

Effekter av PAX-XL60 på vannkvalitet i Storelva, Sauda



foto Kroglund. Fellingsdam for partikler inne på anleggsområdet i Raundalen, jan. 2007

Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Postboks 2026
5817 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-niva

9296 Tromsø
Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel Effekter av PAX-XL60 på vannkvalitet i Storelva, Sauda	Løpenr. (for bestilling) 5440-2007	Dato 28. mai 2007
	Prosjektnr. Undernr. 27054	Sider Pris 22
Forfatter(e) F. Kroglund	Fagområde Fisk og akvakultur	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Rogaland	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Elkem Saudefaldene AS	Oppdragsreferanse
---	-------------------

Sammendrag

Tunneldriving i Raundalen, Sauda, medfører et partikkelproblem i Storelva. Utbygger ønsket å redusere partikkelbelastningen ved å tilsette fellingskjemikalier til avløpsvannet fra tunnelen. PAX-XL60 fra Kemira var valgt som koagulant. PAX inneholder aluminium i sur løsning. Tilsetning av PAX kan ved overdosering føre til at Al bindes til fiskegjeller og skader fisk i vassdraget. Analyse av ørret gjeller påviste høye gjelle-Al konsentrasjoner i vassdraget, men det ble ikke påvist akkumulering av aluminium på fiskegjeller som kan tilskrives dosering av PAX alene. De høye gjelle-Al verdiene skyldtes sannsynligvis en sjøsaltepisode vinteren 2006/07. Tunneldrivingen medførte at aluminiumsinnholdet i Raundalsbekken økte, men fordi pH også økte førte dette til aluminium nedstrøms samløpet mellom Raundalsbekken og Storelva forelå på en ikke giftig form og førte til et redusert gjelle-Al nivå nedstrøms anlegget. Ut fra dataene innsamlet i januar og mars 2007, er det ingen grunn til å forvente at tilsetningen av PAX på det nivået som da ble brukt vil forringe vannkjemien i Storelva.

Fire norske emneord 1. Fisk 2. Aluminium 3. Partikler 4. Tiltak	Fire engelske emneord 1. Fish 2. Aluminum 3. Particles 4. Mitigation
---	--

Frode Kroglund

Prosjektleder

Ståle Rørhaug

Forskningsleder

Jørle Nygaard

Fag- og markedsdirektør

**Effekter av PAX-XL60 på vannkvalitet i Storelva,
Sauda**

Forord

I denne rapporten er effekter av tilsetning av fellingskjemikalier (PAX-XL60) til avløpsvann fra tunneldrivingen i Raundalen. Sauda vurdert. Fellingskjemikalier tilsettes for å redusere partikkelbelastningen på Storelva. Kjemikaliene inneholder samtidig aluminium. Aluminium er giftig for fisk. Fylkesmannen i Rogaland ønsket derfor en dokumentasjon av mulige effekter av PAX på fisk i Storelva. Undersøkelsen er utført på oppdrag fra Elkem Saudefaldene AS.

Alt fiskemateriale er skaffet av Sauda jeger- og fiskeforening. Jeg vil takke foreningen for innsatsen de gjorde for å skaffe forsøksmateriale, og for hold av fisken fra fangst til den ble brukt i eksponeringene på berørt strekning. Bruk av fisk til dette formålet er godkjent av forsøksdyrutvalget (ref: brev fra Mattilsynet datert 21/12 2006; ref: S-06/46899-1)

Alle gjelle- samt vannprøver ble innsamlet av Karl Erik Johansen, ENVIROCON, Sauda Næringspark, 4200 SAUDA (e-post: firmapost@envirocon.no). Uten hans innsats ville gjennomføringen av undersøkelsen blitt vesentlig mer komplisert og ressurskrevende.

Grimstad, 25. mai 2007

F. Kroglund

Innhold

Sammendrag	5
1. INNLEDNING	6
2. MATERIALE OG METODE	7
2.1 Eksponeringsstasjoner	7
2.2 Gjelle-Al	8
2.3 Vannprøver	9
2.4 Økologiske vurderinger	10
3. RESULTAT OG DISKUSJON	12
3.1 Vannkjemi	12
3.2 Vannbidrag fra Raundalen og effekter på vannkvalitet i Storelva	14
3.3 Gjelle-Al	17
4. KONKLUSJON	20
5. Referanser	21
Vedlegg A.	23
Vedlegg B.	24

Sammendrag

Fylkesmannen i Rogaland gav Elkem Saudefaldene en midlertidig tillatelse til gjennomføring av forsøk på fjerning av partikler i avløpsvann fra tunneldrivingen innenfor anleggsområdet i Raundalen. Partikler i avløpsvannet ble antatt å kunne skade fisken i Storelva, samt at det kunne misfarge vannet. Partikkelbelastningen skulle fjernes/reduseres ved utfelling ved å tilsette polyaluminiumkloridhydroksidsilikat (PAX-XL60) som koagulant.

Avhengig av konsentrasjon og biotilgjengelighet, kan aluminium være svært giftig for fisk og for andre ferskvannsorganismer. Selv om hensikten med denne doseringen var å redusere et partikkelproblem ønsket ikke Fylkesmannen at man ikke erstatter partikkel problemet med en potensiell Al-forgiftning. Det fremgår ikke fra HMS- eller databladet på PAX-XL60 hvor stor andel av aluminiumet som vil eller kan foreligge på en for fisken giftig form etter felling.

For å vurdere giftighet av PAX-doseringen på Storelva nedstrøms Raundalsbekken ble det i januar og mars 2007 innsamlet vannprøver samt utført eksponeringer av ørret (*Salmo trutta* L.) i bur.

Prøvene påviste et vannkvalitetsrelatert problem i Storelva i forsøksperioden, men dette kan ikke knyttes til aktiviteten i Raundalen. Forringet vannkvalitet skyldes sannsynligvis en sjøsaltepisode i nedbørfeltet vinteren 2006/07. Det måles høye gjelle-Al verdier oppstrøms samløpet mellom Raundalsbekken og Storelva. Nedstrøms samløpet var gjelle-Al lavere til tross for tilførselen av aluminium fra Raundalsbekken. Tilført aluminium var sannsynligvis ikke giftig på grunn av høy pH. Vannbidraget fra Raundalsbekken påvirker også pH i Storelva. Denne pH-økningen kan ha igangsatt en prosess hvor aluminium i Storelva avgiftes.

Det kan være flere kilder til aluminium innenfor vassdraget. Disse kan ha en større betydning for fiskebestanden i Storelva enn selve aktiviteten i Raundalsbekken. Beregninger av vannbidrag fra Raundalsbekken antyder at tilførselen av aluminium ikke vil overstige nivåer som vil kunne bli giftige for laks.

Undersøkelsen har med andre ord avdekket at det er andre vannkvalitetsrelaterte problem i vassdraget, men også at bruken av fellingsmiddel ikke medførte aluminiumsindusert skade på fisken.

1. INNLEDNING

Fylkesmannen i Rogaland har gitt Elkem Saudefaldene en midlertidig tillatelse til gjennomføring av forsøk på fjerning av partikler i avløpsvann fra tunneldrivingen innenfor anleggsområdet i Raundalen. Partikler i avløpsvannet antas å kunne skade fisken i Storelva, samt at det vil misfarge vannet. Partikkelbelastningen skal reduseres ved at partiklene felles i dammer inne på selve anleggsområdet. Behandlingen innebærer tilsetning av polyaluminiumkloridhydroksidsilikat (PAX-XL60) som koagulant og fellingsmiddel. PAX-XL60 er klassifisert som ufarlig for alger, daphnia og fisk og vil ikke bioakkumulere ved normal bruk. Ved utslipp kan fisk skades som følge av at pH synker. PAX er et imidlertid et fellingskjemikalium som inneholder aluminium (Al). Al er akutt giftig for fisk samt andre vannlevende planter og dyr hvis konsentrasjonen overstiger artenes toleransegrense (Gensemer and Playle 1999). Ved ikke-dødelige doser kan vekst, reproduksjon, atferd skades (Kroglund et al. in press; Kroglund et al. 2007; Rosseland and Staurnes 1994). Det er ikke i produkt- eller HMS-datablad angitt hvor mye Al som vil kunne foreligge som biotilgjengelig Al ved bruk. Fylkesmannen ønsker å få dokumentert at man ikke erstatter et partikkel relatert problem med en Al-forgiftning. PAX-doseringen er satt til 65 ml/min når vannføringen (i avløpsvannet fra anlegget) er på ca 4 m³/min (O.Pedersen; Kemira befaringsrapport 12. feb. 2007). Ifølge produktbladet (vedlegg A) vil dette gi en Al tilsetning på 1500 µg/l. Noe av denne Al-tilsetningen vil felles sammen med partiklene. Fylkesmannen har fått oppgitt at doseringen av PAX vil gi en Al-rest i vannet etter felling på 200-500 µg Al/l når avrenningen er 20 l/s (oppgitt i brev fra Fylkesmannen i Rogaland v/Miljøvernavdelingen til Elkem Saudefaldene; ref nr: 1857/2005).

I vann vil Al foreligge på en rekke tilstandsformer, hvor kun fritt, positivt ladd, kationisk Al (LAl) er giftig for fisk. Effektene av en Al-eksponering kan spenne fra ubetydelige til dødelige avhengig av dose og eksponeringsvarighet (Kroglund et al. in press; Kroglund et al. 2007; Rosseland and Staurnes 1994). Med unntak av luktorganet, er det liten direkte påvirkning av Al på andre organ, og andre indirekte effekter som problem med ioneregulering skjer først etter at Al har festet seg på gjellene. Den nære sammenhengen som foreligger mellom gjelle-Al og kationisk-Al i vann gjør derfor gjelle-Al egnet som et mål for belastningsdose i de fleste tilfeller (Kroglund et al. 2007; Teien et al. 2006; Teien et al. 2006). Ved å måle gjelle-Al på fisk eksponert i Raundalsbekken og i Storelva kan en eventuell negativ effekt av utdosering av PAX evalueres.

