

Miljødirektoratets veileder for kartlegging, verdisetting og forvaltning av naturtyper på land og i ferskvann

Utkast til faktaark 2015

Ferskvann

Innhold:

Aktivt ferskvannsdelta

Elveslette

Kroksjø, flomdam og meandrerende elveparti

Kalksjø

Svært kalkfattig innsjø

Middels kalkrik innsjø

Kalkrik bekk og liten elv

Middels kalkrik bekk i lavlandet

Kalkfattig og klar bekk eller elv

Brakkvannssjø

Vannkantsamfunn

Aktivt ferskvannsdelta

Lars Erikstad. Oppdatert 7. november 2014

Definisjon:

Aktivt avsetningsmiljø av elvetransportert materiale omkring elvas munning i innsjø
Aktive deltaer er naturkomplekser slik disse vil bli definert i NiN 2.0.

I NiN 1.0 er aktive delta beskrevet som landskapsdel-hovedtypen delt i to grunntyper, aktivt marint delta og aktivt ferskvannsdelta. Aktivt ferskvannsdelta er dekket i eget faktaark. NiN er for tiden under oppjustering og ny versjon (2.0) er ventet klar i løpet av et års tid. I Versjon 2.0 vil aktivt delta bli karakterisert som et natur(system)kompleks. Komplekset overlapper geografisk med andre naturkomplekser som elveløp og innsjø. Dette faktaarket bør / skal oppdateres til å forholde seg til NiN versjon 2.0 så snart denne versjonen foreligger.

Hvorfor naturtypen er viktig:

På grunn av reduksjon av tilstandskvalitet og areal er naturtypen ferskvannsdelta vurdert som nær truet (NT) i norsk rødliste for naturtyper. Dette både skyldes et generelt arealpress, samtidig som elveløpet i deltaområdet ofte er forbygget, mange elver er regulert i forbindelse med kraftutbygging og elvas naturlige tilførsel av sediment til deltaprosessene er endret. I tillegg foregår grustekt i mange deltaområder. Naturkomplekset inneholder mange naturtyper knyttet til møtepunktet mellom land og vann, særlig naturtyper som er sterkt preget av naturlig dynamikk som flom, erosjon og sedimentasjon.

Naturtypen er også økologisk viktig fordi den representerer en overgang mellom fast land og vannmiljøer. Natursystemer som ulike våtmarkstyper, dammer, åpen sandmark m.m. kan finnes her og aktive ferskvannsdeltaer er ofte viktige rasteområder fugl.

Utbredelse:

Ferskvannsdeltaer og elvesletter finnes i stort antall i hele landet. Det er en stor størrelsesvariasjon og det er også en stor variasjon av innhold av ulike naturtyper som man finner i deltaområdene. En oversikt over større ferskvannsdeltaer i landet finnes i elvedatabasen:

<http://elvedelta.miljodirektoratet.no/index.htm>. Registreringene i ferskvannsdeltabasen går noe videre enn dette faktaarket og inneholder mer om arealer for landformen delta knyttet til de aktive deltaene.



Deltaet ved Gjendebu i Oppland. Tilførselselven her har også bretilførsel men ikke i like stor grad som bildet over. Vannhastigheten er også mindre. Deltaet er større og har en mye lengre dannelseshistorie. De indre delene av deltaet har naturtyper preget av vegetasjon og er i ferd med å kunne beskrives som en elveslette (se eget faktaark). Foto: Lars Erikstad.

Naturfaglig beskrivelse:

Når elv møter stillestående vann avtar vannhastigheten og elvetransportert materiale blir sedimentert. Landformen delta kan dannes omkring møtepunktet mellom elv og vann dersom mengden av tilførte sedimenter er stor nok og sedimentene ikke eroderes jevnlig (for eksempel ved stor flomaktivitet). Delta er en kompleks avsetningslandform knyttet til rennende vann, kjennetegnet ved aktiv sedimentasjon i tilknytning til elveutløp. Naturtypen aktivt ferskvannsdelta omfatter elveløpet inkludert tilgrensende flommark samt natursystemene under vann og i vannkanten utenfor utløpet av elva som er sterkt preget av sedimentasjon. Der det stillestående vannet er saltvann kalles deltaet marint (eget faktaark for aktivt marint delta). Naturtypen ferskvannsdelta er knyttet til både til limniske naturtyper (elva og innsjøen deltaet bygges ut i) samt terrestriske naturtyper i flomsone langs elva. I og med stort arealpress vil man også finne kunstmark og kulturmark med her.

Et aktivt ferskvannsdelta strekker seg normalt langt ut i innsjøen (figur under). Det består av flere lag. Ytterst og underst finner vi ganske flattliggende lag av fine sedimenter (bunntlag - bottomset). Over dette skråttstilte lag med noe grovere materiale og som stadig bygger seg utover (skrålag - foreset). Når deltaet har bygget seg opp til havnivå avsettes brematerialet på overflaten (ikke i vandig miljø og vi får et flattliggende lag (topplag – topset) av relativt grovt materiale (her kan miljøet variere fra meanderende elv med kroksjøer, til forgrenede elveløp og sandurer). Kornstørrelsen på avsatt materiale avtar fra elvemunningen og utover i sjøen. Det er også finere materiale som normalt avsettes i flommarka enn i og langs elveløpet, men det er slik at de aktive prosessene på et ferskvannsdelta er sterkest under ekstreme flomperioder. I slike situasjoner kan allerede avsatt materiale bli gravd ut og forflyttet av flomstor elv, elveløp kan skifte leie, grovt materiale kan avsettes over fint materiale både i flomlandet og utenfor elveoset. Generelt varierer kornstørrelsen fra stein, grus og sand, til silt og leir. Landskapsdel-hovedtypen aktivt ferskvannsdelta overlapper geografisk med andre landskapsdel-hovedtyper; den inneholder et elveløp og innsjø. Som landskapsdel defineres aktivt delta som et

område preget av dynamisk samspill mellom transport og sedimentasjon der elv møter vann. Det er i mange tilfeller en gradvis overgang til elveslette innover langs elva.

Norge er et land med svært mange elver. Selv om berggrunnen er hard og elvenes graving i fast fjell er begrenset, graver elvene i løs jord, sand og grus avsatt under istiden og bidrar til en betydelig omfordeling og transport av sediment. Vi har også mange breelver som fører mye slam, sand og grus. Når elvene møter stillestående vann mister de transportevnen sin og løsmassene blir avsatt i vannet. Først avsettes grove løsmasser som stein og grus, senere sand og silt og til slutt leire.

Delnaturtyper:

I og med at det aktive ferskvannsdeltaet er et naturkompleks som kan inneholde en rekke natursystemer og en rekke andre naturkomplekser er det en stor mengde av relevant variasjon som vil karakterisere det enkelte deltaet. Dette gjelder på et overordnet nivå selve størrelsen på elva og hvor mye sediment den fører, hvilken flodynamikk elva har og landformvariasjon knyttet til elveløpet (meandre, kroksjøer, leveer, forgrenet elveløp etc.). Den overordnede plassering i landskapet har også stor betydning. Et delta i et smalt nedskåret dallandskap vil ofte fylle ut hele dalbunnen, men et delta langs en mer åpen kystlinje ofte danner en vifte eller en distinkt utbygging i innsjøen. Selv om det er stor variasjon innen naturtypen, er det foreløpig ikke definert spesielle delnaturtyper i dette faktarket. Deltaer kan inndeles etter sedimentasjonsegenskaper, landformtype og også langs økologiske grenselinjer, men hensiktsmessig inndeling i denne sammenheng bør vurderes nærmere på et senere tidspunkt.

Avgrensning mot andre naturtyper:

Den store variasjonen knyttet til naturtypen sammen med at den er definert som et omfattende naturkompleks gjør at det er en rekke problemstillinger knyttet til avgrensning av naturtypen. Mange av disse vil være knyttet til avgrensning av andre natursystemer og naturkomplekser. I sine indre deler vil det aktive ferskvannsdeltaet være avgrenset mot omkringliggende areal av naturkomplekset elveløp og flompåvirket areal langs elveløpet, inkludert elveslette (eget faktaark). Det er her viktig å huske på at mye av aktiviteten på et aktivt delta er knyttet til forholdene ved ekstremflom. For en god avgrensning er det viktig å se etter tegn på påvirkning av slik flom ut fra geomorfologiske kriterier, ikke bare knyttet til NiN definisjonen av natursystemer knyttet til flommark.

Det kan være vanskelig å avgrense det aktive ferskvannsdeltaet mot aktive elvesletter lenger opp langs elveløpet. I dette faktaarket har vi anvendt et pragmatisk kriterium:

Hvis deltaet ligger ved utløpet av en dal og gradvis går over i en elveslette avgrenses deltaet mot elvesletta der landformen snevres inn mot elveslettas bredde, eventuelt der elvesletteprosessene begynner å dominere i form av meandrerende elv med kroksjøer eller forgrenede elveløp over det nivået innsjøens vannstandsvariasjon utgjør en påviselig faktor.

Det er heller ikke hensiktsmessig å definere det aktive ferskvannsdeltaet inn på inngrepsarealer av typen bygd areal, masseutfyllinger etc. Her er deltaet og de prosessene som danner det blitt stoppet av menneskelig påvirkning selv om de utgjør en del av landformkomplekset. Det samme gjelder dyrket

mark, men her må man passe på å inkludere mindre forekomster av dammer, leveer, tidligere elveløpsformer og flomløp som ofte kan finnes innimellom den dyrkede marka. Kulturmark som ligger inne i flomlandet inkluderes i typen.

Som naturkompleks inneholder et aktivt ferskvannsdelta komplekser av natursystemer knyttet til elva, til de terrestriske delene (skogsmark, åpne natursystemer, kultur og kunstmark, elvenatursystemer, dammer, og innsjønatursystemer).

Påvirkning/bruk:

Den viktigste påvirkningsfaktoren knyttet til aktive ferskvannsdeltaer er arealbruk:

Bebyggelse, inkludert vei: Naturtypen er generelt utsatt for nedbygging, selv om dette er mer påtagelig på de marine deltaene enn ferskvannsdeltaene (derfor har disse naturtypene ulik grad av rødlisting). Påvirkning av bebyggelse, veier etc. er imidlertid vanlig og kan ha stor påvirkning både på naturtyper som tilhører deltaet generelt og også påvirke den naturlige dynamikk som karakteriserer naturtypen ferskvannsdelta.

Jordbruk. De tørre delene av deltaet er ofte godt jordbruksland og er ofte oppdyrket. Stedvis kan arealene ha preg av kulturlandskap med store naturmangfoldskvaliteter knyttet til beite, slått, kantvegetasjon etc.

Kraftutbygging. Svært mange elver er utnyttet til kraftproduksjon. Endring av vannføring, flomregime og sedimenttransport påvirker den naturlige dynamikken til deltaet.

Forbygging, utfylling og masseuttak: Forbygging og utfylling av elveløp er svært vanlig i forbindelse med jordbruk. Det finnes også omfattende forbygninger i forbindelse med veianlegg og særskilt flombesyttelse. Uttak av grus fra elveløp på elvesletter og indre del av deltaområder er også vanlig.

Verdisetting:

Naturtypen er generelt ganske vanlig. Påvirkningsfaktorene er imidlertid mange og omfattende. Naturtypen er rødlistet (nær truet - NT). Urørthet er derfor kanskje det viktigste verdikriterium for naturtypen. Det er viktig å understreke at deler av systemet kan ha intakte prosesser selv om andre deler er sterkt påvirket. Det kan også finnes verdifulle restelementer (natursystemer) innen deltaområder som ellers er sterkt ødelagt. På et overordnet nivå vil sammenfall mellom intakte ferskvannsdelta og forekomster av landform delta (i form av terrasser i ulike nivåer) føre til økt vekt. For å vurderes skal deltaet ha en tydelig landdel, en tydelig limnisk del (elv/bekk) og en tydelig avsetningsdel i vann. Areal kan være vanskelig å avgrense siden særlig avsetningsdelen i vannet kan være diffus og vanskelig å bestemme.

Innslagspunktet for delta for vurdering i håndboken bør være koblet til at deltaet har en klar utforming med tydelig landdel og utbygging av deltaformer i vannet. Veiledende landareal 10da og større.

