygienisk barriere, må dette dokumenteres. Denne dokumentasjonen må både baseres på en vurdering av risiko for forurensing, og på en dokumentasjon på at den mikrobiologiske vannkvaliteten er så god at kilden må kunne anses som en barriere. Omfanget av dokumentasjonen på vannkvalitet må fastsettes av tilsynsmyndigheten, men generelt må det forventes at det er nødvendig med en vesentlig mer omfattende dokumentasjon enn for råvannskilder som ikke skal betraktes som en barriere. Dersom en stiller som krav at minst 90 % av råvannsprøvene skal overholde kravene til mikrobiologisk vannkvalitet på rentvann, tilsier dette at parametrene må måles minst 10 ganger pr. år også for små vannverk.

9.2. Begrensning av forurensende aktiviteter i nedbørfeltet

I det overstående er det diskutert hvilke krav som skal stilles til en råvannskilde for at en ikke skal behøve å bygge inn to fullverdige hygieniske barrierer i vannbehandlingen. Dette må på ingen måte oppfattes dit hen at dersom en har to slike barrierer i vannbehandlingsanlegget, kan en ha mindre fokus på kilde og nedbørfelt. Som et utgangspunkt skal en iverksette tiltak for å sikre best mulig råvannskvalitet gjennom kildevalg, plassering av inntak, begrense forurensende aktiviteter i nedbørfeltet mm. To etterfølgende barrierer i et vannbehandlingsanlegg **kan** svikte. Eksempelvis vil et anlegg med to barrierer mot parasitter, der den første barrieren er et fargefjerningsanlegg (membranfiltrering eller direktefiltrering) og den andre er et UV-anlegg dimensjonert for lav farge etter fargefjerning, kunne oppleve svikt i begge barrierene dersom fargefjerningen svikter. (Klorering som back-up har som kjent ingen effekt på parasitter.) Likeledes kan svikt i strømforsyningen føre til at flere barrierer i et vannbehandlingsanlegg svikter.

I det overstående er det, bl.a. i beskrivelsen av Scottish Waters *Cryptosporidium* direktiv, angitt at fravær av forurensende aktiviteter må vektlegges i stor grad når det skal vurderes i hvilken grad en vannkilde vil være en hygienisk barriere. Dersom en skal kunne sikre fravær av forurensende aktiviteter, er vannverkets muligheter til å regulere slik aktivitet av vesentlig betydning. Uten en regulering som begrenser aktivitetene i vannkilden og nedbørfeltet, må vannverket eventuelt på annen måte dokumentere at forurensende aktivitet er fraværende, noe som ofte vil være svært vanskelig.

Tilførsel av forurensning til vannkilder kan også føre til uhygienisk vannkvalitet av andre årsaker enn patogene organismer. Eutrofiering kan bl.a. forårsake oppblomstring av potensielt toksinproduserende blågrønnalger. Dette har vært registrert også i norske innsjøer, f.eks. Gjersjøen. Alle vannforekomster skal ha en "god" vannkvalitet innen 2015 i følge EUs vanndirektiv.. Dette betyr at en må redusere påvirkning av menneskelig aktivitet til en lang rekke vannkilder.

10. Referanser

- Australian Government (National Health and Medical Research Council) (2005): Australian Drinking Water Guidelines. Dec.
- Badenoch, J. (1990). *Cryptosporidium* in water supplies. Report from a group of experts. July 1990. HMSO, London
- Bergen Vann (2007): www.bergenvann.no.
- Bingham, A.K., Jarroll, E.L. and Meyer, E.A. (1979). Induction of *Giardia* excystation and the effect of temperature on cyst viability as compared by eosin-exclusion and in vitro excystation. In Jakubowski and Hoff (Eds): Waterborne transmission of giardiasis. EPA-600/9-79-001, pp. 217-229
- Bjerke, V. (2007): Personlig meddelelse. Asker og Bærum vannverk (ABV)
- Caccio, S.M. et al. (2005). Unravelling *Cryptosporidium* and *Giardia* epidemiology. Trends in Parasitology 21, 9, 430
- Casemore, D. (2006) Towards a US national estimate of the risk of endemic waterborne disease – semi-epidemiologic studies. Journal of Water and Health, 4 (Suppl.2), pp 121-164
- Craun, G.F. and Calderon, R.L. (1999). Waterborne disease outbreaks: Their causes, problems and challenges to treatment barriers. AWWA Manual M48: Waterborne Pathogens (Eds.: Marshall, Abbaszadegan, Geldreich and Fredricksen). AWWA, Denver
- De Regnier, D.P., Cole, L., Schupp, D.G. and Erlandsen, S.L. (1989). Viability of *Giardia* cysts suspended in lake, river, and tap water. Applied and Environmental Microbiology, 55(5), 1223-1229
- Egorov, A., Paulauskis, J. Petrova, L., Tereschenko, A., Drizhd, N. and Ford, T. (2002). Contamination of water supplies with *Cryptosporidium parvum* and *Giardia lamblia* and diarrhoeal illness in selected Russian cities. International Journal of Hygiene and Environmental Health, 205(4), 281-289
- Eikebrokk, B., Gjerstad, K.O., Hindal, S., Johanson, G., Røstum, J., Rytter, E. og Jersin, E. (2006). *Giardia* – utbruddet i Bergen høsten 2004. Rapport fra det eksterne evalueringsutvalget. www.bergen.kommune.no
- Ey, P.L., Bruderer, T., Wehrli, C. and Köhler, P. (1996). Comparison of genetic groups determined by molecular and immunological analyses of *Giardia* isolated from animals and humans in Switzerland and Australia. Parasitol Res. 1996;82(1):52-60
- Folkehelseinstituttet (FHI) (2004): Vannforsyningens ABC. C: Vannkilder og nedbørfelt. <http://www.fhi.no/dav/e62cbbe384.pdf>
- Fricker C.R. og Metcalfe N. (1984). *Campylobacter* in wading birds: incidence, biotypes and isolation techniques. Zentralblatt für Hygiene und Umweltmedizin 179, 469-475.
- Furtado C, Adak GK, Stuart JM, Wall PG, Evans HS, Casemore DP (1992). Outbreaks of waterborne infectious intestinal disease in England and Wales, 1992-5. Epidemiol Infect 1989; 109-19.

