

Undersøkelse av bunndyrfaunaen i terskelbassenget ved Storekvina, 2011 - 2012



Undersøkelse av bunndyrfaunaen i terskelbassenget ved Storekvina, 2011 – 2012

LFI Uni Miljø
Thormøhlensgt. 49B
5006 Bergen

Telefon: 55 58 22 28

ISSN nr: ISSN-1892-889

LFI-rapport nr: 219

Undersøkelse av bunndyrfaunaen i terskelbassenget ved Storekvina, 2011 – 2012

Dato: 26.04.2013

Forfattere: Godtfred Anker Halvorsen, Arne Fjellheim, Arne Johannessen & Torunn S. Landås, LFI, Uni Miljø

Geografisk område: Vest-Agder

Oppdragsgiver: Sira-Kvina Kraftselskap AS

Antall sider: 27

Emneord: Bunndyr, terskelbasseng, abundans, biomasse

Subject items: Benthic animals, weir basin, abundance, biomass

Forsidefoto: Terskelbassenget ved Storekvina sett mot sør

Foto: LFI v/ Arne Fjellheim

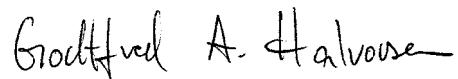
Layout: Guri Jermstad AS

Forord

LFI, Uni Miljø fikk i oppdrag av Sira-Kvina kraftselskap ved Per Øyvind Grimsby å undersøke bunndyrfaunaen i et terskelbasseng i Kvina. Oppdraget kom som en oppfølger til en tidligere undersøkelse der LFI, Uni Miljø undersøkte bunndyrfaunaen på strykstrekninger i Kvina og i den uregulerte Lygna. Formålet med undersøkelsen var å få et bilde av bunnfaunaen i de delene av elva som før regulering var strykstrekninger, men som etter regulering og terskelbygging nå framstår som områder med sakteflytende vann.

LFI, Uni Miljø takker Sira-Kvina kraftselskap for oppdraget.

Bergen, april 2013



Godtfred Anker Halvorsen

Forsker, prosjektleader

Innhold

| | |
|-------------------------------------|----|
| 1 Innledning | 5 |
| 2 Lokalitetsbeskrivelse | 6 |
| 3 Metoder | 8 |
| 3.1 Innsamling | 8 |
| 3.2 Sortering og lengdemåling | 8 |
| 3.3 Vektberegninger | 10 |
| 4 Resultat | 10 |
| 4.1 Abundans | 10 |
| 4.2 Biomasse | 12 |
| 5 Diskusjon | 14 |
| 6 Konklusjon | 17 |
| 7 Referanser | 17 |
| 8 Vedlegg 1 – 6 | 19 |

Sammendrag

Bunndyrsamfunnet i terskelbassenget viste en forventet overgang fra et typisk rennende vanns samfunn til et samfunn bestående av arter og grupper som er mer knyttet til stillestående eller sakteflytende vann. Jo lenger ned mot terskelen en kommer, jo tydeligere ble denne forandringen. Artene som overtok i bassenget var generelt større enn de som dominerte på strykstrekningene. Selv om den totale tettheten ble redusert i forhold til strykstrekningen rett nedstrøms terskelen, så var biomassen høyere i terskelbassenget enn på denne strykstrekningen.

En eventuell senkning av terskelkronen vil endre bunndyrsamfunnet i deler av det opprinnelige terskelbassenget, fra arter knyttet til stilleflytende eller stillestående vann til arter knyttet til sterke strøm. Blant annet vil en kunne forvente at flere arter av nettspinnende vårfuer vil rekolonisere deler av bassenget.

Det er lite sannsynlig at en eventuell senkning av terskelkronen vil få effekter på næringstilgangen til fisk. Mange av artene som bidrar til den økte biomassen i terskelbassenget lever skjult i bunnsubstratet, og er derfor mindre tilgjengelige som næringsdyr for fisk. Tidligere undersøkelser av fisk i terskelbasseng har vist at fiskebestandene tar hoveddelen av føden fra driv inn i bassenget fra strykstrekninger oppstrøms.

Etter en undersøkelse av bunndyr på strykstrekninger i Kvina og den uregulerte Lygna (Halvorsen m. fl., 2010), ble det uttrykt ønske om å få mer kunnskap om bunndyrfaunaen i terskelbassengene i Kvina. Effektene på strekninger som går fra stryk til sakteflytende vann etter en regulering kan antas å være større enn effektene på en strykstrekning der vannføringen bare har blitt redusert. Dette viste seg også i sammenligningen av bunndyra i Kvina og Lygna, der det var svært små forskjeller mellom strykstrekningene i de to elvene.

En oppsummering av resultatene etter 15 års forskning i terskelbassenget på Ekse ble gitt av Fjellheim & Raddum (1996). Hovedkonklusjonene var blant annet at biomassen av bunndyr økte etter etableringen av bassenget, det pågikk en markert suksessjon av bunndyr, innslaget av arter tilpasset stillestående vann økte, og at sterke flommer påvirket artsmangfold og biomasse. I tillegg økte tettheten av aure markert sammenlignet med situasjonen før regulering. Aurebestanden var avhengig av næring produsert utenfor terskelbassenget og viste tegn til overbefolkning. I tillegg ble langtidstrender i bunndyrapopulasjonene i terskelbassenget undersøkt i 2010 (Fjellheim & Halvorsen, 2012). Hovedkonklusjonen var at slitasje på terskelkronen og/eller at bassenget på Ekse hadde blitt fylt opp med sand, hadde senket vannstanden og gjort bassenget grunnere. Som følge av dette hadde arter tilpasset stillestående vann blitt redusert i antall, mens arter tilpasset rennende vann hadde økt. Dette førte til at biomassen av bunndyr i bassenget ble redusert. Imidlertid var effektene relativt små.

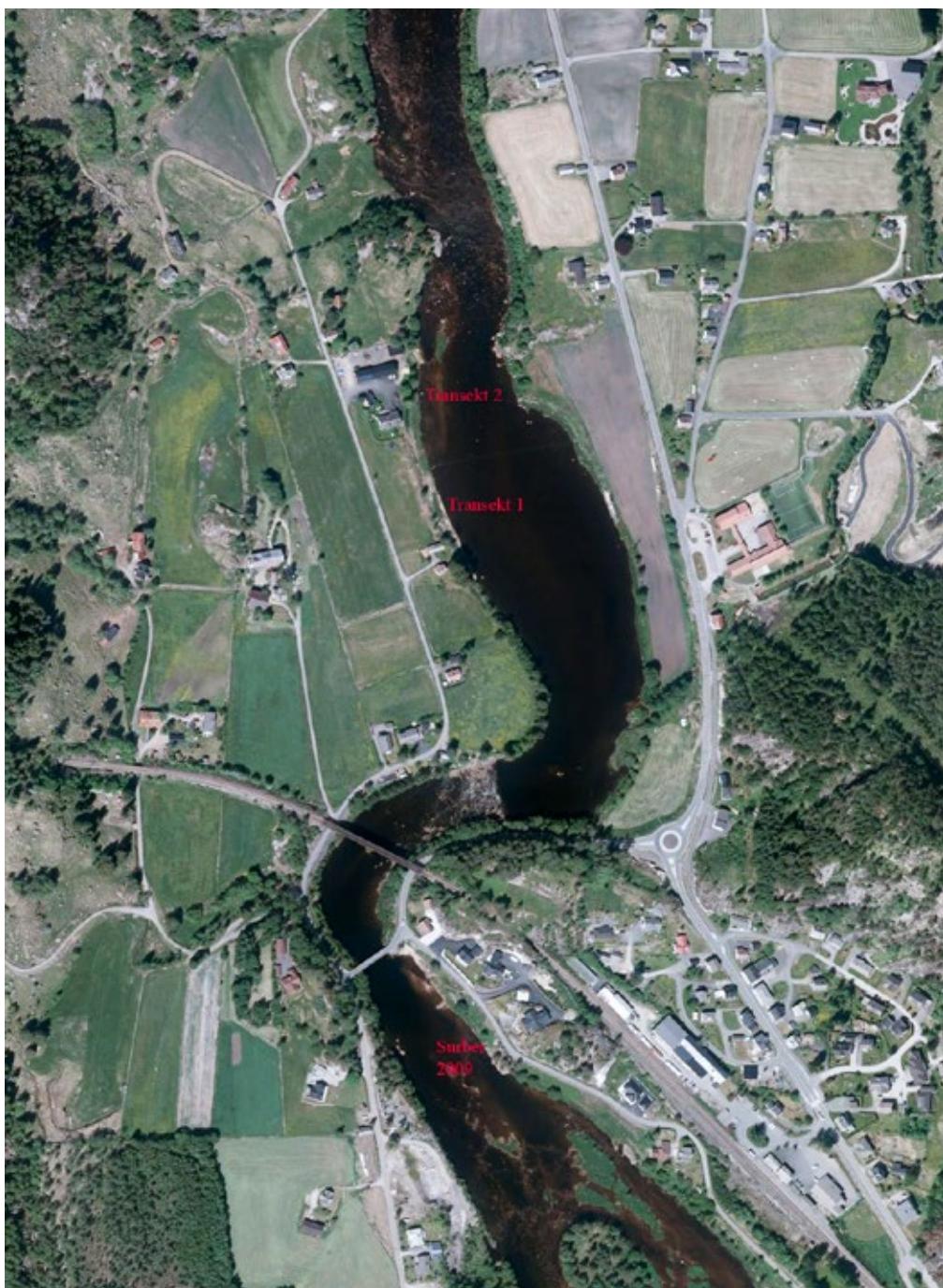
Denne undersøkelsen konsentrerer seg om bunndyra i terskelbassenget ved Storekvina. Bassenget ble valgt fordi det var lett tilgjengelig, og fordi det er planer om å senke høyden på terskelkronen for å gjøre større deler av terskelbassenget tilgjengelig som gyteplass for laks i forbindelse med utbyggingen av Rafoss kraftverk og laksetrappen som er planlagt der.

1 Innledning

For å bøte på problemer med redusert vannføring har det blitt bygget terskler i flere regulerte elver. Biologien i terskeldammer ble blant annet undersøkt på 70-80 tallet gjennom Terskelprosjektet (Mellquist 1984). Hovedlokaliteten i dette prosjektet var lokalisert i Ekso, Vaksdal kommune. Resultatene herfra er publisert i en rekke artikler, rapporter og hovedfagsoppgaver (Bækken m. fl. 1981a,b, Bækken m. fl. 1984, Fjellheim & Raddum, 1996, Fjellheim m. fl. 1987, 1992, 1993, Schnell 1988, Håvardstun, 1994, Fjellheim & Halvorsen, 2012).

2 Lokalitetsbeskrivelse

Et oversiktsbilde av terskelbassenget ved Storekvina med omtrentlig plassering av prøvetakingslokalitetene er vist i Figur 1.



Figur 1. Terskeldammen ved Storekvina med den omtrentlige plasseringen av prøvetakings-lokalitetene. Transect 1 og 2 ble prøvetatt i 2012, mens Surber 2009 indikerer plasseringen av de kvantitative Surber-prøvene på strykstrekningen fra undersøkelsen i 2009.

Terskelbassengen ble i 2011 målt opp av personell fra LFI, Uni Miljø i forbindelse med et prosjektet angående økning av gyteareal ved senking av terskelen. Analysene fra denne undersøkelsen er rapportert i Gabrielsen m. fl. (2012). Vi har fått tilgang til grunnlagsdataene fra denne undersøkelsen for en kort beskrivelse av bassenget. Lengden på terskelbassengen er omrent 460 m, mens maksbredden er omrent 140 m. Bassenget er dypest 20-30 m oppstrøms terskelen, maksimalt dyp er ca. 2,30 m.