Parameter	Lav vekt	Middels vekt	Høy vekt
Størrelse (landareal)	Små deltaer med landareal fra ca 10 da til 50 da	Større deltaer med landareal mellom 50 da til 250 da	Store deltaer med landareal større enn 250 da
Påvirkning	Områder dominert av inngrep, utfyllinger og tekniske anlegg eller med regulering av elva, men med viktige elementer av naturprosesser intakt.	Områder med intakte prosesser over store arealer og begrensede inngrep særlig rundt elveos og større deler av kystlinjen	Urørt område eller område dominert av naturarealer som gjør at prosessene i hovedsak kan foregå naturlig
Utforming	Diffus avgrensing	Klar avgrensing	Klar avgrensing
Objektinnhold	Ikke registrert andre verdsatte naturtyper (som flommark, vannvegetasjon og kulturmark).	Innhold av andre verdsatte naturtyper (som flommark, vannvegetasjon og kulturmark) enkeltforekomster over mindre areal	Innhold av andre verdsatte naturtyper (som flommark, vannvegetasjon og kulturmark) enten over større areal eller flere forekomster
Del av landskap	Enkeltforekomst	Koblet til tydelige terrassekanter og/eller dal med en kontinuitet fra elveslettesystemer, ut til deltaet.	Koblet til svært tydelige terrassekanter elvesletter med meanderende løp, kroksjøer og leveer.

Lokalt viktig – C: Små urørte deltaer (lav vekt) samt middels og store deltaer med lav vekt på tilstand uten forsterkende kriterier.

Viktig – B: Middels og store deltaer med middels vekt på tilstand isolert sett samt lav vekt på tilstand i kombinasjon med middels vekt på objektinnhold eller middels vekt på landskap

Svært viktig – A: Middels og store deltaer høy vekt på tilstand isolert sett, samt middels vekt på tilstand i kombinasjon med middels vekt på objektinnhold eller høy vekt på landskap.

Råd om skjøtsel og hensyn:

Naturtypen er ikke avhengig av skjøtsel i seg selv. Flere natursystemer som er viktige innen aktivt ferskvannsdelta kan imidlertid være avhengig av skjøtsel. Dette kan særlig gjelde natursystemer som ofte er avhengig av beite som nå er opphørt og andre kulturmarkstyper langs elva i flomlandet. Det henvises til relevante fakta-ark for de spesielle naturtypene som er aktuelle.

Terrenginngrep er den største trusselen mot deltaene, og da helst i tilknytning til utfylling, industri, vei- og tettbebyggelse. De store kraftutbyggingene har gitt grunnlag for endrete forhold på mange deltaer, men mengden nye prosjekter av slik type er for tiden ikke stor. Elveforbygning og grusuttak er ganske vanlig i deltaområder og her kan det være aktuelt med restaureringstiltak.

Kunnskapsnivå og viktige kilder:

Kunnskapen om aktive ferskvannsdeltaer er generelt god. Elvedeltabasen er et viktig referansegrunnlag, men det er viktig å huske på at elvedeltabasen kun dekker større deltaområder. Mindre deltaområder som kan være intakte med hensyn på så vel avsetningsprosesser so økologisk funksjon kan derfor falle under den størrelsesgrensen elvedeltabasen bruker.

Litteratur:

Elvedeltadatabasen. <http://elvedelta.miljodirektoratet.no/index.htm>.

Erikstad, L., Halvorsen, R., Moen, A., Andersen, T., Blom, H.H., Elvebakk, A., Elven, R., Gaarder, G., Mortensen, P.B., Norderhaug, A., Nygaard, K., Thorsnes, T. & Ødegaard, F. 2009. Naturtyper i Norge - Inndeling på landskapsdel-nivå. - Naturtyper i Norge Bakgrunnsdokument 12: 1-52. Artsdatabanken, Trondheim.

Erikstad, L., Halvorsen, R., Moen, A., Thorsnes, T., Andersen, T., Blom, H.H., Elvebakk, A., Elven, R., Gaarder, G., Mortensen, P.B., Norderhaug, A., Nygaard, K. & Ødegaard, F. 2009. Naturtyper i Norge - Landformvariasjon (terrengformvariasjon og landformer). - Naturtyper i Norge Bakgrunnsdokument 14: 1-91. Artsdatabanken, Norway.

Lindgaard, A. og Henriksen, S. (red.) 2011. Norsk rødliste for naturtyper 2011. Artsdatabanken, Trondheim.

NiN Naturtypedatabasen, www.artsdatabanken.no

Sulebak, J.R. 2007. Landformer og prosesser. En innføring i naturgeografiske tema. Fagbokforlaget.

Elveslette

Lars Erikstad. Oppdatert 7. november 2014.

Definisjon:

Elveslette er et lavtliggende flomutsatt sletteland langs elven som er dannet av elvens prosesser knyttet til graving og avsetning av materiale.

Etablerte elver renner som oftest i en dalbunn dekket av elvesedimenter som er bygd opp av materiale som elven fører med seg. Elven former sitt eget løp gjennom erosjon og sedimentasjon. Vanligste løpsformen er meandre, men forgrenet elveløp finnes ofte, særlig der gradienten på elveløpet er noe større og materialet grovere. Elveslette er i prinsippet et naturkompleks, men ble ikke definert som egen landskapsdeltype i NiN 1.0.

Hvorfor naturtypen er viktig:

Elvesletten inneholder mange av elvedeltaets økologiske kvaliteter (egne faktaark), men er ikke rødlistet. Presset mot elvenaturen er imidlertid generelt dekket i rødlisten idet elveløp som landskapsdel er listet som nært truet (NT) ut fra den generelle inngrepssituasjon, grustak og utbygging av elver til kraftformål.

Naturtypen inneholder mange naturtyper knyttet til møtepunktet mellom land og vann, særlig naturtyper som er sterkt preget av naturlig dynamikk som flom, erosjon og sedimentasjon. Naturtypen er også økologisk viktig fordi den representerer en overgang mellom fast land og vannmiljøer. Natursystemer som ulike våtmarkstyper, dammer, åpen sandmark, elveører m.m. kan finnes her og dette er ofte svært viktige fugleområder og inneholder plantesamfunn med mange rødlistede karplanter, insekter og moser mv.

Utbredelse:

Elvesletter finnes i stort antall i hele landet. De største elvesletteområdene vi har ligger langs store elver i dalsystemer på Østlandet, Trøndelag, Troms og Finnmark. Det er en stor størrelsesvariasjon.

Naturfaglig beskrivelse:

Norge er et land med svært mange elver. Selv om berggrunnen er hard og elvenes graving i fast fjell er begrenset, graver elvene i løs jord, sand og grus avsatt under istiden og bidrar til en betydelig omfordeling og transport av sedimenter. Vi har også mange breelver som fører mye slam, sand og grus. Når elvene når ned i dalbunnene mister vannet fart og transportevnen reduseres. Materiale blir avsatt og elven begynner å skifte leie. På denne måten dannes en sandur med forgreinet elveløp. I roligere terreng har elven mindre fart og fører ikke så mye grovt materiale. Her har elva en tendens til å meandrere. Den graver i yttersvingene og legger opp nytt materiale i innersvingene og danner på denne måten en elveslette.

Elvesletten kan være aktiv (i balanse med dagens elv og dens evne til å grave, transportere masse og å avsette dette, men ofte er elvesletten knyttet til tidligere tiders elv (på slutten av istiden med betydelig større vannføring).



Elveslette av sandurtypen (Fåbergstølsgrandane i Jostedalen, Sogn og Fjordane). Legg merke til elveløpet som er sterkt forgrenet. Flyfoto: Norge Digitalt.



Elveslette øverst i Grimsdalen (Oppland). Legg merke til at elva meandrerer og at man finner flere kroksjøer i rester etter gamle elveløp. Foto: Lars Erikstad.

Delnaturtyper:

Elveslette er delt i tre undertyper.

- Elveslette med avsetning av materiale i relativt rasktflytende elv og med stadig skiftende og forgrenete elveløp (sandur)
- Elveslette dannet av roligflytende elv ved meandrering
- Flomslette med mer sammensatt og uklar dannelselse

Den første elveslettetyperen er karakterisert av relativt rasktflytende elv som avsetter ganske grovt materiale (grus/stein). Elveløpene skifter ofte leie og de mest aktive delene har stor grad av forstyrrelse som hindrer vegetasjon til å etablere seg. Mindre aktive deler har mindre forstyrrelser og karakteriseres ofte av mindre (grunne) dammer og fuktområder, gras og buskvegetasjon samt begynnende skogsdannelse.

Den andre typen karakteriseres ved et buktende elveløp (roligflytende elv) der elva graver i yttersving og legger fra seg masse i innersving (meandrering). Gamle elveløp er ofte synlige og meanderbuene blir ofte avsnørt og danner mer eller mindre isolerte kroksjøer. Stedvis gror kroksjøene igjen og utvikler seg til langstrakte myrer.

Den siste typen har større variasjon og er ikke entydig knyttet til de to andre elveløpstypene. De er imidlertid karakterisert av større flomområder med dammer og stor variabilitet i naturtyper som påvirkes av elvas flomregime.

Avgrensning mot andre naturtyper:

Elvesletter (i alle fall de to første deltypene er normalt enkle å avgrense mot landet på sidene ut fra selve landformen. Avgrensning av den siste typen er avhengig av kunnskap om elvas flomforhold (evt. flomkart – www.nve.no).

Det kan være vanskelig å avgrense det aktive ferskvannsdeltaet mot aktive elvesletter lenger opp langs elveløpet. I dette faktarket har vi anvendt et pragmatisk kriterium for å avgrense mellom disse:

Hvis deltaet ligger ved utløpet av en dal og gradvis går over i en elveslette avgrenses deltaet mot elvesletta der landformen snevres inn mot elveslettas bredde, eventuelt der elvesletteprosessene begynner å dominere i form av meanderende elv med kroksjøer eller forgrenede elveløp over det nivået innsjøens vannstandsvariasjon utgjør en påviselig faktor.

Det er ikke hensiktsmessig å definere elvesletta inn på kunstmark av typen bygd areal, masseutfyllinger etc. Her er sletta og de prosessene som danner den blitt stoppet av menneskelig påvirkning selv om de utgjør en del av landformkomplekset. Det samme gjelder dyrket mark, men her må man passe på å inkludere mindre forekomster av dammer, leveer, tidligere elveløpsformer og flomløp som ofte kan finnes innimellom den dyrkede marka. Kulturmark som ligger inne i flomlandet inkluderes i typen.

Som naturkompleks inneholder et elvesletta komplekser av natursystemer knyttet til elva, til de terrestriske delene (skogsmark, åpne natursystemer, kultur og kunstmark, elvenatursystemer, dammer, og innsjønatursystemer – f.eks. kroksjøer).

Påvirkning/bruk:

Den viktigste påvirkningsfaktoren knyttet til elvesletter er arealbruk:

Bebyggelse, inkludert vei

Naturtypen er generelt utsatt for nedbygging. Påvirkning av bebyggelse, veier etc. er vanlig og kan ha stor påvirkning både på naturtyper som tilhører elvesletta generelt og også påvirke den naturlige dynamikk som karakteriserer naturtypen.

Jordbruk

De tørre delene av elvesletta er ofte godt jordbruksland. Stedvis kan arealene ha preg av kulturlandskap med store naturmangfoldskvaliteter knyttet til beite, slått, kantvegetasjon etc.

Kraftutbygging

Svært mange elver er utnyttet til kraftproduksjon. Endring av vannføring, flomregime og sedimenttransport påvirker den naturlige dynamikken til elvesletta.

Forbygging, utfylling og masseuttak

Forbygging og utfylling av elveløp er svært vanlig i forbindelse med jordbruk. Det finnes også omfattende forbygninger i forbindelse med veianlegg og særskilt flombesyttelse. Uttak av grus fra elveløp på elvesletter er også vanlig.

