

Forslag til miljømål og klassegrenser for fysisk-kjemiske parametre i innsjøer og elver, og egnhet for brukerintresser

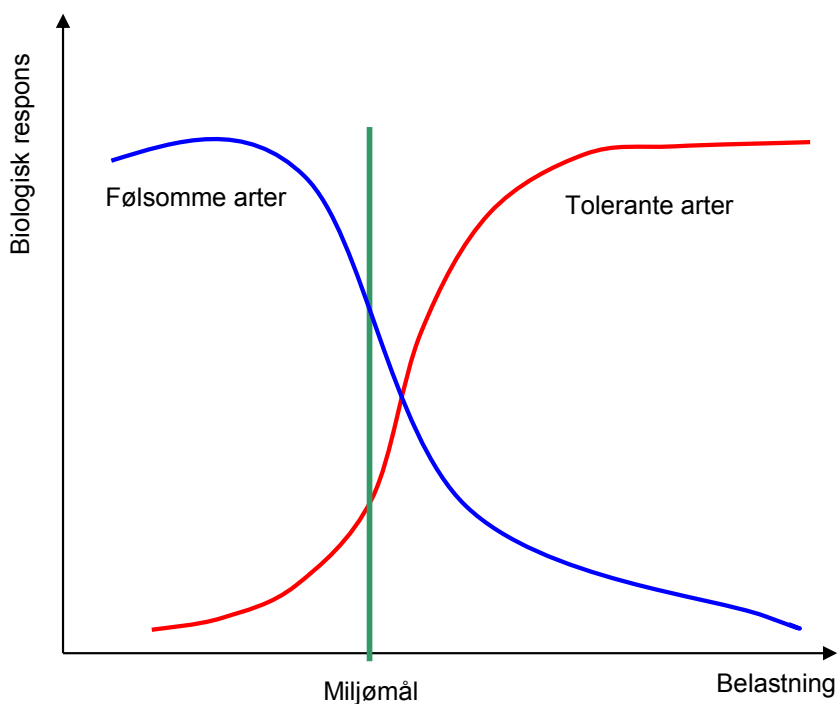


Foto: Susanne Schneider, NIVA



Eva Skarbøvik, Bioforsk



Knut Bjørndalen, Moss kommune

Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

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

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Postboks 2026
5817 Bergen
Telefon (47) 2218 51 00
Telefax (47) 55 23 24 95

NIVA Midt-Norge

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

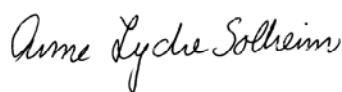
Tittel Forslag til miljømål og klassegrenser for fysisk-kjemiske parametre i innsjøer og elver, inkludert leirvassdrag og kriterier for egnethet for brukerinteresser. Supplement til veileder i økologisk klassifisering.	Løpenr. (for bestilling) 5708	Dato 19.12.2008
	Prosjektnr. Undernr. 28242 - KJEMI	Sider Pris 79
Forfatter(e) Anne Lyche Solheim, Dag Berge, Torulv Tjomsland, Frode Kroglund, Ingun Tryland, NIVA Ann Kristin Schartau, Trygve Hesthagen, NINA Håkon Borch, Eva Skarbøvik, Hans Olav Eggestad, Alexander Engebretsen BIOFORSK	Fagområde Ferskvann	Distribusjon
	Geografisk område Norge	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Statens Forurensningstilsyn	Oppdragsreferanse TA nr. 2455/2008 Kontrakt: 5008135
---	--

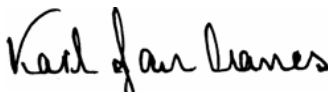
Sammendrag

Denne rapporten gir forslag til naturtilstand og klassegrenser for fysisk-kjemiske parametre i norske innsjøer og elver, inkludert leirvassdrag, samt forslag til nye grenseverdier for egnethet for drikkevann, bading og jordvanning. Disse foreløpige grenseverdiene for fysisk-kjemiske og bakteriologiske parametre er supplement til veilederen i økologisk klassifisering. Denne veilederen ble utarbeidet i 2008 for bruk i arbeidet med tiltaks- og forvaltningsplaner for vannområder som er med i første planperiode for gjennomføring av Vanddirektivet i Norge. Forslagene til klassifisering av fysisk-kjemiske parametre i norske innsjøer og elver er relatert til nye klassegrenser for de mest følsomme biologiske elementene for eutrofiering (planteplankton) og forsuring (fisk) i forskjellige vanntyper. Følgende parametre er inkludert: Klorofyll a, Total fosfor, total nitrogen, siktedyp, oksygen, ammonium, pH, ANC og uorganisk aluminium. For leirvassdrag er grenseverdiene for total fosfor relatert til dekningsgraden av leirsedimenter i nedbørfelter under marine grense, mens grenseverdiene for total nitrogen er de samme som for andre kalkrike vassdrag. Nye egnethetskriterier er foreslått for drikkevann, badevann og jordvanning med vekt på mikrobiologiske parametre. Grenseverdiene i denne rapporten må evalueres etter en prøveperiode med innsamling av nye data og mer FoU, samt dialog med helsemyndighetene og andre fagmiljøer.

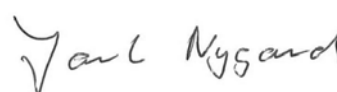
Fire norske emneord 1. Vanddirektivet 2. Klassifisering 3. Fysisk-kjemiske parametre 4. Bakteriologiske parametre	Fire engelske emneord 1. Water Framework Directive 2. Classification 3. Physico-chemical parameters 4. Bacteriological parameters
---	---



Anne Lyche Solheim
Prosjektleder



Karl Jan Aanes
Forskningsleder



Jarle Nygard
Fag- og markedsdirektør

Forslag til miljømål og klassegrenser for fysisk-kjemiske parametre i innsjøer og elver, inkludert leirvassdrag og egnethet for brukerinteresser.

Supplement til Veileder i økologisk klassifisering

Forord

Denne rapporten er skrevet på oppdrag fra SFT og gir forslag til miljømål og klassegrenser for fysisk-kjemiske parametre, inkludert leirvassdrag, samt egnethet for brukerinteresser (drikkevann, bading og jordvanning). Rapporten er ment som supplement til veileder i økologisk klassifisering for bruk i arbeidet med tiltaksplaner og forvaltningsplaner for vannområder som er med i første planperiode for gjennomføring av Vanddirektivet i Norge.

Følgende forfattere har hatt ansvar for de tre hovedkapitlene:

Klassegrenser for fysisk-kjemiske parametre:

Eutrofiering:

Anne Lyche Solheim, Dag Berge, NIVA

Forsuring:

Ann Kristin Schartau, Trygve Hesthagen, NIVA

Frode Kroglund, NIVA

Naturtilstand og miljømål for leirvassdrag:

Håkon Borch, Hans Olav Eggestad, Alexander Engebretsen, Eva Skarbøvik,
Bioforsk Jord og miljø

Torulv Tjomsland, Anne Lyche Solheim, NIVA

Egnethet for drikkevann, bading og jordvanning:

Dag Berge, Ingun Tryland, Anne Lyche Solheim, NIVA

Innspill fra Truls Krogh, Folkehelseinstituttet

Oslo, 10.12.2008

Anne Lyche Solheim
prosjektleder

Innhold

Sammendrag	6
Summary	8
1. Innledning	10
2. Miljøsmål og klassegrenser for fysisk-kjemiske parametre i innsjøer og elver	10
2.1 Innledning	10
2.2 Eutrofiering	10
2.2.1 Metodikk	10
2.2.2 Resultater	15
2.3 Forsuringsparametre	18
2.3.1 Metodikk	18
2.3.2 Resultater	21
3. Naturtilstand og miljøsmål for næringsalter i leirvassdrag	25
3.1 Innledning med definisjon av leirvassdrag	25
3.2 Metodikk	25
3.2.1 Naturtilstand	25
3.2.2 Miljøsmål, dvs. klassegrensen god/moderat	27
3.3 Resultater	28
3.3.1 Naturtilstand for total fosfor i leirvassdrag	28
3.3.2 Miljøsmål for total fosfor i leirvassdrag, dvs. klassegrensen god/moderat	29
3.3.3 Fastsetting av naturtilstand og klassegrenser for total nitrogen i leirvassdrag	30
4. Egnethet for ulike brukerinteresser	31
4.1 Innledning	31
4.2 Drikkevann	31
4.2.1 Innledning	31
4.2.2 Problemstillinger ved drikkevann som har sin årsak i råvannskilden	32
4.2.3 Klassifiseringssystemene som nyttes i dag	34
4.2.4 Forslag til nytt system for klassifisering av overflatevannkilders egnethet til drikkevann (Diskusjonsgrunnlag)	36
4.3 Badevann	37
4.3.1 Innledning badevann	37
4.3.2 Problemstillinger ved bading	37
4.3.3 Myndighet og ansvar	38
4.3.4 De ulike klassifikasjonssystemer som benyttes i dag	38
4.3.5 Justering av de norske badevannsnormene	40
4.4 Jordvanning	42
4.4.1 Klassifikasjonssystemer som benyttes/ikke benyttes i dag	42

4.4.2 Forslag til nytt system	43
5. Litteratur	46
5.1 Referanser eutrofieringsparametre	46
5.2 Referanser forsurningsparametre	46
5.3 Referanser leirvassdrag	47
5.4 Referanser drikkevann	48
5.5 Referanser badevann	48
5.6 Referanser jordvanning	48
Vedlegg A. Interkalibrerte og beregnede grenseverdier for klorofyll a i nordiske innsjøer.	50
Vedlegg B. Beregning av grenseverdier for TotP for norske innsjøer basert på typespesifikke regresjoner mellom klorofyll og TotP	53
Vedlegg C. Metodikk for beregning av gjennomsnittskonsentrasjoner i elver til bruk ved typifisering og klassifisering av vannforekomster i hht. kravene i Vanddirektivet.	54
Vedlegg D. Forslag til naturtilstand for fosfor i leirvassdrag	57
1. Innledning	57
2. Relevante undersøkelser av bakgrunnsavrenning fra leirdominerte områder	58
2.1 Tap fra ikke-jordbruksareal i JOVA	58
2.2 Andre data for avrenning fra utmarksarealer	62
3. Beregning av naturlig avrenning med en tilførselsmodell (TEOTIL), samt bidraget fra erosjon, eksempel Leira vassdraget	64
4. Estimering av naturlig fosforkonsentrasjon i vassdrag avhengig av dekningsgraden av leirsedimenter i nedbørfeltet	65
4.1 Utvikling og presentasjon av en ny regresjonsmodell	65
4.2 Usikkerheter og svakheter ved modellen	69
4.3 Beregningsmetodikk for naturtilstand og miljømål for fosfor i leirvassdrag, Leira-vassdraget som eksempel	73
5. Konklusjon mht. naturtilstand i leirvassdrag	76
6. Referanser	79

Sammendrag

Denne rapporten gir forslag til naturtilstand og klassegrenser for fysisk-kjemiske parametre i norske innsjøer og elver, inkludert leirvassdrag, samt forslag til nye kriterier og grenseverdier for egnethet for drikkevann, bading og jordvanning. Disse foreløpige grenseverdiene for fysisk-kjemiske og bakteriologiske parametre er supplement til veilederen i økologisk klassifisering. Denne veilederen ble utarbeidet i 2008 for bruk i arbeidet med tiltaks- og forvaltningsplaner for vannområder som er med i første planperiode for gjennomføring av Vanddirektivet i Norge.

Rapporten er delt i tre hovedkapitler:

- Miljømål og klassegrenser for fysisk-kjemiske parametre i forhold til eutrofiering og forsurening (NIVA og NINA)
- Naturtilstand og miljømål for Leirvassdrag (Bioforsk og NIVA)
- Egnethetskriterier for brukerinteresser: drikkevann, bading og jordvanning (NIVA)

Miljømål og klassegrenser for fysisk-kjemiske parametre i forhold til eutrofiering og forsurening:

Forslagene til miljømål og klassegrenser for fysisk-kjemiske parametre i norske innsjøer og elver er relatert til nye klassegrenser for de mest følsomme biologiske elementene for eutrofiering og forsurening i forskjellige vanttper. For eutrofiering anses plantep plankton som det mest følsomme elementet i innsjøer mht næringsalter, mens fisk anses å være det mest følsomme for oksygen og ammonium (fri ammoniakk). For forsurening anses laks som den mest følsomme i elver og ørret og/eller bunnfauna som mest følsomme i innsjøer. Følgende parametre er inkludert:

Parametre	Innsjøer	Elver
Klorofyll a	X	
Total fosfor	X	X
Total nitrogen	X	X
Ammonium	X	X
Siktedyp	X	
Oksygen	X	
pH	X	X
ANC	X	X
Aluminium (uorg. monomert)	X	X

Metodikken er basert på en kombinasjon av interkalibrerte klassegrenser, dose-respons-kurver og regresjonsmodeller for sammenheng mellom de mest følsomme biologiske elementene langs eutrofierings- og forsuringgradienten, litteraturverdier og ekspertvurderinger.

De foreslåtte grenseverdiene gjelder i tilfeller der hhv. eutrofiering og forsurening er den dominerende påvirkningstypen. Dersom en vannforekomst er utsatt for en kombinasjon av flere ulike påvirkningstyper (eks. eutrofiering og hydromorfologiske endringer) så vil ikke nødvendigvis tilstrekkelig god økologisk tilstand oppnås selv om de foreslåtte miljømålene (G/M grensen) for de vannkjemiske parametrene er nådd. De vannkjemiske miljømålene er imidlertid en forutsetning for å kunne oppnå god økologisk tilstand. For selve klassifiseringen av økologisk tilstand skal de kun brukes dersom alle de biologiske elementene er i god tilstand (se kapittelet om kombinasjonsregler i veilederen på: www.vannportalen.no/veileder). Dersom biologien er i moderat eller dårligere tilstand er det disse som bestemmer tilstandsklassen. De fysisk-kjemiske klassegrensene er likevel nødvendige for å kunne kvantifisere behovet for belastningsreduksjoner i alle vannforekomster som ikke er i tråd med de nye miljømålene, og danner følgelig grunnlaget for tiltaksplanlegging og forvaltningsplaner.

Naturtilstand og miljømål for Leirvassdrag:

Leirvassdrag er forsøksvis definert som vassdrag med > 10 mg/L suspendert stoff og minst 80% uorganisk materiale. Dette tilsvarer ca. 20% arealandel leirsedimenter. Forslag til naturtilstand for totalfosfor er basert på empirisk sammenheng mellom naturlig bakgrunnsavrenning og dekningsgraden av leirsedimenter i nedbørfelter under marine grense:

$$\text{TotP}_{\text{ref}} = 8,648 + 0,668 * ml$$

hvor TotP_{ref} = naturlig konsentrasjon for total fosfor ($\mu\text{g/l}$), 8,648 er beregnet bakgrunnsavrenning av totalfosfor fra arealer uten leirsedimenter ($\mu\text{g/l}$), 0,668 er stigningstallet for regresjonslinjen og ml = dekningsgraden av marine leirsedimenter i nedbørfeltet (%)

Miljømålet er angitt som en dobling av naturtilstanden ($2 \times \text{TotP}_{\text{ref}}$), mens miljømålet i andre vassdrag har noe større avvik fra naturtilstand ($2.2-2.8 \times$ naturtilstand avhengig av vanntype). Forslaget til miljømål for leirvassdrag er dermed noe strengere enn for andre vassdrag, målt som avvik fra naturtilstanden. Dette er gjort ut fra et føre-var-prinsipp, da biologien i leirvassdrag lever under vanskelig forhold fra naturens side og antas å ikke tåle så stor merbelastning. Kun flere biologiske undersøkelser i leirvassdrag vil kunne avklare om dette er en riktig antagelse.

I praksis vil naturtilstanden variere fra 20-30 $\mu\text{g/L}$ TotP i de fleste leirvassdrag, mens miljømålet vil variere fra 40-60 $\mu\text{g/L}$ TotP avhengig av dekningsgraden av leirsedimenter i nedbørfeltet.

Egnethet for brukerinteresser: drikkevann, bading og jordvanning:

Forslagene til nye kriterier for egnethet er basert på en gjennomgang av forskjellige forskrifter og direktiver, tidligere system for klassifisering av egnethet, ny forskning, samt ekspertvurderinger. Hovedvekten er lagt på bakteriologiske parametre. Forslagene er fremlagt ansvarlige helsemyndigheter, og kommentarer fra Folkehelseinstituttet er integrert i forslaget mht. drikkevann. Grenseverdiene for de forskjellige parametrene må drøftes videre med helsemyndighetene.

For alle forslagene til grenseverdiene i denne rapporten gjelder at de må evalueres etter en prøveperiode med innsamling av nye data og mer FoU.

Summary

Title: Environmental objectives and class boundaries for physico-chemical parameters in lakes and rivers, including turbid rivers in catchments with clay sediments, and suitability criteria for drinking water, bathing water and irrigation.

Year: 2008

Author: Anne Lyche Solheim et al.

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-5443-3

This report provides suggestions for reference conditions and class boundaries for physico-chemical parameters in Norwegian lakes and rivers, including turbid rivers in catchments with clay sediments (below the highest coastline), as well as new criteria and class boundaries for suitability for water use for drinking water, bathing water and irrigation of crops. The preliminary class boundaries for physico-chemical and bacteriological parameters are supplements to the new Norwegian guidance on ecological classification (www.vannportalen.no/veileder). This guidance was developed in 2008 for use by regional water authorities in their work with the first river basin management plans for river basins included in the first period of implementing the Water Framework Directive in Norway.

The report is divided in three main chapters:

- Environmental objectives and class boundaries for physico-chemical parameters related to eutrophication and acidification (NIVA and NINA)
- Reference conditions and environmental objectives for turbid rivers in catchments with clay sediments (Bioforsk and NIVA)
- Suitability criteria and class boundaries to ensure user interests for drinking water, bathing water and irrigation water (NIVA)

Environmental objectives and class boundaries for physico-chemical parameters related to eutrophication and acidification:

The suggestions for environmental objectives and class boundaries for physico-chemical parameters in Norwegian lakes and rivers are related to new class boundaries for the most sensitive biological elements for eutrophication and acidification in different types of water bodies. For eutrophication the most sensitive biological element is assumed to be phytoplankton concerning nutrients, while fish or benthic fauna is assumed to be the most sensitive elements for oxygen depletion and ammonium (free ammonia). For acidification the most sensitive element is likely to be fish (Atlantic salmon) in rivers and fish (brown trout) or benthic fauna in lakes. The following parameters are included:

Parameters	Lakes	Rivers
Chlorophyll a	X	
Total phosphorus	X	X
Total nitrogen	X	X
Ammonium	X	X
Secchi depth	X	
Oxygen	X	
pH	X	X
ANC	X	X
Aluminium (inorg. monomeric)	X	X

The methodology used to suggest reference values and class boundaries is based upon a combination of intercalibrated class boundaries, dose-respons-curves and regression models describing relationships

between the most sensitive biological elements along the gradients of eutrophication and acidification. In addition, literature survey and expert judgement have been used.

The proposed class boundaries are applicable wherever eutrophication or acidification is the dominant pressure. The proposed environmental objectives for the physico-chemical elements are minimum requirements to obtain good ecological status, but may not be sufficient if additional pressures are present. The physico-chemical elements should not be used for classification of water bodies unless the biological elements are shown to be in high or good status. If the biology is in moderate or worse status, then the biology alone decides the final classification results (see the Norwegian guidance on classification, chapter on combination rules at: www.vannportalen.no/veileder). The physico-chemical class boundaries are nevertheless necessary in order to quantify the need for pressure reduction in all water bodies that are in moderate or worse status. They are therefore of fundamental importance as a basis for planning an adequate programme of measures within the river basin management plans.

Reference conditions and environmental objectives for turbid rivers in catchments with clay sediments.

Turbid rivers in catchments with clay sediments (normally below the highest coastline after the last glaciation) are tentatively defined as rivers with > 10 mg/L suspended matter and >80% inorganic material, corresponding to a proportion of clay sediments of roughly 20%. The reference value for total phosphorus can be estimated from an empirical relationship between background run-off and the proportion of clay sediments in the catchment:

$$\text{TotP}_{\text{ref}} = 8,648 + 0,668 * ml$$

where TotP_{ref} = natural concentration for total phosphorus ($\mu\text{g/l}$), 8,648 is estimated background concentration of total phosphorus from areas without clay sediments ($\mu\text{g/l}$), 0,668 is the regression coefficient and ml = proportion of marine clay sediments in the catchment (%)

The environmental objective (good/moderate boundary) is proposed to be a doubling of the reference value ($2 \times \text{TotP}_{\text{ref}}$), while the environmental objective in other rivers are proposed to have somewhat larger deviation from the reference values ($2.2\text{-}2.8 \times$ reference value depending on river type). The proposal for environmental objective for turbid rivers in catchments with clay sediments are thereby somewhat stringent than those of other rivers, measured as deviation from reference conditions. This is done from a precautionary principle, as the biology in naturally turbid rivers has difficult natural conditions with low oxygen level in the bottom substrate, poor light conditions, and unstable bottom sediments. We therefore assume that the biological elements cannot tolerate much additional pressure, compared to the situation in other rivers. This assumption should be tested as soon as more biological data become available from naturally turbid rivers.

Based on empirical data from naturally turbid rivers, the reference conditions will normally vary between 20-30 $\mu\text{g/L}$ TotP in most catchments with clay sediments, while the environmental objective will vary from 40-60 $\mu\text{g/L}$ TotP depending on the proportion of clay sediments in the catchment.

Suitability criteria for user interests: drinking water, bathing water and irrigation water:

The suggestions for new criteria for suitability for these three main user interests are based on a survey of different directives and assessment systems, new research and expert judgement. The main emphasis is put on bacteriological parameters. The suggestions have been communicated to responsible health authorities, and comments from the Public Health Institute have been integrated into the criteria proposed to assess the suitability for drinking water. The criteria and boundaries should be further discussed with the Norwegian health authorities.

All proposed class boundaries in this report should be evaluated after a testing period of collecting new data and conducting new research to get more knowledge on dose-response relationships.

1. Innledning

Denne rapporten gir forslag til naturtilstand og klassegrenser for fysisk-kjemiske parametre i norske innsjøer og elver, inkludert leirvassdrag, samt forslag til nye grenseverdier for egnethet for drikkevann, bading og jordvanning, inkludert bakteriologiske parametre. Disse foreløpige grenseverdiene for fysisk-kjemiske og bakteriologiske parametre er supplement til veilederen i økologisk klassifisering. Denne veilederen ble utarbeidet i 2008 for bruk i arbeidet med tiltaks- og forvaltningsplaner for vannområder som er med i første planperiode for gjennomføring av Vanddirektivet i Norge.

De foreslåtte miljømålene (G/M-grensen) for fysisk-kjemiske og bakteriologiske parametre vil ikke nødvendigvis føre til at god økologisk tilstand oppnås for de biologiske elementene pga. mulig samvirkning av ulike belastninger. Imidlertid er de en forutsetning for at god økologisk tilstand skal nås. De er også nødvendige for å kunne kvantifisere behovet for belastningsreduksjoner i alle vannforekomster som ikke er i tråd med de nye miljømålene, og danner følgelig grunnlaget for tiltaksplanlegging og forvaltningsplaner.

2. Miljømål og klassegrenser for fysisk-kjemiske parametre i innsjøer og elver

2.1 Innledning

Foreløpige grenseverdier er utarbeidet for følgende fysisk-kjemiske parametre:

Eutrofieringsparametre:

Klorofyll a, (kun innsjøer), Total fosfor, Total nitrogen, Ammonium (NH₄+NH₃), Oksygen, Siktedyp (kun innsjøer)

Forsuringsparametre:

pH, ANC, uorganisk aluminium (Al_i), og Aluminium på gjeller av laks (kun elver)

Forslagene til klassifisering av fysisk-kjemiske parametre i norske innsjøer og elver er relatert til nye klassegrenser for de mest følsomme biologiske elementene for eutrofiering og forsuring, som angitt i Veileder i klassifisering (www.vannportalen.no/veileder).

2.2 Eutrofiering

Anne Lyche Solheim, NIVA

2.2.1 Metodikk

En sammenligning av responsen på eutrofiering for planteplankton og for vannplanter viser at planteplankton er det mest følsomme biologiske elementet (Lyche-Solheim et al. 2008). Vi har derfor basert forslagene til klassifiseringssystem for eutrofieringsrelevante fysisk-kjemiske parametre på responsen hos planteplankton.

Klorofyll a

Klorofyll a er egentlig en biologisk parameter og er inkludert i klassifiseringssystemet for planteplankton (se klassifiseringsveileder kap. 6). Men da denne måles kjemisk og er basis for de fleste av de andre fysisk-kjemiske parametrene nedenfor, velger vi å ta den med her også.

I første fase av interkalibreringen av klassifiseringssystemer som ble avsluttet i 2007, der Norge var med i den nordiske gruppen (NGIG), ble referanseverdier og grenseverdier for klorofyll a i innsjøer fastsatt. For å ta hensyn til naturlige gradienter av alkalitet, humus og klima innen hver vanntype innen Norden ble et intervall av referanse-verdier definert for hver vanntype (se Intercalibration technical report 2008 og Carvalho et al. 2008). For å sikre samme ambisjonsnivå for grenseverdiene svært god/god og god/moderat for alle landene uavhengig av variasjonen i naturforholdene innen NGIG, ble EQR-verdier beregnet for de midlere grenseverdiene for hver vanntype. Disse EQR-verdiene ble brukt til å estimere minimums og maksimumsverdier for hver klassegrense og vanntype. Land med gjennomgående lav alkalitet, lavt humus-innhold og kort retensjonstid, som ofte er tilfelle for norske innsjøer, bør velge grenseverdier nær minimumsnivået. Som en pragmatisk justering ble alle verdiene avrundet til nærmeste halve mikrogram. Alle disse grenseverdiene, samt oversikt over antall lokaliteter pr. vanntype er vist i Vedlegg A.

De foreslåtte klassegrensene for klorofyll a i norske innsjøer er følgelig basert på minimumsverdiene av de interkalibrerte intervallene for hver vanntype for klassegrensene svært god/god og god/moderat (se NGIG technical report 2008). For klassegrensene moderat/dårlig og dårlig/svært dårlig er forslaget til grenseverdier basert på den statistiske fordelingen av klorofyll for hver vanntype hentet fra det samme datasettet som ble brukt til de å fastsette de interkalibrerte grenseverdiene. Dette datasettet er dominert av norske og finske data, som ble sammenstilt i REBECCA prosjektet (Moe et al. 2008) og analysert for hver vanntype definert av den nordiske interkalibreringsgruppen (NGIG). Antall innsjøer pr. vanntype varierer fra ca. 50 til ca. 100.

Det nordiske datasettet som ble brukt i interkalibreringen, samt i analysen beskrevet ovenfor inneholdt uforholdsmessig få svært eutrofierte innsjøer. For klassegrensen moderat/dårlig foreslås derfor middelveidien innen det nordiske intervallet som norsk grenseverdi istedenfor minimumsverdien for enkelte vanntyper. For klassegrensen dårlig/svært dårlig foreslås en verdi nærmere maks-verdien av det nordiske intervallet som norsk grenseverdi for de humøse vanntypene (LN3, 6 og 8), mens middelveidien foreslås brukt for klarvannstypene (LN1, 2 og 5). Dette gjøres i mangel av bedre data fra svært eutrofierte innsjøer. Slike data foreligger ofte kun på kommune-nivå, og har ikke vært tilgjengelig for interkalibreringsarbeidet.

Total fosfor (TotP) for innsjøer

Grenseverdier for total fosfor for innsjøer er utarbeidet på grunnlag av sammenheng mellom klorofyll a og TotP for forskjellige vanntyper (Phillips et al. 2008). Følgende nordiske regresjonsligninger er brukt:

Innsjøtype	Type beskrivelse	Regresjonsligninger	r ²	N
LN2a, 3a, 5, 6a	Kalkfattige, grunne, klare el. humøse	LogChla = - 0.561 (±0.04) + 1.125 (±0.03) LogTP	0,77	344
LN2b	Kalkfattige, dype, klare	LogChla = - 0.283 (±0.05) + 0.745 (±0.06) LogTP	0,5	146
LN1, LN8	Kalkrike, grunne, klare el. humøse	LogChla = - 0.434 (±0.05) + 1.062 (±0.04) LogTP	0,77	201

TotP grensene er beregnet ved å sette inn grenseverdiene for klorofyll a (se avsnittet ovenfor, samt avsnitt 2.2.2 nedenfor) inn i disse regresjonsligningene (Vedlegg B). For dype kalkfattige innsjøer (LN2b) har vi valgt å bruke regresjonsligningen for grunne kalkfattige innsjøer istedenfor ligningen for dype kalkfattige innsjøer pga. lav r² for regresjonen for dype innsjøer (r²=0.5). En annen og viktig grunn til dette er at regresjonen for dype innsjøer ga like høye eller høyere grenseverdier for TotP som i grunne innsjøer for de tre dårligste klassegrensene. Selv om dype innsjøer ofte har lavere klorofyll

per total-fosfor ratio enn grunne innsjøer pga. lysbegrensning, virker det likevel urealistisk at store, dype innsjøer skal ha like høye eller høyere grenseverdier for TotP enn grunne innsjøer.

Analysen av planteplanktondata for norske innsjøer viste at disse var mer sensitive enn andre nordiske innsjøer mht. masseoppblomstring av blågrønnalger (Cyanobakterier) (Ptacnik et al. 2008). Vi har derfor valgt å bruke minimum intercept og maksimum regresjons koeffisient, for å beregne grenseverdier for TotP for norske innsjøer. Dette gir grenseverdier for TotP som er i samsvar med det gamle klassifiseringssystemet (SFT 97:04) for den typiske norske kalkfattige klarvannssjøen (LN2), som det gamle systemet var basert på. Bruk av midlere intercept og midlere regresjonskoeffisient ville gitt betydelig høyere grenseverdier, og således bryte med føre-var prinsippet i norsk miljøforvaltning.

Total fosfor (TotP) for elver

Grenseverdier for TotP for elver er basert på tilsvarende TotP-verdier for innsjøer, men er multiplisert med en faktor 1.5 for å ta høyde for fosfor-retensjon i innsjøer. Denne faktoren tilsvarer 33% retensjon av fosfor. Innsjøer med teoretisk oppholdstid på 1 år vil ha en fosfor-retensjon på ca. 50% (Larsen og Mercier 1976). Selv om noen norske innsjøer har lengre oppholdstid enn dette (for eksempel store, dype innsjøer) vil nok de fleste ha kortere oppholdstid og dermed mindre fosfor-retensjon. Denne faktoren er foreslått ut fra en diskusjon mellom erfarne limnologer ved NIVA og Universitetet i Oslo.

Forslagene gjelder ikke for leirvassdrag. Grenseverdier for leirvassdrag er behandlet i kap. 2 nedenfor.

De foreslåtte grenseverdiene for total fosfor i elver må evalueres så snart det nye klassifiseringssystemet for biologiske elementer er utarbeidet, da det er biologiens tålegrenser som gjelder for implementering av vanddirektivet.

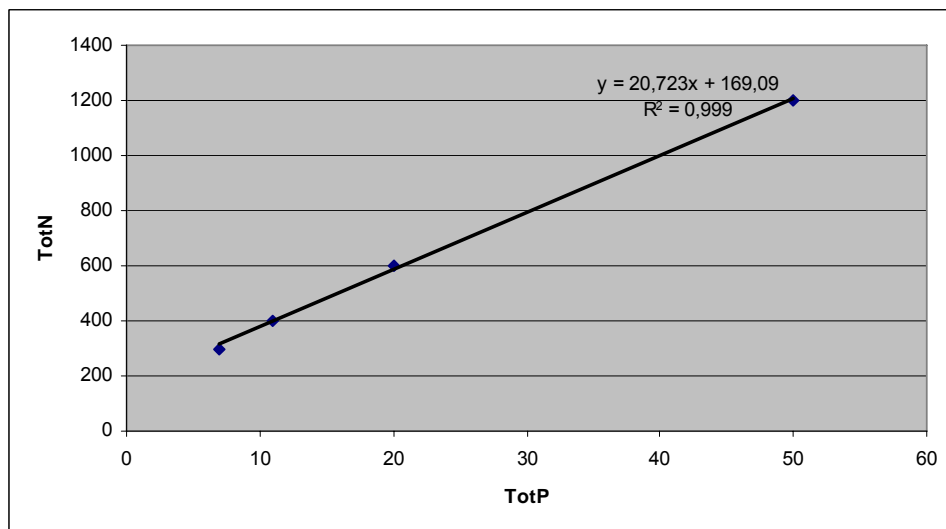
Siktedyp:

Grenseverdier for siktedyp for innsjøer er beregnet ut fra korrelasjonen mellom klorofyll a og siktedyp som det gamle klassifiseringssystemet var basert på, og de nye typespesifikke grenseverdiene for klorofyll. Denne regresjonen tar ikke hensyn til effekten av humus på siktedypet. De foreslåtte grenseverdiene for siktedyp i humus-sjøer (LN3, 6 og 8) vil dermed være overestimert. Så snart nye data på siktedyp og klorofyll fra humussjøer foreligger bør en ny regresjon beregnes og nye grenseverdier settes.

Total nitrogen (TotN)

Grenseverdiene for TotN er beregnet ut fra de nye typespesifikke grenseverdiene for TotP i innsjøer og korrelasjonen mellom TotP og TotN som det gamle klassifiseringssystemet var basert på (se tabell og figur nedenfor). Deretter ble grenseverdiene avrundet til nærmeste 25 µg/L. Da det er lite retensjon av nitrogen i innsjøer, anses disse grenseverdiene som representative både for innsjøer og elver.

