

UNIVERSITETET FOR MILJØ- OG BIOVITENSKAP



REETABLERING av LIVET i AKERSELVA etter KLORUTSLEPP

- Effektar på begroingsalgar og botndyr

RESETTLEMENT of LIFE in AKERSELVA after CHLORINE EMISSIONS

- Effects on benthic algae and macroinvertebrates.

Skrive av / written by: **Oda Fosse**

UNIVERSITETET FOR MILJØ- OG BIOVITENSKAP
Institutt for Plante- og miljøvitenskap
Masteroppgave 60 stp. 2013



Foto / photo: **Oda Fosse**



Føreord

Utsleppet av natriumhypokloritt (NaOCl) i Akerselva 2.mars 2011 fekk store konsekvensar for livet i elva. Norsk institutt for vassforskning, NIVA, fekk i oppdrag av Oslo kommune, vann og avløpsetaten (VAV) å gjere biologiske undersøkingar i elva få dagar etter klorutsleppet. NIVA søkte etter masterstudent(ar) for ei grundigare vurdering av konsekvensane av klorutsleppet. Det var her eg var så heldig å kome inn i bilete. Gunnhild Riise frå Universitetet for miljø- og biovitskap (UMB) sette meg i kontakt med NIVA og forskar Susanne Schneider som er ekspert på begroingsalgar og seniorforskar Torleif Bækken som er ekspert på botndyr. I samarbeid mellom NIVA og UMB har eg gjennom feltarbeid, laboratoriearbeid og analyser av data opparbeida meg kunnskap om korleis begroingsalgar og botndyr vart påverka av klorutsleppet og oppbygginga av begroingsalge- og botndyrsamfunnet i månadane etter klorutsleppet.

Feltarbeidet starta 13.april 2011 og prøvar av botndyr og begroingsalgar vart teke kvar månad fram til 26.oktober 2011. Labarbeidet vart gjennomført på laboratoria til NIVA frå juli 2011 til august 2012. Begoingsalgeprøvane vart først analysert saman med Schneider frå juli 2011 til februar 2012. Botndyrprøvane vart analysert med rettleiing frå forskingsassistent Tor Erik Eriksen (NIVA) frå februar 2012 til august 2012.

Eg vil få takke hovudrettleiaren min, Gunnhild Riise (UMB) så mykje for å først ha sett meg i kontakt med NIVA, delteke og assistert i feltarbeid, for å ha vore tilgjengeleg ved spørsmål og rettleia meg i skriveprosessen. Ei stor takk rettast også til NIVA og Susanne Schneider (NIVA) som har lært meg det meste eg kan om begroingsalgar. Ho har vore med i felt og brukt lang tid med meg på laboratoriet og rettleia meg gjennom tolking av resultat og tilbakemelding på skriving av oppgåva. Eg vil takke Torleif Bækken (NIVA) så mykje for rettleiing i feltarbeid, innsamling av botndyrprøvar og generelt vore tilgjengeleg med kunnskapen sin. Ei stor takk rettast også til Tor Erik Eriksen som har rettleia meg på laboratoriet og lært meg taksonomien på botndyra. Han har også hjelpt

til på analyse av botndyrdata og gjeve rettleiing på skivinga mi. Til slutt vil eg takke Per Kinden og Anne Fosse for nynorsk korrekturlesing.

19.04.2013

Oda Fosse

UMB, Ås

Samandrag

2. mars 2011 lakk det ut 6000 liter NaOCl i Akerselva. Lekkasje kom frå Oset vassbehandlingsanlegg og varte i 12 timar før det vart oppdaga og stoppa.

Utsleppet skjedde rett etter utløpet frå Maridalsvatnet, så store deler av elva blei råka av klorutsleppet, noko som fekk umiddelbare konsekvensar for livet i elva. Økosystemet i Akerselva vart kraftig forstyrta av klorutsleppet. Flesteparten av fisken i elva døydde momentant. Botnfaunaen vart kraftig redusert og elvefloraen vart også sterkt påverka.

I samarbeid med NIVA og UMB har eg spesielt følgd utviklinga og reetableringa av begroingsalgar. Vidare har eg undersøkt samspelet mellom begroingsalgar og botndyr i tida etter klorutsleppet.

Biomassen av både begroingsalgar og botndyr var kraftig redusert etter klorutsleppet. Me såg umiddelbare verknadar av klorutsleppet på elvefloraen – det meste av begroingsalgane var klorbleika og ikkje i live. Tal på taksa var også tydeleg redusert for både begroingsalgar og botndyr. Analyser av taksonomiske data viste eit tydeleg ustabil begroingsalgesamfunn nedstraums utsleppet utover sommaren 2011 med store fluktusjonar i tal på taksa ved ulike prøvetidspunkt. I den første tida etter klorutsleppet var begroingsalgesamfunnet dominert av algar med kort livssyklus som var raske å etablere seg. Noko av det same kunne me sjå i botndyrsamfunnet med fråvær av enkelte nøkkelartar og dominans av r-strategar.

I reetableringsprosessen kunne me sjå samanhengar i reetableringa av botndyr- og begroingsalgesamfunnet. Tal på taksa auka i takt med tida etter klorutsleppet. Begroingsalgesamfunnet såg ut til å bli meir artsrikt ettersom beitande botndyr (grazers) kom attende og beita på dominerande taksa.

Abstract

There was an emission of Sodium Hypochlorite (NaOCl) in Akerselva in March 2011. It was an accident at the drinking water treatment plant in Oslo after a pipe got broken and chlorine leached out in the river. This had big consequences for the ecology in the river. Most of the fish died immediately. The macroinvertebrates were reduced and benthic algae were affected. Together with NIVA and UMB I have followed the development of benthic algae and their relationship to macroinvertebrates and their resettlement in the river after the chlorine emission.

The biomass of benthic algae and macroinvertebrates were strongly reduced after the chlorine emission. Most of the benthic algae were bleached and dead. The number of taxa was markedly reduced for both benthic algae and macroinvertebrates. Analyses of the benthic algae taxonomy, shows an unstable society of algae during the spring and summer 2011. The number of taxa had big fluctuations during the sampling-period. The first time after the chlorine emission the society of benthic algae were dominated by algae with short lifecycles who were fast to resettle. The macroinvertebrates had a society missing key-species and dominated of r-strategists.

In the process of recovery, we could see a connection in the resettlement of benthic algae and macroinvertebrates. The number of taxa increased with time lapsed after the chlorine emission. The society of benthic algae became more divers with more taxa after the grazing macroinvertebrates resettled.

Tabellar og figurar

Tabell 1: Oversikt over feltdagar og metodar.....	19
Tabell 2: Bleika begroingsalgar.....	30
Tabell 3: Tal på individ av døgnflugeslekta <i>Baetis</i>	37
Figur 1 :Dei fire feltstasjonane i Akerselva.....	18
Figur 2: Bleika og grønne begroingsalgar.....	24
Figur 3: Total dekningsgrad% av begroingsalgar.....	25
Figur 4: Hovudgrupper av begroingsalgar på stasjon 1 og 2.....	26
Figur 5: Dekningsgrad av kiselalger (%)......	27
Figur 6: Tal på taksa av begroingsalgar	28
Figur 7: Kumulativ kurve over tal på taksa av begroingsalgar	29
Figur 8: Bleika og grøn <i>Batrachospermum gelatinosum</i>	31
Figur 9: Død og levande <i>B. gelatinosum</i>	31
Figur 10: NIVA sine resultat: Hovudgrupper av botndyr før og etter klorutsleppet	32
Figur 11: Hovudgrupper av botndyr i Akerselva på stasjon 1-4.....	33
Figur 12: EPT-taksa registrert av NIVA før og etter klorutsleppet.....	35
Figur 13: EPT-taksa stasjon 1-4.....	36
Figur 14: Tal på individ av døgnflugeslekta <i>Baetis</i>	37
Figur 15: Samanheng mellom tal på taksa begroingsalgar og botndyr.....	38
Figur 16: Samanheng mellom tal på taksa begroingsalgar og tal på individ av døgnflugeslekta <i>Baetis</i>	39
Figur 17: Samanheng mellom antal individ av døgnflugeslekta <i>Baetis</i> og Kiselalgevekst på stasjon 4	39

Innhaldsliste

Føreord	2
Samandrag	4
Abstract	6
1 Innleiing	11
1.1 Forstyrning av lotiske økosystem.....	11
1.2 Begroingsalgar og botndyr som bioindikatorar	13
1.3 Toksisiteten av natriumhypokloritt NaOCl.....	15
1.4 Lekkasje av NaOCl i Akerselva.....	15
1.5 Mål og hypotesar	16
2 Materiale og metodar	17
2.1 Lokalisetsomtale - Akerselva.....	17
2.2 Prøvelokalitetane	18
2.3 Prøvetaking.....	19
2.4 Metode begroingsalgar	19
2.5 Metode botndyr	21
2.5.1 Prøvetaking av botndyr i felt.....	21
2.5.2 Analysing av botndyr på laboratoriet.....	22
2.5.3 Potensielle feilkjelder ved innsamling og gjennomarbeiding av botndyrdata	23
3 Resultat	24
3.1 Algebegroing	24
3.1.1 Biomasse begroingsalgar	24
3.1.2 Hovudgrupper begroingsalger oppstraums og nedstraums utsleppet	25
3.1.3 Dominerande taksa: Kiselalgar	27
3.1.4 Tal på taksa	28
3.1.5 Bleika begroingsalgar	29
3.2 Botndyr.....	32
3.2.1 Tettleik og hovudgrupper av botndyr.....	32
3.2.2 Artsrikdom: EPT-taksa	35
3.2.3 Døgnflugeslekta <i>Baetis</i>	37
3.3 Algebegroing- og botndyrinteraksjonar	38
3.3.1 Tal på taksa –begroingsalgar og botndyr	38
3.3.2 Samanheng mellom dominerande grazer og algebegroing	38
4 Diskusjon	40
4.1 Begroingsalgar	40
4.1.1 Biomasse begroingsalgar	40
4.1.2 Hovudgrupper begroingsalger oppstraums og nedstraums utsleppet	41
4.1.3 Dominerande taksa: Kiselalger	41
4.1.4 Tal på taksa	43
4.1.5 Bleika begroingsalger.....	45
4.2 Botndyr.....	47
4.2.1 Tettleik og hovudgrupper av botndyr.....	47
4.2.2 Artsrikdom: EPT-taksa	48
4.2.3 Døgnflugeslekta <i>Baetis</i>	49
4.3 Algebegroing- og botndyrinteraksjonar	50
5 Konklusjon	52
6 Referansar	55
Vedlegg 1: Artsliste begroingsalgar	
Vedlegg 2: Artsliste botndyr	

1 Innleiing

1.1 Forstyrning av lotiske økosystem

Forstyrning av økosystem i elver (lotiske økosystem) kan definerast som "Ei hending i ein avgrensa tidsperiode som har ein frekvens, intensitet og styrke som ikkje er forventa og som gir effektar på eit økosystem, samfunn eller populasjon ved å endre ressurstilgangen eller det fysiske miljøet" (Resh et al., 1988). Lotiske økosystem vert naturleg forstyrra i større og mindre grad heile tida (Biggs, 1996). Naturlege forstyrningar er til dømes variasjonar i vassføring, temperatur og løyst oksygen. Mange av dei naturlege forstyrningane kan ein definere som forventa forstyrningar fordi dei vil variere med årstidene og komme att år etter år. Dei lotiske økosystema er ofte tilpassa desse forstyrningane (Closs et al., 2004).

Det ein som oftast ser på som ei klassisk forstyrning er dei uforvarande hendingane som skjer brått og uventa og som er utanom dei vanlege sesongmessige variasjonane. Desse forstyrningane kan vere naturlege eller antropogene. Menneske har til alle tider forstyrra lotiske økosystem med bruk av elveressursar, busetnad, industri- og kloakkutslepp (Resh et al., 1988). Slike typar forstyrningar kan påverke elvene sterkt og endre økologien for alltid dersom ein ikkje er bevisst og følgjer med på korleis inngrepa påverkar dei lotiske økosystema.

Økologen Joseph H. Connell utvikla i 1978 "the Intermediate disturbance hypothesis" (hypotesa om middels forstyrning). Hypotesa går ut på at middels forstyrning, både når det gjeld hyppighet og intensitet, vil gi maksimal artsrikdom i eit økosystem. I eit økosystem utan forstyrning vil "overlegne konkurrentar" eliminere dei svakare konkurrentane og samfunnet vil vere dominert av den sterkaste konkurrenten (Resh et al., 1988). Eit økosystem som vert utsett for kraftig forstyrning med hyppig frekvens vil ha eit samfunn dominert av artar som er raske til å etablere seg. Desse artane ville elles vore sjanselause mot den "overlegne konkurrenten" utan forstyrning. Økosystem som vert forstyrra med middels hyppigheit og middels styrke vil kunne bevare noko

av samfunnet som er der frå før samtidig som nye kolonistar kan utnytte forstyrta områder og etablere seg der (Resh et al., 1988).

I økologien snakkar ein ofte om r-seleksjon og K-seleksjon. Typiske r-strategar er raske til å etablere seg, har kort livssyklus, nyttar lite energi per reproduksjon, er ofte små av storleik. R-strategar har konkurransefordel etter ei forstyrring der biomassen har blitt kraftig redusert fordi dei er raskast på å etablere seg. K-strategar har lengre livssyklus og nyttar difor lengre tid på å etablere seg, reproduksjonen krev meir energi, dei får færre avkom og organismane er ofte større av storleik. K-strategar har konkurransefordel i stabile økosystem utan for mykje forstyrringar (Krebs, 2009).

Ei anna hypotese om forstyrring er "The dynamic equilibrium hypothesis" (Hypotese om dynamisk likevekt) som vart utvikla av Michael A. Huston. Denne hypotese går ut på at dersom hyppigheten av forstyrring i eit økosystem er raskare enn tida det tek for sterke konkurrentar å utkonkurrere dei svakare, vil dei svake klare seg og ein får eit samfunn med både sterke og svake konkurrentar. Dette vil føre til maksimal artsriksdom. Dersom forstyrringane er meir hyppige, vil ein eliminere dei artane med lang livssyklus (K-strategar) og favorisere dei med kort livssyklus (r-strategar). Dette vil minske artsriksdomen og vi får ein r-seleksjon (Resh et al., 1988 og Krebs, 2009).

Etter ei kraftig forstyrring av eit lotisk økosystem er det forventa reduksjon av utbreiinga av ulike typar organismar. Det er også forventa reduksjon av tal på artar (Closs et al., 2004). Når forstyrringa er over og "normale tilstander" tek over vil reetableringa av økosystemet kunne starte. Tida det tek for økosystemet å reetablere seg etter ei slik forstyrring kjem an på omfanget av forstyrringa – kor kraftig ho var, kor lenge ho varte, kva tid på året det skjedde og kvar i systemet det skjedde. Det avhenger også av samansetjinga av individ som overlevde og kva artar/individ som immigrerer inn etter habitat er frigjord og konkurrentar er slått ut (Resh et al., 1988).

Ved å studere biologien i eit kraftig forstyrra lotisk økosystem kan ein få viktige svar på kva effekt den aktuelle forstyrringa har hatt. Biomassen reagerer ofte akutt på forstyrring og dette kan målast for å sjå effekten av forstyrringa (Resh et al., 1988). Tempoet på reetableringa av lotiske økosystem vil variere med lystilgang, temperatur, næringstilgang osv. på den aktuelle lokaliteten (Closs, 2004).

1.2 Begroingsalgar og botndyr som bioindikatorar

Ved å undersøkje biologien i vassdraget kan ein sjå endringar i økosystemet som ein ikkje kan sjå ut ifrå vasskjemiske analyser. Ved å nytte biologiske parametere kan ein finne fram til kjelder for forureining og sjå effektar på vassførekomsten over tid (Brittain et al., 1986), noko det i større grad er tatt omsyn til i EU sitt vassrammedirektiv.

Begroingsalgar er ei nøkkelgruppe (critical link) i det lotiske økosystemet. Dei er rekna som hovudnæringskjelde for mange organismar på høgare trofisk nivå. Forstyrring av denne nøkkelgruppa kan få store konsekvensar i resten av økosystemet (Lowe, 1996). Vekst av begroingsalgar vert påverka av lys, næringstilgang, vassføring, substrat og beitetrykk. Begroingsalgar reagerer raskt på endringar i miljøet og er såleis nyttige indikatorar for vasskvaliteten i elver (Biggs, 1996). Begroingsalgar veks fastsittjande og har dermed ingen moglegheit til å gøyme seg eller unngå ureining som rammar habitatet deira. Livssyklusen til begroingsalgar er stort sett kort, noko som gjer at dei vil respondere kjapt på miljøendringar. Begroingsalgar er også generelt raske til å reetablere seg etter ei forstyrring (Lowe, 1996). Begroingsalgesamfunn er ofte svært artsrike i forhold til mange andre organismegrupper. Ulike artar har sine miljøpreferansar. Dette gir mykje informasjon om miljøtilstand i ei elv. Begroingsalgar som bioindikator er mykje brukt i elver og bekker for å bestemme miljøtilstand. Når forureininga kjem frå ei punktkjelde bør begroingsalgesamfunnet med fordel undersøkast både oppstraums og nedstraums punktkjelda for å samanlikne skilnadar (Lowe, 1996)

Botndyr er også mykje nytta som bioindikator for å bestemme økologisk tilstand i innsjøar og elver. Botndyr er ei sentral organismegruppe i lotiske økosystem med ei rekke funksjonelle grupper som alle er viktige for energiflyten i akvatiske næringskjeder (Fukui, Murakami, Nakano, & Aoi, 2006; Solimini et al., 2006).