Verdisetting:

Naturtypen er generelt ganske vanlig. Påvirkningsfaktorene er imidlertid mange og omfattende. Naturtypen elveløp er generelt rødlistet (nær truet - NT). Urørthet er derfor kanskje det viktigste verdikriterium for naturtypen. Det er viktig å understreke at deler av systemet kan ha intakte prosesser selv om andre deler er sterkt påvirket. Det kan også finnes verdifulle restelementer (natursystemer) innen elvesletter som ellers er sterkt ødelagt.

Parameter	Lav vekt	Middels vekt	Høy vekt
Størrelse	Lengde fra 500m til 2km bredde fra 100-250m	Lengde fra 2km til 5km bredde fra 250-500m	Lengde over 5km og bredde mer enn 500m
Påvirkning	Områder dominert av inngrep, utfyllinger og tekniske anlegg eller med regulering av elva, men med viktige elementer av naturprosesser intakt.	Områder med intakte prosesser over store arealer og begrensede inngrep særlig rundt elveos og større deler av kystlinjen	Urørt område eller område dominert av naturarealer som gjør at prosessene i hovedsak kan foregå naturlig
Utforming	Diffus avgrensing	Klar avgrensing	Klar avgrensing
Objektinnhold og rødlistearter	Ikke registrert andre verdsatte naturtyper	Innhold av andre verdsatte naturtyper (som flommark,	Innhold av andre verdsatte naturtyper (som flommark,

		vannvegetasjon, dammer, kroksjøer og kulturmark) enkeltforekomster over mindre areal	vannvegetasjon, dammer, kroksjøer og kulturmark) enten over større areal eller flere forekomster
Del av helhetlig landskap	Enkeltforekomst	Koblet til velutviklede terrassekanter og/eller i kontakt med velutviklet delta.	Koblet til svært velutviklede terrassekanter og/eller i kontakt med velutviklet delta, elvesletter med meandrerende løp, kroksjøer og leveer.

Lokalt viktig – C: Små intakte elvesletter (lav vekt) samt middels og store elvesletter med lav vekt på tilstand uten forsterkende kriterier.

Viktig – B: Middels og store elvesletter med middels vekt på tilstand isolert sett samt lav vekt på tilstand i kombinasjon med middels vekt på objektinnhold eller middels vekt på landskap

Svært viktig – A: Middels og store elvesletter høy vekt på tilstand isolert sett, samt middels vekt på tilstand i kombinasjon med middels vekt på objektinnhold eller høy vekt på landskap.

Råd om skjøtsel og hensyn:

Naturtypen er ikke avhengig av skjøtsel i seg selv, men natursystemer som er viktige på elveslettene kan imidlertid være avhengig av skjøtsel. Dette kan særlig gjelde natursystemer som ofte er avhengig av beite som nå er opphørt og andre kulturmarkstyper langs elva i flomlandet. Det henvises til relevante fakta-ark for de spesielle naturtypene som er aktuelle.

Terrenginngrep er den største trusselen, og da helst i tilknytning til utfylling, industri, vei- og tettbebyggelse. De store kraftutbyggingene har gitt grunnlag for endrete forhold på mange elvesletter, men mengden nye prosjekter av slik type er for tiden ikke stor. Elveforbygning og grusuttak er ganske vanlig i deltaområder og her kan det være aktuelt med restaureringstiltak.

Kunnskapsnivå og viktige kilder:

Kunnskapsgrunnet er generelt godt.

Litteratur:

Erikstad, L., Halvorsen, R., Moen, A., Thorsnes, T., Andersen, T., Blom, H.H., Elvebakk, A., Elven, R., Gaarder, G., Mortensen, P.B., Norderhaug, A., Nygaard, K. & Ødegaard, F. 2009. Naturtyper i Norge - Landformvariasjon (terrengformvariasjon og landformer). - Naturtyper i Norge Bakgrunnsdokument 14: 1-91. Artsdatabanken, Norway.

Flomsonekart. <http://www.nve.no/no/Flom-og-skred/Farekartlegging/Flomsonekart/>

Heggberget, T.M. & Jonsson, B. (red). 2005. Landskapsøkologi: arealbruk og landskapsanalyse. NINAs strategiske instituttprogrammer 2001-2005. NINA Temahefte 32.

Johnsen, S.I., Museth, J., Schartau, A.K., Barton, D., Fangel, K., Erikstad, L. & Dervo, Børre. 2011. Local floodplain management in Norway under climate change: Flood risk reduction and biodiversity conservation. - p.113-132 in Kelman, I. (ed.) Municipalities addressing climate change: A case study of Norway. Nova Science Publishers Inc, [s.l.].

Rosgen, D. 1996. Applied river morphology. Wildland Ecology.

Sandlund, O.T., Hovik, S., Selvik, J.R., Øygarden, L. & Jonsson, B. (red). 2006. Nedbørfeltorientert forvaltning av store vassdrag. NINA Temahefte 35.

Lindgaard, A. og Henriksen, S. (red.) 2011. Norsk rødliste for naturtyper 2011. Artsdatabanken, Trondheim.

NiN Naturtypedatabasen, www.artsdatabanken.no

Sulebak, J.R. 2007. Landformer og prosesser. En innføring i naturgeografiske tema. Fagbokforlaget.

Kroksjø, flomdam og meandrerende elveparti

Gaute Kjærstad og Tor Erik Eriksen. Oppdatert 28. november 2014.

Definisjon:

Et meandrerende elveparti er en roligflytende del av et elveløp som slynger seg i store svinger (meandrerer) over flate løsmasseområder. Det dannes når elva begynner å bukte seg i stadig større svinger fordi det graves i bredden i yttersvingene og sedimenteres i innersvingen. Etter hvert vil elveløpet i starten og slutten på elvesvingen nærme seg hverandre og elva vil bryte gjennom slik at den gamle elvesvingen ikke lenger er en direkte del av selve elveløpet. Den avsnørte meandersvingen kalles kroksjø. En flomdam er en grunn (< 5m) vannansamling som ligger i, eller i tilknytning til flomløp; rester av gamle flomløp, oppdemte bekkemunninger o.l. Flomløp er sideløp på elveslette eller delta, som i flomperioder blir en del av elveløpet, men som ellers i liten grad fører rennende vann. Kroksjøer og flomdammer har ulik grad av kontakt med elva i forbindelse med variasjon i vannføring.

I NiN inngår denne naturtypen, sammen med andre naturtyper, i natursystemkompleksene aktivt ferskvanndelta, aktivt marint delta og elveslette. Meandrerende elveparti tilsvarer elveløpsformen «meander» EL-2, i NiN og kroksjø tilsvarer «kroksjø» EL-3. Kroksjø, flomdam og meandrerende elveparti omfattes innen natursystem-nivået enten av hovedtypene «eufotisk fast ferskvannsbunn» (E~1) eller «eufotisk limnisk sedimentbunn» (E~2), bl. a. avhengig av grad av flompåvirkning/sedimentasjon. Vannforårsaket forstyrrelsesintensitet (VF) vil for meandrerende elveparti være svak, roligflytende elv (trinn 2-3), men mindre strykparter (trinn 4-5) kan også forekomme. I kroksjø og flomdam vil VF, utenom flomperiodene, være stille vann (trinn 1). Naturtypen finnes på landformenhetene delta (AR-1), både ferskvann og marint delta, og elveslette (AR-3).

Hvorfor er naturtypen viktig:

Kroksjø, flomdam og meandrerende elveparti utgjør viktige elementer i flommarksområder. I Europa og Nord-Amerika er opp til 90 % av flommarksområdene langs elver blitt negativt påvirket av menneskelig aktivitet (Tockner & Standford 2002). Også i Norge er slike områder under press og kroksjøer, meandere og flomløp er, på grunn av sterk reduksjon i tilstand og areal, vurdert som sterkt truet (EN) i norsk rødliste for naturtyper (Mjelde 2011).

Naturtypen er også foreslått som utvalgt naturtype etter naturmangfoldloven (NML), og utkast til Handlingsplan er utarbeidet (Frilund 2010, Angell-Petersen 2012). Naturtypen kan inngå i natursystemkomplekset marint delta som er vurdert som VU i rødliste for naturtyper (Edvardsen 2011).

På grunn av stor heterogenitet, i både tid og rom, er elvesletter noen av verdens mest artsrike miljøer (Ward et al. 1999), og representerer levested for en rekke sjeldne og truede arter. I en undersøkelse av zooplankton og biller i vannforekomster på elvesletta langs Glomma ved Flisa ble det påvist høy artsrikhet og en spesiell artssammensetning, inkludert flere rødlistearter (Museth et al. 2011). Artsrikheten og forekomst av sjeldne og truede arter i denne naturtypen antas å avta fra lavlandet til fjellet, men dette er dårlig dokumentert. I lavlandet kan produksjonen av biomasse (planter og dyr), spesielt i kroksjøer, være meget høy. Klubbe-elveøyenstikkeren *Gomphus vulgatissimus*, vannkalven *Graphoderus bilineatus*, korsandemat (*Lemna triscula*) og kransalgene barkløse småkrans (*Chara braunii*) og broddglattkrans (*Nitella mucronata*) er eksempler på rødlistearter som er påvist i naturtypen. Elvemusling (*Margaritifera margaritifera*), som er en prioritert art etter NML, og den foreslåtte prioriterte arten storsalamander (*Triturus cristatus*), kan

påtreffes henholdsvis i meandrerende elveparti og kroksjø. Naturtypen utgjør, både isolert sett og som del av delta- og elvesletteområder, viktige funksjonsområder for fugler i forbindelse med trekk og hekking. Naturtypen inkluderes her i henhold til kriteriene sjeldenhet, sterk tilbakegang og viktig økologisk funksjon.

Utbredelse:

Naturtypen finnes over hele landet, fra lavlandet til fjellet. De største områdene er på Østlandet, i Trøndelag og i Troms og Finnmark. I Naturbase var det pr. januar 2012 registrert 496 polygon-lokaliteter av naturtypen «kroksjøer, flomdammer og meandrerende elveparti» (Angell-Petersen 2012). Akershus, Hedmark, Oppland og Buskerud hadde flest registreringer. De fleste av lokalitetene i Naturbase omfatter også tilgrensende arealer, både våtmark og/eller fastmark, og utgjør i mange tilfeller et elvesletteområde.

Naturfaglig beskrivelse:

Naturtypen finnes på delta (både marint og ferskvannsdelta) eller på elveslette.

Kroksjøer og flomdammer på elveslette eller delta kan i varierende grad ha kontakt med elva, fra en til flere ganger i året eller sjeldnere. Variasjon i tilførsel av ellevann gir variasjoner i bunnsstrukturer, oksygenforhold og vannkjemiske forhold. I tillegg skjer en utveksling av arter og organisk uorganisk materiale mellom elva og elvesletta eller deltaet. Temperaturgradienten mellom de ulike vannforekomstene innen et område er ofte stor og vil ha betydning bl.a. for nedbrytningshastighet og stoffomsetning. I brakvannsområder vil variasjon i salinitet også være viktig. Hele flommarksområdet som omfatter hovedelva og de ulike vannobjektene på elvesletta/deltaet, samt mellomliggende periodevis overflommende områder, bør derfor sees på som en helhet (jf. Junk et al. 1989, Tockner et al. 2000). På grunn av flompåvirkningen og elvas evne til å grave, ta nye løp og omfordele masse, vil intakte områder ha en mosaikk av ulike vannforekomster fra helt åpne til helt gjengrodde lokaliteter. Den store habitatvariasjonen vil gi grunnlag for høy artsrikhet.

En del arter, spesielt blant invertebrater, er avhengige av de nærliggende terrestriske områdene, som benyttes av flyvende vanninsekter og av enkelte arter i forbindelse med forpopping. Derfor vil både vannobjektene og nærliggende terrestriske områder være viktige for overlevelse hos mange arter. Også terrestriske invertebratarter, deriblant flere rødlistede billearter, er sterkt tilknyttet vegetasjonsfattige elvebredder og flommarksområder (Andersen & Hanssen 1994). Se for øvrig faktaarkene for «vannkantsamfunn» og «åpen flommark».

Delnaturtyper:

I tillegg til meandrerende elveparti deles naturtypene inn i undernaturtyper i forhold til grad av flompåvirkning.