Transect 1 ble plassert litt ovenfor midten i bassenget, mens transect 2 ligger i øvre del av bassenget. Vannhastigheten på transect 2 er noe høyere enn på transect 1, men begge karakteriseres som sakteflytende. Bunn-substratet på begge transekturene består av stein og sand iblandet mudder. Det var lite vegetasjon på transekturene, men noe mose på steinene og noen få planter av stift brasmebras ble observert. Prøvene ble tatt der det var mulig å få prøverøret ned i substratet, dvs. på steder mellom størrestein med sand og grus. Substratet var tilnærmet likt på de to transekturene, men det var litt finere på transect 1 enn på transect 2. Det ble også grovere jo lengre ut i bassenget vi kom. Figur 2 viser et bilde fra Transect 2.



Figur 2. Eksempel på bunnsubstratet på transect 2. Foto: G. A. Halvorsen

3 Metoder

3.1 Innsamling

Kvantitative bunnprøver ble innsamlet 13.11.2011 og 24.04.2012. Til sammen ble det tatt fire prøver på hver av to transekter (Figur 1). Bunnprøvene ble samlet inn med et sugeapparat spesielt utviklet for Terskel-prosjektet (Bækken m. fl 1981a). Apparatet (Figur 3) består av en kraftig vakuumpumpe som skaper undertrykk i to 25 l aluminiumsbeholderne. Bunnmaterialet blir sugd opp i den ene beholderen via et rør forbundet til den med en fleksibel slange. Den andre beholderen tjener som sikkerhet mot at prøven skal suges inn i selve pumpen etter at den første beholderen er blitt full. Prøvene ble sugd opp fra innsiden av et PVC-rør med innvendig diameter 19 cm (Figur 4 og 5), mens det ble rotet i substratet med et aluminiumsrør festet på sugerøret. Bunnprøvetakingen i terskelbassenget ved Storekvina ble utført fra en pram.

3.2 Sortering og lengdemåling

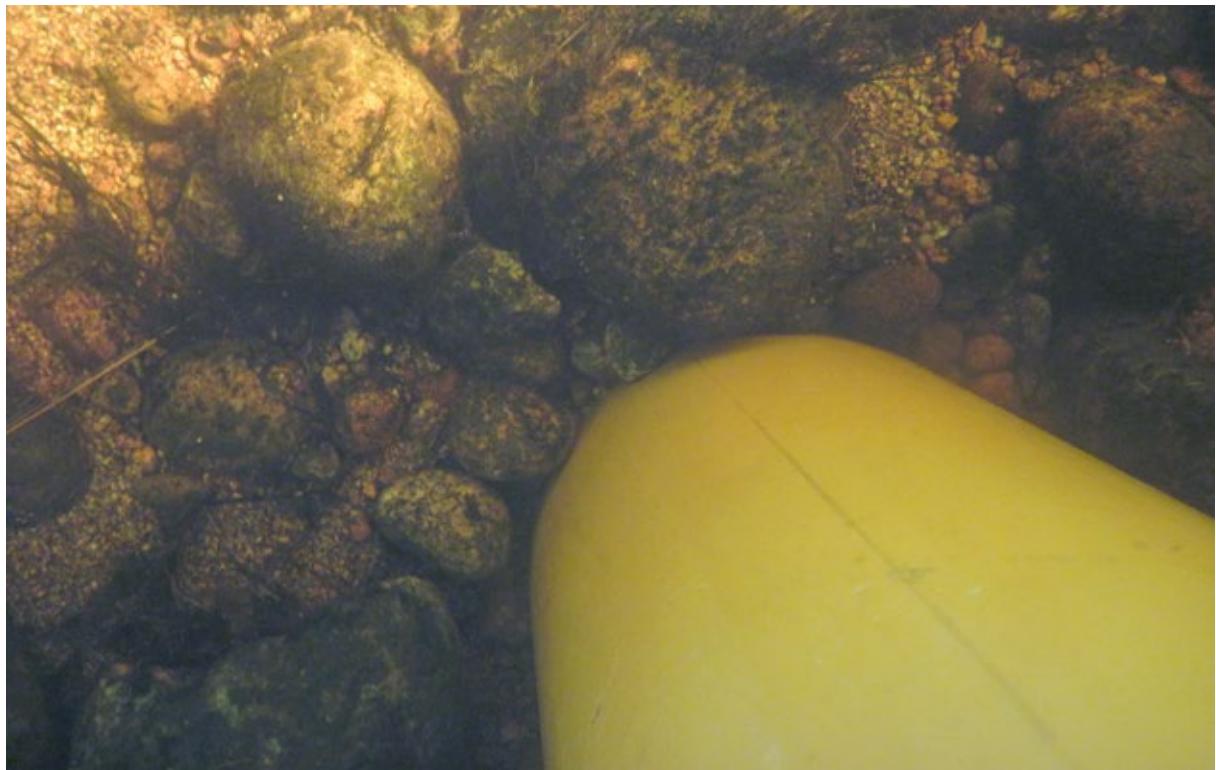
Hver prøve ble silt gjennom en duk med maskevidde 250 µm og konservert på etanol. Materialet ble deretter sortert til grupper. Deler av materialet (insekter som steinfluer, døgnfluer, vårfly, fjærmygg etc.) ble i tillegg bestemt til art. Alle bunndyrene ble lengdemålt og inndelt i mm-grupper. Normalt ble alle individer innen hver art målt. I tilfeller det var mange dyr i prøven ble den subsamlet, og mellom 100 og 140 individer ble målt.



Figur 3. Sugeapparat for kvantitative bunnprøvetaking i stilleflytende vann. For virkemåte henvises til tekst (fra Ekse i 2010). Foto: A. Fjellheim



Figur 4. Prøvetaking terskelbassenget på Ekse. En person tar prøvene mens en person betjener pumpeutstyret fra en flåte (fra Ekse i 2010). Foto: A. Fjellheim



Figur 5. Kvantitativ bunnprøvetaking. Vi ser utsiden av prøvetakingsrøret som er presset ned i substratet. (Fra transekt 2). Foto: G. A. Halvorsen

3.3 Vektberegninger

Spritkonservert materiale er uegnet til vektbestemmelser. Vi har derfor benyttet data samlet inn under prosjektet i terskelbassenget på Ekse i 1976-1979 til å estimere vekten av de ulike gruppene. Dette materialet bestod av ferske (ikke konserverte) bunndyr som ble bestemt til art/gruppenivå og lengdemålt. De ulike lengdegruppene ble tørket og veid. Med basis i dette ble det laget kalibreringskurver og tabeller for tørrvekten av de ulike arter/grupper (Bækken et al. 1981b, Fjellheim upublisert). Gruppen fåbørstemark er vektbestemt etter følgende metode: lengde og diameter ble målt for et tilfeldig utvalg på ca. 100 individer fra hver transect og dato. Våtvekt ble estimert for hvert individ ved å multiplisere volumet med en teoretisk egenvekt på 1,05 (Hynes & Coleman 1968). Tørrvekten ble estimert ved å bruke en omregningsfaktor på 0,182 (Smit et al. 1993).

I Storekvina har vi prøver over for få tidsrom til å kunne si noe om bunndyrproduksjonen. Vi kjenner heller ikke til livssykluslengden til de forskjellige artene på denne lokaliteten. Dermed rapporterer vi bare abundans- og vektdata (biomasse) fra vår og høst på de to transekturene. Vi har i tillegg målt opp bunndyrene fra strykstrekningen ca. 350 m nedenfor terskelen på Storekvina, for å kunne sammenligne abundans og biomasse mellom terskeldammen og fra en strykstrekning i elva. Disse kvantitative prøvene ble samlet inn og artsbestemt i forbindelse med det tidligere prosjektet på bunndyr i Kvina og Lygna den 7.05. og 3.12.2009 (Halvorsen m. fl. 2010).

4 Resultat

Abundansen av artene som ble funnet i de kvantitative prøvene i terskelbassenget er vist i vedlegg 1 og 2, mens vedlegg 3 og 4 viser antallet individer funnet i de to kvalitative sparkeprøvene fra terskelbassenget høsten 2011 og våren 2012. Vedlegg 5 og 6 viser biomassen til de forskjellige artene / gruppene på prøvetidspunktene i de kvantitative prøvene.

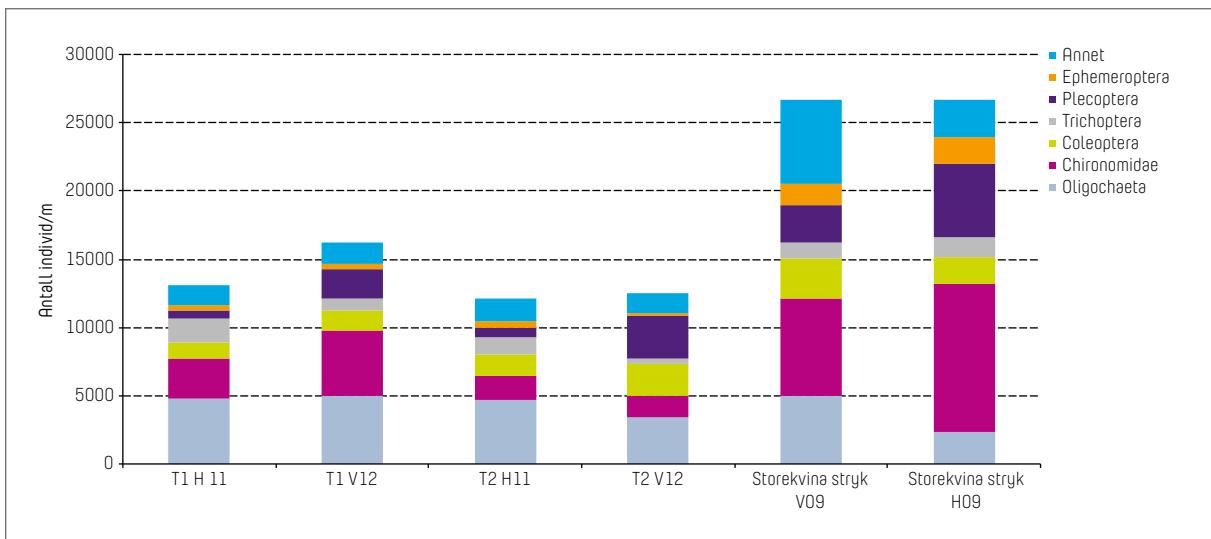
Noen av artene som ble funnet i terskelbassenget ble ikke funnet på strykstrekningen nedenfor terskelen i undersøkelsen fra 2009 (Halvorsen m. fl., 2010). Dette gjelder igjen *Helobdella stagnalis*, steinfluene *Nemoura avicularis*, *N. cinerea* og *Taeniopteryx nebulosa*, mudderfluen *Sialis fuliginosa* og vårfluene *Apatania* sp., *Athriposodes albifrons*, *A. cf. cinereus* og *Tinodes waeneri*. I tillegg ble det funnet noen få individer av krepsdyr som normalt finnes i stillestående vann.

4.1 Abundans

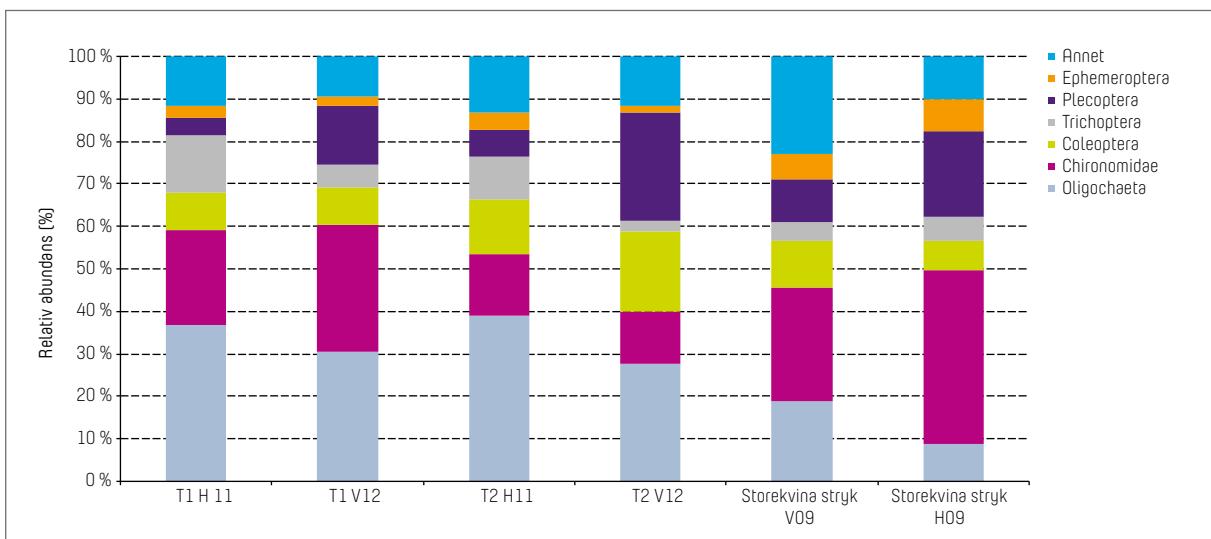
Figur 6 viser abundansen av de forskjellige gruppene i terskelbassenget, og Figur 7 viser den relative abundansen til gruppene. Resultatene fra undersøkelsen på strykstrekningen nedenfor terskelen på Storekvina i 2009 er tatt med i figurene for sammenligning.