Botndyr nærar seg på både alloktont og autoktont materiale i elva ved å nytte seg av næring frå pelagialen eller beite på begroingsalgar. Det er også grupper av botndyr som nærar seg som predatorar eller nedbrytarar. Botndyr er også ei viktig næringskjelde for ei rekke fiskeartar.

Som bioindikator vert indikatorartar av botndyr nytta for å bestemme økologisk tilstand med tanke på forsuring og eutrofiering, men også ved punktutslepp kan botndyr nyttast for å finne kjelda til eit utslepp (Brittain et al., 1986). Botndyr er mindre mobile enn fisk, men meir mobile enn begroingsalgar. Dei fleste kan ikkje flytte seg over store avstandar, men dei kan i større grad enn algar flykte frå farar ved å krype eller drifte. Drifting føregår ved at botndyr i stressa situasjonar (under kraftige forstyrningar eller på jakt etter mat) let seg drive med straumen (Brittain et al., 1988). Det varierer kor langt ulike botndyr kan drifte, men det er snakk om omlag 6-10 meter avhengig av straumfarten (Allan et al., 2007). Ved høgt stress trur ein likevel at drifting kan føre artar heilt ut av elvesystemet, ut i sjøvatn for så å døy der (Bongard, 2005).

Begroingsalgar og botndyr er tett knytt saman då begroingsalgar er ei viktig næringskjelde for mange botndyr, og då særleg for grazers. Grazers er eit gruppenamn på ei funksjonell gruppe botndyr som beiter på begroingsalgar. Ifølgje ei rekke studiar, har grazing stor innverknad på algebegroing (Steinman, 1996). Grazers kan påverke algesamfunnet ved at dei reduserer utbreiinga, men dei kan også stimulere algevekst og endre på artssamansetjinga (Allan et al., 2007). Grazing forstyrrer begroingsalgesamfunnet i ein viss grad heile tida. Blir det for mange grazers, eller for mykje forstyrring vil algebiomassen bli redusert. Er det middels forstyrring er vi inne på hypotesa om middels forstyrring og ein vil i teorien få maksimal vekst av begroingsalgar og maksimalt tal på artar av begroingsalgar. Det at begroingsalgesamfunnet vert utsett for litt forstyrning heile tida ved beiting gjer samfunnet meir robust mot andre uroelement og stress enn heilt uforstyrra samfunn.

1.3 Toksisiteten av natriumhypokloritt NaOCl

Natriumhypokloritt (NaOCl) er eit kraftig oksidasjonsmiddel som normalt vert nytta til desinfisering, fjerning av mikroorganismar eller til bleiking av tekstilar. På Oset vassbehandlingsanlegg vart NaOCl nytta til å reinse vatnet frå Maridalsvatnet så det kunne nyttast som drikkevatt for befolkninga i Oslo. Klor er eit svært reaktivt stoff og vil reagere med organisk materiale på si ferd nedover Akerselva. Dette vil gjere at NaOCl vil blir fortynna og ha noko redusert effekt med avstanden frå utsleppsrøret. Med andre ord er det høgast konsentrasjonar av NaOCl, nærast utsleppsrøret.

NaOCl er akutt svært giftig for mange vasslevande organismar, men vert ikkje rekna som eit reproduktivt toksin, dvs. at eventuelle skadar ikkje vil bli overført frå organismar som er utsatt for NaOCl til avkommet (Bull, 2007). Toksisiteten av NaOCl varierer for ulike organismegrupper. LC50 konsentrasjonen for algar er 0,095-0,11 mg NaOCl/l. LC50 konsentrasjon er konsentrasjonen som skal til for at halvparten av individa innan organismegruppa dør i løpet av 96 timar (Bækken et al., 2011a). Utsleppet i Akerselva hadde ein teoretisk konsentrasjon på 22,5 mg NaOCl/l. Varigheiten av utsleppet var 12 timar og det må reknast noko fortynning av den teoretiske konsentrasjonen med avstanden frå utsleppspunktet nedstraums utsleppsrøret (Bækken et al., 2011a). Når det gjeld botndyr varierer toksisiteten frå moderat giftig for mark til svært giftig for enkelte insektstypar (Bækken et al., 2011a). Det er variasjonar for sårbarhet for klor innan organismegruppene.

1.4 Lekkasje av NaOCl i Akerselva

Natt til 3. mars 2011 lakk det 6000 liter natriumhypokloritt (NaOCl) ut i Akerselva. Lekkasjonen kom frå Oset vassbehandlingsanlegg og varte ei heil natt inntil det vart oppdaga og stoppa neste morgon. Utsleppet besto av ei løysing på 15 % NaOCl og varte i 12 timar, noko som gir ein tilførsel på 0,14 liter per sekund (Bækken et al., 2011a). Akerselva var på utsleppstidspunktet regulert til minstevassføring på 1m³/s, noko som gav ein teoretisk konsentrasjon på 22,5 mg NaOCl/l (Bækken et al., 2011a). For å redusere skadeomfanget, vart det sett

på spyleflaum på 3m³/s. I og med at NaOCl-utsleppet skjedde rett etter utløpet frå Maridalsvatnet (sjå figur 1), vart størsteparten av elva råka av klorutsleppet, noko som fekk umiddelbare konsekvensar for livet i elva.

Norsk institutt for vassforskning (NIVA) gjorde biologiske undersøkinger i Akerselva få dagar etter ulukka, 07.03.11. Det meste av fisken i elva hadde døydd momentant. Botnfaunaen var kraftig redusert og elvefloraen vart også sterkt påverka (Bækken et al., 2011a). OFA sette ut lakse- og aureyngel i nedre deler av Akerselva i slutten av mai 2011 som tiltak for reetablering av fiskesamfunnet (Bækken et al., 2011a). I sluttrapporten til NIVA om klorutsleppet i Akerselva frå september 2011 (Bækken et al., 2011a) slo dei fast at den naturlege reetableringa av begroingsalgar og botndyr var så tilfredsstillande at det ikkje var naudsynt å sette i gang tiltak for vidare reetablering (Bækken et al., 2011a).

1.5 Mål og hypotesar

I samarbeid med UMB og NIVA har eg sett spesielt på utviklinga og reetableringa av begroingsalgane i Akerselva. Vidare har eg vurdert korleis botndyra reetablerte seg i etterkant av klorutsleppet. Me har sett på korleis samfunnet av begroingsalgar og botndyr har bygga seg opp etter ei kraftig forstyrring av økosystemet på grunn av klorutsleppet. Begroingsalgar og botndyr er tett knytt saman i det lotiske økosystemet, og det er difor naturleg å sjå på desse to gruppene i samanheng.

Hovudproblemstilling for denne oppgåva er: Korleis utviklar begroingsalgane i Akerselva seg med tida etter ei kraftig forstyrring av økosystemet grunna utslepp av NaOCl. Me har sett spesielt på tettleik (dekningsgrad) og tal på taksa av begroingsalgar. I tillegg har me sett på dominerande taksa og taksa som forsvann i etterkant av klorutsleppet. Interaksjonar mellom reetablering av begroingsalgesamfunnet og botndyrsamfunnet vert også vurdert i denne oppgåva.

Følgjande hypotesar for moglege effektar av NaOCl-utsleppet på begroingsalge- og botndyrsamfunnet i Akerselva er sett fram:

- (i) Akutt toksisitet av NaOCl vil forstyrre økosystemet i Akerselva kraftig og gi lågare biomasse og diversitet.
- (ii) På vilkår av (i) er det forventa eit samfunn av r-strategar som vil kolonisere og dominere Akerselva den fyrste tida etter utsleppet.
- (iii) Reetablering botndyrssamfunnet vil vere avgjerande for korleis begroingsalgesamfunnet vil utvikle seg.

2 Materiale og metodar

2.1 Lokalitetsomtale - Akerselva

Akerselva er Oslo sitt største vassdrag og elva er om lag 9 km lang. Den strekkjer seg frå Maridalsvatnet sitt utløp og går gjennom byen og ut i Oslofjorden ved Bjørvika. Akerselva er regulert med ei sommarvassføring på 1,5m²/sek. Det er berre øvre deler av Akerselva (over ringveg 3) som har sine naturlege breidder. Elles er elva mura inn eller demma opp (Bækken et al., 2011a). Det er få tilløp inn til Akerselva, da det meste er lagt i røyr. Dei to tilløpa som finnast er Myrbekken (1 km nedstraums Maridalsvatnet) og Hovinbekken (ved Oslo S) (Saltveit et al.,2012).

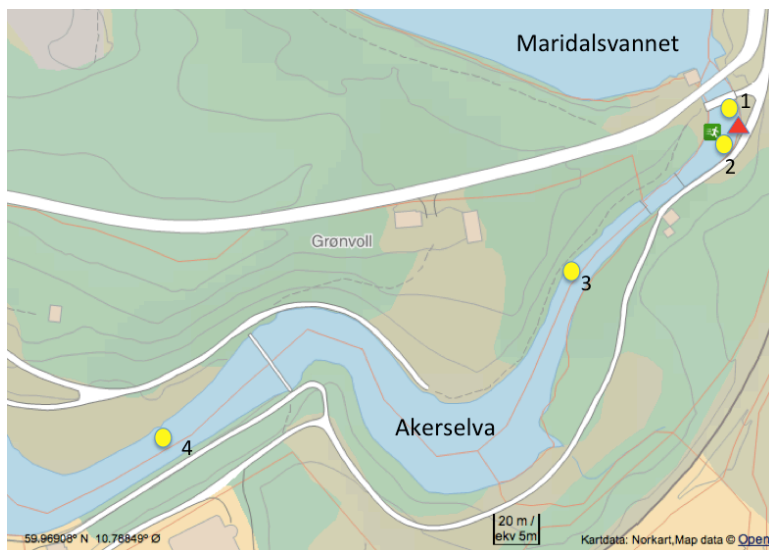
Akerselva var tidlegare drikkevasskjelde for Oslo, men med industrialiseringa på 1850-talet følgde forureining av elva med industrielle utslepp og kloakk. I dag er Maridalsvatnet Oslo si hovuddrikkevasskjelde. Maridalsvatnet er eit oligotroft vassdrag og kjelde til Akerselva. Akerselva har hatt varierende vasskvalitet opp gjennom åra og det vart særleg dårleg med all industriverksemnda langs elva etter 1850. I dag er det mindre industri, men Akerselva er prega av byen og tilsig frå urbane aktivitetar. Det skjer frå tid til anna utsleppsulykker, sist i desember 2012 da det lak ut 19000 liter fyringsolje frå Oslo universitetssjukehus.

Den økologiske tilstanden i Akerselva, i samsvar med EU sitt vassrammedirektiv, var ikkje tilfredsstillande i forkant av klorulykka i 2011. Vassdirektivet har som mål å oppnå god eller veldig god miljøtilstand i alle vassdrag i Noreg innan 2021. Særleg nedre deler (sør for ringveg 3) av Akerselva har hatt dårleg til svært dårleg økologisk tilstand. Den økologiske tilstanden

oppstraums ringveg 3 viste betre tilstand med god til moderat på Vassdirektivet sin skala i forkant av klorutsleppet (Bækken et al., 2011e).

2.2 Prøvelokalitetane

Me valde fire feltstasjonar i Akerselva. Stasjon 1 ligg oppstraums utsleppsøyret og stasjon 2 like nedanfor utsleppsøyret. Stasjon 3 og 4 ligg lenger nedstraums (sjå figur 1). Prøvane vart teke innanfor eit felt på 10 meter langs elvestrekka på kvar stasjon.



Figur 1 :Dei fire feltstasjonane i Akerselva. Raud trekant markerer utsleppspunktet for NaOCl. Stasjon 1 ligg oppstraums utsleppet og stasjon 2-4 nedstraums.

Feltstasjon 1 ligg oppstraums utsleppsøyret og rett etter utløpet frå Maridalsvatnet. Denne stasjonen vart ikkje råka av klorutsleppet og blir omtala som referansestasjon eller stasjon 1. Stasjonen er ganske open med litt kantvegetasjon som skuggar noko til for lysgjennomtrenging. Substratet består for det meste av bart fjell og større steinar. Det er lite sand og småstein. Elvestrekka her er mura inn. Feltstasjon 2 ligg nedstraums utsleppsøyret, men har elles like forhold som stasjon 1. Feltstasjon 3 har mykje vegetasjon langs elvekanten og dette skuggelegg store delar av feltstasjonen i vår- og sommarmånadane. Substratet inneheld mykje større steinar (30-70 cm). Feltstasjon 4 er eit strykparti som ligg nedanfor ein demning. Dette er ei brei elvestrekke med substrat som inneheld fleire småsteinar og sand. Stasjonen er open og har lite vegetasjon som skuggar for lyset.

Det er særskilt interessant å sjå på utvikinga til stasjon 2 samanlikna med stasjon 1 sidan desse har tilnærma same fysiske naturforhold. Utsleppsørret, rett oppstraums for stasjon 2, førte tidlegare spyleslam frå mikrosilene på gamle Oset VBA. Dette er ikkje lenger i bruk, så no kjem det berre regnvatn, smeltevatn o.l. ut av det røyret (meddelt: Andreas Framnes Hansen, Vann- og avløpsetaten, 2012).

2.3 Prøvetaking

Det blei teke prøvar av begroingsalgar og botndyr på fire feltstasjonar i Akerselva i perioden 13.april 2011 t.o.m. 26.oktober 2011. Prøvar av begroingsalgar vart teke om lag to gongar i månaden medan botndyr vart samla ein gong i månaden. I september var det flaum og for høg vassføring til at det var forsvarleg å ta prøvar i elva. Vi har difor ingen prøvar frå september 2011.

Tabell 1 viser ei oversikt over feltdagar og kvar det vart teke ulike typar prøvar på dei 4 feltstasjonane. Meir om metodane i kapittel 2.4 og 2.5.

Tabell 1: Oversikt over feltdagar og metodar nytta for innsamling av begroingsalge- og botndyrprøvar på stasjon 1-4 i Akerselva i perioden 13.04.11 til 26.10.11.

Dato	Dagar etter NaOCL-utsleppet	Begroingsalgar		Botndyr	
		makroskopisk	mikroskopisk	Sparkeprøver	Surberprøver
13.04.11	42	alle stasjoner	alle stasjoner		
28.04.11	57	alle stasjoner		alle stasjoner	St 1,2 og 4
16.05.11	75	alle stasjoner		St 3 og 4	St 4
03.06.11	93	alle stasjoner			
24.06.11	114	alle stasjoner		St 3 og 4	St 4
13.07.11	133	alle stasjoner			
11.08.11	163	alle stasjoner		St 3 og 4	St 4
06.10.11	217	alle stasjoner	alle stasjoner	St 3 og 4	St 4
26.10.11	237			alle stasjoner	St 1,2 og 4

2.4 Metode begroingsalgar

Prøvar av begroingsalgar vart samla inn frå dei 4 feltstasjonane, til saman 8 gonger, i perioden 13.april til og med 06.oktober (Sjå tabell 1 for meir detaljar).

Vasskikkert vart nytta for å samle inn makroskopisk synlege begroingsalgar. Algane vart lagt i separate tette glasbeholdarar (dramsglas) og merka med stasjon og dato og konservert med formaldehyd. Dekningsgraden av dei ulike taksa vart avgjort visuelt og oppgitt som % dekning.

Mikroskopiske algar vart samla ved "steinvasking". Dette vart berre gjort første (13.04.11) og siste(06.10.11) prøvetakingsdag (jf. tabell 1). Årsaka til at me ikkje gjorde dette kvar gong var for å ikkje forstyrre begroingsalgesamfunnet for mykje. Formålet med steinvasking var å få med mikroskopiske algar som ein ikkje fekk med i dei andre makroskopiske algeprøvane.

10 steinar frå elvebotn med om lag same storleik (10-20cm) vart samla inn. Oversida av steinane vart vaska med tannbørste i ein bakke med om lag 1 liter elvevatn. Prøven vart blanda godt og ein delprøve vart teke, lagt i dramsglas og konservert med formaldehyd. Prøvane med "steinvask"-innhaldet vart konsekvent kalla A-prøven. Dei andre prøvane vart merka med B, C,D,....Xn.

Prøvane vart seinare analysert på NIVA sine laboratorier under mikroskop. Med pinsett vart det plukka algemateriale frå forskjellige stader av algeprøven. Dette fordi ein prøve ofte besto av fleire enn ein algeart sjølv om den makroskopisk kunne sjå ut som den same. Algematerialet vart lagt på objektglas med dekkglas over og undersøkt under mikroskopet. Frå dei dagane vi hadde A-prøve frå steinvasking, studerte me alltid A-prøven til slutt. Årsaken til dette var for å sjå om det var nokon artar som ikkje hadde vorte med i dei andre prøvane. Me noterte berre ned taksa og artar som ikkje var funne i nokon av dei andre prøvane (B, C, D,....Xn).

Begroingsalgane vart bestemt til art der det let seg gjere. Ikkje alle taksa let seg bestemme til art, der oppgav me berre slektsnamnet eller gruppenamnet. Kiselalgar er eit døme på ei algegruppe som er for komplisert å bestemme til art. Denne gruppa vert berre omtala som kiselalgar eller kiselalgar total. Sidan ikkje alle begroingsalgar er bestemt ned til art, omtalast diversiteten eller tal på artar som tal på taksa.

Tettleiken til dei makroskopisk synlege begroingsalgane vart estimert ved å vurdere kor stor del (%) av elvebotn som var dekkja av dei ulike typane av taksa. Dette vert oppgitt som dekningsgrad %.