1) Tydelig flompåvirket kroksjø

2) Tydelig flompåvirket flomdam

Tydelig flompåvirket kroksjø eller flomdam er minimum i kontakt med elva i forbindelse med flomperiodene hvert år, eller hyppigere. Hele eller deler av bunnsstrukturer er relativt fast pga. jevnlig utspyling av sedimentert materiale. Det foregår en jevnlig utveksling av slam og organisk materiale mellom elva og kroksjø/flomdam.

3) Lite eller ikke flompåvirket kroksjø

4) Lite eller ikke flompåvirket flomdam

Lite eller ikke flompåvirket kroksjø eller flomdam berøres lite, eller er uberørt av flomvannføringen. Sedimentering av finmateriale er høyt og hele bunnen er dekket av bløte sedimenter. Utveksling av slam og organisk materiale mellom elv og kroksjø/flomdam er liten og tilgroings hastigheten av helofyttvegetasjon er stor. Grunne vannforekomster er ofte helt gjengrodd.

5) Meanderende elveløp

Omfatter det meanderende elveløpet med minst en meandersving. Elveavsnittet er som oftest roligflytende, men mindre strykpartier kan også inngå.

Avgrensning mot andre naturtyper:

Vannforekomstene på elvesletter og delta avgrenses mot myr og våtmarkstyper ved strandkanten (medianvannstand). Ytre del av helofyttsonen vil da inngå i ferskvannstypene, mens indre del av helofyttene, samt kantvegetasjonen, tilhører våtmarkstypene. Vannforekomstene avgrenses mot andre ferskvannstyper ved elveslettas og deltaets grenser. Se egne faktaark for disse natursystemkompleksene. Når det gjelder elveløp skal bare meanderende elveløp i tilknytning til elvesletta eller deltaområdet inkluderes.

Meanderende elveløp avgrenses mot enkelte naturtyper i forhold til areal på nedbørfelt og vannets kalsiuminnhold. Dette gjelder «Kalkfattig og klar bekk eller elv» (nedbørfelt $<100 \text{ km}^2$ og $\leq 4 \text{ mg Ca/l}$), «Middels kalkrik bekk i lavlandet» (nedbørfelt $<10 \text{ km}^2$ og $4\text{-}20 \text{ mg Ca/l}$) og «Kalkrik bekk og liten elv» ($<10 \text{ km}^2$ og $\geq 20 \text{ mg Ca/l}$).

Kroksjøer kan ha et kalsiuminnhold på $\geq 20 \text{ mg/l}$, noe som også er et kriterium for definisjon av kalksjø (jf. Handlingsplan for kalksjøer 2011). I slike tilfeller skal dannelsesmåte gå foran kalsiuminnhold og lokaliteten kartlegges som kroksjø. Det samme gjelder for naturtypene «Middels kalkrik innsjø» (Ca-innhold $4\text{-}20 \text{ mg/l}$) og «Brakkvannssjø» (vann med salinitet $0,5\text{-}18$ promille).

Klart avgrensede partier i innsjøer og elver med vannvegetasjon (sumpplanter, telmatofytter eller helofytter) skal kartlegges som naturtypen «Vannkantsamfunn». Dette vil sjelden gjelde i kroksjøer og flomdammer fordi det her vil være naturlig å kartlegge hele vannforekomsten, men kartlegging som naturtypen vannkantsamfunn kan være aktuelt i meanderende elveparti (se for øvrig faktaark for «Vannkantsamfunn»).

Naturtypen «Åpen flommark», spesielt undernaturtypene åpen gressflommark, mudderbank og temporær flomdam kan ligge i nærheten kroksjøer, flomdammer og meanderende elveparti. Selv om naturtypen åpen flommark periodevis er flompåvirket, vil arealene være vanddekt over en så kort periode at de defineres som fastmark.

Påvirkning/bruk:

Elveslette- og deltaområder har gjennom lang tid vært utsatt for ulike inngrep. Allerede på midten av 1800-tallet ble vassdrag her til lands kanalisert for å tilrettelegge for tømmerfløting og samferdsel (Eie et al. 1996). De største inngrepene har imidlertid skjedd etter siste verdenskrig.

1) Nedbygging, gjenfylling og drenering

Vannobjektene på elvesletta har ofte et begrenset areal og er av mange ansett å ha liten verdi, og er derfor sterkt utsatt for nedbygging/gjenfylling og drenering. I et 18 km langt elvesletteområde langs Gudbrandsdalslågen var bare 18% av det opprinnelige arealet intakt, dvs., i liten grad påvirket av menneskelige fysiske inngrep som forbygging, nedbygging av arealer til vei, jernbane, jordbruk, boliger og industri etc. (Sandlund et al. 2006). Dolmen & Strand (1991) opplyser at 24 av 26 dammer og kroksjøer på elvesletta langs Glomma ved Tynset var over en 20-30 års-periode mer eller mindre berørt av fysiske inngrep som bl.a. gjenfylling og drenering. Tilsvarende tall for Gaula i Melhus kommune var 12-13 berørte lokaliteter av opprinnelig 19.

2) Kanalisering/forbygging og senking av elveleiet

En stor del av våre elver er forbygd for å hindre erosjon/flom og kanalisert i forbindelse med nedbygging av tilgrensende areal. Forbygging av breddene vil medføre at elvene forhindres i å grave og ta nye løp og dannelsen av nye flomdammer og kroksjøer er blitt sterkt redusert. De gjenværende vannforekomstene vil gro raskere igjen som følge av redusert eller opphørt flompåvirkning. Områder som oversvømmes av flomvann vil ha en flomdempende effekt. Omfanget av skadeflommer kan derfor, paradoksalt nok, øke som følge av flomsikringstiltak. Forbygninger kan ha negativ innvirkning på biologisk mangfold. På elvesletta ved Ringebu i Gudbrandsdalen var artsrikdommen i kroksjøer og flomdammer lavere i områder med forbygninger enn i områder uten forbygninger (Schartau m.fl. 2005). Senkning av elveleiet som følge grusgraving har trolig medført akselerert gjengroing av kroksjøer langs deler av Glomma og Gaula (Dolmen & Strand 1991).

3) Vassdragsreguleringer mm.

De fleste vassdragsreguleringer vil gi en mer utjevnet vassføring med lavere flomtopper enn tidligere, noe som vil forårsake mindre flompåvirkning og raskere gjengroing av kroksjøer og flomdammer. Grøfting av myrområder vil medvirke til at vassføringa vil øke og avta raskere i forbindelse med nedbørsperioder fordi nedbørsfeltet i mindre grad vil holde på vannet. Andre fysiske inngrep som hogst/fjerning av kantsoner vil også medføre endring av miljøforholdene. Hvilken effekt dette har på arter som er tilknyttet denne naturtypen er imidlertid dårlig kjent.

4) Avrenning fra jordbruksområder

Gjengroing er en naturlig prosess men gjengroingshastigheten i mange kroksjøer og flomdammer, spesielt i lavlandet, har økt langt ut over det som er normalt. Dette skyldes først og fremst tilførsel av næringsstoffer fra nærliggende intensivt drevne jordbruksområder

5) Fremmede arter

Fremmede arter utgjør ikke noe stort problem for naturtypen i dag. Vasspest (*Elodea canadensis*) har dog etablert seg i flere ferskvannslokaliteter, deriblant i kroksjøer på Ringerike. Det er dokumentert tap av mangfold, inkludert tap av rødlistede vannplanter etter etablering av vasspest (Brandrud & Mjelde 2006).

6) Klimaendringer

Klimaendringer med økte nedbørsmengder vil påvirke avrenningsmønsteret og i fremtiden kan elvesletter og delta derfor bli utsatt for hyppigere og mer uforutsigbare flommer. Det er imidlertid usikkert hvilken betydning dette vil ha for denne naturtypen. Den forventede temperaturøkningen kan medføre endret artssamensetning ved at noen arter forsvinner, mens andre kommer til.

Verdisetting:

Enkeltlokaliteter kan være verdifulle men summen av de ulike kroksjøene og flomdammene og variasjonen mellom lokalitetene gjør vannforekomstene på deltaet og elveslettene til særlig interessante områder. I tillegg vil den intakte dynamikken mellom kroksjøer, flomdammene og elva være viktig. Verdisettingen baseres derfor på antall lokaliteter og variasjon i suksesjonsstadier, uberørthet i forhold til regulering/forbygning, samt forekomst av rødlistearter og truede vegetasjonstyper. Naturtypen vil, sammen med mange andre naturtyper, også inngå som en del av verdivurderingen i de overordnede natursystemkompleksene elveslette og aktivt delta (ferskvann og marint). De overordnede natursystemkompleksene vil derfor ivareta helheten på elvesletta og dataet.

Viktige parametere for verdisetting:

Typevariasjon: For habitatheterogenitet benyttes en inndeling etter antall kroksjøer og flomdammer og variasjon i disse basert på elvekontakt og gjengroingstilstand.

Truede vegetasjonstyper: Rødlisting av naturtyper i ferskvann (Mjelde 2011) er vurdert ut fra risikovurderinger for ikke å oppnå god økologisk tilstand for ulike vanntyper. Sjeldenhet og truethet for vegetasjon ble ikke vurdert. For ferskvann representerer derfor Fremstad (1997) og Fremstad og Moen (2001) den mest oppdaterte sammenstilling av vegetasjonstyper og utforminger, og vurdering av truethet. Det er derfor viktig å benytte disse arbeidene som en del av verdisettingen for vannvegetasjon. For å vurdere om bestandene er store eller små, eller om det bare er spredte forekomster av *vegetasjonstypene*, vurderes hver art etter en semi-kvantitativ skala, 1-5, hvor 1=sjelden og 5=dominerer hele lokaliteten, se for øvrig klassifikasjonsveilederen. Store bestander av en rødlistet vegetasjonstype brukes når en eller flere arter i typen har skalaverdi 4 eller 5. Små bestander brukes når en eller flere arter har skalaverdi 3 og ingen har 4 eller 5. Spredte forekomster brukes når ingen arter har skalaverdi mer enn 1 eller 2.

Rødlistearter: For ferskvannstilknyttede planter og dyr benyttes forekomst av rødlistearter (iht. gjeldene rødliste for arter) som verdikriterium. Betingelsen for at en rødlisteart skal være tellende i verdivurderingen er at den reproduserer (jevnlige eller sporadisk) i lokaliteten eller sannsynligvis gjør det.

Påvirkning: benyttes særlig i forhold til vassdragsreguleringer og elveforbygninger. Deler av vannforekomstene kan være intakte selv om reguleringer er omfattende. Vi foreslår en inndeling i upåvirket, samt i noe og omfattende påvirket. De to siste kategoriene baseres foreløpig på en subjektiv vurdering. Grad av påvirkning vil i seg selv ikke ha betydning for verdisettingen dersom ingen av de øvrige kriterier er oppfylt, og slike lokaliteter vil få lav vekt. Upåvirkede lokaliteter kan imidlertid oppnå høy vekt dersom de i tillegg har middels vekt på minst en av de øvrige verdiparameterne.

Mindre viktige parametere for verdisetting

Denne naturtypen er i tilbakegang og lokaliteter som ligger langs veier, i jordbruksområder og i tilknytning til bebygde områder, spesielt i pressområder, er særlig utsatt. Vi foreslår derfor at beliggenhet brukes som en skjønnsmessig parameter for justering av en endelig verdi. Hvis en lokalitet ligger i grenselandet mellom to verdikategorier kan den oppgraderes et trinn (fra C til B eller fra B til A) dersom den vurderes å ligge i et område med fare for å bli negativt berørt gjennom nedbygging, forbygging, forurensing etc.