Garvey, P., Foley, B. and McKeown, P. (2002). Epidemiology of verotoxigenic *E. coli* 0157 in Ireland, 2002. NDSC (National Disease Surveillance Centre), Dublin, Ireland

Giangaspero, A., Paoletti, B., Torio, R. and Traversa, D. (2005). Prevalence and molecular characterization of *Giardia duodenalis* from sheep in central Italy. *Parasitology Research*, 96, No.1, pp 32-37

Gjerde, B. (2006). Personlig meddelelse. Professor NVH.

Gjerstad K. (2004). Hygieniske barrierer og kritiske punkter i vannforsyningen: Hva har gått galt? NORSK VANN-rapport 136-2004. 46s

Gjerstad, K. O. (2007) Innlegg på NORVAR-workshop: Vannkilden som hygienisk barriere, Gardermoen

Glunder G., Neumann U. og Braune S. (1992). Occurrence of *Campylobacter* spp. in young gulls, duration of *Campylobacter* infection and reinfection by contact. *Journal of Veterinary Medicine* 39, 119-122

Hald B, Pedersen K, Wainø M, Jørgensen J.C., Madsen M, (2004). Longitudinal Study of the Excretion Patterns of Thermophilic *Campylobacter* spp. in Young Pet Dogs in Denmark. *Journal of Clinical Microbiology*, May 2004, p. 2003-2012.

Hamnes IS, Gjerde B, Robertson L. (2006a): Prevalence of *Giardia* and *Cryptosporidium* in dairy calves in three areas of Norway. *Vet Parasitol.* 2006 Sep 10;140(3-4):204-16. Epub May 2.

Hamnes IS, Gjerde B, Robertson L, Vikoren T, Handeland K. (2006b): Prevalence of *Cryptosporidium* and *Giardia* in free-ranging wild cervids in Norway. *Vet Parasitol.* Oct 10;141(1-2):30-41. Epub 2006 Jun 21.

Hamnes IS, Gjerde BK, Forberg T, Robertson LJ. (2006c): Occurrence of *Giardia* and *Cryptosporidium* in Norwegian red foxes (*Vulpes vulpes*). *Vet Parasitol.* (2007 Feb) 28;143(3-4):347-53. Epub 2006 Oct 11.

Hamnes IS, Gjerde BK, Forberg T, Robertson LJ. (2006d): Occurrence of *Cryptosporidium* and *Giardia* in suckling piglets in Norway. *Vet Parasitol.* 2006 Nov 21; [Epub ahead of print]

Hamnes IS, Gjerde BK, Robertson LJ. (2006e): Pers. meddelelse/Upublisert

Hamnes IS, Gjerde BK, Robertson LJ. (2006f): Submitted.

Helse- og omsorgsdepartementet (HOD) (2004): Forskrift om vannforsyning og drikkevann. <http://www.lovdata.no/cgi-wift/lldles?doc=/sf/sf/sf-20011204-1372.html>.

Hem, L. J., Storhaug, R. og Ording, F. B. (2006): Veiledning i utarbeidelse av prøvetakingsprogrammer for drikkevann. NORSK VANN-rapport 148/2006.

Hofshagen M, Kirkemo A-M, Nygård K, Hauge H, Kruse H: Zoonoserapporten 2004. Norsk zoonosesenter, Veterinærinstituttet, 2005.

Hofshagen, M., (2005). Personlig meddelelse. Norsk zoonosesenter

Hunter and Thompson, 2005 P.R. Hunter and R.C.A. Thompson, The zoonotic transmission of *Giardia* and *Cryptosporidium*, *Int. J. Parasitol.* 35 (2005), pp. 1-10.

Haande, S., Oredalen, T.J., Brettum, P., Løvik, J.E. og Mortensen, T. (2005): Overvåking av Gjersjøen og Kolbotnvannet m/ tilløpsbekker 1972-1974 med hovedvekt på resultater fra sesongen 2004. NIVA rapport løpenr. 5010-2005.

Isaac-Renton, J.L., Cordeiro, C. Sarafis, K. Shahriari, H. (1993). Characterisation of *Giardia duodenalis* isolates from a waterborne outbreak. J. Infec Dis 167:431-440

Kapperud G. og Rosef O. (1983). Avian wildlife reservoir of *Camp. fetus* subsp. *jejuni*, *Yersinia* spp. and *Salmonella* spp. in Norway. Applied and Environmental Microbiology 45, 375-380

Kristiansen, J. F. (2000): Rapport om drikkevann i Oslo år 1999. Oslo kommune. Vann- og avløpsetaten.

Kristiansen, J. F. (2001): Rapport om drikkevann i Oslo år 2000. Oslo kommune. Vann- og avløpsetaten.

Kristiansen, J. F. (2002): Rapport om drikkevann i Oslo år 2001. Oslo kommune. Vann- og avløpsetaten.

Kristiansen, J. F. (2003): Rapport om drikkevann i Oslo år 2002. Oslo kommune. Vann- og avløpsetaten.

Kristiansen, J. F. (2004): Drikkevannskvalitet. Fagrapport 2/2004. Oslo kommune. Vann- og avløpsetaten.

LeChevallier, M.W., Norton, W.D. and Lee, R.G. (1991). Occurrence of *Giardia* and *Cryptosporidium* spp. in surface water supplies. Applied and Environmental Microbiology, 57, 2610-2616

Lee SH, Levy DA, Craun GF, Beach MJ, Calderon RL. (2005). Surveillance for waterborne-disease outbreaks – United States, 1999-2000. MMWR Surveill Summ 2002;51 1-47

Lin, S.D. (1985). *Giardia lamblia* and water supply. Journal of American Water Works Association, Vol. 77, Issue 2, 40

Lisle, J.T. and Rose, J.B. (1995). *Cryptosporidium* contamination of water in the USA and UK: A mini-review. J. Water SRT – Aqua, 44 (3), 103-117

Lund V. (1983). Overlevelse i vann av mikroorganismer med relasjon til menneskelig helse – et litteraturstudium. SIFF-SK rapport 10/83.