Fåbørstemarkene har ikke blitt artsbestemt og må derfor behandles som gruppe. Dette var den dominerende gruppen på begge transekturene og utgjorde 37 % av den totale bunnfaunaen på transect 1 om høsten og 31 % om våren. På transect 2 utgjorde den 39 % om høsten og 28 % om våren.

Fjærmygg utgjorde 22 % av den totale bunnfaunaen på transect 1 om høsten og 31 % om våren. På transect 2 utgjorde gruppen 14 % om høsten og 13 % om våren. De dominerende fjærmyggartene på transect 1 i bassenget i høstprøvene var *Thienemannimyia* sp. som utgjorde 18 % av fjærmyggfaunaen på denne transekten, *Rheotanytarsus* sp. (12 %), *Microtendipes* sp. *pedellus* gr. (11 %), og *Nilotanypus dubius* (10%). I vårprøvene på transect 1 dominerte fremdeles *Thienemannimyia* sp. (13 %), *Microtendipes* sp. *pedellus* gr. (12 %), *Paratrichocladius rufiventris* (11 %) og *Pothastia gaedi* (10 %). På transect 2 dominerte *Rheotanytarsus* sp. i høstprøvene med



Figur 6. Antall individer pr. m^2 i de kvantitative prøvene fra terskelbassenget ved Storekvina. Antall individer pr. m^2 i de kvantitative Surber-prøvene på strykstrekningen nedstrøms terskelbassenget fra 2009 er tatt med for sammenligning.



Figur 7. Relativ abundans av de forskjellige gruppene i terskelbassenget ved Storekvina. Resultatene fra strykstrekningen nedstrøms terskelen i 2009 er tatt med for sammenligning.

24%, *Nilotanypus dubius* (21 %), *Conchapelopia* sp. (9 %) og *Demicryptochironomus vulneratus* (9%). I vårprøvene på transekt 2 dominerte fremdeles *N. dubius* (26 %), deretter *Krenosmittia* sp. (12 %), *D. vulneratus* (9 %) og *Conchapelopia* sp. (8 %).

Vårfluene utgjorde i høst- og vårprøvene 14 % og 6 % av bunnfaunaen på transekt 1, og 10 % og 3 % på transekt 2. Vårfluene var mest tallrike i høstprøvene. De

dominerende artene på transekt 1 i høstprøvene var *Lepidostoma hirtum* (54 % av vårflofaunaen), *Oxyethira* sp. (17 %) og *Tinodes waeneri* (10 %). I vårprøvene på transektet dominerte fremdeles *L. hirtum* med 59 %, mens de andre artene bare ble funnet i lite antall. På transekt 2 var også *L. hirtum* dominerende i høstprøvene (56 %), mens *Oxyethira* sp. utgjorde 14 %. I vårprøvene dominerte de samme to artene med henholdsvis 57 % og 16 %.

Biller utgjorde en stor del av bunndyrsamfunnet i terskelbassenget. På transekt 1 utgjorde billene 9 % både høst og vår, på transekt 2 henholdsvis 13 % og 19 %. Tre arter biller ble funnet. *Oulimnius tuberculatus* dominerte i høstprøvene på transekt 1 med 65 % av billesamfunnet, mens *Limnius volckmari* utgjorde 32 %. I vårprøvene var dette forholdet snudd. *L. volckmari* utgjorde 70 %, mens *O. tuberculatus* utgjorde 29 %. På transekt 2 dominerte *L. volckmari* både høst og vår med henholdsvis 64 % og 91 %. *O. tuberculatus* utgjorde her henholdsvis 35 % og 9 %. Elmis aenea ble bare registrert med få individer på begge transektene.

Steinfluene utgjorde en stor del av bunndyrsamfunnet i vårprøvene på begge transektene. På transekt 1 utgjorde de 4 % av bunndyrsamfunnet i høstprøvene og 13 % i vårprøvene, mens de utgjorde henholdsvis 6 % og 25 % på transekt 2. *Amphinemura borealis* dominerte i høstprøvene på transekt 1 med 61 % av steinfluesamfunnet. *Leuctra fusca/digitata* utgjorde da 24 %. I vårprøvene på transekt 1 var det *L. fusca/digitata* som dominerte med 72 %. *A. borealis* utgjorde da 24 %. På transekt 2 utgjorde *A. borealis* 88 % av steinfluesamfunnet om høsten, mens *L. fusca/digitata* utgjorde 6 %. I vårprøvene dominerte *L. fusca/digitata* med 87 % og *A. borealis* utgjorde 11 %. Andre arter ble bare funnet i relativt lite antall.

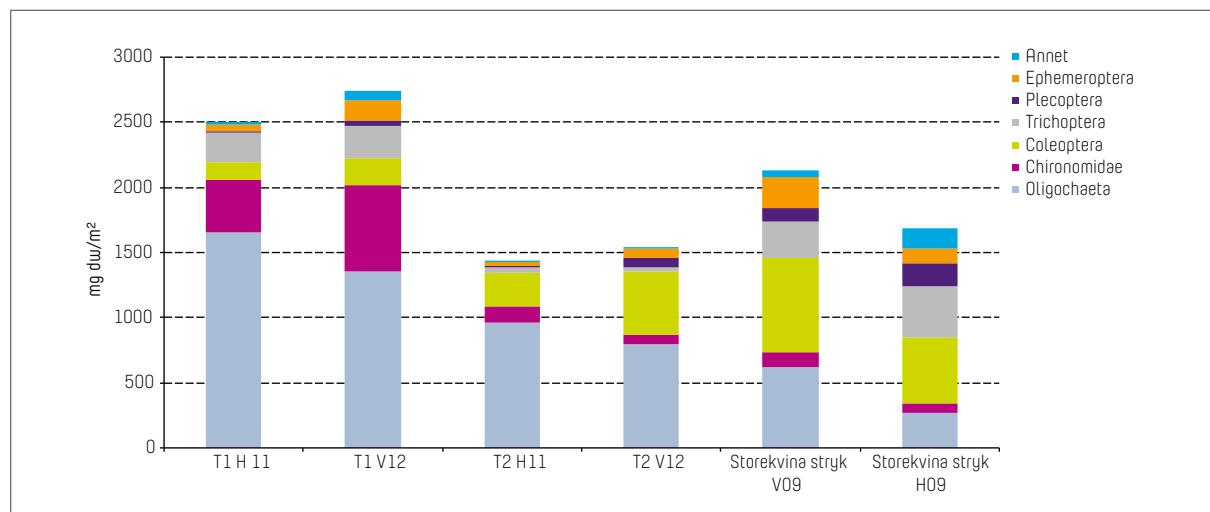
Døgnfluene utgjorde en liten del av bunndyrsamfunnet i terskelbassenget. På transekt 1 utgjorde de 2,1 % om høsten og 2,4 % om våren, mens de på transekt 2

utgjorde 4 % om høsten og 1,5 % om våren. *Kageronia fuscogrisea* dominerte på transekt 1 i høstprøvene med 47 % av døgnfluesamfunnet, deretter kom *Baetis rhodani* (26 %) og *Leptophlebia vespertina* (16 %). I vårprøvene på transekt 1 var *B. rhodani* dominerende (52 %), deretter *L. vespertina* (25 %) og *K. fuscogrisea* (23 %). På transekt 2 dominerte *B. rhodani* (87 %) i høstprøvene, deretter *K. fuscogrisea* (7 %) og *L. vespertina* (6 %). I vårprøvene også *B. rhodani* dominerende (95 %), mens *K. fuscogrisea* utgjorde 5 % av døgnfluesamfunnet.

På strykstrekningen nedstrøms terskelen er gruppen 'Annet' representert med en stor andel av den totale abundansen (Figur 7). Den gruppen som utgjør det meste av dette er vannmidd (Acari), som opptrådte i relativt store mengder på strykstrekningen. De to andre gruppene som bidrar, men i mye lavere antall, er knott (Simuliidae) og fluefamilien Empididae (Danefluer) (Halvorsen & Fjellheim, 2010).

4.2 Biomasse

Biomassen til de forskjellige gruppene i terskelbassenget er vist i Figur 8 og i Vedlegg 5 og 6. Som figuren viser er tørrvekten totalt høyere på transekt 1 i terskelbassenget enn på transekt 2. Verdiene på transekt 1 er også høyere enn på strykstrekningen nedstrøms terskelen, som har totalverdier tilnærmet lik transekt 2 i terskelbassenget.



Figur 8. Biomasse (mg/tørrvekt (dw) pr. m²) i de kvantitative prøvene fra terskelbassenget ved Storekvina. Biomassen fra de kvantitative Surber-prøvene fra strykstrekningen nedstrøms terskelbassenget tatt i 2009 er tatt med for sammenligning.

Fåbørstemark dominerte biomassen på begge transektene i terskelbassengen både høst og vår, med over 66 % av den totale vektmengden på transekt 1 høsten 2011 og 49 % våren 2012. På transekt 2 utgjorde fåbørstemark henholdsvis 67 % og 52 %. Biomassen var imidlertid lavere på transekt 2 enn på transekt 1.

Fjærmygg var den nest mest dominerende gruppen på transekt 1, både i høst og vårprøvene. Av den totale biomassen bidro fjærmyggene med 16 % på høsten og 24 % om våren. Artene som bidro mest i biomasse her var *Microtendipes* sp. *pedellus* gr. med 70 % av biomassen av fjærmygg høsten 2011. De andre artene som bidro mest var på det tidspunktet var *Stictochironomus* sp. med 12 %, og *Thienemannimyia* sp. med 11 %. Våren 2012 dominerte igjen *M. sp. pedellus* gp med 77 %, *Thienemannimyia* sp. med 11 % og *Paratrichocladius rufiventris* med 2 % på samme transektet. *Stictochironomus* sp. ble ikke funnet i terskelbassengen etter høsten 2011.

På transekt 2 utgjorde fjærmyggene en mye mindre del av den totale biomassen, henholdsvis 9 % om høsten og 5 % om våren. *M. sp. pedellus* gp var den dominerende om høsten med 62 % av fjærmyggbiomassen, fulgt av *Demicryptochironomus vulneratus* (20 %) og *Conchapelopia* sp. (16 %). I vårprøvene fra 2012 dominerte *M. sp. pedellus* gp (19 %), *D. vulneratus* (19 %), *Stenochironomus* sp. (14 %), *Conchapelopia* sp. (11 %) og *Thienemannimyia* sp. (7 %).