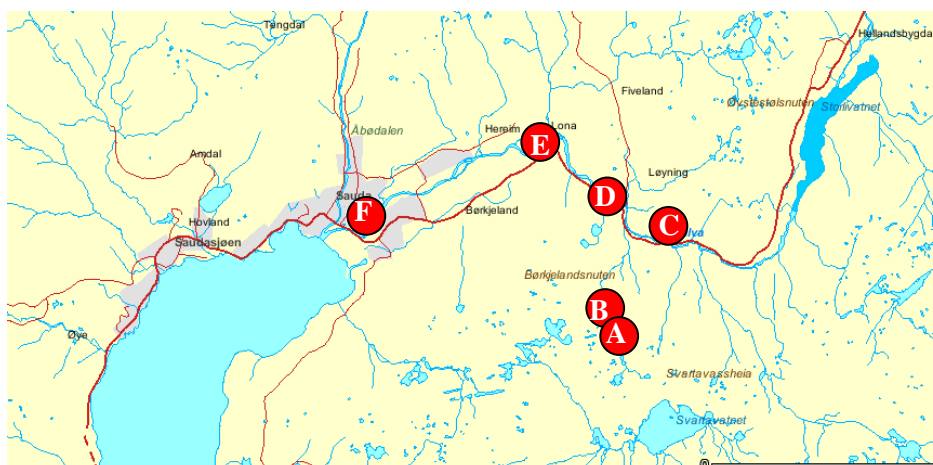
Dosering av PAX ble igangsatt 15. januar 2007. Det forutsettes i tillatelsen fra Fylkesmannen at tilsetningen av PAX ikke skal påvirke vannkvalitet eller fisk i Storelva i en negativ retning. Dette er begrunnelsen for studiene som rapporteres her. I følge Karl Erik Johansen (ENVIROCON) har doseringen av PAX, fungert tilfredsstillende hele perioden og eksponeringene er utført i perioder som er representative for vann behandlet med PAX.

Tillatelse til gjennomføring av burforsøk ble gitt av Mattilsynet den 21/12-2006, tillatelse nr. S-06/46899-1.

2. MATERIALE OG METODE

2.1 Eksponeringsstasjoner

I undersøkelsen er det benyttet ørret (*Salmo trutta* L.) fanget i ulike bekker og småelver i Hellandsbygd og i Svortetjønn (Raundalen). Til bruk i mars eksponeringene ble noen individer fanget i bekken ved avkjøring til Maldal. All fangst er utført av Sauda jeger og fisk. Fisken ble innfanget ca 6 uker før første eksponeringsperiode i januar og ca 14 dager før eksponeringene startet i mars. Fisken ble oppbevart i kar ved klekkeriet til Sauda jeger- og fiskeforening i Sauda fram til eksponeringsstart. Fisk ble overført til eksponeringsburene plassert i Raundalsbekken (2 stasjoner) og i Storelva (3 stasjoner) henholdsvis 18. januar og 16. mars 2007. Eksponeringsstasjonene er indikert i figur 1. Etter henholdsvis 4 og 3 dager i burene ble fisken avlivet og det ble tatt prøver for bestemmelse av gjelle-Al. Seks ørret ble eksponert i hvert bur. Formålet med de ulike eksponeringsstasjonene er beskrevet i tabell 1.



Figur 1. Kart Raundalsbekken og Storelva med stasjonsplassering. Kartmaterialet er hentet fra NVE-Atlas.

Tabell 1. Begrunnelse for plassering av de enkelte eksponeringsstasjonene i Raundalsbekken og Storelva i Sauda.

St. nummer	Hensikt
St. A.	Oppstrøms anlegg i Raundalen. Referanse i forhold til nedenforliggende stasjon som er påvirket av PAX
St. B.	Vannet her vil påvirkes av vannbehandlingen inne på anlegget. Stasjonen er lokalisert rett nedenfor tippområdet.
St. C.	Storelva oppstrøms Raundalen. Stasjonen er en referanse til nedenforliggende stasjoner i Storelva som påvirkes av vann fra Raundalen
St. D.	Noen 100 m nedstrøms samløpet med Raundalsbekken. 1. belastningsstasjon i Storelva
St. E.	Ved Lona. Økt avstand fra Raundalen. 2. belastningsstasjon i Storelva
St. F	Klekkeriet: Prøver av fisken herifra angir bakgrunnsnivåer som gjelle-Al konsentrasjon på St. A til E relateres til.

2.2 Gjelle-Al

Etter avlaving med slag til hodet, ble andre gjellebue på fiskens venstre side klippet ut og lagt på forhåndsveide analyserør. I tillegg ble den andre gjellen fra fiskens høyre side lagt på et samlerør. Denne samleprøven inneholdt materialet fra alle fiskene fra stasjonen, mens de individuelle rørene inneholder materiale fra enkeltfisk. I første omgang ble kun samlerørene analysert. På grunn av uventede høye gjelle-Al verdier ved klekkeriet og fra Storelva ble det besluttet å analysere alle prøvene for å kunne eliminere eventuelle feil forårsaket av kontaminering med mer. En empirisk sammenheng mellom LAI og gjelle-Al etablert i ulike forsøk er vist i figur 2. Denne sammenhengen benyttes her som indikator på hvilke sammenhenger som også kan forventes i dette prosjektet. Sammenhenger som avviker vesentlig fra denne relasjonen oppfattes som uventet og identifiserer forhold som må forklares.

Gjeller ble analysert ved Isotoplaboratoriet, Universitetet for miljø- og biovitenskap (UMB). Her ble gjellene oppsluttet (HNO_3) og konsentrasjonen av Al ble bestemt ved bruk av ICP-OES (Teien et al. 2006). Konsentrasjonen av Al i gjeller er angitt som μg metall/g gjelle tørrvekt (tv).

Sammenhengene mellom gjelle-Al og LAI i vannet kan uttrykkes med en biokonsentrasjonsfaktor. Denne faktoren varierer erfaringsmessig mellom 2 og 8 når kationisk Al er bestemt som LAI (Kroglund et al. 2007).

Biokonsentrasjonsfaktor (BCF) beregnes som:

Formel 1: $\text{BCF} = \text{Gjelle-Al } (\mu\text{g Al/g tv}) / \text{LAI}_{\text{vann}} (\mu\text{g Al/L})$

- Hvis faktoren er lavere enn 2 tyder dette på at LAI er mindre biotilgjengelig enn forventet, alternativt at gjelle-Al konsentrasjonen ikke har rukket å øke til det nivå hvor gjelle-Al er i likevekt med LAI.
- Hvis faktoren er høyere enn 8 tyder dette på at LAI er mer biotilgjengelig enn forventet, alternativt at gjelle-Al konsentrasjonen ikke har rukket å avta til det nivå hvor gjelle-Al er i likevekt med LAI (tegn på tidligere "episode"). Høye gjelle-Al verdier kan også forekomme som følge av ulike kontamineringer, for eksempel at gjellene akkumulerer partikler som inneholder Al (eks. leirpartikler). LAI er mer biotilgjengelig enn forventet nedstrøms "blandsoner" (områder hvor pH er høy, men som tilføres Al fra en sur vannkilde, Rosseland et al. 1992). Her vil det bli et misforhold mellom den mengde Al fisken opplever og den konsentrasjon et analyselaboratorium vil måle.

En usikkerhet knyttet til bruk av gjelle-Al er at ufarlige former av Al (Al som partikler) kan akkumuleres. Dette kan inntreffe i turbid vann. Høy partikkelkonsentrasjon (økt turbiditet) kan således være et problem ved stasjon B i Raundalen. Denne belastningen skal avta med økende avstand etter samløpet mellom Raundalsbekken og Storelva (stasjon D og E). Effekter knyttet til turbiditet forventes kun å kunne inntreffe på St. B (Raundalen) og St. D (Storelva). På de andre stasjonene bør gjelle-Al være i likevekt med LAI.

Gjelle-Al endres med belastningskonsentrasjon de første timene. Frie metaller i vann vil akkumuleres i og på gjellene til fisk. Hvis fisk overføres til mindre belastende vann elimineres Al fra gjellene (Teien et al. 2006).

For laks oppnåes en likevekt mellom Al på gjellene og konsentrasjonen av LAI i vannet i løpet av ett døgn. Erfaringer tilsier at det kan ta ca tre døgn før samme likevekt er oppnådd hos ørret. Denne forskjellen kan skyldes artsspesifikke egenskaper, men også at forsøkene utført på laks er

gjennomført i klarvannselver mens forsøkene med ørret er utført i vann sterkere påvirket av humus. Uansett, etter ca 3 døgn eksponering forventes det at Al konsentrasjonen på gjellene er på nivå med det som forventes ut fra lokalitetens "biotilgjengelige Al" og at forskjeller mellom grupper skyldes forskjeller i Al-konsentrasjon (dose). Innholdet av organisk materiale er lavt i Raundalsbekken og Storelva. Det forventes derfor en rask akkumulering av Al på gjellene til likevekstsnivået.

Når fisk overføres fra et belastende miljø til et mindre belastende miljø vil gjelle-Al avta raskt. Erfaringsmessig vil konsentrasjonen avta med > 70 % i løpet av ett døgn, dog ikke med mer enn hva likevekt med den "nye" vannkjemien tilser. Dette innebærer at hvis fisk overføres fra belastende til vann som ikke er fullt like belastende vil gjelle-Al avta, men ikke til nivå som assosieres med "godt" vann såfremt ikke vannet er godt.