Tettleiken til dei mikroskopiske algane vart gradert etter x = skjeldan, xx = vanleg og xxx = hyppig. Desse estimata nytta me også på funn av mikroskopiske algar funnen saman med dei makroskopiske. For å kunne bruke desse verdiane i total dekningsgrad, gav vi tettleikane tal som kunne nyttast saman dei andre dekningsgradane. Dei ulike tettleikane vart satt til: x = 0,001%, xx = 0,01% og xxx = 0,1 %.

For å lage kumulativ kurve over tal på taksa, laga me tabell over tal på taksa funnen på kvar stasjon første feltdag (13.04.11) for deretter å legge til nye taksa som kom ut over våren sommaren og hausten. Resultatet vart figur 7:kumulativ kurve over tal på taksa.

2.5 Metode botndyr

2.5.1 Prøvetaking av botndyr i felt

Prøvar av botndyr vart samla inn 6 gonger i etterkant av klorutsleppet i perioden 28.april til og med 26.oktober (Sjå tabell 1 for resten av prøveperioden).

Stasjon 1 og 2 hadde lite lausmassar i substratet noko som gjorde det vanskeleg å ta prøvar av botndyr her. Hyppig prøvetaking her ville ha forstyrra botndyrsamfunnet sidan habitatet er lite (lite lausmassar). Det vart difor berre teke prøvar på stasjon 1 og 2 første og siste prøvetakingsdag.

På stasjon 3 var kornfordelinga så stor at det var umogleg å bruke surber-samplern på denne lokaliteten. På denne stasjonen vart det difor berre teke sparkeprøvar. Ein fullstendig prøveserie med både sparkeprøvar og surberprøvar for heile prøveperioden finst kun på stasjon 4.

Botndyr vart samla inn semikvantitativt med sparkeprøver (NS-ISO 7828 + Frost et al., 1971) og kvantitativt med surberprøvetakar.

Sparkeprøver vart teke med ein håv med areal på 25 x 25 cm og ei maskevidde på 0,25 mm. Håven vart plassert i elvesubstratet med opninga mot straumen. Håven vart halden i ro medan om lag ein meter strekning oppstraums håven vart sparka opp i retning opninga på håven. Sparkinga varte i om lag 20 sekundar. Denne prosedyren vart gjenteken ni gonger på ulike stader på stasjonen. Dette gav ei total prøvetakingstid på tre minuttar og eit prøvetakingsareal på om lag 2,25m². Alle dei ni delprøvane vart samla til ein prøve, lagt på glas og konservert med 95% etanol.

Surberprøvar vart teke med ein surbersampler som er eit håvnett med ei avgrensa stålramme med areal på 26 x 30 cm og maskevidde på 0,25 mm. Ramma på surbersampleren vart sett godt ned i substratet, slik at ramma avgrensa eit bestemt areal (26 x 30 cm) av elvebotn. Opninga av surbernettet peikte oppstraums og med handa i elvesubstratet innanfor ramma, rørte me kraftig i elvesubstratet. Det oppvirvla materialet vart fanga opp av surber-nettet. Det vart teke tre slike prøvar på kvar prøvestasjon (sjå tabell 1). Dei tre prøvane vart halde separat og konservert med 95 % etanol.

2.5.2 Analysering av botndyr på laboratoriet

Botndyrprøvane vart analysert under lupe på NIVA sine laboratorier. Surberprøvane var som regel så små at heile prøven vart telt for å få med alle taksa og mengda av kvart takson. Sparkeprøvane vart analysert etter NIVA sin metode for subsampling. Her vart heile prøven gjennomgått for å få med alle taksa, men for mengda av kvar takson talde me delprøvar og multipliserte opp (Eriksen et al., 2011). Prøven vart overført i ein bakke og blanda godt (homogenisert). Deretter vart prøven delt opp i 8 like store delar. Kvar delprøve vart analysert under ei lupe der dei ulike taksa vart notert ned og individ av kvar taksa vart talt. Etter at den første 1/8 del av prøven er talt kunne ein stoppe å telle dei taksa som er svært talrike. Svært talrik vert vurdert ut av skjønn. Eg stoppa å telje på om lag 30-50 individ. Neste 1/8 del av prøven vart gjennomgått og det vart talt vidare på dei taksa som ikkje var tilstrekkeleg tal på individ i første delprøve. Vidare vart $\frac{1}{4}$ ($\frac{1}{8}+\frac{1}{8}$) av prøva analysert på same måte som

skildra for dei to første delprøvene og til slutt vart resten av prøven analysert ($1/2 = 1/8 + 1/8 + 1/8 + 1/8$). Tala for kvar takson vart satt inn i eit teljeskjema som ganga opp delprøvene til riktig tal på individ.

Det finst gode data på korleis botndyrsamfunnet i Akerselva var før klorutsleppet. I NIVA sin rapport "Vurdering av økologisk tilstand i Osloelvene. Bunndyr og fisk i Akerselva og Hovinbekken vår og høst 2010" (Bækken et al., 2011e) blir botndyrsamfunnet i Akerselva nøye omtala. Det finst ikkje data for alle våre prøvestasjonar, men stasjon 4 svarar til prøvestasjon AKR1A som er ein del av Akerselvaprojektet (Bækken et al., 2011a).

2.5.3 Potensielle feilkjelder ved innsamling og gjennomarbeiding av botndyrdata

To prøvar frå prøveserien av botndyr manglar. Det er sparkeprøven frå 28.04.11 og sparkeprøven frå 26.10.11, begge frå stasjon 4. Vår stasjon 4 svarar til Akerselvaprojektet (NIVA) sin stasjon AKR1A. NIVA har teke prøvar der 29.04.11 og 26.10.11. Eg kan difor nytte deira prøveresultat for at mine dataseriar kan bli komplette. Det kan vere usikkerheit knytt til at det er ulike personar som har teke prøvane og analysert dei. I nokre framstillingar av data har eg valt å ta bort prøvane eg ikkje har analysert sjølv, da usikkerheten blir for stor (figur 10).

Når ein samanliknar mine resultat med NIVA sine resultat ser det ut som det har skjedd mykje med botndyrsamfunnet frå NIVA tok dei første prøvane 07.03.11, 4 dagar etter utsleppet, til me hadde første prøvedag i felt 28.04.11, nesten 2 månadar etter utsleppet. Tettleiken av botndyr auka veldig i denne perioden og mange artar hadde reetablert seg (sjå figur 10 og 12). Eg har difor valt å nytte meg av NIVA sine data og samanlikne med mine for å få med utviklinga av botndyrsamfunnet frå så tidleg som mogleg etter klorutsleppet.

Stasjon 1 som blir brukt som referansestasjon er ikkje like god referansestasjon for botndyra som den er for begroingsalgane. Stasjon 1 og 2 ligg rett ved utløpet til Maridalsvatnet og har mykje bart fjell og lite substrat for botndyr å leve i. Tettleiken av botndyr er låg, så det er vanskeleg å samanlikne stasjon 1 og 2 med

dei andre stasjonane. I tillegg kunne me ikkje ta prøvar her gjennom heile prøveperioden, men kun første (28.04.11) og siste (26.10.11) prøvedag for ikkje å forstyrre botndyrsamfunnet for mykje.

3 Resultat

3.1 Algebegroing

Tydelege effektar av klorutsleppet vart registrert første dag i felt (13.april). Oppstraums utsleppet, på feltstasjon 1, vaks det friske, grønne begroingsalgar. Nedstraums utsleppsrøret, på feltstasjon 2, 3 og 4 fantes det nesten berre kvite og misfarga algar som var bleika av klor. I fleire månadar etter klorutsleppet vart det funne klorbleika algar på desse stasjonane.

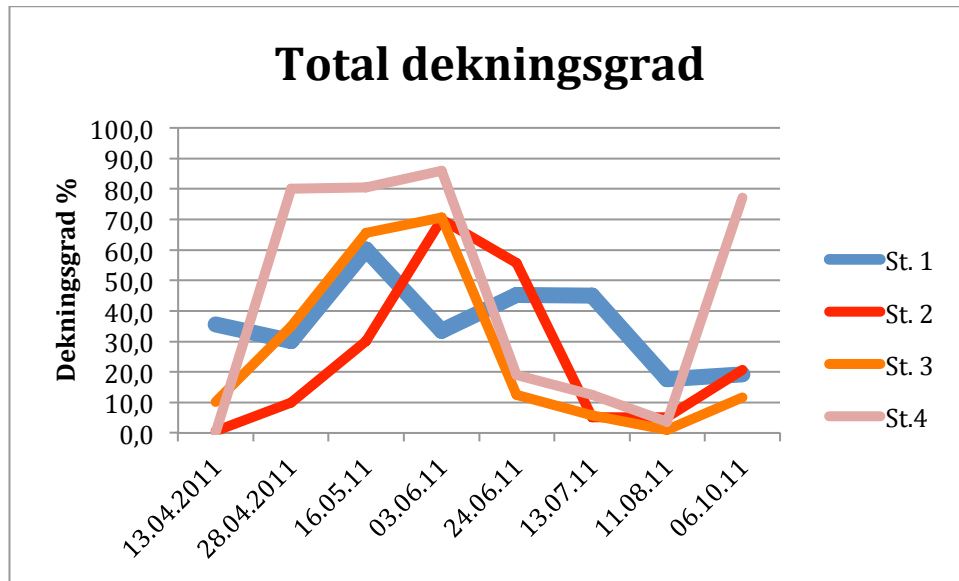


Figur 2: Begroingsalgar oppstraums (til venstre) og nedstraums (til høgre) utsleppsrøret 13.04.11 (Foto: Susanne Schneider, NIVA).

3.1.1 Biomasse begroingsalgar

I månaden etter klorutsleppet var det generelt låg dekningsgrad av levande begroingsalgar på stasjonane nedstraums utsleppsrøret (sjå figur 3). Stasjon 2 og 4 hadde ein dekningsgrad av begroingsalgar på mindre enn 1%. Stasjon 3 hadde 10% dekningsgrad som hovudsakleg besto av cyanobakterien *Capsosira brebissoni*. Denne arten heng veldig godt fast på underlaget med ein tallus som er halvkuleforma. Cellene er beskytta i ein "sjede" som ligg som ei hinne rundt cellene (Geitler, 1932). Referansestasjonen (stasjon 1) hadde ein dekningsgrad på om lag 35 % i april. Det skjedde ei auke i dekningsgrad frå feltdag 1 (13.april) til feltdag 2 (28.april) på alle stasjonane nedstraums utsleppsrøret (stasjon 2,3

og 4). Stasjon 4 hadde størst auke frå 0,1% til 80% dekning. Referansestasjonen hadde stabil dekningsgrad i denne perioden.

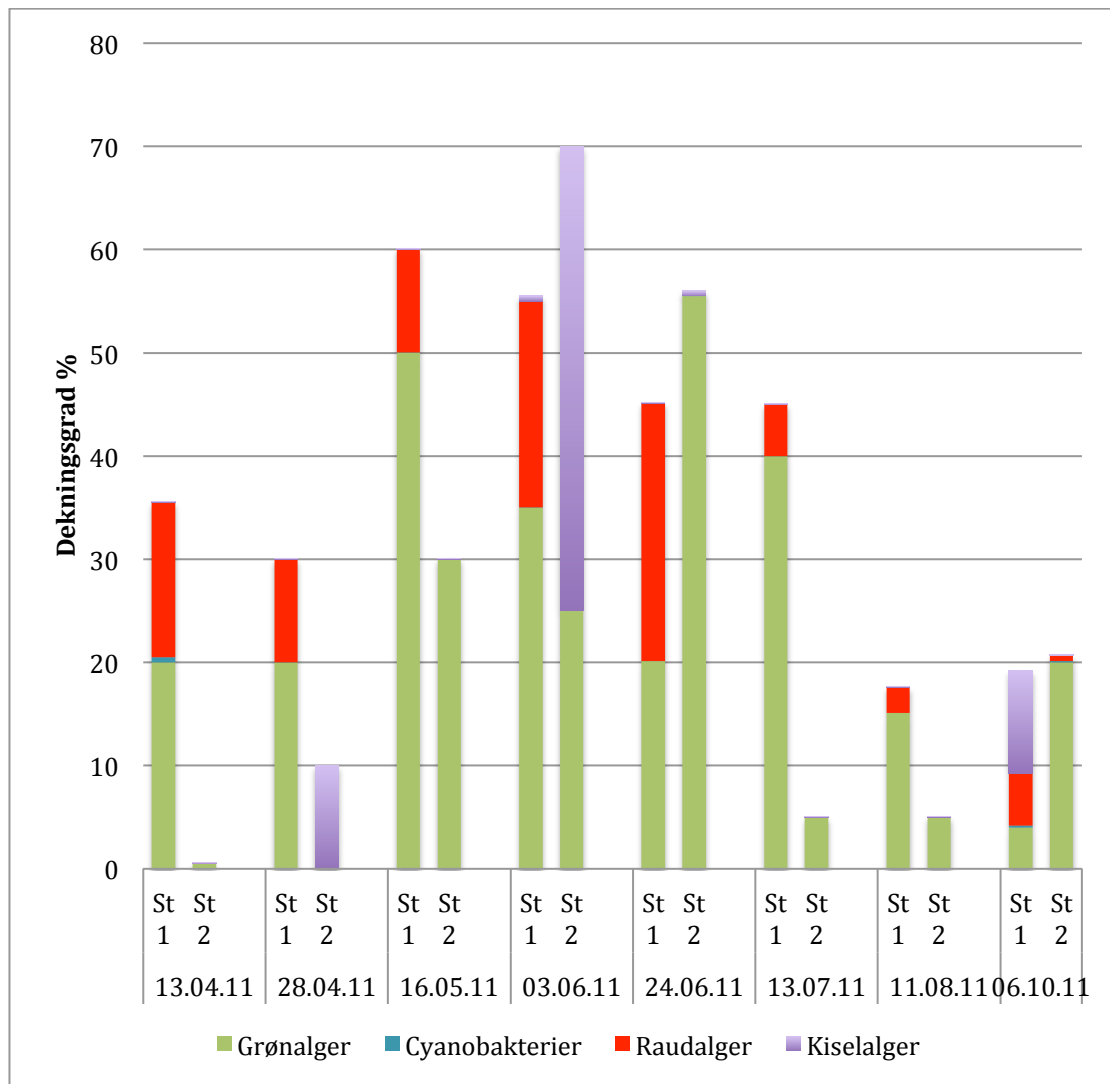


Figur 3: Total dekningsgrad% av begroingsalgar på stasjon 1-4 i perioden 13.04.11-06.10.11. (Stasjon 1 er oppstraums og stasjon 2-4 er nedstraums utsleppspunktet)

Stasjon 2-4 hadde maksimum dekningsgrad 3.juni, med dekningsgrader over 70%. Dekningsgraden avtok raskt utover i juni og juli og 11.august hadde stasjonane nedstraums utsleppsrøyret svært låge dekningsgradar på under 5 % dekning. Frå 11.august til 6.oktober auka dekningsgraden på nytt på stasjon 2-4. Aukinga var størst på stasjon 4 då den gjekk frå ca 4% til nesten 80 % dekning. Stasjon 3 enda opp på 11% dekning mens stasjon 1 (referansestasjonen) og stasjon 2 enda opp på nesten 20% dekning i oktober månad, på slutten av vekstsesongen.

3.1.2 Hovudgrupper begroingsalger oppstraums og nedstraums utsleppet

Stasjon 1 hadde hovudsakleg grønalgar og raudalgar som utgjorde størsteparten av algebiomassen gjennom heile prøveperioden (figur 4). På stasjon 1 såg me denne fordelinga av hovudgrupper heilt fram til oktober der det i tillegg vart registrert 10 % dekning av kiselalgar.

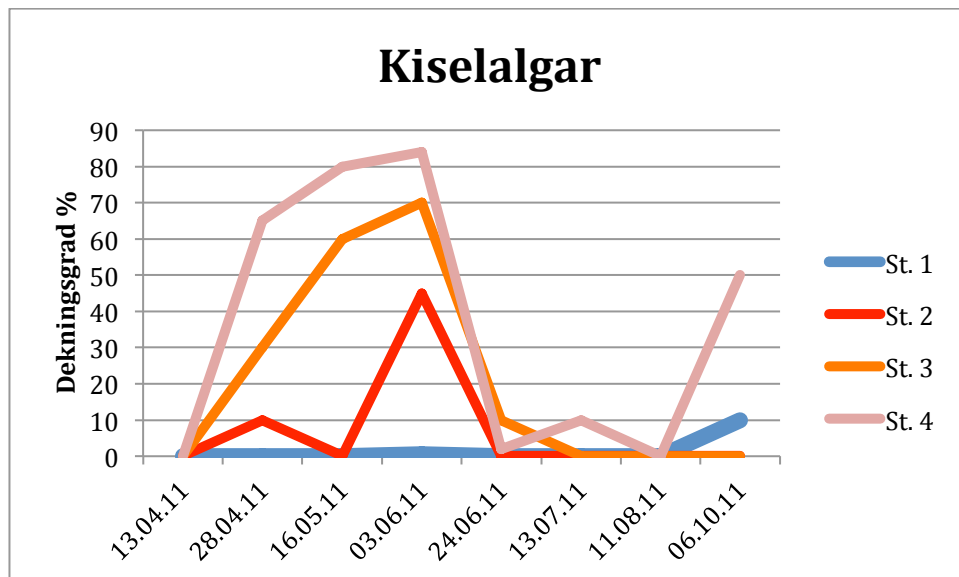


Figur 4: Hovudgrupper av begroingsalgar på stasjon 1, oppstraums utsleppet og stasjon 2 nedstraums utsleppet.