Billene var også en dominerende bidragsyter til den totale biomassen i terskelbassengen, spesielt på transekt 2 der de utgjorde mer enn fjærmyggene. På transekt 1 høsten 2011 bidro de med 5 %, mens i vårprøvene i 2012 utgjorde billene 7 %. Tilsvarende tall for transekt 2 var 18 % og 31 %. Den dominerende arten på transekt 1 var høsten 2011 *Limnius volckmari* med 74 % av det totale bidraget fra billene, mens *Oulinnius tuberculatus* utgjorde 25 %. Om våren var *L. volckmari* igjen totalt dominerende med nesten 95 %, mens *O. tuberculatus* utgjorde nesten 5 %. Den tredje arten *Elmis aenea* bidro minimalt på begge tidspunkt. På transekt 2 dominerte *L. volckmari* (93 %) om høsten, mens *O. tuberculatus* utgjorde nesten 7 %. I vårprøvene utgjorde artene henholdsvis 99% og 1%.

Vårfluene utgjorde 9 % av den totale biomassen på transekt 1 både høsten 2011 og våren 2012. På transekt 2 var de mindre viktige og utgjorde henholdsvis 3 % og 2 %. Artene som dominerte i biomasse var på

transekt 1 om høsten var *Rhyacophila nubila* (29% av biomassen av vårfluene), *Lepidostoma hirtum* (27 %) og *Polycentropus flavomaculatus* (25 %). Våren 2012 dominerte *L. hirtum* (51 %) og *P. flavomaculatus* (40 %). *R. nubila* ble bare registrert med få individer på det tidspunktet og bidro marginalt til biomassen. På transekt 2 bidro *L. hirtum* mest til biomassen av vårfluene (42 %) i høstprøvene. Deretter fulgte *Agapetus ochripes* (14 %), *Tinodes waeneri* (14 %) og *Oxyethira* sp. (11 %). I vårprøvene dominerte *L. hirtum* (67 %), *Athripsodes cf. cinereus* (9%), *T. waeneri* (8 %) og *A. ochripes* (5 %).

Døgnfluene utgjorde 2 % av den totale biomassen på transekt 1 høsten 2011 og 5 % våren 2012. På transekt 2 var verdiene også henholdsvis 2 % og 5 %. De dominerende artene på transekt 1 høsten 2011 var *Kageronia fuscogrisea* (73 % av den totale døgnfluebiomassen), *Baetis rhodani* (13 %), og *Leptophlebia marginata* (12 %). I vårprøvene i 2012 dominerte fremdeles *K. fuscogrisea* (74 %), *B. rhodani* (21 %) og *L. vespertina* (3 %). På transekt 2 var *B. rhodani* dominerende i høstprøvene (73 %), fulgt av *K. fuscogrisea* (26 %) og *L. vespertina* (1 %). I vårprøvene var imidlertid *L. marginata* dominerende med 40 %, mens *B. rhodani* utgjorde 38 % og *K. fuscogrisea* 22 % av biomassen av døgnfluer.

Steinfluene utgjorde under 1 % av den totale biomassen på transekt 1 høsten 2011 og 2 % våren 2012. På transekt 2 utgjorde de også under 1 % på høsten, mens de utgjorde 5 % på våren. De dominerende artene i biomasse på transekt 1 i høstprøvene var *Nemoura avicularis* med 60 % av biomassen av steinfluer, *Amphinemura borealis* (17 %) og *Taeniopteryx nebulosa* (15 %). I vårprøvene fra samme transekten dominerte *A. borealis* (48 %), *Leuctra fusca/digitata* (34 %) og *Amphinemura sulcicollis* (17 %). På transekt 2 i høstprøvene dominerte *A. borealis* (48 %), *Leuctra hippopus*, *N. avicularis* og *T. nebulosa* (alle 16 %), mens i vårprøvene dominerte *L. fusca/digitata* (76 %) og *A. borealis* (15 %).

Gruppene samlet under 'Annet' gav lite bidrag til biomassen i terskelbassengen, selv om de var mer dominerende i abundans. Det eneste bidraget av noe størrelse var på transekt 1 våren 2012. Dette skyldes hovedsakelig larver av fluefamilien Empididae.

5 Diskusjon

Bunndyrfaunaen på de to transektene i terskelbassenget ved Storekvina viser de samme kjennetegnene som ble funnet i undersøkelsene av suksesjonen i terskelbassenget på Ekse (Fjellheim m. fl., 1992; Fjellheim et. al, 1993; Fjellheim & Raddum, 1996; Fjellheim & Halvorsen, 2012). Her ble det funnet at etter byggingen av terskelen på Ekse i den regulerte elva Ekso gikk faunaen fra å være dominert av rennende vanns arter til å bli dominert av arter knyttet til stillestående vann. Dette gjorde seg utslag i at grupper som døgnfluer, steinfluer og vårflyer ble redusert i antall, og at fjærmygg og fåbørstemark ble mer dominerende i terskelbassenget enn på strykstrekningene. Det ga seg også utslag i at artene innen den dominerende gruppen fjærmygg gikk fra og være dominert av rennende vanns arter, til arter som hovedsakelig lever i littoralsonen i stillestående vann.

I terskeldammen ved Storekvina ser vi også en reduksjon av antallet av døgnfluer og steinfluer i forhold til tetthetene på strykstrekningen nedstrøms terskelen. Den prosentvise sammensetningen av bunndyrsamfunnene på strykstrekningen ved Storekvina (Halvorsen m. fl., 2010) og terskelområdet i denne undersøkelsen (figur 9) viser at det er flere arter innen gruppene steinfluer og vårflyer på strykstrekningene. Med unntak av *Baetis rhodani*, er de tre andre registrerte døgnflueartene mer tilpasset et liv i stillestående/sakteflytende vann. Dette vises også i fordelingen av artene i terskelbassenget ved Storekvina. *B. rhodani* dominerer også her, men den lavere vannhastigheten tillater også andre arter å leve her. *B. rhodani* kan leve i et bredt spekter av vannhastigheter. Fjellheim (1996) registrerte et tetthetsoptimum rundt $30 - 40 \text{ cm s}^{-1}$, mens registrerte også store tettheter i intervallet $10 - 80 \text{ cm s}^{-1}$.

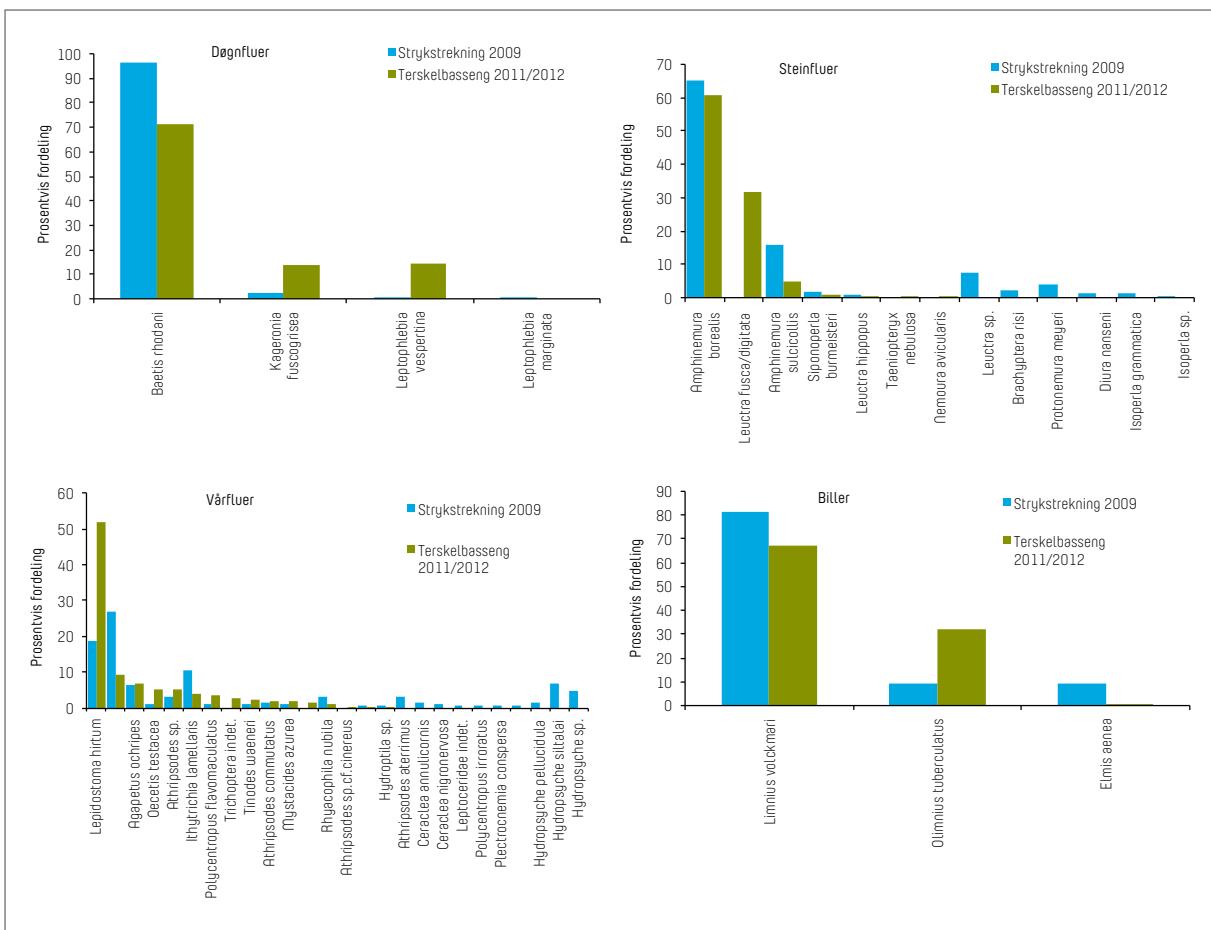
Selv om steinfluene normalt er knyttet til rennende vann, kan en del kan også finnes i strandsonen i innsjøer (Lillehammer 1988). Undersøkelsene i Kvina viser et bredere spekter av arter innen gruppen på strykstrekningen nedstrøms terskelbassenget. *Amp hinemura borealis* var den vanligste arten i begge de undersøkte områdene. *Leuctra fusca/digitata* var vanlig i terskelbassenget, men ble ikke registrert på strykstrekningen. De øvrige registrerte steinfluetaxa-

ene var relativt sparsomt representert i prøvene. Det ble imidlertid registrert flere arter på strykstrekningen. Av disse var *Brachyptera risi* og *Protonevra meyeri* de vanligst forekommende. Førstnevnte art er knyttet til rennende vann, og blir ikke funnet i innsjøer.

Av 29 registrerte taxa av vårflyer i området ble det registrert 16 taxa i terskelbassenget ved Storekvina og 23 taxa på den nedenforliggende strykstrekningen. *Lepidostoma hirtum* og *Oxyethira* sp. var de to vanligste taxa i begge lokalitetene. *Oxyethira* trives best i moderate strømhastigheter (Fjellheim 1996) og foretrekker akvatisk planter og mose (Lepneva 1970, Monson & Holzenthal 1993). Disse danner et vanlig substrat på strykstrekningen nedenfor bassenget. Fravær av nett-spinnende vårflyer er markert i terskelbassenget ved Storekvina. På den nedenforliggende strykstrekningen finner vi flere arter innen denne gruppen: *Hydropsyche pellucidula*, *Hydropsyche siltalai*, *Plectrocnemia conspersa* og *Polycentropus irroratus*. Dette er alle arter som lever av å filtrere ut mat (små dyr og alger) som driver med strømmen.

Det ble registrert tre arter av vannbiller i området, *Limnius volckmari*, *Olimnius tuberculatus* og *Elmis aenea*. Disse tilhører alle gruppen Elmidae (elvebiller). Elvebillene er adaptert til å leve i sterkt rennende vann. De er utstyrt med kraftige klør som holder dem fast til underlaget i høye vannhastigheter. Degani et al. (1993) registrerte elvebiller i opptil $1,6 \text{ m s}^{-1}$, men de ble også observert i lavere vannhastigheter ($<0,2 \text{ m s}^{-1}$). I følge Malmqvist & Sjøstrøm (1984) består hoveddelen av føden hos *L. volckmari* av filament-alger, mens *E. aenea* i tillegg spiste mye grovparkulært organisk materiale. De konkluderte med at abiotiske faktorer var mindre viktige enn biotiske faktorer for utbredelsen av disse to artene.