2.3 Vannprøver

Det ble tatt en vannprøve på St. B før PAX-doseringen ble startet. Alle stasjoner ble prøvetatt 22. januar. Disse prøvene karakteriserer første belastningsperiode. Andre periode karakteriseres av vannprøver tatt henholdsvis 9. og 19. mars. Alle prøvene er tatt i en periode PAX utdoseres. St. A antas å representere "naturtilstanden" i Raundalsbekken, mens St. C antas å representere "naturtilstanden" i Storelva. Naturtilstand oppfattes her som vann upåvirket av anleggsvirksomheten og av PAX doseringen.

Vannprøvene er analysert i henhold til standard prosedyrer ved NIVA. Vannet ble ikke filtrert før analyse. Al/ICP verdiene representerer således total-verdien med hensyn til Al. Reaktivt-Al (Al/R) inneholder kun de formene av Al som reagerer med en kompleksbinder (pyrekatekol fiolett), mens de formene av Al som passerer en ionebytter identifiseres som ikke-labilt Al (Al/II). Differansen mellom Al/R og Al/II benevnes for labilt-Al og inneholder de formene av Al som tradisjonelt oppfattes som giftige for fisk. Partikulært og kolloidalt Al (Al/c) beregnes som differansen mellom Al/ICP og Al/R. Dette vil være former av Al som ikke reagerer med kompleksbinderen. Foruten Al, ble vannet analysert for alle hovedkomponenter samt ulike nitrogen-forbindelser. Hovedionene benyttes til å beregne vannbidraget fra Raundalen til Storelva. Vannets kjemiske sammensetning er samtidig viktig for fastsettelse av vannkvalitet. Analyseprogram samt enheter og analysemetoder er angitt i tabell 2. Foruten de analyserte parametrene, er det utført beregninger av Ikke-marin natrium og av vannets motstandsevne mot forsurening (ANC). Begge disse parametrene er viktige for fastsettelse av vannkvalitet.

Tabell 2. Analyseparametere, måleenhet og metode benyttet i undersøkelsen.

Parameter	måleenhet	metode	Parameter	måleenhet	metode
pH		A 1	NH ₄ -N	µg/l N	C 4-3
KOND	mS/m	A 2	Al/ICP	µg/l Al	E 9-5
TOC	mg/l C	G 4-2	Al/c	µg/l Al	beregnet
Ca	mg/l	C 4-3	Al/R	µg/l Al	E 3-2
Mg	mg/l	C 4-3	Al/II	µg/l Al	E 3-2
Na	mg/l	C 4-3	LAI	µg/l Al	beregnet
K	mg/l	C 4-3			
SO ₄	mg/l	C 4-3	E-Na*		Formel 2 og 3
Cl	mg/l	C 4-3	ANC		Formel 4
NO ₃ -N	µg/l N	C 4-3			
Tot-N/L	µg/l N	D 6-1			

Ikke-marin natrium ($E\text{-Na}^*$) er brukt som indikatorer på sjøsaltpåvirkning. $E\text{-Na}^*$ beregnes ved å trekke den marine andelen av Na fra den målte konsentrasjonen:

$$\text{Formel 2: } E\text{-Na}^* = \text{Na}_{\text{målt}} - \text{Na}_{\text{marint}}$$

Det antas at all klorid i en vannprøve stammer fra sjøsalter ($\text{Cl}_{\text{målt}} = \text{Cl}_{\text{marint}}$). Det er et konstant forhold mellom Na og Cl i sjøvann. Dette forholdet benyttes til å beregne $\text{Na}_{\text{marint}}$:

$$\text{Formel 3: } E\text{-Na}^* = \text{Na}_{\text{målt}} - (\text{Cl}_{\text{målt}} \cdot \text{Na}_{\text{sjøvann}} / \text{Cl}_{\text{sjøvann}}) = \text{Na}_{\text{målt}} - 0,856 \cdot \text{Cl}_{\text{målt}}$$

Under og etter en sjøsaltepisode kan Na holdes tilbake i jordsmonnet på grunn av ionebytting i jorda, mens Cl vil transporteres ut med avrenningsvannet. Na/Cl sammenhengen kan derfor endres under og etter en sjøsaltepisode. $E\text{-Na}^*$ -konsentrasjon kan da bli negativt. Dette Na-underskuddet må kompenseres med andre ioner for å opprettholde ladningsbalansen. I jord med god bufferevne skjer dette hovedsakelig med kalsium og magnesium, mens det i forsuret jord også skjer med H^+ og Al-ioner. Kombinasjonen av forsuring- og saltpåvirkning avgjør konsentrasjonen av de to sistnevnte og dermed hvor giftig vannet kan bli for fisk (Hindar et al. 1994; Barlaup og Åtland 1996).

ANC (syreneutraliseringskapasitet; acid neutralizing capacity) er et mål for hvor motstandsdyktig vannet er i forhold til forsuring. Høye ANC verdier antyder at vannet tåler mye forsuring, mens verdier $< 20 \mu\text{ekv/l}$ antyder økende sannsynlighet for fiskeskader. ANC beregnes ut fra formelen:

$$\text{Formel 4: } \text{ANC} = ((\text{Ca} \cdot 49,9) + (\text{Mg} \cdot 82,3) + (E\text{-Na} \cdot 43,5) + (\text{K} \cdot 25,6)) - ((\text{SO}_4 \cdot 20,8) + (\text{Cl} \cdot 28,2) + (\text{NO}_3 \cdot 0,07))$$

2.4 Økologiske vurderinger

Det er foreslått vannkvalitetsgrenser for laks i en rekke utredninger (bl.a. (Kroglund et al. in press; Kroglund et al. 2007; Kroglund et al. 2007)). I disse angis det kriterier for vannkvaliteter som tolkes til klasser gruppert fra "svært god" til "kritisk". "Kritisk" i denne vurderingen betyr at sannsynlighet for dødelighet eller omfattende funksjonssvikt øker med tiltagende belastning. "Marginal" innebærer at dødelighet ikke forventes og at fisken vil reetablere en god helse når eller hvis belastningen avtar. "God" innebærer at det vurderes som mindre sannsynlig at indikatoren antyder en skade. Det er ingen nødvendig relasjon eller korrelasjon mellom indikatorene, selv om de vil være relaterte. pH kan således vurderes som "god" mens samme vann vurderes som "kritisk" ut fra labilt-Al. De vannkemiske grensene for laks er angitt i tabell 3a-c.

Det er i forsøk påvist klare sammenhenger mellom gjelle-Al og fiskens (laks) helsestatus. Denne forringes med økende konsentrasjon Al på gjellene. I tabell 4 er tilstandsklasser anbefalt benyttet på laks vist. Ørret er mer tolerant enn laks. Det er ikke laget tilsvarende klassifiseringskriterier for ørret. Inntil slikt foreligger, vurderes Storelva ut fra laksekriterier.

Tabell 3a. Grenseverdier for klassifisering av pH, ANC og LAI i vannkvaliteter som tolkes som ”marginal”, ”god” og ”kritisk” for laks. Kriteriene tar ikke hensyn til eksponeringsvarighet, men tar hensyn til økt sårbarhet hos smolt i forhold til parr og presmolt. Grensene tar ikke hensyn til temperatur. Disse grensene vil være satt for strengt for ørret.

	Periode	pH			ANC			LAI		
		Kritisk	Marginal	God	Kritisk	Marginal	God	Kritisk	Marginal	God
Parr	1/6-1/3	<5,5	5,5-5,7	>5,7	<(-10)	(-10) - 10	>10	>40	20-40	<20
Presmolt	1/3-15/4	<5,7	5,7-6,0	>6,0	<0	0 - 15	>15	>25	10-25	<10
Smolt	15/4- 31/5	<6	6,2-6,4	>6,4	<25	25-50	>50	>15	5-15	<5











Tabell 3b BCF Grenseverdier som skiller biokonsentrasjonsfaktor i klassene; lavere enn forventet, forventet og høyere enn forventet. $BCF = \text{Gjelle-Al} (\mu\text{g Al(g tv)}) / \text{LAI}_{\text{vann}} (\mu\text{g Al/L})$

	Lavere enn forventet	Forventet	Høyere enn forventet
BCF	<2	2-8	>8

Tabell 3c E-Na* Grenseverdier som indikerer vannprøver hvor forholdet mellom klorid og ikke-marin natrium er brukt som indikatorer på grad av påvirkning av sjøsalter.

Grad av innvirkning					
E-Na*	>5	0-5	(-5) - 0	(-15) - (-5)	<(-15)

Tabell 4. Klassifiseringskriterier for gjelle-Al i forhold til forventet økologisk respons. Det er ikke her tatt hensyn til eksponeringsvarighet og sannsynlighet eller mulighet for fullverdig reetablering av fiskens helse etter en belastning. Det er angitt ulike grenser for parr/presmolt og smolt. Fisk defineres her som smolt når de er prøvetatt etter 1. april.