Stasjon 2 hadde veldig låg dekningsgrad av begroingsalgar i april. Den første algegruppa som etablerte seg var kiselalgar i slutten av april med ein dekningsgrad på 10%. I mai blomstra det opp grønalgar på stasjon 2 med dekning på 30% og tidleg i juni kom kiselalgane tilbake i full blomstring på 45 % saman med grønalgane som utgjorde 25%. I slutten av juni var kislealgane nesten borte igjen og grønalgane auka dekningsgraden sin til 55 %. I midten av juli var dekningsgraden nede i 5 % med grønalgar på stasjon 2. 6.oktober hadde stasjon 1 og 2 nesten lik dekningsgrad med om lag 20% dekning. På stasjon 1 var 10 % raudalgar og grønalgar og kiselalgane hadde ei dekningsgrad på 10%. På stasjon 2 besto mesteparten av dekningsgraden av grønalgar (20%) og 0,5 % var raudalgar.

3.1.3 Dominerende taksa: Kiselalgar

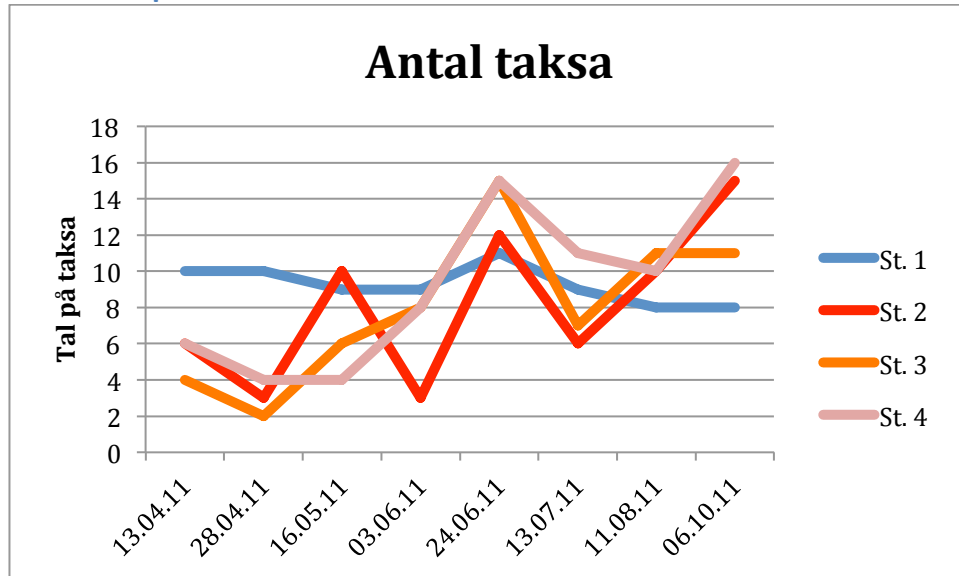
Kiselalgar var den dominerande taksonomiske gruppa av begroingsalgar på stasjonane nedstraums utsleppet (stasjon 2-4) den første tida etter klorutsleppet (figur 5). På stasjon 4 hadde kiselalgane ein dekningsgrad på 65 % 28.april. Dekningsgraden auka til over 80 % 3.juni og kislealgane dominerte fullstendig også på stasjon 3 med 70%dekning. Stasjon 2 hadde også ein topp for kiselalgar i juni med 45 % dekning, men her var det også ein betydelig vekst av grønalgen *Binuclearia tectorum* med dekningsgrad på 25%. For alle stasjonar avtok dekningsgraden kraftig for kiselalgar til under 10 % 24.juni.



Figur 5: Dekningsgrad av kiselalgar (%) på stasjon 1-4 i perioden 13.04.11-06.10.11 (stasjon 1 er oppstraums, 2-4 nedstraums utsleppet).

6.oktober vart det registrert ei ny oppblomstring av kiselalgar på stasjon 4 med ei dekningsgrad på 50 %. Referansestasjonen hadde på same dato ei lita oppblomstring av kiselalgar med dekningsgrad på 10%.

3.1.4 Tal på taksa

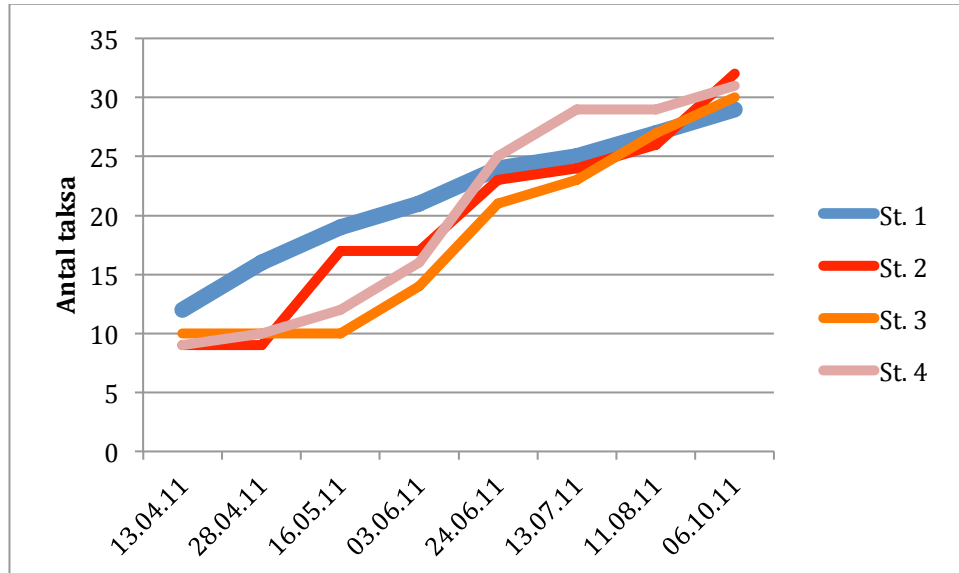


Figur 6: Tal på taksa av begroingsalgar i Akerselva på stasjon 1-4 i perioden 13.04.11-06.10.11.

Figur 6 viser at det var eit lågt tal på taksa dei to første månadane etter utsleppet på stasjonane nedstrøms utsleppsrøret. Vidare ut over våren, sommaren og hausten såg me store variasjonar og oppgang og nedgang i tal på taksa på desse stasjonane. Referansestasjonen hadde eit stabilt tal på taksa heile prøveperioden. Stasjon 2 syntte særleg store variasjonar i tal på taksa. I april med eit minimum på 3 taksa, for så å komme opp på nivå med referansestasjonen i mai med 10 taksa. Tidlig i juni avtok tal på taksa igjen til 3 for så å auke på ny til referansestasjonen sitt nivå på 12 taksa i slutten av juni. I midten av juli var tal på taksa på stasjon 2 halvert til 6 for så å auke jamt og bratt til siste prøvetaking i oktober der stasjon 2 enda opp på 15 taksa.

Liknande resultat såg me for stasjon 3 og 4; Det var eit lågt tal på taksa, med 4-6 taksa, i den første tida etter utsleppet for deretter å auke til 12-15 taksa i juni, for så på nytt å avta i juli. Siste prøvedag, 6.oktober, hadde alle stasjonane nedstrøms utsleppet fleire taksa enn referansestasjonen. Referansestasjonen låg då på 8 taksa, stasjon 2 hadde nesten det dobbelte av referansestasjonen med 15 taksa, stasjon 3 hadde 11 taksa og stasjon 4 hadde 16 taksa. Stasjon 2 og 4 viste eit maksimalt tal på taksa i løpet av prøveperioden på den siste prøvedagen (6.oktober).

Stasjon 1 hadde eit stabilt tal på taksa gjennom prøvetakingsperioden med maksimum 11 og minimum på 8 taksa. Til samanlikning hadde stasjon 2 eit maksimum på 15 artar og minimum på 3.



Figur 7: Kumulativ kurve over tal på taksa av begroingsalgar på stasjon 1-4 i perioden 13.04.11-06.10.11

Tal på taksa var veldig ustabil på stasjonane nedstraums utsleppet, men den kumulative kurven for tal på taksa (figur 7) viser at alle stasjonane ser ut til å ha endt opp på om lag same antal taksa totalt i prøveperioden. Alle stasjonar enda opp på om lag 30 taksa totalt (+/- 2). Stasjon 1 hadde jamnare stigning i kurva si enn dei resterande stasjonane. Stasjon 3 og 4 hadde nesten ingen stigning frå 13.april til 16.mai. Tal på taksa auka kraftig på stasjonane nedstraums utsleppsryret frå 16.mai til 24.juni for deretter å ha ei meir jamn stigning mot 6.oktober.

3.1.5 Bleika begroingsalgar

Første dag i felt, 13.april, fann me stort sett berre bleika makroskopiske begroingsalgar nedstraums utsleppsryret. På laboratoriet vart det identifisert fleire mikroskopiske levande taksa (sjå fullstendig artsliste vedlegg 1). Tabell 2 viser kva taksa me fann i bleika tilstand på stasjonane nedstraums utsleppsryret første dag i felt.

Den trådforma grønalgen *Mougeotia a/b* vart funnen på stasjon 3 med 30 % dekning. Denne vart også funnen på stasjon 4 i tillegg til *Mougeotia e* og *Spirogyra d* som også er trådforma grønalgar. Raudalgen *Batrachospermum gelatinosum* vart funnen i bleika tilstand på alle stasjonar nedstraums utsleppet 13.april. Dei bleika grønalgane, *Mougeotia a/b*, *Mougeotia e* og *Spirogyra d* vart ikkje funne på stasjon 3 og 4 i mai.

Tabell 2: Bleika begroingsalgar nedstraums utsleppsrøyret på stasjon 2-4, samla inn 13.april 2011.

Bleika begroingsalgar	St. 2	St. 3	St.4
<i>Batrachospermum gelatinosum</i>	15	0,5	0,5
<i>Mougeotia a/b</i>		30	15
<i>Mougeotia e</i>			10
<i>Spirogyra d</i>			5

Mougeotia a/b kom tilbake att mikroskopisk på stasjon 3 i levande tilstand 3.juni og 24.juni med mikroskopisk dekning (<1%). 13.juli var *Mougeotia a/b* på nytt borte frå stasjon 3 og kom heller ikkje tilbake i siste del av prøveperioden (11.08.11 – 06.10.11). På stasjon 4 vart det ikkje registrert levande *Mougeotia a/b* etter klorutsleppet. *Mougeotia e* vart heller ikkje funne i levande tilstand på stasjon 4 i løpet av heile prøveperioden etter klorutsleppet (13.04.11-06.10.11).

Spirogyra d kom attende allereie 28.april med 15 % dekning på stasjon 4. Den var ikkje å finne frå 16.mai t.o.m. 11.august, men var tilbake att på stasjon 4 med 15 % dekning siste prøvetakingsdag, 6.oktober.

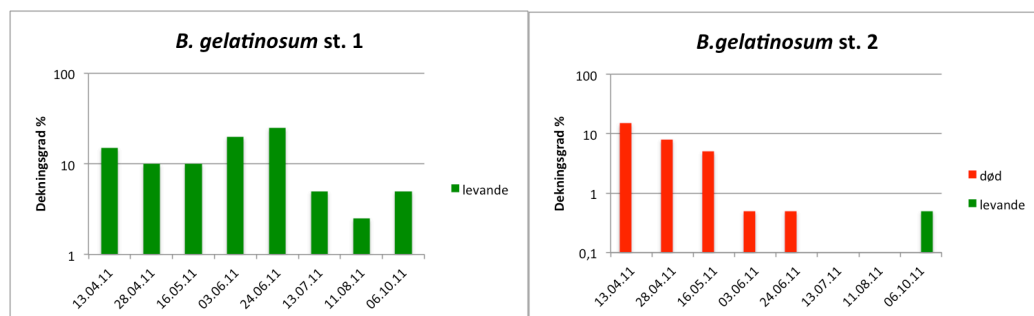
Raudalgen *B.gelatinosum* kom attende i levande tilstand på alle stasjonar i slutten av prøveperioden. Meir om *B.gelatinosum* på stasjon 1 og 2 under, i delkapittel 4.1.5.1.

3.1.5.1 Raudalgen *Batrachospermum gelatinosum*



Figur 8: Raudalgen *Batrachospermum gelatinosum* plukka oppstraums på stasjon 1 (til venstre) og nedstraums på stasjon 2 (til høgre) klorutsleppet (foto: Bjørn Faafeng, NIVA).

Raudalgen *Batrachospermum gelatinosum* vart funne i bleika tilstand nedstraums utsleppet frå første feltdag i april og heilt til 24.juni, nesten 5 månadar etter klorutsleppet. Særleg på stasjon 2 fanst det bleika *B. gelatinosum* i lang tid (figur 9). Figur 9 viser dekningsgraden av levande (grøn) og bleika *B. gelatinosum*, rett oppstraums (stasjon 1) og rett nedstraums (stasjon 2) utsleppsryret. På stasjon 1 var det ein ganske stabil dekningsgrad av levande *B. gelatinosum* gjennom heile prøveperioden med om lag 10 % dekningsgrad og med ein liten nedgang på seinsommar og hausten med minimum dekningsgrad på 2,5 % dekning 11.08.11.



Figur 9: *B. gelatinosum* oppstraums (stasjon 1) og rett nedstraums (stasjon 2) klorutsleppet.

Stasjon 2 hadde same dekningsgrad av *B. gelatinosum* (om lag 10 % dekning) i april, skilnaden var at den berre fanst i bleika tilstand. Dekningsgraden av bleika *B. gelatinosum* avtok utover sommaren og vart siste gang funne 24.juni. Til samanlikning var bleika grønalgar siste gang registrert 28.april, knappe to månadar etter klorutsleppet.

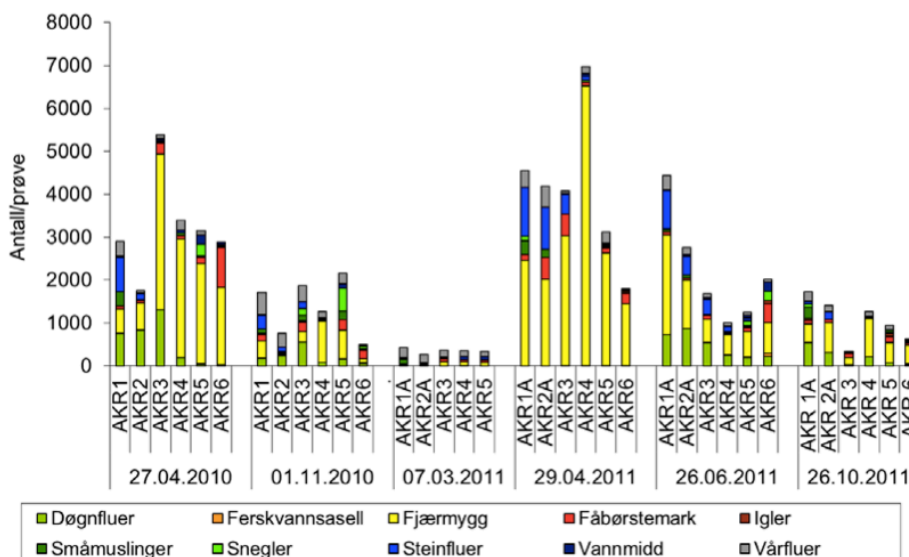
Siste feltdag, 6.oktober, fann me for første gong levande *B. gelatinosum* makroskopisk nedstraums utsleppsrøret på stasjon 2. På laboratoriet fann me levande mikroskopisk *B. gelatinosum* for første gong på stasjon 3, 3.juni, med 0,001% dekning.

3.2 Botndyr

I NIVA sin sluttrapport om klorutsleppet (Bækken et al., 2011a) vart det stadfesta at klorutsleppet forårsaka eit sterkt redusert botndyrsamfunn. Rett etter utsleppet (07.03.11) var tettleiken av botndyra kraftig redusert, og det same gjaldt for tal på taksa. Steinfluger og døgnfluger vart spesielt hardt råka og det var målt høg mortalitet på desse botndyrgruppene (Bækken et al., 2011a). Vårflugene klarte seg generelt betre enn dei nemnte insektgruppene.

3.2.1 Tettleik og hovudgrupper av botndyr

Før klorutsleppet var dei mest vanlege hovudgruppene i øvre deler av Akerselva på våren, døgnfluger og steinfluger (Bækken et al., 2011e) (figur 11, AKR1A). Alle våre prøvestasjonar (Stasjon 1-4) vert rekna som øvre deler av Akerselva (over ringveg 3). På hausten var dei mest vanlege hovudgruppene av botndyr, fjørmygglarvar og vårfluger (Bækken et al., 2011e).