Klasse i SFT systemet (SFT 97:04)	TotP µg/L	TotN µg/L
meget god/god	7	300
god/mindre god	11	400
mindre god/dårlig	20	600
dårlig/meget dårlig	50	1200



Ammonium (NH₄+NH₃) og fri ammoniakk (NH₃)

Foreløpige grenseverdier for ammonium (NH₄+NH₃) er satt ut fra tålegrenser for fisk som angitt i Alabaster & Lloyd 1980. Fisk tolererer ikke fri ammoniakk-konsentrasjoner over 25 µg/L. Forholdet mellom fri ammoniakk (NH₃) og ammonium (NH₄+NH₃) avhenger av både temperatur og pH. Tabellen viser konsentrasjoner av ammonium (NH₄+NH₃) som gir 25 µg/L fri ammoniakk (NH₃) for forskjellige pH verdier og forskjellig temperatur. Alle verdier er angitt som mg/L. Feltene som er markert med gult i tabellen representerer konsentrasjoner som er lavere enn de foreslåtte grenseverdiene for TotN for klassegrensen god/moderat (se avsnitt om TotN nedenfor).

pH	6.5	7.0	7.5	8.0	8.5	9.0
temp, °C						
5	63,3	20	6,3	2	0,66	0,23
10	42,4	13,4	4,3	1,4	0,45	0,16
15	28,9	9,2	2,9	0,94	0,31	0,12
20	20	6,3	2	0,66	0,22	0,088
25	13,9	4,4	1,4	0,46	0,16	0,069

For norske innsjøer vil det først og fremst være i sommerperioden i svært eutrofierte innsjøer og elver at tålegrensene for fri ammoniakk kan overskrides. Andre lokaliteter vil vanligvis ha lavere pH verdier enn 8,0, og total ammonium-konsentrasjoner langt under 0,5 mg/L. Selv i svært eutrofierte innsjøer og elver i Norge er ammonium-konsentrasjonen sjelden over 0,1 mg/L om sommeren, særlig fordi ammonium tas lett opp av alger og vannplanter, og er den første nitrogen-fraksjonen som avtar ved evt. nitrogen-begrensning. Dersom temperaturen er lav og pH < 8,0 skal det så høy total ammonium-konsentrasjon til for å gi 25 µg/L fri ammoniakk at dette neppe vil forekomme i norske vassdrag, med unntak av perioden rett etter ulykker med større akutte punktutslipp fra kloakk, gjødselkjellere, industri, tankbilvelt eller anleggsvirksomhet.

Ut fra de normative definisjonene i Vanddirektivet /Vannforskriftens vedlegg V tolkes denne tålegrensen på 25 µg/L fri ammoniakk som grenseverdien dårlig/svært dårlig, da overskridelse av denne medfører akutt fiskedød, noe som må anses som et svært stort avvik fra naturtilstanden.

Naturtilstanden for fri ammoniakk anslås til å være nær null for norske vann og vassdrag, ut fra følgende resonnement: Naturtilstanden for total nitrogen (TotN) er anslått til maks. 300 µg/L (se tabell med forslag til naturtilstand og grenseverdier for TotN nedenfor). De dominerende nitrogen-fraksjonene i vann er normalt nitrat (NO₃) og løst organisk nitrogen (DON), samt partikulært organisk nitrogen bundet i detritus-partikler og i bakterier og planktonalger. Naturtilstand for total ammonium

(NH₄+NH₃) utgjør derfor sjelden over 10% av total nitrogenet, dvs. normalt under 30 µg/L (Räike et al. 2003). Naturlig pH er sjelden >8 og temp. er sjelden >25 °C i norske vanntyper. I følge tabellen ovenfor vil en total ammonium konsentrasjon på 160 µg/L gi en fri ammoniakk-konsentrasjon på 25 µg/L ved pH 8 og 25 °C. Dersom den naturlige totale ammonium konsentrasjonen er maks 30 µg/L vil dette tilsvare en fri ammoniakk konsentrasjon på maks. 5 µg/L (30 x 25/160). Vi foreslår derfor en grenseverdi svært god/god for total ammonium på 30 µg/L og en fri ammoniakk konsentrasjon på maks. 5 µg/L. Naturtilstanden foreslås til 1 µg/L fri ammoniakk, hvilket tilsvarer 6 µg/L total ammonium. Grenseverdiene for fri ammoniakk foreslås å gjelde uavhengig av pH og temp., mens grenseverdiene for total ammonium kun gjelder ved pH>8 og temp.>25°C. For lavere pH og temp. anses det lite hensiktsmessig å sette grenseverdier for total ammonium, da de samme verdiene av fri ammoniakk vil oppnås ved stadig høyere konsentrasjoner av total ammonium, og disse vil raskt overskride grenseverdiene for TotN (se TotN tabell nedenfor og tabellen ovenfor).

Fordi fri ammoniakk virker akutt toksisk for fisk foreslås det at disse grenseverdiene representerer 90 persentilen av observasjonene og ikke middelverdien, dvs. at kun 10% av observasjonene tillates å overskride dem.

Oksygen

Foreløpige grenseverdier for oksygen (løst oksygen) er satt ut fra tålegrenser for fisk som angitt i Alabaster & Lloyd 1980 (se tabell nedenfor). Laksefisk krever oksygen-konsentrasjoner over 9 mg/L (årlig 50 persentil) for normal funksjon (overlevelse, vekst og reproduksjon), og tåler kun korte perioder med oksygen under 5 mg/L (årlig 5 persentil). Dette innebærer at O₂ konsentrasjonen bør være over 9 mg/L i minst halvparten av målingene i løpet av et år og under 5 mg/L i maks 5% av målingene. Tilsvarende tall for karpefisk er 5 mg/L (50 persentil) og 2 mg/L (5 persentil). Laksefisk er m.a.o. mer følsomme for oksygenvinn enn karpefisk.

Tålegrenser for fisk, løst oksygen (mg/L):

	årlig 50 persentil	årlig 5 persentil
laksefisk	9	5
karpefisk	5	2

På denne bakgrunn foreslås foreløpige grenseverdier for klassegrensen god/moderat for løst oksygen til 9 mg/L i minst halvparten av målingene i løpet av et år og under 5 mg/L i maks 5% av målingene. Oksygenmålinger bør inkludere målinger på sen vinteren i islagte innsjøer og elver, da dette er den mest kritiske perioden for oksygen-svinn i hele vannmassen. Dette gjelder for alle vanntyper der laksefisk er en naturlig del av fiskefaunaen. For humusvann er den naturlige oksygenkonsentrasjonen lavere enn i klarvannssjøer og -elver. Typisk humusvann har ofte lite laksefisk. Vi foreslår derfor lavere grenseverdier for oksygen i slike vanntyper i tråd med tålegrensene for karpefisk (og abborfisk).

Ved videreutvikling av klassifiseringssystemet bør disse grenseverdiene vurderes i forhold til oksygenkravene for sensitive bunnfauna-arter som steinfluer og marflo.

2.2.2 Resultater

Klorofyll a for innsjøer

Klorofyll a er egentlig en biologisk parameter og er inkludert i klassifiseringssystemet for planteplankton (se klassifiseringsveileder kap. 6). Men da denne måles kjemisk og er basis for de fleste av de andre fysisk-kjemiske parametrene nedenfor, velger vi å ta den med her også. Foreløpige grenseverdier for innsjøer er angitt nedenfor. For beregningsmetode, se kap. 2.2.1 ovenfor. Alle grenseverdier er angitt som $\mu\text{g/L}$, og gjelder årsmiddelverdier basert på månedlige målinger i vekstsesongen.

Høyde-region	Vanntype	Typebeskrivelse	ref.verdi	SG/G	G/M	M/D	D/SD
Lavland	LN2a	Kalkfattige, klare, grunne	1,5	3	5	10	20
Lavland	LN2b	Kalkfattige, klare, dype	1,2	2,5	4	7	15
Lavland	LN3a	Kalkfattige, humøse	2,5	5	7,5	15	30
Lavland	LN1	Kalkrike, klare	2,5	5	7,5	15	30
Lavland	LN8a	Kalkrike, humøse	3,5	7	10,5	20	40
Skog	LN5	Kalkfattige, klare	1	2	3	7	15
Skog	LN6	Kalkfattige, humøse	2	4	6	12	25
Fjell	LN7	Kalkfattige, klare	0,8	1,5	2,5	6	12

Siktedyp for innsjøer

Foreløpige grenseverdier for innsjøer er angitt nedenfor. For beregningsmetode, se kap. 2.2.1 ovenfor. Alle grenseverdier er angitt i meter, og gjelder årsmiddelverdier basert på månedlige målinger i vekstsesongen.

Høyde-region	Vanntype	Typebeskrivelse	ref.verdi	SG/G	G/M	M/D	D/SD
Lavland	LN2a	Kalkfattige, klare, grunne	8	6	4	2	1
Lavland	LN2b	Kalkfattige, klare, dype	10	8	5	3	1,5
Lavland	LN3a	Kalkfattige, humøse	6	4	3	1,5	0,7
Lavland	LN1	Kalkrike, klare	6	4	3	1,5	0,7
Lavland	LN8a	Kalkrike, humøse	5	3	2	1	0,5
Skog	LN5	Kalkfattige, klare	10	8	6	3	1,5
Skog	LN6	Kalkfattige, humøse	7	5	3,5	1,7	0,8
Fjell	LN7	Kalkfattige, klare	12	9	7	3,5	1,7

Total fosfor (TotP) for innsjøer

Foreløpige grenseverdier for innsjøer er angitt nedenfor. For beregningsmetode, se kap. 2.2.1 ovenfor. Alle grenseverdier er angitt som $\mu\text{g/L}$, og gjelder årsmiddelverdier basert på månedlige målinger i vekstsesongen.

Høyde-region	Vanntype	Typebeskrivelse	ref.verdi	SG/G	G/M	M/D	D/SD
Lavland	LN2a	Kalkfattige, klare, grunne	4	7	11	20	40
Lavland	LN2b	Kalkfattige, klare, dype	3	6	9	15	30
Lavland	LN3a	Kalkfattige, humøse	6	11	16	30	55
Lavland	LN1	Kalkrike, klare	5	10	14	25	50
Lavland	LN8a	Kalkrike, humøse	7	13	19	35	65
Skog	LN5	Kalkfattige, klare	3	5	7	15	30
Skog	LN6	Kalkfattige, humøse	5	9	13	24	45
Fjell	LN7	Kalkfattige, klare	2	3	5	11	20

Total fosfor (TotP) for elver

Foreløpige grenseverdier for elver som ikke er leirvassdrag er angitt i tabellen nedenfor. For beregningsmetode, se kap. 2.2.1. Alle grenseverdier er angitt som µg/L, og gjelder årsmiddelverdier unntatt målinger tatt under flom og tørke-perioder. For leirvassdrag, se kap. 3.

Høyde-region	Vanntype	Typebeskrivelse	ref.verdi	SG/G	G/M	M/D	D/SD
Lavland	RN2	kalkfattige, klare,	6	11	17	30	60
Lavland	RN3	kalkfattige, humøse	9	17	24	45	83
Lavland	RN1	moderat kalkrik, klar	8	15	21	38	75
Lavland		moderat kalkrik, humøs	11	20	29	53	98
Skog	RN5	kalkfattige, klare,	5	8	11	23	45
Skog	RN9	kalkfattige, humøse	8	14	20	36	68
Fjell	RN7	kalkfattige, klare,	3	5	8	17	30

Total nitrogen (TotN) i innsjøer og elver

Ut fra metodikken beskrevet i kap. 2.2.1 får vi følgende forslag til foreløpige grenseverdier for TotN i norske innsjøer og elver (alle grenseverdier er angitt som µg/L, og gjelder årsmiddelverdier):

Høyde-region	Vanntype	Typebeskrivelse	ref.verdi	SG/G	G/M	M/D	D/SD
Lavland	LN2a; RN2	Kalkfattige, klare, grunne	250	300	400	575	1000
Lavland	LN2b	Kalkfattige, klare, dype	225	300	350	475	800
Lavland	LN3a; RN3	Kalkfattige, humøse	300	400	500	800	1300
Lavland	LN1; RN1	Kalkrike, klare	275	375	450	700	1200
Lavland	LN8a	Kalkrike, humøse	300	450	550	900	1500
Skog	LN5; RN5	Kalkfattige, klare	225	275	325	475	800
Skog	LN6; RN9	Kalkfattige, humøse	275	350	450	675	1100
Fjell	LN7; RN7	Kalkfattige, klare	200	225	275	400	575

Ammonium (NH₄+NH₃) og fri ammoniakk (NH₃)

På bakgrunn av tålegrenser for fisk og resonnementet angitt i metodikk-kapitlet ovenfor foreslås foreløpige grenseverdier for fri ammoniakk og total ammonium å være hhv. 5 µg/L og 30 µg/L for klassegrensen svært god/god og hhv. 25 µg/L og 160 µg/L for klassegrensen dårlig/svært dårlig. Klassegrensen god/moderat foreslås ved interpolasjon mellom disse ytterpunktene til å være 10 µg/L og 60 µg/L for hhv. fri ammoniakk og total ammonium, mens klassegrensen moderat/dårlig foreslås å være 15 µg/L og 100 µg/L. Dette gjelder foreløpig for alle vanntyper.

Vanntyper	Parameter	ref.verdi	SG/G	G/M	M/D	D/SD
alle	Fri ammoniakk (NH ₃) (µg/L) 90 persentil	1	5	10	15	25
alle	Total ammonium* (NH ₄ +NH ₃) (µg/L) 90 persentil	10	30	60	100	160

* gjelder kun ved pH > 8 og temp. > 25 °C. Ved lavere pH og temperatur er denne parameteren ikke relevant.

Øksygen i innsjøer og elver

Foreløpige grenseverdier er basert på tålegrenser for forskjellige fiskesamfunn i hht. metodikken angitt i kap. 2.2.1 ovenfor. Grenseverdiene i tabellen nedenfor gjelder for løst oksygen og er basert på tålegrenser for laksefisk (for klarvannstyper) og karpefisk (for humusvannstyper). Tallene gjelder hypolimnion for sjiktede innsjøer eller hele vannmassen for usjiktede innsjøer og elver. Persentilene gjelder andelen av observasjonene som kan være lavere enn angitt grenseverdi.

<i>Vanntyper</i>	<i>Parameter</i>	<i>ref.verdi</i>	<i>SG/G</i>	<i>G/M</i>	<i>M/D</i>	<i>D/SD</i>
Klarvannstyper (LN1, 2, 5, 7, RN1,2, 5, 7)	O ₂ (mg/L) 50 persentil	14	12	9	5	2
Klarvannstyper (LN1, 2, 5, 7, RN1,2, 5, 7)	O ₂ (mg/L) 5 persentil	12	9	5	2	1
Humusvannstyper (LN3, 6, 8, RN3, 9)	O ₂ (mg/L) 50 persentil	12	9	5	2	1
Humusvannstyper (LN3, 6, 8, RN3, 9)	O ₂ (mg/L) 5 persentil	9	5	2	1	0,5

2.3 Forsuringsparametre

*Ann Kristin Schartau og Trygve Hesthagen, MINA
Frode Kroglund, NIVA*

2.3.1 Metodikk

pH

Den biologiske effekten av redusert pH vil påvirkes av kalsium, humus og særlig aluminium. I vann med lav konsentrasjon labilt aluminium (LAl, UM-Al) vil organismene ofte tåle en lavere pH enn i vann med forhøyet LAl. Lavere pH-verdier vil således kunne aksepteres i innsjøer utenfor det typiske forsuringområdet.

Referanse- og grenseverdien svært god/god for både innsjøer og elver er satt lik hhv. median og 95% persentilen for pH basert på en analyse av vannkjemiske data fra referansesjøer. Det er grunn til å anta at referanseverdiene for pH i elv ligger noe over det en finner for tilsvarende innsjøtype, men det finnes så lang ingen sammenstilling av vannkjemiske data fra et tilstrekkelig antall referanseelver i Norge.

De samordnede grenseverdiene tar hensyn til det kvalitetselementet som er mest sensitivt overfor forsuring (vanligvis fisk). Det har også vært nødvendig å bruke noe skjønn for å sikre et mest mulig samordnet system for elver og innsjøer.

pH for innsjøer

Grenseverdiene (G/M og dårligere) for innsjøer er utarbeidet på grunnlag av sammenheng mellom pH og følgende biologiske kvalitetselementer:

- Bunn dyrsammensetning (relativ mengde av forsuringfølsomme arter) for 4 ulike innsjøtyper (Schartau et al. 2008). Disse analysene er utført på et materiale bestående av data både fra Sverige og Storbritannia i tillegg til Norge (totalt 668 prøver, hvorav 184 fra Norge). Bunn dyrdata fra 50 norske innsjøer inngår i analysene. Grenseverdiene er ekspertvurdert i forhold til kunnskap om forsuringstoleranse hos norske bunndyrarter (Raddum og Fjellheim 1984, Bækken og Kjellberg 2004).
- Ørretpopulasjoner (sannsynlighet for skader). Fiskeanalysene er utført på et materiale fra totalt 780 norske innsjøer. Publiserte resultater basert på analyser av fisk skiller ikke mellom svært kalkfattige og kalkfattige innsjøer (men det tas hensyn til TOC innholdet). Senere er det gjennomført nye analyser som angir grenseverdier for totalt 6 innsjøtyper basert på 2 kalsiumkategorier og 3 TOC-kategorier (T. Hesthagen et al. upublisert).

pH for elver

Grenseverdiene (G/M og dårligere) for elver er utarbeidet på grunnlag av sammenheng mellom pH og følgende biologiske kvalitetselementer:

- Sammensetning av begroingsalger (AIP indeksen) for 3 ulike elvetyper. Analyser av begroingsalger er utført på et materiale fra 850 norske elvestasjoner (S. Schneider pers.med.). Resultatene fra kalkfattige elver indikerer at det ikke er noen forskjell mellom klare og humøse elver (S. Schneider upublisert). Når det gjelder de svært kalkfattige elvene er datagrunnlaget foreløpig for lite til å kunne analysere klare og humøse elver separat.
- Bunn dyrsammensetning (relativ mengde av forsuringfølsomme arter) for 4 ulike elvetyper (Moe et al. 2008). Disse analysene er utført på et materiale bestående av data både fra Sverige og Storbritannia i tillegg til Norge (totalt 916 prøver, hvorav 319 fra Norge). Grenseverdiene er ekspertvurdert i forhold til kunnskap om forsuringstoleranse hos norske bunndyrarter (Raddum og Fjellheim 1984, Bækken og Kjellberg 2004).

- Laksepopulasjoner (overlevelse av lakseparr og –smolt samt sjøtoleranse hos smolt) basert på eksponeringsforsøk og bestandsundersøkelser (se bl.a. Kroglund og Rosseland 2004, Kroglund et al. 2002, 2007, 2008). I analysene av laks er det foreløpig ikke skilt mellom vanntyper. Grenseverdiene vil gjelde for alle vanntyper såfremt Al foreligger på en for laks giftig form (Kroglund et al., 2008). I elver som ikke inneholder LAI vil laksen trives selv om pH reduseres til verdier ned mot 5.4 (Fivelstad et al. 2004). Det er sannsynlig at grenseverdiene vil variere både med kalsium- og humusinnhold, men dette er ikke testet så langt. Tålegrenser målt som pH er fastsatt for både parr og smolt i ferskvannsfasen samt for overlevelse av postsmolt i sjøfasen. Sjødyktighet til smolt er den mest kritiske parameteren. I forsøk er det påvist betydelige skader på sjøtoleranse allerede etter få timer eksponering i vann med redusert pH og økt Al (Kroglund et al. 2007, 2008).

Ettersom sjødyktighet til smolt er den mest kritiske parameteren i lakseførende vassdrag er grenseverdiene for pH i klare elver i lavland og skog basert på denne alene. For humøse elver er grenseverdiene justert noe ned i samsvar med resultatene fra innsjøer. Grenseverdier for fjellelver er satt lik grenseverdier for tilsvarende innsjøtyper.

Uorganisk (labilt) aluminium (LAI, UM-Al)

Al foreligger på mange ulike former i vann. Det er kun den form som inkluderes i benevnelsen LAI (UM-Al) som utøver biologisk skade. En oversikt over biotilgjengelighet og giftighet av aluminium i ferskvann er gitt av Gensemer og Playle (1999).

Konsentrasjon av LAI vil være meget lav (<5 µg/L) i innsjøer og elver som ikke er påvirket av forurening. Dette tilsvarer også den deteksjonsgrensen som vanligvis oppgis ved analyse av aluminium. Det har vært nødvendig å bruke noe skjønn for å sikre et mest mulig samordnet system for elver og innsjøer. Alle verdier er avrundet til nærmeste 5 µg/L.

LAI for innsjøer

Grenseverdiene for innsjøer er utarbeidet på grunnlag av sammenheng mellom LAI og ørrepopulasjoner (sannsynlighet for skader) (Hesthagen et al. 2008). Fiskeanalysene er utført på et materiale fra totalt 780 norske innsjøer. De publiserte analysene på fisk skiller ikke mellom svært kalkfattige og kalkfattige innsjøer (men det tas hensyn til TOC innholdet). Senere er det gjennomført nye analyser som angir grenseverdier for totalt 6 innsjøtyper basert på 2 kalsiumkategorier og 3 TOC-kategorier (Hesthagen et al. upublisert). Enkelte innsjøtyper er representert med få lokaliteter; noe som gir stor usikkerhet ved fastsettelse av klassegrenser. Ved fastsettelse av foreløpige grenseverdier har det derfor vært nødvendig å utøve noe skjønn.

LAI for elver

Grenseverdiene for elver er utarbeidet på grunnlag av sammenheng mellom LAI og laksepopulasjoner (overlevelse av lakseparr og –smolt samt sjøtoleranse hos smolt) basert på eksponeringsforsøk og bestandsundersøkelser (se bl.a. Kroglund og Rosseland 2004, Kroglund et al. 2002, 2007, 2008). I analysene av fisk er det ikke skilt mellom vanntyper, men det antas at grenseverdiene gjelder for alle lakseførende vassdrag. Det er sannsynlig at grenseverdiene vil variere både med kalsium- og humusinnhold, men dette er ikke testet så langt. Tålegrenser målt som LAI er fastsatt for både parr og smolt i ferskvannsfasen samt for overlevelse av postsmolt i sjøfasen. Sjødyktighet til smolt er den mest kritiske parameteren. I forsøk er det påvist betydelige skader på sjøtoleranse allerede etter timer eksponering i vann med økt Al (Kroglund et al. 2007, 2008).

Ettersom sjødyktighet til smolt er den mest kritiske parameteren i lakseførende vassdrag er grenseverdiene for LAI i elver i lavland og skog basert på denne. Grenseverdier for fjellelver er satt lik grenseverdier for tilsvarende innsjøtyper.

Vannets syrenøytraliserende kapasitet (ANC)

Referanse- og grenseverdien svært god/god for både innsjøer og elver er satt lik hhv. median og 95% persentilen for ANC basert på en analyse av vannkjemiske data fra referansesjøer. Det er grunn til å anta at referanseverdiene for ANC i elv ligger noe over det en finner for tilsvarende innsjøtype, men det finnes så lang ingen sammenstilling av vannkjemiske data fra et tilstrekkelig antall referanseelver i Norge.

De samordnede grenseverdiene tar hensyn til det kvalitetselementet som er mest sensitivt overfor forurening (vanligvis fisk). Det har også vært nødvendig å bruke noe skjønn for å sikre et mest mulig samordnet system for elver og innsjøer. Alle verdier er avrundet til nærmeste 5 µekv/L.

ANC for innsjøer

Grenseverdiene (G/M og dårligere) for innsjøer er utarbeidet på grunnlag av sammenheng mellom ANC (vannets syrenøytraliserende kapasitet) og følgende biologiske kvalitetselementer:

- Bunndyrs sammensetning (Raddum forsøringsindeks) (Lien et al. 1991, 1996). Bunndyranalysene er utført på et materiale bestående av 71 elvelokaliteter (Vestlandet) og 100 innsjøer (Sør-Norge). Det er ikke skilt mellom ulike vanntyper, men datamaterialet består primært av svært kalkfattig/kalkfattige, klare innsjøer/elver. Det er vist at bunndyrenes tålegrenser målt som ANC er lavere i svært kalkfattige vannforekomster sammenlignet med vannforekomster med høyere kalsiuminnhold. Grenseverdier for totalt 4 innsjøtyper er satt ved ekspertvurdering.
- Ørrepopulasjoner (sannsynlighet for skader) (Hesthagen et al. 2008). Fiskeanalysene er utført på et materiale fra totalt 780 norske innsjøer. Publiserte resultater fra analyser av fisk skiller ikke mellom svært kalkfattige og kalkfattige innsjøer (men det tas hensyn til TOC innholdet). Senere er det gjennomført nye analyser som angir grenseverdier for totalt 6 innsjøtyper basert på 2 kalsiumkategorier og 3 TOC-kategorier (Hesthagen et al. upublisert).

ANC for elver

Grenseverdiene (G/M og dårligere) for elver er utarbeidet på grunnlag av sammenheng mellom ANC (vannets syrenøytraliserende kapasitet) og følgende biologiske kvalitetselementer:

- Bunndyrs sammensetning (Raddum forsøringsindeks) (Lien et al. 1991, 1996). Bunndyranalysene er utført på et materiale bestående av 71 elvelokaliteter (Vestlandet) og 100 innsjøer (Sør-Norge). Det er ikke skilt mellom ulike vanntyper, men datamaterialet består primært av svært kalkfattig/kalkfattige, klare innsjøer/elver. Det er vist at bunndyr tåler lavere ANC i i svært kalkfattige vannforekomster sammenlignet med vannforekomster med høyere kalsiuminnhold (Raddum og Skjelkvåle 1995). Dette er antatt å skyldes tilpasninger til naturlige forskjeller i vannkjemien. På denne bakgrunn er det også grunn til å anta at tålegrensene i klare elver er lavere enn i humøse. Grenseverdier for totalt 4 elvetyper er satt ved ekspertvurdering.
- Laksepopulasjoner (overlevelse av lakseparr og –smolt samt sjøtoleranse hos smolt) basert på eksponeringsforsøk og bestandsundersøkelser (se bl.a. Kroglund og Rosseland 2004, Kroglund et al. 2002, 2007, 2008). I analysene av laks er det ikke skilt mellom vanntyper, men det antas at grenseverdiene gjelder for alle lakseførende vassdrag. Det er sannsynlig at grenseverdiene vil variere både med kalsium- og humusinnhold, men dette er ikke testet så langt. Tålegrenser målt som ANC er fastsatt for både parr og smolt i ferskvannsfasen samt for overlevelse av postsmolt i sjøfasen. Sjødyktighet til smolt er den mest kritiske parameteren. I forsøk er det påvist betydelige skader på sjøtoleranse allerede etter timer eksponering i vann med redusert ANC (Kroglund et al. 2007, 2008).

Ettersom sjødyktighet til smolt er den mest kritiske parameteren i lakseførende vassdrag er grenseverdiene for ANC i elver i lavland og skog basert på denne. Grenseverdier for fjellelver er satt lik grenseverdier for tilsvarende innsjøtyper.

Aluminium på gjeller av laks (gjelle-aluminium)

Aluminium på gjellene har vist seg som en enkel og relevant parameter for å vurdere helsetilstand hos laksunger i surt aluminiumsholdig vann, særlig i vann hvor konsentrasjonen av LAI er lav og analyseusikkerheten stor. Selv om gjelle-Al er en biologisk parameter er den inkludert her da denne analyseres som en vannkjemisk parameter. I vann med ustabil aluminiumskjemi (i elver) vil gjelle-Al gi en bedre indikasjon på forurengningstilstanden enn aluminiumskonsentrasjonen i vann (målt i laboratoriet etter transport og lagring) (Kroglund et al. 2001a, b).

Hos smolt er klassegrensen mellom god og moderat satt til 30 µg Al/g tørrvekt (tv) mht mulige effekter på sjøoverlevelsen. Merkeforsøk har vist at slike Al-verdier kan gi en redusert sjøoverlevelse fra smolt til voksen fisk på rundt 30 %. Kritiske nivå for gjelle-Al er betydelig høyere for mulige effekter på overlevelsen hos hhv. parr (200 µg Al/g tv) og smolt (100 µg Al/g tv) i ferskvann. Fordi det i mange tilfeller vil være enklere å ta prøver av parr enn av smolt så er grenseverdier for begge stadier inkludert i klassifiseringssystemet.

2.3.2 Resultater***pH i innsjøer***

Foreløpige grenseverdier for innsjøer er angitt nedenfor. For beregningsmetode, se kap. 2.3.1 ovenfor. Alle grenseverdier gjelder laveste verdi basert på fortrinnsvis fire prøver årlig (snøsmelting vår, sommer, høst og vinter), alternativt målinger foretatt under sirkulasjonsperioden på høsten.

I en innsjø som har vært utsatt for forurengning over tid vil det sannsynligvis være nødvendig å sette strengere grenseverdier (spesielt viktig for G/M grensen) for å sikre en biologisk gjenhenting. Under slike forhold vil det kunne være for høyt innhold av LAI selv om pH er bedre enn G/M grensen.

Høyde-region	Vanntype	Typebeskrivelse	ref.verdi	SG/G	G/M	M/D	D/SD
Lavland	LN2	Kalkfattige, klare (TOC<2)	6,8	6,5	6,1	5,5	5,0
		Kalkfattige, klare (TOC2-5)	6,8	6,5	5,9	5,4	5,0
Lavland	LN3	Kalkfattige, humøse	5,8	5,7	5,6	5,4	5,0
		Skog	10,16	Sv. kalkfattige, klare (TOC<2)	6,2	6,0	5,9
		Sv. kalkfattige, klare (TOC2-5)	6,2	6,0	5,8	5,3	5,1
Skog	11	Sv. kalkfattige, humøse	5,8	5,6	5,4	5,1	4,9
Skog	LN5	Kalkfattige, klare (TOC<2)	6,8	6,5	6,1	5,5	5,0
		Kalkfattige, klare (TOC2-5)	6,8	6,5	5,9	5,4	5,0
Skog	LN6	Kalkfattige, humøse	5,8	5,7	5,6	5,4	5,0
		Fjell	21	Sv. kalkfattige, klare (TOC<2)	6,2	6,0	5,9
		Sv. kalkfattige, klare (TOC2-5)	6,2	6,0	5,8	5,3	5,1
Fjell	LN7	Kalkfattige, klare (TOC<2)	6,8	6,5	6,1	5,5	5,0
		Kalkfattige, klare (TOC2-5)	6,8	6,5	5,9	5,4	5,0

Klassegrensene er representative for innsjølevende ørret og bunnfauna.

pH i elver

Foreløpige grenseverdier for innsjøer er angitt nedenfor. For beregningsmetode, se kap. 2.3.1 ovenfor. Alle grenseverdier gjelder laveste verdi basert på fortrinnsvis månedlige målinger gjennom hele året, minimum fire prøver årlig (snøsmelting vår, sommer, høst og vinter). I en elv som har vært utsatt for forsuring over tid vil det sannsynligvis være nødvendig å sette strengere grenseverdier (spesielt viktig for G/M grensen) for å sikre en biologisk gjenhenting. Under slike forhold vil det kunne være for høyt innhold av LAI selv om pH er bedre enn G/M grensen.

Høyde-region	Vanntype	Typebeskrivelse	ref.verdi	SG/G	G/M	M/D	D/SD
Lavland	RN2	Kalkfattige, klare	>6,8	6,5	6,2	6,0	5,8
Lavland	RN3	Kalkfattige, humøse	>5,8	5,7	5,6	5,4	5,0
Skog		Sv. kalkfattige, klare	>6,4	6,3	6,2	6,0	5,8
Skog		Sv. kalkfattige, humøse	>5,8	5,7	5,6	5,4	5,0
Skog	RN5	Kalkfattige, klare	>6,8	6,5	6,2	6,0	5,8
Skog	RN6	Kalkfattige, humøse	>5,8	5,7	5,6	5,4	5,0
Fjell		Sv. kalkfattige, klare	>6,2	6,0	5,9	5,6	5,3
Fjell	RN7	Kalkfattige, klare	>6,8	6,5	6,1	5,5	5,0

Klassegrensene for elver i lavland og skog er representative for laks (sjøoverlevelse av smolt), bunnfauna og begroingsalger. For fjellelver er klassegrensene representative for bunnfauna og begroingsalger. For klare elver i lavland og skog uten laks (gjelder vassdrag som ikke har laks i dag og som ikke er vurdert som potensielle laksevassdrag) foreslås å bruke tilsvarende grenseverdier som for fjellelver.

Uorganisk aluminium (LAI, UM-Al) i innsjøer

Foreløpige grenseverdier for innsjøer er angitt nedenfor. For beregningsmetode, se kap. 2.3.1 ovenfor. Alle grenseverdier er angitt som µg/L, og gjelder høyeste verdi basert på fortrinnsvis fire prøver årlig (snøsmelting vår, sommer, høst og vinter), alternativt målinger foretatt under sirkulasjonsperioden på høsten. Ved klassifisering er det viktig at grensene knyttes til analyseprotokoll. Grenseverdiene er basert på at analysene er utført vha. pyrechatecol-violet metoden. LAI konsentrasjonene kan bli uriktig bestemt hvis pH og temperatur endres i vannprøven etter prøvetaking (Kroglund et al., 2001a, b).

Høyde-region	Vanntype	Typebeskrivelse	ref.verdi	SG/G	G/M	M/D	D/SD
Lavland	LN2	Kalkfattige, klare (TOC<2)	<5	5	30	65	95
		Kalkfattige, klare (TOC2-5)	<5	5	30	65	95
Lavland	LN3	Kalkfattige, humøse	<5	5	30	65	95
Skog	10,16	Sv. kalkfattige, klare (TOC<2)	<5	5	10	20	40
		Sv. kalkfattige, klare (TOC2-5)	<5	5	15	25	60
Skog	11	Sv. kalkfattige, humøse	<5	5	20	30	60
Skog	LN5	Kalkfattige, klare (TOC<2)	<5	5	30	65	95
		Kalkfattige, klare (TOC2-5)	<5	5	30	65	95
Skog	LN6	Kalkfattige, humøse	<5	5	30	65	95
Fjell	21	Sv. kalkfattige, klare (TOC<2)	<5	5	10	20	40
		Sv. kalkfattige, klare (TOC2-5)	<5	5	15	25	60
Fjell	LN7	Kalkfattige, klare (TOC<2)	<5	5	30	65	95
		Kalkfattige, klare (TOC2-5)	<5	5	30	65	95

Klassegrensene er representative for innsjølevende ørret. Grenseverdiene er ikke representative for målinger i vann med ustabil aluminiumskjemi (blandsoner etc.). I slike tilfeller bør målinger av gjelle-Al benyttes (se nedenfor).