Verdsettingstabell:

Parameter	Lav vekt	Middels vekt	Høy vekt
Typevariasjon	1-2 kroksjøer, flomdammer, eller meandrerende elveparti.	3-4 vannforekomster (kroksjøer, flomdammer, hvorav minst to av kroksjøene eller flomdammene har ulik gjengroingstilstand, med eller uten meandrerende elveparti.	Større, mosaikkpregete områder, bestående av til sammen mer enn fire kroksjøer og flomdammer i forskjellig alder, og med ulik elvekontakt og gjengroingstilstand, med eller uten meandrerende elveparti.
Truete vegetasjonstyper	<i>spredte</i> forekomster av en eller flere truete vegetasjonstyper	<i>små</i> bestander av en eller flere truete vegetasjonstyper	<i>store</i> bestander av en eller flere truete vegetasjonstyper
Rødlistearter	1-2 NT/DD-arter	1) 1-2 VU-arter ELLER 2) Mer enn 2 NT/DD-arter	1) arter i EN/CR-kategori ELLER 2) Mer enn 2 VU-arter
Påvirkning	Lokaliteter som berøres av omfattende reguleringer eller stor grad av utfylling eller forbygning	Lokaliteter som i noen grad berøres av reguleringer eller utfylling eller forbygning og i tillegg oppfyller kravet til middels vekt på minst en av de øvrige parameterne	Lokaliteter som er upåvirket av vassdragsreguleringer og utfylling og forbygning og i tillegg oppfyller kravet til middels vekt på minst en av de øvrige parameterne

Mulig kombinasjon av kriterier og verdisetting:

Lokalt viktig – C: En eller flere parametere har lav vekt.

Viktig – B: En eller flere parametere har middels vekt.

Svært viktig – A: En eller flere parametere har høy vekt.

Råd om skjøtsel og hensyn:

I utgangspunktet trenger ikke intakte elvesystemer skjøtsel fordi elva der får meandrere fritt og ta nye løp og danne nye kroksjøer og flomdammer, mens andre gror igjen. Fysiske inngrep som nedbygging av elvesletter og delta, forbygninger og kanalisering av elveløp, har imidlertid medført en sterk reduksjon av denne naturtypen. Resultatet er at nydanning av kroksjøer og flomdammer nesten har stoppet opp i lavereliggende områder der presset er størst. Behovet for å restaurere/gjenskape slike områder er derfor stort.

Sammenlignet med en del andre land som f.eks. Sverige, Danmark, Tyskland og USA, har Norge gjort lite for å skjømte og restaurere ødelagte flommarksområder. En del mindre prosjekter er likevel gjennomført og i forslag til nasjonal restaureringsplan for våtmark for perioden 2014-2018 inngår også noen flommarksområder (Direktoratet for naturforvaltning 2012).

Naturlige suksesjoner i form av gjengroing forventes, spesielt i lavereliggende strøk, å skje relativt raskt på flommarksområder. Tilførsel av næringsalter og eroderte løsmasser forventes fremskynde denne prosessen ytterligere. Aktuelle skjømstiltak for å redusere gjengroing kan være å begrense avrenningen fra nærliggende jordbruksområder og/eller gi beitedyr tilgang til lokalitetene. Det kan også vurderes å fjerne vegetasjon/sedimenter. Skottvatnet i Gudbrandsdalen, som er en større flomdam, har blitt mudret opp for å reversere gjengroing (Høitomt 2013). Deler av kroksjøen Gammelelva i Melhus i Sør-Trøndelag ble gravd opp fordi gjengroinga hadde kommet svært langt. Fjerning av vegetasjon og sedimenter krever imidlertid grundig planlegging fordi slike tiltak kan negativ innvirkning på flora og fauna dersom de blir for omfattende. I noen områder kan det være aktuelt å åpne opp tidligere flomløp for øke flompåvirkningen fra elva, f.eks gjennom fjerning av forbygginger. Tidligere meanderende elveløp, som nå er kanaliserte, kan vurderes tilbakeført til opprinnelig tilstand (remenadrering).

Sluttkommentar

Til slutt foretas en kvalitativ begrunnelse og forklaring på verdisettingen.

Ved avgrensning skal det dras polygoner kun rundt enkeltlokaliteter. Siden lokalitetene er avhengige av dynamikken med elva bør det i tillegg gjøres en beskrivelse av buffersoner rundt lokalitetene. Buffersonene må omfatte flomløp og andre områder som er tydelig flompåvirket, samt områder som elva potensielt kan grave i.

Kunnskapsnivå:

Foruten noe få store undersøkelser av elvesletteområder (eks. Dolmen et al. 1975, Fremstad 1985, 1986, Fremstad & Bevanger 1988, Brandrud & Mjelde 1992, Mjelde 1999, Sandlund m.fl. 2006) finnes det få sammenstillinger for vannbiologiske grupper i denne naturtypen i Norge. Biologiske forhold i selve vannforekomstene kartlagt i svært varierende grad, og det er et stort behov for sammenstilling og vurdering av de vannbiologiske forhold.

Litteratur:

Andersen, J. & Hanssen, O. 1994. Invertebratfaunaen på elvebredder - et oversett element. 1. Biller (Coleoptera) ved Gaula i Sør-Trøndelag. – NINA Oppdragsmelding 326: 1-23.

Angell-Petersen, S. 2012. Gjennomgang av Naturbase og forslag til ny definisjon og verdissettingsmetodikk for naturtypen «Kroksjøer, flomdammer og meanderende elveparti». Notat fra SWECO 3.5.2012.

Brandrud, T. E. & Mjelde, M. 1992. Leiravassdraget. Undersøkelse av makrovegetasjonen i nedre del av Leira og i kroksjøer og dammer på Leiras elveslette. Akershus fylkeskommune. Vannbruksplanutvalget for Romerike, rapp. nr. 12.

Brandrud, T. E. & Mjelde, M. 2006. Vasspest *Elodea canadensis*. Artsdatabankens faktaark ISSN 1504-9140 nr. 24.

Direktoratet for naturforvaltning. 2012. Nasjonal plan for restaurering av våtmark. Utvelgelses av lokaliteter – høring. 74. s.

- Dolmen, D. & Strand, L.A. 1991. Evjer og dammer langs Glomma (Hedmark) og Gaula (Sør-Trøndelag). En zoologisk undersøkelse over status og verneverdi, med hovedvekt på Tjønnområdet, Tynset. Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet, Rapport Zoologisk Serie 1991-3: 1-23.
- Dolmen, D., Sæther, B. & Aagaard, K. 1975. Ferskvannsbioologiske undersøkelser av tjønner og evjer langs elvene i Gauldalen og Orkdalen, Sør-Trøndelag. – K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1975-5.
- Edvardsen, H. 2011. Fjæresone, s. 63-68. I: Lindgaard, A. og Henriksen, S. (red.) 2011. Norsk rødliste for naturtyper 2011. Artsdatabanken, Trondheim.
- Eie, J.A., Faugli, P. E. & Abel, J. 1996. Elver og vann, vern av norske vassdrag. Grøndahl Dreyer, NVE.
- Fremstad, E. 1985. Flerbruksplan for vassdrag i Gudbrandsdalen. Botaniske undersøkelser 1. inventering av flommarkene langs Lågen. Økoforsk rapport 1985:3.
- Fremstad, E. 1986. Flerbruksplan for vassdrag i Gudbrandsdalen. Botaniske undersøkelser 2. Inventering av flommarkene i Ottadalen. Økoforsk rapp. 1986,4: 1-69.
- Fremstad, E. 1997. Vegetasjonstyper i Norge. NINA temahefte 12: 1-279.
- Fremstad, E. & Moen, A. (red.) 2001. Truete vegetasjonstyper i Norge. – NTNU Vitenskapsmuseet Rapp. bot. Ser. 2001-4: 1-231.
- Fremstad, E. & Bevanger, K. 1988. Flommarksvegetasjon i Trøndelag. Vurdering av verneverdier. Økoforsk rapport 1988, 6: 1-140.
- Frilund, G. 2010. Handlingsplan for kroksjøer, flomdammer og meandrerende elveparter. Høringsutkast desember 2010. SWECO-rapport.
- Høitomt, G. 2013. Oppsummering og foreløpig evaluering av mudring i Skottvatnet naturreservat. Fylkesmannen i Oppland. Rapportnr. 1/2013, 32 s.
- Junk, W.J, Bayley, P.B. & Sparks, R. E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. Can. Spec. Publ. Fish Aquat. Sci. 106: 110-127.
- Mjelde, M. 1999. Vannvegetasjonen i små innsjøer, evjer og kroksjøer ved Glåma i Solør, Hedmark. Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavdelingen, rapport nr. 1/99. 21s
- Mjelde, M., Langangen, A. Bækken, T., Pedersen, T. Gausemel, S. 2010. Handlingsplan for kalksjøer – Veileder for inventering i kalksjøer. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen, Rapp. nr. 4/10, 19 s.
- Mjelde, M. 2011. Ferskvann, s. 69-74. I: Lindgaard, A. og Henriksen, S. (red.) 2011. Norsk rødliste for naturtyper 2011. Artsdatabanken, Trondheim.
- Museth, J., Johnsen, S. I., Walseng, B., Hanssen, O. & Erikstad, L. 2011. Managing biodiversity of floodplains in relation to climate change. International Journal of Climate Change Strategies and Management 3 (4): 402-414.
- Sandlund, O.T., Hovik, S., Selvik, J.R., Jonsson, B. (red.) 2006. Nedbørfeltorientert forvaltning av store vassdrag. NINA Temahefte 35. 80s.
- Schartau, A.K. , Dervo, B., Halvorsen, G., Hanssen, O., Sloreid, S. E., Stabbetorp, O. E., Østdahl, T., Andersen, O. & Berger, H.M. 2005. Dammer og evjer på elvesletter – effekter av inngrep på biologisk mangfold. NINA Temahefte 32: 73-77.
- Tockner, K. & Stanford, J.A. 2002. Riverine floodplains: present state and future trends. Environmental Conservation 29(3): 208-330.
- Tockner, K., Malard, F. & Ward, J. V. 2000. An extension of the flood pulse concept. Hydrol. Process. 14: 2861-2883.
- Ward, J.V., Tockner, K. & Schiemer, F. 1999. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. Regul. Rivers: Res. Mgmt. 15: 125–139.

Kartleggingsmetodikk:

Vannbiologiske forhold i denne naturtypen er lite kjent. Det er derfor viktig å få oversikt over aktuelle lokaliteter og få samlet inn data på antatt viktige organismegrupper og arter. I første omgang bør fokus legges på vannplanter (karplanter og kransalger) og bunndyr/amfibier. Vannplanter kartlegges i henhold til metodikk i klassifikasjonsveilederen (www.vannportalen.no) (se også vedlagte metodikk). Bunndyr kartlegges i henhold til vedlagte metodikk.

Vannprøver

For å kunne typifisere/definere vannforekomsten tas én enkelt vannprøve, som analyseres på kalsium og eventuelt fargetall, total fosfor og total nitrogen. I tillegg måles siktedypet (der det er mulig). Kalsium kan eventuelt måles med feltinstrument, som har noe større usikkerhet.

Vannvegetasjon

For vannforekomster over en viss størrelse (areal, dybde) foreslår vi at vannvegetasjon kartlegges iht. Inventeringsveilederen for kalksjøer (Mjelde m.fl. 2010). Dette er også standard feltmetodikk for undersøkelse av vannvegetasjon i Norge (jfr klassifiseringsveilederen, se www.vannportalen.no). Undersøkelsene foretas i juli-september, fra båt vha. vannkikkert og kasterive, og bør omfatte ulike habitater og dybdesoner. For mindre forekomster (f.eks. små og grunne dammer) foretas kartleggingen fra land. Det lages en artsliste pr innsjø, og mengde av enkeltarter vurderes vha. av en semi-kvantitativ skala, hvor 1=sjelden, 2=spredt, 3=vanlig, 4=lokalt dominerende, 5=dominerer lokaliteten. Se for øvrig Inventeringsveilederen for videre beskrivelse av metoden.

Invertebrater og amfibier

For bunndyr bør grupper som er relativt godt kjente kartlegges. Dette inkluderer døgnfluer, steinfluer, vårflyer, øyestikkere, vannteger, vannbiller, snegler og igler. Materialet må, så sant det er mulig i forhold til utviklingsstadium etc., bestemmes til art.

Da det i mange lokaliteter ikke er mulig å bruke sparkehåv foreslås å benytte stangsil for innfangning av invertebrater og amfibier. Pøvetaking skal foretas i flest mulige habitater; ulike dyp, ulike typer vegetasjon, ulike bunnsstrat, i åpent vann, på vannoverflate etc.). Dyrene kan plukkes direkte ut fra sila og konserveres på etanol for senere identifisering på lab. Samtlige innfangede individer innen gruppene som er nevnt i avsnittet over konserveres, telles opp og individantall pr. art angis.