Økologisk tilstand	Gjelle-Al	
	Parr/presmolt	smolt
Svært god	<40 	<15 
God	40-60 	15-30 
Moderat	60-150 	30-60 
Dårlig	150-300 	60-150 
Svært dårlig	>300 	>150 

3. RESULTAT OG DISKUSJON

3.1 Vannkjemi

Raundalsbekken, St. A (oppstrøms anlegg).

pH varierte mellom 5,8 og 6,1 (tabell 8). Ca-konsentrasjonen varierte mellom 1,5 og 2,2 mg/l. Dette er høye Ca-konsentrasjoner i forhold til pH. SO₄-konsentrasjonen var lav. Konsentrasjonen av Al/ICP varierte mellom 52 til 88 µg/l. Av dette forelå fra 3 til 15 µg som LAI. ANC-verdiene varierte fra 10 til 23 µekv/l. E-Na-ek*-verdien var klart negativ. Vannkvaliteten var svakt forsuret, sannsynligvis som følge av en sterk sjøsaltepisode. Sjøsalter kan bidra til å heve Ca i områder som ikke er påvirket av sur nedbør, mens konsentrasjonen av Al øker i områder hvor kritisk belastning for SO₄ er overskredet (se Hindar and Espen 2005; Hindar et al. 1993; Hindar et al. 2004). Vannkvaliteten i Raundalsbekken tolkes som marginal for laksesmolt og vil være følsom for metalltilførsler.

Raundalsbekken, St. B (nedstrøms anlegg).

Tunnelvannet hadde en kraftig påvirkning av vannkvaliteten i Raundalsbekken. pH varierte mellom 7,4 og 7,9 (tabell 8). Alle ionene forekom i forhøyde konsentrasjoner. Midlere endring i forhold til verdiene oppstrøms anlegget er angitt i tabell 5. Størst økning ble målt for Ca, K, SO₄, NO₃, Tot-N, NH₄, Al/ICP, Alc og LAI. Alle endringene kan forventes i områder påvirket av sprenging og partikler. De høye konsentrasjonene i bekken kan påvirke vannkvaliteten nedstrøms samløpet med Storelva (St. D). Påvirkningen vil også avhenge av vannbidraget fra Raundalsbekken til Storelva. Dette vannbidraget beregnes senere.

Økningen i NH₄ kan gi giftige konsentrasjoner av ammoniakk (NH₃) hvis pH er høy og temperaturen er lav. Økningen i ioner bidrar til å heve ANC, men også til å maskere sjøsaltepisoden som påvises oppstrøms anlegget. Viktigst for Storelva er den betydelige økningen i LAI. Mens det på St. A måles fra 3 til 15 µg Al som LAI, ble det på St. B målt fra 110 til 219 µg LAI/l. Dette er verdier som i surt vann vil være kritisk for laks og ørret. Ettersom pH var >7,4 i Raundalsbekken vil det meste av denne LAI-konsentrasjonen foreligge som aluminat (Al(OH)₄⁻). I forsøk har aluminatverdier på mellom 50-100 µg LAI/l i en periode på 12 timer i vann med lav Ca konsentrasjon (1,3 mgCa/l) redusert ionereguleringsvevnen hos laks uten at det utviklet dødelighet (Rosseland og Skogheim 1984, Skogheim et al. 1987). I et annet forsøk der aluminat (123 µg LAI/l) forelå som resultat av høy soda (Na₂HCO₃) dose (pH 8,2, Ca 1,3 mg/l) dose, ble det påvist betydelig tap av plasmaioner men ingen dødelighet etter 36 timer (Skogheim et al. 1986). I samme forsøk ble det brukt kalk (CaCO₃) til pH 8,05, Ca 5,9 mg/l og aluminat 131 µg LAI/l uten at det påvirket ionereguleringen. Det ble i dette forsøket ikke analysert for gjelle-Al, men det er helt klart at kalsiuminnholdet i vannet har stor betydningen for giftigheten av aluminat (Skogheim et al. 1986). Fordi vi ikke har tilgjengelig erfaringsmateriale fra studier av aluminat og gjelle akkumulering av Al, blir det vanskelig å sammenlikne resultatene fra Raundalsbekken. I tillegg vil andelen biotilgjengelig LAI endres med vannets forhistorie, pH, alder og temperatur, ionestyrke samt inndosering av PAX.

Kilden til de høye Al-konsentrasjonene i Raundalsbekken er tildels sprengingen, dels PAX-tilsetningen. Vi har ikke tilgang til data som angir hvor mye tilsetningen av PAX påvirker Al/ICP konsentrasjonen i vannet. Basert på tall befaringsrapport (O.Pedersen; Kemira befaringsrapport 12. feb. 2007) kan tilsetningen av PAX øke Al/ICP med 1500 µg Al/l, men samtidig vil tilsetningen av Al medføre at Al felles og konsentrasjonen avtar. Videre vil ionesammensetningen i avløpsvannet og konsentrasjonen av Al/ICP variere fra dag til dag og gjennom døgnet avhengig av aktiviteter

inne i selve tunnelen. Enkeltstående vannprøver av dette avløpsvannet vil kun gi usikre indikasjoner på tilførsel av Al til Raundalsbekken og Storelva. Inndosering av PAX skjer i utløpet av tunnelen. Avløpsvannet renner derifra til sedimenteringsbassengene. Disse bassengene har en filterduk i bunnen. Det tar tid før vann som tilføres PAX passerer gjennom sedimenteringsbassengene, gjennom filterduken og for tilslutt å ende opp i Raundalsbekken. Det vil derfor være praktisk vanskelig å kople utdosering av PAX til vannkvalitet på St. B direkte. I henhold til spesifikasjonene skal utdosering av PAC resultere i at Al felles og følgelig vil heller ikke data på utdosert volum bidra med indikasjoner av en eventuell miljøbelastning. Selv om aktivitetene i Raundalen har en stor påvirkning av vannkvaliteten i bekken, kan det ikke trekkes entydige konklusjoner med hensyn til økologiske effekter fra vannkjemi alene.

Tabell 5. Prosentvis endring i vannkjemiske variabler fra St. A til St. B i Raundalsbekken på 3 datoer. Prøvene stammer fra en periode hvor PAX utdoseres i avløpsvannet fra anlegget.

Parameter	Snitt	SD	Parameter	Snitt	SD
pH			NO ₃ -N	3600,5	1337,3
H+	1,2	0,4	Tot-N/L	3375,2	1029,0
KOND	1195,9	356,0	NH ₄ -N	32293,4	36985,4
TOC	81,5	51,5	Al/ICP	3991,4	4444,7
Ca	2399,0	805,3	Al/c	9392,8	10719,4
Mg	437,9	113,2	Al/R	471,6	48,0
Na	636,6	156,3	Al/II	66,3	1,3
K	2142,2	513,3	LAI	2466,7	1183,7
SO ₄	1431,0	30,4	ANC	5894,9	3668,9
Cl	494,1	263,6	E-Na-ek*	18,3	527,9

Storelva, oppstrøms Raundalsbekken, v/Gjuvastøl

Storelva (St. C) hadde pH-verdier mellom 6,0 og 6,3. Humusinnholdet var lavt (<0,5 mg C/l). Konsentrasjonen av baseioner var lav, og typisk for ionefattige vestlandsvassdrag. Konsentrasjonen av Al/ICP var lav (<50 µg/l). Av dette forelå fra 8 til 14 µg som LAI. ANC-verdiene var moderat lave (10-20 µekv/l). Vassdraget var påvirket av sjøsalter, ettersom E-Na-ek* var negativ. Vannkvaliteten på stasjonen vil være marginal i forhold til laksesmolt. Vannkvaliteten vil også være følsom for økninger i Al.

Storelva, nedstrøms Raundalsbekken, der vei til Fiveland krysser Storelva

Storelva St. D hadde pH-verdier > 6,5, eller 0,3-0,5 pH-enheter over pH på St. C. Denne økningen må tilskrives en påvirkning fra Raundalsbekken. Det påvises også en økning i konduktivitet (ca 2x), Ca (ca 3x), Mg (ca 1,5x), K (ca 3x), SO₄ (ca 2x) og Tot-N (ca 5x). Bidragene fra Raundalsbekken var til dels høyere i mars enn i januar (tabell 6). Dette gjelder særlig for Al. Det måles en betydelig økning i tilførsel av Al, hvor det meste av økningen skyldes partikler og kolloider (Alc). Det måles også en økning i RAl og ILAl og LAI. Økningen i LAI er på et nivå som kan være kritisk for laks. Al ble tilført Storelva i vann som hadde høy pH. Det er dermed usikkert hvor mye av den LAI-konsentrasjonen som måles i Storelva som er biotilgjengelig. Det er også usikkert hvor mye av økningen i LAI som kan tilskrives PAX-doseringen i forhold til tilførslene fra selve anlegget.

Tabell 6. Endring i konsentrasjon fra St. C til St. D i Storelva (beregnet som konsentrasjon ved St. D minus St. C).

	22. jan	9. mar	19. mar		22. jan	9. mar	19. mar
pH	0,53	0,29	0,48	Tot-N/L	565	970	915
KOND	1,5	2,01	1,89	NH4-N	49	134	92
TOC	-0,06	0,22	0,15	Al/ICP	6	93	255
Ca	1,63	1,94	1,88	Al/c	-2	59	214
Mg	0,12	0,12	0,12	Al/R	8	34	41
Na	0,73	0,96	0,89	Al/II	6	14	29
K	0,26	0,47	0,33	LAI	2	20	12
SO4	0,82	1,05	0,99	ANC	38,4	21,8	25,9
Cl	1,26	1,71	1,71	E-Na-ek*	1,2	0,3	-2,7
NO3-N	540	960	785				

Storelva, St. E, v/Lona

pH avtok fra St. D til St. E (tabell 7; tabell 8)). Det var samtidig et avtak i konduktivitet og Ca, mens Mg, Na, K, SO4 og Cl enten var uforandret eller økte. Al/ICP var relativt uforandret fra St. D til St. E i de to første prøvene og avtok kraftig ved siste prøvetaking 19. mars. Konsentrasjonen av LAI avtok de to første datoene, for å øke siste dato. Disse endringene medførte at ANC avtok første prøvedato, var tilnærmet uforandret neste dato for å avta igjen siste dato. De usystematiske endringene kan tyde på at vannkvalitet mellom St. D og St. E også påvirkes av andre vannbidrag, hvor deres relative vannkjemi og vannbidrag bestemmer graden av påvirkning. Endringene kan ikke forklares med bidragene fra Raundalen alene.