Uorganisk aluminium (LAI, UM-Al) i elver

Foreløpige grenseverdier for elver er angitt nedenfor. For beregningsmetode, se kap. 2.3.1 ovenfor. Alle grenseverdier er angitt som µg/L, og gjelder høyeste verdi basert på fortrinnsvis månedlige målinger gjennom hele året, minimum fire prøver årlig (snøsmelting vår, sommer, høst og vinter).

Ved klassifisering er det viktig at grensene knyttes til analyseprotokoll. Grenseverdiene er basert på at analysene er utført vha. pyrechatecol-violet metoden. Konsentrasjonen av LAI kan være uriktig bestemt hvis pH og temperatur endres i vannprøven etter prøvetaking (Kroglund et al. 2001a, b).

Høyde-region	Vanntype	Typebeskrivelse	ref.verdi	SG/G	G/M	M/D	D/SD
Lavland	RN2	Kalkfattige, klare	<5	5	10	15	20
Lavland	RN3	Kalkfattige, humøse	<5	5	10	15	20
Skog	8	Sv. kalkfattige, klare	<5	5	10	15	20
Skog	Ny	Sv. kalkfattige, humøse	<5	5	10	15	20
Skog	RN5	Kalkfattige, klare	<5	5	10	15	20
Skog	RN6	Kalkfattige, humøse	<5	5	10	15	20
Fjell	15	Sv. kalkfattige, klare	<5	5	10	20	40
Fjell	RN7	Kalkfattige, klare	<5	5	30	65	95

Klassegrensene for elver i lavland og skog er representative for laks (sjøoverlevelse av smolt). For fjellelver er klassegrensene representative for innlandsørret og bunnfauna. For klare elver i lavland og skog uten laks (gjelder vassdrag som ikke har laks i dag og som ikke er vurdert som potensielle laksevassdrag) foreslås å bruke tilsvarende grenseverdier som for fjellelver. Grenseverdiene er ikke representative for målinger i vann med ustabil aluminiumskjemi (blandsoner etc.). I slike tilfeller bør målinger av gjelle-Al benyttes (se nedenfor).

ANC - Vannets syrenøytraliserende kapasitet i innsjøer

Foreløpige grenseverdier for innsjøer er angitt nedenfor. For beregningsmetode, se kap. 2.3.1 ovenfor. Alle grenseverdier er angitt som µekv/L, og gjelder årsmiddelverdi basert på fortrinnsvis fire prøver årlig (snøsmelting vår, sommer, høst og vinter), alternativt målinger foretatt under sirkulasjonsperioden på høsten. I en innsjø som har vært utsatt for forsurening over tid vil det sannsynligvis være nødvendig å sette strengere grenseverdier (spesielt viktig for G/M grensen) for å sikre en biologisk gjenhenting. Under slike forhold vil det kunne være for høyt innhold av LAI selv om ANC er bedre enn G/M grensen.

Høyde-region	Vanntype	Typebeskrivelse	ref.verdi	SG/G	G/M	M/D	D/SD
Lavland	LN2	Kalkfattige, klare (TOC<2)	120	80	20	-10	-45
		Kalkfattige, klare (TOC2-5)	120	80	30	10	-15
Lavland	LN3	Kalkfattige, humøse	90	40	40		
Skog	10,16	Sv. kalkfattige, klare (TOC<2)	40	30	20	0	-10
		Sv. kalkfattige, klare (TOC2-5)	50	40	25	10	0
Skog	11	Sv. kalkfattige, humøse	60	45	35	20	10
Skog	LN5	Kalkfattige, klare (TOC<2)	120	80	20	-10	-45
		Kalkfattige, klare (TOC2-5)	120	80	30	10	-15
Skog	LN6	Kalkfattige, humøse	90	40	40		
Fjell	21	Sv. kalkfattige, klare (TOC<2)	40	30	20	0	-10
		Sv. kalkfattige, klare (TOC2-5)	50	40	25	10	0
Fjell	LN7	Kalkfattige, klare (TOC<2)	120	80	20	-10	-45
		Kalkfattige, klare (TOC2-5)	120	80	30	10	-15

Klassegrensene er representative for innsjølevende ørret og bunnfauna.

ANC - Vannets syrenøytraliserende kapasitet i elver

Foreløpige grenseverdier for innsjøer er angitt nedenfor. For beregningsmetode, se kap. 2.3.1 ovenfor. Alle grenseverdier er angitt som $\mu\text{ekv/L}$, og gjelder årsmiddelverdi basert på fortrinnsvis månedlige målinger gjennom hele året, minimum fire prøver årlig (snøsmelting vår, sommer, høst og vinter).

I en elv som har vært utsatt for forurening over tid vil det sannsynligvis være nødvendig å sette strengere grenseverdier (spesielt viktig for G/M grensen) for å sikre en biologisk gjenhenting. Under slike forhold vil det kunne være for høyt innhold av LAI selv om ANC er bedre enn G/M grensen.

Høyde-region	Vanntype	Typebeskrivelse	ref.verdi	SG/G	G/M	M/D	D/SD
Lavland	RN2	Kalkfattige, klare	>120	80	40	20	10
Lavland	RN3	Kalkfattige, humøse	>90	40	40	20	10
Skog		Sv. kalkfattige, klare	>50	40	40	20	10
Skog		Sv. kalkfattige, humøse	>60	45	40	20	10
Skog	RN5	Kalkfattige, klare	>120	80	40	20	10
Skog	RN6	Kalkfattige, humøse	>90	40	40	20	10
Fjell		Sv. kalkfattige, klare	>40	30	20	10	-10
Fjell	RN7	Kalkfattige, klare	>120	80	20	-10	-45

Klassegrensene for elver i lavland og skog er representative for laks (sjøoverlevelse av smolt), bunnfauna og begroingsalger. For fjellelver er klassegrensene representative for bunnfauna og begroingsalger. For klare elver i lavland og skog uten laks (gjelder vassdrag som ikke har laks i dag og som ikke er vurdert som potensielle laksevassdrag) foreslås å bruke tilsvarende grenseverdier som for fjellelver.

Aluminium på gjeller av laks

Foreløpige grenseverdier er angitt nedenfor. For beregningsmetode, se kap. 2.3.1 ovenfor. Alle grenseverdier er angitt som $\mu\text{g Al/g tv}$. Grenseverdiene for hhv. parr og smolt er basert på sannsynlighet for effekter på overlevelse i ferskvann og sjøtoleranse.

Stadium	ref.verdi	SG/G	G/M	M/D	D/SD
Lakseparrr	<100	100	200	400	800
Laksesmolt	<10	10	30	60	150

Klassegrensene er representative for laks. Grenseverdiene er ikke representative for turbide vanntyper, men kan ellers brukes for både vann med stabil aluminiumskjemi og for vann med ustabil aluminiumskjemi (blandsoner etc.).

3. Naturtilstand og miljømål for næringsalter i leirvassdrag

*Håkon Borch, Hans Olav Eggestad, Alexander Engebretsen, Eva Skarbøvik, Bioforsk Jord og miljø
Anne Lyche Solheim og Torulv Tjomsland, NIVA*

3.1 Innledning med definisjon av leirvassdrag

Fastsettelse av miljømål for fosfor og nitrogen i leirvassdrag er viktig, for å finne riktige avlastningsnivåer i tiltaksplaner for elver og sjøer under marin grense på Østlandet og i Trøndelag. Miljømålet er analogt med klassegrensen god/moderat, og vi vil derfor i første omgang foreslå grenseverdier kun for denne klassegrensen. De øvrige klassegrensene vil måtte utredes senere etter at mer overvåkingsdata fra slike vassdrag foreligger.

Leirvassdrag finnes der det er dype marine løsavsetninger som dekker en vesentlig andel av nedbørfeltet. En operativ definisjon av leirvassdrag kan være vassdrag med suspendert stoff > 10 mg/L og $> 80\%$ uorganisk andel (dvs. glødetap maks 20%). Hvilken dekningsgrad av leirsedimenter i nedbørfeltet som tilsvarer denne typegrensen for suspendert stoff er beskrevet i avsnitt 3.2 nedenfor. Denne operative definisjonen av leirvassdrag er skjønnsbasert og har fremkommet i diskusjon med erfarne eksperter ved NIVA og Bioforsk.

Vanndirektivet krever at grenseverdiene for klassegrensen god/moderat settes ut fra hva som omtales som små avvik fra naturtilstanden. Vi har derfor lagt vekt på å få et godt estimat av naturtilstanden i leirvassdrag som basis for forslaget til miljømål (klassegrensen god/moderat) for næringsalter i leirvassdrag. De øvrige klassegrensene er ikke vurdert i denne rapporten pga. manglende datagrunnlag.

3.2 Metodikk

For å typifisere et leirvassdrag bør konsentrasjonen av suspendert tørrstoff (STS) og glødetap legges til grunn. Siden denne konsentrasjonen varierer kraftig over tid i elver og bekker, anbefales å bruke middelvei av målinger av suspendert stoff og glødetap, som er tatt minst månedlig i en tre-årsperiode, etter fjerning av målinger tatt under flomperioder. For å klassifisere et leirvassdrag ut fra de nye grenseverdiene (se kap. 3.3) bør man bruke tilsvarende metode for beregning av middelvei av målinger av total fosfor. Se for øvrig vedlegg C om beregningsmetode for gjennomsnittskonsentrasjoner i elver.

I det følgende omtales kort de 3 viktigste metodene som er brukt for estimering av naturtilstand. Detaljene i disse metodene er presentert i vedlegg D, som er utarbeidet av Bioforsk.

3.2.1 Naturtilstand

Naturtilstanden for fosfor i leirvassdrag er estimert ut følgende tre metoder:

- Tilførsler fra ikke-jordbruksarealer i JOVA-programmet, samt fra andre utmarksarealer
- Bruk av TEOTIL-modellen (Selvik m.fl. 2006) + et erosjonstillegg (eks. for Leira-vassdraget, se Borch et al. 2008)
- Ny regresjonsmodell korrelert til dekningsgrad av leirsedimenter i nedbørfeltet

Den siste metoden er beskrevet nærmere i det følgende:

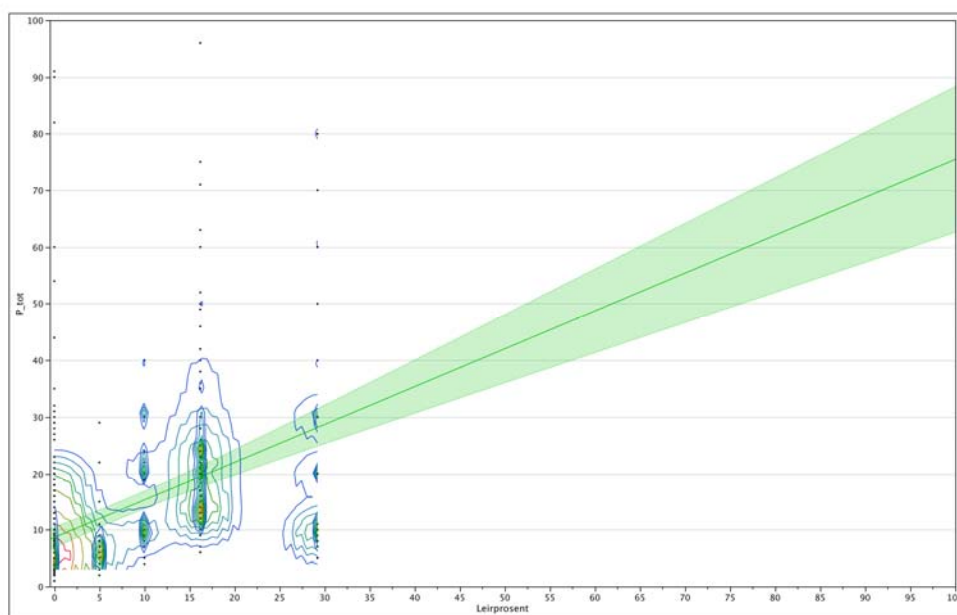
Da den naturlige avrenningen av fosfor er positivt korrelert til dekningsgraden av leirsedimenter i nedbørfeltet har vi brukt alle relevante tilgjengelige datasett til å utvikle en enkel regresjonsmodell som estimerer naturlig fosforkonsentrasjon ut fra andelen leirsedimenter i nedbørfeltet.

Dekningsgraden av leirsedimenter er beregnet fra NGUs løsmassekart for forskjellige nedbørfelt (REGINE-felter) (se vedlagte regneark). Oversiktskart for dekningsgraden av leirsedimenter er vist i i vedlegg D (figur 6 med detaljkart for Østlandet i figur 7). Ligningen for denne regresjonsmodellen er:

$$\text{TotP}_{\text{ref}} = 8,648 + 0,668 * \text{ml}$$

hvor TotP_{ref} = naturlig konsentrasjon for total fosfor ($\mu\text{g/l}$), 8,648 er beregnet bakgrunnsavrenning av totalfosfor fra arealer uten leirsedimenter ($\mu\text{g/l}$), 0,668 er stigningstallet i den empirisk baserte regresjonslinjen, og ml = dekningsgraden av marine leirsedimenter i nedbørfeltet (%) (se vedlagte regneark for tall for Reginefelt). R^2 er 0,3.

Denne modellen har lav forklaringsgrad (R^2) og vil derfor gi usikre estimater av naturtilstanden. Dette skyldes bl.a. at flere prosesser enn dekningsgraden av leirsedimenter har betydning for avrenningen. Den lave forklaringsgraden skyldes også usikkert datagrunnlag basert på få stikkprøver i et lite utvalg av vassdrag (se figur nedenfor). Vi anbefaler derfor å etablere flere stasjoner med hyppig prøvetaking i flere vassdrag, for å bedre datagrunnlaget og gi mulighet for forbedring av modellen i neste omgang.



Figur: Grafisk presentasjon av datasettet og den utledede modellen for naturlig bakgrunnsavrenning; $\text{Tot-P}_{\text{ref}} = 8,648 + 0,668 * \text{dekningsgrad av marine leirsedimenter (\%)}$. Den grønne linjen viser regresjonslinjen og det grønne feltet angir 0,95% konfidensintervall. $R^2=0,30$. Konturlinjene viser ikke-parametriske tetthetskonturlinjer for datasettet. Figuren er basert på følgende nedbørfelt (med marin leire% i parentes): Nyhagen i Valdres (0%) Skjerven i Maridalen (5%), Dal i Morsa (10%), Skuterud skog (16,2%) og Dal i Vestfold (29,2%)

Nedre grense for naturtilstand i leirvassdrag som matcher med den operative definisjonen av leirvassdrag gitt i innledningen til dette kapitlet (dvs. $>10 \text{ mg/l}$ suspendert stoff og $> 80\%$ uorganisk del) er estimert ut fra en korrelasjon mellom suspendert stoff og dekningsgraden av leirsedimenter, og fastsetting av hvilken dekningsgrad som gir ca. 10 mg/l suspendert stoff:

$$\text{STS}_{\text{ref}} = 2,671 + 0,343 * \text{ml}$$

hvor STS_{ref} = naturlig midlere konsentrasjon av suspendert stoff (i mg/l), 2,671 er bakgrunnstallet for STS-konsentrasjon på arealer uten leirsedimenter (i mg/l), ml = dekningsgrad av marine leirsedimenter i nedbørfeltet (i %). R^2 er 0,52. Begge regresjonsmodellene er basert på datasett der ekstremverdier av TotP eller STS målt under flom eller tørke er fjernet.

Ved å sette denne dekningsgraden inn i regresjonsmodellen for sammenheng mellom naturlig fosforkonsentrasjon og leirdekningsgraden kan man lese av den naturtilstanden for total fosfor som tilsvarer 10 mg /l suspendert stoff. Dette blir 20% leirdekningsgrad. Øvre grense er teoretisk den fosforkonsentrasjonen man får med en naturlig avrenning fra områder med 100% leirsedimenter, og kan leses av ut fra regresjonsmodellen. I praksis antas at den øvre grensen er betydelig lavere, da få vassdrag har 100% dekningsgrad av leirsedimenter. Vi har brukt empiriske avrenningsdata fra utmarksområder til å anslå en mer realistisk øvre grense.

Naturtilstanden for total fosfor i leirvassdrag er altså ikke angitt som ett tall, men som et intervall med en nedre og en pragmatisk øvre grense avhengig av leirdekningsgraden.

3.2.2 Miljømål, dvs. klassegrensen god/moderat

Ideelt sett burde klassegrensen god/moderat settes ut fra dose-respons kurver mellom fosfor og biologiske elementer i leirvassdrag. Da slike kurver ikke foreligger ennå pga. svært lite biologiske data i leirvassdrag har vi valgt en annen og enklere tilnærming:

Klassegrensen god/moderat for TotP i leirvassdrag ($GM\ TotP_{leir}$) settes ut fra naturtilstanden ($TotP_{ref\ leir}$) dividert med EQR for klassegrensen meget god/god for vassdrag i lavlandet med moderat kalkinnhold og som er under typegrensen for leirvassdrag mht suspendert stoff, dvs. type RN1 (se kapittel 2) (EQR for MGG $TotP_{RN1}$):

$$GM\ TotP_{leir} = TotP_{ref\ leir} : EQR\ for\ MGG\ TotP_{RN1}$$

EQR for klassegrensen meget god/god for denne elvetyper er 0,50. EQR for klassegrensen meget god/god for ikke leirvassdrag foreslås brukt istedenfor EQR for klassegrensen god/moderat fordi biologien i leirvassdrag allerede er hardt presset pga. dårlige lysforhold, mye partikler, lite oksygen i bunn-substratet og et ustabil bunnsubstrat. Det skal derfor antagelig ikke så stor tilleggsbelastning til før de biologiske elementene viser tydelige tegn på overbelastning. En slik grensesetting vil være i tråd med føre-var prinsippet for økosystemet og det biologiske mangfoldet i disse vassdragene, og samtidig gi bedre beskyttelse av innsjøer og kystområder nedstrøms utløp av leirvassdrag.

Miljømålet er dermed angitt som en dobling av naturtilstanden ($2 \times TotP_{ref}$), mens miljømålet i andre vassdrag har noe større avvik fra naturtilstanden ($2.2-2.8 \times$ naturtilstand avhengig av vanntype). Forslaget til miljømål for leirvassdrag er dermed noe strengere enn for andre vassdrag, målt som avvik fra naturtilstanden, og er begrunnet ovenfor ut fra de problematiske naturforholdene som finnes i leirvassdrag. De foreslåtte grenseverdiene må evalueres så snart tilstrekkelige biologiske data fra leirvassdrag blir samlet inn i overvåkingsprogrammene.

Da naturtilstanden for total fosfor varierer med dekningsgraden av leirsedimenter i nedbørfeltet, antar vi at også god/moderat grensen, dvs. miljømålet, vil variere tilsvarende. Miljømålet vil dermed også angis som et intervall som tilsvarer en nedre og en pragmatisk øvre grense. Antagelsen om at god/moderat grensen varierer i takt med variasjonen i naturtilstand må testes så snart biologiske data fra leirvassdrag blir tilgjengelige.

Ekspertskjønn tilsier at nitrogen ikke tilføres eller omsettes i større grad i leirvassdrag enn i andre vassdrag. Vi foreslår derfor at man inntil videre bruker de samme verdiene for naturtilstand og klassegrenser for total nitrogen i leirvassdrag som i andre moderat kalkrike elver i lavlandet.

3.3 Resultater

Ut fra metodikken beskrevet i kap. 3.2 har vi estimert intervaller for både naturtilstand og miljømål for fosfor og nitrogen i leirvassdrag.

3.3.1 Naturtilstand for total fosfor i leirvassdrag

De 3 metodene beskrevet i avsnitt 3.2.1 ovenfor gir følgende estimater for gjennomsnittlig naturlig fosfor-konsentrasjon i leirvassdrag:

- Tilførsler fra ikke-jordbruksareal i JOVA: 30 µg/L, og fra andre utmarksarealer: 6-30 µg/L (se tabell nedenfor)
- Teotil-beregning + erosjonstillegg for Leira: 19 µg/L
- Ny regresjonsmodell korrelert til leirdekningsgrad: 20-75 µg/L (se figur ovenfor), eks. Leira: 26 µg/L

Tabell. Beskrivelse av utvalgte nedbørfelt med målinger av nitrogen, fosfor og suspendert tørrstoff fra utmarksarealer (tabell hentet fra Vandsemb 2006)

Navn elv/bekk/ nedbørfelt	Nedbørfelt størrelse (km ²)	Årlig gj.sn. nedbør (mm) 1961-90	Meter over hav nivå (m)	Dominerende jordtype	Dominerende vegetasjon, hogst	Gj.snit. (maks - min) årlig total N kons. (mg N/l)	Gj.snit. (maks - min) årlig totP kons. (ug P/l)	Merknad
Dal Vestfold, Ramnes og Andebu	0,12	1035	75 - 170	Sand, silt, leire	Produktiv skog med store hogstflater	1,2 (0,54 - 2,21) ¹⁾ *	20 (10 - 80) ^{**4)}	Vannføringsprop. blandprøver
Skuterud –skog Akershus, Ås	0,02	785	146	Siltig mellom leire, sand, bart fjell	Skog, noe hogstflater	1,2 (0,9 - 1,8) ^{**}	30(18 - 48) ^{**}	Stikkprøver
Bjørnebekk –skog ⁵⁾ Akershus, Ås	0,133	785 (420 normal avrenning)	110	Leirholdig morene, sand	Skog, høy produktivitet, ca 30 % hogstflater	1,1	33	
Holt –skog Akershus, Nannestad ⁵⁾	0,2	665 (360 normal avrenning)	135	Sandig, silt	Skog, høy produktivitet, ikke hogstflater	0,5	20	Stikkprøver
Siljan -skog ⁶⁾ Telemark, Siljan	-	940	150	Morene	Skog, medium produktivitet	0,14	Ca 20	Stikkprøver
Rakkestad –skog/innsjø ⁶⁾ Østfold, Rakkestad	7,46	827 (415 normal avrenning)	146	Morene, myr, fjell med tynt jord lag	78 % skog, 89 % med lav produktivitet	0,57 (1972-74 data) 0,39 (1975-76 data) 0,44 (1977-79 data)	19 (1972-74 data) 19 (1975-76 data) 18 (1977-79 data)	Stikkprøver, inkl. innsjøen Kløsa (ca 14 % av total areal)
Skjervnebekken ⁹⁾ Oslo, Maridalen	0,36	798	149	Vulkanske bergarter, marin leire og grus	Lågurt granskog	0,59 (0,33 - 1,28) 1989 data 0,39 (0,3 - 0,51) 1990 data 0,44 (0,21 - 0,96) 1991 data	5,5 (2 - 11) 1989 data 6,2 (4 - 7) 1990 data 11,7 (3 - 29) 1991 data	Stikkprøver

^{*)} Vannføringsveide konsentrasjoner ^{***)} Ikke vannføringsveide konsentrasjoner

¹⁾ Høyås, T.R., N. Vagstad, M. Bechmann and H.O. Eggstad, 1997. Nitrogen budget in the river Auli catchment: A catchment dominated by agriculture, in south eastern Norway. *Ambio*, 27(5): 289 – 295.

²⁾ Henriksen, A., M. Bechmann, D. Hessen, 1993. Nitrogen fra fjell til fjord. Årsrapport 1992. NIVA rapport 2901.

³⁾ Bechmann, M., 199 Avrenning og stofftap fra 6 nedslagsfelt i Vestfold. Jordforsk rapport 6.D.1-1/3.

⁴⁾ JOVA database

⁵⁾ Lundekvam, H., 1986. Samanstilling og vurdering av hydrologiske og hydrokjemiske målinger i jordbruksfelt fra ulike landsdelar. Notat, Norges Landbrukshøgskole, Institutt for jordfag, seksjon for vann.

⁶⁾ Lundekvam, H., 1983. Husdyrgjødsel og avlaup frå driftsbygningar. Norges Landbrukshøgskole, Institutt for hydroteknikk. Stensiltrykk nr. 1/83.

⁷⁾ Lundekvam, H., 1984. Stofftap frå eit landbruksområde i Østfold. Foredrag ved: Tjugonde Nordiska Symposiet om Vattenforskning Hægersten, Stockholm, 5-8. okt. 1984. NORDFORSK, Miljøvårdsserien, Publikasjon 1984:2.

⁹⁾ Holtan, G. og Holtan, H., 1993. Avrenning fra jordbruksområder i Maridalen 1989 – 1991. NIVA rapport 2839.

Figur 14 i Vedlegg D viser naturlige fosforkonsentrasjoner i forskjellige geografiske områder estimert fra regresjonsmodellen for sammenhengen mellom naturlig avrenning av total-fosfor og dekningsgrad av leirsedimenter i nedbørfeltet. Figur 15 i Vedlegg D viser hvilken andel som kommer fra leirsedimentene og hvilken som kommer fra områder uten leire. Disse kartene viser at de desidert høyeste bakgrunnskonsentrasjonene av TotP hovedsakelig finnes i leir-rike deler av Vestfold og Østfold.

På denne bakgrunn vil naturlig TotP i leirvassdrag variere fra ca. 20 µg/L til ca. 75 µg/L ved dekningsgrad av leirsedimenter fra ca. 20% (tilsvarer typegrensen på 10 mg STS/L) til 100%. De empiriske dataene fra leirvassdrag tilsier at naturlige TotP konsentrasjoner over 30 µg/L er sjeldne (se tabell nedenfor). En naturlig TotP konsentrasjon på 30 µg/L tilsvarende en leirdekningsgrad på 33%.

Naturlig TotP (TotP_{ref}) antas derfor å være 20-30 µg/L for de fleste leirvassdrag i Norge.

3.3.2 Miljømål for total fosfor i leirvassdrag, dvs. klassegrensen god/moderat

Ut fra metodikken angitt ovenfor vil god/moderat-grensen for TotP i leirvassdrag ligge fra 40 µg/L [=20 (nedre grense naturtilstand)/0,50 (EQR meget god/god for ikke leirvassdrag)] til teoretisk maksimum 150 µg/L [=75 (øvre grense naturtilstand)/0,50 (EQR meget god/god for ikke leirvassdrag)] avhengig av dekningsgraden av leirsedimenter. De empiriske dataene fra leirvassdrag tilsier imidlertid at de fleste leirvassdrag sjelden har en naturlig TotP over 30 µg/L (se tabellen ovenfor). I praksis blir derfor den øvre grensen god/moderat for leirvassdrag lik $30/0.50 = 60$ µg/L.

Miljømålet for TotP i leirvassdrag vil derfor som regel ligge mellom 40 og 60 µg/L.

Denne grensen bør evalueres så snart man har fått samlet tilstrekkelig med biologiske data fra leirvassdrag.

Oppsummert blir da naturtilstand og god/moderat grensen (miljømålet) for totalfosfor i leirvassdrag foreslått som angitt i tabellen nedenfor:

Vassdragstype	Naturtilstand for TotP µg/L	God/moderat grense for TotP, µg/L	God/moderat EQR for TotP
Leirvassdrag m 40% leirdekningsgrad	30	60	0,5
Leirvassdrag m 30% leirdekningsgrad	25	50	0,5
Leirvassdrag m 20% leirdekningsgrad	20	40	0,5

For vassdrag med andre leirdekningsgrader kan formelen for sammenheng mellom naturlig TotP konsentrasjon og leirdekningsgrad gitt i avsnitt 3.2.1 benyttes. Oversikt over leirdekningsgrad for alle delnedbørfelter i REGINE er vedlagt rapporten som eget regneark. Eksempel på beregning av leirdekningsgrad og naturlig TotP for hele vassdrag basert på akkumulerte verdier for alle delnedbørfeltene er gitt i vedlegg C (kapittel 3.3, tabell 5 og figur 10), og i eget regneark vedlagt denne rapporten.

Andre kalkrike vassdrag i lavlandet med leirdekningsgrad <5%, har naturtilstand for TotP på 8 µg/L og en god/moderat grense på 21 µg/L dersom de har lite humus (RN1), og en naturtilstand på 11 µg/L og en god/moderat grense på 29 µg/L dersom de er humøse.

3.3.3 Fastsetting av naturtilstand og klassegrenser for total nitrogen i leirvassdrag

Hvorvidt det er en sammenheng mellom leirdekningsgrad og N-avrenning er ikke utredet i dette prosjektet. En slik sammenheng er lite sannsynlig, da N-avrenningen i liten grad er koblet til leirpartikler. Data fra utmarksarealer tilsier at naturlig N-avrenning i leirvassdrag fra områder uten store hogstflater gir naturlige gjennomsnittskonsentrasjoner av total nitrogen fra 200-600 µg/L, avhengig av jord-type og vegetasjonstype (se tabell i avsnitt 3.3.1). Dette er i samme størrelsesorden som naturtilstanden for kalkrike elver i lavlandet som ikke er leirvassdrag, som er foreslått å være ca. 300 µg/L (se kap.2). God/moderat grensen for ikke-leirvassdrag er foreslått til ca. 500 µg/L, ut fra forholdet mellom fosfor og nitrogen i det gamle klassifiseringssystemet (se kap.2). Da naturtilstanden er omtrent den samme eller noe høyere i leirvassdrag enn i ikke-leirvassdrag, foreslår vi at nedre grenseverdi for miljømålet for TotN i leirvassdrag er den samme som i ikke-leirvassdrag, dvs. 500 µg/L. For leirvassdrag med høy naturlig TotN (opp mot 600 µg/L) beregnes god/moderat grensen ut fra naturtilstanden dividert med EQR verdien for god/moderat grensen for ikke-leirvassdrag, dvs. 0,6 (=300/500). Øvre god/moderat-grense for total nitrogen i leirvassdrag blir dermed 1000 µg/L (=600/0,6). Dette er oppsummert i tabellen nedenfor.

Vi har ikke datagrunnlag til å sette de øvrige klassegrensene for TotN for leirvassdrag

Vassdragstype	Naturtilstand for TotN µg/L	God/moderat grense for TotN, µg/L	God/moderat EQR for TotN
Leirvassdrag	200-600*	500-1000*	0,6
Kalkrike vassdrag i lavlandet (RN1)	300	500	0,6

*grenseverdiene avhenger av jordtype og vegetasjonstype.

Kolbingen mellom jord-type / vegetasjonstype og naturtilstand for TotN er ikke utredet i dette prosjektet. Vi har derfor ikke grunnlag for å splitte leirvassdragene i undertype i hht. forskjellige jord- og vegetasjonstyper.

4. Egnethet for ulike brukerinteresser

4.1 Innledning

Denne delrapporten inneholder forslag til nye kriterier for egnethet av ferskvann for drikkevann (ut fra kvaliteten i råvannet), badevann og jordvanning. Kriteriene for de tre brukerinteressene er beskrevet i hvert sitt delkapittel nedenfor. Hovedvekten er lagt på mikrobiologiske parametre (eks. E.coli).

Forslagene er til dels drøftet med ansvarlige helsemyndigheter, men må vurderes nærmere etter videre diskusjon med disse. For drikkevann har Folkehelseinstituttet (FHI) v. Truls Krogh gitt kommentarer. Disse er gitt nederst i kap 4.2.4. Etter FHIs mening bør egnethetsgrensene variere avhengig av størrelsen på vannforsyningen med strengere grenser for vannkilder som forsyner mange mennesker enn for de som forsyner få. Vannkildens nærhet til kloakkledninger er et annet kriterium som bør inngå i egnethetsvurderingen. Forslagene til grenseverdier mht. egnethet for bading har vært forelagt Folkehelseinstituttet, men NIVA har mottatt lite tilbakemelding på våre forslag. Forslagene til grenseverdier mht. egnethet for jordvanning har vært diskutert med Veterinærinstituttet, som sa seg enig i hovedtrekkene i NIVAs forslag. Mattilsynet har også blitt kontaktet, men NIVA har ikke fått tilbakemelding derfra. Videreføring av denne diskusjonen bør være en dialog mellom miljøvernmyndighetene og helsemyndighetene, der NIVA og andre FoU miljøer deltar.

4.2 Drikkevann

Dag Berge, NIVA, kommentarer fra Truls Krogh, Folkehelseinstituttet

4.2.1 Innledning

Mer enn 90 % av det norske folk, som får vann fra registrerte vannverk, forsynes med vann fra overflatevannforekomster (FHI 2008). Det er mye fjellgrunn i Norge med små grunnvannsforekomster, noe som gjør at vi i all framtid vil være forsynt hovedsakelig fra overflatekilder. Det er derfor viktig å ta godt vare på disse vannforekomstene framover.

I Vanddirektivet kan innsjøer og elver som benyttes til drikkevannsformål, betraktes som ”beskyttede områder” og skal da forvaltes med spesiell omtanke. I tillegg til å oppnå kravene til god økologisk og kjemisk tilstand etter artikkel 4, skal man etter en tilfredsstillende behandling av vannet i vannbehandlingsanlegget tilfredsstillende kravene i ” Council Directive 98/83/EC on the quality of water intended for human consumption” (på norsk kalt ”drikkevannsdirektivet”). Den norske Drikkevannsforskriften (FOR 2001-12-04 nr 1372: Forskrift om vannforsyning og drikkevann., oppdatert 2004) tar opp i seg bestemmelsene i EUs drikkevannsdirektiv, slik at vi i dette diskusjonsnotatet ikke behøver å skjele så mye til drikkevannsdirektivet.

Alle vannverk som leverer vann til mer enn en husstand, skal i prinsippet tilfredsstillende vannkvalitetskravene i Drikkevannsforskriften. Det er et absolutt krav om at vann som sendes ut til forbruker ikke skal inneholde smittestoffer, eller indikatororganismer som kan indikere at smittestoffer kan være til stede. Naturlige konsentrasjoner av kjemiske og partikulære stoffer, slik de forefinnes i naturlige, uforurensete lokaliteter med klart og fint vann, kan imidlertid tolereres så fremt stoffene ikke er toksiske eller finnes i konsentrasjoner som overskrider kvalitetskravene i forskriften. I den nye vannforskriften er det imidlertid ikke noe krav til råvannskvaliteten, noe det var i forrige versjon av forskriften (Sosial og Helsedepartementet 1995 I-9/95). FHI (2008) skriver imidlertid i Vannforsyningens ABC, at det er en stor fordel å ha vannkilder med god råvannskvalitet da det fordrer mye rimeligere vannbehandling enn vannkilder med dårlig råvann. Dessuten er det en stor sikkerhet for abonnentene, da det alltid vil kunne forekomme driftsproblemer med vannbehandlingsanlegg fra

tid til annen. Minimum krav til vannbehandling er desinfeksjon selv om vannkilden har krystallklart vann fra uforurenset norsk natur. Både Mattilsynet, som nå er myndighet for vannforsyningen (etter drikkevannsforskriften og veiledningen til denne), og Helse- og Omsorgs Departementets ekspertorgan, Folkehelseinstituttet, påpeker derfor viktigheten av å forvalte vannkildene slik at god råvannskvalitet sikres for fremtiden (Vannforsyningens ABC).