Lund, V. (1985): Overlevelse av mikroorganismer i vann. Rapport 13/85 fra NTNFs utvalg for drikkevannsforskning.

Mattilsynet (2002, 2005). Veileder til drikkevannsforskriften. Revidert utgave i 2005. http://www.mattilsynet.no/mattilsynet/multimedia/archive/00017/Drikkevannsforskrift_17819a.pdf.

McLauchlin, J., Amar, C., Pedraza-Diaz, S. and Nichols, G. L. (2000). Molecular Epidemiological Analysis of *Cryptosporidium* spp. in the United Kingdom: Results of Genotyping *Cryptosporidium* spp. in 1,705 Fecal Samples from Humans and 105 Fecal Samples from Livestock Animals. Journal of Clinical Microbiology, 38, No. 11, p. 3984-3990

- Medema, G.J., Ketelaars, H.A.M and Hoogenboezem, W. (1996). *Cryptosporidium* and *Giardia* in the rivers Rhine and Meuse and potential sources in the Meuse catchment area. RIVM/RIWA report (in Dutch, with English summary)
- Medema, G.J., Ketelaars, H.A.M and Hoogenboezem, W. (2001). *Cryptosporidium* and *Giardia*: Occurrence in sewage, manure and surface water. Association of River Waterworks (RIWA). Oct, 2001. 171 pages.
- Mosevoll, G. (2007): Personlig meddelelse. Skien kommune. Presentasjon av temperaturmålinger i Norsjø utført av Labnett Skien i 2003-2004.
- Norges Landbrukshøgskole (NLH) (1983): Statens forskningsstasjoner i landbruk, Statens fagtjeneste for landbruket.
- Norges Landbrukshøgskole, Statens forskningstasjoner i landbruk, Statens fagtjeneste for landbruket (1993). Husdyrgjødsel
- Nygård, K., Gondrosen, B. og Lund, V. (2003). Sykdomsutbrudd forårsaket av drikkevann i Norge. Tidsskrift for Den norske lægeforening nr.23/2003.
- Okhuysen, p., Chappell, C., Crabb, J., Sterling, C. and DuPont, H. (1999). Virulence of three distinct *Cryptosporidium parvum* isolates for healthy adults. J. Infect. Disease, 180, pp 1275-1281
- Ong, C., Moorehead, W., Ross, A., Isaac-Renton, J. (1996). Studies of *Giardia* spp. and *Cryptosporidium* spp. in two adjacent watersheds. Applied and Environmental Microbiology, 62(8), 2798-2805
- Ongerth, J.E., Johnson, R.L., MacDonald, S.C., Frost, F. and Stibbs, H.H. (1989). Backcountry water treatment to prevent giardiasis. American Journal of Public Health, 79(12), 1633-1637
- Oredalen, T.J., Brettum, P., Løvik, J.E. og Mortensen, T. (2003): Overvåking av Gjersjøen og Kolbotnvannet m/ tilløpsbekker 1972-2002 og resultater fra sesongen 2002. NIVA rapport løpenr. 4682-2003.
- Oredalen, T.J., Brettum, P., Løvik, J.E. og Mortensen, T. (2002): Overvåking av Gjersjøen 1972-2001 og resultater fra sesongen 2001. NIVA rapport løpenr. 4547-2002.
- Pond, K., Rueedi, J. and Pedley, S. (2004). Pathogens in drinking water sources. Report from the MicroRisk Project (EU 4th FP), November 2004.
- Quessy S. og Messier S. (1992). Prevalence of *Salmonella* spp. *Campylobacter* spp. and *Listeria* spp. in ring billed gulls (*Larus-delawarensis*). Journal of Wildlife Diseases 28, 526-531
- Rendtorff, R.C. (1954). The experimental transmission of human intestinal protozoan parasites II. *Giardia lamblia* cysts given in a capsule. American Journal of Hygiene, 59, 202-220
- Roach, P.D., Olson, M.E., Whitley, G. and Wallis, P.M. (1993): Waterborne *Giardia* and *Cryptosporidium* oocysts in the Yukon, Canada. Applied and Environmental Microbiology, 59, 67-73
- Robertson, L. og Gjerde, B. (2005). *Cryptosporidium* and *Giardia* in Norway. NRF-prosjekt 141005/V30.

Robertson LJ. og Gjerde BK. (2006): Pers. meddelelse/upublisert

Rosef, O., Gondrosen, B., Kapperud, G. og Underdal B. (1983) Isolation and Characterization of *Campylobacter jejuni* and *Campylobacter coli* from Domestic and Wild Mammals in Norway. Applied and Environmental Microbiology, Oct., 1983, 855-859

Rouquet, V., Momer, F., Brignon, J.M., Bonne, P. og Cavard, J. (2000). Source and occurrence of *Giardia* and *Cryptosporidium* in Paris rivers. Water Science and Technology, 41 (7), 79-86

Sarafis, K. Isaac-Renton, J. (1993). Pulsed-field gel electrophoresis as a method of biotyping of *Giardia duodenalis*. Am J Trop Med Hyg 48:134-144

Scottish Water (2003): The Cryptosporidium Directions.

SINTEF (2007). ROS verktøy utviklet av SINTEF for bruk i vannforsyning. Kontaktperson: Jon Røstum.

Smith, H.V., Cacciò, S.M, Tait, A., McLauchlin, J. og Thompson, A. (2006). Tools for investigating the environmental transmission of *Cryptosporidium* and *Giardia* infections in humans. Trends in Parasitology, Vol 22 No.4, 160-167

Smith, H. og Grimason, A. (2003). *Giardia* and *Cryptosporidium*. In Mara and Horan (Eds): The Handbook of Water and Wastewater Management, pp. 696-755. Academic Press

Solem, M. (2007): Erfaringer med forekomst og oppvekst av koliforme bakterier på ledningsnett. Foredrag på NORSK VANN-fagtreff, 27. mars.