Det var større tetthet av døgnfluer, vårflyer, steinfluer og biller i terskeldammen ved Storekvina enn i terskeldammen på Ekse (Halvorsen m. fl. 2010). Dette er sannsynligvis en effekt av større vannhastighet på Storekvina enn på Ekse. Vi har ikke målinger av vannhastigheten fra Ekse, men bassenget der er mye lengre og flatere enn bassenget ved Storekvina. Terskelbassenget ved Storekvina er også mye dypere



Figur 9. Prosentvis abundans innen gruppene av arter av døgnfluer, steinfluer, vårfluer og biller i terskelbassenget ved Storekvina og på strykstrekningen nedenfor. Verdiene er basert på kvantitative prøver.

enn bassenget på Ekse. Vi fikk derfor ikke tatt prøver rett oppstrøms terskelen her, og måtte ta prøvene i den øvre delen av bassenget. Høyere vannhastighet i den øvre delen av bassenget ved Storekvina kan dermed være en rimelig forklaring på den noe høyere tettheten av døgnfluer og steinfluer.

I terskelbassenget på Ekse dominerte fjærmygg med fåbørstemark som den nest dominerende gruppen. I terskeldammen ved Storekvina var dominansforholdet mellom disse gruppene omvendt. Årsaken til dette er sannsynligvis at terskeldammen på Ekse ligger øverst i elva, i den subalpine sonen ca. 560 m over havet, og med et fåtall gårder i drift i nedslagsfeltet. Innsiget av næringstoffer til elva fra jordbruk er derfor mye mindre på Ekse enn på Storekvina, der det er et mye større nedslagsfelt hvor det drives jordbruk. Nærings-stofene fører til økt produksjon av alger, som igjen danner

finpartikulært mudder som er næringsgrunnlaget for fåbørstemarkene. Artene ble ikke identifisert på noen av stedene, men fåbørstemarkene i Storekvina var gjenomgående større enn individene på Ekse. Dette indikerer at andre arter dominerer på Storekvina enn på Ekse. Vanntemperaturen ved Storekvina er også etter all sannsynlighet høyere gjennom året enn den er på Ekse, men her har vi heller ikke nye målinger å støtte oss på. Dette vil også kunne gi en forskjellig fauna av fåbørstemark på de to stedene.

Fjærmygg var den nest mest dominante gruppen i terskeldammen ved Storekvina. Av de dominerende artene (over 10 % av fjærmyggenfaunaen) på transect 1 fant vi 2 arter som hovedsakelig lever i stillestående vann (*Thienemannimyia* sp. og *Microtendipes* sp. *pedellus* gr.). Den førstnevnte er sannsynligvis den samme som var en av de dominerende i terskelbassenget på

Ekse (*Thienemannimyia fusciceps*). Den andre ble ikke registrert på Ekse. Dette kan være en følge av forskjell i vanntemperaturen mellom de to bassengene. Artene i slekten *Microtendipes* er kjent for å ha en relativt høy optimumstemperatur (Brooks & Birks, 2001), men det kan også være andre forhold som spiller inn. De andre dominerende artene på Transect 1 (*Rheotanytarsus* sp., *Nilotanypus dubius*, og *Paratrichocladius rufiventris*) er vanlige i rennende vann. Økologien til *Potthastia gaedi* er ikke så godt kjent, men litteraturen tyder på at det er en rennende vanns art. Våre data kan tyde på at den er vanligere i sakteflytende vann enn i hurtig rennende elver. På transect 2 var de dominerende artene mer typiske arter fra rennende vann (*Rheotanytarsus* sp., *N. dubius*, og *Conchapelopia* sp.). *Demicyptochironomus vulneratus* finnes både i rennende og stillestående vann, mens artene i slekten *Krenosmittia* lever nede i substratet i rennende vann der dette består av sand og grus. Uten at vi har artsbestemt fjærmyggene fra strykstrekningene i Kvina ser vi en gradient i de dominerende artene i terskelbassenget med arter fra rennende vann øverst i bassenget på transect 2, og med større innslag av arter som lever i stillestående vann på transect 1.

Biomassen i terskelbassenget var dominert av fåbørstemark. Dette var igjen forskjellig fra terskelbassenget på Ekse der fjærmygg dominerte. Fjærmygg var den nest mest dominerende gruppen på transect 1, mens de utgjorde en mindre andel på transect 2. På transect 1 kom det inn arter som fortrinnsvis er knyttet til stillestående vann. Generelt er flere av disse artene større enn artene som lever i rennende vann. Dette vises på transect 1 der biomassen av fjærmygg er større enn på transect 2 som har mer av rennende vanns arter.

Vi kan ikke si noe om produksjonen i terskelbassenget. For å kunne gjøre det måtte vi ha tatt prøver i det minste hver måned for å kunne si noe om hvor mange generasjoner de forskjellige artene har i løpet av ett år. Øyeblikkssbildet som biomasseutregningene gir oss kan imidlertid indikere at produksjonen i terskelbassenget er større enn produksjonen på strykstrekninger i elva.

Ved en eventuell senkning av terskelen (Gabrielsen m. fl. 2012) vil større deler av det nåværende terskelbassenget få karakter av en strykstrekning. Dermed vil flere rennende vanns arter rekolonisere deler av det nåværende bassenget. Et eksempel er de nettspinnende vårflyene som var fraværende i terskelbassenget, men tilstede på strykstrekningen nedenfor.

Det er lite sannsynlig at en senkning av terskelen vil få noen effekt på tilgjengeligheten av næringsdyr for fisk. Undersøkelsene i terskelbassenget på Ekse (Fjellheim & Raddum, 1996) viste at hoveddelen av næringen til auren som ble fanget i bassenget kom fra driv fra strykstrekningene. En av årsakene til dette er at mange av artene og gruppene som overtar i terskelbassenget når elva demmes opp, lever nede i substratet, og er derfor mindre tilgjengelige som føde for fisk. Selv om biomassen, og sannsynligvis også produksjonen, vil reduseres i terskelbassenget hvis terskelen blir senket, vil det derfor få liten eller ingen effekt på næringstilgangen til fisken.

6 Konklusjon

- Bunndyrsamfunnet i terskelbassenget viste en forventet overgang fra et typisk rennende vanns samfunn til et samfunn bestående av arter og grupper som er mer knyttet til stillestående vann. Jo lenger ned mot terskelen en kommer jo tydeligere blir denne forandringen.
- Artene som overtok i bassenget er generelt større, så selv om abundansen ble redusert, var biomassen høyere i terskelbassenget enn på strykstrekningene.
- En eventuell senkning av terskelkronen vil endre bunndyrsamfunnet i deler av det opprinnelige terskelbassenget, fra arter knyttet til stilleflytende eller stillestående vann til arter knyttet til sterke strøm. Blant annet vil en kunne forvente at flere arter av nettspinnende vårfuer vil rekolonisere deler av bassenget.
- Det er ikke sannsynlig at en eventuell senkning av terskelkronen vil få effekter på næringstilgangen til fisk. Mange av bunndyrtartene som bidrar til den økte biomassen i terskelbassenget lever skjult i bunnsubstratet, og er derfor mindre tilgjengelige som næringsdyr for fisk. Tidligere undersøkelser har vist at fisk i terskelbasseng tar hoveddelen av føden fra strykstrekninger, enten ved å beite på drivende næringsdyr eller ved aktive næringsvandringer ut av bassenget.

7 Referanser

- Brooks, S.J., & Birks, H.J.B. 2001. Chironomid-inferred air temperatures from Lateglacial and Holocene sites in north-west Europe: progress and problems. *Quaternary Science Reviews* 20: 1723-1741.
- Bækken, T., Fjellheim, A. & Larsen, R. 1981a. Bunndyrsstudier i Eksingedalselva ved Ekse etter regulering og terskelbygging. - Informasjon nr. 13 fra Terskelprosjektet, NVE-Vassdragsdi-rek-toratet. 47 s.
- Bækken, T., Fjellheim, A. & Larsen, R. 1981b. Bunndyproduksjon i Eksingedalselva ved Ekse etter regulering og terskelbygging. - Informasjon nr. 15 fra Terskelprosjektet, NVE-Vassdragsdirektoratet. 32 s.
- Bækken, T., Fjellheim, A. & Larsen, R. 1984. Benthic animal production in a weir basin area in western Norway. - In: Lillehammer, A. & Saltveit, S.J. (Eds.) *Regulated Rivers*. 223-232. Universitetsforlaget, Oslo.
- Degani, G., Herbst, G. N., Ortal, R., Bromley, H. J., Levanon, D., Netzer, Y., Harari, N. & Glazman, H. 1993. Relationship between current velocity, depth and the invertebrate community in a stable river system. *Hydrobiologia* 263: 163-172.
- Elliott, J.M. 2008. The ecology of riffle beetles (Coleoptera: Elmidae). *Freshwater Reviews* 1: 189 – 203.
- Fjellheim, A., 1996. Distribution of benthic invertebrates in relation to stream flow characteristics in a Norwegian river. - *Regulated Rivers: Research and management* 12: 263-271.
- Fjellheim, A. & Halvorsen, G.A. 2012. Suksesjoner i et terskelbasseng. Langtidstrenger i utvikling av bunndyrsamfunn. Rapport Miljøbasert vannføring. NVE-rapport 4-2012
- Fjellheim, A & Raddum, G. G. 1996. Weir-building in a regulated West Norwegian river: Long term dynamics on invertebrates and fish. - *Regulated Rivers: Research and management* 12: 501-508.

- Fjellheim, A., Karlsen, L.R. & Raddum, G.G. 1987. Bunndyrfaunaen i Eksingedalselva ved Ekse. En sammenligning av forholdene 3 og 11 år etter terskelbygging. – Terskelprosjektet / Biotoptjusteringsprosjektet. Rapport nr. 27. NVE - Vassdragsdirektoratet. 46 s.
- Fjellheim, A., Håvardstun, J., Raddum, G. G. & Schnell, Ø. 1992. Bunndyrstudier i Eksingedalselva ved Ekse. Effekter av økt vannføring på bunndyrsamfunnet. - Biotoptjusteringsprosjektet. Rapport nr. 33. Norges Vassdrags- og Energiverk, Oslo.
- Fjellheim, A., Håvardstun, J., Raddum, G. G. & Schnell, Ø. A. 1993. Effects of increased discharge on the yearly productivity of benthic invertebrates in a regulated river. - Regulated Rivers: Research and management 8: 179-187.
- Gabrielsen, S-E., Pulg, U. & Hauer, C. 2012. Modellering av hydrologiske effekter ved å justere terskelen ved Storekvina i Kvina. LFI-rapport nr. 202. 11 s + vedlegg.
- Halvorsen, G.A. & Fjellheim, A., Johannessen, A., & Landås, T. 2010. Effekter på bunndyr i Kvina etter regulering – en sammenligning med den uregulerte Lygna. LFI-rapport nr. 179, 33s.
- Heino, J. , Parviainen, J. Paavola, R., Jehle. M., Louhi, P. & Muotka, T. 2005. Characterizing macroinvertebrate assemblage structure in relation to stream size and tributary position Hydrobiologia 539:121–130.
- Hynes, H.B.N. & Coleman, M.J. 1968. A simple method of assessing the annual production of stream benthos. - Limnol. Oceanogr. 13: 569 - 573.
- Håvardstun, J. 1994. Life cycle, and variation in density and distribution for Chironomus melanotus Keyl (Diptera, Chironomidae) in a regulated river, with emphasis on responses to floods. Upublisert hovedfagsoppgave, Universitetet i Bergen.
- Lepneva, S. G. 1970. Fauna of the U. S. S. R., Trichoptera, larvae and pupae of annulipalpia. Russian translation new series NO. 88, TT 70-50082, 1970, 643 p.
- Lillehammer, A. 1988. Stoneflies (Plecoptera) of Fennoscandia and Denmark. Fauna Entomologica Scandinavica 21: 165 pp.
- Malmquist, B. & Sjöström, P. 1984. The microdistribution of some lotic insect predators in relation to their prey and to abiotic factors. Freshwater Biology 14: 649-656.
- Mellquist, P. 1984. Prosjektoversikt og samling av sammendrag fra Terskelprosjektets informasjonsserie. – NVE-Vassdragsdirektoratet 1984.
- Monson, M.P. & Holzenthal, R.W. 1993. A new species and new records of Oxyethira (Trichoptera: Hydroptilidae) from Minnesota. Journal of the North American Benthological Society, (1993): 438-443.
- Schnell, Ø.A. 1988. En økologisk, faunistisk og systematisk undersøkelse av fjærmyggfaunaen (Diptera: Chironomidae) i Ekso ved Ekse, Eksingedal. Upublisert hovedfagsoppgave, Universitetet i Bergen.
- Smit, H., van Heel, E. D. & Wiersma, S. 1993. Biovolume as a tool in biomass determination of Oligochaeta and Chironomidae. Freshwater Biology 29: 37–46.