For klassifisering av vannforekomsters egnethet til drikkevann tas det utgangspunkt i råvann som kan nyttes til drikkevann ved minimumskrav til vannbehandling, nemlig desinfeksjon.

4.2.2 Problemstillinger ved drikkevann som har sin årsak i råvannskilden

I drikkevannsforskriften heter det at råvannet som et minimum skal overvåkes med parametrene Kimtall 22°, koliforme bakterier, *E. coli*, intestinale enterokokker, pH, Konduktivitet, Turbiditet, Lukt, Smak, Farge. Tilsynsmyndighet (Mattilsynet) kan forlange utvidet program om det er forhold som tilsier det, bl.a. hvis det er fare for forhøyede konsentrasjoner av metaller og organiske mikroforurensninger i vannmassen. Da de frie vannmassene i råvannskilder sjelden inneholder forhøyede konsentrasjoner av miljøgifter, tar vi utgangspunkt i de mikrobiologiske parametrene, samt generelle vannkjemiske parametre i råvannskilder, som kan skape problemer ved produksjon av drikkevann. Dette er i tråd med Vannforsyningens ABC, avsnitt om råvannskilde (FHI 2008).

Temperatur

Drikkevannet skal helst være under 10 grader C, fordi det er bedre å drikke, samt at det forårsaker mindre begroing og mikrobiologisk vekst i ledningsnettet. Det er likevel ingen krav om dette i drikkevannsforskriften, men er en av grunnene til at man ønsker å ta vannet fra dypet i innsjøer.

Smittestoffer

Det dreier seg om bakterier, virus, parasitter, og eventuelle hvileformer av disse, som kan gi sykdom hos mennesker, eller forårsake utvikling av giftstoffer i mat. For å undersøke om slike kan være tilstede i drikkevannet, analyseres en del indikatororganismer. Slike er *E. coli*, koliforme bakterier, intestinale enterokokker, kimtall, *Clostridium perfringens*. Da disse organismene også finnes i naturen, vil norsk overflatevann alltid nesten inneholde små mengder (noen av dem fra ville dyr og andre fra nedbrytning av naturlig organisk stoff). Finner man større mengder av disse organismene i vannet, har det sin årsak i utslipp og avrenning fra bebyggelse, jordbruk og industri eller større ansamlinger av ville dyr, herunder fugler. Ingen av disse smittestoff-indikerende organismene tillates i rentvannet. Karakteriseringen av innsjøers og elvers egnethet gjøres etter i hvilken grad forekomsten avviker fra naturlige konsentrasjoner.

Dypvannet i innsjøer er til en viss grad beskyttet mot akutt forurensning under store deler av sommeren og vinteren pga temperaturstratifikasjon. Vår og høst sirkulerer imidlertid vannmassene og denne type forurensning kan også bringes ned i dypet. Stort fortynningsvolum og lang transporttid fra et eventuelt utslippspunkt er også med på å gjøre dypvannsinntak i innsjøer ganske sikre mot episodisk hygienisk forurensning. Elveinntak er mer utsatt da det her er mindre fortynningsvolum, og ofte svært korte transporttider fra eventuelle utslipp til inntak.

Farge

Farge målt etter fargestandarden mg Pt/l, gir uttrykk for hvor påvirket vannforekomsten er av naturlig organisk materiale (NOM, ofte kalt humus, eller myrvannspåvirkning). Humusfarget vann er ikke helsefarlig i seg selv, men det skaper indirekte en del praktiske problemer i vannbehandlingen, og er derfor uønsket. Det reduserer oksygeninnholdet i dypvannet av innsjøer, noe som gjør at jern og mangan kan gå i løsning og gi problematisk høye konsentrasjoner. Humus kan lage lukt og smak ved fremvekst av bakterier og sopp i ledningsnettet. Det kan gi periodevis slamdannelse i ledningsnettet (gir brunt vann i springen). Det hindrer desinfeksjonsmidler som klor og UV i å virke effektivt. Det kan også danne klorerte stoffer ved klorering som kan være helseskadelig, f.eks. trihalometaner,

hvorav noen er vist å kunne være kreftfremkallende hvis de dannes i store mengder. Hvis vannkilden gjennomgående har farge over 20 mgPt/l, krever drikkevannsforskriften at fargen reduseres i tillegg til desinfeksjon.

Turbiditet

Turbiditet forteller om vannet er grumsete eller klart og er således et relativt mål på innhold av partikler. I råvannet skyldes vanligvis turbiditet erosjonsmateriale eller alger. Rent og klart norsk innsjøvatn, og elvevatn har normalt turbiditet fra 0,5-1 FNU. Godt rensset drikkevann har gjerne mindre enn 0,2 FNU. Imidlertid kan også vannbehandlingen i perioder generere turbiditet, ved f.eks. karbonatisering vha marmorfiltre, ved dårlig tilbakeholdelse av fellingskjemikalier, f. eks. aluminiumshydroksid, i vannbehandlingsanlegget, der slike stoffer brukes.

Oksygen og jern og mangan

Under stagnasjonsperiodene vinter og sommer kan dypvannet i innsjøer berøves for oksygen som følge av 2 fenomener:

1. Nedbrytning av sedimenterende alger som følge av eutrofiering
2. Nedbrytning av naturlig humustilrenning fra nedbørfeltet (myrvannspåvirkede sjøer).

Lavt oksygeninnhold gjør at jern og mangan reduseres til 2-verdig og går i løsning. Under vannbehandlingen blir vannet luftet, jern og mangan felles, og vannet blir brunt. Det settes av i rørene, gir fremvekst av jernbakterier som kan tette rørene helt. Det settes av slam i rørene som periodevis går i løsning, og folk kan få brunt illeluktende vann i springen. Høye konsentrasjoner av jern kan også gi ubehagelig smak på vannet.

Oksygenmetning i dypvannet i august og mars vil være en grei parameter for å beskrive innsjøens egnethet til drikkevann mht parameteren oksygen. For drikkevann fra elver er ikke oksygen noe relevant problem i Norge og parameteren utgår. Alle problemer med lavt oksygeninnhold i vannkilders dypvann kan imidlertid løses dersom vannbehandlingsanlegget bygges med henblikk på denne problemstillingen.

Giftige alger

Ved eutrofiering (tilførsel av fosfor og nitrogen fra bosetning og jordbruk) opptrer det i innsjøer periodevis innslag av cyanobakterier, ofte kalt blågrønnalger. De kan være giftproduserende. Noen inneholder levertoksiner (microcystin) og andre inneholder nevrotoksiner (for eksempel anatoxin). Begge disse kan være farlige å drikke. WHO har derfor satt en grense for microcystin i drikkevann på 1 µg/L (Chorus & Bartram 1999). Koagulerings-/filtreringsanlegg fjerner normalt disse, men ved det nå nedlagte Akersvannverket i Tønsberg skjedde det filtergjennombrudd ved høy belastning og mye alger, og rentvannet ble da forurenset med microcystin. Ved Moss vannverk, som har Vansjø som råvannskilde, har man derfor som et siste trinn etter koagulerings-/filtreringsanlegget også et filter med aktivert karbon som skal fjerne eventuelle cyanobakterietoksiner som måtte komme igjennom. For å kunne levere trygt drikkevann fra en lokalitet med hyppige forekomster av giftige cyanobakterier kreves m.a.o. meget avansert og kostbar rensing. Det er derfor svært viktig å unngå at råvannskilder får motta mye plantenæringsstoffer. De bør holdes på det oligotrofe (næringsfattige) nivå, da det allerede ved mesotroft (middels næringsrikt) nivå kan oppstå giftige cyanobakterier.

Parametere som er relevante for beskrivelse av fare for eutrofiering og giftige cyanobakterier, er klorofyll, microcystin, total fosfor, total nitrogen og siktedyp.

Lukt og smak

Lukt kan dannes i vannkilden ved en del alger (cyanobakterier, men også andre, som f.eks. *Gonyostomum semen*, *Uroglena*, *Ulvella*, *Hydrurus*, mm, bakterier og sopp (*Fusarium*, actinomyceter). Lukt kan også dannes på nettet, men da som følge av organisk materiale og jern som

er tilført fra råvannet. Vannkilder som er oligotrofe (næringsfattige), har lite alger, lite humus og godt med oksygen i dypvannet, skaper sjelden lukt problemer.

Lukt og smak er vanskelige parametre å måle kvantitativt, noe som krever bruk av luktpaneler. En del lukter, f.eks. geosmin fra Cyanobakterier (lukt av fuktig kjeller), lar seg analysere, men andre lukter er vanskelige å kvantifisere. Vi tar derfor ikke med lukt og smak i kriteriesettet nedenfor.

Korrosivitet

Surt og ionefattig vann er den viktigste årsaken til korrosjon i norske vannforsyningsnett. Jernrør ruster, kobberør irrer, og asbest-sementrør smuldrer. I jernrør skaper rusten fremvekst av jernbakterier, som kan tette rørene. Under andre betingelser ruster det hull i rørene. Det er derfor nødvendig med pH justering før vannet sendes ut på nettet. Tidligere benyttet man ofte NAOH, men nå har det blitt populært med såkalt karbonatisering. Vannet mettes med CO₂ og ledes deretter gjennom et marmorfilter (Ca(CO₃)₂). En del av kalsiumkarbonaten løses opp og bringes ut på nettet. Man øker både ionestyrken og pH. Et lite problem er at denne behandlingen kan skape noe turbiditet.

pH og ledningsevne nyttes som indikative parametre for korrosivitet.

Hardt vann

Hardt vann er ikke noe problem i Norge i vannforsyning som skjer fra overflatevannkilder. Fra grunnvannskilder i fjell kan det være problemer i enkelte områder hvor det er kalkrik grunn. Da denne utredningen ikke omhandler grunnvann, omtales temaet ikke videre her.

Kalsium og Magnesium er gode parametre for hardt vann.

Miljøgifter

Miljøgifter er normalt ikke noe problem i norsk vannforsyning, selv om enkelte lokaliteter er påvirket i sediment og i fiskekjøtt. For eksempel i Mjøsa og Tyrifjorden er det betydelig mengder kvikksølv i stor ørret og gjedde (i Mjøsa også PCB), men i vannfasen finner man ikke disse stoffene. De fleste alvorlige miljøgifter har tendens til raskt å havne i sedimentet, hvorfra de kommer inn i næringskjeden via bunndyr, som spises av fisk osv.

I mindre elver i jordbruksdistrikter har man kunnet registrere plantevernmidler i lave konsentrasjoner, men disse elvene benyttes ikke til drikkevann. I innsjøer og elver som nyttes til drikkevann i Norge har man foreløpig ikke gjort noen funn av miljøgiftkonsentrasjoner i vannfasen som gir grunnlag for bekymring.

Miljøgifter analyseres bare der det er mistanke om at slike foreligger, f.eks. hvis et vannverk skal ta vann fra en innsjø som mottar avrenning fra en nedlagt gruve, eller liknende.

4.2.3 Klassifiseringssystemene som nyttes i dag

SFT system fra 1997

I SFTs veiledning 97:04 Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann klassifiseres vannforekomstene i fire klasser mht egnethet som råvann for drikkevann: Godt egnet, Egned, Mindre egnet og Ikke egnet. Se tabell 1. Den er i stor grad basert på tabell 10 (Kvalitetskriterier til råvann benyttet til fremstilling av drikkevann) i forrige versjon av drikkevannsforskriften: Forskrift om Vannforsyning og Drikkevann M.M., Sosial og Helsedepartementet I-9/95, nr 68., 1.februar 1995.

Tabell 1. SFTs tabell fra 1997 for klassifisering av vannforekomsternes egnethet til råvann for drikkevann.

Indikativ parameter	Benevning	Egnethet som råvann i drikkevannsforsyning			
		Grenseverdier for indikativ parameter			
		Godt egnet	Egnet	Mindre egnet	Uegnet
TKB (termotabile koliforme bakterier)	ant/100 ml	0*	0**	-	>0***
Fargetall	mg Pt/l	<10	10-20		>20
Jern	µg Fe/l	<50	50-200		>200
Mangan	µg Mn/l	<20	20-50		>50
Oksygen	% metn.	>70	<70		
pH	pH verdi	7.5-8.5	6.5-7.5	<6.5 / >8.5	
Turbiditet	FNU	<0.4	0.4-4		>4
Total fosfor	µ P/l	<7	7-11	11-20	>20
Klorofyll	µ/l	<2	2-4	4-8	>8

* 90 % av prøvene må tilfredsstillende den angitte verdi, de øvrige kan ligge fra 0-10 TKB/100 ml.

** For vannverk som forsyner mer enn 10000 personer, skal minimum 70% av prøvene tilfredsstillende den angitte verdi, for vannverk >1000 personer skal 60% av prøvene tilfredsstillende angitt verdi, og for vannverk >100 personer skal minimum 50% av prøvene tilfredsstillende tallverdien. De resterende prøvene kan ligge i området 0-10 TKB/100 ml.

*** Under 50% av prøvene tilfredsstillende tabellverdien, eller enkeltverdier > 10 TKB/100 ml.

Denne tabellen viser egnethet i forhold til om vannbehandlingen kun omfatter siling og enkel desinfisering. Ved mer omfattende vannbehandling vil også vann i kategorien "Uegnet" kunne bli egnet.

EUs drikkevannsdirektiv

EUs drikkevannsdirektiv har kun krav til rentvannet. Krav til overflatevann som skal benyttes til fremstilling av drikkevann, finnes i et annet direktiv, og dette skal snart erstattes av regelverket knyttet opp til Vanddirektivet. Rentvannet skal overvåkes etter en lang rekke parametre, både mikrobiologiske og kjemiske. Det gis kun én grenseverdi som man skal holde seg under, den såkalte parametriske verdi. Overskrides denne, skal man finne årsaken og sette inn nødvendige tiltak slik at man kommer under verdien igjen.

Drikkevannsdirektivets bestemmelser er innbakt i den siste versjon av Drikkevannsforskriften. Vi finner derfor ingen grunn til å gå i detalj med bestemmelsene i Drikkevannsdirektivet her. Det er dessuten lite hensiktsmessig å gjengi tabellen i dagens gjeldende overflatevannsdirektiv, men det kan nevnes at kravene til vannkvaliteten er satt opp i klasser relatert til vannbehandlingsanleggets oppbygging.

Drikkevannsforskriften

Etter den nye norske drikkevannsforskriften (Helse- og omsorgsdepartementet 2001, sist revidert 2004) stilles det kun konkrete vannkvalitetskrav til vannet som leveres til forbrukeren. Trygt og godt drikkevann sikres gjennom kravet om minimum to hygieniske barrierer mot forekomst av helseskadelige komponenter i drikkevannet, samt gjennom kravene til mer avansert vannrensing ved dårligere råvannskvalitet. Ingen konkrete krav til råvannet er gitt ut over dette, men det anbefales sterkt at man har en god råvannskilde, og at man beskytter denne, for å spare kostnader til dyr vannbehandling, samt å sørge for sikkerhet i vannforsyningen fremover.

4.2.4 Forslag til nytt system for klassifisering av overflatevannkilders egnethet til drikkevann (Diskusjonsgrunnlag)

Når man skal klassifisere overflatevannforekomster etter deres egnethet som drikkevann vil det være fornuftig å ta utgangspunkt i minimumskrav til vannbehandling, dvs. desinfeksjon. Dette innebærer at overflatevann som skal brukes som råvannskilder i praksis må være uforurensede eller ubetydelig forurensede norske vannforekomster, som ikke inneholder for mye humus (myrvannssjøer), er for sure, eller inneholder mye erosjonsmateriale (bre- eller leirpåvirkede sjøer og elver). Tabell 2 gir forslag til parametere og egnethetsklasser.

Tabell 2. Forslag til nytt system for klassifisering av overflatevannkilders egnethet som råvann til drikkevannsforsyning.

<i>Parameter</i>	<i>Benevning</i>	<i>Godt egnet</i>	<i>Egnet</i>	<i>Mindre egnet</i>	<i>Ikke egnet</i>
<i>E. coli</i> *	ant/100 ml	0 ⁹⁰	0 ⁷⁰	0 ⁶⁰	0 ⁵⁰
Intestinale enterokokker*	ant/100 ml	0 ⁹⁰	0 ⁷⁰	0 ⁶⁰	0 ⁵⁰
Koliforme bakterier 37 °C	ant/100 ml	<10	10-30		>30
Kimtall 22 °C	ant/100 ml	20	20-50	50-100	>100
pH	pH-enhet	6.5-8.5	6-6.5/8.5-9	5-6 / 9-10	<5 / >10
Kond	mS/cm	<50	50-200	200-300	>300
Turb	FNU	<1	1-4	4-8	>8
Farge	mg Pt/l	<10	10-20		>20
Oksygen	metning %	>90%	70-90%	50-70%	<50%
Tot-P**	µg P/l	<7	7-11	11-20	>20
Klorofyll a**	µg/l	<3	3-5	5-10	>10
Mikrocystin***	µg/l	<0.1	0.1-0.5	0.5-1	>1
Jern	µg/l	<100	100-300	300-600	>600
Mangan	µg/l	<50	50-100	100-300	>300
Aluminium	µg/l	<50	50-200	200-400	>400

*Eksposter betyr persentil. Der det ikke er ført opp noen potenser er det 50-persentilen (dvs medianverdien) som gjelder.

** Klassegrenser er i tråd med nye klassegrenser for kalkfattige, klare, grunne lavlandssjøer (LN2a), se kap. 2.

*** WHO anbefaler <1µg/L microcystin for drikkevann.

Tungmetaller, organiske mikroforurensninger, og plantevernmidler holdes utenom, da de sjelden når opp i problematiske konsentrasjoner i norske overflatevannforekomster. Lukt og smak er ikke vanlige parametre i innsjø- eller elveovervåking, og er vanskelig å kvantifisere. Disse parametrene tas derfor ikke med som kriterier for egnethet i dette foreløpige systemet.

Forslagene til nye kriterier og grenseverdier for egnethet av råvann til drikkevann må drøftes nærmere med helsemyndighetene, og bør muligens differensieres i forhold til størrelsen på vannforsyningen: Oset vannbehandlingsanlegg, som forsyner store deler av Oslos befolkning med drikkevann burde ikke godkjennes med 70-persentil null *E. coli* og kun siling og desinfeksjon, selv om kanskje Ytre Småvik vannverk kunne blitt det. For store vannverk må grenseverdiene for *E. coli* skjerpes for å redusere risiko for masse-epidemier. Et annet perspektiv som er må inkluderes, er betydningen av evt. avløpsvannsledninger som passerer i eller like ved vannkilden. (ref. T. Krogh, FHI).

4.3 Badevann

Dag Berge, NIVA

4.3.1 Innledning badevann

Dagens gjeldende kvalitetsnormer for vann til friluftsbad er vesentlig basert på risikoen for å bli syk ved å få i seg smitte. Disse normene er i hovedsak fastsatt av helsemyndighetene, og det er Folkehelseinstituttet som står som formell utgiver av normene. Indikatorer for en eventuell forurensning fra avføring fra mennesker og varmblodige dyr er sentralt. Tarmbakterier som *E.coli* og *intestinale enterokokker* (før kalt fekale streptokokker) blir vanligvis benyttet som hovedindikative parametre.

4.3.2 Problemstillinger ved bading

Kaldt vann

Temperatur er den viktigste parameteren som avgjør om folk bader eller ikke. Det er imidlertid lite termisk forurensning i norske vannforekomster. Vannkraftsregulering kan nedsette vanntemperaturen i elver som følge av dypvannstapping fra reservoarer, og derfor gjøre badeplasser mindre egnet enn tidligere. Bading bør generelt unngås ved temperaturer under 15 grader da dette kan lett gi kramper under svømming, og dermed fare for drukning. Det er imidlertid stor individuelle forskjeller når det gjelder folks toleranse for lave temperaturer.

Hygienisk forurensning

Utslipp av sanitærvløpsvann og avrenning fra husdyrgjødsel gir vannforekomstene periodevis høye konsentrasjoner av smittestoffer (bakterier, virus og parasitter). Det er få eksempler på at folk har blitt syke av å bade i Norge (Folkehelseinstituttet 2003). Sannsynligheten for smitteoverføring øker imidlertid med konsentrasjonen av slik forurensning i lokaliteten, og det er satt grenseverdier ut fra indikatorbakterier som termotabile koliforme bakterier (TKB) og intestinale enterokokker

Giftige blågrønnalger

Når innsjøer blir eutrofe oppstår det ofte oppblomstringer av blågrønnalger, eller cyanobakterier, som de også kalles. Disse kan ha giftige former. Det mest vanlige giftstoffet er microcystin, en levergift som først ble bestemt i algeslekten *Microcystis*. Enkelte alger kan ha nevrotoksiner, eller anatoksiner som de også kalles. Under oppblomstring av slike alger kan det være farlig å svelge vann, noe små barn lett kan gjøre under bading. Selv om man ikke svelger vann, kan enkelte få hud og luftveisirritasjoner av å bade i vann med mye blågrønnalger. Under slike oppblomstringer flyter ofte algene opp til overflaten og det dannes en grønn, gulgrønn, eller rød hinne på vannet. Hvis det er pålandsvind inn mot en badestrand kan det bli kraftig ansamling av slike alger, og det kan være store konsentrasjoner av giftstoffer i vannet på badestranden. Bading bør unngås under slike forhold.

Sikt i vannet

Sikten i vannet er også et problem hvis badende holder på å drukne og trenger å bli reddet av f.eks. froskemenn. Mange eutrofe vann og leirpåvirkede elver har sikt under en meter, noe som vanskeliggjør redningsarbeide i betydelig grad. Større svømmearrangementer, som f.eks. triatlon bør ikke legges til innsjøer med svært dårlig sikt i vannet. Det er særlig alger, erosjonsmateriale og humus som nedsetter sikten i vannet. Sikten måles vanligvis med siktedyp mot en hvit skive som senkes ned i vannet.

Vannfugl-ikter og skadelige alger som gir utslett og kløe

”Svømmekløe” eller *cercarie dermatitt* som er den medisinske betegnelsen forårsakes av cercarie laver av fugleikter (familien Schistosomatidae). Etter at bestandene av vannfugl (ender, gjess, svaner,

sothøner, mm) har økt kraftig de senere år, særlig i tettbygde strøk, har svømmekløe-problemet tiltatt kraftig, og er i praksis nå et betydelig problem mht bading i ferskvann. Cercariene borer seg gjennom huden på de badende, men dør der da de kun kan videreføre sin livssyklus i fugler. Dette er ikke farlig, men det gir plagsom hudirritasjon og kløe, som kan vare fra 1 til 3 uker. Enkelte får kraftige allergi reaksjoner.

Det finnes ikke noen utarbeidet metodikk for overvåking av konsentrasjonen av cercarier i vannet, slik at det er vanskelig å utarbeide klare vannkvalitetskriterier. Eneste måte å kontrollere problemet på er trolig å kontrollere bestanden av vannfugl eller snegler som er mellomvert for iktene.

Enkelte alger kan også gi utslett og kløe etter bading, f.eks. *Gonyostomum semen* og flere blågrønnalger. *Gonyostomum semen* er en problemalge i humusvann, som er i ferd med å spre seg fra Østfold til andre deler av landet. Dette kan skape økende problemer for bading i humusvann.

4.3.3 Myndighet og ansvar

Per i dag er det etter kommunehelselovens bestemmelser den lokale helsemyndighet som har tilsynsansvar når det gjelder vannkvalitet for friluftsbad (www.fhi.no). I praksis er dette kommunene. Til hjelp i dette arbeidet utgav Statens helsetilsyn i 1994 utkast til Vannkvalitetsnormer for Friluftsbad, senest oppdatert i 2000. Folkehelseinstituttet, som er Helsedirektoratets ekspertorgan på feltet, skriver i sin rapport Miljø og Helse (FHI 2003) at dette utkastet gjelder inntil videre som retningslinjer for å bedømme en lokalitets egnethet for bading. De skriver videre at EUs badevannsdirektiv er under revisjon, og dette vil sannsynligvis bli retningsgivende for norske krav til friluftsbad. I følge Finn Martinsen i Helsedirektoratet vil kvalitetsnormene for badevann trolig bli revidert høsten 2008, slik at de er mer på linje med EUs badevannsdirektiv.

SFT har i sin veileder "Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann" (SFT 1997) laget et system for klassifisering av egnethet for bading. Dette er gjort i samråd med Folkehelseinstituttet. Dette systemet har imidlertid bare hatt veiledende status, siden helsemyndighetene er ansvarlige for bading og helse. Når man nå skal lage et klassifiseringssystem som den regionale vannmyndigheten skal benytte i vannforvaltningen, vil det være nødvendig å lage et system som er i tråd med myndighetenes normer. Per i dag er det helsemyndighetene som er ansvarlig myndighet for badevannskvaliteten i Norge, men det er trolig at regional vannmyndighet etter vanddirektivet vil komme sterkere inn i koordineringen av dette tilsynsarbeidet.

4.3.4 De ulike klassifikasjonssystemer som benyttes i dag

SFT system fra 1997

SFT har i sin veileder "Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann" (SFT 1997) laget et system for klassifisering av egnethet for bading. Dette er gjort i samråd med Folkehelseinstituttet. Det deler egnetheten inn i 4 klasser, godt egnet, egnet, mindre egnet, og uegnet. Systemet baserer seg på både mikrobiologiske og fysisk-kjemiske parametere. De fysisk kjemiske parametere er relatert til eutrofiering, som gir fare for oppblomstring av giftige blågrønnalger, noe som kan utgjøre en helsetrussel ved bading.

Tabell 1. SFTs system fra 1997 for klassifisering av badevannskvalitet:

Indikativ parameter	Benevning	Egnethet som badevann			
		Grenseverdier for indikativ parameter			
		Godt egnet	Egnet	Mindre egnet	Uegnet
TKB	ant/100 ml	<100	<100	100-1000	>1000
Fekale streptokokker	ant/100 ml	<30	<30	30-300	>300
Fargetall	mg Pt/l	<30	30-60	60-90	>90
pH	pH verdi	6-8	5-6/8-9	4-5 / 9 -10	<4 / >10
Turbiditet	FNU	<1	1-2	2-5	>5
Total fosfor	µ P/l	<7	7-11	11-20	>20
Klorofyll	µ/l	<3	3-5	5-10	>10
Siktedyp	m	>4	2-4	1-2	<1

Helsetilsynets badevannsnormer

Lokal helsemyndighet har tilsynsansvar for vannkvaliteten på badeplassene. Statens helsetilsyn har, ved hjelp av sitt ekspert organ, Folkehelseinstituttet, utarbeidet vannkvalitetsnormer for friluftsbad (Rundskriv IK21/94), sist oppdatert 23.02.2000. Systemet er vist i tabell 2. Egnetheten for bading deles inn i 3 klasser, god, Mindre god, Ikke akseptabel. 90-percentilen av prøver tatt over badesesongen skal ligge innenfor de angitte grenseverdier, dvs bare 10% av prøvene kan ha høyere verdier.

I normene nevnes også faren ved å bade i vann som inneholder giftige blågrønnalger, samt plagene man får hvis der er mye andeikter i vannet (gir *cercarie dermatitt*-eller svømmekløe). Det angis ikke noe spesielle konsentrasjoner, men at badeplassens eier har ansvar for å informere badegjestene i tilfeller av slike fenomener.

Tabell 2. Vannkvalitetsnormer for friluftsbad (Folkehelseinstituttet (FHI) 1994 sist oppdatert 23/2 2000)

		God	Mindre god	Ikke akseptabel
TKB	ant/100 ml	<100	100-1000	>1000
Fekale streptokokker	ant/100 ml	<100	100-1000	>1000
Fargetall	mg Pt/l	<25	-	-
pH	pH verdi	5-9	-	-
Turbiditet	FNU	<2	2-5	>5
Siktedyp	m	>2	1-2	<1

EUs Badevannsdirektiv

EUs badevannsdirektiv ble oppdatert i 2006. Det baserer klassifiseringen utelukkende på vannets innhold av parameterne *E. coli* og *Intestinale enterokokker*, begge gitt som cfu/100 ml (colony forming units). Grenseverdiene er gitt i tabellen under. Klassifiseringen er gitt på bakgrunn av overvåking over hele badesesongen. Tabellen kan virke noe forvirrende ved at man opererer både med 90-persentil og 95-persentil som grenseverdier.

I tillegg nevner de fare for oppblomstring av blågrønnalger, samt fare for episodisk korttids forurensning, uten at det er gitt noen operative grenseverdier for dette. I de to beste klassene skal man

ha god kontroll på disse to hendelsene ved overvåking, samt at nødvendige tiltak er registrert og enten satt i verk, eller kan settes i verk på kort varsel, f.eks. varslingssystem ved oppslag på badeplassene.

EUs badevannsdirektiv sier ikke noe om fysisk/kjemiske parametre.

Tabell. Klassifisering av badevannskvalitet etter EUs Badevannsdirektiv versjon per 2006

Parameter	Benevn.	Meget god (Excellent)	God (Good)	Tilstrekkelig (Sufficient)	Dårlig (Poor)
Intestinale enterokokker	ant/100 ml	<200 ¹⁾	200-400 ¹⁾	≤ 330 ²⁾	> 330 ²⁾
E. coli	ant/100 ml	<500 ¹⁾	500-1000 ¹⁾	≤ 900 ²⁾	> 900 ²⁾

¹⁾ = Basert på 95-percentilen

²⁾ = Basert på 90-percentilen

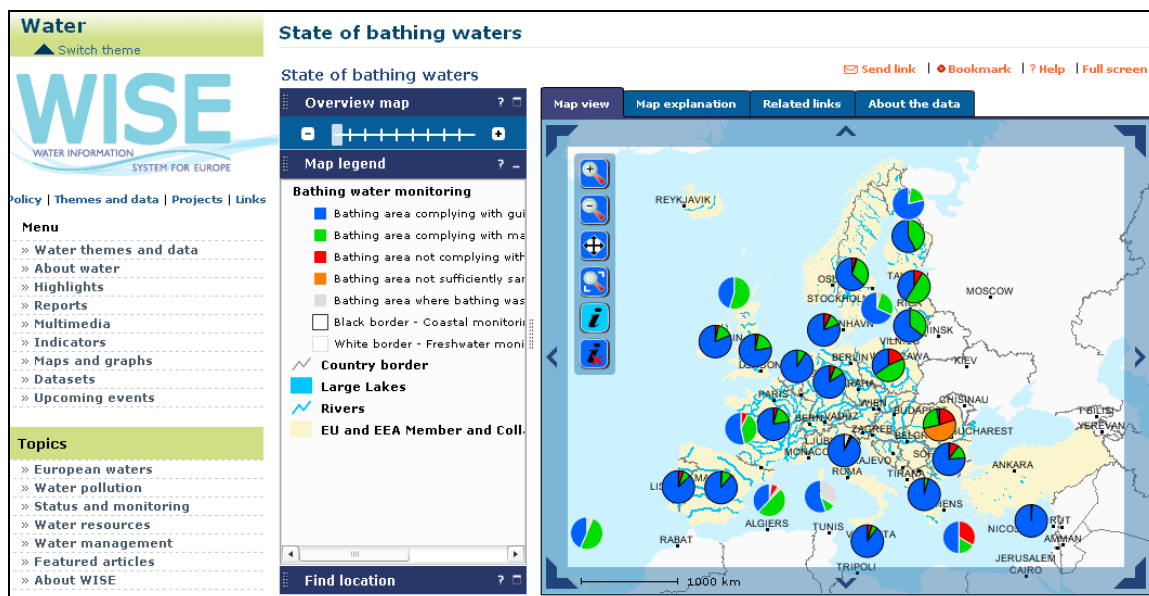
Med hensyn til overvåking sies det ikke noe presist om prøvetakingsfrekvensen, men at den skal fordeles over badesesongen. Siden man skal benytte 95-percentilen av prøvene bør minst 20 prøver tas fordelt over badesesongen. Disse skal analyseres for E.coli og Intestinale enterokokker. For klassene **Meget god** og **God** kan kun 1 prøve av 20 (5 %) overstige tabellverdien, mens for klassene **Tilstrekkelig** og **Dårlig** kan 2 prøver (10 %) overstige tabellverdien.

4.3.5 Justering av de norske badevannsnormene

Selv om Badevannsdirektivet er unntatt fra EØS avtalen, bør de norske normene avstemmes etter dette når det gjelder antall klasser og grenseverdier for indikatorbakteriene *E. coli* og *Intestinale enterokokker*. Dette bl.a. for at vannkvaliteten ved norske badeplasser skal kunne fremstilles sammen med de europeiske og andre nordiske badeplasser i EEAs nettbaserte kartoversikter. Her kan man zoome seg ned til hver minste badeplass, se figur om WISE-systemet nedenfor.

Næringssalter og klorofyll bør være med for å indikere eutrofiering og fare for periodevis oppblomstringer av giftige blågrønnalger. Likeledes bør farge, turbiditet og siktedyp være med ut fra sikkerhetsmessige hensyn, for å finne folk som holder på å drukne. Overvåking av vannfugl-ikter i vannfasen, samt algen *Gonyostomum semen* bør også inkluderes pga. fare for utslett og kløe ved bading. For disse parametrene anbefales intervjuer med badende under den rutinemessige prøvetakingen. Egnethetsgrenser for disse krever imidlertid mer FoU, så for disse foreslås det ingen tall foreløpig.