Tabell 7. Endring i konsentrasjon fra St. C til St. D i Storelva (beregnet som konsentrasjon ved St. E minus St. D).

	22. jan	9. mar	19. mar		22. jan	9. mar	19. mar
pH	-0,13	-0,12	-0,16	Tot-N/L	95	-210	-90
KOND	0,22	-0,21	-0,3	NH4-N	39	-61	-10
TOC	0,06	0,18	0,19	Al/ICP	9	0	-125
Ca	-0,12	-0,31	-0,49	Al/c	5	1	-165
Mg	0,04	0,01	0	Al/R	4	-1	40
Na	0,3	0,07	0,01	Al/II	7	10	16
K	0,03	-0,06	-0,06	LAI	-3	-11	24
SO4	-0,03	-0,11	-0,1	ANC	-15,3	-3,2	-12,6
Cl	0,77	0,11	-0,17	E-Na-ek*	-5,6	0,4	4,6
	22. jan	9. mar	19. mar		22. jan	9. mar	19. mar

3.2 Vannbidrag fra Raundalen og effekter på vannkvalitet i Storelva

Basert på endringene i ionesammensetning fra St. C til St. D i Storelva er det mulig å beregne vannbidraget fra Raundalsbekken. Økningen i ioneinnhold tyder på at vannbidraget fra Raundalsbekken varierte omkring 4 til 4,5 % de 3 datoene vi har målinger fra (tabell 8). Selv om Raundalsbekken skulle inneholde 200 µg LAI/l og all LAI var biotilgjengelig, vil ikke dette bety en tilførsel på mer enn 10 µg LAI/l til Storelva. Såfremt pH > 6 vil denne LAI-tilførslen avgiftes over tid (Kroglund et al. 2001; Kroglund et al. 2001; Teien et al. 2006). En tilførsel på 10 µg LAI/l som biotilgjengelig LAI vil erfaringsmessig innebære at gjelle-Al kan øke med fra 20 til 80 µg Al/g gjelle tv.

Basert på beregningene ovenfor vil ikke dosering av PAX i avløpsvannet fra tunnelen medføre fiskedød i Storelva, men vil kunne påvirke saltvannstoleranse til lakssmolt dersom tilførselen hadde sammenfalt med de siste dagene før naturlig smoltutvandring (Finstad et al. in press; Kroglund et al. in press). Så lenge pH i Raundalsbekken er høy vil vann derfra heve pH i Storelva. Dette vil igangsette en prosess hvor eventuell biotilgjengelig Al vil endre tilstandsform til mindre tilgjengelige former. Konsentrasjonen av biotilgjengelig Al i Storelva vil således avta som følge av pH-økningen. Dette er en tidsavhengig prosess hvor avgiftingsraten bestemmes av bl.a. pH og temperatur. Elvestrekningen som påvirkes av Al avhenger av tilførsel av LAI, samt av avgiftingsraten, hvor belastet område vil være kort hvis $\text{pH} > 6,4$, langt hvis $\text{pH} < 6,2$ (Kroglund et al. 2001; Kroglund et al. 2001; Teien et al. 2006).

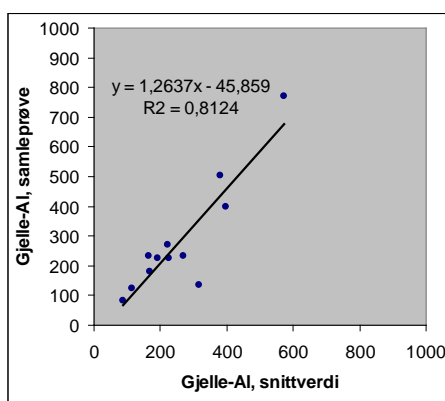
Tabell 8. Vannkjemi rådata fra prøvetakingene i Raundalsbekken og Storelva i januar og mars 2007. Analyse metoder og enheter er oppgitt i tabell 2. Den vannkjemiske sammensetningen på St. C og St. B i forhold til nedenforliggende St. D er benyttet ved beregning av hvor mye Raundalsbekken bidro til vannføringen i Storelva.

MARKING	St. B	St. A	St. B	St. C	St. D	St. E	St A	St B	St C	St D	St E	St F	St.A.	St.B.	St.C.	St.D.	St.E.
Prøve	17.jan	22.jan	22.jan	22.jan	22.jan	22.jan	9.mar	9.mar	9.mar	9.mar	9.mar	9.mar	19.mar	19.mar	19.mar	19.mar	19.mar
%-bidrag			4,5					4,3						4,0			
pH	7,39	6,09	7,88	6,12	6,65	6,52	5,81	7,91	6,25	6,54	6,42	6,48	5,92	7,87	6,04	6,52	6,36
KOND	21,1	3,7	30,7	1,69	3,19	3,41	3,27	39,8	1,84	3,85	3,64	3,96	2,7	41,6	1,97	3,86	3,56
TOC	0,98	0,95	0,41	0,52	0,46	0,52	1	1,4	0,47	0,69	0,87	0,76	1,5	0,92	0,48	0,63	0,82
Ca	21,1	2,15	35,4	0,74	2,37	2,25	1,92	44,2	0,95	2,89	2,58	2,92	1,45	47,1	0,81	2,69	2,2
Mg	1,43	0,52	1,9	0,22	0,34	0,38	0,5	1,9	0,25	0,37	0,38	0,54	0,38	2,16	0,27	0,39	0,39
Na	12,3	2,87	13,2	1,55	2,28	2,58	2,61	18,1	1,72	2,68	2,75	2,77	2,3	17,4	1,82	2,71	2,72
K	4,1	0,37	5,75	0,18	0,44	0,47	0,36	9	0,21	0,68	0,62	0,75	0,29	6,88	0,2	0,53	0,47
SO4	12,5	1,23	17,7	0,94	1,76	1,73	1,38	20,1	1,1	2,15	2,04	2,36	1,51	21,1	1,09	2,08	1,98
Cl	9,58	8	17,4	3,15	4,41	5,18	5,61	29,3	3,12	4,83	4,94	4,97	4,62	34,3	3,45	5,16	4,99
NO3-N	11000	320	10500	125	665	740	775	19000	240	1200	1050	1300	365	18500	190	975	890
Tot-N/L	11170	405	12200	185	750	845	820	21130	340	1310	1100	1290	425	19280	225	1140	1050
NH4-N	521	9	1000	6	55	94	26	2800	11	145	84	32	2	1500	4	96	86
Al/ICP	1320	52	150	37	43	52	81	2240	37	130	130	91	88	7850	48	303	178
Al/c	1174	28	26	21	19	24	29	2021	14	73	74	39	36	7602	19	233	68
Al/R	146	24	124	16	24	28	52	219	23	57	56	52	52	248	29	70	110
Al/II	64	21	14	8	14	21	37	24	15	29	39	40	43	29	15	44	60
LAI	82	3	110	8	10	7	15	195	8	28	17	12	9	219	14	26	50
ANC-cb	494	10	1034	10	48	33	17	777	20	42	39	48	23	732	13	39	27
E-Na-ek*	302	-69	153	-8,9	-7,6	-13,2	-22,3	77,6	-0,8	-0,4	-0,0	0,1	-11,8	-74,0	-4,4	-7,1	-2,6

3.3 Gjelle-Al

Fisken ble oppbevart ved klekkeriet i 6 uker fra fangst til overføring i forsøket i januar og 14 dager i mars. Denne tidsperioden skal være tilstrekkelig lang til at gjelle-Al skal innstille seg i en likevekt med Al ved klekkeriet, og redusere innvirkningen av eventuelle forskjeller forårsaket av Al-belastning ved fangststedet. Bakgrunnsverdien for gjelle-Al i ikke-belastede vassdrag er $< 5 \mu\text{g Al/b gjelle tv}$ (Kroglund et al., 2007a).

Alle gjelle-Al verdier er oppgitt i tabell 9 og figur 2. Det var klare og entydige sammenhenger mellom snittverdier fra det enkelte uttaket (hvert bur) og samleprøven fra det samme buret. Basert på dette synes det ikke foreligge vesentlige analytiske "feil" i materialet. Hver enkelt verdi antas således å være "riktig" og er et resultat av vannkjemi på stasjonen samt forhistorien til fisken.



Figur 2. Sammenheng mellom snittverdi for gjelle-Al (n=5-6 for hver stasjon og dato) i forhold til samleprøven fra den samme fisken.

Fisk prøvetatt i klekkeriet hadde langt høyere gjelle-Al verdier enn forventet ut fra pH og total-Al i vassdraget. Mens det i januar ble målt $352 \mu\text{g Al/g gjelle tv}$ (kun samleprøve foreligger), ble det 9. mars målt $89 \pm 14 \mu\text{g Al/g}$. Samme fisken hadde 19. mars $271 \pm 83 \mu\text{g Al/g gjelle tv}$. Økningen fra 9. til 19. mars må skyldes endringer i vannkvalitet på klekkeriet. Klekkeriet har en vannkjemi som er kritisk for laksesmolt. Samme gjelle-Al konsentrasjon vil ha mindre innvirkning på ørret uten at dette kan kvantifiseres ettersom det ikke foreligger tilsvarende kriterier for ørret.