Solo-Gabriele, H., LeRoy Ager, A. Jr., Fitzgerald Lindo, J., Dubon, J.M., Neumeister, S.M., Baum, M.K. og Palmer, C.J. (1998). Occurrence of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts in water supplies of San Pedro Sula, Honduras. American Journal of Public Health, 4(6), 398-400

Statens Institutt for Folkehelse (1971). Vannforsyningsanlegg. Planlegging, drift og kontroll av vannbehandlingsanlegg. Informasjonsskrift nr. 1.

Statens Institutt for Folkehelse (1975). Kvalitetskrav til vann. Utgitt av Sosialdepartementet, Helsedirektoratet ved Statens Institutt for Folkehelse. Utgitt i 1975 med ny revidert utgave i 1976.

Statens Institutt for Folkehelse (1985a). Veiledningshefte A1- Valg av vannkilde til drikkevann. Retningslinjer og generell orientering.

Statens Institutt for Folkehelse (1985b). Veiledningshefte G1. Godkjenning av vannverk. Søknads-prosedyre og rettsgrunnlag.

Statens Institutt for Folkehelse (1987). Veiledningshefte G2. Kvalitetsnormer for drikkevann.

Statens Forurensningstilsyn (SFT) (1989, 1992, 1997) Vannkvalitetskriterier for ferskvann (1989). Utgitt i kortversjon i 1992 (SFT-Veiledning nr 92:06), og i revidert utgave i 1997 (SFT-Veiledning 97:04)

Statens Næringsmiddeltilsyn (2000): Tilsynsveileder. 28.juni 2000.

Techneau (2007): www.techneau.org.

Van Keulen, H., Macechko, P.T., Wade, S., Schaaf, S. Wallis, P.M. and Erlandsen, S.L. (2002). Presence of human *Giardia* in domestic, farm and wild animals, and environmental samples suggests a zoonotic potential for giardiasis. *Vet. Parasitol.* 108(2), pp 97-107

Waldenstrøm J., Broman T., Carsson I., Hasselquist D., Achterberg R.P., Wagenaar J.A., Olsen B. (2002). Prevalence of *Campylobacter jejuni*, *Campylobacter lari*, and *Campylobacter coli* in Different Ecological Guilds and Taxa of Migrating Birds. *Applied and Environmental Microbiology*, Dec. 2002, p.5911-5917.

Whelan C.D., Monaghan P., Girdwood R.W.A. og Fricker C.R. (1988). Significance of wild birds (*Larus* spp.) in the epidemiology of *Campylobacter* infections in humans. *Epidemiology and infection* 101, 259-267

WHO (2004): Guidelines for Drinking-water Quality. Third Edition. Volume 1 Recommendations, World health Organization, Geneva.

Wieland B, Regula G, Danuser J, Wittwer M, Burnens A.P., Wassenaar T.M., og Stark K.D.C. (2005). *Campylobacter* spp. in Dogs and Cats in Switzerland: Risk Factor Analysis and Molecular Characterization with AFLP. *J. Vet. Med. B* 52, 183-189 (2005)

Wickramanayake, G.B., Rubin, A.J. and Sproul, O.J. (1985). Effects of ozone and storage temperature on *Giardia* cysts. *Journal of American Water Works Association*, 77(8), 74-77

Yates, M.V. and Gerba, C.P. (1998). Microbial considerations in wastewater reclamation and reuse. In T. Asano, (Ed.): *Wastewater Reclamation and Reuse*. Vol. 10, *Water Quality Management Library*, Technomic Publishing Co. Inc., Lancaster, Pennsylvania, 437-488

Ødegaard, H., Fiksdal, L. og Østerhus, S. W. (2006): Optimal desinfeksjonspraksis for drikkevann. NORVAR-rapport 147-2006.

Østensvik Ø. (1998). Fekale indikatorbakterier i drikkevann. *Norsk Veterinærtidsskrift* 10/98.

Vedlegg 1. Beskrivelse av indikatorparametere

Parameter	Enhet	Kvalitets-krav til rentvann	Metodikk og funksjon
Koliforme bakt	Antall/100 ml	0	Indikator på tilstedeværelse av tarmbakterier fra mennesker og/eller varmblodige dyr (fekal forurensning). Dyrkes ved 37°C. Lite selektiv metode. Metoden får også med seg enkelte andre bakterier som ikke forekommer i tarmen (jordbakterier som lever i vann).
E.coli	Antall/100 ml	0	<i>Escherichia coli</i> er en bakterieart som finnes i tarmen hos mennesker og varmblodige dyr. Termotolerante koliforme bakterier (TKB) er en sikker indikator på E.coli. Dyrkes ved 44°C . Denne metoden er mer selektiv enn koliforme bakterier, men man kan miste noen tarmbakterier. Noen vannverk har erstattet TKB med hurtigmetoder for påvisning av tarmbakterier, f.eks Colilert eller Colifast.
Intestinale entero-kokker	Antall/100 ml	0	Sikker indikator på fekal forurensning.
<i>Clostridium perfringens</i>	Antall/100 ml	0	Indikator på sykdomsfremkallende bakterier med lang overlevelsestid utenfor tarmen. (sporedannende organismer)
Tot. bakt. v 22 °C	Antall/ml	- (bør ikke overskride 100)	Metoden gir et mål på uspesifiserte mikrober i vann.

Vedlegg 2. Eksempel på klausuleringsbestemmelser og lokal forskrift i henhold til drikkevannsforskriften §4

Klausuleringsbestemmelser overfor grunneiere og rettighetshavere i nedbørfeltet til *Fagerdalen* vannbehandlingsanlegg

De følgende bestemmelser legges til grunn for aktivitet i nedbørfeltet til *Fagerdalen* vannbehandlingsanlegg fra og med det tidspunkt disse er vedtatt. Klausuleringsområdet fremgår av kart Nedbørfelt *Fagerdalen* vannbehandlingsanlegg.