Egnethetskriteriene bør koordineres med utarbeidelsen av det nye klassifikasjonssystemet for økologisk tilstand i vann. Helsedirektoratet må involveres i arbeidet, siden de er ansvarlig norsk myndighet for vannkvaliteten ved norske badeplasser. Det praktiske arbeidet kan utføres som et samarbeid mellom NIVA og Folkehelseinstituttet.



Figur. EEAs internett-baserte rapporteringssystem for badevannkvalitet

Nedenfor følger et diskusjonsutkast til nye egnethetskriterier og grenseverdier for badevann. Klassene har tilsvarende navn som i EUs badevannsdirektiv. Grensene for *intestinale enterokokker* og *E. coli* følger også grensene satt i dette direktivet. De andre grenseverdiene er dels hentet fra de gamle versjonene av norske normer, eller er nye forslag. Alt må betraktes som et diskusjonsgrunnlag for videre arbeid.

Tabell Diskusjonsgrunnlag for nye norske badevannsnormer

Parameter	Benevn.	Meget godt egnet (Excellent)	Godt egnet (Good)	Tilstrekkelig egnet (Sufficient)	Dårlig egnet (Poor)
Intestinale enterokokker	ant/100 ml	<200 ¹⁾	200-400 ¹⁾	≤ 330 ²⁾	> 330 ²⁾
E. coli	ant/100 ml	<500 ¹⁾	500-1000 ¹⁾	≤ 900 ²⁾	> 900 ²⁾
Farge	mg Pt/l	<30	30-60	60-90	>90
Turbiditet	FNU	<2	2-5	5-10	>10
Siktedyp	m	>4	2-4	1-2	<1
Klorofyll a	µg/l	<5	5-10	10-20	>20
Microcystin*	µg/l	<1	1-5	5-10	>10

¹⁾ = Basert på 95-percentilen

²⁾ = Basert på 90-percentilen

* WHO grenser er 1 µg/L for drikkevann og 10 µg/L for badevann

Hvordan systemet skal benyttes må også diskuteres. Hvordan skal prøvene tas, hvor mange prøver, hvilken percentile skal benyttes som grenseverdi, osv. For noen parametre bør badeplassen klassifiseres etter forrige sesongs resultater, mens mht blågrønnalger, så er de ofte bare et problem i deler av badesesongen, f.eks. fra midten av juli og ut august.

4.4 Jordvanning

Ingun Tryland og Dag Berge, NIVA

4.4.1 Klassifikasjonssystemer som benyttes/ikke benyttes i dag

SFT har i sin veileder "Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann" (SFT 1997) laget et system for klassifisering av egnethet for jordvanning. Dette bygger på en innstilling fra en arbeidsgruppe utgått fra tidligere Statens landbrukstilsyn som i 1994 kom med forslag til kvalitetskrav for jordvanning (Statens landbrukstilsyn 1994). Arbeidsgruppen klassifiserte kun ut fra de hygieniske aspektene ved jordvanning og da knyttet til parametrene termotolerante koliforme bakterier (TKB) og koliforme bakterier (KB). Det ble skilt mellom tre kategorier vekster:

- I. Frukt, bær og grønnsaker som blir spist rå uten å skrelles.
- II. Vekster som skrelles eller varmebehandles før de spises.
- III. Korn eller belgvekster, forvekster som tørkes eller ensileres, samt vekster i idretts- og parkanlegg.

I henhold til SFT-veilederen stilles det strenge krav til hygienisk vannkvalitet, spesielt for førstnevnte kategori og dersom det vannes senere enn to uker før høsting (< 2 TKB/100 ml). Hvis vanning unngås i perioden to uker før høsting, eller at det vannes med dryppvanning, er kravene noe mindre strenge (< 20 TKB/100 ml). I kategori II og III tillates det noe mer forurensning (se veilederen fra 1997 for nærmere beskrivelse). Vann med > 150 TKB/100 ml blir vurdert som uegnet som vanningsvann selv for vekster i kategori III (tabell 1).

Miljøgifter, inklusive tungmetaller og tungt nedbrytbare organiske forbindelser, er også vurdert i rapporten fra Statens landbrukstilsyn (1994), men ikke klassifisert. Det konkluderes med at hvis en unngår å bruke vann som er påvirket av industriutslipp eller lignende, representerer dette sjelden noe problem i Norge.

Algetoksiner samt lukt og smaksstoffer fra sterkt overgjødslende (eutrofe) innsjøer, eller bekkevann nedstrøms slike innsjøer, kan imidlertid representere et problem. Slike innsjøer er relativt vanlige i områder med vanningsinteresser. SFT har i sin veileder (1997) valgt å ta med noen nøkkelparametere på eutrofi, dvs total fosfor og klorofyll a (tabell 1).

Tabell SFTs system fra 1997 for klassifisering av egnethet for jordvanning:

Jordvanning		Egnethetsklasser			
Virkninger av:	Parametre	1 Godt egnet	2 Egnet	3 Mindre egnet	4 Ikke egnet
Næringssalter	Total fosfor, µg P/l	<11	11-20	20-50	>50
	Klorofyll a, µg/L	<4	4-8	8-20	>20
Tarmbakterier	Termot. koli. bakt. ant./100 ml	<2	2-20	20-100*	>100*
	Koliforme bakt ant./100 ml	<20	20-200	200-1000*	>1000*

*For vekster i kategori III tillates opp til 150 TKB og 1500 KB

SFTs system for klassifisering av egnethet for jordvanning (1997) blir i dag kun delvis benyttet i vannforvaltningen. For eksempel blir vann fra Lierelva hyppig brukt for vanning av salat. For å bedre elvas egnethet for jordvanning et det foreslått som mål at nivået av tarmbakterier i Lierelva skal være < 200 TKB/100 ml under normalavrenning (Rukke 2008). SFTs system for klassifisering av egnethet

for jordvanning praktiseres ikke i landbruket/Mattilsynet og det stilles ingen obligatoriske krav til kvalitet på vanningsvann i Norge. I henhold til kvalitetssystem i landbruket (KSL), fra stiftelsen KSL Matmerk (formelt opprettet av Landbruks- og matdepartementet 1. januar 2007), er det krav om vanningsdokumentasjon for grønnsaker og bær som vanligvis spises rå og hvor vannets hygieniske kvalitet lett kan påvirke produktets spisekvalitet. Kravet gjelder alle typer vanning. Det skal være klart hvilken vannkilde som brukes, og det skal foretas en risikovurdering om vannet har god nok kvalitet til bruk som vanningsvann for den aktuelle veksten. Dato for siste vanning før høsting av det aktuelle produktet skal oppgis på KLS egenrevisjonsskjema, og ved bruk av egen, privat vannkilde skal det oppgis hvordan vannkilden er sikret mot forurensning. Både ved bruk av vann fra privat og offentlig vannkilde skal det foreligge analysebevis fra akkreditert laboratorium av vannprøve tatt i vanningssesongen. Et system utarbeidet av Norsk Matanalyse (for BAMA/Gartnerhallen) blir benyttet for å vurdere om vannprøver som salatbøndene sender inn, representerer vann som er egnet for jordvanning (tabell 2). Dette systemet er i samsvar med WHO's retningslinjer for vanning med rensset avløpsvann (WHO, 2006) når det gjelder krav til TKB. I Norge vannes i dag salat hovedsakelig med spreder og ved behov vannes det helt opp mot høstetid (Johannessen mfl. 2008). I henhold til SFTs system aksepteres det kun <2 TKB/100 ml i slikt vanningsvann, mens i vurderingen fra Norsk Matanalyse aksepteres <1000 TKB/100 ml. Kvalitetskravene for jordvanning som ble foreslått i rapporten fra Statens landbrukstilsyn (1994) og som danner grunnlag for SFTs system (1997) var basert på prinsippet om ingen/minimal risiko. Prinsippet om "godt nok", dvs akseptabel risiko, ligger bak vurderingsgrunnlaget for vanningsvann utarbeidet av Norsk Matanalyse. Dette kan forklare det store spriket i krav til hygienisk vannkvalitet i de to systemene.

Tabell 2: Vurderingsgrunnlag for vanningsvann utarbeidet av Norsk Matanalyse:

<i>Parameter</i>	<i>God</i>	<i>Mindre god</i>	<i>Ikke akseptabel</i>	<i>Metode</i>
Termotolerante koliforme bakterier (TKB)/100 ml	< 100	100-1000	> 1000	NS 4792
Intestinale enterokokker/100 ml	< 100	100-1000	> 1000	NS-EN ISO 7899-2
Clostridium perfringens/ 100 ml	< 100	100-1000	> 1000	mCP

Ved ikke akseptable verdier analyseres vannkilden også for:

- Salmonella (Metode: NMKL 71)
- E. coli O157:H7 (Metode: REVEAL)

4.4.2 Forslag til nytt system

Når man nå skal lage et klassifiseringssystem som den regionale vannmyndigheten skal benytte i vannforvaltningen, er det viktig at dette systemet også får innpass i/er i samsvar med det som benyttes i landbruket/Mattilsynet. Arbeidet med å lage et klassifiseringssystem for egnethet for jordvanning bør derfor utføres som et samarbeid mellom Mattilsynet, Folkehelseinstituttet, Statens Landbruksforvaltning, Veterinærinstituttet, Veterinærhøgskolen og NIVA.

Vi foreslår at formuleringene om miljøgifter, inklusive tungmetaller og tungt nedbrytbare organiske forbindelser fra SFT- veilederen (1997) beholdes, dvs. ”hvis en unngår å benytte vann som er påvirket av industriutslipp eller lignende, representerer dette sjelden noe problem i Norge”.

Nøkkelparametrene på eutrofi bør endres i tråd med de nye klassegrensene for klorofyll a og total fosfor (se kap. 2.2.2 i denne rapporten). Vi anbefaler å bruke klassegrensene for vanntypen kalkfattige, klare, grunne innsjøer i lavlandet (LN2a), da dette er en av de vanligste innsjøtypene i Norge, og også har grenseverdier som er nær det gamle klassifiseringssystemet (SFT 97:04). Dersom vannet tas fra vannforekomster som tilhører andre vanntyper (for eksempel kalkrikt eller humøst vann), så kan man bruke grenseverdiene for disse vanntypene istedenfor (se kap. 2.2.2 s. 14).

Det foreslås en revidering av hygieneparametrene basert på nyere kunnskap om risikovurdering, epidemiologi og akseptabel risiko. For å gjøre dette anbefales en langt mer omfattende gjennomgang av litteratur og praksis i andre land enn det vi har hatt tid til i denne omgang, men nedenfor følger noen innledende betraktninger:

Hva skal vi godta som akseptabel helserisiko?

Klassifiseringssystemet bør baseres på vurdering av helserisiko forbundet med å spise grønnsaker, frukt og bær som er vannet med forurenset vann, samt helserisiko for personer som oppholder seg i nærområdet der det vannes. Hva som tolereres som akseptabel risiko vil være et viktig moment. Ved vurdering av akseptabel risiko er det høyst relevant å sammenligne med praksis i andre land. Grønnsaker, bær og frukt er som kjent også en importvare. Etter at arbeidsgruppen utgått fra Statens landbrukstilsyn kom med forslag til kvalitetskrav for jordvanning i 1994, er det publisert resultater fra mange internasjonale arbeider som tar opp risikovurderinger knyttet til vanning med forurenset vann, både basert på epidemiologiske studier og såkalt quantitative microbial risk assessment (QRMA). Disse studiene er referert til i WHO's oppdaterte retningslinjer for bruk av avløpsvann som vanningsvann (WHO, 2006). I henhold til WHO's kriterier aksepteres det <1000 *E. coli*/100 ml og <0.1 nematode egg/L for restriksjonsfri vanning. Ved restriksjoner (f. eks med hensyn på hvilke produkter som vannes og metode for vanning) er kravene mindre strenge. WHO (2006) opererer med akseptabel risiko på $10^{-3} - 10^{-4}$ pppy (per person per år), dvs man godtar at 1 av 1000 - 1 av 10 000 personer får infeksjon hver år som følge av forurenset vanningsvann. Enda nyere studier (f. eks Mara mfl 2007; Bastos m fl 2008) konkluderer med at salat vannet med avløpsvann som oppfyller WHO's kvalitetskrav, gir salat med akseptabel kvalitet. Mara mfl (2007) foreslår 10^{-2} pppy, dvs 1 av 100 personer blir syke hvert år, som akseptabel risiko siden total forekomst av diareisykdom i industrialiserte land er 0.2 pppy (dvs 20% av befolkningen har diareisykdom hvert år som skyldes andre forhold), og bidraget fra forurenset vanningsvann er dermed tilnærmet neglisjerbart.

Siden grønnsaker, frukt og bær selges som sunne og helsebringende produkter, foreslår vi at de norske retningslinjene for klassifisering av vanningsvann baseres på en akseptabel helserisiko på 10^{-4} pppy. Flere argumenter for at nettopp dette nivået er det norske myndigheter bør legge seg på vil bli inkludert etter nærmere drøfting med helsemyndighetene.

For å vurdere hva dette innebærer i form av krav til hygienisk vannkvalitet på vanningsvann under norske forhold (smittepress i Norge, hvor sårbare vi er for infeksjoner osv) kreves et mer omfattende arbeid enn det som er gjort her (Helga Høgåsen, Veterinærinstituttet ser for tiden nærmere på dette i forbindelse med prosjektet nevnt under). Vi har satt opp noen innledende forslag basert på en rask gjennomgang av utenlandske studier (se tabell nedenfor).

Tabell. Forslag til nytt system for klassifisering av egnethet for jordvanning (diskusjonsgrunnlag):

Jordvanning		Egnethetsklasser			
Virkinger av:	Parametre	Godt egnet	Egnet	Mindre egnet	Ikke egnet
Næringssalter	Total fosfor, µg P/l	<11	11-20	20-40	>40
	Klorofyll a, µg/L	<5	5-10	10-20	>20
Tarmbakterier	<i>E. coli</i> eller TKB ant./100 ml	<10	10-100	100-1000*	1000**

*Kan brukes restriksjonsfritt for produkter som ikke spises rå/skrelles. For produkter som spises rå bør vanning med dette vannet opphøre minst 1 uke før høsting. Eventuelt kan andre tiltak som reduserer overføring av bakterier fra vann til produkt være aktuelt, f.eks dryppvanning eller enkel vannbehandling.

**Vanning (spesielt med spredde) med vann > 1000 *E. coli*/100 ml bør unngås for alle type produkter pga smitterisiko for personer som oppholder seg i nærheten.

Krav og retningslinjer i andre land:

I USA er kravene til hygienisk kvalitet på vann som gjenbrukes til vanningsvann generelt mye strengere enn WHO's retningslinjer. Kravene varierer mellom 0 – 200 TKB/100 ml i de ulike statene (US EPA 2004). For å oppnå slik vannkvalitet må avløpsvann gjennomgå omfattende vannbehandling og desinfeksjon. I en rapport fra Australian Natural Resource Management Ministerial Council (2000) anbefales det at vanningsvann som er i direkte kontakt med grønnsaker som spises rå inneholder < 10 TKB/100 ml (i hvilken grad dette gjennomføres i praksis i Australia og New Zealand er usikkert). WHO's retningslinjer for bruk av avløpsvann som vanningsvann synes å være (passivt ?) gjeldene i flere europeiske land, men f. eks Spania foreslår krav om < 100 *E. coli*/100 ml.

De fleste retningslinjer om kvalitet på vanningsvann gjelder ved gjenbruk av avløpsvann. For vanning med overflatevann som hovedsakelig praktiseres i Norge, finnes få retningslinjer. I Storbritannia vannes det omtrent på samme måte som i Norge (overflatevann med spredde), men her er ingen nasjonalt aksepterte kvalitetskriterier (Tyrrel mfl 2006, Tyrrell 2008).

Resultater fra nytt norsk prosjekt:

Et brukerstyrt forskningsrådsprosjekt "Irrigation water as a potential source of foodborne pathogens in vegetables consumed raw with special focus on lettuce" vil rapporteres de nærmeste månedene (Johannessen mfl 2008). Prosjektet ledes av Veterinærinstituttet, i samarbeid med BAMA, Gartnerhallen, Veterinærhøyskolen og NIVA. Resultater fra dette prosjektet vil gi nyttige innspill til arbeidet med revidering av SFTs klassifisering av egnethet for jordvanning. Blant annet er det gjort forsøk der salat er vannet med kloakk tilsatt campylobacter. Resultatene viser at indikatorbakterier og campylobacter gradvis dør ut på salaten etter vanning, og at utdøingshastigheten avhenger av salattype og om bakteriene er inni eller utenpå salaten (Johannessen mfl. 2008). Å unngå vanning siste uke før høsting, er derfor et nyttig tiltak for å redusere smitterisiko (Hamilton mfl 2006; Keraita mfl 2007).

5. Litteratur

5.1 Referanser eutrofieringsparametre

Alabaster & Lloyd 1980: Water Quality Criteria for Freshwater Fish, FAO, Butterworths London: ISBN 0-408-10673-5

Carvalho L, Solimini A, Phillips G, van den Berg M, Pietilainen OP, Lyche Solheim A, Poikane S, Mischke U (2008) Chlorophyll reference conditions for European lake types used for intercalibration of ecological status. *Aqua Ecol.* 42: 203-211.

Intercalibration technical report 2008. Water Framework Directive Intercalibration Technical Report. Part 2. Lakes. Poikane, S. (ed.). JRC, European Commission. 185 s.

Larsen, D. P., and H. T. Mercier. 1976. Phosphorus retention capacity of lakes. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 33: 1742-1750.

Lyche-Solheim, A., Rekolainen, S., Moe S.J., Carvalho, L., Phillips, G., Ptacnik, R., Penning W.E., Toth, L.G., O'Toole, C., Schartau, A.K., Hesthagen, T. 2008. Ecological threshold responses in European lakes and their applicability for the Water Framework Directive (WFD) implementation: synthesis of lakes results from the REBECCA project. *Aquat. Ecol.* 42: 317-334.

Moe SJ, Dudley B, Ptacnik R (2008). REBECCA databases: experiences from compilation and analyses of monitoring data from 5000 lakes in 20 European countries. *Aqua Ecol.* 42: 183-201

Phillips G, Pietilainen OP, Carvalho L, Solimini A, Lyche Solheim A, Cardoso A (2008). Chlorophyll–nutrient relationships of different lake types using a large European dataset. *Aqua Ecol.* 42: 213-226

Ptacnik R, Lepistö L, Wille'n E, Brettum P, Andersen T, Rekolainen S, Lyche-Solheim A (2008). Quantitative responses of lake phytoplankton to eutrophication in Northern Europe. *Aqua Ecol.* 42: 227-236

Räike, A., Pietiläinen, O. -P., Rekolainen, S., Kauppila, P., Pitkänen, H., Niemi, J., Raateland A., Vuorenmaa, J. 2003. Trends of phosphorus, nitrogen and chlorophyll *a* concentrations in Finnish rivers and lakes in 1975–2000. *Sci. Total Env.*, Vol. 310, Issues 1-3, p. 47-59

5.2 Referanser forsuringsparametre

Bækken, T. & Kjellberg, G. 2004. Klassifisering av surhetsgrad og vurdering av forsurening i rennende vann basert på forekomst av bunndyr. Klassifikasjonssystem tilpasset humusrike elver og bekker i østlandsområde. - NIVA Rapport 4923, 13 s.

Fivelstad, S., Olsen, A.B., Stefansson, S., Handeland, S., Waagbo, R., Kroglund, F. & Colt, J. 2004. Lack of long-term sublethal effects of reduced freshwater pH alone on Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts subsequently transferred to seawater. *Canadian Journal Of Fisheries And Aquatic Sciences* 61(4):511-518.

Gensemer, R.W. & Playle, R.C. 1999. The bioavailability and toxicity of aluminum in aquatic environments. *Critical Reviews In Environmental Science And Technology* 29(4):315-450.

Hesthagen, T., Fiske, P. & Skelkvåle, B.L. 2008. Critical limits for acid neutralizing capacity of brown trout (*Salom trutta*) in Norwegian lakes differing in organic carbon concentrations. - *Aquatic Ecology*. DOI 10.1007/s10452-008-9191-x.

- Lien, L., Raddum, G. G. & Fjellheim, A. 1991. Tålegrenser for overflatevann – evertebrater og fisk. - Naturens Tålegrenser. Fagrapport 19 (NIVA Rapport O-89185/2).
- Lien, L., Raddum, G. G., Fjellheim, A., & Henriksen, A. 1996. A critical limit for acid neutralizing capacity in Norwegian surface waters, based on new analyses of fish and invertebrate responses. - *The Sci. Total Envir.* 177: 173-193.
- Kroglund, F. & Rosseland, B. 2004. Effekter av forsureningsepisoder på parr- og smoltkvalitet til laks. - NIVA Rapport 4797, 44 s.
- Kroglund, F., Finstad, B., Stefansson, S.O., Nilsen, T., Kristensen, T., Rosseland, B.O., Teien, H.C. & Salbu, B. 2007. Exposure to moderate acid water and aluminium reduces Atlantic salmon postsmolt survival. *Aquaculture* 273: 360-373.
- Kroglund, F., Rosseland, B.O., Teien, H.C., Salbu, B., Kristensen, T. & Finstad, B. 2008. Water quality limits for Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) exposed to short term reductions in pH and increased aluminum simulating episodes. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 121:491–507.
- Kroglund, F., Teien, H.C., Rosseland, B.O. & Salbu, B. 2001a. Time and pH-Dependent detoxification of aluminum in mixing zones between acid and non-acid rivers. *Water Air And Soil Pollution* 130(1-4):905-910.
- Kroglund, F., Teien, H.C., Rosseland, B.O., Salbu, B. & Lucassen, E. 2001b. Water quality dependent recovery from aluminum stress in Atlantic salmon smolt. *Water Air And Soil Pollution* 130(1-4):911-916.
- Kroglund, F., Wright, R.F. & Burchart, C. 2002. Acidification and Atlantic salmon: critical limits for Norwegian rivers. Oslo: Norwegian Institute for Water Research. Report nr 111. 1-61 p.
- Moe, S.J., Schartau, A.K., Bækken, T. & McFarland, B. 2008. Analyses of existing and new macroinvertebrate metrics for acidified rivers across the United Kingdom, Norway and Sweden - *Freshwater Biology* (in press).
- Raddum, G.G. & Fjellheim, A. 1984. Acidification and early warning organisms in freshwater in western Norway. - *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22: 1973-1980.
- Raddum, G.G. & Skjelkvåle, B.L. 1995. Critical limits of acidification to invertebrates in different regions of Europe. - *Water, Air and Soil Pollut.* 85: 475-480.
- Rosseland, B.O. & Staurnes, M. 1994. Physiological Mechanisms for Toxic Effects and Resistance to Acidic Water: An Ecophysiological and Ecotoxicological Approach. In: Steinberg, C.E.W. & Wright, R.F., editors. *Acidification of Freshwater Ecosystems: Implications for the Future*: John Wiley & Sons Ltd. p 227.
- Schartau, A.K., Moe, S.J., Sandin, L., McFarland, B. & Raddum, G. 2008. Macroinvertebrate indicators of lake acidification: analysis of monitoring data from UK, Norway and Sweden. - *Aquatic Ecology*. DOI 10.1007/s10452-008-9186-7. <http://www.springerlink.com/content/j31h071221978480/fulltext.pdf>

5.3 Referanser leirvassdrag

- Borch, H., Bogen, J., Iversen, E., Lindholm, M., Tjomslund, T., Pedersen, H.B. 2008. Tiltaksanalyse for Leirvassdraget 2008. NIVA-rapport O-27058; 2008; 86 s.
- Selvik, J. R., Tjomslund T., Borgvang, S.A. og Eggestad, H. O. 2006. Tilførsler av næringssalter til Norges kystområder 2005, beregnet med tilførselsmodellen Teotil2. Statlig rapport for forurensningsovervåking, SFT Rapport nr.TA-2211/2006, NIVA-rapport nr. 5330-2007, Norsk institutt for vannforskning, Oslo
- Vandsemb S. 2006. Kvantifisering av tap av nitrogen, fosfor og erosjon fra ikke-jordbruksarealer i JOVA-programmet (Jord og vannovervåking i landbruket) - Fokus på utmarksavrenning. Bioforskrapport Vol 1. 56. 2006.

Flere referanser finnes i Vedlegg D.

5.4 Referanser drikkevann

Chorus, I. & J. Bartram 1999. Toxic Cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management. E & FN Spon, New York. 357 s.

Folkehelseinstituttet 2004/2008: Vannforsyningens ABC, Publisert 19.05.2004 , oppdatert 29.08.2008. www.fhi.no

Sosial og Helsedepartementet, 1995: Forskrift om vannforsyning og drikkevann m.m., Sosial og Helsedep., Forskrift nr 68. I-9/95.

Drikkevannsforskriften. FOR 2001-12-04 nr 1372: Forskrift om vannforsyning og drikkevann (Drikkevannsforskriften). Oppdatert 2004. www.lovdata.no

Mattilsynet 2005. Veileder til Drikkevannsforskriften, versjon 2. september 2005., www.mattilsynet.no

SFT 1997: Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT veiledning 97:04, TA-nr 1468/1997, 31. pp.

EUs Drikkevannsdirektiv: Council Directive 98/83/EC of 3 November 1998 on the quality of water intended for human consumption. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31998L0083:EN:NOT>

5.5 Referanser badevann

Helsetilsynet 2004: Nye vannkvalitetsnormer for friluftsbad, opprinnelig utarbeidet av Folkehelseinstituttet 1994, og oppdatert i 2000 (6 sider), www.helsetilsynet.no, www.fhi.no

Folkehelseinstituttet 2003: Miljø og helse – en forskningsbasert kunnskapsbase, rev. 2003 – Rapport 2003:9, ISBN: 82-8082-038-8.

SFT 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT veiledning 97:04., SFT Rapport TA-nr. 1468/1997: 31 sider.

EUs Badevannsdirektiv Februar 2006: Directive 2006/7EC of the European parliament and of the Council of 15 February 2006 concerning the management of bathing water quality and repealing Directive 76/160/EEC., 13 sider, <http://eur-lex.europa.eu>

EUs internettbaserte rapporteringssystem for vannkvalitet på de enkelte lands badestrender., <http://www.eea.europa.eu/themes/water/mapviewers/bathing>

5.6 Referanser jordvanning

Australian Natural Resource Management Ministerial Council (2000). Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality. http://www.mincos.gov.au/publications/australian_and_new_zealand_guidelines_for_fresh_and_marine_water_quality

Bastos RKX, Bevilacqua PD, Silva CAB and Silva CV (2008). [Wastewater irrigation of salad crops: further evidence for the evaluation of the WHO guidelines](#). WATER SCIENCE AND TECHNOLOGY. 57. 1213-1219

Hamilton AJ, Stagnitti F, Premier R, Boland, A-M and Hale G. (2006). [Quantitative microbial risk assessment models for consumption of raw vegetables irrigated with reclaimed water](#). APPLIED AND ENVIRONMENTAL MICROBIOLOGY. 72. 3284-3290.

- Johannessen, G. m fl (2008). Rapport under utarbeidelse fra forskningsrådsprosjektet: "Irrigation water as a potential source of foodborne pathogens in vegetables consumed raw with special focus on lettuce"
- Keraita B, Konradsen F, Drechsel P and Abaidoo RC (2007). [Reducing microbial contamination on wastewater-irrigated lettuce by cessation of irrigation before harvesting](#). TROPICAL MEDICINE & INTERNATIONAL HEALTH. 12. 8-14.
- Mara DD, Sleigh PA, Blumenthal UJ and Carr RM. (2007). [Health risks in wastewater irrigation: Comparing estimates from quantitative microbial risk analyses and epidemiological studies](#) JOURNAL OF WATER AND HEALTH. 5. 39-50.
- Rukke, N.A. (2008). Forslag til fullkarakterisering av Liervassdraget. Rapport fra Eurofins Norge 07/37. <http://www.vannportalen.no/hoved.aspx?m=36293&amid=1930681>
- SFT (1997). Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT veiledning 97:04., SFT Rapport TA-nr. 1468/1997: 31 sider.
- Statens landbrukstilsyn (1994). Kvalitetskrav for vann til jordvanning. Utredning foretatt av en arbeidsgruppe nedsatt av STIL. 96 s.
- Tyrrel SF, Knox JW, Weatherhead EK. (2006). [Microbiological water quality requirements for salad irrigation in the United Kingdom](#). JOURNAL OF FOOD PROTECTION. 69. 2029-2035.
- Tyrrel (2008). Personlig kommunikasjon.
- US EPA (2004). Guidelines for water reuse. US Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/nrmrl/pubs/625r04108/625r04108.pdf>
- WHO (2006). WHO Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. http://www.who.int/water_sanitation_health/wastewater/gsuww/en/index.html

Vedlegg A. Interkalibrerte og beregnede grenseverdier for klorofyll a i nordiske innsjøer.

Tabellen nedenfor er utarbeidet av den nordiske interkalibreringsgruppen (NGIG) for interkalibrering av klassegrenser for Vanddirektivet, samt av prosjektleder, og er basert på analyser av det nordiske datasettet som ble sammenstilt i REBECCA-prosjektet (Moe et al. 2008) og analysert av Geoff Phillips, Environment Agency for England and Wales og Robert Ptacnik NIVA (Ptacnik et al. 2008). Alle grenseverdiene for klassegrensene svært god/god (HG) og god/moderat (GM) er rapportert i den endelige interkalibreringsrapporten fra NGIG (NGIG technical report 2008).

Verdiene er basert på type-spesifikk statistisk fordeling av klorofyll-data fra nordiske innsjøer. Se for øvrig metodebeskrivelsen i kap. 1.

Chla Distribution Equal Classes

NGIG pragmatic

L-N1 Mod Alk Shallow Clear, lowland

L-N1 Mod Alk Shallow Clear, lowland		NGIG pragmatic			
			mean	min	maks
N _{all}	73				
N _{ref}	21				
Ref	2,9	Ref	3	2,5	3,5
HG	5,9 (90th %ile)	HG	6	5	7,0
GM	10,2	GM	9	7,5	10,5
MP	17,5	MP	18	15	21
EQR					
HG	0,49	EQR HG	0,50	0,50	0,50
EQR					
GM	0,28	EQR GM	0,33	0,33	0,33
EQR					
MP	0,17	EQR MP	0,17	0,17	0,17

L-N2a Low Alk Shallow Clear, lowland

L-N2a Low Alk Shallow Clear, lowland		NGIG pragmatic			
			mean	min	maks
N _{all}	89				
N _{ref}	59				
Ref	2,3	Ref	2	1,5	2,5
HG	4,0 (90th %ile)	HG	4	3,0	5,0
GM	6,9	GM	7	5,0	8,5
MP	11,7	MP	10	7,5	12,5
PB	20,1	PB	20	15	25
EQR					
HG	0,58	EQR HG	0,50	0,50	0,50
EQR					
GM	0,33	EQR GM	0,29	0,30	0,29
EQR					
MP	0,20	EQR MP	0,20	0,20	0,20
EQR					
PB	0,11	EQR PB	0,10	0,10	0,10

L-N2b Low Alk Deep Clear, lowland

N _{all}		96				mean	min	maks
N _{ref}		64						
Ref	2			Ref	2	1,5	2,5	
HG	4	(90th %ile)		HG	4	3,0	5,0	
GM	6,3			GM	6	4,5	7,5	
MP	10			MP	10	7,5	12,5	
PB	15,8			PB	16	11,5	19,0	
EQR								
HG	0,50			EQR HG	0,50	0,50	0,50	
EQR								
GM	0,32			EQR GM	0,33	0,33	0,33	
EQR								
MP	0,20			EQR MP	0,20	0,20	0,20	
EQR								
PB	0,13			EQR PB	0,13	0,13	0,13	

L-N3a Low Alk Shallow, Humic, lowland

N _{all}		104				mean	min	maks
N _{ref}		47						
Ref	4,2			Ref	3,0	2,5	3,5	
HG	6,5	(75th%ile)		HG	6,0	5,0	7,0	
GM	12,6			GM	10,0	8,0	12,0	
MP	15,8			MP	16	13,0	18,5	
PB	19,8			PB	20	16,5	23,5	
mean mg								
Pt/L								
retention time								
						50-70	30-50	70-90
								long
EQR								
HG	0,65			EQR HG	0,50	0,50	0,50	
EQR								
GM	0,33			EQR GM	0,30	0,31	0,29	
EQR								
MP	0,27			EQR MP	0,19	0,19	0,19	
EQR								
PB	0,21			EQR PB	0,15	0,15	0,15	

L-N8a Mod Alk Shallow, Humic

N _{all}		68				mean	min	maks
N _{ref}		8						
		5th %ile of the whole						
Ref	7,8	4 population		Ref	4	3,5	5	
HG	11,1			HG	8	7	10	
GM	16,3			GM	12	10,5	15	
MP	23,7			MP	24	21	29	
PB	34,6			PB	35	32	45	
EQR								
HG	0,70			EQR HG	0,50	0,50	0,50	
EQR								
GM	0,48			EQR GM	0,33	0,33	0,33	

GM
EQR
MP 0,33
EQR
PB 0,23

EQR MP 0,17 0,17 0,17
EQR PB 0,11 0,11 0,11

L-N5 Low Alk Shallow, clear, boreal

N_{all} 49
N_{ref} 35
Ref 1,7
HG 3,1 (90th %ile)
GM 4,9
MP 7,8
PB 12,5

L-N5 Low Alk Shallow, clear, boreal

	mean	min	maks
Ref	1,5	1,0	2,0
HG	3	2,0	4,0
GM	4,5	3,0	6,0
MP	8	5,5	10,5
PB	13	8,5	16,5

EQR
HG 0,55
EQR
GM 0,35
EQR
MP 0,22
EQR
PB 0,14

EQR HG 0,50 0,50 0,50
EQR GM 0,33 0,33 0,33
EQR MP 0,19 0,18 0,19
EQR PB 0,12 0,12 0,12

L-N6 Low Alk Shallow, humic, boreal

N_{all} 21
N_{ref} 7
Ref 3 3,8
HG 4 4
GM 7,9
MP 11,5
PB 17

L-N6 Low Alk Shallow, humic, boreal

	mean	min	maks
Ref	2	1,5	2,5
HG	4	3	5,0
GM	6	4,5	7,5
MP	12	9,0	14,5
PB	17	12,5	21,0

EQR
HG 0,75 0,95
EQR
GM 0,48
EQR
MP 0,33
EQR
PB 0,22

EQR HG 0,50 0,50 0,50
EQR GM 0,33 0,33 0,33
EQR MP 0,17 0,17 0,17
EQR PB 0,12 0,12 0,12

Vedlegg B. Beregning av grenseverdier for TotP for norske innsjøer basert på typespesifikke regresjoner mellom klorofyll og TotP

Beregning av grenseverdier for Total Fosfor basert på klorofyll grenser og typespesifikke regresjoner fra REBECCA prosjektet (Phillips et al. 2008).