Ved bruk av lufthåv håvslås vegetasjonen langs bredden av kroksjøen, flomdammen eller det meandrerende elvepartiet i en lengde på 1x50m. For lokaliteter der den bredden er mindre enn 50m lang håvslås hele bredden. Antall individer av hver art oppgis.

Prøvetaking av invertebrater/amfibier kan skje i samme periode som for vannvegetasjonen. Dette betinger imidlertid også innsamling med lufthåv slik at vanninsekter som har klekket fanges opp.

Presentasjon av resultater fra de to innsamlingsmetodene (stangsil og lufthåv) må holdes adskilt.

Det skal oppgis hvilken bestemmelseslitteratur som er benyttet.

Momenter som noteres:

Navn på lokalitet

Navn på vassdrag

Kommune

Besøksdato

Navn på inventør(er)

Areal på kroksjøer og flomdammer

Bredde og lengde på meandrerende elveparti

Maks vanddyb

Beskrivelse av lokalitetens omgivelser (åker, vei, skog etc).

Beskrivelse av buffersone rundt lokaliteten(e)

Avstand til nærmeste vannobjekt(er) i en radius på 3km fra lokaliteten

Påvirkningsfaktorer angis subjektivt som upåvirket, noe eller mye (flompåvirkning, tilførsel/avrenning av næringsstoffer fra jordbruket, beitedyr, gjenfylling, forbygging, kanalisering, forurensing, vassdragsregulering etc.).

Suksesjonsstadium angis i forhold til hvor mye av vannspeilet som der dekket av vannplanter; tidlig (<25% dekning), middels (25-75% dekning), sent (>75% dekning).

Forekomst av fisk i lokaliteten? Hvis mulig angis art(er).

Forekomst av fremmede arter? Angi art(er).

Hver enkelt lokalitet fotograferes.

Hver enkelt lokalitet stedfestes med GPS.

Forslag til eventuelle skjøtselstiltak.

Merknad (notere eventuelle andre momenter som ikke er listet opp).

Kalksjø

Marit Mjelde. Oppdatert 21. november 2014.

Popularisert beskrivelse:

Kalksjøer er ferskvannlokaliteter hvor vannmassene har et høyt kalsiuminnhold og som er karakterisert av en særpreget vannvegetasjon av kransalger og karplanter som benytter bikarbonat som karbonkilde. Klare og upåvirkede kalksjøer har ofte en spesiell blågrønn farge.

Teknisk definisjon:

Kalksjøer tilhører naturtypekomplekset innsjø i ferskvann, dvs. områder som er dekket av ferskvann mer enn 50 % av tiden (medianvannstand) (Halvorsen m.fl. 2009). Innsjøer er sammensatt av flere bunn- og vannmasse-naturtypesystemer (Halvorsen m.fl. under utarb.). Kalksjøene er innsjøer, tjern og dammer hvor kalsiuminnholdet i vannet er mer enn 20 mg Ca/l.

Hvorfor er naturtypen viktig:

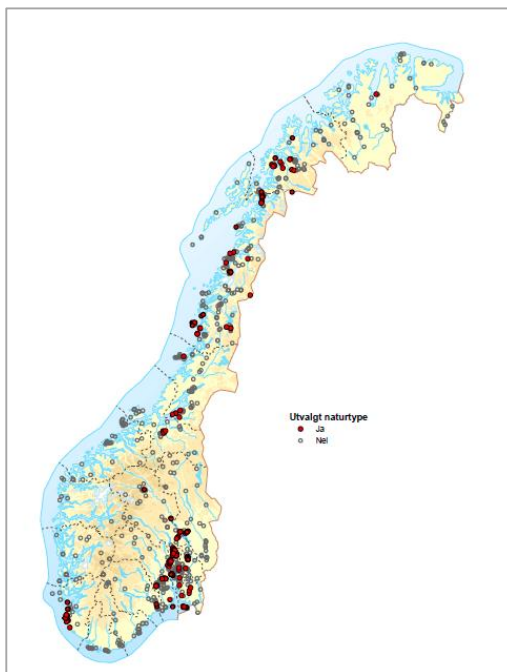
Naturtypen er blant de mest sjeldne og særpregete i ferskvann, og eneste leveområde for en del kalkkrevende arter. Kalksjøer med rødlistede kransalger og karplanter er utvalgt naturtype, i henhold til Naturmangfoldloven (NML). Kalksjøer er vurdert som en kritisk truet (EN) naturtype, fordi det totale arealet er lite og fordi en stor andel av naturtypen har fått sin økologiske tilstand redusert over de siste tiårene, hovedsakelig pga. eutrofiering. Lite påvirkete kalksjøer er sjeldne også ellers i Europa og er derfor inkludert blant Natura 2000-typene (Habitatdirektivet, EC 2007).

Utbredelse:

Pr 1. september 2012 var det registrert i underkant av 500 kalksjøer i Norge, fordelt på 15 fylker. Det totale arealet for kalksjøer i Norge anslås til i underkant av 60 km² (Mjelde m.fl. 2012b).

Kalksjøer finnes spredt over store deler av landet. De er sterkt knyttet til områder med kalkrik berggrunn, særlig kalkstein, skifer, mergelstein, marmor og dolomitt, og muligens glimmerskifer. De største kalksjø-områdene finnes på Østlandet (Hadeland-Ringerike-Skrim) og i Nordland (Helgeland-Salten-Ofoten) (figur 1). I tillegg kan det finnes kalksjøer på skjellsand.

Se for øvrig DN (2011) for utdypende omtale.



Kalksjøer vurdert som utvalgt naturtype, pr. 2009. Figur hentet fra DN (2011).

Naturfaglig beskrivelse:

Kalksjøer er innsjøer (areal > 0,025 km²) og tjern (areal 0,001-0,025 km²) med høyt kalsiuminnhold i vannet, mer enn 20 mg Ca/l (DN 2011). Også dammer inkluderes dersom de har et permanent vannspeil. Den typiske kalksjøen er liten (midlere areal 0,23 km², se Mjelde m.fl. 2013) og med et lite nedbørfelt, men enkelte store kalksjøer er registrert, eks. Jarenvannet på Hadeland. Frognertjernet i

Hamar kommune er Norges mest kalkrike innsjø, med kalsiuminnhold på mer enn 150 mg Ca/l. Mindre kalksjøer har ofte bunnsstrat dominert av løse kalkgytje eller kalkmergel, mens større kalksjøer har flere typer substrat. Blant kalksjøene finnes både klare og humusrike innsjøer (med farge hhv. under og over 30 mg Pt/l). Artssammensetningen varierer langs kalsium- og humusgradientene og danner grunnlag for delnaturtyper.

Kalksjøene har som regel en karakteristisk vannvegetasjon av kransalger innenfor slekten *Chara* spp. (Langangen 2007), stedvis kombinert med frodig langskuddsvegetasjon, dominert av tjønnaks-arter (Mjelde m.fl. 2009). De fleste kransalgene og karplantene er rødlistede eller regionalt sjeldne. På grunn av det høye kalkinnholdet har plantene ofte kalkutfellinger på bladene. Kalksjøer med forekomst av en eller flere av kransalgene rødkrans (*Chara tomentosa*), smaltaggkrans (*C. rudis*), hårpiggkrans (*C. polyacantha*), stinkkrans (*C. vulgaris*), knippebustkrans (*C. curta*) og gråkrans (*C. contraria*), og karplantene blanktjønnaks (*Potamogeton lucens*), sliretjønnaks (*Stuckenia vaginata*) og vasskrans (*Zannichellia palustris*) karakteriseres som utvalgt naturtype (DN 2011).

Dyrelivet knyttet til kalksjøene er forholdsvis lite kjent, men kalksjøer inngår i regionale og nasjonale registreringer foretatt av Dolmen m.fl. (1991), Økland & Økland (1996, 2006) og Walseng m.fl. (2002, 2006). Mange arter, og i særlig grad snegl og ferskvannsmuslinger, er knyttet til kalksjøer (Økland 1990).

Delnaturtyper:

Inndelingen her følger stort sett Handlingsplan for kalksjøer (DN 2011). I tillegg har vi inkludert de s.k. «turloughs»-sjøene.

- E0701: kransalgesjø
- E0702: humusrik kalksjø
- E0703: kalksjø med kransalger og langskuddsvegetasjon
- E0704: vegetasjonsfri kalksjø
- E0705: kalksjø i karstområder («turlough»)

- 1) Kransalgesjøer (Chara-sjøer). Bunnsstratet i disse innsjøene består av kalkmergel eller kalkgytje, og vannet har en blågrønn farge. Innsjøene har store forekomster av ulike *Chara*-arter, ofte dominert av de store artene (eks. taggkrans, *Chara rudis*) ned til 4-5 m dyp. Karplantefloraen er artsfattig og lite utbredt, den vanligste arten er trådtjønnaks (*Stuckenia filiformis*), mens blanktjønnaks (*Potamogeton lucens*) er vanlig i innsjøer på Østlandet (Oppland og Akershus). Dette er samme type som Natura 2000-typen 3140 (EC 2007).
- 2) Kalksjøer med kransalger og langskuddsvegetasjon. Innsjøer med store forekomster av *Chara*-arter, samt en artsrik og frodig langskuddsvegetasjon, eks. trådtjønnaks (*Stuckenia filiformis*), busttjønnaks (*S. pectinata*), broddtjønnaks (*Potamogeton friesii*), nøkketjønnaks (*P. praelongus*), kamtusenblad (*Myriophyllum sibiricum*), akstusenblad (*M. spicatum*), hesterumpe (*Hippuris vulgaris*). Hornblad (*Ceratophyllum demersum*) er funnet i denne innsjøtypen, men arten har en svært begrenset utbredelse i Norge. Innsjøtypen ser ut til å være vanligst i Nord-Norge (Evenes/Skånland og Helgeland).
- 3) Humusrike kalksjøer: De humusrike innsjøene har farge på mer enn 30 mg Pt/l eller total organisk karbon (TOC) over 5 mg/l, og vannet er som regel svakt brunfarget. Disse innsjøene er ofte omgitt av myr og har et svakt dystroft preg, og bunnsstratet er en blanding av kalkgytje og dy. Vegetasjonen er rik og domineres ofte av kransalger, men med enkelte karplanter og moser. Stivkrans (*Chara strigosa*) er en typisk art, ofte sammen med piggkrans (*C. intermedia*). Karplantene er trolig dominert av flytebladsplanter, men dette er lite undersøkt.

- 4) Vegetasjonsfrie kalksjøer. Enkelte kalksjøer mangler vegetasjon. Dette kan ha flere grunner, bl.a. forurensning, uegnet substrat eller morfologiske forhold. Årsakene er lite undersøkt. Flere kalksjøer uten vannvegetasjon er ofte sterkt eutrofierte og antas å kunne tilbakeføres til en av de øvrige delnaturlypene dersom eutrofieringen reduseres. Det bør derfor vurderes om dette skal være en egen delnaturlype.
- 5) Innsjøer i karstområder. Karstområder er områder med kalkrik berggrunn hvor grotter og huler oppstår på grunn av kjemisk forvitring. I slike områder kan det finnes innsjøer hvor vannstanden er svært variabel, eventuelt som tørrlegges i perioder, avhengig av nedbørmengder og grunnvannstand. Denne type innsjøer («turlough») er vanlig i bl.a. Irland, mens det i Norge foreløpig bare er registrert 1-2 lokaliteter (Breivik & Langangen 2007, G. Gaarder, pers.medd.). Selv i perioder med svært lav vannstand vil bunnen være dekket med Chara-arter og noen langskuddsarter. Denne delnaturlypen tilsvarer Natura 2000 type 3180 (EC 2007).

Avgrensning mot andre naturtyper:

Kalksjø avgrenses mot andre innsjøtyper ved hjelp av kalsiuminnholdet. I utgangspunktet er det ingen nedre arealgrense for kalksjøer så lenge de har permanent vannspeil. Temporære dammer er ikke inkludert i ferskvannstypene og kartlegges ikke som kalksjøer. Kalkrike vannforekomster på elvesletter og deltaområder kartlegges ikke som kalksjøer, men som kroksjø, flomdam og meandrerende elveparti (se faktaark for dette, Kjærstad og Eriksen 2014).