Bebyggelse og tilrettelegging

1. Ny bebyggelse og nye boenheter tillates ikke. Tilbygg på inntil 30 m² kan bli godkjent.

Eksisterende hytter er vist med symbol på kart nevnt ovenfor. Ruiner regnes ikke som eksisterende bebyggelse.
2. Bygg som har vært utsatt for brann eller plutselig naturskade kan gjenreises. Gjenreisningen må være påbegynt innen 5 år etter skadetidspunktet.
3. Bruksendring er ikke tillatt. Det tillates heller ikke at privat hytte gjøres om til eller tas i bruk som foreningshytte eller lignende.
4. Ytterligere tilrettelegging eller utbygging av *Fagerdalshytten* er ikke tillatt. Det samme gjelder for de omkringliggende områdene.
5. Oppgradering av eksisterende tilrettelagte skiløyper, stier og lignende kan tillates etter søknad.
6. Tilrettelegging eller etablering av rasteplasser kan tillates etter søknad. Etablering av leir- og teltplasser og lignende er ikke tillatt.

Næringsvirksomhet, skogsdrift og veger

7. Ny næringsvirksomhet tillates ikke. Dette omfatter også aktiviteter og bruk av arealer i nedbørfeltet knyttet til næringsvirksomhet som ligger eller har sin hovedvirksomhet utenfor nedbørfeltet.
8. All skogsdrift, herunder nyplanting, skal skje etter årlig plan forhåndsgodkjent av vannverkseier. Tiltak i årsplanen skal inneholde opplysninger om områder, tidspunkt, uttakets mengde og metode for uttak.

Skogsdriften må for øvrig ta nødvendig hensyn til vannverkets interesser.

Skogsdrift er ikke tillatt i et område rundt *Fagerdalsvatnet*. Forbudet omfatter ikke skånsomt uttak av hogstmoden skog eller skogskjøtsel som å ta ut nedfallstrær eller tynne skogen.
9. Det tillates ikke bygd nye turveier eller driftsveier.
10. Maskiner og transportmidler skal kjøres ut av nedbørfeltet når de ikke er i jevnlig bruk.

11. Bruk og lagring av plantevernmidler eller pesticider tillates ikke. Sprøyting av lagret tømmer med kjemikalier er forbudt. Gjødsling av skog i nedbørfeltet er ikke tillatt.

Beiting/Gjødsling

12. Det er ikke tillatt med beiting på kommunal grunn i nedbørfeltet til *Fagerdalen*. Kommunen kan sette opp gjerde.

Gjødsling er ikke tillatt.

Sanitære løsninger, deponering av avfall

13. Det tillates ikke etablert nye avløpsanlegg. Alle avløpsanlegg skal tilfredsstille offentlige krav.

Hyttetoaletter skal på følgende vilkår være utført som avløpsfri type eller være av komposterende modell:

- For avløp til tett tank skal det kunne dokumenteres tetthet.
- For komposterende hyttetoaletter skal toalettavfall komposteres på sted godkjent av vannverkseier eller bringes ut av nedbørfeltet.

Gråvann kan spres i terrenget ved utslagning eller infiltrasjonsgrøft med mer enn 20 meter til vassdrag. Gråvann skal ikke slås ut i hyttetoalett.

Valg av løsning, oppfølging av driften samt kontroll foretas etter regler fastsatt av kommunen.

Kjemikalietoaletter er ikke tillatt.

14. Innlagt vann er forbudt i alle hytter. Dette gjelder ikke for hytter med allerede godkjent utslippstillatelse.

15. Alt avfall og søppel må bringes ut av nedbørfeltet. Nedgraving, tømning eller deponering av slikt avfall er ikke tillatt.

16. Vannverkseier kan fjerne materialer o.l. i tilknytning til hytteruiner etc.

Olje og oljeprodukter

17. Innenfor nedbørfeltet er det forbudt å transportere, lagre eller bruke stoffer som er av sådan art eller i slike mengder at stoffene, om de unnslipper, kan medføre fare for at nedbørfeltet og/eller vannkildene kan bli forurensset.
18. Lagring av olje, parafin og andre oljeprodukter er forbudt i nedbørfeltet med følgende unntak:
 - a) I private hytter kan det lagres inntil 25 liter parafin. Parafinen skal lagres forskriftsmessig
 - b) Turnerhytten kan lagre olje og oljeprodukter utover 25 liter etter avtale med vannverkseier. Lagringen skal tilfredsstille de krav vannverkseier finner nødvendig av hensyn til vannforsyningen, som for eksempel "tank i tank".
19. I forbindelse med skogsdrift etc skal det i den grad det er mulig brukes vegetabiliske og miljøvennlige produkter.
20. Lagring og parkering av maskiner og kjøretøy skal skje på en slik måte at eventuelle oljelekkasjer etc. blir samlet opp og håndtert.

Ferdse, bading, aktiviteter med mer

21. Bruk av båt, kano mv på vannene er ikke tillatt.
22. Bading i vann, bekker og elver er forbudt. Dette gjelder også for hunder og andre husdyr.
23. Fiske i vann, bekker og elver er forbudt, unntatt eventuell bestandsregulering som vannverkseier iverksetter av hensyn til drikkevannskvaliteten.
24. Motorisert ferdsel i utmark og på vei samt helikoptertransport er ikke tillatt, med mindre dette er godkjent av vannverkseier, jf pkt 4. Parkering skal skje utenfor nedbørfeltet. Kjøring og parkering i tilknytning til eksisterende boliger er tillatt.
25. Hunder skal holdes i bånd og hundemøkk skal plukkes opp.
26. Vannverkseier kan sette opp låsbar bom på alle veger inn i nedbørfeltet.
27. Militærøvelser og redningsøvelser i nedbørfeltet er forbudt. Militærøvelser knyttet til eksisterende militære installasjoner er likevel tillatt.

Forslag til forskrift om allmennhetens aktiviteter i nedbørfeltet til Fagerdalen vannbehandlingsanlegg - fastsettes av Mattilsynet i medhold av forskrift om vannforsyning og drikkevann (drikkevannsforskriften) §4

1. Bruk av båt, kano mv på vannene er ikke tillatt.
2. Bading i vann, bekker og elver er forbudt. Dette gjelder også for hunder og andre husdyr.