8 Vedlegg

Vedlegg 1. Antall bunndyr pr. m² i de kvantitative prøvene i terskelbassenget på Storekvina.

| | 13.10.2011 | | | | 17.04.2012 | | | |
|---------------------------------|-----------------------|-------|-----------------------|--------|-----------------------|--------|-----------------------|--------|
| | T1 | | T2 | | T1 | | T2 | |
| | Antall/m ² | Std | Antall/m ² | Std | Antall/m ² | Std | Antall/m ² | Std |
| Turbellaria | | | | | | | | |
| <i>Otomeostoma auditivum</i> | | | 220,6 | 258,4 | 17,7 | 35,3 | 53,0 | 84,0 |
| Nematoda | 414,8 | 248,6 | 326,5 | 227,6 | 414,8 | 136,3 | 388,3 | 165,6 |
| Bivalvia | | | | | | | | |
| <i>Pisidium</i> sp. | 220,6 | 178,5 | 114,7 | 72,8 | 61,8 | 17,65 | 255,9 | 180,9 |
| Hirudinea | | | | | | | | |
| <i>Helobdella stagnalis</i> | | | | | 8,8 | 17,7 | | |
| Oligochaeta | 4818,5 | 547,2 | 4730,2 | 2430,7 | 4950,8 | 2014,6 | 3459,4 | 994,68 |
| Crustacea | | | | | | | | |
| Chydoridae indet. | | | 26,5 | 53,0 | 8,8 | 17,7 | 26,5 | 33,8 |
| Cyclopoida indet. | 8,8 | 17,7 | | | 8,8 | 17,7 | | |
| Harpacticoida indet. | | | | | 8,8 | 17,7 | 8,8 | 17,7 |
| Ostracoda indet. | 238,3 | 173,8 | 291,2 | 173,8 | 150,0 | 255,2 | 220,6 | 260 |
| Acari | 361,8 | 347,5 | 353,0 | 385,6 | 397,1 | 444,1 | 158,9 | 61,1 |
| Ephemeroptera | | | | | | | | |
| <i>Baetis rhodani</i> | 97,1 | 101,4 | 423,6 | 422,6 | 203,0 | 196,3 | 176,5 | 170,5 |
| <i>Kageronica fuscogrisea</i> | 176,5 | 135,2 | 35,3 | 40,8 | 88,3 | 93,4 | 8,8 | 17,7 |
| <i>Leptophlebia marginata</i> | 35,3 | 49,9 | | | | | | |
| <i>Leptophlebia vespertina</i> | 61,8 | 83,4 | 26,5 | 17,7 | 97,1 | 109,3 | | |
| <i>Leptophlebia</i> sp. | 8,8 | 17,7 | | | | | | |
| Plecoptera | | | | | | | | |
| <i>Amphinemura borealis</i> | 317,7 | 307,7 | 661,9 | 842,0 | 529,5 | 493,4 | 361,8 | 236,6 |
| <i>Amphinemura sulcicollis</i> | 17,7 | 35,3 | 17,7 | 20,4 | 70,6 | 81,5 | 26,5 | 33,8 |
| <i>Leuctra fusca/digitata</i> | 123,6 | 166,8 | 44,1 | 33,8 | 1597,3 | 604,2 | 2771,1 | 1602,3 |
| <i>Leuctra hippopus</i> | 8,8 | 17,7 | 8,8 | 17,7 | | | | |
| <i>Nemoura avicularis</i> | 44,1 | 53,0 | 8,8 | 17,7 | | | | |
| <i>Protonemura meyeri</i> | | | | | | | 8,8 | 17,7 |
| <i>Siphonoperla burmeisteri</i> | | | | | 8,8 | 17,7 | | |
| <i>Taeniopteryx nebulosa</i> | 8,8 | 17,7 | 8,8 | 17,7 | | | | |
| Capnidae indet. | | | | | | | 8,8 | 17,7 |
| Coleoptera | | | | | | | | |
| <i>Elmis aenea</i> | 35,3 | 28,8 | 8,8 | 17,7 | 8,8 | 17,7 | | |
| <i>Limnius volckmari</i> | 370,7 | 311,1 | 1023,7 | 469,2 | 997,2 | 233,0 | 2126,8 | 698,5 |
| <i>Oulimnius tuberculatus</i> | 741,3 | 303,7 | 556,0 | 194,2 | 414,8 | 260,0 | 220,6 | 92,8 |
| Megaloptera | | | | | | | | |
| <i>Sialis fuliginosa</i> | 8,8 | 17,7 | | | | | | |

Vedlegg 1. Forts.

| | 13.10.2011 | | | | 17.04.2012 | | | |
|-------------------------------------|-----------------------|--------|-----------------------|--------|-----------------------|--------|-----------------------|--------|
| | T1 | | T2 | | T1 | | T2 | |
| | Antall/m ² | Std |
| Trichoptera | | | | | | | | |
| <i>Agapetus ochripes</i> | 8,8 | 17,7 | 105,9 | 122,3 | 17,7 | 20,4 | 17,7 | 20,4 |
| <i>Apatania</i> sp. | | | | | 17,7 | 35,3 | 8,8 | 17,7 |
| <i>Athripsodes albifrons</i> | 35,3 | 49,9 | | | | | | |
| <i>Athripsodes aterrimus</i> | | | | | | | 8,8 | 17,7 |
| <i>Athripsodes cf. cinereus</i> | | | 8,8 | 17,7 | | | 26,5 | 33,8 |
| <i>Athripsodes commutatus</i> | | | 8,8 | 17,7 | 17,7 | 35,3 | | |
| <i>Athripsodes</i> sp. | 35,3 | 28,8 | 35,3 | 28,8 | 53,0 | 67,6 | | |
| <i>Ceraclea</i> sp. | | | 8,8 | 17,7 | | | | |
| <i>Hydroptila</i> sp. | 8,8 | 17,7 | 8,8 | 17,7 | | | | |
| <i>Ithytrichia lamellaris</i> | 53,0 | 67,6 | 70,6 | 57,6 | | | 8,8 | 17,7 |
| <i>Lepidostoma hirtum</i> | 970,8 | 391,5 | 670,7 | 569,2 | 529,5 | 303,7 | 194,2 | 145,6 |
| <i>Mystacides azurea</i> | 61,8 | 78,3 | 8,8 | 17,7 | 26,5 | 33,8 | | |
| <i>Oecetis testacea</i> | 185,3 | 113,0 | 26,5 | 33,8 | 79,4 | 78,3 | 8,8 | 17,7 |
| <i>Oxyethira</i> sp. | 308,9 | 234,8 | 167,7 | 225,8 | 35,3 | 0,0 | 53,0 | 35,3 |
| <i>Polycentropus flavomaculatus</i> | 88,3 | 130,5 | 17,7 | 20,4 | 79,4 | 60,3 | | |
| <i>Rhyacophila nubila</i> | 8,8 | 17,7 | 8,8 | 17,7 | 8,8 | 17,7 | | |
| <i>Tinodes waeneri</i> | 26,5 | 33,8 | 26,5 | 33,8 | 17,7 | 20,4 | 8,8 | 17,7 |
| Trichoptera indet. | 8,8 | 17,7 | 35,3 | 70,6 | 8,8 | 17,7 | | |
| Diptera | | | | | | | | |
| Chironomidae indet. | 2912,3 | 2129,1 | 1729,7 | 420,6 | 4827,3 | 3187,6 | 1570,9 | 456,2 |
| Ceratopogonidae indet. | 229,5 | 170,2 | 255,9 | 76,4 | 300,1 | 113,0 | 264,8 | 17,7 |
| Empididae indet. | 35,3 | 25,0 | 17,7 | 17,7 | 132,4 | 150,5 | 88,3 | 53,0 |
| Sum | 13096,3 | 2991,3 | 12099,1 | 5235,2 | 16194,0 | 4759,3 | 12549,0 | 1611,7 |

Vedlegg 2. Antall fjærmygg (Chironomidae) pr. m² i de kvantitative prøvene i terskel-bassenget på Storekvina.

| | 13.10.2011 | | | | 17.04.2012 | | | |
|---|-----------------------|--------|-----------------------|-------|-----------------------|-------|-----------------------|-------|
| | T1 | | T2 | | T1 | | T2 | |
| | Antall/m ² | Std | Antall/m ² | Std | Antall/m ² | Std | Antall/m ² | Std |
| Tanypodinae | | | | | | | | |
| <i>Ablabesmyia longistyla</i> | 8,8 | 17,65 | | | | | 8,8 | 17,7 |
| <i>Ablabesmyia monilis</i> | 167,7 | 126,87 | 79,4 | 88,3 | 158,9 | 101,9 | 35,3 | 70,6 |
| <i>Conchapelopia</i> sp. | 53,0 | 67,59 | 158,9 | 153,9 | 264,8 | 231,5 | 132,4 | 33,8 |
| <i>Nilotanyptus dubius</i> | 291,2 | 234,82 | 361,8 | 183,1 | 397,1 | 380,6 | 406,0 | 242,0 |
| <i>Paramerina cingulata</i> | | | | | 8,8 | 17,7 | | |
| <i>Thienemannimyia</i> sp. | 503,0 | 447,79 | 26,5 | 17,7 | 617,8 | 575,4 | 26,5 | 33,8 |
| <i>Zavrelimyia barbatipes</i> | 8,8 | 17,65 | | | | | | |
| Tanypodinae indet. | 17,7 | 20,38 | | | | | | |
| Diamesinae | | | | | | | | |
| <i>Potthastia gaedi</i> | 123,6 | 133,64 | 26,5 | 33,8 | 494,2 | 370,2 | 61,8 | 53,0 |
| <i>Potthastia longimana</i> | 0,0 | 0,00 | 26,5 | 17,7 | 8,8 | 17,7 | 26,5 | 17,7 |
| Orthocladiinae | | | | | | | | |
| <i>Corynoneura</i> sp. | 8,8 | 17,65 | 17,7 | 20,4 | 53,0 | 45,6 | 17,7 | 20,4 |
| <i>Cricotopus (C.) pulchripes</i> | 8,8 | 17,65 | | | | | | |
| <i>Cricotopus (C.)</i> sp. <i>festivellus</i> gp | 17,7 | 20,38 | | | 26,5 | 53,0 | | |
| <i>Eukiefferiella devonica</i> | 8,8 | 17,65 | 8,8 | 17,7 | 0,0 | 0,0 | 17,7 | 35,3 |
| <i>Krenosmittia</i> sp. | 26,5 | 33,80 | 61,8 | 33,8 | 185,3 | 120,1 | 194,2 | 153,9 |
| <i>Nanocladius (N.) rectinervis</i> | | | | | 17,7 | 20,4 | | |
| <i>Orthocladius</i> <i>(Symposiocladus) holsatus</i> | 8,8 | 17,65 | | | | | | |
| <i>Orthocladius (S.) schnelli</i> | 70,6 | 86,47 | 70,6 | 99,8 | 132,4 | 196,3 | 79,4 | 136,3 |
| <i>Parakiefferiella bathophila</i> | 220,6 | 371,77 | 8,8 | 17,7 | 423,6 | 518,0 | 8,8 | 17,7 |
| <i>Paratrichocladius</i> <i>rufiventris</i> | 97,1 | 92,84 | 70,6 | 64,4 | 520,7 | 638,3 | 79,4 | 44,4 |
| <i>Psectrocladius (P.)</i> sp. <i>psilopterus</i> gp | | | 8,8 | 17,7 | 53,0 | 84,0 | | |
| <i>Pseudorthocladius</i> sp. | 8,8 | 17,65 | | | | | | |
| <i>Synorthocladius semivirens</i> | | | 26,5 | 33,8 | 35,3 | 49,9 | | |
| <i>Thienemanniella</i> sp. | 26,5 | 33,80 | 8,8 | 17,7 | 97,1 | 148,0 | 61,8 | 60,3 |
| <i>Tvetenia tshernovskii</i> | | | | | | | 8,8 | 17,7 |
| <i>Tvetenia verralli</i> | 8,8 | 17,65 | 8,8 | 17,7 | 26,5 | 33,8 | | |
| Orthocladiinae indet. | | | | | | | 8,8 | 17,7 |
| Chironomini | | | | | | | | |
| <i>Demicyptochironomus</i> <i>vulneratus</i> | 61,8 | 78,27 | 158,9 | 61,1 | 203,0 | 101,4 | 141,2 | 95,6 |
| <i>Microtendipes</i> sp. <i>pedellus</i> gp | 326,5 | 261,59 | 79,4 | 92,8 | 591,3 | 603,5 | 17,7 | 20,4 |
| <i>Microtendipes</i> sp. <i>rydalensis</i> gp | 17,7 | 35,30 | 8,8 | 17,7 | | | | |