Avgrensningen mot myr-, våtmarks- og fastmarkstyper går ved strandkanten (medianvannstand, tilsvarende normalvannstand på sommeren). Selv om de ytre deler av helofyttsona går et stykke ut i vannet inkluderes helofyttene i vannkantsamfunn og kartlegges i henhold til faktaark for dette (se Olsen 2014).

Påvirkning/bruk:

Eutrofiering (dvs. næringstilførsler fra jordbruk og bebyggelse) antas å være den viktigste påvirkningsfaktoren for kalksjøer (Schartau m.fl. 2008, Mjelde 1997, Mjelde m.fl. 2011, 2012b). Slik påvirkning gir seg utslag i økt planteplanktonbiomasse, som reduserer lysforholdene i vannet, og dermed medfører endringer og eventuelt bortfall av kransalger og karplanter. Også store forekomster av begroingsalger (frittflytende matter eller festet på substrat og annen vegetasjon) kan være et tegn på eutrofiering og påvirke annen vegetasjon negativt. Særlig stor effekt får dårlige lysforhold dersom innsjøen er omkranset av tette helofyttbelter ut til et par meters dyp. Store helofyttbelter er nødvendigvis ikke et tegn på eutrofiering, men beltene blir ofte tettere og plantene mer høyvokste og frodige i næringsrike områder. Tilgroingen skjer også forttere her enn i næringsfattige områder (Mjelde 1986).

Andre aktiviteter i nedbørfeltet som medfører endringer i de vannkjemiske forholdene, kan føre til nedgang, eventuelt bortfall av arter (Mjelde m.fl. 2013).

Forbygninger og utfyllinger kan medføre forringelse, og evt. ødeleggelse, av lokalitetene. Store bestander av *fremmede arter*, særlig vasspest (*Elodea canadensis*), kan ha negativ påvirkning på opprinnelig artsinventar (Mjelde m.fl. 2012a). Hvor stor betydning vasspesten har på artsinventaret i ulike kalksjøer er imidlertid lite undersøkt.

Klimaendringer, med økte tilførsler av organisk stoff og næringsstoffer, anses å få stor betydning for biologisk mangfold i kalksjøene.

Verdisetting:

Verdisetting for kalksjøer baseres på sjeldenhet (trueete vegetasjonstyper og rødlistearter). I tillegg inngår sjeldne delnaturtyper som verdi-kriterium.

Trueete vegetasjonstyper og rødlistearter i vannvegetasjonen (karplanter og kransalger)

Rødlisting av naturtyper i ferskvann (Mjelde 2011) er vurdert ut fra risikovurderinger for ikke å oppnå god økologisk tilstand for ulike vanntyper. Sjeldenhet og truethet for vegetasjon ble ikke vurdert i den forbindelse. For ferskvann representerer derfor Fremstad (1997) og Fremstad og Moen (2001) den mest oppdaterte sammenstilling av vegetasjonstyper og utforminger, og vurdering av truethet. Det er derfor viktig å benytte disse arbeidene som en del av verdisettingen for vannvegetasjon.

Man benytter en kombinasjon av forekomst og mengde/utforming av trueete vegetasjonstyper (iht Fremstad og Moen 2001) og antall rødlistarter (iht Kålås m.fl. 2010). For å vurdere om bestandene er store eller små, eller om det bare er spredte forekomster av vegetasjonstypene, vurderes hver art etter en semi-kvantitativ skala, 1-5, hvor 1=sjelden og 5=dominerer hele lokaliteten, se for øvrig Inventeringsveilederen (Mjelde m.fl. 2010). Store bestander av en truet vegetasjonstype brukes når en eller flere arter i typen har skalaverdi 4 eller 5. Små bestander brukes når en eller flere arter har skalaverdi 3 og ingen har 4 eller 5. Spredte forekomster brukes når ingen arter har skalaverdi mer enn 1 eller 2.

Aktuelle trueete vegetasjonstyper i kalksjøer er: P1b) Kalkkrik tjønnaks-utforming, P5a) Taggkrans-utforming (både smaltaggkrans, *Chara rudis* og den nærstående bredtaggkrans, *C. hispida*, inkluderes), P5b) Bustkrans-piggkrans-utforming, P5c) Vanlig kransalge-utforming (både vanlig kransalge, *Chara globularis*, og den nærstående skjørkrans, *C. virgata*, inkluderes). Se beskrivelser i Fremstad (1997).

Alle rødlistearter vurdert som NT, VU, EN eller CR iht. Kålås m.fl. (2010)), eller senere rødlistearter, inkluderes. I tillegg er hybridene *Potamogeton x zizii* og *Stuckenia x suecicus* inkludert blant rødlisteartene, selv om disse ikke er vurdert i rødlista. Begge er sjeldne og har en foreldreart som er på rødlista. Dessuten ser *P. x zizii* i Trøndelag ut til å opptre på samme type voksesteder som blanktjønnsaks (*P. lucens*) har på Hadeland. Hvilke krav *S. x suecicus* har er foreløpig mer uklart, men vi antar at den har tilsvarende voksested som *S. pectinata*.

Delnaturtyper

Kalksjøer i karstområder (E0705) anses som svært sjeldne og alle slike gis høy vekt. Også vegetasjonsfrie kalksjøer (E0704), som er klart upåvirket av forurensning, gis høy vekt.

Verdsettingstabell:

Parameter	Lav vekt	Middels vekt	Høy vekt
Truete vegetasjonstyper og rødlistearter	1) <i>spredte</i> forekomster av en eller flere truete vegetasjonstyper og forekomst av NT/DD-arter <u>ELLER</u> 2) <i>små</i> bestander av truete vegetasjonstyper uten rødlistearter	1) <i>små</i> bestander av en eller flere truete vegetasjonstyper og NT/DDarter <u>ELLER</u> 2) <i>store</i> bestander av en eller flere truete vegetasjonstyper uten rødlistarter <u>ELLER</u> 3) ingen truete vegetasjonstyper, men VU-arter.	1) <i>store</i> bestander av en eller flere truete vegetasjonstyper og NT/DD-arter <u>ELLER</u> 2) forekomst av EN/CR-arter
Sjeldne delnaturtyper			Kalksjø i karstområder (E0705). Vegetasjonsfri kalksjø (E0704) dersom upåvirket av forurensning.

Retningslinjer for samlet verdi:

Lokalt viktig – C: Lav vekt av truete vegetasjonstyper og rødlistearter

Viktig – B: Middels vekt av truete vegetasjonstyper og rødlistearter

Svært viktig – A: Høy vekt av truete vegetasjonstyper og rødlistearter. Forekomst av sjeldne delnaturtyper gir automatisk verdi svært viktig – A.

Råd om skjøtsel og hensyn:

Som grunnlag for en tiltaksvurdering bør økologisk tilstand for vannvegetasjon i forhold til eutrofiering beregnes. Her benyttes trofi-indeks for vannplanter (Tic), evt. indekser for andre organismegrupper dersom data for disse foreligger. For lokaliteter med dårligere økologisk tilstand enn god må det gjennomføres tiltak. Beskrivelse av indeksen og klassegrensene er gitt i klassifikasjonsveilederen (se Direktoratetsgruppe 2013).

Innføring av beitedyr for å redusere helofyttbeltene er ikke alltid gunstig i små vannforekomster. Dersom vannutskiftningen er liten vil beitedyr kunne føre til økt eutrofiering og en forverring av situasjonen. Ulike skjøtselstiltak i forhold til helofyttvegetasjon og effektene av disse er diskutert og vurdert i Mjelde m.fl. (2009). Forbygninger, utfyllinger o.l. i strandsonen, som forringer eller ødelegger lokaliteten, bør unngås.

For å kunne komme med presise råd i forhold til hvor det skal settes inn tiltak (dersom tilstanden er dårligere enn god) må det foreslås en generell kartlegging (problemkartlegging) av mulige kilder til forurensningen, eventuelt andre påvirkninger, slik at disse kan identifiseres og reduseres.

Kunnskapsnivå:

Vi har fortsatt for lite kunnskap om tilstanden til kransalger og karplanter i de ulike kalksjøene. Det er registrert bortfall av arter og bestander i flere lokaliteter. I tillegg til dårlige lysforhold som følge av eutrofiering er det også klare indikasjoner på at nitrogen er en viktig faktor. Hvorvidt økt humusinnhold er viktig er noe uklart (Mjelde 2014).

Selv om det er foretatt regionale og nasjonale registreringer er dyrelivet knyttet til kalksjøene er forholdsvis lite kjent.

Kartleggingsmetodikk

Innsjøtype kan hentes fra <http://vann-nett.no/>. Kalsiuminnholdet kan måles i felt eller ved å sende vannprøve til analyse. For å kunne foreta den foreslåtte verdisseting for kalksjøer er det nødvendig at man kartlegger vannvegetasjonen i henhold til Inventeringsveilederen for kalksjøer (Mjelde m.fl. 2010). I tillegg noteres ulike forhold (forbygninger, forurensninger o.l.), som man anser har effekt på mangfoldet.



Kalven i Lunner kommune. Merk den spesielle blågrønne farge og kransalgeforekomstene på grunt vann. Foto: Anders Langangen.



Typiske kransalger i kalksjøer: *Chara rudis* (venstre) og *Chara tomentosa* (høyre).
Foto: Anders Langangen

Litteratur:

Breivik, Å. B. & Langangen, A. 2007. Er Storgjerdvatnet i Gildeskål (Nordland) en norsk turlough? Blyttia 65: 155-167.

Direktoratsgruppa 2013. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Veileder 02:2013 (vannportalen.no).

DN 2011. Handlingsplan for kalksjøer. Direktoratet for Naturforvaltning. Rapport 6-2011.

Dolmen, D., Strand, L.Å. og Fossen, A. 1991. Dammer på Romerike. En registrering og inventering av dammer i kulturlandskapet, med hovedvekt på amfibier. – Rapport nr 2/1991. Fylkesmannen i Oslo og Akershus, Miljøvernavdelingen.

Fremstad, E. & Moen, A. (red.) 2001. Truete vegetasjonstyper i Norge. – NTNU Vitenskapsmuseet Rapp. bot. Ser. 2001-4: 1-231.

EC 2007. Natura 2000. Interpretation Manual of European Union Habitats. EUR 27. European Commission DG Environment. Nature and biodiversity. July 2007.

Halvorsen, R., Andersen, T., Blom, H. H., Elvebakk, A., Elven, R., Erikstad, L., Gaarder, G., Moen, A., Mortensen, P. B., Norderhaug, A., Nygaard, K., Thorsnes, T. og Ødegaard, F. 2009. Naturtyper i Norge (NiN) versjon 1.0.0. - Artsdatabanken, Trondheim (www.artsdatabanken.no).

Kjærstad, G., Eriksen, T.E. 2014. Faktaark: Kroksjø, flomdam og meanderende elveparti. Revidert veileder for kartlegging, verdisetting og forvaltning av naturtyper på land og i ferskvann. Utkast pr. 28.5.2014.

Kålås, J.A., Viken, Å., Henriksen, S. og Skjeseth, S. (red) 2010. Norsk Rødliste for arter 2010. Artsdatabanken, Norge.

Langangen, A. 2007. Kransalger og deres forekomst i Norge. Saeculum Forlag, Oslo.

Mjelde, M. 1986. Tilgroing og vegetasjonsutvikling i 5 bynære vann, Oslo. NIVA-rapport LNR. 1819.

Mjelde, M. 1997. Virkninger av forurensning på biologisk mangfold: Vann og vassdrag i by- og tettstedsnære områder. Vannvegetasjon i innsjøer - effekter av eutrofiering. En kunnskapsstatus. NIVA-rapport lnr. 3755-97.

Mjelde, M. 2011. Ferskvann. I: Lindgaard, A. og Henriksen, S. (red.) 2011. Norsk rødliste for naturtyper 2011. Artsdatabanken, Trondheim.

Mjelde, M. 2014. Handlingsplan for kalksjøer. Utredning av miljøkrav for kransalger og tjønnaks i kalksjøer - videreføring. NIVA-rapport lnr 6685-2014.