3. Fiske i vann, bekker og elver er forbudt, unntatt eventuell bestandsregulering som vannverkseier iverksetter av hensyn til drikkevannskvaliteten.
4. Telting, leirslagning, militærøvelser og redningsøvelser i nedbørfeltet er forbudt. Militærøvelser knyttet til eksisterende militære installasjoner er likevel tillatt.
5. Det er ikke tillatt å slå seg ned langs vannkanten til *Fagerdalsvatnet*.
6. Større organiserte arrangementer eller stevner er normalt ikke tillatt. Slike arrangementer, kan likevel tillates etter søknad dersom det tas nødvendige hensyn til områdehygiene for eksempel ved at start, herunder oppmøte, og mål legges utenfor nedbørfeltet.

I området *Fagerdalen* tillates ikke organiserte arrangementer selv om start, herunder oppmøte, og mål legges utenfor nedbørfeltet.

7. Sykling tillates bare på eksisterende veier og turveier.
8. Motorisert ferdsel i utmark og på vei samt helikoptertransport er ikke tillatt, med mindre dette er godkjent av vannverkseier, jf pkt 4. Parkering skal skje utenfor nedbørfeltet. Kjøring og parkering i tilknytning til eksisterende boliger innenfor nedbørfeltet er tillatt.
9. Riding og kjøring med hest er ikke tillatt innenfor nedbørfeltet.
10. Hunder skal holdes i bånd og hundemøkk skal plukkes opp.
11. Det kan sette opp låsbar bom på alle veger inn i nedbørfeltene.

Overtredelse av disse reglene kan medføre straff etter drikkevannsforskriftens §20.

Utgitte Norsk Vann Rapporter

(Tidligere kalt NORVAR-rapporter)

20. Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Sluttrapport
- 20a. Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Aerob og anaerob behandling
- 20b. Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Kalking. Kompostering
- 20c. Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Slamavvanning
- 20d. Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Termisk behandling av kloakkslam
21. NORVAR's årsberetning 1991
22. EDB i VAR-teknikken. Fase 1 - kravspesifikasjoner m.m. Status-beskrivelse og forslag til videre arbeid
- 23a. Internkontroll for VA-anlegg. Mal for internkontroll-håndbok for VA-anlegg.
- 23b. Internkontroll for VA-anlegg. Internkontrollhåndbok for avløpsanlegg. Eksempel fra Fredrikstad og omegn avløpsanlegg
- 23c. Internkontroll for VA-anlegg. Internkontrollhåndbok for vannverk. Eksempel fra Vansjø vannverk
- 23d. Aktivitetsstyrende håndbok for VA-anlegg. Informasjon, avvik og tiltak, verne- og sikkerhetsarbeid, opplæring
- 23e. Aktivitetsstyrende håndbok for VA-anlegg. HMS ved vannbehandlingsanlegg
- 23f. Aktivitetsstyrende håndbok for VA-anlegg. HMS ved avløpsrenseanlegg
- 23g. Interkontroll for VA-anlegg. Eksempel på driftsinstruks Oltedalen kloakkrenseanlegg
- 23h. Internkontroll for VA-anlegg. Eksempel på driftsinstruks Smøla vannverk
- 23i. Internkontroll for VA-anlegg. Internkontroll for VA-transportsystemet. Eksempel fra Nedre Eiker kommune
24. NRV-prosjekt. Korrosjonskontroll ved vannbehandling med mikronisert marmor
25. Mal for prosessoppfølging av anlegg for stabilisering og hygienisering av slam
26. Installasjon av gassmotor for strømproduksjon ved rensanlegg
27. Mottak og behandling av avvannet råslam ved rensanlegg som hygieniserer og stabiliserer slam i væskeform
28. Slam på grøntarealer. Erfaringer fra et demonstrasjonsprosjekt
29. Regnvannsoverløp
30. Utvikling og uttesting av datasystem for informasjonsflyt i VA-sektoren
31. PRO-VA, Brukerklubb for prosess-styresystemer, drift- og fjernkontroll for VA-anlegg. Oversikt pr.1993. Leverandører, produkter, konsulenter
32. Bruk av statiske metoder (kjemometri) for å finne sammenhenger i analyseresultater for avløpsvann
33. Evaluering av enkle rensemetoder. Slamavskillere
34. Evaluering av enkle rensemetoder. Siler/finnister
35. Kravspesifikasjon og kontrollprogram for VA-kjemikalier
36. Filter som hygienisk barriere
37. EU/EØS, konsekvenser for Norges vannforsyning