Vedlegg 2. Forts.

| | 13.10.2011 | | | | 17.04.2012 | | | |
|--|-----------------------|---------|-----------------------|-------|-----------------------|--------|-----------------------|-------|
| | T1 | | T2 | | T1 | | T2 | |
| | Antall/m ² | Std | Antall/m ² | Std | Antall/m ² | Std | Antall/m ² | Std |
| <i>Polypedilum (Tripodura) sp. bicrenatum</i> gp | 8,8 | 17,65 | | | | | | |
| <i>Polypedilum (T.) scalaenum</i> | 17,7 | 35,30 | 17,7 | 35,3 | | | | |
| <i>Saetheria reissi</i> | 0,0 | 0,00 | 17,7 | 35,3 | | | 26,5 | 17,7 |
| <i>Stenochironomus</i> sp. | 0,0 | 0,00 | 8,8 | 17,7 | | | 26,5 | 17,7 |
| <i>Stictochironomus</i> sp. | 35,3 | 70,60 | | | | | | |
| Tanytarsini | | | | | | | | |
| <i>Rheotanytarsus</i> sp. | 344,2 | 185,40 | 414,8 | 384,9 | 264,8 | 164,3 | 132,4 | 123,6 |
| <i>Stempellinella brevis</i> | 35,3 | 28,82 | 35,3 | 49,9 | 61,8 | 44,4 | 8,8 | 17,7 |
| <i>Tanytarsus brundini</i> | 150,0 | 210,57 | 8,8 | 17,7 | 158,9 | 233,3 | 8,8 | 17,7 |
| <i>Tanytarsus</i> sp. A | 105,9 | 211,80 | 8,8 | 17,7 | 17,7 | 35,3 | | |
| Sum | 2912,3 | 2129,05 | 1729,7 | 420,6 | 4827,3 | 3187,6 | 1570,9 | 456,2 |

Vedlegg 3. Bunndyr fra de kvalitative sparkeprøvene i terskelbassenget på Storekvina.

| | 13.10.2011 | 17.04.2012 |
|-------------------------------------|------------|------------|
| Nematoda | 1 | 1 |
| Bivalvia | | |
| <i>Pisidium</i> sp. | 3 | |
| Oligochaeta | 37 | 20 |
| Crustacea | | |
| <i>Bosmina</i> sp. | | 1 |
| <i>Eury cercus lamellatus</i> | 1 | |
| Cyclopoida indet. | 1 | |
| Ostracoda indet. | 7 | 1 |
| Acari | 1 | 2 |
| Ephemeroptera | | |
| <i>Baetis rhodani</i> | 7 | 39 |
| <i>Kageronica fuscogrisea</i> | 32 | 6 |
| <i>Leptophlebia marginata</i> | 22 | 2 |
| <i>Leptophlebia vespertina</i> | 10 | 12 |
| Plecoptera | | |
| <i>Amphinemura borealis</i> | 9 | 42 |
| <i>Amphinemura sulcicollis</i> | 6 | 3 |
| <i>Diura nanseni</i> | | 1 |
| <i>Leuctra fusca/digitata</i> | | 14 |
| <i>Nemoura avicularis</i> | 4 | |
| <i>Nemoura cinerea</i> | | 1 |
| <i>Taeniopteryx nebulosa</i> | 2 | |
| Coleoptera | | |
| <i>Olimnius tuberculatus</i> | 8 | 2 |
| <i>Limnius volckmari</i> | 2 | 8 |
| Trichoptera | | |
| <i>Athripsodes commutatus</i> | | 1 |
| <i>Hydropsyche pellucidula</i> | 1 | |
| <i>Ithytrichia lamellaris</i> | 5 | 1 |
| <i>Lepidostoma hirtum</i> | 10 | 8 |
| <i>Mystacides azurea</i> | 1 | |
| <i>Oecetis testacea</i> | 7 | 5 |
| <i>Oxyethira</i> sp. | 3 | 1 |
| <i>Polycentropus flavomaculatus</i> | 8 | 3 |
| <i>Rhyacophila nubila</i> | 2 | |
| <i>Tinodes waeneri</i> | 2 | 2 |
| Polycentropodidae indet. | 3 | |
| Diptera | | |
| Chironomidae indet. | 147 | 161 |
| Ceratopogonidae indet. | 1 | 5 |
| Simuliidae indet. | 2 | 1 |
| Empididae indet. | 3 | 2 |

Vedlegg 4. Fjærmygg (Chironomidae) fra de kvalitative sparkeprøvene i terskelbassenget på Storekvina.

| | 13.10.2011 | 20.04.2012 |
|--|------------|------------|
| Tanypodinae | | |
| <i>Ablabesmyia longistyla</i> | 4 | |
| <i>Ablabesmyia monilis</i> | 8 | 2 |
| <i>Conchapelopia</i> sp. | 7 | 18 |
| <i>Nilotanytuspus dubius</i> | 2 | 3 |
| <i>Paramerina cingulata</i> | | 1 |
| <i>Thienemannimyia</i> sp. | 40 | 19 |
| Diamesinae | | |
| <i>Potthastia gaedi</i> | 4 | 12 |
| Orthocladiinae | | |
| <i>Corynoneura</i> sp. | | 1 |
| <i>Eukiefferiella devonica</i> | 1 | 1 |
| <i>Heterotanytarsus apicalis</i> | 1 | 1 |
| <i>Heterotri ssocladius marcidus</i> | | 1 |
| <i>Krenosmittia</i> sp. | | 1 |
| <i>Limnophyes</i> sp. | | 1 |
| <i>Orthocladius</i> (<i>Symposciocladius</i>) <i>schnelli</i> | 3 | 2 |
| <i>Parakiefferiella bathophila</i> | 1 | 6 |
| <i>Paratrichocladius rufiventris</i> | 6 | 37 |
| <i>Psectrocladius</i> (P.) sp. <i>psilopterus</i> gp | 2 | 1 |
| <i>Synorthocladius semivirens</i> | | 2 |
| <i>Thienemanniella</i> sp. | 2 | 3 |
| <i>Tvetenia calvescens</i> | 1 | 1 |
| <i>Tvetenia tshernovskii</i> | 1 | |
| <i>Tvetenia verralli</i> | | 2 |
| Chironomini | | |
| <i>Microtendipes</i> sp. <i>pedellus</i> gp | 2 | 2 |
| <i>Microtendipes</i> sp. <i>rydalensis</i> gp | 3 | |
| <i>Polypedilum</i> (<i>Polypedilum</i>) sp. <i>nubeculosum</i> gp | 2 | 1 |
| Tanytarsini | | |
| <i>Rheotanytarsus</i> sp. | 32 | 28 |
| <i>Stempellinella brevis</i> | 3 | 6 |
| <i>Tanytarsus brundini</i> | 17 | 8 |
| <i>Tanytarsus</i> sp. A | 5 | 1 |

Vedlegg 5. Biomasse (mg tørrvekt (dw)) av bunndyr pr. m² i de kvantitative prøvene i terskelbassengen på Storekvina.

| | 13.10.2011 | | | | 17.04.2012 | | | |
|---------------------------------|----------------------|-------|----------------------|-------|----------------------|-------|----------------------|-------|
| | T1 | | T2 | | T1 | | T2 | |
| | mg dw/m ² | Std |
| Turbellaria | | | | | | | | |
| <i>Otomeostoma auditivum</i> | | | 0,4 | 0,5 | 0,2 | 0,2 | 0,2 | 0,4 |
| Nematoda | 17,2 | 13 | 9,9 | 5,8 | 4,1 | 1,4 | 3,9 | 1,7 |
| Bivalvia | | | | | | | | |
| <i>Pisidium</i> sp. | 3 | 2,9 | 1,8 | 1,3 | 1,5 | 0,8 | 8 | 7,9 |
| Hirudinea | | | | | | | | |
| <i>Helobdella stagnalis</i> | | | | | 1,1 | 2,1 | | |
| Oligochaeta | 1652,5 | 162,5 | 960,8 | 427,6 | 1351,5 | 476,3 | 800,5 | 199,3 |
| Crustacea | | | | | | | | |
| Chydoridae indet. | | | | | 0,02 | 0,04 | 0,05 | 0,07 |
| Cyclopoida indet. | 0,02 | 0,04 | | | 0,02 | 0,04 | | |
| Harpacticoida indet. | | | | | - | | - | |
| Ostracoda indet. | 0,5 | 0,3 | 0,6 | 0,3 | 0,4 | 0,5 | 0,4 | 0,5 |
| Acarı | 1,6 | 1,4 | 1,6 | 1,7 | 1,4 | 1,3 | 0,7 | 0,4 |
| Ephemeroptera | | | | | | | | |
| <i>Baetis rhodani</i> | 5,8 | 5,3 | 21,6 | 18,5 | 31,3 | 29,0 | 28,5 | 23,0 |
| <i>Kageronica fuscogrisea</i> | 32,7 | 25,8 | 7,5 | 8,9 | 109,8 | 76,1 | 16,4 | 32,9 |
| <i>Leptophlebia marginata</i> | 5,4 | 8,2 | | | 2,2 | 2,2 | 30,0 | 54,1 |
| <i>Leptophlebia vespertina</i> | 0,7 | 1,2 | 0,3 | 0,2 | 4,2 | 5,1 | 0,1 | 0,2 |
| <i>Leptophlebia</i> sp. | 0,1 | 0,2 | | | | | | |
| Plecoptera | | | | | | | | |
| <i>Amphinemura borealis</i> | 3,0 | 3,0 | 6,4 | 8,4 | 22,3 | 21,6 | 10,4 | 8,3 |
| <i>Amphinemura sulcicollis</i> | 0,4 | 0,8 | 0,4 | 0,6 | 7,7 | 8,9 | 1,7 | 2,1 |
| <i>Leuctra fusca/digitata</i> | 0,5 | 0,6 | 0,1 | 0,1 | 15,8 | 10,1 | 53,3 | 41,2 |
| <i>Leuctra hippopus</i> | 0,7 | 1,3 | 2,2 | 4,3 | | | | |
| <i>Nemoura avicularis</i> | 10,8 | 12,9 | 2,2 | 4,3 | | | | |
| <i>Protonemura meyeri</i> | | | | | | | 4,2 | 8,4 |
| <i>Siphonoperla burmeisteri</i> | | | | | 1,1 | 2,1 | | |
| <i>Taeniopteryx nebulosa</i> | 2,7 | 5,3 | 2,2 | 4,3 | | | | |
| Capnidae indet. | | | | | | | 0,1 | 0,2 |
| Coleoptera | | | | | | | | |
| <i>Elmis aenea</i> | 2,1 | 1,4 | 0,1 | 0,2 | 0,7 | 1,3 | | |
| <i>Limnius volckmari</i> | 91,8 | 90,3 | 243,6 | 96 | 201,8 | 58,9 | 474,6 | 150,1 |
| <i>Olimnius tuberculatus</i> | 30,8 | 15,4 | 17,5 | 18,4 | 10,5 | 5,5 | 5,8 | 2,2 |
| Megaloptera | | | | | | | | |
| <i>Sialis fuliginosa</i> | 4,2 | 8,4 | | | | | | |