Gjelle-Al verdiene 352 og $81 \mu\text{g Al/g gjelle tv}$ betraktes her som bakgrunnsverdier for henholdsvis eksponeringene i januar og mars. Mens det i januar ble målt et avtak i gjelle-Al på alle stasjoner i forhold til bakgrunnsnivået, ble det i mars målt en økning på samtlige stasjoner.

Raundalsbekken

I januar ble det målt lavere verdier i Raundalsbekken enn ved klekkeriet. Fisken eliminerte således Al etter overføring til bekken. I mars økte konsentrasjonen i forhold til klekkeriet. Al i bekken var således mer biotilgjengelig i mars enn i januar, også oppstrøms anlegget. Bekken oppstrøms anlegget inneholder således biotilgjengelig Al.

I januar var gjelle-Al ca $50 \mu\text{g}$ lavere på St. B enn på St. A til tross for at konsentrasjonen av LAI var 30 ganger høyere (henholdsvis 110 vs. $3 \mu\text{g LAI/l}$). I mars var gjelle-Al ca $100 \mu\text{g}$ høyere på St. B enn på St. A. LAI-konsentrasjonen økte da fra $15 \mu\text{g}$ på St. A til $195 \mu\text{g LAI/l}$ på St. B. Dette illustrerer at ikke all LAI på St. B er biotilgjengelig.

Storelva

St. C representerer bakgrunnsnivået i Storelva. Både i januar og i mars ble det her målt høye gjelle-Al konsentrasjoner (henholdsvis 318 og 573 µg Al/g gjelle tv). I januar var nivået relativt likt det som ble målt på klekkeriet, mens det i mars ble målt en 6x økning i gjelle Al.

Mellom St. C og St. D avtok gjelle-Al med en faktor på 3 i januar og i mars. Dette avtaket inntraff til tross for at vassdraget her tilføres mye LAI fra Raundalsbekken. Det tilførte LAI var sannsynligvis ikke biotilgjengelig. Reduksjonen i gjelle-Al kan tilskrives økningen i pH, hvor Al avgiftes raskere ved pH > 6,4 enn ved pH < 6,2 (Kroglund et al. 2001; Teien et al. 2005). Mellom St., D og St. E økte gjelle-Al i både januar og mars. Denne økningen kan skyldes at pH avtok langs denne elvestrekningen; Al kan da bli remobilisert på en biotilgjengelig form, alternativt så tilføres vassdraget biotilgjengelig Al fra sidebekkene. Kildene til Al her kan ikke fastsettes i dette materialet og vil kreve at bekkene undersøkes særskilt.

Gjelle-Al konsentrasjonsnivåene i januar og mars samt økningen fra klekkeri til elvestasjonene i mars er uventet og tyder på at Storelva har et vannkvalitetsproblem som ikke kan tilskrives Raundalsbekken. Det påvises i de vannkjemiske analysene at vassdraget er påvirket av sjøsaltepisoder. Slike episoder kan heve konsentrasjonen av biotilgjengelig Al mer enn det som antydes basert på vannkjemiske analyser (Kroglund et al. 2007). Vi har ikke data fra bekkene langs Storelva. Det forventes at flere av disse er sure.

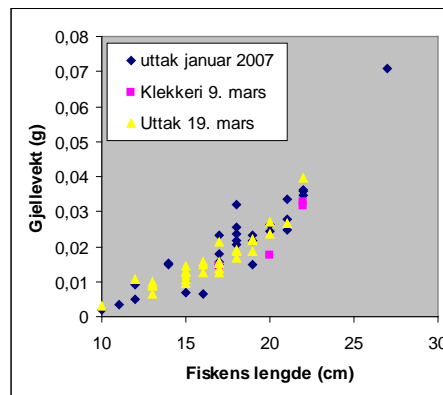
Tabell 9. Gjelle-Al verdier målt på ørret eksponert i bur på 2 stasjoner i Raundalen samt på 3 stasjoner i Storelva, Verdier målt ved klekkeriet representerer gjelle-Al verdiene fisken hadde før utsetting i eksponeringsburene.

	Dato uttak	Snittverdi for 6 fisk	Samleprøve	Endring i forhold til snittverdi	Endring i forhold til samleprøve	BCF
Klekkeri			352			
St.A Raund.	22. januar	223±44	271	-129	-81	74,3
St.B Raund.	22. januar	167±45	179	-185	-173	1,5
St.C Stor.	22. januar	318±86	136	-34	-216	39,8
St.D Stor.	22. januar	114±83*	123	-238	-229	11,4
St.E Stor.	22. januar	224±78	227	-128	-125	32,0
Klekkeri	9. mars	89±14	81			
Klekkeri	19. mars	271±83	232	182	151	
St.A Raund.	19. mars	193±87	227	104	146	21,4
St.B Raund.	19. mars	396±131	400	307	319	1,8
St.C Stor.	19. mars	573±163	772	484	691	40,9
St.D Stor.	19. mars	166±21	233	77	152	6,4
St.E Stor.	19. mars	379±138	503	290	422	7,6

*: en høy verdi, kan være feil. Utelukkes denne synker gjelle-Al til 77± 18.

Sammenhengen mellom LAI og gjelle-Al avviker i dette materialet fra det som tidligere er påvist i en rekke forsøk utført i Norge (Kroglund et al. in press; Kroglund et al. 2007; Kroglund et al. 2007). Verken sammenhengen mellom enkeltprøver eller samleprøver (tabell 9), eller mellom fiskens lengde og gjellevekt (figur 3) tyder på feilanalyser. Det måles høyere gjelle-Al nivå enn forventet på St. A, C og E i januar og på St. A og C i mars, mens det på St. B måles lavere gjelle-Al konsentrasjoner enn forventet begge datoer. Dette resultatet antydes også av BCF som var lavere enn forventet på St. B, men høyere enn forventet på St. A, C og E (kun jan.). Dette tyder på at LAI var mer biotilgjengelig enn forventet på de fleste stasjonene innenfor vassdraget, med unntak av St. D og St. B. Dette kan

opptre i vann påvirket av sjøsaltepisoder og i vann som inneholder ustabile tilstandsformer av Al (Rosseland m.fl., 1992; Kroglund m.fl., 2007 elver).



Figur 3. Sammenheng mellom fiskens lengde (cm) og gjellevekt (g) hos ørret prøvetatt i Raundalsbekken og i Storelva i januar og mars 2007.

4. KONKLUSJON

Fisken brukt i forsøkene hadde høyere gjelle-Al konsentrasjoner enn det som var forventet. Høye gjelle-Al konsentrasjoner ble målt på alle referansestasjonene (oppstrøms samløp, oppstrøms anlegg og ved klekkeriet). De høye bakgrunnsverdiene kan ikke forklares med aktiviteten i Raundalen. Den vannkjemiske sammensetningen på referansestasjonene indikerer at vassdraget var påvirket av en sjøsaltepisode. En sjøsaltepisode kan mobilisere Al på en bioakkumulerbar form. Det kan ikke utelukkes at det også er andre kilder til Al innenfor vassdraget (sure sidebekker med mer). For å fastslå om slik er tilfellet må dette undersøkes særskilt. Uansett årsak, prøvene viser at det er et vannkvalitetsrelatert problem innenfor vassdraget. Storelva er påvirket av forsurening, og på tidspunktet for prøvetaking var effektene med høyt gjelle-Al sannsynligvis knyttet til sjøsaltepisoder vinteren 2006/07. Denne episoden påvirket vannkvalitet i en klart negativ retning.

Det ble derfor utført en beregning av hvor mye Al tiltaket kunne bidra med til Storelva. Basert på endringer i vannkemi fra St. C (oppstrøms) til St. D (nedstrøms) er det estimert at Raundalsbekken bidro til ca 4 % av vannføringen i Storelva i undersøkelsesperioden. Al tilført Storelva vil således fortynnes ca 25 ganger. Raundalsbekken bidro også til at pH økte nedstrøms samløpet. En slik pH-heving vil kunne oppfattes som en kalking. En pH økning fra pH verdier omkring 6,0 til 6,4 vil bidra til å avgifte eventuell giftig Al.

Basert på beregninger over konkluderes det med at aktivitetene i Raundalen ikke forringer vannkvaliteten i Storelva. Denne konklusjonen støttes av at gjelle-Al konsentrasjonen på St. D var lavere enn på St. C.