Lake type	Type description	Regression equations	Ref	Ref	HG	HG	GM	GM	MP	MP	PB	PB
			value	value								
		Using min. intercept and max. regression coefficient	chl _a	TP	chl _a	TP	chl _a	TP	chl _a	TP	chl _a	TP
LN2a	shallow, low alk, lowland	$\text{LogChl}_a = -0.561 (\pm 0.04) + 1.125 (\pm 0.03) \text{LogTP}$	1,5	4,0	3,0	7,3	5,0	11,4	10,0	20,7	20,0	37,8
LN2b	deep, low alk, lowland	$\text{LogChl}_a = -0.283 (\pm 0.05) + 0.745 (\pm 0.06) \text{LogTP}$	1,2	2,4	2,5	6,1	4,0	10,9	7,0	21,8	15,0	56,3
LN3	humic, low alk, lowland	$\text{LogChl}_a = -0.561 (\pm 0.04) + 1.125 (\pm 0.03) \text{LogTP}$	2,5	6,2	5,0	11,4	7,5	16,2	15,0	29,5	30,0	53,7
LN1	shallow, mod alk, lowland	$\text{LogChl}_a = -0.434 (\pm 0.05) + 1.062 (\pm 0.04) \text{LogTP}$	2,5	5,1	5,0	9,6	7,5	13,9	15,0	26,0	30,0	48,8
LN8	shallow, mod alk, humic, lowland	$\text{LogChl}_a = -0.434 (\pm 0.05) + 1.062 (\pm 0.04) \text{LogTP}$	3,5	7,0	7,0	13,0	10,5	18,8	20,0	33,8	40,0	63,4
LN5	low alk, shallow, mid-altitude	$\text{LogChl}_a = -0.561 (\pm 0.04) + 1.125 (\pm 0.03) \text{LogTP}$	1,0	2,8	2,0	5,1	3,0	7,3	7,0	15,2	15,0	29,5
LN6	humic, shallow, low alk, mid-altitude	$\text{LogChl}_a = -0.561 (\pm 0.04) + 1.125 (\pm 0.03) \text{LogTP}$	2,0	5,1	4,0	9,4	6,0	13,3	12,0	24,3	25,0	45,9
LN7	low alk, shallow, highland	$\text{LogChl}_a = -0.561 (\pm 0.04) + 1.125 (\pm 0.03) \text{LogTP}$	0,8	2,3	1,5	4,0	2,5	6,2	6,0	13,3	12,0	24,3
		Using regression for shallow lakes also for deep lakes:										
LN2b	deep, low alk, lowland	$\text{LogChl}_a = -0.561 (\pm 0.04) + 1.125 (\pm 0.03) \text{LogTP}$	1,2	3,3	2,5	6,2	4,0	9,4	7,0	15,2	15,0	29,5

Vedlegg C. Metodikk for beregning av gjennomsnittskonsentrasjoner i elver til bruk ved typifisering og klassifisering av vannforekomster i hht. kravene i Vanndirektivet.

Eva Skarbøvik, Bioforsk, Jord og Miljø

Innledning

Konsentrasjoner av ulike parametre i rennende vann varierer mye over tid. Dette gjelder særlig stoffer som fraktes sammen med partikulært materiale. Figuren i dette vedlegget viser variasjoner av partikler og næringsalter i et vassdrag med høyt leireinnhold og mye jordbruk i nedbørfeltet (Hobølelva i Østfold). De høyeste konsentrasjonene finnes ofte i perioder med høy vannføring, og av den grunn tas ofte ekstraprøver under flom. Disse ekstraprøvene er særlig viktige for å beregne pålitelige tilførsler til innsjøer og kystområder. Imidlertid vil en serie med mange flomprøver få en høyere gjennomsnittsverdi for konsentrasjoner av både partikler (suspendert stoff) og næringsstoffer sammenlignet med prøvetaking i perioder med mer normal vannføring. Flomprøver bør derfor fjernes før beregning av middelverdier, dersom disse skal brukes til typifisering av leirvassdrag, samt klassifisering av kjemiske støtteparametre (total fosfor) for vurdering av økologisk tilstand i vassdraget.

Variasjoner i konsentrasjoner kan bl.a. omfatte

- Store endringer fra dag til dag
- Variasjoner i gjennomsnittskonsentrasjon fra år til år

Det er derfor viktig å finne en felles metodikk for å beregne de konsentrasjonsverdier som skal benyttes til typifisering og klassifisering i henhold til kravene i Vanndirektivet.

Utregning av gjennomsnittskonsentrasjoner i vassdrag med høyt leireinnhold og mye jordbruk i nedbørfeltet

Ved beregning av gjennomsnittskonsentrasjoner i elver bør prøvetakingsmetodikk og –frekvens vurderes. Ulike vassdrag prøvetas med ulik metodikk og frekvens, noen vassdrag prøvetas ukentlig, andre månedlig, andre igjen bare noen få ganger i året. I noen vassdrag tas det blandprøver, i andre stikkprøver, og i noen er det innført ekstra prøvetaking under flom. For å få til en mest mulig enhetlig metode over hele landet anbefales følgende:

1. Bruk konsentrasjonsdata fra prøver som er tatt regelmessig: ukentlig, hver 14. dag eller månedlig..
2. I elver med sjeldnere prøvetaking enn dette vil middelverdien bli usikker pga. få prøver.
3. Fjern ekstraprøver som er tatt bevisst under flom fra måleserien.
4. I elver med blandprøvetaking må det gjøres oppmerksom på at denne metodikken er benyttet. I slike tilfeller vil blandprøve-konsentrasjonen i seg selv være en gjennomsnittskonsentrasjon. Hvis vannføringsproporsjonal prøvetaking er utført bør det også opplyses om dette (dvs at prøvene hovedsakelig er tatt på høy vannføring). Slike prøver vil derfor ofte kunne gi høyere verdier enn stikkprøver som tas ved normalvannføring
5. Bruk data fra de siste tre årene for å få frem et mest mulig pålitelig konsentrasjonsgjennomsnitt.

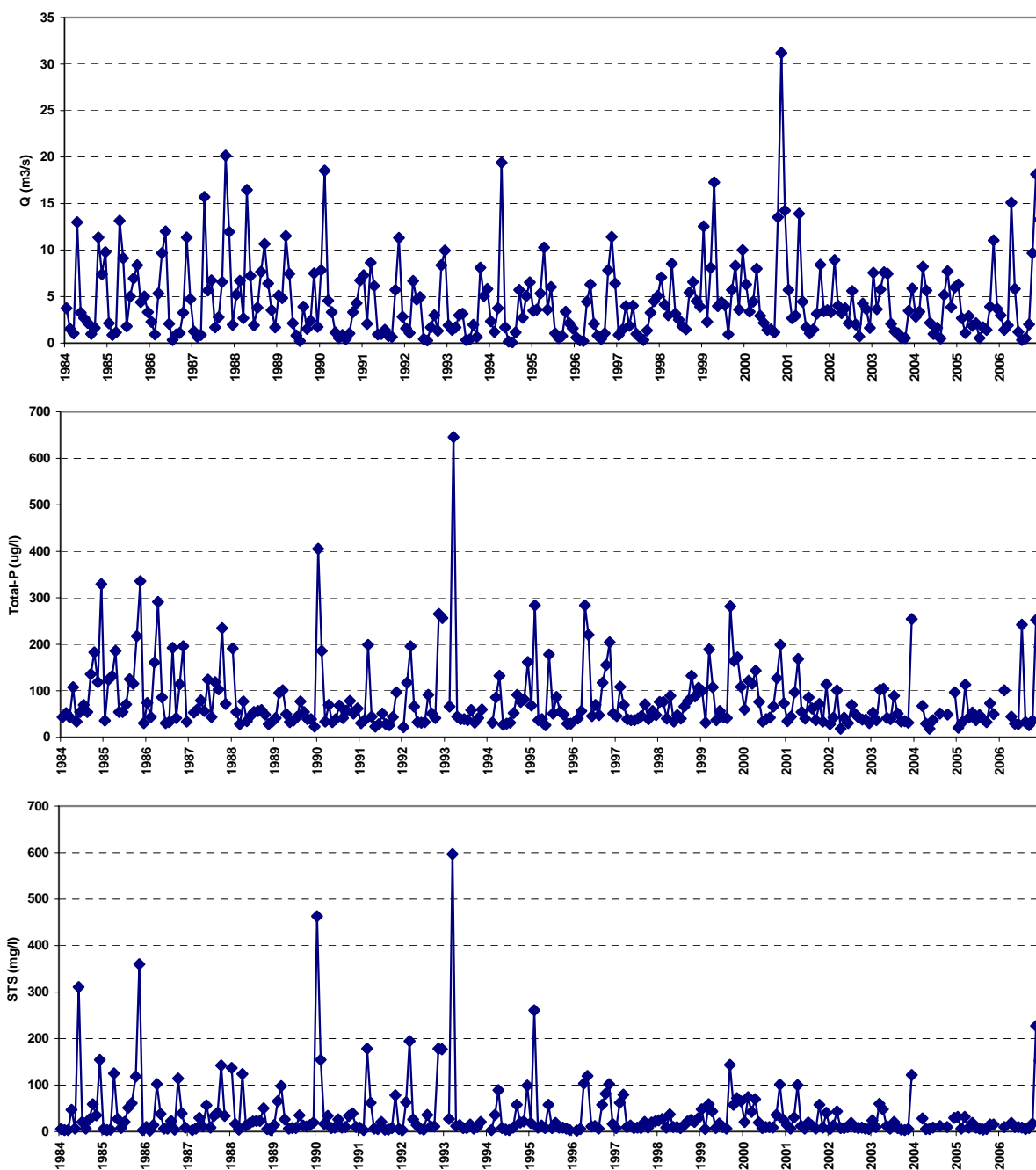
Tolking av data

Ved bruk av metoden over bør en gjennomsnittskonsentrasjon gi et mest mulig riktig bilde av situasjonen. Et unntak er om vannføringen i de tre årene tilsammen er høyere eller lavere enn gjennomsnittsvannføringen over en lengre tidsperiode. Før det konkluderes med at det har blitt en forverring eller bedring av situasjonen i et vassdrag må derfor en vurdering av vannføringen utføres. Trender i konsentrasjoner i rennende vann bør alltid vannføringsnormaliseres, jfr. f.eks. Stålnacke og Grimvall (2000).

Eksempel fra leirvassdrag

Nedenfor vises målinger av vannføring (Q), totalfosfor (Total-P) og suspendert stoff (STS) i Hobøelva i Østfold i perioden 1984-2006. Figuren viser tydelig hvor store variasjoner det er i konsentrasjoner over tid.

Et eksempel som viser forskjellen på en gjennomsnittskonsentrasjon med og uten flomprøver kan hentes fra samme elv vinteren 2007/2008. I perioden oktober– april var gjennomsnittskonsentrasjonen av suspendert tørrstoff på 77 mg/l når flomprøver var inkludert. Om flomprøvene fjernes slik at kun målinger hver 14. dag tas med, synker snittkonsentrasjonen til 35 mg/l. Tilsvarende var snittkonsentrasjonen for totalfosfor 78 µg/l uten flomprøver mot 178 µg/l med. Eksempelet er tilfeldig valgt men viser betydningen av å fjerne flomprøver før en representativ snittkonsentrasjonen beregnes.



Figur 1. Variasjoner i vannføring og konsentrasjon av totalfosfor og suspendert materiale (STS) i Hobøelva i Østfold for perioden 1984-2006. Fra Skarbøvik m.fl. 2008.

Referanser

Skarbøvik, E., Pengerud, A, Stålnacke, P. og Kitterød, N.O. 2008a. Utvikling av vannkvaliteten i Vansjø-Hobølvassdraget 1985-2006. Statistisk analyse av data fra tilførselselver og innsjø. Bioforsk rapp. 91 (3)2008. 52 s.

Stålnacke, P. og Grimvall, A. (2000). Hydrological normalization of nutrient deliveries from agricultural catchments. *Reviewed Proceedings from Eleventh Annual Conference on Applied Statistics in Agriculture*, Kansas State University, p. 145-155

Vedlegg D. Forslag til naturtilstand for fosfor i leirvassdrag

Håkon Borch, Hans Olav Eggestad, Alexander Engebretsen, Eva Skarbøvik,

Bioforsk Jord og miljø

Torulv Tjomsland, Anne Lyche Solheim,

NIVA

1. Innledning

Dette notatet er innspill til fastsettelse av naturtilstand for fosfor (og nitrogen) i leirvassdrag. Denne problemstillingen er aktuell for å finne riktige avlastningsnivåer i tiltaksplaner for elver og sjøer under marin grense på Østlandet og i Trøndelag. Problemstillingen er viktig der hvor det er dype marine løsavsetninger som dekker en vesentlig arealandel av nedbørfeltet.

Det er mange faktorer som vil påvirke avrenningsmengder og konsentrasjoner av nitrogen, fosfor og partikler i avrenning fra utmarksarealer. De viktigste er:

- bergrunnsgeologi – (jordmaterialets geologiske opphav),
- kvartærgeologi (partikkelstørrelser og sortering – avsetningshistorie)
- nedbør (mengde),
- naturlig ravinerings og erosjon i bekkeløp.
- atmosfærisk tørr- og våtdeposisjon,
- topografi – (påvirker oppholdstid i terrenget, myrdannelse etc.),
- løsmassetykkelse og sammensetning – (påvirker grunnvann og oppholdstid i kontakt med jordsmonn),
- vegetasjonstyper (eks. barskog gir surere jordbunnsforhold og påvirker jordsmonnsdannende prosesser),
- temperatur.

Bonitet og vegetasjonstype er hovedsaklig relatert til jordsmonnsfaktorer og klima.

Naturtilstanden skal gjenspeile en situasjon uten eller med minimal antropogen aktivitet (sensu "reference conditions" i Vanndirektivet). Studier av bakgrunnsavrenning av fosfor og nitrogen i utmarksområder med mye leirsedimenter antas å gi en tilnærmet riktig basis for fastsettelse av naturtilstanden mht. næringssalter i leirvassdrag. Bakgrunnsavrenning av næringssalter fra utmarksområder gjenspeiler imidlertid ikke alltid det riktige bildet, da utmarksaktiviteter som skogsdrift sterkt kan påvirke avrenningen. F. eks. viser en studie på avrenning fra granskog på Nordmoen hvordan avrenningen endres med skogens bestandsalder (Haveraaen 1981). Resultatene av denne studien var at avrenningen økte med 30% etter avvirking (70% hogst). Tapet av nitrogen økte fra ca. 150g/da/år til omtrent 700g/da/år. Endringen var størst for nitrat, mindre for ammonium. Fosfortapet økte fra 6g/daa til 10g/daa. Nieminen (2004) fant økt avrenning av både nitrogen og fosfor etter snauhogst i granskog på torv. For nitrogen var økningen 178-398 g N/daa for løst organisk nitrogen, 39-149g N/daa for NH₄-N og 45-48 kg N/ha for NO₃-N. For fosfor var økningen 6-9 g P/daa. Et ikke altfor dristig anslag kan være 50% mer fosfor og 100% mer nitrogen fra hostflater det første året. Beregning av naturlig avrenning av næringssalter fra utmarksarealer bør derfor baseres på arealer uten massiv hogst de siste årene. Ved valg av datasett for beregning av bakgrunnsavrenning i dette prosjektet har vi derfor lagt mindre vekt på data fra områder med store hogstflater (se avsnitt 2.2 nedenfor).

I et nedbørfelt vil naturlige prosesser som erosjon i bekke- og elveløp forekomme, disse prosessene kan være vanskelig å kvantifisere. Spesielt hvis det er dype leirholdige marine sedimenter langs elveløpet kan slik erosjon gi et signifikant bidrag til den naturlige totale fosfortilførselen. Bidragene er vanskelig å kvantifisere uten å gjøre en kartlegging av utglidninger og endringer i bekke- og elveløp og V-dal profiler. Vi har likevel forsøkt å estimere bidraget fra slik erosjon i et eksempelavdrag (Leira på Romerike).

Totalt har vi brukt tre forskjellige metoder til å estimere naturtilstand for totalfosfor i leiravdrag. Disse er:

- Empiriske data fra relevante undersøkelser av bakgrunnsavrenning fra leirdominerte områder (fra JOVA-programmet og fra andre utmarksarealer)
- TEOTIL-modellen for estimering av naturlig avrenning med tillegg fra erosjon
- Ny regresjonsmodell for sammenheng mellom naturlig fosforkonsentrasjon og dekningsgrad av leirsedimenter i nedbørfeltet

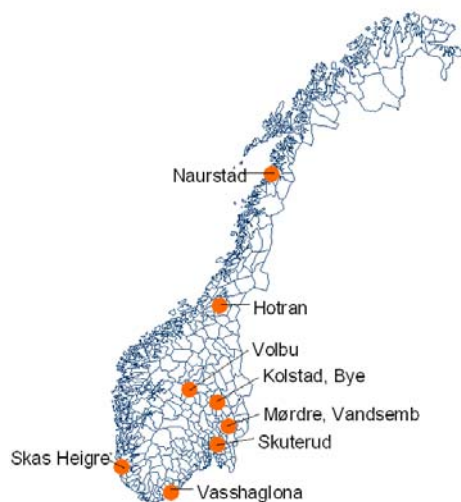
Disse tre metodene beskrives nærmere i avsnitt 2, 3 og 4 nedenfor.

2. Relevante undersøkelser av bakgrunnsavrenning fra leirdominerte områder

Det finnes lite norske, tilgjengelige data fra avrenning fra arealer med leirsedimenter uten jordbrukspåvirkning. I JOVA-programmet (Jord og vannovervåking i landbruket) måles og kvantifiseres avrenning av nitrogen, fosfor og erosjon (suspendert tørrstoff) fra nedbørfelt dominert av jordbruksarealer. Flere av disse feltene har marine sedimenter og leirjordsdominans, og er derfor av interesse i denne sammenhengen, men i JOVA-programmet måles avrenning fra skog bare i Skuterudfeltet, hvor det er et høyt leirinnhold i marine sedimenter fra endemorenen i Ås trinnet. Det gjøres ellers en kvantifisering av bidrag av nitrogen, fosfor og erosjon fra annet areal, kalt *ikke-jordbruksareal*, for å beregne hvor mye som kommer fra selve jordbruksarealene (jordene). Differansen mellom hva som måles i bekk ved utløpet av nedbørfeltet og avrenning fra ikke-jordbruksareal gir avrenning fra jordbruksarealene. Ikke-jordbruksareal kan være skog, myr, fjell i dagen, gårdstun, andre boligområder, veger, fortau, parkeringsplasser og andre typer arealer som ikke er rene jordbruksområder. I tillegg kan det i enkelte nedbørfelt være betydelig innflytelse av grunnvannsstrømninger som er svært vanskelig å kvantifisere. Punktkilder fra husdyrrom, lager for silo, rundballer, kloakk etc., vil også kunne bidra. Det er derfor begrenset hvor mange av feltene som kan brukes for å kvantifisere bakgrunnsavrenning fra naturlige leirjordsområder. Data ble sammenstilt fra ulike norske undersøkelser av avrenning fra utmarksarealer, der skog er den dominerende arealtypen, som angitt i Bioforsk rapport 56/06 (Vandsemb 2006). Deler av dette er gjengitt nedenfor.

2.1 Tap fra ikke-jordbruksareal i JOVA

Figur 1 viser nedbørfelt som inngår i JOVA-programmets overvåking av erosjon og næringsstofftap. I JOVA-programmet måles konsentrasjoner av suspendert tørrstoff og næringsstoffer i jordbruksbekker i nedbørfelt dominert av jordbruk. For å kunne beregne spesifikk avrenning av erosjon og næringsstoffer fra jordbruksarealer må tilførsler fra ikke-jordbruksareal kvantifiseres.



Figur 1. JOVA-stasjoner med data for tap av næringsstoffer og suspendert tørrstoff. I Volbu (Nyhagabrøtin - utmarksfelt) og Skuterud tas det prøver av utmarksavrenning.

En beskrivelse med arealfordeling av JOVA-nedbørfeltene som ligger under marin grense med en del leire i nedbørfeltet er gitt i Tabell 1. Nedbørfeltene dekker ulike driftsformer i jordbruket, klimaforhold og jordarter.

Tabell 1. Oversikt over utvalgte nedbørfelt som inngår i JOVA-programmets målinger av erosjon og næringsstoffavrenning. Temperatur og nedbør oppgitt som 30-årsnormaler (DNMI).

Nedbørfelt	Kommune	Areal daa	Temp °C	Nedbør mm	Jordart	Dyrka mark	Boligfelt/gårdstunveier	Myr	Skog/impediment og vannflater
Skuterud	Ås	4490	5,5	785	Si. m.leire	65%	3%	4%	28%
Mørdre	Nes	6800	4,3	665	Silt og leire	61%	8%	2%	29%
Hotran	Levanger	19 400	5,3	892	Si.l.leire/ m.leir	60%	5%		35%
Skas-Heigre	Sandnes, Sola, Klepp	29 300	7,7	1180	Leire, sand, grus	84%	2%		14%

Si. = Siltig, l.leire = lettleire, m.leire = mellomleire

Andel jordbruksareal varierer fra 61-84 %. Andel skog/vann/impedimentsareal varierer mellom 16-58 %. For de fleste nedbørfelt er det hovedsakelig skog, impediment, vannflater og myr (14-57 %) som dominerer andelen ikke-jordbruksareal.

Tabell 2 viser de beregnede tap av nitrogen fra ikke-jordbruksareal i JOVA. Beregningen er basert på at N-avrenning fra ikke-jordbruksarealer tilsvarer ca. 10 % av nitrogentap målt fra jordbruksarealer.

Tabell 2. Beregnet nitrogentap fra ikke-jordbruksareal i utvalgte JOVA-felter.

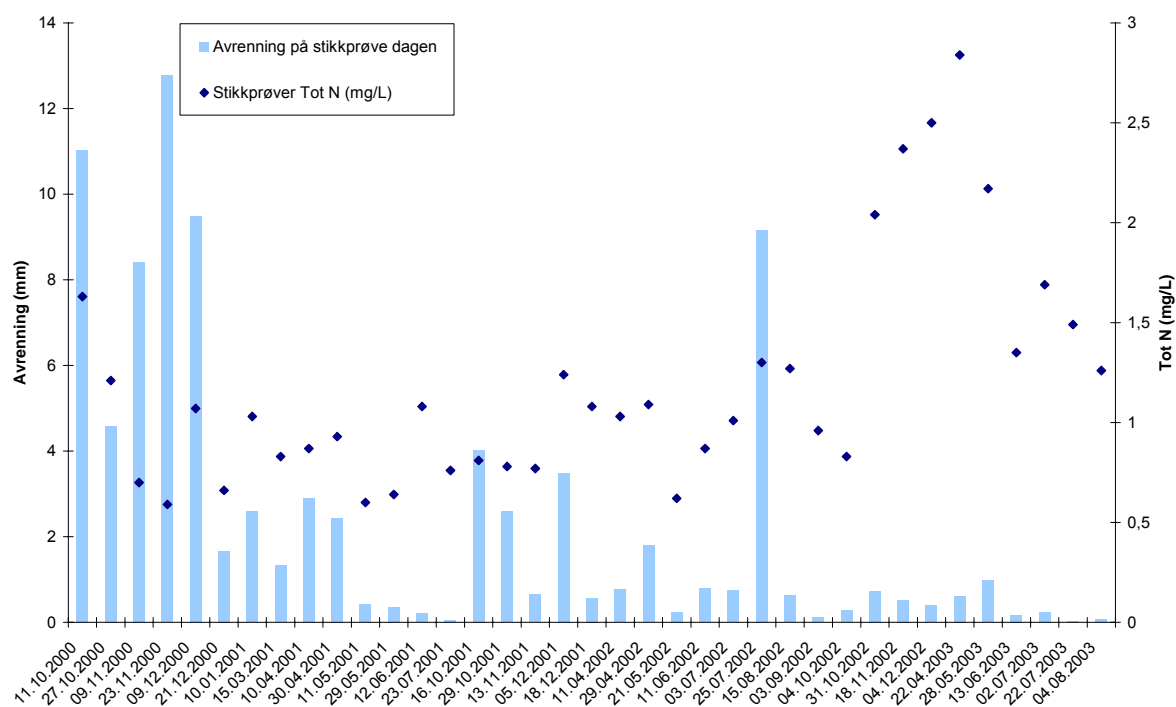
Felt	Måleperiode, 1. mai – 1. mai	Nitrogentap (variasjons-bredde) g/daa
Skuterud	1993- 2004	490 (204 – 708)
Mørdre	1991- 2004	204 (113 – 308)
Hotran	1992 - 2004	553 (133 – 1087)
Skas-Heigre	1995- 2004	373 (234 – 594)

De gjennomsnittlig beregnede tap av nitrogen fra ikke-jordbruksareal i de fire utvalgte JOVA-feltene varierer mellom 204 – 553 g Tot N/daa. Gjennomsnitt for alle felt er 405 g Tot N/daa. Ulikheter i blant annet jordtype, temperatur, drenerings- og nedbørforhold vil være av betydning for nitrogentapet.

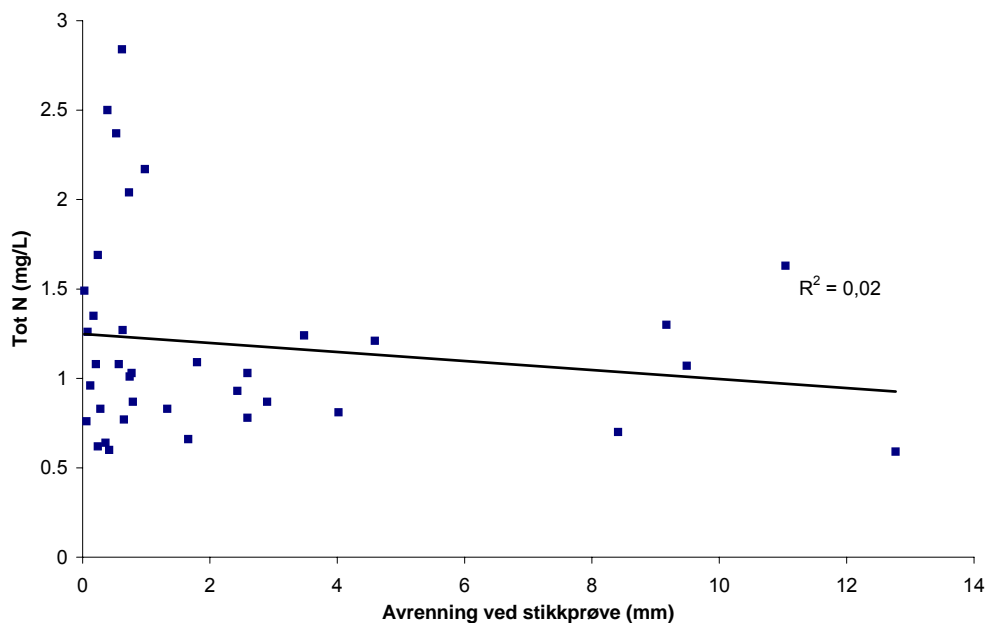
I nedbørfeltet Skuterud er det tatt ut stikkprøver ca hver 14. dag fra skog (Skuterud-skog) i årene 2000 - 2003. Prøvene er analysert for total nitrogen og total fosfor, vannføringen registreres ved uttak av vannprøve.

Figur 2 viser at nitrogenkonsentrasjonen for de enkelte stikkprøvene tatt ut i Skuterud-skog varierer mellom 0,6-2,8 mg/L. Gjennomsnittlig nitrogenkonsentrasjon er 1,2 mg/l. Det er relativt få vannprøver med konsentrasjon over 1,5 mg Tot N/l. Det er ingen tendens til at økt vannføring gir høyere nitrogenkonsentrasjon i avrenningsvannet for dette prøvematerialet (Figur 3). Stikkprøver vil kun gi et uttrykk for nitrogenkonsentrasjonen i øyeblikket og viser ikke endringer i konsentrasjon i forhold til endring i vannføring.

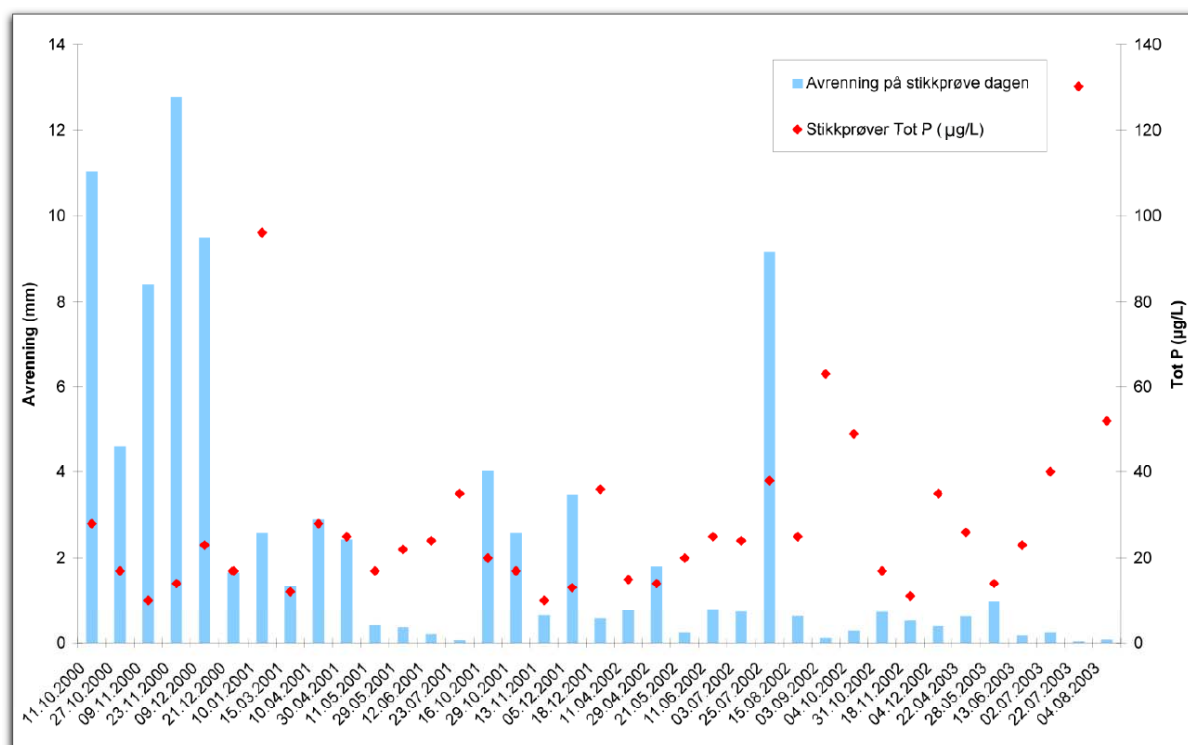
Figur 4 viser at fosforkonsentrasjonene i de enkelte stikkprøver fra Skuterud-skog varierer mellom 10-130 $\mu\text{g/l}$. Gjennomsnittlig fosforkonsentrasjon er ca 30 $\mu\text{g/l}$. De fleste vannprøver har konsentrasjon under gjennomsnittskonsentrasjonen. Heller ikke for fosfor er det noen tendens til økt P-konsentrasjon ved økt avrenning (Fig. 5).



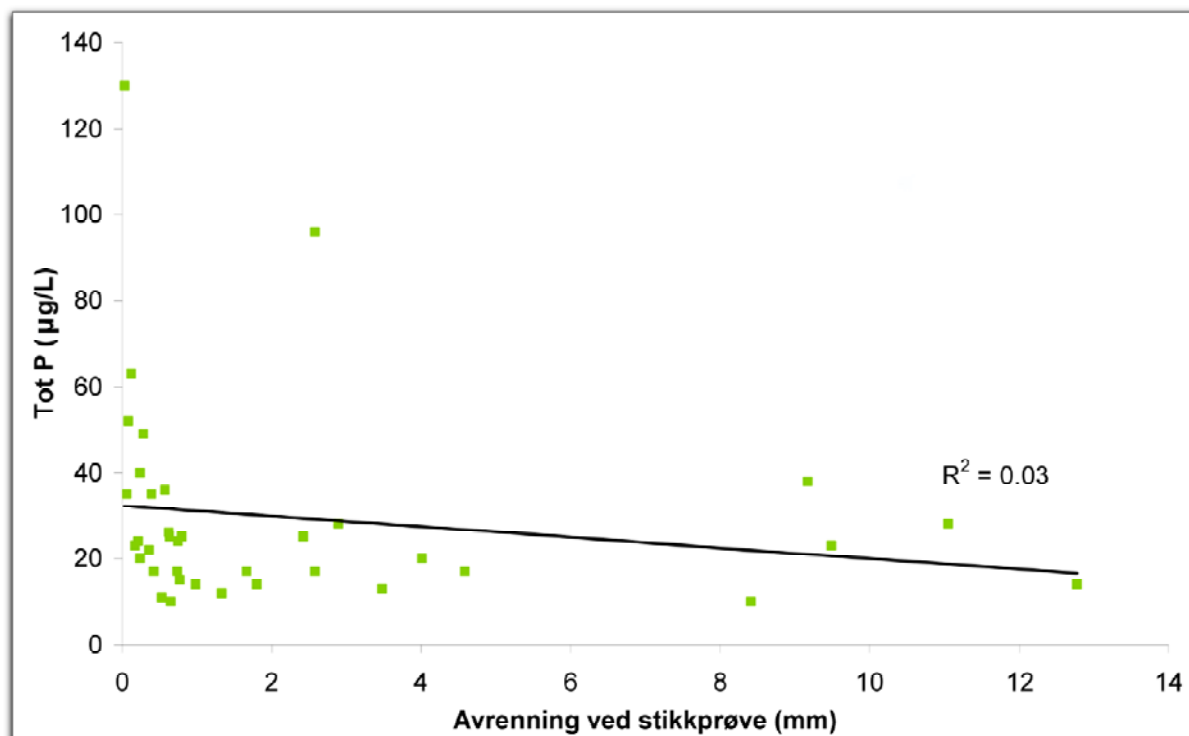
Figur 2. Avrenning ved uttak av stikkprøve i Skuterud-skog og konsentrasjon av total nitrogen.