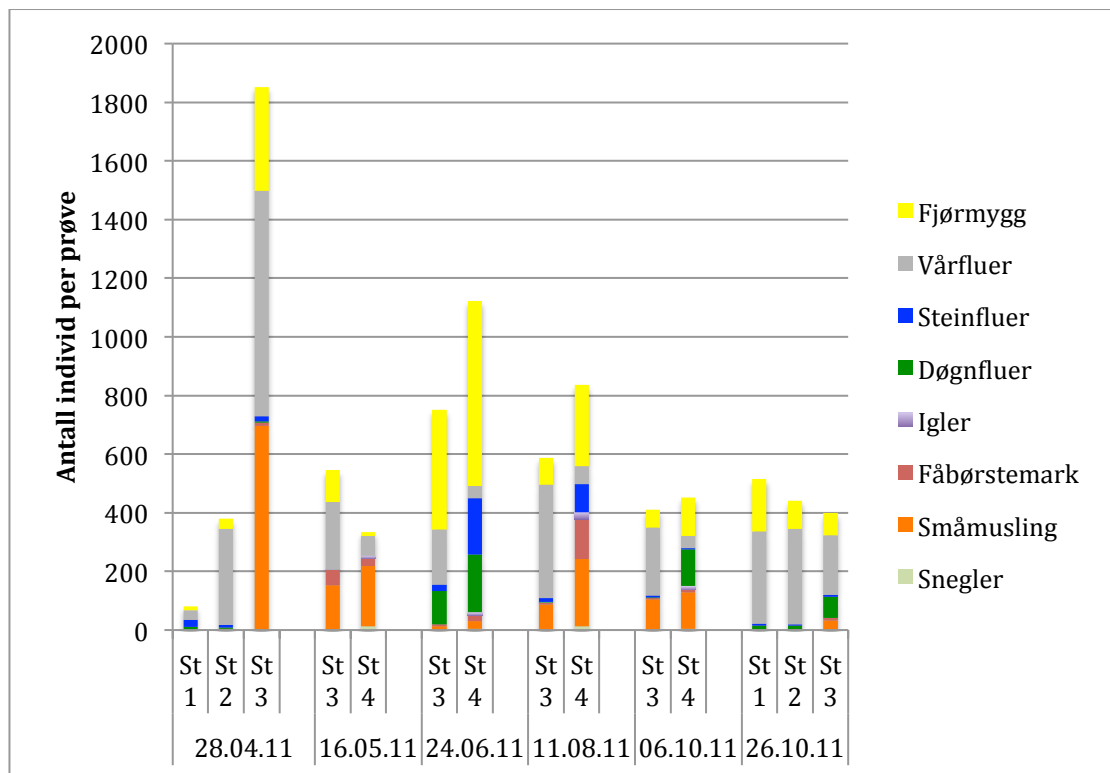


Figur 10: NIVA sine resultat: Hovudgrupper av botndyr før og etter klorutsleppet i Akerselva. (Bækken et al., 2011a) AKR1A svarar til stasjon 4 i denne oppgåva.

Rett etter klorutsleppet (07.mars) målte NIVA veldig låge tettleikar av botndyr i Akerselva (sjå figur 10, 07.03.11). Alle hovudgrupper av botndyr var sterkt

reduisert, særleg gjaldt dette steinfluger og døgnfluger. Allereie i slutten av april (28-29.04.11) hadde tettleiken av botndyr teke seg kraftig opp. Over halvparten av individa var fjørmygglarvar, men også ein heil del steinfluger hadde kome tilbake på stasjon 4 (AKR1A). Samanlikna med prøvar frå same tid året før klorutsleppet, april 2010 (27.04.10), hadde stasjon 4 (AKR1A) eit meir heterogent botndyrsamfunn i 2010 med fleire døgnfluger og færre fjørmygg.

I slutten av april(28.04.11) hadde stasjon 2, rett nedstrams utsleppsryret, størst tettleik av vårfluger på 327 individ per prøve, litt fjørmygg og steinfluger. Stasjon 1 oppstrams utsleppet hadde lågast botndyrtettleik av alle stasjonar med under 100 individ per prøve. Stasjon 3 hadde ein tettleik på over 1800 individ per prøve som hovudsakleg var småmusling, vårfluger og fjørmygg med eit lite innslag av steinfluger.



Figur 11: Hovudgrupper av botndyr i Akerselva på stasjon 1-4 i perioden 28.04.11-06.10.11(I figuren er prøvene som ikkje eg har analysert sjølv tatt bort:28.04.11 og 26.10.11, stasjon 4)

Frå 28.04.11 til 16.05.11 vart botndyrtettleiken på stasjon 3 redusert frå 1800 individ per prøve til under 600 per prøve. Hovudgruppene var samansett av same grupper som i april, bortsett frå at steinflugene var borte og fåbørstemark hadde kome til (52 individ/prøve). Stasjon 4 hadde i mai omtrent same

samansetning som stasjon 3 med småmusling, fåbørstemark, vårfluger og fjørmygg. Samanlikna med NIVA sine resultat frå 29.04.11, hadde tettleiken av botndyr vorte redusert frå nesten 5000 individ per prøve til under 400 individ per prøve (16.05.11) på stasjon 4 (Her må det tas forbehold om at det er ulike personar som har samla og analysert prøvane.).

24.06.11 auka botndyrtettleiken på stasjon 3 og 4, og for første gong såg me døgnfluger av ein viss tettleik etter klorutsleppet, med 112 individ per prøve på stasjon 3 og 198 individ per prøve på stasjon 4. Hovudsakleg besto tettleiken av døgnflugene av slekta *Baetis* (sjå meir om slekta i kap. 4.2.3). Tettleiken av fjørmygg hadde auka på begge stasjonar, som utgjorde nesten halvparten av botndyrtettleiken. I juni 2011 byrja botndyrsamfunnet på stasjon 4 (figur 10) å likne meir på slik det var før klorutsleppet med fleire individ av steinfluger og døgnfluger. Forskjellen var at det framleis var lågare tettleik (halvparten av 2010-tettleiken) og ein større del fjørmygg. Utover seinsommaren og hausten avtok botndyrtettleiken gradvis på stasjon 3 og 4, noko som er vanleg for botndyrsamfunn på hausten.

Stasjon 1 og 2 såg ut til å ha veldig lik samansetning av botndyr på siste prøvetakingsdag, 26.10.11. Tettleiken var om lag 450 individ per prøve. Hovudgruppene besto av hovudsakleg vårfluger (om lag 300 individ per prøve) og noko fjørmygglarvar (100-200 individ per prøve) og ein liten del døgnfluger og steinfluger (<20 individ per prøve).

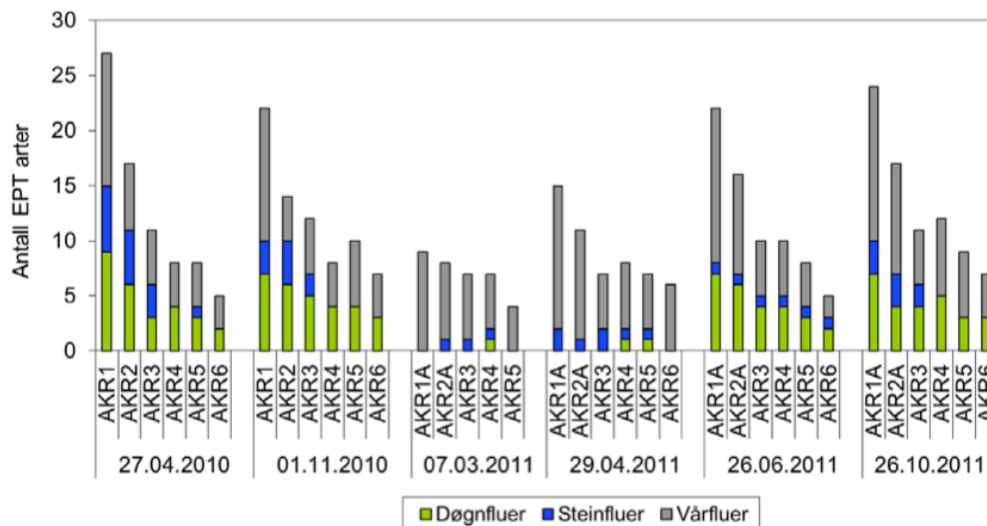
Stasjon 3 hadde større tettleik av døgnfluger og småmusling, men elles hadde stasjon 3 dei same hovudgruppene som stasjon 1 og 2.

Stasjon 4 (AKR1A), hadde ifølge NIVA sine resultat, mykje større tettleik av botndyr (om lag 1800 individ per prøve) enn stasjonane lenger oppstraums. Stasjon 1-3 hadde om lag 400 individ per prøve. Stasjon 4 (AKR1A) hadde siste prøvedag eit botndyrsamfunn som likna veldig på det som var 01.11.10. Hovudgrupper av botndyr var fjørmygg og døgnfluger (> 500 individ per prøve), vårfluger og småmusling (>200 individ per prøve), steinfluger, fåbørstemark, igler og sniglar (>40 individ per prøve).

3.2.2 Artsrikdom: EPT-taksa

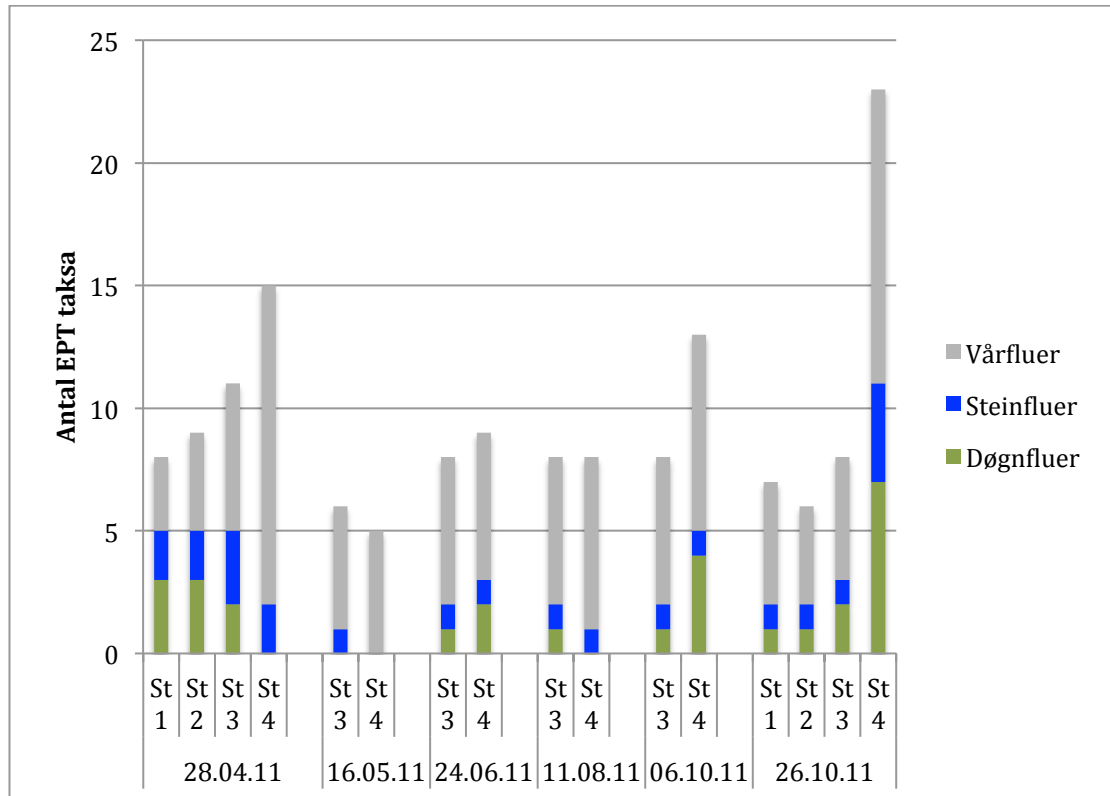
Tal på taksa av døgnfluger (Ephemeroptera), steinfluger (Plecoptera) og vårfluger (Trichoptera) vert ofte nytta som eit økologisk mål på biologisk mangfald i elver. Dette vert omtala som tal på EPT-taksa (E= Ephemeroptera, P= Plecoptera, T= Trichoptera) (Bækken et al., 2011).

27.april 2010, året før klorutsleppet talte NIVA over 25 EPT-taksa på stasjon 4 (AKR1A) (Bækken et al., 2011a). Av desse var det 9 taksa av døgnfluger, 6 steinfluger og 12 taksa av vårfluger. På NIVA sin befaring i Akerselva 07.03.11 vart det berre funne vårfluger av EPT-taksa på stasjon 4 (AKR1A) med under 10 taksa. Knappe to månadar seinare, 28.04.11 var tal på EPT-taksa 15. Av desse var det ingen registrerte døgnfluger og kun 2 taksa av steinfluger.



Figur 12: EPT-taksa registrert av NIVA både før og etter klorutsleppet (Bækken et al., 2011a) AKR1A svarar til stasjon 4 i denne oppgåva.

Lenger oppstrøms i Akerselva på stasjon 1 og 2 rett oppstrøms og rett nedstrøms utsleppsrøret var tal på EPT-taksa låge (<10), men innehaldt både døgn-, stein- og vårfluger (figur 13). Forholdet mellom EPT-taksa var fordelt jamt med 3 taksa døgnfluer, 2 taksa steinfluer og 3-4 taksa vårfluger. Stasjon 3 hadde totalt 11 EPT-taksa, 6 av desse var vårfluger, 3 var steinfluger og døgnflugene hadde 2 taksa.



Figur 13: Tal på taksa av døgnfluger, steinfluger og vårfluger (EPT-taksa: E=Ephemeroptera, P=Plecoptera, T=Trichoptera) på stasjon 1-4, 28.04.11 tom 26.10.11. (28.04.11 og 26.10.11 er stasjon 4 resultatet fra NIVA på stasjon AKR1A=stasjon 4)

I midten av mai vart det ikkje registrert døgnfluger på korkje stasjon 3 eller 4. Det vart heller ikkje registrert steinfluger på stasjon 4 i mai. I slutten av juli var det innslag av 1-2 taksa av steinfluger og døgnfluger, men det var framleis vårflugene som hadde flest taksa.

Tal på EPT-taksa auka på stasjon 4 frå 8 taksa 11.08.11 til 13 taksa 06.10.11 og 26.10.11 var EPT-taksa oppe i 23 på stasjon 4 (NB! Dette er NIVA sitt resultat frå AKR1A). Samanlikna med EPT-taksa frå tilsvarende periode året før klorutsleppet (01.11.10), var EPT-taksa nesten oppe på same nivå som forut for klorutsleppet. Stasjon 3 hadde ingen auke i EPT taksa og enda opp på 8 EPT taksa 26.10.11.

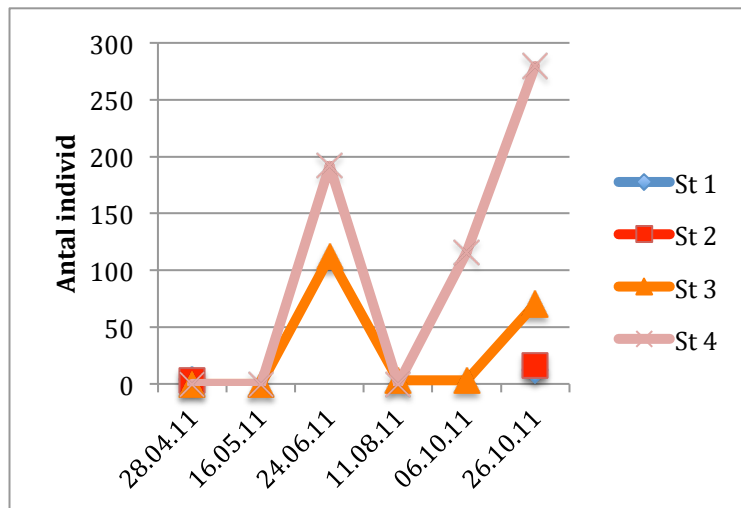
Tal på vårfluge-taksa ser ut til å ha haldt seg stabilt gjennom heile prøveperioden og vårfluger var til stades på alle stasjonar nedstraums utsleppet med minst 4 taksa per prøve.

3.2.3 Døgnflugeslekta *Baetis*

Døgnflugeslekta *Baetis* var totalt fråverande på stasjon 3 og 4 i april og mai, 3 månadar etter klorutsleppet. Tabell 3 og figur 14 syner at *Baetis* vart registrert på stasjon 3 og 4 første gong 24.06.11 med hhv. 112 og 192 individ. I august (11.08.11) hadde slekta nesten forsvunne igjen med 3 individ på stasjon 3 og 0 på stasjon 4. I oktober ,06.10.11, som var neste prøvetakingsdag (har ingen prøver frå september grunna flaumen) hadde *Baetis* komme tilbake igjen på stasjon 4 med 116 individ og auka ytterligare til 280 individ på siste prøvetakingsdag, 26.10.11. Stasjon 3 fekk også ei auke av tal på *Baetis* 26.10.11 med 70 talte individ.

Tabell 3: Tal på individ av døgnflugeslekta *Baetis* (Det finnast ikkje prøver frå 16.05.11-06.10.11 på stasjon 1 og 2. Manglande prøvar er markert i tabellen med X)

	28.04.11	16.05.11	24.06.11	11.08.11	06.10.11	26.10.11
St 1	4	X	X	X	X	12
St 2	3	X	X	X	X	16
St 3	0	0	112	3	3	70
St 4	0	0	192	0	116	280



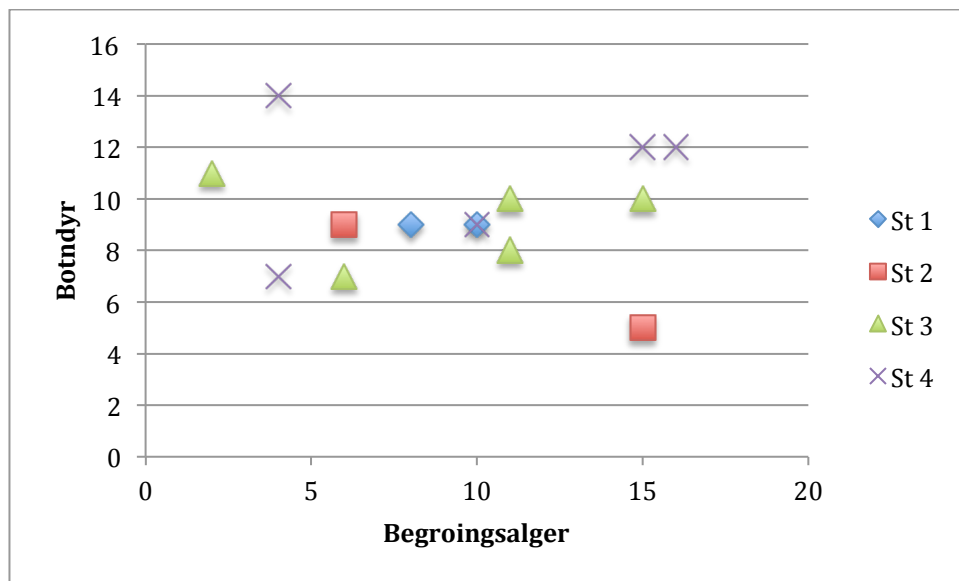
Figur 14: Tal på individ av døgnflugeslekta *Baetis* i Akerselva på stasjon 1-4, i perioden 28.04.11-26.10.11.