5. Referanser

- Barlaup, B.T. og Å. Åtland. 1996. Episodic mortality of brown trout (*Salmo trutta* L.) caused by sea-salt-induced acidification in western Norway: effects on different life stages within three populations. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53:1835-1843
- Finstad B, Kroglund F, Strand R, Stefansson SO, Bjørn PA, Rosseland BO, Salbu B. in press. Salmon lice or suboptimal water quality – reasons for reduced postsmolt survival? *Aquaculture*.
- Gensemer RW, Playle RC. 1999. The bioavailability and toxicity of aluminum in aquatic environments. *Critical Reviews In Environmental Science And Technology* 29(4):315-450.
- Hindar A, Espen E. 2005. Sjøsaltepisoder under vinterstormene i 2005 – påvirkning og effekter på vannkjemi i vassdrag. NIVA, O-25249:48s.
- Hindar A, Henriksen A, Torseth K, Semb A. 1994. Acid water and fish death. *Nature*. Nov 24 1994. Vol.372, No.6504, pages 327 328.
- Hindar A, Henriksen A, Tørseth K, Lien L. 1993. Betydningen av sjøsaltanriket nedbør i vassdrag og mindre nedbørfelt. Forsuring og fiskedød etter sjøsaltepisoden i januar 1993. NIVA, O-93129:42 s.
- Hindar A, Torseth K, Henriksen A, Orsolini Y. 2004. The significance of the North Atlantic Oscillation (NAO) for sea-salt episodes and acidification-related effects in Norwegian rivers. *Environmental Science & Technology* 38(1):26-33.
- Kroglund F, Finstad B, Stefansson SO, Nilsen T, Kristensen T, Rosseland BO, Teien HC, Salbu B. in press. Exposure to moderate acid water and aluminium reduces Atlantic salmon postsmolt survival. *Aquaculture*.
- Kroglund F, Kleiven E, Barlaup BT, Halvorsen GA, Gabrielsen S-E, Skoglund H, Wiers T, Gutterup J, Teien HC. 2007. Fisk og bunndyr; effekter av sjøsaltepisoder vinteren 2004/05. NIVA-rapport 5369-2007:96 sider.
- Kroglund F, Rosseland BO, Teien HC, Salbu B, Kristensen T, Finstad B. 2007. Water quality limits for Atlantic salmon (*Salmo salar* L) exposed to reduced pH and increased aluminum in episodes. *HESS*.
- Kroglund F, Teien HC, Rosseland BO, Salbu B. 2001. 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 HC, Rosseland BO, Salbu B, Lucassen E. 2001. Water quality dependent recovery from aluminum stress in Atlantic salmon smolt. *Water Air And Soil Pollution* 130(1-4):911-916.
- Rosseland BO, Blakar IA, Bulger A, Kroglund F, Kvellstad A, Lydersen E, Oughton DH, Salbu B, Staurnes M, Vogt R. 1992. The Mixing Zone Between Limed And Acidic River Waters - Complex Aluminum Chemistry And Extreme Toxicity For Salmonids. *Environmental Pollution* 78(1-3):3-.
- Rosseland BO, Skogheim OK. 1984. Attempts to reduce effects of acidification on fishes in Norway by different mitigation techniques. *Proceedings Of A Symposium On Mitigation Techniques For Acidified Surface Waters* 9, no. 1.
- Rosseland BO, Staurnes M. 1994. Physiological Mechanisms for Toxic Effects and Resistance to Acidic Water: An Ecophysiological and Ecotoxicological Approach. In: Steinberg CEW, Wright RF, editors. *Acidification of Freshwater Ecosystems: Implications for the Future*: John Wiley & Sons Ltd. p 227.
- Skogheim OK, Rosseland BO, Hoell E, Kroglund F. 1986. Base Additions To Flowing Acidic Water - Effects On Smolts Of Atlantic Salmon (*Salmo-Salar* L). *Water Air And Soil Pollution* 30(3-4):587-592.

- Skogheim OK, Rosseland BO, Kroglund F, Hagenlund G. 1987. Addition of NaOH, Limestone Slurry and Finegrained Limestone to Acidified Lake Water and the Effects on Smolts of Atlantic Salmon (*Salmo Salar* L.). *Water Research*, 21.(4): 435-443.
- Teien HC, Andrén C, Kroglund F, Salbu B. 2005. Changes in gill reactivity of aluminium species following liming of an acid and aluminium-rich humic water. *Verh. int. Verein. Limnol.* 29:837-840.
- Teien HC, Andrén CM, Kroglund F, Salbu B. 2006. Changes in gill reactivity of aluminium species following liming of an acid and aluminium-rich humic water. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 29:837-840.
- Teien HC, Kroglund F, Salbu B, Rosseland BO. 2006. Gill reactivity of aluminium-species following liming. *Science of the Total Environment* 358(1-3):206-220.

Vedlegg A.

Kemwater TM PAX-XL60

Kemwater PAX-XL60 polyaluminiumklorid, er et flytende fellingsmiddel for vannrensning og inneholder aktive 5-verdige aluminiumsforbindelser. PAX-XL60 egner seg for avløpsvannrensning, overflate- og grunnvannrensning i de fleste renseprosesser og til papirhydrofobering.

Kjemisk data

Aluminium (Al ³⁺)	7,3 ± 0,2	%
Jern (Fe-total)	<0,01	%
pH	>1,0	
Tetthet	1,30 ± 0,02	g/cm ³
Uløst stoff	<0,5	%
Klorid (Cl)	<160	g/kg PAX-XL60
Sulfat (SO ₄ ²⁻)	<1,0	g/kg PAX-XL60
Krystallisasjonstemp	-20 °C	
Aktiv stoff (Me)	ca 2,7	mol/kg (3,5 mol/l)

Sporstoff Typiske analyseverdier

Bly (Pb)	1,0	mg/kg PAX-XL60
Kadmium (Cd)	< 0,05	mg/kg PAX-XL60
Kobolt (Co)	<1,0	mg/kg PAX-XL60
Kobber (Cu)	<1,0	mg/kg PAX-XL60
Krom (Cr)	<1,0	mg/kg PAX-XL60
Kvikksølv (Hg)	< 0,05	mg/kg PAX-XL60
Nikkel (Ni)	<1,0	mg/kg PAX-XL60
Sink	<2,0	mg/kg PAX-XL60

Dosering

Dosering av PAX-XL60 skjer med pumper i korrosjonsbeskyttet utførelse. Rørledninger og ventiler skal være utført i plast eller gummiert stål. PAX-XL60 doseres uten fortykning direkte fra lagertank.

Godkjenning

PAX-XL60 er godkjent av SNT som fellingsmiddel ved drikkevannrensning.

Kvalitet og miljø

Kemira Chemicals er sertifisert iht ISO9001/PR2 og ISO 14001.

Omregningstabell for dosering

ml PAX-XL60/m ³	g PAX-XL60/m ³	g Al/m ³
20	26	1,90
40	52	3,80
60	78	5,70
80	104	7,59
100	130	9,49
120	156	11,40
140	182	13,30
160	208	15,70
180	234	17,10
200	260	19,00
300	390	28,51
400	520	38,00
500	650	47,50

Håndtering

Beskyttelsesbriller skal benyttes ved åpen håndtering av PAX-XL60. Personlig verneutstyr benyttes ved behov.

Lagertanker og beholdere skal merkes:

**IRRITERENDE VÆSKE
POLYALUMINIUMKLORID-
HYDROKSID**

Lagring

PAX-XL60 bør ikke lagres lenger enn 6 måneder. Lagertank bør utføres i glassfiber-armert polyester eller gummiert ståltank. Lagertank bør inspiseres og rengjøres 1 gang per år.

Vernetiltak

PAX-XL60 er irriterende. Kroppsdeler som kommer i kontakt med væsken skal skylles med rikelig mengder vann. Øynene skylles godt med øyenskyllvann fra spyleflaske i minst 5 minutter. Ved varig irritasjon i øynene eller på huden bør lege kontaktes. Ved søl bør det spyles med vann og nøytraliseres med kalk eller kalkstensmel.

KEMIRA CHEMICALS AS, ØRAVN. 14, 1630 GAMLE FREDRIKSTAD,
TELEFON: 69 35 85 85, TELEFAX: 69 35 85 95

OSLOKONTOR: VERITASVEIEN 1, 1363 HØVIK, TELEFON: 67 52 24 20 TELEFAX: 67 56 58 88
e-mail: kemira.no@kemira.com, website: www.kemira.no

CAS 16.04.05

Vedlegg B.

KEMWATER TM PAX-XL60

Side 1 av 4

HMS-DATABLAD KEMWATER TM PAX-XL60

1. Identifikasjon av kjemikaliyet og ansvarlig firma

Utgitt dato	06/12-2005
Kjemikaliets navn	KEMWATER TM PAX-XL60
Kjemisk navn	Polyaluminiumkloridhydroksidsilikat
Deklarasjonsnr.	23573
CAS-nr.	1327-41-9
EC-nr.	215-477-2
Kjemikaliets bruksområde	Fellingsmiddel for rensing av drikke- og avløpsvann.

Produsent

Firmanavn	Kemira Chemicals AS
Besøksadresse	Øraveien 14
Postnr.	1630
Poststed	Gamle Fredrikstad
Land	N
Telefon	69358585
Telefaks	69358595
E-post	kemira.no@kemira.com
Hjemmeside	http://www.kemira.no
Org. nr.	941559190
Kontaktperson	Tore Hunn
Nødtelefon	22591300

2. Stoffblandingers sammensetning og stoffenes klassifisering

CAS-nr.	EC-nr.	Komponentnavn	Innhold	Merking/klassifisering
7732-18-5	231-791-2	Vann	70	
1327-41-9	215-477-2	Polyaluminiumkloridhydroksidsilikat	30	Xi; R36/38
Kolonneforklaring		CAS-nr. = Chemical Abstracts Service; EU (Einecs- eller Elincnummer) = European inventory of Existing Commercial Chemical Substances; Ingrediensnavn = Navn iflg. stoffliste (stoffer som ikke står i stofflisten må oversettes hvis mulig). Innhold oppgitt i; %, %vkt/vkt, %vol/vkt, %vol/vol, mg/m3, ppb, ppm, vekt%, vol%		
Symbolforklaringer		T+ = Meget giftig, T = Giftig, C = Etsende, Xn = Helseskadelig, Xi = Irriterende, E = Eksplosiv, O = Oksiderende, F+ = Ekstremt brannfarlig, F = Meget brannfarlig, N = Miljøskadelig.		

3. Viktigste faremomenter



Farebeskrivelse	Irriterer øyne og huden. Produktet er ikke brannfarlig. Store utslipp kan innvirke negativt i vannmiljø pga lokal pH-senkning.
-----------------	--

4. Førstehjelpstiltak

Innånding	Frisk luft. Skyll nese, munn og svelg med vann.
-----------	---

Dette HMS-databladet er utarbeidet i ECO Publisher (ECOonline)

KEMWATER TM PAX-XL60

Side 2 av 4

Hudkontakt	Fjern forurenset tøy. Skyll huden med mye vann. Kontakt lege hvis irritasjon vedvarer.
Øyekontakt	Skyll øyeblikkelig med vann i 10-15 min. Hold øynene åpne. Gni ikke i øyet! Kontakt lege.
Svelging	Drakk straks et par glass vann eller melk. Fremkall ikke brekninger. Kontakt lege ved vedvarende symptomer.
Informasjon til helsepersonell	Hvis lege skal kontaktes, anvendes dette HMS-datablad som informasjonskilde.