38. NORVAR-prosjekter 1992/93
39. Implementering av EDB-basert vedlikeholdssystem. Erfaringer fra referanseprosjekt knyttet til pilot-prosjekt ved Bekkelaget rensanlegg
40. Driftsassistanter for avløp. Utredning om rolle og funksjon fremover
41. Metri-tel. Kommunikationsmedium for VA-installasjoner. Erfaringer fra prøveprosjekt i Sandefjord kommune
42. Industriavløp til kommunalt nett. Evaluering av utførte industrikartleggingsprosjekt.
43. Korrosjonskontroll ved Hamar vannverk
44. Slam på grøntarealer. Erfaringer fra et demonstrasjonsprosjekt. Vekstsesongen 1994
45. Forsøk med forfelling og felling i 2 trinn med polyaluminium-klorid høsten 1993 Kartlegging av slam- slamvannsstrømmer med og uten forfelling 1993-94
46. Renovering av avløpsledninger. Retningslinjer for dokumentasjon og kvalitetskontroll
47. Strategidokument for industrikontroll
48. NORVAR og miljøteknologi. Forprosjekt
49. Grunnundersøkelser for infiltrasjon - små avløpsanlegg. Forundersøkelse, områdebefaring og detaljundersøkelse ved planlegging og separate avløpsanlegg
50. Rørinspeksjon i avløpsledninger. Rapporteringshåndbok (Erstattet av 145/05)
51. Slambehandling
52. Bruk av slam i jordbruket
53. Bruk av slam på grøntarealer
54. Rørinspeksjon av avløpsledninger. Veileder (Erstattet av 145/05)
55. Vannbehandling og innvendig korrosjonskontroll i vannledninger
56. Vannforsyning til næringsmiddelindustrien. Krav til kvalitet. Vannverkenes erstatningsansvar ved svikt i vannleveransen
57. Trykkreduksjon. Håndbok og veileder
58. Karbonatisering på alkaliske filter
59. Veileder ved utarbeidelse av prosessgarantier
60. Avløp fra bilvaskeanlegg til kommunalt rensanlegg
61. Veileder i planlegging av fornyelse av vannledningsnett
62. Veileder i planlegging av spyling og pluggkjøring av vannledningsnett
63. Mal for godkjenning av vannverk
64. Driftserfaringer fra anlegg for stabilisering og hygienisering av slam i Norge
65. Forslag til veileder for fettavskillere til kommunalt avløpsnett
66. EØS-regelverket brukt på anskaffelser i VA-sektoren
67. Filter som hygienisk barriere - fase 3
68. Korrosjonskontroll ved Stange vannverk
69. Evaluering av enkle rensemetoder, fase 2. Siler/finnister
70. Evaluering av enkle rensemetoder, fase 2. Store slamavskillere samt underlag for veileder
71. Evaluering av enkle rensemetoder, fase 3. Veileder for valg av rens metode ved utslipp til gode sjøresipienter
72. Utviklingstrekk og utfordringer innen VA-teknikken. Sammenstilling av resultatet fra arbeidet i NORVARs gruppe for langtidsplanlegging i VA-sektoren
73. Etablering av NORVARs VA-infotorg. Bruk av internett som kommunikasjonsverktøy
74. Informasjon fra NORVARs faggruppe for EDB og IT. Spesialrapport - 5. Utgave Beskrivelse av 34 EDB-programmer/Moduler for bruk i VA-teknikken (Erstattet av 133/03)
75. NORVARs faggruppe for EDB og IT. IT-strategi i VA-sektoren. (Erstattet av 133/03)
76. Dataflyt-klassifisering av avløpsledninger. (Erstattet av 150/07)
77. Alternative områder for bruk av slam utenom jordbruket. Forprosjekt
78. Alternative behandlingsmetoder for fettslam fra fettavskillere
79. Informasjonssystem fordrikkevann, forprosjekt
80. Sjekkliste/veiledninger for prosjektering og utførelse av VA-hoved og stikkledninger - sanitærinstallasjoner
81. Veileder. Kontrahering av VA-tekniske prosessanlegg i totalentreprise
82. Veileder for prøvetaking av avløpsvann
83. Rørinspeksjon med videokamera. Veiledning/rapportering (Erstattet av 145/05)
84. Forfall og fornyelse av ledningsnett
85. Effektiv partikkelseparasjon innen avløpsteknikken
86. Behandling og disponering av vannverksslam. Forprosjekt
87. Kalsiumkarbonatfilter for korrosjonskontroll. Utprøving av forskjellige marmormasser
88. Vannglass som korrosjonsinhibitor. Resultater fra pilotforsøk i Orkdal kommune
89. VA-ledningsanlegg etter revidert plan- og bygningslov
90. Actiflo-prosjektet ved Flesland ra