Stasjon 1 og 2 har berre prøver fra 28.04.11 og 26.10.11. På stasjon 1 (referansestasjonen) auka antal *Baetis* frå 4 til 12 individ. På stasjon 2 såg me ei tilsvarande auke frå 3 til 16 individ.

3.3 Algebegroing- og botndyrinteraksjonar

3.3.1 Tal på taksa –begrøingsalgar og botndyr

Reetableringa av begroingsalge- og botndyrsamfunn kan sjåast i samanheng med reetablering av tal på taksa av dei to organismegruppene. I figur 15 har me sett på samanhengen mellom tal på taksa av begroingsalgar og tal på taksa av botndyr. Det ser ut som det var ein samanheng mellom tal på taksa av begroingsalgar og botndyr, med nokon avvik.

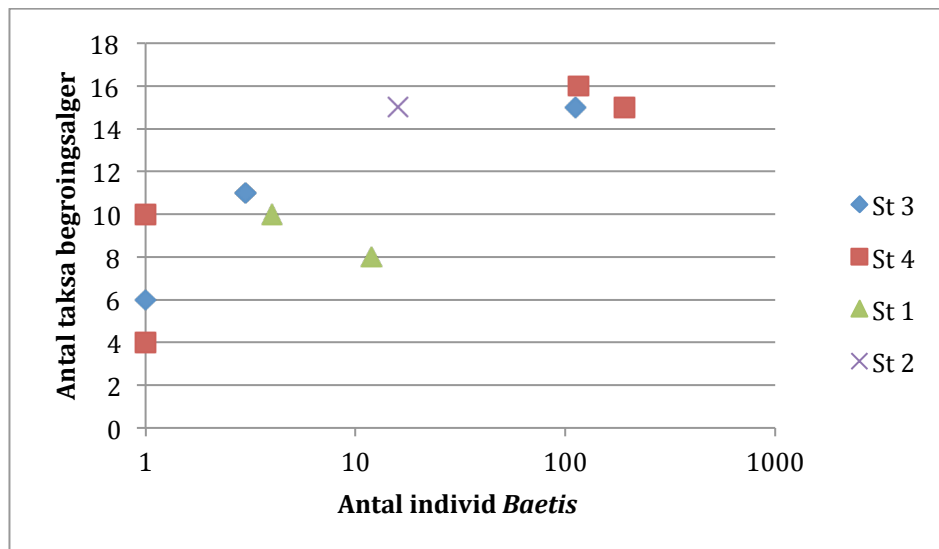


Figur 15: Samanheng mellom begroingsalgar (tal på taksa) og botndyr (tal på taksa) på stasjon 1-4. (Fjerna 3 taksa botndyr: Hydropsyche, Spahriidae og polycentropidae fordi desse har lite interaksjon med begroingsalgar – dei er mest fra den pelagiske næringskjeda)

Avviket synast særleg i april der tal på taksa av begroingsalgar var låg, mens tal på taksa av botndyr var høgst her gjennom heile perioden.

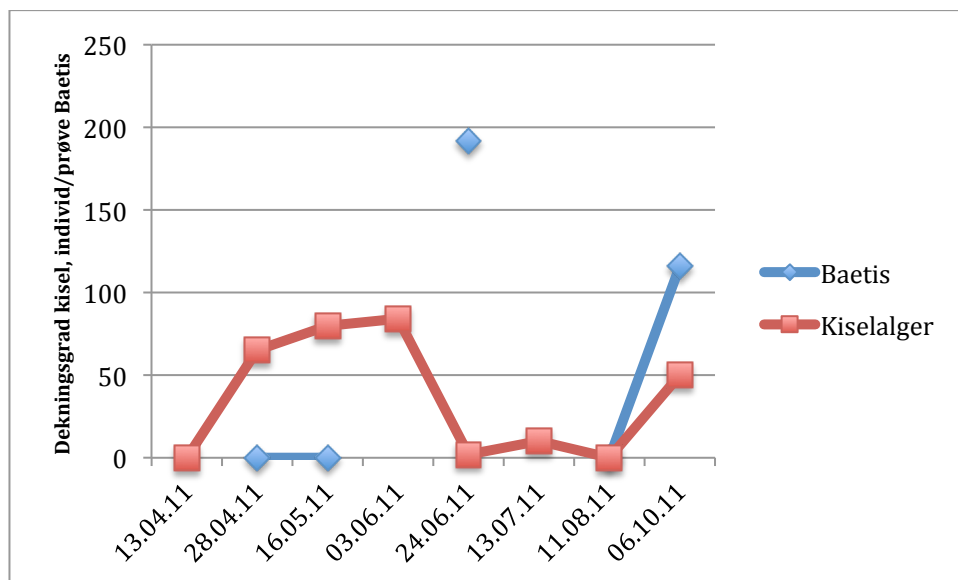
3.3.2 Samanheng mellom dominerande grazer og algebegroing

I figur 16 har me sett på samanhengen mellom tal på taksa av begroingsalgar og tal på individ av døgnflueslekta *Baetis*. Det kan sjå ut som det var ein viss samanheng mellom tal på individ frå *Baetis* slekta og tal på taksa av begroingsalgar. Dess fleire individ av *Baetis*, di fleire taksa av begroingsalgar.



Figur 16: Samanheng mellom tal på taksa begroingsalger og tal på individ av døgnflueslekta *Baetis*

I figur 17 synast dekningsgrad av kiselalgar og tal på individ av *Baetis* på stasjon 4. I slutten av april (28.04.11) registrerte me den første oppblomstringa av kiselalgar. På same tidspunkt var det ingen individ av slekta *Baetis* på nemnte stasjon. Fråværet av *Baetis* fortsette medan dekningsgraden av kislealgane auka fram til 3.juni då kiselalgebiomassen var på topp på stasjon 4 med ein dekningsgrad på over 80 %.



Figur 17: Samanheng mellom antal individ av døgnflugeslekta *Baetis* og Kiselalgevekst på stasjon 4 (AKR1A)

På neste prøvetakingsdag, 24.juni, hadde kiselalgebiomassen vorte redusert frå over 80 % til 2 % dekning. Det motsette hadde skjedd for døgnflueslekta *Baetis* som hadde auka frå 0 til 192 individ per prøve. 11.august vart det målt svært låg dekningsgrad av kiselalgar (0,01%) og ingen individ av *Baetis*. 6.oktober hadde

både tal på *Baetis* og kiselalgebiomassen auka betrakteleg. Tal på *Baetis* var då 116 individ per prøve og kiselalgane hadde blomstra opp til 50 % dekning.

4 Diskusjon

4.1 Begroingsalger

4.1.1 Biomasse begroingsalgar

Den låge dekningsgraden av begroingsalger nedstraums utsleppsrøret rett etter klorutsleppet var forventa. Etter ei kraftig forstyrning er det forventa at biomassen vil bli redusert fordi forstyrning fører til ugunstige forhold for ei mengde organismar og desse vil forsvinne frå habitata sine (Closs et al., 2004). Natriumhypokloritt vert normalt tilsett drikkevatt for å inaktivere og å drepe mikrobar og når dette stoffet kjem ut i elva vil begroingsalgefloraen høgst sannsynleg bli råka av denne effekten. Bleika begroingsalgar nedstraums utsleppsrøret var eit tydeleg teikn på effekten av klorutsleppet. Dekningsgraden av begroingsalgesamfunnet auka raskt, men samfunnet besto den første tida av få dominerande r-strategar (særleg kiselalger) som utgjorde størsteparten av dekningsgraden (Sjå 4.1.2).

Stasjon 4 skil seg frå dei andre stasjonane nedstraums utsleppspunktet, då det verkar som denne stasjonen har gode forhold for etablering av begroingsalgar. Det var her begroingsalgesamfunnet etablerte seg raskast og i størst utbreiing. Alt i slutten av april, knappe 2 månadar etter utsleppet hadde begroingsalgane ei dekningsgrad på 80%. Stasjon 4 var den stasjonen som låg lengst nedstraums utsleppsrøret. Dess lenger frå utsleppspunktet, di meir fortynna vil klorkonsentrasjonen bli. Stasjonen er den mest opne stasjonen med breiast elvebredde, substratet er heterogent og med størst lystilgang. Dette bidreg til raskare etablering av begroingsalgar her samanlikna med dei andre stasjonane. Stasjon 3 er ein veldig skuggelagt og veksten kan difor bli begrensa av lys. Stasjon 2 låg nærast utsleppsrøret og fekk dermed den høgaste konsentrasjonen av NaOCl av alle stasjonane. I tillegg består stasjon 2 av mykje bart fjell som det er vanskelegare for begroingsalgar å vekse på.

4.1.2 Hovudgrupper begroingsalgar oppstraums og nedstraums utsleppet

Stasjon 1 hadde ei stabil samansetjing av begroingsalgar med raudalgar og grønalgar som hovudgrupper gjennom heile prøveperioden. Stasjon 2, som ligg rett nedstraums stasjon 1, hadde tydeleg ustabil samansetjing av hovudgrupper etter klorutsleppet (figur 4). Stasjon 2 ligg rett nedstraums utsleppsørret og har dermed blitt utsatt for dei høgaste konsentrasjonane av NaOCl ettersom fortynninga var minst her. Når store delar av begroingsalgesamfunnet forsvann frå stasjon 2 vart det frigjord plass og r-strategar, artar som veks raskt, kunne etablere seg først. Ein typisk r-strateg er kiselalgar som viste rask vekst på stasjon 2 etter klorutsleppet. Neste hovudgruppe som kom tilbake var grønalgane mens raudalgen *B. gelatinosum* først vart registrert på stasjon 2 i oktober. Denne raudalgen er tydeleg sakteveksande, ein såkalla K-strateg og brukte lang tid på å reetablere seg på stasjon 2.

Stasjon 1 og 2 ser ut til å nærme seg kvarandre i samansetjing av hovudgrupper av begroingsalgar på siste feltdag. Då hadde begge stasjonane om lag 20 % dekningsgrad totalt som besto av hovudgruppene raudalgar og grønalgar. Stasjon 2 hadde betrakteleg mindre av raudalgen *B. gelatinosum*. Denne algen veks veldig sakte samanlikna med andre begroingsalgar, noko som kan forklare at det framleis var lite *B. gelatinosum* på stasjon 2, 6.oktober. Det er grunn til å tru at *B. gelatinosum* vil auke i tettleik her dersom den får vekse i fred for større forstyrringar (meir om *B. gelatinosum* i kap 5.1.5.1).

4.1.3 Dominerande taksa: Kiselalgar

Kiselalgane var den første gruppa av begroingsalgar som etablerte seg i Akerselva etter klorutsleppet. Kiselalgar er eit eksempel på ein typisk r-strateg som er rask på å etablere seg når det vert frigjord habitat. Dei vart ein dominerande taksa i Akerselva på stasjonane nedstraums utsleppet i den første tida etter klorutsleppet. Det er vanleg å finne kiselalgar først i elver som har blitt utsatt for ei kraftig forstyrring (Biggs, 1996). Kiselalgar har kort livssyklus og er

raske å etablere seg når dei får sjansen til det (Steinman, 1996). Fordi så store deler av begroingsalgesamfunnet vart reinska vekk av klore, fekk dei sansen til å etablere seg. Det vart frigjort habitat og dette nytta kiselalgane seg av. Dette er typisk oppførsel for kiselalgar (Closs et al., 2004).

Referansestasjonen (stasjon 1) hadde aldri betydelege mengder kiselalgar i løpet av prøveperioden bortsett frå siste prøvedag, 6.oktober. Då hadde stasjon 1 kiselalgar med ein dekningsgrad på 10 % som utgjorde halvparten av total dekningsgrad. Årsaken til dette kan vere at biomassen av begroingsalgar vart redusert på stasjon 1 på hausten. Det er vanleg at begroingsalgetettleiken går ned på hausten fordi det vert mindre lys og algane døyr. Slik vert det frigjort plass og moglegheiter for kiselalgane å etablere seg også på stasjon 1. Kiselalgar har normalt ei maksimum vekst på våren og hausten. Dei har fortrinn på våren på grunn av raskare vekst enn andre artar, og kan difor etablere seg først etter vinteren. På hausten har kiselalgane fordel fordi dei kan vekse med mindre lystilgang enn andre artar (Patrick, 1977)

Sesongmessig er det vanleg at kiselalgar dominerer om våren og at trådforma cyanobakterier og grøngar kjem seinare ut på sommaren (Biggs, 1996). Dette skjer ofte som eit resultat av vårflaumen som fungerer som ei sesongmessig forstyrring. Ei sesongmessig forstyrring kjem att år etter år og økosystemet tilpassar seg desse forstyrringane.

Suksesjon i elver etter ei forstyrring startar ofte med etablering av biofilm eller organisk matriks og bakterieflora. Deretter kjem små kortveksande kiselalgar som vidare vert erstatta av kolonidannande kiselalgar og til slutt er det vanleg at grønalgar kan etablere seg (Biggs et al., 1996). Suksesjon føregår ofte i denne rekkefølga, men det er mange variasjonar som er avhengig av organismar sine immigrasjons- og spreingsegenskapar, substratet, vatnet sin hastighet og lysintensitet.

Kiselalgane forsvann brått i slutten av juni. Samstundes auka tal på taksa kraftig på alle stasjonar nedstraums utsleppet (figur 5 og 6). Når kiselalgane forsvann vart det frigjort plass for andre artar som kunne etablere seg. Eit anna alternativ

kan vere at kislealgane vart utkonkurrert av meir konkurransedyktige artar som voks saktare og ikkje hadde kome til før no. Dette kan me ikkje vite sikkert, og det treng ikkje nødvendigvis vere det eine eller det andre. Det kan godt vere ein kombinasjon av at kiselalgane blir for mange og når eit maksimum og at utbreiinga vart redusert samstundes som andre meir sakteveksande konkurrentar (K-strategar) kom tilbake. Uansett kva som vår årsaka, så forsvann kiselalgane i juni samstundes som artsdiversiteten auka på alle stasjonane.

Var det kislealgar i Akerselva før klorutsleppet? Ja, men ikkje i så stor grad som me såg på stasjon 2, 3 og 4 i dei første fire månadane etter klorutsleppet. Dette kan me sei på grunnlag av bleika algar samla nedstrøms og samanlikning av referansestasjonen og stasjon 2. Begroingsalgesamfunnet såg meir heterogent ut før klorutsleppet. Stasjon 2 hadde periodar med dominans av kislealgar dei første 4 månadane etter klorutsleppet, mens stasjon 1 hadde ubetydelege mengder (<1%). Stasjon 1 og 2 burde under normale tilhøve ha tilnærma lik biologisk samansetjing, da det einaste av betydning (som vi veit) som skil dei to stasjonane er utsleppsryret.

Det har alltid vore kiselalgar på alle stasjonane i Akerselva, men dei ekstreme mengdene som me såg etter klorutsleppet kom som ei følgje av at det blei frigjort plass etter begroingsalgesamfunnet vart reinska vekk av klore. Kiselalgane var raskast til å etablere seg og fekk difor dominere slik dei gjorde dei fyrste månadane nedstraums utsleppsryret.

4.1.4 Tal på taksa

Effekten av ei forstyrring kan målast ved å sjå på artsrikdomen før og etter forstyrringa. Grad av betring(recovery) i eit lotisk økosystem kan målast med kor mange artar som kjem tilbake til habitatet og rekoloniserer etter at forstyrringa har opphøyrd (Resh, 1988).

Det finnast dessverre ikkje tilstrekkelege data om korleis begroingsalgesamfunnet var i Akerselva før klorutsleppet (Bækken et al., 2011a) Det beste me kunne bruke var stasjon 1 (referansestasjonen), omlag 20 meter av elva oppstrøms utsleppsrøyret som ikkje vart råka av klorutsleppet. Denne stasjonen har me nytta som referansestasjon. I tillegg har me ein klorpåverka stasjon rett nedstrøms utsleppsrøyret (stasjon 2). Stasjon 1 og 2 er veldig like når det gjeld substrat og lokalisering. Å følgje utviklinga på stasjon 2 og samanlikne med referansestasjonen kan gi oss ein indikasjon på korleis reetableringa har utvikla seg utover våren, sommaren og hausten.

Artsrikdomen i Akerselva var tydeleg akutt redusert etter klorutsleppet. Tal på taksa viser ein ustabilitet i begroingsalgesamfunnet på stasjon 2-4, nedstrøms utsleppsrøyret, og eit stabilt samfunn på referansestasjonen (jf. Figur 7). Ustabiliteten viser seg med store fluktasjonar i tal på artar på stasjonane nedstrøms utsleppsrøyret. Stasjon 2 er spesielt ustabil. Tal på taksa varierer veldig med store utslag (figur 6). Stasjon 2 ligg rett nedstrøms utsleppspunktet. Organismane ved denne stasjonen har difor truleg blitt eksponert for særleg høge konsentrasjonar av NaOCl.