Figur 3. Sammenheng mellom avrenning og stikkprøver analysert for total nitrogen i Skuterud-skog.



Figur 4. Avrenning ved uttak av stikkprøve i Skuterud-skog og konsentrasjon total fosfor.



Figur 5. Sammenheng mellom avrenning og konsentrasjon av total fosfor i stikkprøver tatt i Skuterud-skog.

2.2 Andre data for avrenning fra utmarksarealer

En sammenstilling av data fra norske nedbørfelt med hensyn på avrenning fra utmarksarealer er gjort i Tabell 3. Gjennomsnittlig konsentrasjonen av nitrogen for de ulike nedbørfelt i tabell 3 varierer mellom 0,14–1,2 mg Tot N/l. I Dal var det store hogstflater som kan ha gitt økte konsentrasjoner av nitrogen, høyeste målte konsentrasjon ett år var 2,21 mg Tot N/l. I skog vil konsentrasjoner av total nitrogen ofte ligge mellom 0,2–0,6 mg Tot N/l og konsentrasjon av total fosfor mellom 10–30 µg Tot P/l i skog (Lundekvam, pers medd.). Gjennomsnittlig konsentrasjonen av fosfor for de ulike nedbørfelt varierer mellom 6–30 µg Tot P/l (Tabell 3), bl.a. som følge av varierende mengde leirsedimenter. For disse datasettene er det ikke gjort beregninger av dekningsgrad av marine leiravsetninger i nedbørfeltene.

Tabell 3. Beskrivelse av utvalgte nedbørfelt med målinger av nitrogen, fosfor og suspendert tørrstoff fra utmarksarealer (tabell hentet fra Vandsemb 2006)

Navn elv/bekk/nedbørfelt	Nedbørfelt størrelse (km ²)	Årlig gj.sn. nedbør (mm) (1961-1990)	Meter over hav nivå (m)	Dominerende jordtype	Dominerende vegetasjon, hogst	Gj.snit. (maks - min) årlig total N kons. (mg N/l)	Gj.snit. (maks - min) årlig total P kons. (ug P/l)	Merknad
Dal Vestfold, Ramnes og Andebu	0,12	1035	75 - 170	Sand, silt, leire	Produktiv skog med store hogstflater	1,2 (0,54 - 2,21) ¹⁾ *	20 (10 - 80) ^{**4)}	Vannføringsprop. blandprøver
Skuterud –skog Akershus, Ås	0,02	785	146	Siltig mellom leire, sand, bart fjell	Skog, noe hogstflater	1,2 (0,9 - 1,8) ^{**}	30(18 - 48)	Stikkprøver
Bjørnebekk –skog ⁵⁾ Akershus, Ås	0,133	785 (420 normal avrenning)	110	Leirholdig morene, sand	Skog, høy produktivitet, ca 30 % hogstflater	1,1	33	
Holt – skog Akershus, Nannestad ⁵⁾	0,2	665 (360 normal avrenning)	135	Sandig, silt	Skog, høy produktivitet, ikke hogstflater	0,5	20	Stikkprøver
Siljan - skog ⁶⁾ Telemark, Siljan	-	940	150	Morene	Skog, medium produktivitet	0,14	Ca 20	Stikkprøver
Rakkestad –skog/innsjø ⁶⁾ Østfold, Rakkestad	7,46	827 (415 normal avrenning)	146	Morene, myr, fjell med tynt jord lag	78 % skog, 89 % med lav produktivitet	0,57 (1972-74 data) 0,39 (1975-76 data) 0,44 (1977-79 data)	19 (1972-74 data) 19 (1975-76 data) 18 (1977-79 data)	Stikkprøver, inkl. innsjøen Kløsa (ca 14 % av total areal)
Skjervnebekken ⁹⁾ Oslo, Maridalen	0,36	798	149	Vulkanske bergarter, marin leire og grus	Lågurt granskog	0,59 (0,33 - 1,28) 1989 data 0,39 (0,3 - 0,51) 1990 data 0,44 (0,21 - 0,96) 1991 data	5,5 (2 - 11) 1989 data 6,2 (4 - 7) 1990 data 11,7 (3 - 29) 1991 data	Stikkprøver

^{*}) Vannføringsveide konsentrasjoner ^{**}) Ikke vannføringsveide konsentrasjoner

¹⁾ Høyås, T.R., N. Vagstad, M. Bechmann and H.O. Eggestad, 1997. Nitrogen budget in the river Auli catchment: A catchment dominated by agriculture, in south eastern Norway. *Ambio*, 27(5): 289 - 295.

²⁾ Henriksen, A., M. Bechmann, D. Hessen, 1993. Nitrogen fra fjell til fjord. Årsrapport 1992. NIVA rapport 2901.

³⁾ Bechmann, M., 199 Avrenning og stofftap fra 6 nedslagsfelt i Vestfold. Jordforsk rapport 6.D.1-1/3.

⁴⁾ JOVA database

⁵⁾ Lundekvam, H., 1986. Samanstilling og vurdering av hydrologiske og hydrokjemiske målinger i jordbruksfelt fra ulike landsdelar. Notat, Norges Landbrukshøgskole, Institutt for jordfag, seksjon for vann.

⁶⁾ Lundekvam, H., 1983. Husdyrgjødsel og avlaup fra driftsbygninger. Norges Landbrukshøgskole, Institutt for hydroteknikk. Stensilytt nr. 1/83.

⁷⁾ Lundekvam, H., 1984. Stofftap fra eit landbruksområde i Østfold. Foredrag ved: Tjugonde Nordiska Symposiet om Vattenforskning Hægersten, Stockholm, 5-8. okt. 1984. NORDFORSK, Miljøvårdsserien, Publikasjon 1984:2.

⁹⁾ Holtan, G. og Holtan, H., 1993. Avrenning fra jordbruksområder i Maridalen 1989 - 1991. NIVA rapport 2839.

3. Beregning av naturlig avrenning med en tilførselsmodell (TEOTIL), samt bidraget fra erosjon, eksempel Leira vassdraget

Vi har også forsøkt å beregne naturlig avrenning av partikler og fosfor inkludert bidraget fra erosjon langs bekke- og elveløpet ved å anvende tilførselsmodellen TEOTIL (Selvik m. fl. 2006), og estimere et erosjonstillegg for Leiraelva på Romerike i Akershus (Borch et al. 2008). Leira skiller seg fra andre elver med en meget høy naturlig partikkeltransport, og til dels aktive ravineringsprosesser mange steder. Leira renner fra utmarksområder i Romeriksåsene og ned på store sletter med løsmasseavsetning fra Maura og ned til Øyeren. Basert på vannkvalitetsdata fra perioden 2000-2006, går Leira raskt over i SFTs klasse ”dårlig” og ”meget dårlig” når den renner fra skogsområdene og inn i løsmasseområdene med jordbruksdrift.

Formålet med tilførselsmodellen TEOTIL er å beregne antropogene (menneskeskapte) tilførsler av nitrogen og fosfor fra Norge til marine områder (Nordsjøen). Beregningene av totale tilførsler av næringsstoffer fra jordbruksarealer er gjort ut ifra en oppskalering, med utgangspunkt i overvåkingsdata fra JOVA. I tillegg beregnes en såkalt bakgrunnsavrenning. Det er en teoretisk beregning av tilførsler av nitrogen og fosfor til vassdraget fra jordbruksarealer som hadde funnet sted dersom disse arealene ikke var dyrket.

Antropogent N tilførsel = N-tilførsel basert på JOVA data – Bakgrunnsavrenning

Antropogent P tilførsel = P-tilførsel basert på JOVA data – Bakgrunnsavrenning

Bakgrunnsavrenningen for nitrogen i TEOTIL beregnes ut fra:

- Nitrogen i nedbør i månedene november - april, i tillegg antas det at 10 % av dette er tørravsetning.
- Tap av organisk bundet nitrogen og mineralisert nitrogen er satt til 150 g tot N/daa (Heleen De Wit, NIVA, pers.medd.) for Ås, Akershus og skalert via nedbørmengde for andre områder.

Bakgrunnsavrenningen for fosfor i TEOTIL beregnes ut fra:

- Fosfortapet er satt til 10 g tot P/daa for Ås, Akershus og skalert for nedbørmengde for andre områder. Det er ikke tatt hensyn til jordsmonnsvariasjon som fanger opp leireproblemstillingen.

Verdiene for bakgrunnsavrenning av tot-P Leira estimert med TEOTIL2 viste bare en liten oppgang fra 6 µg/l oppstrøms leiområdene til 9 µg/l i de leirpåvirkede områdene. TEOTIL2 modellen tar imidlertid ikke hensyn til den store naturlige erosjonen som pågår i dette landskapet.

Tilleggsberegninger for å korrigere for naturlig erosjon ble derfor utført basert på NVEs målestasjoner, som inkluderte partikkeltransport i elva. Detaljer i beregningene er angitt med liten skrift nedenfor:

NVEs målinger av partikkeltransport ved Krokfoss viser at det i perioden 1990-2006 var en årlig tilførsel av 26 600 ± 12 300 tonn¹ suspendert stoff (STS). For å få tall for flere punkter i vassdraget brukte vi også ANØs STS målinger ved L2 – Krokfoss, L4 – Frogner, og L5 – Borgen bru i perioden 1990 – 2004 til å beregne forholdstall mellom disse stasjonene. Forholdstallene ble brukt for å beregne partikkeltransporten basert på NVEs målinger ved Krokfoss. Ved å kjøre partikkelavrenningsmodellen ”GIS i avrenning for jordbruket” med de samme stasjonene har vi estimert partikkelbidraget i et normalår til vassdraget med data fra 2000, 2003, 2006. Vi valgte å bruke dagens drift (2006) i beregningene, da estimatet for partikkelerosjon til hele vassdraget er ca. 16 300 tonn. Denne metoden har gitt et estimat for naturlig erosjon ved;

- Krokfoss: ≈80 % naturlig og ≈20% jordbruksforårsaket
- Leira ved Frogner: ≈60 % naturlig erosjon og ≈40% jordbruksforårsaket
- Borgen bru: ≈60 % naturlig erosjon / ≈40% jordbruksforårsaket

¹ Årsvariasjonen er stor med standardavvik på 12 300 tonn, maks. 65 000 i 2000 og min. på 12 500 i 1997.

Samlet vurdering tilsier et jordbruksbidrag på i overkant av 40% for hele vassdraget. Dette samsvarer ganske bra med tidligere estimerer som NVE har beregnet, hvor de fant at jordbrukets bidrag var 45%.

Fosforinnholdet i disse jordmassene vil variere med opphavet. Noe av partiklene kommer fra jordsig i ravineskråningene som er skogsjord med en relativt lav fosforstatus, mens andre deler vil være erosjonsmateriale fra graving i elvebunnen og dypere jordlag hvor jordsmonnsdannende prosesser i liten grad har virket. Disse jordtypene (ujord/blåleire) vil ha apatitt mineraler som har relativt høy biotilgjenglighet. For å fastsette fosforinnholdet i naturlige eroderte masser ble det brukt en regresjonsfunksjon² utledet av 567 jordprøver med sammenlignbare jordtyper (hovedsakelig fra Romerike) hvor både Tot-P og P-AL er analysert (Øgaard & Borch 2007). Vi har antatt at den naturlige eroderte jorda er marin lettleire og mellomleire med P-AL på 5. Biotilgjenglighet for fosfor i fra landbruksavrenning er tidligere målt til 23% (Berge and Källqvist 1990). I naturlige erosjonsprosesser vil den ligge lavere bl.a. på grunn av lavere P-AL nivå, så vi antar i denne sammenhengen at 20% av fosforet er biotilgjengelig - resten vil føres med vannet ut i Øyeren og videre uten å gi effekt i Leira.

Estimert ekstrabidrag til TEOTIL2 modellen fra naturlig erosjon i bekke- og elveløpet er da beregnet til 4460 kg pr år som tilsvarer Tot-P = 10,5 µg/l. Naturlilstanden uten erosjonstillegget estimert fra TEOTIL er Tot-P = 8,6 µg/l.

Forventet naturtilstand for Leira basert på disse beregningene blir derfor 19 µg P/l (10,5 + 8,6). Ved beregning av avlastingsnivå i Tiltaksplanen for Leira (Borch et.al 2008) ble dette lagt til grunn.

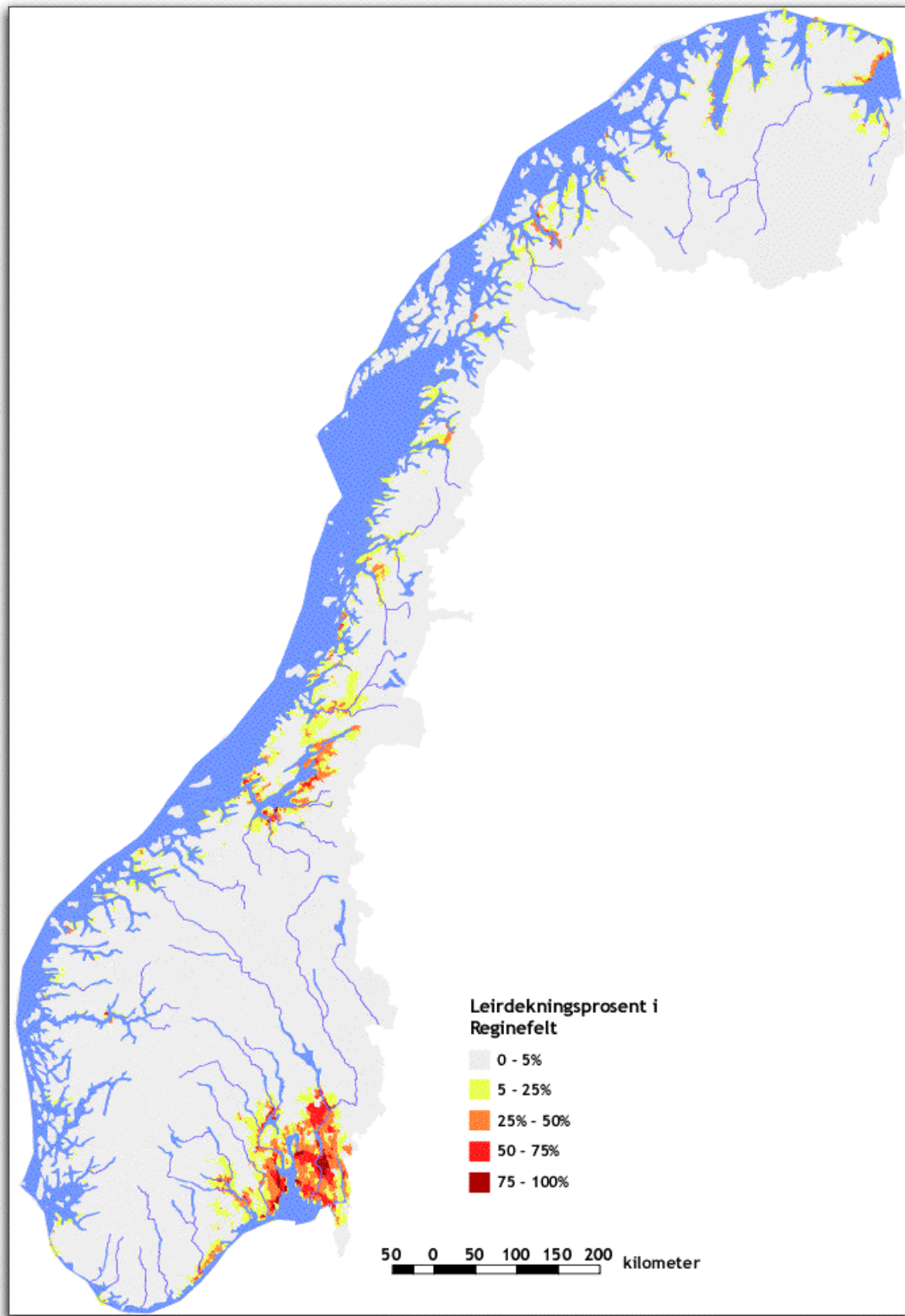
4. Estimering av naturlig fosforkonsentrasjon i vassdrag avhengig av dekningsgraden av leirsedimenter i nedbørfeltet

4.1 Utvikling og presentasjon av en ny regresjonsmodell

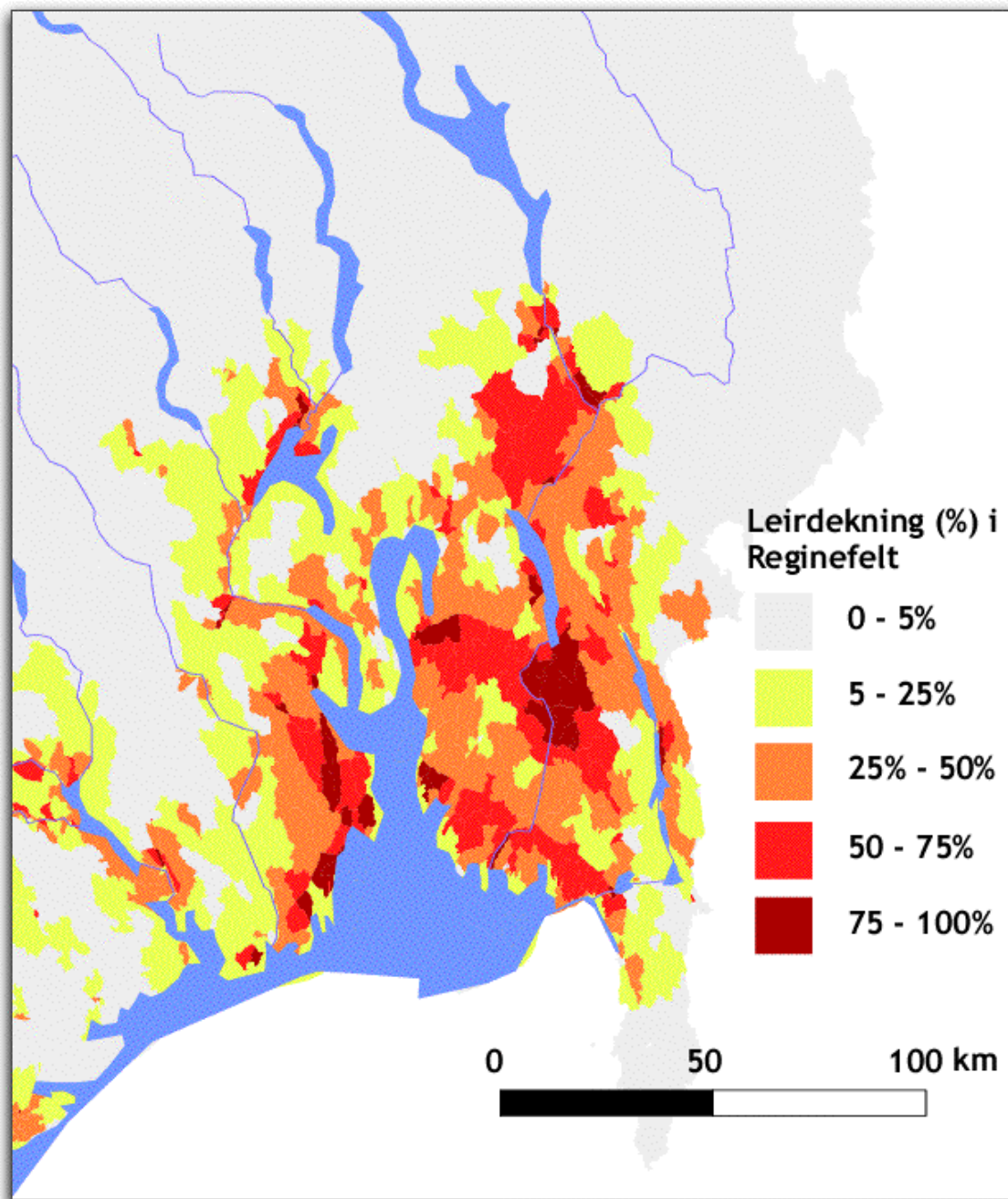
Arealandelen av jordsmonn med høyt leirinnhold av marint opphav er antakelig den viktigste parameter som øker tot-P nivået i den naturlige bakgrunnsavrenningen. Vi har tatt utgangspunkt i en hypotese om at det er en tilnærmet lineær sammenheng mellom dekningsgrad leir- og siltsedimenter, og økningen av tot-P innholdet i vannet. Denne dekningsgraden kan enkelt beregnes fra NGUs løsmassekart for forskjellige nedbørfelt (REGINE-felter) (se vedlegg), og kan brukes for å generere et tillegg i naturlige fosfor-tilførsler relatert til dekningsgraden av leirsedimenter i nedbørfeltet.

Oversiktskart for dekningsgraden av leirsedimenter er vist i figur 6 med detaljkart for Østlandet i fig 7.

² $y = -0.7477x + 1.7$ hvor $Y = \text{Log Tot-P/P-AL}$ og $x = \text{Log P-AL}$



Figur 6. Norge, andel av totalt areal bestående av leirjord. Klasseinndelingen gjelder kun for det delnedbørfeltet (REGINE-felt) på kartet som fargen dekker.



Figur 7. Dekningsgrad av leirsedimenter for Østlandet. Klasseinndelingen gjelder kun for det delnedbørfeltet (REGINE-feltet) på kartet som fargen dekker.

Ved å kartlegge tilsvarende dekningsprosent for alle de nedbørfeltene en har målinger for har vi kunnet plote en empirisk sammenheng mellom målt naturlig bakgrunnsavrenning mot leirdekningsprosenten, og kunne utlede en ligning for dette. Dette har vi gjort for de datasettene som vi har tilgjengelig med målinger. Stasjonene som ble valgt som grunnlag for å utlede en modell var;

- Nyhagen i Valdres (referanse stasjon 0%),
- Skjerven i Maridalen (5% leirsedimenter),
- Dal i Morsa (10% leirsedimenter),

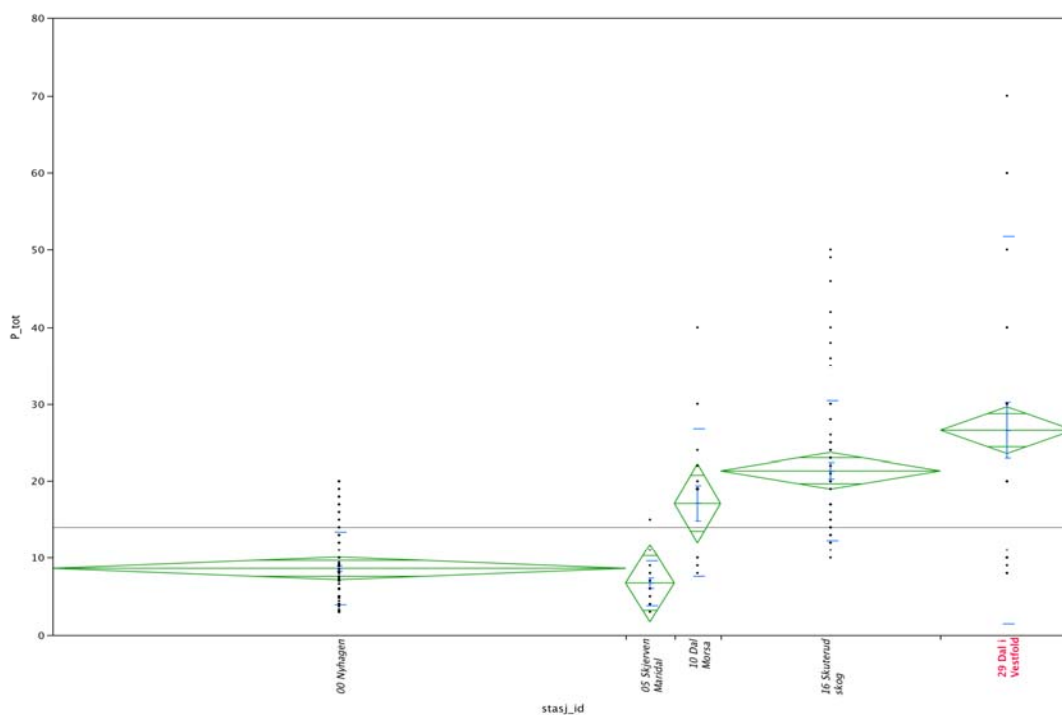
- Skuterud skogsfelt (16,2% leirsedimenter)
- Dal i Vestfold (29,2% leirsedimenter).

For å utlede en god modell burde det vært med en eller flere stasjoner med høyere andel leirprosent enn det vi fant. Slike data foreligger ikke, og antakelig vil det være vanskelig å finne egnede lokaliteter med skogsterreng, da slike områder med stor andel marine leirsedimenter er tatt i bruk til jordbruksvirksomhet.

I tabell 4 er de utvalgte nedbørfeltene presentert. I figur 8 er datafordeling, gjennomsnitt og standardavvik presentert grafisk.

Tabell 4. Beskrivelse av utvalgte nedbørfelt og deres datasett.

Nedbørfelt	% marine leirsedimenter	Antall målinger brukt i modellering	% av målingene utelatt (topp/bunn)	Gjennomsnitt tot-P	St.avik tot-P
Nyhagen i Valdres (JOVA)	0%	164	20%	8,6	4,8
Skjerven i Maridalen	5%	22	18%	6,7	2,9
Dal i Morsa (JOVA)	10%	17	26%	17,1	9,6
Skuterud skog (JOVA)	16,2%	81	20%	21,3	9,1
Dal i Vestfold	29,2%	49	24%	26,6	25,1



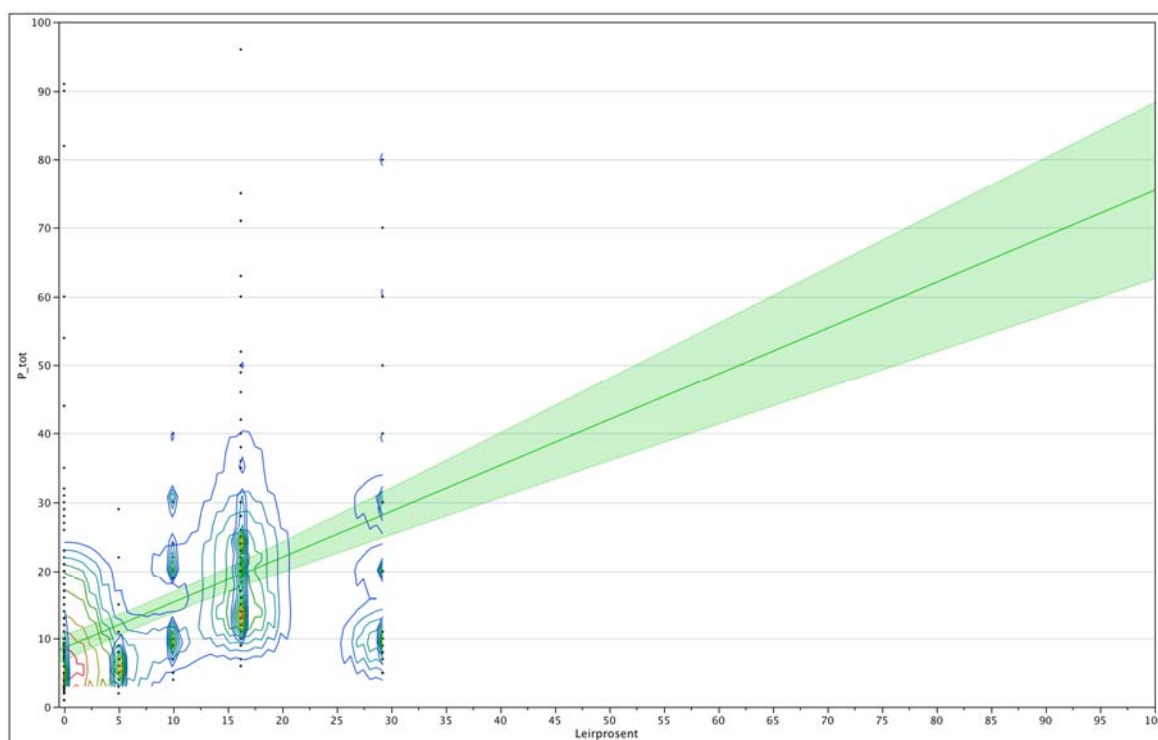
Figur 8: Grafisk presentasjon av datasettet som er brukt til å utlede en modell for naturlig bakgrunnsavrenning av P. Bredden for hvert datasett langs x-aksen gjenspeiler størrelsen på

datasettet, mens de grønne diamantene viser gjennomsnitt og 95% konfidensintervall for dette. De blålinjene viser standardfeil og standardavvik.

Vi har modellert en sammenheng mellom dekningsprosent av marine sedimenter i NGU løsmassekart og forventet naturlige avrenningsnivåer av tot-P basert på det utvalgte datasettet. En enkel lineær modell gir ligningen;

$$\text{TotP}_{\text{ref}} = 8,648 + 0,668 * \text{ml}$$

hvor TotP_{ref} = naturlig fosforkonsentrasjon av P ($\mu\text{g/l}$), 8,648 er bakgrunnstallet for arealer uten leirsedimenter (middel for Nyhagen) ($\mu\text{g/l}$), 0,668 er stigningstallet i den lineære regresjonslinjen og ml = dekningsgraden av marine leirsedimenter i nedbørfeltet (%) (se vedlegg for tall for Reginefelt). R^2 er 0,3. Ut fra modellen vil en ved 100% marine leirsedimenter forvente en tot-P avrenning som ville ligge i størrelsesorden 63-88 $\mu\text{g/l}$ (middelverdi: 75 $\mu\text{g/l}$). Modellen er presentert grafisk i figur 9.



Figur 9: Grafisk presentasjon av datasettet og den utledede modellen for naturlig bakgrunnsavrenning; Tot-P naturlig bakgrunn = $8,647532 + 0,66821 * \text{dekningsgrad av marine leirsedimenter i prosent (Leirprosent)}$. Den grønne linjen viser ligningen for leirprosenttillegget med modellusikkerheten (det grønnefeltet = 0,95 konfidensintervall) i modellen. $R^2=0,30$. Konturlinjene viser ikke-parametriske tetthetskonturlinjer for datasettet.

4.2 Usikkerheter og svakheter ved modellen

Stikkprøver har relativ stor usikkerhet og stor variasjon, og vi valgte derfor å fjerne $\approx 10\%$ av ytterkantmålingene (over- og nedkant) av datasettene (se tabell over feltene). Stikkprøver vil alltid gi et underestimat av den reelle P-transporten, fordi disse ofte bommer på flomtoppene. For å få bedre data for beregning av fosfor-transport, samt for typifisering og klassifisering av leirvassdrag burde det vært vannproporsjonal prøvetaking på alle stasjoner, men slike data foreligger dessverre kun fra et fåtall stasjoner. I feltet Nyhagen og Skuterud skog som inngår i JOVA programmet er vannføringen målt og vi kan derfor utlede vannføringsproporsjonale verdier av stikkprøve-målingene. Dette er bare

gjort for Nyhagen. For Nyhagen viste gj.sn. av stikkprøvemålingene 8,6 µg tot-P/l, mens korrigeret for vannføring får man verdien 12µg tot-P/l. Stikkprøveverdiene ligger da 28% under de vannføringskorrigerede verdiene. Modellen vi utleder på basis av dette datasettet vil derfor ligge i underkant av den reelle tot-P transporten fra utmarksarealer, — antakelig underestimerer modellen P-avrenningen med 20-40%.

Hadde vi hatt vannproporsjonale målinger ville datasettet hatt mye mindre variasjon, og R^2 -verdien (forklaringskraften i vår hypotese) ville blitt høyere. R^2 -verdien er 0,3, noe som kan beskrives som at 30 prosent av variasjonen i datasettet kan forklares av vår hypotese. Statistisk sett er det derfor et noe svakt datasett å bygge en modell på. Dessverre foreligger det ingen datasett med vannføringsproporsjonal prøvetaking til å få gjort det bedre på det nåværende tidspunkt.

Vi anbefaler derfor at vannproporsjonal prøvetaking etableres på utvalgte stasjoner. Data fra disse vil gi betydelig sikrere beregninger av både fosfor-transport og midlere fosfor-konsentrasjon. Dette er av stor betydning både for å kunne sette riktig miljømål i hht. kravene i Vanddirektivet, og for å beregne riktig avlastningsbehov i tiltaksplanene. Slik prøvetaking vil dermed gi et sikrere beslutningsgrunnlag for kostbare investeringer i tiltak for å redusere fosfortilførselene.

Det er flere andre faktorer enn leirdekningsgraden som vil påvirke tot-P nivået, f.eks. berggrunnens sammensetning og opphav, nedbørsmengder og nedbørsintensiteter, vinterklimaets stabilitet og vassdragets vertikale profil. De tre viktigste parametrene som vil ha betydning er 1) nedbørsmengde, 2) nedbørsintensitet, og 3) vassdragets likevekt mht. ravineringsprosesser, eller hvor ”modent” vassdragsprofilen er. I de mest ”umodne” vassdragsløp foregår en stadig senking av hovedløpet. Store flommer vil senke erosjonstersklene slik at skråningene blir ustabile og jordskredhyppigheten øker. Graden av vertikal løpserosjon vil først og fremst være avhengig av løpsgradienten og av bunnmaterialets egenskaper. Et bekkeløp med en bestemt vannføring og kornfordeling av bunnsedimentene vil grave seg ned inntil det når et likevektsprofil, eller inntil det er dannet et stabilt dekk sjikt. Hvis vassdraget ikke er i likevekt vil det derfor være steder med aktive grave- og ravineringsprosesser og ustabile områder hvor sjansen for store utglidninger og større endringer av landskapet er tilstede i hver eneste flomsituasjon. For noen vassdrag vil disse prosessene være så dominerende at det må gjøres individuelle vurderinger. En felles modell for leirdominerte vassdrag kan vanskelig fullt ut ta opp i seg slike lokale forhold. I vår modell er disse forholdene ikke inkludert, da kun en enkel modell kunne utvikles innen de tids- og kostnadsrammene som var til rådighet.