91. Vurdering av slamfabrikk" for Østfold
 92. Informasjon om VA-sektoren - forprosjekt
 93. Videreutvikling av NORVAR. Resultatet av strategisk prosess 1997/98
 94. Nettverksamarbeid mellom NORVAR, driftsassistanter og kommuner
 95. Veileder for valg av riktige sensorer og måleutstyr i VA-teknikken
 96. Rist- og silgods - karakterisering, behandlings- og disponeringsløsninger
 97. Slamforbrønning (VA-forsk 1999-11). (Samarbeidsprosjekt med VAV)
 98. Kvalitetssystemer for VA-ledninger. Mal for prosessen for å komme fram til kvalitetssystem som tilfredsstiller kravene i revidert plan- og bygningslov
 99. Veiledning i dokumentasjon av utslipp
 100. Kvalitet, service og pris på kommunale vann- og avløpstjenester
 101. Status og strategi for VA-opplæringen
 102. Oppsummering av resultater og erfaringer fra forsøk og drift av nitrogenfjerning ved norske avløpsrenseanlegg
 103. Returstrømmer i renseanlegg. Karakterisering og håndtering
 104. Nordisk konferanse om nitrogenfjerning og biologisk fosforfjerning 1999
 105. Sjekkliste plan- og byggeprosess for silanlegg
 106. Effektiv bruk av driftsinformasjon på renseanlegg/mal for rapportering
 107. Utslipp fra mindre avløpsanlegg. Teknisk veiledning. Foreløpig utgave
 108. Data for dokumentasjon av VA-sektorens infrastruktur og resultater
 109. Resultatindikatorer som styringsverktøy for VA-ledelsen
 110. Veileder i konkurranseutsetting. Avtaler for drift og vedlikehold av VA-anlegg
 111. Eksempel på driftsinstruks for silanlegg. Cap Clara i Molde kommune
 112. Erfaringer med nye renseløsninger for mindre utslipp
 113. Nødvendig kompetanse for drift av avløpsrenseanlegg. Læreplan for driftsoperatør avløp
 114. Nødvendig kompetanse for drift av vannbehandlingsanlegg. Læreplan for driftsoperatør vann
 115. Pumping av avløpsslam. Pumpetyper, erfaringer og tikk
 116. Scenarier for VA-sektoren år 2010
 117. VA-juss. Etablering og drift av vann- og avløpsverk sett fra juridisk synsvinkel (*Erstattet av 134*)
 118. Veiledning for kontrahering av rådgivnings- og prosjekteringstjenester innen VAR-teknikk (*Erstattet av 138/04*)
 119. Omstruktureringer i VA-sektoren i Norge En kartlegging og sammenstilling
 120. Strategi for norske vann- og avløpsverk. Rapport fra strategiprosess 2000/2001
 121. Kjøkkenavfallskverner for håndtering av matavfall. Erfaringer og vurderinger
 122. Prosessen ved utarbeidelse av miljømål for vannforekomster. Erfaringer og råd fra noen kommuner
 123. Utslipp fra mindre avløpsanlegg. Veiledning for utarbeidelse av lokale forskrifter
 124. Nødvendig kompetanse for legging av VA-ledninger. Læreplan for ADK 1
 125. Mal for forenklet VA-norm
 126. Organisering og effektivisering av VA-sektoren. En mulighetsstudie
 127. Vassdragsforbund for Mjøsa og tilløpselvene - en samarbeidsmodell
 128. Bruk av resultatindikatorer og benchmarking i effektivitetsmåling av kommunale VA-virksomheter. Erfaringer og anbefalinger fra et prøveprosjekt
 129. Rørinspeksjon med videokamera. Veiledning/rapportering hovedledninger
 130. Gjenanskaffelseskostnadene for norske VA-anlegg
 131. Effektivisering av avløpssektoren
 132. Forslag til nytt system for prosjektvirksomheten i NORVAR
 133. IT-strategi for VA-sektoren. Veiledning
 134. VA-JUS. Etablering og drift av vann- og avløpsverk sett fra juridisk synsvinkel (*Oppdateres årlig på www.norskvann.no*)
 135. Vannledningsrør i Norge. Historisk utvikling. 26 dimensjonstabeller
 136. Hygienisk barrierer og kritiske punkter i vannforsyningen: Hva har gått galt?
 137. Veiledning i bygging og drift av drikkevannsbasseng
 138. Veiledning for kontrahering av rådgivnings- og prosjekteringstjenester innen VAR-teknikk. Revidert utgave
 139. Erfaringar med klorering og UV-stråling av drikkevann
 140. NORVARs videre arbeid med slam. Strategisk plan for prosjektvirksomhet, informasjon og kommunikasjon. Forprosjekt
 141. Trenger Norge en VA-lov? Drøfting av behovet for en egen sektorlov for vann og avløp
 142. NORVARs benchmarkingsprosjekt 2004 Presentasjon av målesystem og resultater for 2003 ed analyse av datamaterialet
 143. Kartlegging av mulig helserisiko for abonnenter berørt av trykkløs vannledning ved arbeid på ledningsnettet
 144. Veiledning i overvannshåndtering
 145. Inspeksjonsmanual for avløpssystemer. Del 1 – Ledninger
 146. Bærekraftig vedlikehold. Betrakninger av utvalgte problemstillinger knyttet til langsiktig forvaltning av vannledningsnett
 147. Optimal desinfeksjonspraksis for drikkevann
 148. Veiledning i utarbeidelse av prøvetakingsprogrammer for drikkevann
 149. Tilførsel av industrielt avløpsvann til kommunalt nett. Veiledning
 150. Dataflyt – Klassifisering av avløpsledninger
 151. Veiledning for vedlikeholdssystemer (FDV)
 152. Veiledning for anskaffelse av driftskontrollsystemer i VA-sektoren
 153. Norm for symboler i driftskontrollsystemer for VA-sektoren
 154. Norm for tagkoding i VA-anlegg
 155. Norm for merking og FDV-dokumentasjon i VA-sektoren
 156. Veiledning for oljeutskilleranlegg
 157. Organiske miljøgifter i norsk avløpsslam. Resultater fra undersøkelsen i 2006/07
 158. Termoplastrør i Norge – før og nå
 159. Håndbok i kildeprosporing i avløpssystemet
 160. Driftserfaringer med membranfiltrering
- Rapportserie B:
- B1: Effektive VA-organisasjoner og tilfredse brukere. Forprosjekt
 - B2: PressurePuls for deteksjon av lekkasje på vannledninger.
 - B3: Kvalitetsheving av nye VA-ledningsanlegg. Kartlegging og tiltaksforslag
 - B4: Vannkvalitet i ledningsnett – Problemoversikt og statur. Forprosjekt.
 - B5: Utslipp fra bilvaskehaller
 - B6: Kommunikasjonsstrategi for NORVAR og norske vann og avløpsverk
 - B7: Sandnesmodellen. Eksempel på system for kommunikasjon og virksomhetsstyring
 - B8: Forprosjekt energinettverk i VA-sektoren
 - B9: Utvikling av et system for spørreundersøkelser blant VA-kundene
 - B10: Vannkilden som hygienisk barriere
- Rapportserie C:
- C1: Sårbarhet i vannforsyningen
 - C2: Stoff for stoff – kilde for kilde. Kvikksølv i avløpsnettet
 - C3: Samarbeid om økt bruk av avløpsslam på grøntarealer
 - C4: Effekter av bruk av matavfallskverner på ledningsnett, renseanlegg og avfallsbehandling
 - C5: Økt sikkerhet og beredskap i vannforsyningen - veiledning
- De mest aktuelle rapportene ligger som PDF-filer på www.norskvann.no**



- Norsk Vann er en ikke-kommersiell interesseorganisasjon for vann- og avløpssektoren (VA-sektoren). Organisasjonen skal bidra til å oppfylle visjonen om rent vann ved å sikre VA-sektoren funksjonelle rammevilkår og legge til rette for kunnskapsutvikling og kunnskapsdeling.
- Norsk Vann eies av norske kommuner, kommunalt eide VA-selskaper, kommunenes driftsassistanser for VA og noen private andelsvannverk. Norsk Vann representerer ca 340 kommuner med over 90 % av landets innbyggere. Virksomheten finansieres i hovedsak gjennom kontingenter fra medlemmene.
- Norsk Vann styres av eierne gjennom årsmøtet og av et styre sammensatt av representanter fra eierne.

- I Norsk Vanns prosjektsystem gjennomføres hvert år FoU-prosjekter for ca. 6 mill. kroner
- Det er praktiske og aktuelle spørsmål innenfor vann- og avløp som utredes
- Deltakerne foreslår prosjekter, styrer gjennomføringen og får full tilgang til alle resultater