Vedlegg 5. Forts.

| | 13.10.2011 | | | | 17.04.2012 | | | |
|-------------------------------------|----------------------|--------------|----------------------|--------------|----------------------|--------------|----------------------|--------------|
| | T1 | | T2 | | T1 | | T2 | |
| | mg dw/m ² | Std |
| Trichoptera | | | | | | | | |
| <i>Agapetus ochripes</i> | 0,3 | 0,6 | 5,2 | 6,3 | 2,1 | 2,5 | 1,7 | 2,1 |
| <i>Apatania</i> sp. | | | | | 2,1 | 4,3 | 1,1 | 2,1 |
| <i>Athripsodes albifrons</i> | 1,7 | 2,1 | | | | | | |
| <i>Athripsodes cf. cinereus</i> | | | 2,0 | 4,0 | | | 2,8 | 3,4 |
| <i>Athripsodes commutatus</i> | | | 0,7 | 1,3 | 1,0 | 2,0 | | |
| <i>Athripsodes</i> sp. | 0,3 | 0,3 | 0,8 | 1,2 | 0,5 | 0,6 | 0,3 | 0,6 |
| <i>Ceraclea</i> sp. | | | 0,1 | 0,2 | | | | |
| <i>Hydroptila</i> sp. | 0,3 | 0,6 | 0,3 | 0,6 | | | | |
| <i>Ithytrichia lamellaris</i> | 1,0 | 1,2 | 0,7 | 0,6 | | | 0,3 | 0,6 |
| <i>Lepidostoma hirtum</i> | 62,4 | 17,7 | 15,2 | 18,4 | 124,8 | 100,5 | 21,6 | 18,6 |
| <i>Mystacides azurea</i> | 7,9 | 10,5 | 0,1 | 0,2 | 2,8 | 3,4 | | |
| <i>Oecetis testacea</i> | 6,7 | 5,9 | 1,0 | 1,2 | 6,4 | 8,0 | 0,1 | 0,2 |
| <i>Oxyethira</i> sp. | 7,8 | 5,4 | 3,8 | 5,8 | 1,3 | 0,0 | 1,6 | 1,9 |
| <i>Polycentropus flavomaculatus</i> | 57,4 | 74,5 | 0,6 | 0,7 | 96,2 | 162,4 | | |
| <i>Rhyacophila nubila</i> | 65,8 | 131,6 | 0,7 | 1,3 | 4,3 | 8,6 | | |
| <i>Tinodes waeneri</i> | 16,3 | 29,9 | 5,0 | 5,8 | 4,3 | 5,0 | 2,7 | 5,3 |
| Trichoptera indet. | 0,1 | 0,2 | 0,3 | 0,6 | 0,3 | 0,6 | | |
| Diptera | | | | | | | | |
| Chironomidae indet. | 411,0 | 285,9 | 124,5 | 92,3 | 660,7 | 554,9 | 71,1 | 33,6 |
| Ceratopogonidae indet. | - | | - | | - | | - | |
| Empididae indet. | 0,8 | 1,2 | 1 | 1,3 | 67,9 | 130,5 | 3,7 | 1,3 |
| Sum | 2506,2 | 546,3 | 1440,9 | 495,4 | 2742,2 | 950,8 | 1546,0 | 319,8 |

Vedlegg 6. Biomasse (mg tørrvekt (dw)) av fjærmygg (Chironomidae) pr. m² i de kvantitative prøvene i terskelbassengen på Storekvina. * puppe – ikke tilgjengelige data på vekt

| | 13.10.2011 | | | | 17.04.2012 | | | |
|---|----------------------|--------|----------------------|-------|----------------------|--------|----------------------|-------|
| | T1 | | T2 | | T1 | | T2 | |
| | mg dw/m ² | Std | mg dw/m ² | Std | mg dw/m ² | Std | mg dw/m ² | Std |
| Tanypodinae | | | | | | | | |
| <i>Ablabesmyia longistyla</i> | 2,92 | 5,84 | | | | | 1,77 | 3,55 |
| <i>Ablabesmyia monilis</i> | 2,25 | 1,25 | 1,48 | 0,90 | 1,40 | 0,91 | 0,34 | 0,68 |
| <i>Conchapelopia</i> sp. | 3,55 | 5,06 | 20,32 | 20,35 | 10,66 | 14,58 | 7,75 | 5,16 |
| <i>Nilotanypus dubius</i> | 1,67 | 1,54 | 3,66 | 3,21 | 1,81 | 0,93 | 3,36 | 2,55 |
| <i>Paramerina cingulata</i> | | | 0,18 | 0,35 | | | | |
| <i>Thienemannimyia</i> sp. | 47,24 | 30,23 | 2,98 | 3,50 | 73,39 | 36,93 | 4,71 | 6,69 |
| <i>Zavrelimyia barbatipes</i> | 0,04 | 0,07 | | | | | | |
| Tanypodinae indet. | 0,07 | 0,09 | | | | | | |
| Diamesinae | | | | | | | | |
| <i>Potthastia gaedi</i> | 0,67 | 0,67 | 1,85 | 3,60 | 6,36 | 5,83 | 0,67 | 0,67 |
| <i>Potthastia longimana</i> | | | 3,72 | 3,90 | 1,77 | 3,55 | 3,77 | 2,96 |
| Orthocladiinae | | | | | | | | |
| <i>Corynoneura</i> sp. | 0,04 | 0,07 | 0,07 | 0,09 | 0,60 | 0,62 | 0,07 | 0,09 |
| <i>Cricotopus (C.) pulchripes</i> * | - | | | | | | | |
| <i>Cricotopus (C.)</i> sp. <i>festivellus</i> gp | 0,07 | 0,09 | | | 0,49 | 0,97 | | |
| <i>Eukiefferiella devonica</i> | 0,04 | 0,07 | 0,09 | 0,18 | | | 0,26 | 0,53 |
| <i>Krenosmittia</i> sp. | 0,16 | 0,19 | 0,31 | 0,19 | 1,90 | 1,61 | 2,44 | 2,05 |
| <i>Nanocladius (N.) rectinervis</i> | | | | | 0,13 | 0,17 | | |
| <i>Orthocladius</i> <i>(Symposiocladus) holsatus</i> | 0,04 | 0,07 | | | | | | |
| <i>Orthocladius (S.) schnelli</i> | 0,55 | 0,64 | 0,60 | 0,90 | 2,29 | 3,66 | 1,07 | 1,22 |
| <i>Parakiefferiella bathophila</i> | 1,44 | 2,33 | | | 6,43 | 7,62 | 0,18 | 0,35 |
| <i>Paratrichocladus rufiventris</i> | 0,48 | 0,48 | 0,32 | 0,35 | 12,98 | 18,87 | 1,24 | 0,97 |
| <i>Psectrocladius (P.)</i> sp. <i>psilopterus</i> gp | | | 0,09 | 0,18 | 0,71 | 1,0 | | |
| <i>Pseudorthocladius</i> sp. | 0,40 | 0,79 | | | | | | |
| <i>Synorthocladius semivirens</i> | | | 0,11 | 0,14 | 0,39 | 0,68 | | |
| <i>Thienemanniella</i> sp. | 0,26 | 0,34 | 0,18 | 0,35 | 0,60 | 0,89 | 0,60 | 0,79 |
| <i>Tvetenia tshernovskii</i> | | | | | | | 0,40 | 0,79 |
| <i>Tvetenia verralli</i> | 0,18 | 0,35 | 0,09 | 0,18 | 0,04 | 0,07 | | |
| Orthocladiinae indet. | | | | | | | 0,04 | 0,07 |
| Chironomini | | | | | | | | |
| <i>Demicryptochironomus vulneratus</i> | 3,57 | 4,34 | 24,96 | 19,62 | 8,91 | 7,06 | 13,33 | 8,32 |
| <i>Microtendipes</i> sp. <i>pedellus</i> gp | 286,77 | 222,32 | 77,40 | 93,36 | 506,96 | 471,11 | 13,77 | 15,90 |
| <i>Microtendipes</i> sp. <i>rydalensis</i> gp | | | 0,04 | 0,07 | | | | |
| <i>Parachironomus</i> sp. <i>arcuatus</i> gp | 0,25 | 0,50 | | | | | | |

Vedlegg 6. Forts.

| | | | | | | | | |
|--------------------------------------|---------------|---------------|---------------|--------------|---------------|---------------|--------------|--------------|
| <i>Polypedilum (Polypedilum) sp.</i> | 0,42 | 0,75 | | | 0,40 | 0,79 | 1,18 | 2,37 |
| <i>nubeculosum</i> gp | | | | | | | | |
| <i>Polypedilum (Tripodura) sp.</i> | 0,18 | 0,35 | | | | | | |
| <i>bicrenatum</i> gp | | | | | | | | |
| <i>Polypedilum (T.) scalaenum</i> | 0,18 | 0,35 | 1,34 | 2,68 | | | | |
| <i>Saetheria reissi</i> | | | 0,35 | 0,71 | | | 0,53 | 0,35 |
| <i>Stenochironomus</i> sp. | | | 1,16 | 2,33 | | | 10,22 | 10,66 |
| <i>Stictochironomus</i> sp. | 49,42 | 98,84 | | | | | | |
| Tanytarsini | | | | | | | | |
| <i>Rheotanytarsus</i> sp. | 3,96 | 2,93 | 4,45 | 4,44 | 4,18 | 3,41 | 2,77 | 2,44 |
| <i>Stempellinella brevis</i> | 0,20 | 0,16 | 0,20 | 0,31 | 0,91 | 0,67 | 0,09 | 0,18 |
| <i>Tanytarsus brundini</i> | 1,19 | 1,51 | 0,04 | 0,07 | 1,80 | 2,94 | 0,18 | 0,35 |
| <i>Tanytarsus</i> sp. A | 0,44 | 0,89 | 0,04 | 0,07 | 0,09 | 0,18 | | |
| Sum | 410,96 | 285,89 | 124,51 | 92,28 | 660,69 | 554,91 | 71,13 | 33,62 |

Ferskvannsøkologi - laksefisk - bunndyr

LFI ble opprettet i 1969, og er nå en seksjon ved Uni Miljø, en avdeling i Uni Research AS, et forskningsselskap eid av universitetet i Bergen og stiftelsen Universitetsforskning Bergen. LFI Uni Miljø tar oppdrag som omfatter forskning, overvåking, tiltak og utredninger innen ferskvannsøkologi. Vi har spesiell kompetanse på laksefisk (laks, sjøaure, innlandsaure) og bunndyr, og på hvilke miljøbetingelser som skal være til stede for at disse artene skal ha livskraftige bestander. Sentrale tema er:

- Bestandsregulerende faktorer
- Gytebiologi hos laksefisk
- Biologisk mangfold basert på bunndyrsamfunn i ferskvann
- Effekter av vassdragsreguleringer
- Forsuring og kalkning
- Biotopjusteringer
- Effekter av klimaendringer

Oppdragsgivere er offentlig forvaltning (direktorater, fylkesmenn), kravtselskap, forskningsråd og andre. Viktige samarbeidspartnere er andre forskningsinstitusjoner (herunder NIVA, NINA, HI, og VESO) og FoU miljø hos oppdragsgivere.

Våre internettssider finnes på www.miljo.uni.no