Stasjonane nedstrøms utsleppsrøyret enda opp med fleire taksa enn referansestasjonen på siste prøvetakingsdag (06.10.11). Artsdiversitet vert ofte sett på som eit teikn på eit friskt økosystem. Ein kan likevel ikkje setje likskapsteikn mellom mange taksa og eit sunt og friskt økosystem. Kva type artar det er snakk om og korleis samspelet er med resten av økosystemet spelar inn. Det viktigaste spørsmålet ein kan stille seg i tilfellet Akerselva er: om desse artane var ein del av økosystemet frå før? Dette kan me ikkje sikkert vite på grunn av manglande data om begroingsalgesamfunnet i Akerselva før klorutsleppet. Det som likevel er tydeleg er at tal på artar er veldig ustabil nedstrøms utsleppsrøyret. Dette indikerer eit økosystem som ikkje er i balanse. Til tross for at det ser ut som me har eit ustabil begroingsalgesamfunn nedstrøms utsleppet, ser me at alle stasjonane (1-4) enda opp på rundt same tal på taksa totalt (figur 8).

Tal på taksa i Akerselva nedstraums utsleppsryret synte eit høgt tal på taksa på siste prøvetakingsdag. Det aukande artsmangfaldet kan vere eit godt teikn på eit økosystem på betringens veg, men det treng ikkje å vere tilfellet jamfør argumenta over. Sjølv om me til tider såg eit høgt tal på taksa på feltstasjonane nedstraums utsleppet gjennom prøveperioden, såg me også at det avtok raskt igjen til eit minimum tal på taksa. Dette tyder på eit ustabil og skjørt økosystem.

4.1.5 Bleika begroingsalger

Bleika begroingsalgar vart funne i fleire månadar etter klorutsleppet. Bleika algar er algar utan klorofyll som ikkje kan drive fotosyntese og er dermed å rekne som døde algar (Bækken et al., 2011a). Dei bleika algane kan gi oss ein indikasjon på kva begroingsalgesamfunn det var i Akerselva før klorutsleppet. Det er likevel sannsynleg at mange av dei bleika algane hadde forsvunne med straumen før me var ute i felt første gong 13.april -ein god månad etter klorutsleppet.

Dei trådforma grønalgane ser ut til å brytast raskare ned enn raudalgen *B. gelatinosum*. Grønalgane vart brote ned/forsvann i løpet av om lag 2 månadar etter klorutsleppet, mens bleika *B. gelatinosum* var å finne heile 5 månadar etter klorutsleppet (meir om *B. gelatinosum* i neste delkapittel, 5.1.5.1)

Grønalgen, *Spirogyra d*, ser ut til å ha kome tilbake på stasjon 4 etter klorutsleppet. Dei trådforma grønalgane *Mougeotia a/b* og *Mougeotia e* forsvann frå stasjon 4 etter klorutsleppet og kom ikkje tilbake i løpet av prøveperioden. Fråværet av grønalgane kan ha naturlege årsaker ettersom begroingsalgesamfunn endrar seg mykje i løpet av ein sesong. Grønalgane har forholdsvis kort livssyklus og ulike artar tek over for kvarandre gjennom ein vekstsesong (Biggs, 1996). Fråværet av *B. gelatinosum* er det vanskelegare å finne naturleg forklaring på sidan den vaks på referansestasjonen med stabil dekningsgrad gjennom heile prøveperioden.

4.1.5.1 Raudalgen *Batrachospermum gelatinosum*

Raudalgen *Batrachospermum gelatinosum* var borte frå begroingsalgesamfunnet nedstraums utsleppet i mange månadar etter klorutsleppet. Bleika *B. gelatinosum* vitna om at denne hadde levd på alle stasjonane nedstraums utsleppet, men var berre å finne i levande tilstand (grøn) på referansestasjonen (stasjon 1). Bleika *B. gelatinosum* var å finne så seint som 24.juni, nesten 5 månadar etter klorutsleppet på stasjon 2. Dette tyder på at cellene i røtene/festeorgana ikkje hadde vorte øydelagde av klorret. Det tyder også på at *B. gelatinosum* ikkje vert brote raskt ned og at dei ikkje er særleg attraktive for algeetarar i bleika tilstand. Ei anna årsak til sakte nedbryting kan vere at det var for få levande organismar til å beite på- og å bryte ned død *B. gelatinosum* i etterkant av klorutsleppet. Fråværet av bleika *B. gelatinosum* fall saman med at botndyrslekta *Baetis* kom tilbake til Akerselva. *Baetis* er den dominerande grazeren i Akerselva og kan ha auka tempoet på nedbrytinga av bleika *B. gelatinosum*. Det er også sannsynleg at bleika *B. gelatinosum* ville forsvunne på dette tidspunktet uansett på grunn av andre nedbrytarar og tida etter klorutsleppet.

B. gelatinosum er ei sakteveksande alge, ein typisk K-strateg, og er difor svært utsatt ved kraftige og hyppige forstyrringar. *B. gelatinosum* treng lang tid på å vekse og treng difor ro til å etablere og utvikle seg. *B. geleatinosum* er eit døme på ein art som ikkje vil klare seg i eit økosystem som stadig vert utsett for kraftige forstyrringar jamfør hypotesa om middels forstyrring og hypotesa om dynamisk likevekt. I slike tilfelle ville ikkje *B. gelatinosum* rekke å etablere seg og økosystemet ville vore dominert av hurtigveksande artar med kort livssyklus som er kjappe på å etablere seg (Closs et al., 2004). *B. gelatinosum* ville vorte selektert ut ved r-seleksjon og r-strategar som til dømes kislealgar ville få fortsette å dominere og artsmangfaldet ville vore mindre (Resh et al., 1988). Dersom forstyrringar i Akerselva ikkje skjer hyppigare enn tida det tek for *B. gelatinosum* å etablere seg og reprodusere seg, vil ikkje *B. gelatinosum* kunne leve der.

B. gelatinosum vart funnen i levande tilstand nedstraums utsleppet for første gong mikroskopisk i slutten av juni. I oktober fann me *B. gelatinosum* makroskopisk på alle stasjonar nedstraums utsleppet. Dette gir grunn til å tru at *B. gelatinosum* er på veg tilbake til den dekninga den hadde før utsleppet dersom utviklinga fortset og ingen større forstyrringar skjer før dei har fått fullført livssyklusen sin.

4.2 Botndyr

4.2.1 Tettleik og hovudgrupper av botndyr

Tettleiken av botndyr avtok sterkt rett etter klorutsleppet. Særleg steinfluger og døgnfluger vart hardt råka med høg mortalitet (Bækken et al., 2011a). Allereie i slutten av april, som var vår første prøvedag, hadde tettleiken av botndyr teke seg betrakteleg opp. Sjølv om tettleiken hadde auka, var ikkje botndyrsamfunnet det same som på tilsvarende tidspunkt året før (Bækken et al., 2011a). På stasjon 4 var det mykje større tettleikar av fjørmygglarvar enn det var målt året før klorutsleppet. Fjørmygg er ein r-strateg, ei gruppe botndyr med kort livssyklus og rask reproduksjon (Resh, 1988). Difor er denne gruppa vanleg å sjå i lotiske økosystem i ettertid av ei kraftig forstyrning. Fjørmygglarvar har vore vanleg i Akerselva i store tettleikar også før klorutsleppet, men det var gjerne på stasjonar lenger nedstraums i Akerselva som ofte er meir belasta av forureining (Bækken et al., 2011a).

Døgnflugene, som var ei av dei mest vanlege botndyrgruppene i Akerselva før klorutsleppet, var første gong å sjå med ein betydeleg tettleik på stasjon 3 og 4 i slutten av juni. I august var dei borte att. Årsaka kan ha vore klekking av sommargenerasjonen av døgnfluger- frå akvatisk fase (nymfe) til terrestrisk fase (subimago/imago) (meir om dette i kapittel 4.2.3.). Døgnflugenymfene kom att på hausten på alle stasjonane.

På hausten, i slutten av oktober, nesten 9 månadar etter klorutsleppet ser det ut som botndyrsamfunnet er på veg tilbake til den tilstanden det var i før klorutsleppet. Stasjon 1 (referansestasjonen) og stasjon 2 hadde tilnærma likt botndyrsamfunn med same botndyrtettleik og samansetjing av hovudgrupper.

Botndyrfamilien som dominerte på stasjon 1 og 2 var vårflugfamilien Polycentropodidae. Denne familien vart ikkje bestemt til art på lab, men utifrå observasjonar av fangstnetta i felt, er det mest sannsynleg snakk om arten *Neureclipsis bimaculata*. Dette er ein nettspinnande art som ofte lev ved utløpet av innsjøar. *N. bimaculata* kan nytte seg av næring frå pelagialen ved å filtrere ut zooplankton (LaFontaine, 1981). Stasjon 1 og 2 ligg rett ved utløpet frå Maridalsvatnet og dei nettspinnande vårflugene kan dermed nytte seg av tilførsler frå Maridalsvatnet og treng dermed ikkje vere så avhengige av autoktont materiale, produsert i Akerselva.

Ifølge NIVA har stasjon 4 (AKR1A) liknande botndyrsamfunn den 26.10.11 som på tilsvarende tidspunkt året før klorutsleppet (Bækken et al., 2011a). Dette er eit godt teikn som vitnar om ei reetablering som går i retning slik botndyrsamfunnet var før klorutsleppet.

4.2.2 Artsrikdom: EPT-taksa

Resultat frå denne oppgåva indikerer at botndyra på stasjon 2 vart lite påverka av klorutsleppet sidan EPT-taksa på referansestasjonen og stasjon 2 var omtrent det same den 28.april. Både fordeling mellom vårfluger, døgnfluger og steinfluger samt tal på EPT-taksa totalt, var relativt like på begge stasjonar. Stasjon 2 ligg rett nedstraums utsleppsrøyret og referansestasjonen ligg rett oppstraums. Stasjon 2 kan ha fått tilførsel av botndyr frå stasjon 1 og dermed fått ei raskare reetablering av botndyrsamfunnet. Både stasjon 1 og stasjon 2 hadde under 10 EPT-taska, noko som er rekna for å vere låg artsdiversitet (Bækken et al., 2011a). Sjølv om det er låge tal for EPT-taksa på stasjon 1 og 2 kan det ha sin naturlege forklaring med lite gunstig substrat for mange typar botndyr på grunn av bart fjell og lite sand, grus og mellomstore steinar.

I følgje resultatata frå NIVA, som tok botndyrprøvar rett etter utsleppet (07.03.11) , ser me at det hadde skjedd ei utvikling frå 7.mars til 29.april. Fire dagar etter utsleppet, 7.mars, vart det kun funne vårfluger på stasjon 4 (AKR1A). 29.april registrerte NIVA eit par artar av steinfluger på stasjon 4 og mykje større

tettleikar av botndyr. Dette tyder på at det har skjedd ei utvikling frå 7.mars til 29.april. Det kan ha vore fråvær av døgn- og steinfluger på stasjon 2 rett etter klorutsleppet, men dette har me ikkje registrert fordi me ikkje var i felt før 28.april, nesten to månadar etter utsleppet. Reetableringa kan ha gått veldig raskt på stasjon 2 på grunn av tilførsel frå stasjon 1 og Maridalsvatnet og var difor så godt som reetablert 28.april.

Tal på vårfluge-taksa ser ut til å ha halde seg stabilt gjennom heile prøveperioden og var til stades på alle stasjonane nedstraums utsleppet med minst 4 taksa per prøve.

Det var fråvær og nærvær av døgnfluge- og steinflugetaksa som gjorde at total EPT-taksa varierte på stasjon 3 og 4. Det ser ut til at vårflugene har klart seg ganske godt etter klorutsleppet samanlikna med døgn- og steinflugene. Dette stemmer overeins med resultatata i hovudrapporten til NIVA (Bækken et al., 2011a). Årsaka til at vårflugene klarte seg så godt vart diskutert i kapittel 4.2.1.

I slutten av oktober såg EPT-taksa på stasjon 2 og 4 ut til å vere tilbake til det talet det var på før klorutsleppet. Stasjon 3 er det vanskeleg å seie noko om i dette tilfellet fordi vi ikkje har noko å samanlikne den med. Stasjon 2 kan samanliknast med referansestasjonen og stasjon 4 har data om botndyrsamfunnet før klorutsleppet. Stasjon 2 hadde lik EPT-samansetjing som referansestasjonen (stasjon 1) knappe ni månadar etter klorutsleppet. Stasjon 4 (AKR1A) hadde omtrent same tal EPT-taksa og lik fordeling mellom døgn- stein- og vårflugetaksa som på tilsvarende tidspunkt året før klorutsleppet (01.11.10). Dette kan tyde på eit botndyrsamfunn som er på veg tilbake til den artsrikdomen det hadde før klorutsleppet.

4.2.3 Døgnflugeslekta *Baetis*

Døgnflugeslekta *Baetis* var vanlig i heile Akerselva før klorutsleppet. Særleg arten *Baetis rhodani* dominerte blant døgnflugene og vart rekna som ein nøkkelart i Akerselva (Bækken et al., 2011a). Denne slekta forsvann fullstendig

frå Akerselva etter klorutsleppet og var borte i nesten 4 månadar før den blei funnen i større tettleikar på stasjon 3 og 4 i slutten av juni.

Baetis er ein viktig og dominerande grazer i økosystemet i Akerselva og me skal sjå vidare på samanhengen mellom denne og begroingsalgar i neste kapittel, 4.3 Begroingsalgar- og botndyrinteraksjonar.

Stasjon 1 og 2 hadde lite av slekta *Baetis*. Næringsforholda på stasjon 1 og 2 er betre for nettspinnande vårfluger som kan nytte seg av næring frå pelagialen og tilførselar frå Maridalsvatnet. Sidan referansestasjonen (stasjon1) ikkje hadde mykje av *Baetis* korkje vår eller haust, er det sannsynleg at dette var tilfellet for stasjon 2 også før utsleppet, og at den låge tettleiken på stasjonen i april var heilt normalt.

Baetis hadde ein topp i tettleik på stasjon 3 og 4 i juni og ein seint i oktober. Toppen i juni er sannsynleg sommarpopulasjonen av *Baetis* og toppen i oktober er vintergenerasjonen. Fråværet i april og mai skuldast mest sannsynleg klorutsleppet medan fråværet i august mest sannsynleg skuldast at sommargenerasjonen hadde klekka frå akvatisk fase til terrestrisk fase.

4.3 Algebegroing- og botndyrinteraksjonar

Både begroingsalge-, og botndyrsamfunnet vart kraftig redusert i biomasse og tal på artar etter klorutsleppet. Etter ei kraftig forstyrring vil reetableringa av begroingsalgar ofte gå raskare enn for botndyr. Begroingsalgar har stort sett kort livssyklus og fleire celledelingar dagleg (Lowe et al., 1996). Dette kan føre til ein periode med oppblomstring av algar som får stå i fred for beiting før reetableringa av botndyra ha komme i gang (Biggs, 1996). Når grazerbestanden har teke seg opp att, kan beitinga påverke algeveksten slik at den kan bli begrensa. Grazing kan hindre konkurransedyktige begroingsalgar i å dominere og auke artsmangfaldet (Resh, 1988). Dette kan ha vore tilfellet med den kraftige oppblomstringa av begroingsalgar, og då særleg kiselalgar i månadane etter klorutsleppet. På figur 17 ser vi at kiselalgane fekk stå i fred for den dominerande grazeren i Akerselva, døgnflugeslekta *Baetis*, dei første månadane etter klorutsleppet. Når *Baetis* kom tilbake til Akerselva på stasjon 4 i slutten av

juni, vart dekningsgraden av kislealgar kraftig redusert og tal på artar av begroingsalgar auka markant på stasjon 4 (sjå figur 5 og 6).

Beiting (grazing) på begroingsalgar er ei form for miniforstyrking som kan hindre "overlegne konkurrentar" frå å dominere fullstendig i eit økosystem. Ifølgje hypotesa om middels forstyrking, vil dette gje størst artsrikdom. Studiar frå eit forsøk i Tennessee i USA viste at begroingsalgesamfunn der ein fjerna grazers frå økosystemet førte til oppblomstring og fullstendig dominans av kiselalgar (Allan et al., 2007). Grazers kan stimulerer til algevekst ved å fjerne dødande/gamle algeceller og redusere skuggelegging for underliggende artar. Beiting kan endre på artssamansetjinga ved å ete føretrekte artar og frigjere plass for nye artar (Allan et al., 2007). Beiting kan hindre dominante artar av begroingsalgar å dominere og fremje artsmangfald.

Dersom ein ser reetableringa av begroingsalge- og botndyrsamfunnet i ein romleg (spatial) kontekst, ser vi at lengdegradienten i elva har noko å seie for reetableringa. Reetableringa av begroingsalgesamfunnet ser ut til å ha gått raskast på stasjon 4, stasjonen som låg lengst nedstraums utsleppspunktet. For botndyr ser det ut som det er motsett, reetableringa gjekk raskast på stasjon 2 rett nedstraums utsleppsrøret.

Det kan vere fleire moglege årsaker til at dette. Stasjon 2 ligg rett nedstraums referansestasjonen som var urørt av klorutsleppet. Nærleiken til referansestasjonen kan ha gjort det mogleg for botndyr å emigrere frå stasjon 1 til stasjon 2 så raskt forholde normaliserte seg der. Skilnaden på botndyr og begroingsalgar er blant anna at botndyr kan bevege seg eller "drifte", noko begroingsalgar ikkje kan. Difor kan reetableringa av botndyrsamfunnet på stasjon 2 skje raskare enn for begroingsalgane.

Etter ei forstyrking er det vanleg å måle grad av betring etter kor mange artar som var der før forstyrringa, og som kjem tilbake etter forstyrringa (Resh et al., 1988). Var det mange artar forut for forstyrringa, er det mange artar som kan overleve og økosystemet vert rekna som meir robust. Men er forstyrringa kraftig nok, kan ein snu det og sei at det er mange artar som kan døye og fleire artar som

må rekolonisere for friskmelding av økosystemet etter forstyrninga (Resh et al., 1988). På stasjon 4 var det i utgangspunktet truleg større artsrikdom og biomasse enn stasjonane lenger oppstrøms på grunn av stor lystilgang og godt egna substrat. I tillegg var NaOCl meir fortynna, noko som gjorde at fleire individ og artar kunne klare seg. Reetableringa av begroingsalgar skjedde difor først på denne stasjonen. Botndyrsamfunnet såg også ut til å vere på veg tilbake til sin opphavlege samansetjing på siste prøvetakingsdag (26.10.11) på denne stasjonen.