5. Tiltak ved brannslukning

Passende brannslukningsmiddel	Ikke brannfarlig, velg slukningsmiddel etter omgivelsene.
Uegnet brannslukningsmiddel	Ingen restriksjoner
Brann- og eksplosjonsfarer	Ikke brannfarlig. Ved oppvarming dannes giftige og etsende gasser (saltsyregass).
Personlig verneutstyr	Bruk selvforsynt åndedrettsvern, friskluftmaske og beskyttelseskler. Risiko for dannelse av giftige gasser.

6. Tiltak ved utilsiktet utslipp

Sikkerhetstiltak for å beskytte personell	Bruk vernebriller og hansker ved håndtering, se pkt 8. Evakuer overflødig personell. Øyespyleflaske skal være tilgjengelig.
Sikkerhetstiltak for å beskytte ytre miljø	Større mengder må ikke tømmes i kloakk og dem opp for spredning av utslipp til ytre miljø. Nøytraliser med kalk og absorber i sand.
Metoder til opprydding og rengjøring	Gjør rent med vann.
Andre anvisninger	Ved større utslipp til vann, kontakt politi/redningstjeneste.

7. Håndtering og oppbevaring

Håndtering	Håndter produktet slik at søl og damp ikke oppstår.
Oppbevaring	Lagres på containere/tanker merket "IRRITERENDE". Skal ikke lagres i temperatur under 0°C. Ved langtidslagring bør temp. ikke overstige +20°C. Bruk glassfiberarmerte polyestertanker med Deracane 411/45 ECR-glass innerskikt (sperreskikt). Lagingsstabilitet: Stabilt i minst 6 mnd.
Spesielle egenskaper og farer	Irriterende

8. Eksponeringskontroll og personlig verneutstyr

Eksponeringskontroll

Begrensning av eksponering på arbeidsplassen	Sørg for god ventilasjon. Beskyttelse mot sprut. Vask hendene godt ved kontakt med produktet. Nøddusj skal finnes på stedet
Åndedrettsvern	Gassmaske med patron for partile (P2).
Håndvern	Hansker av naturgummi, neopren, nitril, PVC eller viton. Gjennomtrengningstid > 8 timer.
Øyevern	Bruk tettsittende vernebriller. Øyespyleflasker skal være tilgjengelig.
Annet hudvern enn håndvern	Fullstendig kjemikaliebestandig dress og støvler ved behov.

9. Fysiske og kjemiske egenskaper

Tilstandsform	Flytende
Lukt	Ubetydelig
Farge	Svakt gul farget klar væske
Løselighet i vann	Fullstendig løselig ved 20°C
Løselighet i fett	Ikke fettløslig
Relativ tetthet	1300-1330 kg/m ³
Smeltepunkt/smeltepunktintervall	-25
Smeltepunkt/smeltepunktintervall	Verdi: °C
Kokepunkt/ kokepunktintervall	100-120
Kokepunkt/ kokepunktintervall	Verdi: °C

Dette HMS-databladet er utarbeidet i ECO Publisher (ECOonline)

KEMWATER TM PAX-XL60

Side 3 av 4

pH (handelsvare)	pH 1 - 2
Luftreaktivitet	Log Pow <<3

10. Stabilitet og reaktivitet

Forhold som skal unngås	Unngå høye temperaturer og frysing.
Materialer som skal unngås	Stål, galvaniserte overflater. Unngå kontakt med kloritt, hypokloritt, sulfitt, nitritt, nitrat og ulegert stål.
Farlige spaltningsprodukter	Ved oppvarming >200°C kan saltsyregass dannes.
Stabilitet	Produktet er stabilt ved normal lagring.

11. Opplysninger om helsefare

Toksikologisk informasjon

Oral toksisitet	LD50, rotte (mg/kg) >2000
-----------------	---------------------------

Øvrige helsefareopplysninger

Generelt	Damp virker irriterende på slimhinner, øyne og åndedretsorganer
Innånding	Innånding av aerosoler kan gi sviing, hoste og pustebesvær.
Hudkontakt	Irritasjon, rødflammethet og eksemlignende besvær
Øyekontakt	Damp kan virke irriterende på øyne
Svelging	Svelging kan gi magesmerter og oppkast. Kan virke irriterende i munn, svelg og mage.

12. Miljøopplysninger

Toksikologisk informasjon

Akvatisk kommentarer	Bioakkumuleres ikke. Log pow <<3
----------------------	----------------------------------

Øvrige miljøopplysninger

Økotoksisitet	LC50/96h/Danio rerio: > 1000 mg/l EC50/48h/Daphnia magna: 98 mg/l IC50/72h/Alga: Ikke relevant i algetest da fosforet felles ut som aluminiumfosfat. Dessuten er aluminium maskert av algevekstmedium i testen (pkt. 16.4). NOEC Danio rerio: >1000 mg/l NOEC Daphnia magna: 40 mg/l (= 3.6 mg total Al/l, både i løslig og utfelt form) Da langtidsløseligheten (28 dager) ligger i området 0.006 - 0.035 mg/Al/l, blir ikke stoffet klassifisert som farlig for miljøet. Klassifiseres ikke som giftig eller skadelig i vannmiljø (pkt. 16.4).
Persistens og nedbrytbarhet	Bionedbrytbarhet er ikke relevant for et uorganisk produkt som dette. Da produktet mineraliseres umiddelbart ved normale betingelser, ansees produktet å være lett nedbrytbar. Ved hydrolyse dannes ufarlig aluminiumhydroksid i pH-område 5-7. Denne fellingen anses som ufarlig for alge, daphnia og fisk.
Bioakkumulasjonspotensial	Bioakkumuleres ikke. Log pow <<3
Andre skadevirkninger / annen informasjon	Ved normale doseringsmengder vil det ikke oppnås konsentrasjonsnivåer som virker toksisk på vannlevende organismer. Hvis fosfat finnes, dannes metallfosfater. Ved unormalt høye konsentrasjoner som følge av utslipp vil pH-verdien synke i vannfasen og vannets buffringsevne reduseres, og i så fall kan dette skade vannlevende organismer (fisk). Store utslipp kan virke negativt i et vannmiljø pga lokal pH-senkning.

13. Fjerning av kjemikalieavfall

Avfallskode EAL	060314
NORSAS	7132
Produktet er klassifisert som farlig avfall	Ja,
Annen informasjon	Spill og rester fortynnes med vann og nøytraliseres med kalk (hydratkalk). Rester kan eventuelt behandles som spesialavfall der Kemira Chemicals A/S tar varen i retur for gjenbruk og sluttdisponering. Emballasje kildesorteres eller destrueres i henhold til gjeldende norsk regelverk.

Dette HMS-databladet er utarbeidet i ECO Publisher (ECOonline)

14. Opplysninger om transport

Varenavn (nasjonalt)	Polyaluminiumkloridhydroksidsilikat løsning
UN-nr.	3264
Farlig gods ADR/RID	Ja, Klasse:8 Fare nr.:80
Farlig gods IMDG	Ja, Klasse:8 Emballasjegruppe:III
Farlig gods ICAO/IATA	Ja, Klasse:8 Emballasjegruppe:III
Fareseddel	8
Andre relevante opplysninger	Produktet er klassifisert som farlig gods da det er svakt etsende på metaller iflg ADR-test 2800 (3) (f).

15. Opplysninger om lover og forskrifter

Faresymbol



Sammensetning på merkeetiketten	Vann: 70 %, Polyaluminiumkloridhydroksidsilikat: 30 %
EC-nr.	215-477-2
R-setninger	R-36/38 Irriterer øynene og huden.
S-setninger	S26 Får man stoffet i øynene, skylk straks med vann og kontakt lege. S28 - Får man stoff på huden, vaskes straks med vann. S36 Bruk egnede verneklær S37 Bruk vernehansker. S39 Bruk vernehansker og ansiktsskjerm.
Referanser (Lover/Forskrifter)	1. Klassifisering og merking av farlige kjemikalier i Norge (stofflisten). 2. Administrativ norm for arbeid med kjemikalier. 3. Forskrift om vern mot eksponering for kjemikalier på arbeidsplassen (kjemikalieforskriften). 4. Databladforskriften, revidert forskrift nr 1323 per 16.07.02. 5. Lov om transport av farlig gods.

16. Andre opplysninger av betydning for helse, miljø og sikkerhet

Erstatter HMS-datablad av	10/07-2005
Liste over relevante R-setninger (i seksjon 2)	R36/38 Irriterer øynene og huden.
Viktigste kilder ved utarbeidelsen av HMS-databladet (ikke norske)	1. Hommel, Handbuch der gefährlichen Güter 2. European Standard SS-EN 883 3. NIVA Study G 003/1-3 4. Fraunhofer-Institute for Molecular, Germany. Ecotoxicology-study pkt. 12. 5. Sikkerhetsdatablad Kemwater TM PAX-XL60 25.10.2002 Skjelmose/Wall
Opplysninger som er nye, slettet eller revidert	Endringer i pkt. 2
Leverandørens anmerkninger	Innholdet i dette HMS-databladet er basert på de opplysninger som vi er kjent med ved bladets siste utgave.

Dette HMS-databladet er utarbeidet i ECO Publisher (ECOonline)