Figur 10: Utrasing og jordsig langs hovedløpet av Leira. Foto: H. Borch.

Den nye beregningsmetoden ble sammenlignet med den beregningen som ble gjort i tiltaksanalysen for Leira. I tiltaksplanen for Leira ble det estimert en naturlig bakgrunnskonsentrasjon på 19µgP/l. Med den foreslåtte beregningsmetode blir resultatet 26 µgP/l, se tabell 5 og avsnitt 3.4. Beregning av naturlig fosforkonsentrasjon i leirvassdrag ut fra forholdet mellom leirdekningsgrad og suspendert stoff (STS)

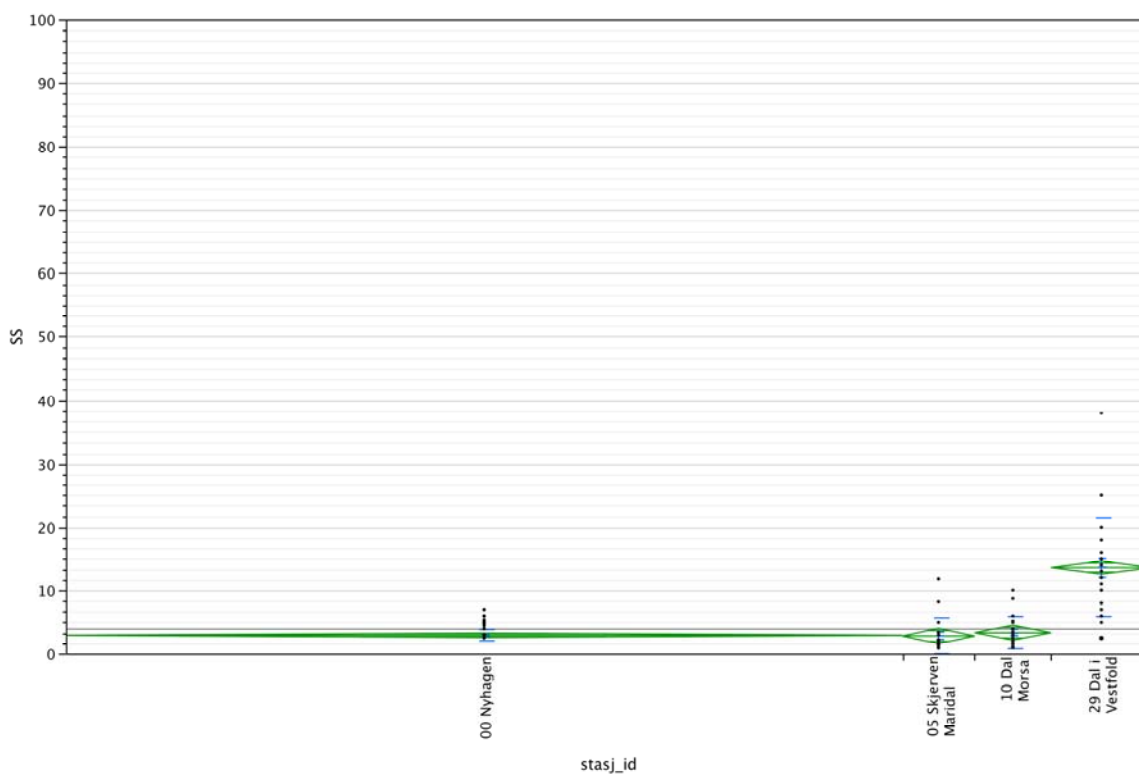
Vi har også modellert en sammenheng mellom dekningsprosent av marine sedimenter i NGU løsmassekart og forventet naturlige midlere konsentrasjoner av STS basert på det samme utvalgte datasettet. Her var det imidlertid et dårligere datasett da det var færre analyser av STS enn av Tot-P (figur 11). For Skuterud skogfeltet mangler det dessuten verdier for STS.

En enkel lineær modell gir ligningen;

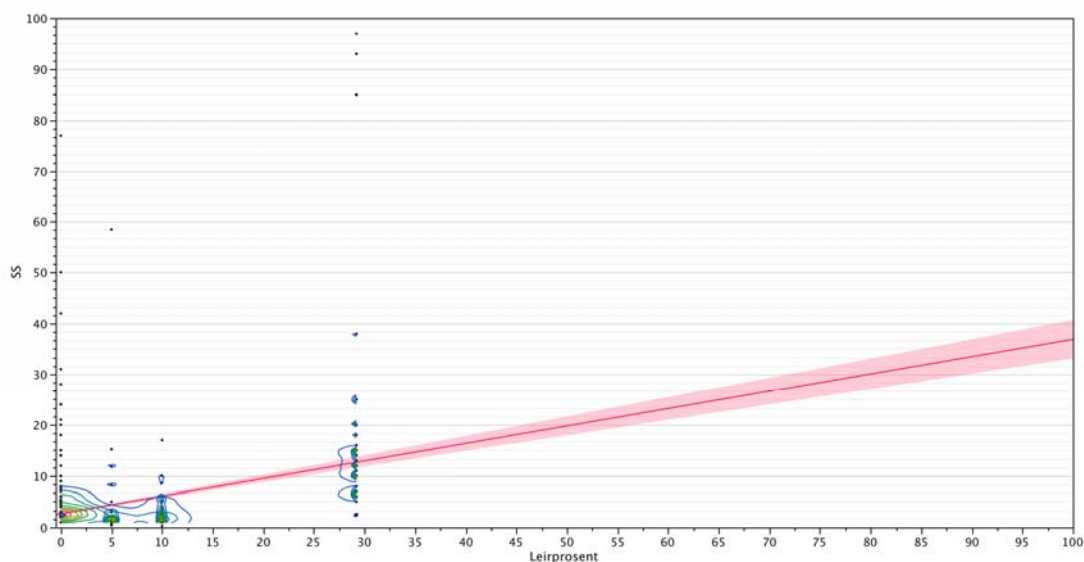
$$STS_{ref} = 2,671 + 0,343 * ml$$

hvor STS_{ref} = naturlig midlere konsentrasjon av suspender stoff (i mg/l), 2,671 er bakgrunnstallet for STS-konsentrasjon på arealer uten leirsedimenter (i mg/l), 0,343 er stigningstallet i den lineære regresjonslinjen og ml = dekningsgrad av marine leirsedimenter i nedbørfeltet (i %) (se vedlegg for tall for Reginefelt). R^2 er 0,52. Også her valgte vi å ta bort 10% av ytterpunktmålingene ved hver stasjon for å normalisere dataene. Dette vil ta vekk ekstremverdiene som antakelig er fremkommet gjennom flom og tørke.

Modellen er presentert grafisk i figur 12 og er brukt til å bestemme en hvilken dekningsgrad av leirsedimenter som vil gi en forventet verdi på 10 mg/l, som er den foreslåtte typegrense for å skille leirvassdrag fra ikke leirvassdrag (se kap. 3 i hovedrapporten). En dekningsgrad på 21,5 % gir en forventet STS verdi på 10 mg/l. Ved å gå inn i figur 9 kan vi dermed estimere nedre grense for naturlig fosforkonsentrasjon i det vi har definert som leirvassdrag. Figuren viser at denne metoden gir en nedre grensen for naturtilstand for fosfor i leirvassdrag på ca. 20 µg/l. Øvre grense er 75 µg/l ved en dekningsgrad av leirsedimenter på 100%, tilsvarende en midlere STS konsentrasjon på ca. 37 ± 3 mg/L.



Figur 11: Grafisk presentasjon av datasettet som er brukt til å utlede en modell for naturlig bakgrunnskonsentrasjon av STS i mg/l. Bredden for hvert datasett langs x-aksen gjenspeiler størrelsen på datasettet, mens de grønne diamantene viser gjennomsnitt og 95% konfidensintervall for dette. De blå linjene viser standardfeil og standardavvik.



Figur 12: Grafisk presentasjon av datasettet og den utledede modellen for naturlig bakgrunnskonsentrasjon av STS (i mg/l). Den røde linjen viser regresjonslinjen for korrelasjonen mellom STS og dekningsgraden av leirsedimenter i nedbørfeltet med 0,95 konfidensintervall angitt med det rosa feltet i figuren. $R^2=0,52$. Konturlinjene viser ikke-parametriske tetthetskonturlinjer for datasettet.

4.3 Beregningsmetodikk for naturtilstand og miljømål for fosfor i leirvassdrag, Leira-vassdraget som eksempel

For å sammenligne beregningen som ble gjort i Leira har vi kjørt en beregning for Leira med den nye modellen. I Tiltaksplanen for Leira ble det estimert en naturlig bakgrunnskonsentrasjon på 19 µgP/l. Metoden med å ta utgangspunkt i målinger av suspendert stoff for å beregne et partikkeltillegg er gjengitt avsnitt 3. For Leira gir den nye modellen et estimat for naturtilstand for fosfor på 26 µgP/l. Resultatet er ca. 36% høyere enn beregningen gjort med TEOTIL-modellen + erosjonstillegget som presentert i forrige avsnitt. Beregningsmetoden er som følger:

Regneeksempelet i tabell 5 viser utregningen for Leira oppstrøms samløpet med Nitelva (nedenfor Borgen Bru). Arealet som er med i beregningen er markert i kartet i figur 13. Arealandelen med marine leir- og siltsedimenter innen hver Regineenhet i Leira er oppgitt i daa og prosentandel og er hentet fra listen over leirdekningsgrad i alle Regine-felter i vedlagte regneark. Dette tilsvarer kolonne F og H i tabell 5. For å gjøre korrekt beregning for et vassdrag bestående av flere regineenheter må en beregne den kumulative arealdekningsprosenten oppstrøms den nederste Regineenheten. Derfor er alle Regineenhetene som inngår i Leiravassdraget tatt med i tabell 5. I kolonnene E, G og I er arealene og dekningsprosenten beregnet kumulativt nedover i vassdraget. En ender her med et resultat på 26% arealdekning av marine leir- og siltsedimenter for hele Leiravassdraget. Denne verdien settes inn i ligningen:

$$\text{TotP}_{\text{ref}} = 8,648 + 0,668 * \text{ml}$$

hvor TotP_{ref} = naturlig konsentrasjon for total fosfor (µg/l), 8,648 er beregnet bakgrunnsavrenning av totalfosfor fra arealer uten leirsedimenter (µg/l), 0,668 er stigningstallet i den lineære regresjonslinjen og ml = dekningsgraden av marine leirsedimenter i nedbørfeltet (%).

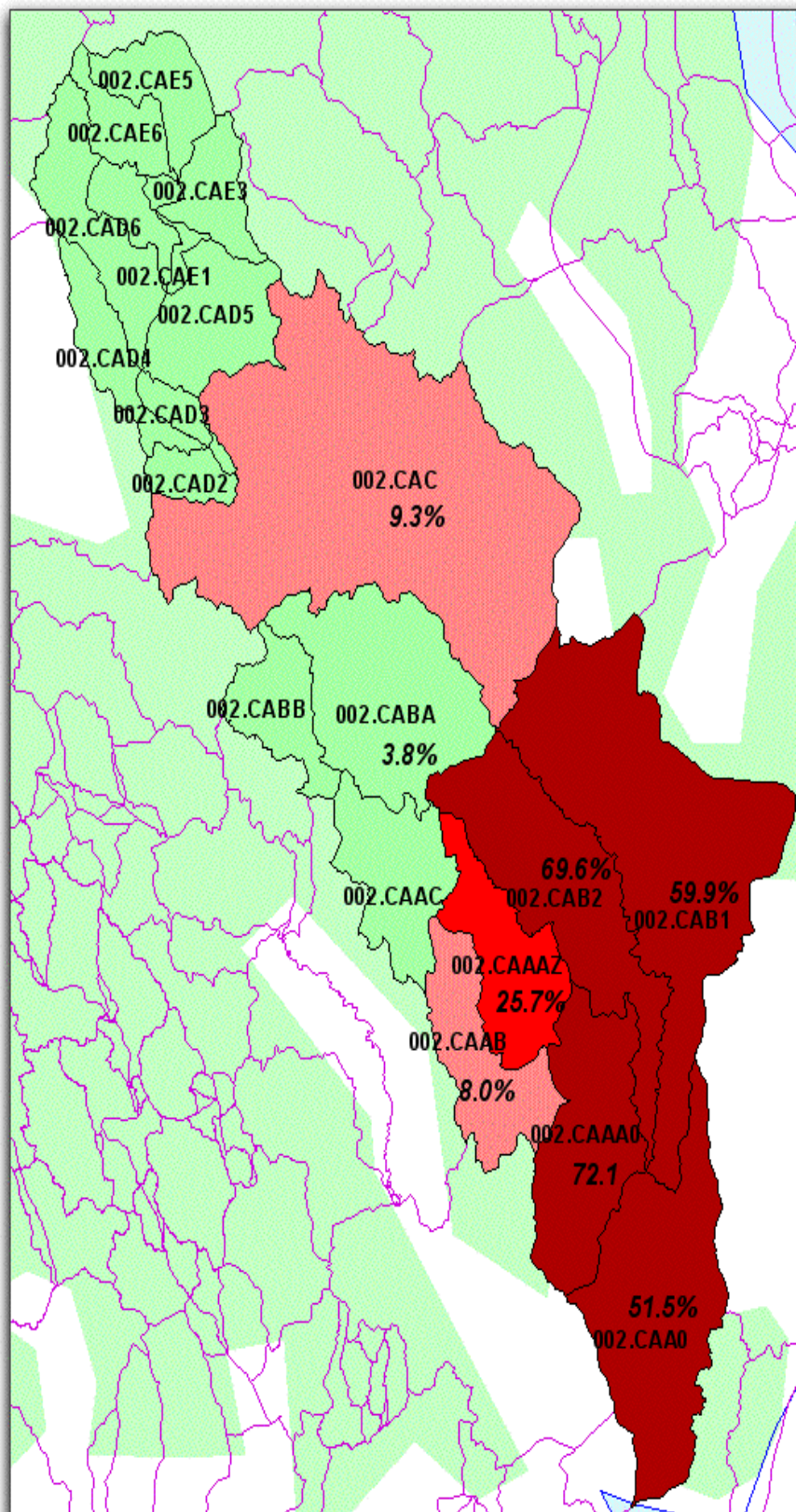
Denne beregningen er gjort i kolonne M og gir da forventet konsentrasjon av fosfor i et tilnærmet ikke-menneskepåvirket vassdrag. For Leira blir dermed den naturlige TotP-konsentrasjonen 26 µg/l.

Hvis man så legger inn spesifikk avrenning for hvert Reginefelt (finner man f.eks. på NVE atlas <http://arcus.nve.no/website/nve/viewer.htm>), kan naturlig TotP-tilførsel beregnes, som vist i kolonne N. For Leira blir dette ca. 11 tonn /år (10950 kg).

NB! På grunn av hvordan Regineinndelingen er foretatt er det ikke alle Reginefelt som er egnet som "sluttpunkt i en slik beregning. I eksempelet over er Regineenhet 002.CAB2 og 002.CAB1 arelene på henholdsvis vest og østsiden av Leira. I slike tilfeller må en passe på å få med begge sider av elva.

For andre vassdrag kan tilsvarende beregninger gjøres ved bruk av følgende prosedyre:

1. Gå inn på NVE atlas: <http://arcus.nve.no/website/nve/viewer.htm> og zoom inn på det aktuelle vassdraget. Klikk på REGINE-enhet i venstremenyen, og deretter på *i*-symbolet i den horisontale menyen. REGINE-nr. vises da i en tabell under kartet for det delnedbørfeltet man peker på innenfor det aktuelle vassdraget.. Gjenta dette for alle delnedbørfeltene til REGINE-nr. for alle delnedbørfeltene er synlige i tabellen under kartet.
2. Åpne deretter listen over leirdekningsgrad for forskjellige REGINE-felter, som er vedlagt denne rapporten, og finn de riktig REGINE-numrene for alle delnedbørfeltene. Les av leirdekningsgraden i høyre kolonne i denne listen.
3. Følg deretter den samme beregningsmetodikken som angitt for eksempelet Leira i tabell 5, ved bruk av det tilsvarende regnearket der alle formler er lagt inn (vedlagt som egen fil til denne rapporten).



Figur 13. Nedbørfeltet for Leira-vassdraget med delnedbørfelt og REGINE-nr. Leirdekningsgraden er angitt som % i alle felter der denne er større enn null.

Tabell 5. Beregning av naturlig P-konsentrasjon i Leira vassdraget ut fra leirdekningsgrad for delnedbørfelter. Tabellen foreligger også som excel-ark, der formlene er synlige ved å klikke i enkeltcellene (vedlagt rapporten). Miljømålet er satt som 2 ganger naturtilstanden ut fra kap.3.2.2 og 3.3.2 i hovedrapporten ovenfor. De fargede feltene i tabellen angir leirdekningsgraden, og har de samme fargene som på kartet i figur 10.

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N
Regineenhet (VASSDRAGS NR)	NEDBØRFELT	HOH	Areal enhet daa	Areal akkumulert (daa)	Leirdeknings-areal i Regineenhet daa	Leirdeknings-areal akkumulert	Leirdekningsprosent i Regineenhet	Leirprosent akkumulert	Spes. avrenning l/s/km ²	Avrenning fra Regineenhet m ³ /år	Avrenning akkumulert m ³	Modell kons. P µg/l	P mengde kg
002.CAE6	LEIRA	546	10 346	24 453	0	0	0,0 %	0,0 %	24,1	7 863 066	7 863 066	8,6	68
002.CAE5	LEIRA	546	14 107	14 107	0	0	0,0 %	0,0 %	24,02	10 686 054	18 549 120	8,6	160
002.CAE4	LEIRA	546	1 611	38 160	0	0	0,0 %	0,0 %	20,65	1 048 852	19 597 972	8,6	169
002.CAE3	LEIRA	546	12 096	36 549	0	0	0,0 %	0,0 %	23,51	8 968 260	28 566 232	8,6	247
002.CAE2	LEIRA	425	8 052	46 211	0	0	0,0 %	0,0 %	21,16	5 372 780	33 939 012	8,6	293
002.CAE1	LEIRA	425	2 077	48 288	0	0	0,0 %	0,0 %	18,69	1 223 964	35 162 977	8,6	304
002.CAD6	LEIRA	425	22 119	70 407	0	0	0,0 %	0,0 %	20,24	14 118 562	49 281 538	8,6	426
002.CAD5	LEIRA	425	23 363	93 771	0	0	0,0 %	0,0 %	19,28	14 205 276	63 486 815	8,6	549
002.CAD4	LEIRA	346	13 551	107 322	0	0	0,0 %	0,0 %	18,45	7 884 619	71 371 434	8,6	617
002.CAD3	LEIRA	346	4 264	111 586	0	0	0,0 %	0,0 %	17,19	2 311 748	73 683 182	8,6	637
002.CAD2	LEIRA	346	6 610	119 005	0	0	0,0 %	0,0 %	16,98	3 539 478	77 222 659	8,6	668
002.CAD1	LEIRA	346	809	112 395	0	0	0,0 %	0,0 %	15,19	387 393	77 610 052	8,6	671
002.CAC	LEIRA	137	158 336	277 341	14 714	14 714	9,3 %	5,3 %	19,65	98 117 847	175 727 899	12,2	2 143
002.CABB	ROTUA	436	15 948	293 288	0	14 714	0,0 %	5,0 %	23,2	11 667 972	187 395 871	12,0	2 249
002.CABA	ROTUA	137	50 540	343 829	1 921	16 635	3,8 %	4,8 %	18,16	28 944 000	216 339 871	11,9	2 570
002.CAB2	LEIRA	102	49 850	489 716	34 681	108 870	69,6 %	22,2 %	19,49	30 639 391	246 979 261	23,5	5 805
002.CAB1	LEIRA	102	96 038	439 867	57 554	74 189	59,9 %	16,9 %	19,12	57 907 872	304 887 133	19,9	6 073
002.CAAC	GJERMÅA	290	25 313	515 029	0	108 870	0,0 %	21,1 %	21,47	17 138 806	322 025 939	22,8	7 333
002.CAAB	GJERMÅA	145	25 454	540 483	2 026	110 896	8,0 %	20,5 %	18,49	14 842 477	336 868 415	22,4	7 532
002.CAAZ	MIKKELSBEKKEN	145	25 309	565 792	6 498	117 394	25,7 %	20,7 %	17,81	14 214 787	351 083 203	22,5	7 904
002.CAAA0	GJERMÅA	102	38 019	603 811	27 399	144 793	72,1 %	24,0 %	24,21	29 027 148	380 110 351	24,7	9 378
002.CAA0	LEIRA	100	56 377	660 189	29 050	173 843	51,5 %	26,3 %	20,86	37 087 363	417 197 714	26,2	10 949
For hele Leira			Areal: 660 189	leirdekket (daa): 173 843	Leirdekket %: 26,3 %	Naturlig bakgrunnskonsentrasjon: 26	10 949 kg						
												Miljømål (2x naturlig bakgrunn): 52	

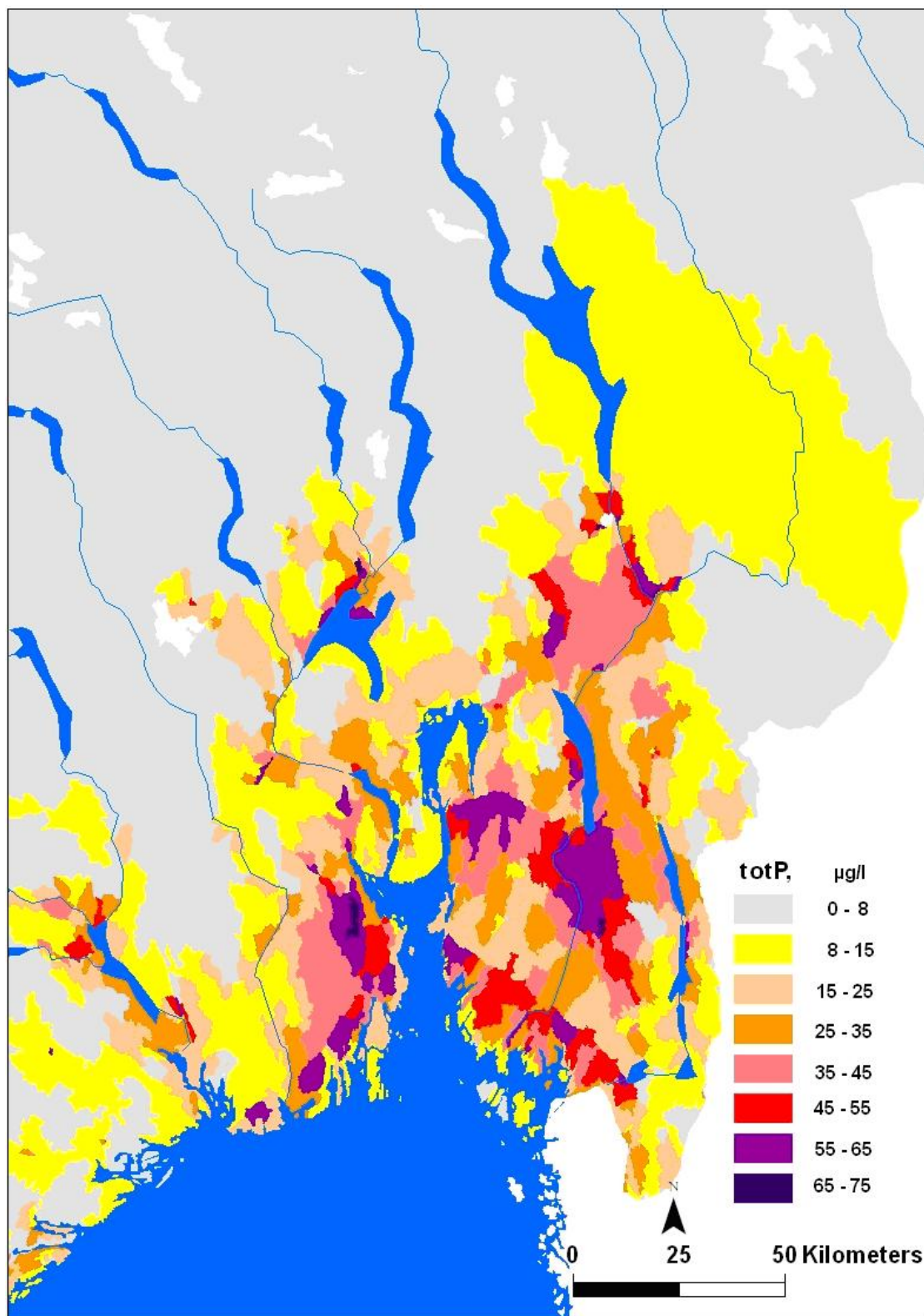
5. Konklusjon mht. naturtilstand i leirvassdrag

De tre metodene gir følgende estimat for gjennomsnittlig naturlig TotP-konsentrasjon i leirvassdrag:

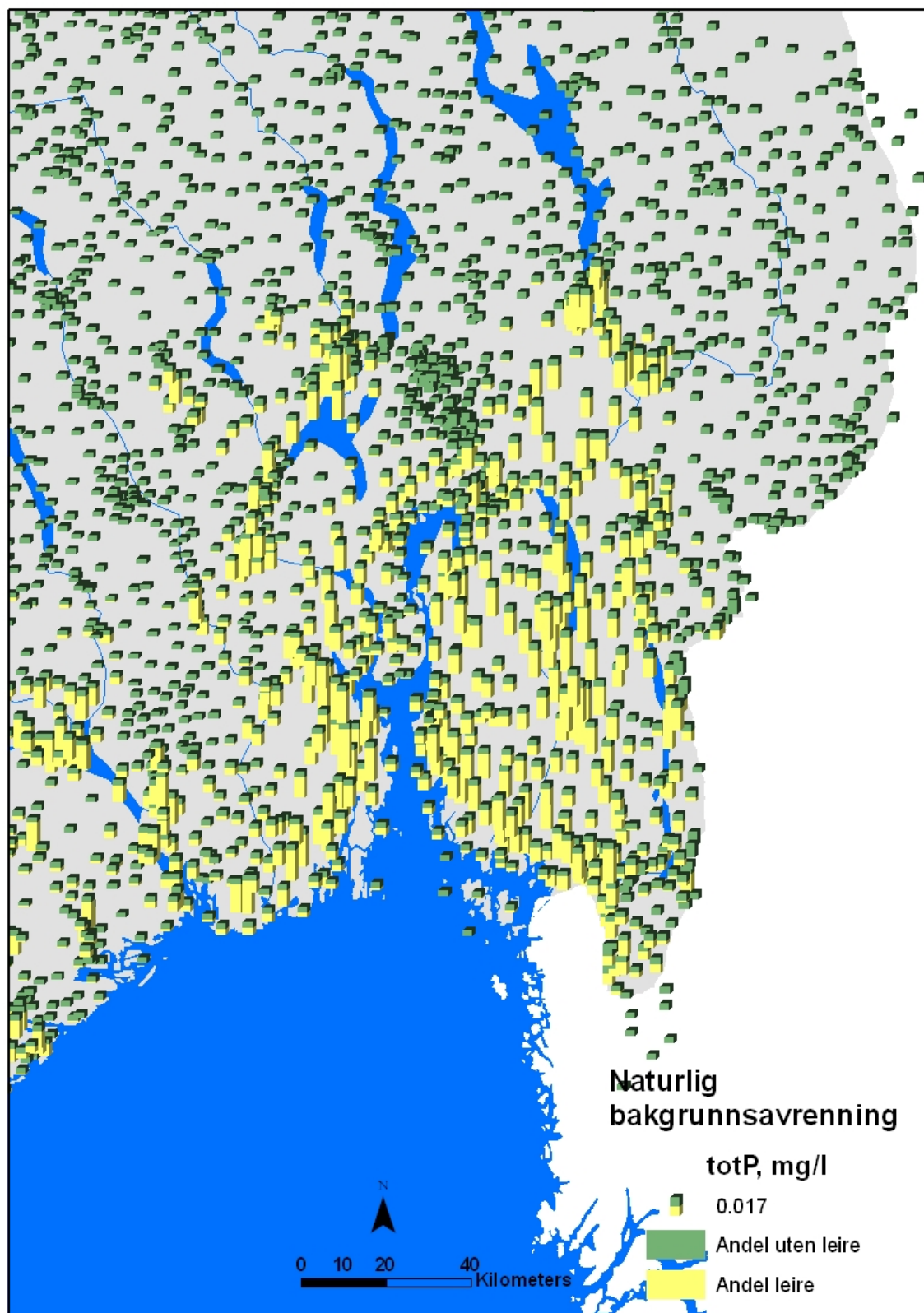
1. Tilførsler fra ikke-jordbruksareal i JOVA: 30 µg/L, og fra andre utmarksarealer: 6-30 µg/L
2. Teotil-beregning + erosjonstillegg for Leira: 19 µg/L
3. Ny regresjonsmodell korrelert til leirdekningsgrad, 20-75 µg/L, eks. Leira: 26 µg/L

Figur 14 viser naturlig fosforkonsentrasjon estimert fra regresjonsmodellen for korrelasjon mellom fosfor og dekningsgrad av leirsedimenter i nedbørfeltet. Figur 15 viser hvilken andel som kommer fra leirsedimentene og hvilken som kommer fra områder uten leire. Disse kartene viser at de desidert høyeste bakgrunnskonsentrasjonene hovedsakelig finnes i leir-rike deler av Vestfold og Østfold.

På denne bakgrunn vil naturlig TotP i leirvassdrag variere fra ca. 20 µg/L til ca. 75 µg/L ved dekningsgrad av leirsedimenter fra ca. 20% (tilsvarer typegrensen på 10 mg STS/L) til 100%. De empiriske dataene fra leirvassdrag tilsier at naturlige TotP konsentrasjoner over 30 µg/L er sjelden. Dette tilsvarer en leirdekningsgrad på 33%. Det er derfor rimelig å anta at naturlig TotP ligger mellom 20 og 30 µg/L for de fleste leirvassdrag i Norge.



Figur 14. Østlandet, fosfor konsentrasjoner i naturlig bakgrunnsavrenning. Klasseinndelingen gjelder kun for det delnedbørfeltet (REGINE-felt) på kartet som fargen dekker.



Figur 15. Naturlig bakgrunnskonsentrasjon av fosfor i vassdrag på Østlandet, andel fra arealer med- og uten leirjord.

6. Referanser

- Berge, D. and T. Källqvist (1990). Biotilgjengelighet av fosfor i jordbruksavrenning. Sammenlignet med andre forurensningskilder. Sluttrapport, NIVA: 130.
- Borch, H., Bogen, J., Iversen, E., Lindholm, M., Tjomsland, T., Pedersen, H.B. 2008. Tiltaksanalyse for Leiravassdraget 2008. NIVA-rapport O-27058; 2008; 86 s.
- Haveraaen, O., 1981. Virkning av hogst på vannmengde og vannkvalitet fra en østnorsk barskog. Meddelelser fra Norsk Institutt for Skogforskning 36.7: 1-27.
- Henriksen, A., M. Bechmann, D. Hessen, 1993. Nitrogen fra fjell til fjord. Årsrapport 1992. NIVA rapport 2901.
- Holtan, G. og Holtan, H., 1993. Avrenning fra jordbruksområder i Maridalen 1989 – 1991. NIVA rapport 2839.
- Høyås, T.R., N. Vagstad, M. Bechmann and H.O. Eggestad, 1997. Nitrogen budget in the river Auli catchment: A catchment dominated by agriculture, in south eastern Norway. *Ambio*, 27(5): 289 – 295.
- JOVA database
- Kauppi, L., 1979. Effects of land use on the diffuse load of phosphorus and nitrogen. *Nordic Hydrology*, vol. 10, no 2/3, s. 79 – 88.
- Lundekvam, H., 1983. Husdyrgjødsel og avlaup frå driftsbygningar. Norges Landbrukshøgskole, Institutt for hydroteknikk. Stensiltrykk nr. 1/83.
- Lundekvam, H., 1986. Samanstilling og vurdering av hydrologiske og hydrokjemiske målingar i jordbruksfelt frå ulike landsdelar. Notat, Norges Landbrukshøgskole, Institutt for jordfag, seksjon for vann.
- Lundekvam, H., 1984. Stofftap frå eit landbruksområde i Østfold. Foredrag ved: Tjugonde Nordiska Symposiumet om Vattenforskning Hægersten, Stockholm, 5-8. okt. 1984. NORDFORSK, Miljøvårdsserien, Publikation 1984:2.
- Nieminen, 2004. *Silva Fennica* 38: 123-132.
- Oredalen, T.J. og Aas, W., 2000. Vurdering av atmosfærisk fosforavsetning i sørøst Norge. NIVA rapport 43100-2000.
- Rognerud, S., D. Berge og M. Johannessen, 1979. Telemarksvassdraget. Hovedrapport fra undersøkelsene i perioden 1975 – 1979. NIVA rapport 0-70112/V/1147.
- Selvik, J. R., Tjomsland T., Borgvang, S.A. og Eggestad, H. O. 2006. Tilførsler av næringsalter til Norges kystområder 2005, beregnet med tilførselsmodellen Teotil2. Statlig rapport for forurensningsovervåking, SFT Rapport nr.TA-2211/2006, NIVA-rapport nr. 5330-2007, Norsk institutt for vannforskning, Oslo
- SFT veileder 95:02. Miljømål for vannforekomster – Tilførselsberegninger. SFT 95:02.
- Skjevdal, R.M. og S.M.Vandsemb (red.), 2005. Jord- og vannovervåking i Norge. Feltrapporter for programmet i 2004. Jordforsk rapport nr 84/05.
- Vandsemb S. 2006. Kvantifisering av tap av nitrogen, fosfor og erosjon fra ikke-jordbruksarealer i JOVA-programmet (Jord og vannovervåking i landbruket) - Fokus på utmarksavrenning. Bioforskrapport Vol 1. 56. 2006

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

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



Norsk institutt for vannforskning

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