Klorutsleppet i Akerselva må kunne karakteriserast som ei særleg kraftig forstyrning, og i dette tilfellet kan det gå raskare å reetablere eit samfunn med få artar, fordi det er færre som skal rekoloniserast. Dette kan ha vore tilfellet på stasjon 2, som ifølgje referansestasjonen hadde eit relativt artsfattig samfunn når det gjaldt botndyr (sjå figur 13). Ein annan årsak til at botndyr kan etablere seg så raskt på stasjon 2, er at store delar botndyrsamfunnet her er artar som ikkje er avhengig av autoktont materiale, det vil seie materiale som er produsert i elva som til dømes begroingsalgar. På stasjon 1 og 2 utgjorde vårflugene mesteparten av botndyrtettleiken, særleg vårflugfamilien Polycentropodidae og arten *N. bimaculata*. Denne arten er nettspinnande (Allan et al., 2007) og kan i stor grad nytte seg av pelagisk næring som blir tilført frå Maridalsvatnet. Dette gjorde denne gruppa mindre sårbar for forstyrningar som kun ramma Akerselva fordi denne gruppa ikkje er avhengig av reetablering av t.d. begroingsalgar på same måte som til dømes grazers er.

5 Konklusjon

Utsleppet av natriumhypokloritt gav akutte effektar på livet i Akerselva i form av redusert biomasse av både begroingsalgar og botndyr. Dekningsgraden av begroingsalgar og tettleiken av botndyr var låge på dei klorpåverka stasjonane nedstrøms utsleppsrøyret. Tal på artar av botndyr og begroingsalgar vart også betydeleg redusert rett etter klorutsleppet.

Ustabilitet i tal på taksa nedstraums utsleppet viste seg i månadane etter klorutsleppet og vitna om eit økosystem i ubalanse. Referansestasjonen viste stabilitet i tal på taksa og kunne vitne om at det var unormale tilstandar nedstraums utsleppsryret.

I månadane etter klorutsleppet såg me ei reetablering av begroingsalgesamfunnet som var dominert av kislealgar som er ein utprega r-strateg som er rask til å etablere seg når det vert frigjord habitat. Kiselalgane dominerte begroingsalgesamfunnet lenge. Kollapsen av kiselalgar i juni samsvarte med reetableringa av døgnflugeslekta *Baetis*, Akerselva sin dominerande grazer. På same tid auka også tal på artar av begroingsalgar betrakteleg. Reetableringa av grazers ser ut til å ha hatt positiv effekt på artsmangfaldet av begroingsalgar. Dette var spesielt tydeleg på stasjon 4, som låg lengst nedstraums utsleppsryret. Det var tydeleg at avstand frå utsleppsryret hadde noko å seie for reetablering av begroingsalge- og botndyrsamfunnet.

Raudalgen *B. gelatinosum* voks på alle feltstasjonane før klorutsleppet. Dette kan me dokumentere med funn av klorbleika *B. gelatinosum* på alle stasjonar nedstraums utsleppet. Levande *B. gelatinosum* vart ikkje funne før siste dag i felt, nesten 8 månadar etter klorutsleppet. På dette tidspunktet vart den funne på alle stasjonane nedstraums utsleppet, dog med låg dekningsgrad.

Dei klorbleika algane gav oss viktig informasjon om begroingsalgesamfunnet i Akerselva forut for klorutsleppet. Det var lite informasjon om korleis begroingsalgesamfunnet såg ut før klorulukka så dei klorbleika algane og referansestasjonen var avgjerande for å kunne seie noko om reetableringa av begroingsalgesamfunnet.

Ut i frå resultatata frå siste prøvetakingsdag ser det ut som begroingsalge- og botndyrsamfunnet er på betringens veg i Akerselva. Effektane av NaOCl var akutte og dødelege for store delar av begroingsalge- og botndyrsamfunnet. Reetableringa ser likevel ut til å ha gått raskare enn først frykta. På slutten av prøveperioden i Akerselva såg me eit økosystem som vil vere veldig sårbart for ytterlegare forstyrringar. K-strategar har lang livssyklus og treng tid til å

etablere seg, og vil vere ekstra sårbare dersom kraftige forstyrringar kjem hyppig. Då vil ein få eit økosystem prega av r-strategar og eit mindre artsrikt samfunn. Akerselva renn rett gjennom Noregs største by, og vert stadig utsett for ureining og ulike utsleppsulukker. Det er viktig å følgje med på den økologiske tilstanden i Akerselva vidare for å sjå om reetableringa av økosystemet fortset og for å avsløre eventuelle avvik og nye forstyrringar. Slik kan me betre kunnskapen om samspelet mellom ulike biologiske, fysiske og kjemiske faktorar og på den måten verne om og forbetre tilstanden i Akerselva.

6 Referansar

Allan, D. J., Castillo, M.M., 2007, Stream ecology. Structure and function of running waters, Springer, Netherlands

Biggs, B. J. F., Patterns in benthic algae of streams, Stevenson, J. R., Bothwell, M. L., Lowe, R. L., 1996, Algal ecology: freshwater benthic ecosystems, 31-56, San Diego: Academic press

Bongard, T. (2005). Effekter på bunndyr av aluminiumsbehandling mot *G. salaris* i Batnfjordselva, 2003 og 2004. *Norsk Institutt for Naturforskning*, 9, 20.

Brittain, J. E., Eikeland, T. J., 1988, Invertebrate drift – A review, forfattarar, *Hydrobiologia*, volume 166, 77-93, Springer Netherlands

Brittain, J. E., Saltveit, S. J., 1986, Fauna i elver og bekker innen Oslo kommune del VI. Fiskedød i Akerselva: Bruk av bunndyr og fisk for lokalisering av kilde for giftutslipp, LFI rapport nr 92, 18, Oslo

Bull, S., 2007, Sodium hypochlorite. Toxicological overview, Health protection agency, Public health England, version 1

Bækken, T., Rustadbakken, A., Schneider, S., Edvardsen, H., Eriksen, T. E., Sandaas, K., 2011a, Virkninger av utslippet av natriumhypokloritt på økosystemet I Akerselva, 68, NIVA, 6240

Bækken, T., Schneider, S., Rustadbakken, A., Edvardsen, H., Eriksen, T. E., Sandaas, K., Billing, H., 2011b, Virkninger av utslippet av natriumhypokloritt på økosystemet i Akerselva, 15, NIVA, Fase 1 og 2 Rapportering 01.09.2011

Bækken, T., Schneider, S., Sandaas, K., Billing, H., 2011c, Virkninger av utslippet av natriumhypokloritt på økosystemet i og ved akerselva på kort og lang sikt, 22, NIVA, Midlertidig rapportering 24.05.2011

Bækken, T., Rustadbakken, A., Eriksen, T.E., 2011d, Biologiske effekter ved utslipp av natriumhypokloritt til Akerselva. Statusrapport etter befarig 7.mars.2011, 15, NIVA, 6136

Bækken, T., Bergan, M., Eriksen, T.E., Lund, E., 2011e, Vurdering av økologisk tilstand i Osloelvene. Bunndyr og fisk i Akerselva og i Hovinbekken vår og høst 2010, 46, NIVA, 6107

Fosse, O., 2013, Reetablering av livet i Akerselva etter klorutslepp –effektar på begroingsalgar og botndyr.

Closs, G., Downes, B., Boulton, A., 2004, Freshwater ecology, Blackwell publishing, Australia

Eriksen, T. E., Bækken, T., Moe, J., 2010, Innsamling og bearbeiding av bunnfauna i rennende vann – et metodestudium, 21, NIVA, 6043

Frost, S., Huni, A., Kershaw, W.E., 1971, Evaluation of a kicking technique for sampling stream bottom fauna, Canadian Journal of Zoology 49:167-173.

Fukui, D., Murakami, M., Nakano, S., & Aoi, T., 2006, Effect of emergent aquatic insects on bat foraging in a riparian forest. *Journal of Animal Ecology*, 75, 1252-1258.

L. Geitler, 1932, Rabenhorts Kryprogamen Flora, 14 band, Cyanophyceae, Akademische Verlagsgesellschaft mb.H, Leipzig

Krebs, C. J., 2009, Ecology – The experimental analyses of distribution and abundance, Sixth edition, Pearson, USA, 637, ISBN-10 0-321-60468-7

LaFontaine, G., 1981, Caddisflies, 336, New York USA, 0-941130-98-3

Lowe, R. L., Yangdong Pan, Benthic algal communities as biological monitors, Stevenson, J. R., Bothwell, M. L., Lowe, R. L., 1996, Algal ecology: freshwater benthic ecosystems, 705-739, San Diego: Academic press

Patrick, R., Ecology of freshwater diatoms and diatom communities, Werner, D., Burnett, J. H., Baker, H., G., Beevers, H., Whatley, F. R., The biology of diatoms, 1977, 284-332, University of California press, ISBN:0 520 03400 7

Resh, V.H., Brown, A. V., Covich, A. P., Gurtz, M., E., Li, H. W., Minshall, W., Reice, S. R., Sheldon, A. L., Wallace, B., Wissmar, R. C., 1988, The role of disturbance in stream ecology, Volume 7, The North American Benthological Society

Saltveit, S. J., Brabrand, Å., Bremnes, T., Pavels, H., 2012, Tilstand for bunndyr, fisk, edelkreps og elvemusling i Akerselva etter utslipp av hypokloritt, Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo, rapport nr 22, 43 s + vedlegg

Solimini, A. G., Free, G., Donohue, I., Irvine, K., Pusch, M., Rossaro, B., Sandin, L., Cardoso, A. C., 2006, Using benthic macroinvertebrates to assess ecological status of lakes current knowledge and way forward to support WFD implementation, 47, Italy

Steinman, A. D., Effects of grazers on freshwater benthic algae, Stevenson, J. R., Bothwell, M. L., Lowe, R. L., 1996, Algal ecology: freshwater benthic ecosystems, 341-366, San

Fosse, O. , 2013, Reetablering av livet i Akerselva etter klorutslepp –effektar på begroingsalgar og botndyr.

Diego: Academic press

Vedlegg 1: Artsliste begroingsalgar

	13.04.11	13.04.11	13.04.11	13.04.11	28.04.2011	28.04.2011	28.04.2011	28.04.2011
Arter	1	2	3	4	1	2	3	4
Actinotaenium cruciferum								
Batrachospermum gelatinosum (lev)	15				10			
Batrachospermum gelatinosum (død)		15	0,5	0,5		8	0,5	0,5
Binuclaria tectorum	0,01			0,001	5			
Bulbochaete spec.		0,001		0,01				0,001
Calothrix ramenskii	0,001				0,001			
Calothrix spec.								
Capsosira brebissonii			10				5	
Chamaesiphon confervicola	0,001							
Chamaesiphon rostafinskii	0,01				0,001			
Clastidium setigerum								
Closterium spec.								
Cosmarium spec.								
Cyanophanon mirabile								
Draparnaldia glomarata								
Gonatozygon kinahanii								
Heteroleibleimia spec.								
Kiselalger (total)	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	10	30	65
Klebsormidium rivulare								
Lemanea fluvialis (bleika)								
Leptolyngbya spec.	0,01	0,01	0,01	0,001				
Microspora abbreviata		0,5						
Microspora tumidula								
Mougeotia a	0,01		0,001	0,01				
Mougeotia a2								
Mougeotia b								
Mougeotia c								
Mougeotia d			0,01					
Mougeotia d/e					5			
Mougeotia a/b		0,001			5			
Mougeotia a/b (brun!)			30	15			30	
Mougeotia e (40) (brun!)				10				
Mougeotiopsis calospora								
Oedogonium a1								
Oedogonium a								
Oedogonium b	15	0,001	0,001	0,001				
Oedogonium b/c				0,001				0,001
Oedogonium c								
Oedogonium d		0,001			5	0,001		
Oedogonium d (brun)							0,001	
Oedogonium e	5		0,001					
Phormidium autumnale								
Phormidium heteropolare	0,001		0,001					
Phormidium spec.								
Plectonema tomasinianum	0,5	0,001	0,001	0,001	0,01	0,001		
Rivularia biasoletiana								
Schizotrix spec.								
Scytonema mirabile								
Spirogyra a (30, 1K, L)								
Spirogyra d (40, 3K, L)								15
Spirogyra d (40, 3K, L) (brun!)				5				
Stigeoclonium spec.								
Stigonema mamillosum								
Stigonema spec.								
Tetraspora spec.								
Zygnema (a)	0,001	0,001						
Zygnema b			0,001	0,001	0,001			
Total dekningsgrad	35,644	15,616	40,626	30,626	30,113	18,002	65,501	80,502
Totalt antall artar	13	10	12	13	10	4	5	5
Totalt antall artar (ekskl døde)	12	9	10	9	10	3	2	4

	11.08.11	11.08.11	11.08.11	11.08.11	11.08.11	06.10.11	06.10.11	06.10.11	06.10.11
Arter	4	1	2	3	4	1	2	3	4
Actinotaenium cruciferum									
Batrachospermum gelatinosum (lev)		2,5				5	0,5	0,5	0,5
Batrachospermum gelatinosum (død)									
Binuclaria tectorum				0,001					
Bulbochaete spec.					0,1				0,001
Calothrix ramenskii									
Calothrix spec.									
Capsosira brebissonii	0,5			0,5				5	0,5
Chamaesiphon confervicola									
Chamaesiphon rostaffinskii								0,5	
Clastidium setigerum			0,001						
Closterium spec.							0,001		0,001
Cosmarium spec.	0,001			0,001					
Cyanophanon mirabile									
Draparnaldia glomarata									
Gonatozygon kinahanii								5	0,001
Heteroleibleimia spec.									
Kiselalger (total)	10	0,01	0,1	0,001	0,01	10	0,1	0,01	50
Klebsormidium rivulare							0,001		
Lemanea fluvialis (bleika)									
Leptolyngbya spec.			0,001				0,001		
Microspora abbreviata									
Microspora tumidula				0,001			0,001		
Mougeotia a	0,001		0,001	0,001	0,001		0,001	0,001	0,01
Mougeotia a2									
Mougeotia b									
Mougeotia c									
Mougeotia d		0,01							0,01
Mougeotia d/e									
Mougeotia a/b									
Mougeotia a/b (brun!)									
Mougeotia e (40) (brun!)									
Mougeotiopsis calospora	0,001	0,001		0,001		0,001	0,001	0,001	0,01
Oedogonium a1					0,01		0,001		
Oedogonium a			0,001		0,01		0,01		0,01
Oedogonium b		0,1	2	0,001		0,01		0,001	
Oedogonium b/c				0,5	0,01				0,5
Oedogonium c	0,001	10	3		1		20		0,01
Oedogonium d				0,001		2	0,001		
Oedogonium d (brun)									
Oedogonium e									
Phormidium autumnale	0,5								
Phormidium heteropolare									
Phormidium spec.				0,001				0,001	
Plectonema tomasinianum			0,001			0,001	0,001		0,01
Rivularia biasoletiana	0,001					0,1	0,001		0,01
Schizotrix spec.						0,1	0,1	0,1	
Scytonema mirabile								0,5	
Spirogyra a (30, 1K, L)		0,001			1	0,001	0,001		
Spirogyra d (40, 3K, L)									15
Spirogyra d (40, 3K, L) (brun!)									
Stigeoclonium spec.									
Stigonema mamillosum	0,5		0,001		0,5			0,001	0,5
Stigonema spec.						0,001			
Tetraspora spec.									
Zygnema (a)	0,5								10
Zygnema b	0,5	5	0,01		1	2	0,01	0,001	
Total dekningsgrad	12,505	17,622	5,116	1,009	3,641	19,214	20,731	11,616	77,073
Totalt antall arter	11	8	10	11	10	11	17	13	17
Totalt antall arter (ekskl døde)	11	8	10	11	10	11	17	13	17

	06.10.11	06.10.11	06.10.11	26.10.11	26.10.11	26.10.11	26.10.11	26.10.11	26.10.11	26.10.11		
		sub 2/3	sub 3/3	Sparker/1	Sparker/1	Sparker/1	Sparker/1	Sparker/1	NVA:26.1	26.10.11	26.10.11	26.10.11
									sub 1/3	sub 2/3		sub 3/3
Trichoptera												
Ecnomus tenellus									2			
Hydroptila sp				1	1				36	1		1
Ithytrichia sp				1	3				17	1		1
Oxyethira sp					1				70	4		
Hydropsyche sp		5		11	1				8			
Lepidostoma hirtum					1				16	1		
Leptoceridae indet				2	320				42	4		5
Polycentropodidae indet		1		5	2				156			
Rhyacophila sp				3	1				38			1
Ceraclea sp												
Plecoptera												
Amphimemura sp									16			
Isoperla sp				3	6				16	1		1
Leuctra sp									12			1
Ephemeroptera												
Baetis rhodani		2		14	12		16		70	31		13
Caenis sp				3					32	1		
Ephemerella sp												
Heptagenia sp				1					26			
Leptophlebia sp												
Coleoptera												
Elmidae												
Chironomidae		13		16	176		96		76	61		18
Aseilus aquaticus									1			
Diptera indet					4				1			
Simuliidae												
									32			
Lymnidae indet												
Planorbidae									80			
Sphaeriidae		5		95	2		54		264	2		
Oligochaeta		7		2					80	10		4
Hirudinea		4		22					40	6		2
Hydrachnidia									28			