Mjelde, M., Langangen, A. Bækken, T., Pedersen, T. Gausemel, S. 2010. Handlingsplan for kalksjøer – Veileder for inventering i kalksjøer. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen, Rapp. nr. 4/10, 19 s.

Mjelde, M., Berge, D., Edvardsen, H. 2012a. Kunnskapsgrunnlag for handlingsplan mot vasspest (*Elodea canadensis*) og smal vasspest (*Elodea nuttallii*) i Norge. NIVA-rapport 6416-2012.

Mjelde, M. Langangen, A., Edvardsen H. 2012b. Handlingsplan for kalksjøer. Utredning av miljøkrav for kransalger og tjønnaks i kalksjøer. NIVA-rapport lnr 6450-2012.

Olsen, K.M. 2014. Faktaark: Vannkantsamfunn. Revidert veileder for kartlegging, verdisetting og forvaltning av naturtyper på land og i ferskvann. Utkast pr. 9.6.2014.

Schartau, A.K., Dolmen, D., Hesthagen T., Mjelde, M., Walseng, B., Ødegaard, F., Økland, J., Økland, K.A., Bongard. 2008. Ferskvann – Miljøforhold og påvirkninger på rødlistearter. Artsdatabanken, Norge (www.artsdatabanken.no)

Walseng, B., Brandrud, T.E., Gausemel, G., Lierhagen, S. og Tufto, A. 2002. Krepssdyr i 12 krans-algesjøer på Hadeland (Lunner og Gran kommuner, Oppland fylke) langs en trofi-gradient. – NINA fagrapport 057.

Walseng, B. & Often, A. 2004. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i forbindelse med planlagte inn-grep i Innervatnet, Brønnøy kommune - NINA Oppdragsmelding 845. 26pp.

Økland, J. 1990. Lakes and snails. Environment and Gastropoda in 1,500 Norwegian lakes, ponds and rivers. Universal Book Services/Dr. W. Backhuys, Oegstgeest, The Netherlands. 516 pp. ISBN 90-73348-02-1.

Økland, K.A. & Økland, J. 1996. Freshwater sponges (Porifera: Spongillidae) of Norway: distribution and ecology. Hydrobiologia 330: 1-30.

Økland, K.A. & Økland, J. 2006. Mosdyrene (Bryozoa) i ferskvann i Norge. Fauna, Oslo 59(1-2): 2-14.

Svært kalkfattig innsjø

Ann Kristin Schartau. Oppdatert 28. november 2014.

Definisjon

Popularisert beskrivelse

Svært kalkfattige innsjøer er innsjøer, tjern og dammer med svært lavt kalkinnhold og lav produktivitet. Innsjøtypen er karakterisert ved lavt biologisk mangfold, dominert av arter som er vanlige i norske innsjøer. Svært kalkfattige innsjøer, og særlig de med lavt humusinnhold (klare innsjøer), er spesielt sårbare for forsuring og mange er derfor kalket. Mange innsjøer tilhørende denne typen er dessuten påvirket av vannkraftutbygging. I denne sammenheng avgrenses naturtypen til **intakte** svært kalkfattige klare innsjøer uten vesentlig påvirkning av forsuring, kalking, vannstandsending eller andre hydromorfologiske inngrep.

Teknisk definisjon

Svært kalkfattige klare innsjøer tilhører naturtypekomplekset innsjø i ferskvann (tidligere landskapsdel i NiN 1.0), dvs. områder som er dekket av ferskvann mer enn 50 % av tiden (medianvannstand) (Halvorsen m.fl. 2009). Innsjøer er sammensatt av flere bunn- og vannmasse-naturtypesystemer (NiN 2.0; Halvorsen m.fl. under utarb.). For svært kalkfattige innsjøer er følgende limnisk bunnsystemer (hovedtype nivå) aktuelle: Eufotisk fast ferskvannsbunn (L*1), Eufotisk limnisk sedimentbunn (L*2), Helofytt-ferskvannssump (L*4) og Afotisk limnisk sedimentbunn preget av oksygenmangel (L*8). Av limnisk vannmassesystemer anses kun Sirkulerende innsjø-vannmasser (F*2) som aktuell.

Kalkinnhold (KA) og humusinnhold (HU) anses å være de vesentligste, lokale komplekse miljøvariablene (LKM). Svært kalkfattige klare innsjøer er definert ut i fra vannmassenes kalkinnhold (< 1 mg Ca/l) og humusinnhold (< 15 mg Pt/l). Det er nødvendig å avgrense naturtypen til innsjøer som ikke er vesentlig påvirket av forsuring, kalking, vannstandsending eller andre hydromorfologiske inngrep da det i denne sammenheng er **intakte** svært kalkfattige klare (oligohumøse) innsjøer som er relevante.

Parameter	Krav	Kommentar
Kalkinnhold (KA)	Trinn 1	Naturtypen er definert ved det laveste trinnet i den lokale kompleksemiljøvariablen kalkinnhold
Humusinnhold (HU)	Trinn 1	Naturtypen er definert ved det laveste trinnet i den lokale kompleksemiljøvariablen humusinnhold. Vanntypologien jf. vanddirektivet skiller mellom klare innsjøer og svært klare innsjøer med et humusinnhold på hhv. 10 - 30 mg Pt/L og < 10 mg Pt/L. Vi har valgt å bruke NiNs definisjon av oligohumøse innsjøer som i hovedsak tilsvarer svært klare innsjøer.
Innsjøens intakthet	Innsjøen er ikke vesentlig påvirket av forsuring	Innsjøen er ikke angitt å ha dårlig/svært dårlig økologisk tilstand som følge av forsuring; se Vann-Nett (http://vann-nett.no). Alternativt, dersom ingen informasjon i Vann-Nett, tålegrensen for forsuring er ikke overskredet og har ikke vært det i perioden 1997 – d.d. (se Lund m.fl. 2012). Tålegrenseoverskridelser er normalt ikke beregnet for den enkelte innsjø men for areal som tilsvarer ca 12 x 12 km.
	Innsjøen er ikke vesentlig påvirket av kalking	Ingen kalking av innsjøen eller innsjøens innløpselver (se http://kalkingsbasen.miljodirektoratet.no/). Fylkesmannens

		miljøvernvedlegg kan også kontaktes for informasjon om den enkelte innsjø.
	Innsjøen er ikke vesentlig påvirket av vannstandsændring eller andre hydro-morfologiske inngrep	Innsjøen er ikke angitt som 'sterkt modifisert vannforekomst'; se Vann-Nett (http://vann-nett.no).

Hvorfor er naturtypen viktig

På grunn av reduksjon i tilstand er svært kalkfattige klare innsjøer vurdert som sårbar (VU) i norsk rødliste for naturtyper (Mjelde 2011). Representerer restområder med tilnærmet intakte plante og dyresamfunn i områder som ellers er sterkt berørt av forurening og er således svært viktige kilder for reetableringen av arter når forureningen avtar. Naturtypen inkluderes her i henhold til kriteriene sjeldenhets (også i internasjonal sammenheng), sterk tilbakegang og viktig biologisk funksjon. Lite påvirkete kalkfattige innsjøer (inkludert svært kalkfattige) er sjeldne også ellers i Europa og er derfor inkludert blant Natura 2000-typer (Habitatdirektivet, EC 2007). Mange arter som vurderes som typiske for ionsvake og lavproduktive innsjøer, og som derfor er sjeldne ellers i Europa, har sin hovedforekomst i denne innsjøtypen. Naturtypen har lav andel rødlistearter men småsalamander (*Triturus vulgaris*) kan forekomme i svært kalkfattige innsjøer på Vestlandet, i områder med relativt lite forurening og lave tettheter av fisk. Det er også vist at enkelte vannplanter samt snegl og enkelte andre invertebrater er forsvunnet fra store deler av Sør- og Sørvestlandet pga. forurening, men det er ukjent om dette også omfatter rødlistede arter.

På grunn av forurening/kalking, hydromorfologiske inngrep og utsetting av ikke-stedegne fiskearter er det relativt få svært kalkfattige klare innsjøer i Norge som antas å ha en intakt flora og fauna.

Utbredelse

Finnes over hele landet, men er først og fremst knyttet til områder med kalkfattig berggrunn. De er mest vanlige i Sør-Norge, spesielt på Sør- og Vestlandet der de fleste innsjøene er svært kalkfattige og klare (i underkant av 60 % av alle innsjøer i disse regionene). De fleste innsjøer tilhørende denne typen i Sør-Norge er imidlertid påvirket av sur nedbør, mens innsjøer lite påvirket av forurening og vannkraftutbygging finnes spredt i nordlige deler av Østlandet, Møre og Romsdal og Trøndelag. I de nordligste fylkene er typen sjeldent forekommende. Det finnes svært kalkfattige klare innsjøer i alle klimasoner, men først og fremst i boreale skogsområder og på fjellet over tregrensen.

Naturfaglig beskrivelse

Svært kalkfattige klare innsjøer omfatter tjern og innsjøer tilhørende alle størrelseskategorier (0,001 - >5 km²) med lavt innhold av kalsium og humus i vannmassene. Typen inkluderer både ikke-sjiktet, grunne innsjøer og store, dype innsjøer. Også dammer (<0,001 km²) inkluderes dersom de har et permanent vannspeil. Mindre innsjøer og dammer i kulturlandskapet tilhører vanligvis ikke denne typen da de ofte har noe høyere kalk- og/eller humusinnhold. Svært kalkfattige klare dammer kan imidlertid forekomme i fjellet, gjerne uten fisk, noe som kan gi grunnlag for arter av invertebrater og amfibier som er sårbare for fiskepredasjon (se nedenfor). Totalt areal for naturtypen i Norge er anslått til 5300 km² (Mjelde 2011, grunnlagsvurdering) men mer enn 60 % av arealet er vurdert ikke å være i akseptabel tilstand (Mjelde 2011).

Slike innsjøer ligger på kalkfattig grunnfjellsområder (gneis og granitt) og har en vid geografisk utbredelse nasjonalt, men er svært sjeldent forekommende på verdensbasis. I Nord-Norge (Nordland, Troms og Finnmark) er heller ikke naturtypen vanlig, noe som skyldes at rikere bergarter dominerer i denne regionen.

De fleste innsjøer av denne typen opplever sannsynligvis sjelden oksygenvinn i dypere vannlag, beskrevet ved den lokale komplekse miljøvariabelen 'oksygenmangel' (OM) i NiN 2.0 (Halvorsen m.fl. under utarb.), da dette primært er knyttet til innsjøer med høyt humusinnhold. Størrelsesrelatert miljøvariabilitet (SM) kan der imot være relevant for å beskrive variasjoner både i fysisk-kjemiske og biologiske forhold. For eksempel har en dam eller en liten og grunn innsjø et fiskesamfunn som er vesentlig forskjellig fra en stor og dyp innsjø.

Vannvegetasjon er preget av kortskuddsarter, først og fremst *Isoetes lacustris* og *Lobelia dortmanna*, og langskuddsarter som *Myriophyllum alterniflorum*, *Juncus bulbosus*, *Callitriche hamulata* og *Utricularia* spp. Følgende vegetasjonstyper (jf. Fremstad 1997) er i større eller mindre grad knyttet til innsjøtypen: flytebladvegetasjon, flotgras-utforming (P2a), krypsivvegetasjon (P3), korskuddvegetasjon med utformingene stivt brasmegras (P4a), botnegras-tjønngras (P4b) og mykt brasmegras (P4c). I helofyttsonen vil elvesnelle-starr-sump (O3) og takrør-sivaks-sump (O5) være mest aktuelle. Ingen truede vegetasjonstyper forekommer i denne innsjøtypen. Ingen rødlistede vannplanter, bunndyr eller andre invertebrater har sin hovedutbredelse her. Forsuringfølsomme arter, for eksempel vannplantene *Myriophyllum alterniflorum* og *Callitriche hamulata*, døgnfluen *Baetis rhodani*, vårfluene *Hydropsyche siltalai* og *Wormaldia* spp., ertermuslinger *Pisidium* spp. og planktonkrepsdyr som *Daphnia* spp., er vanlige i innsjøer uten forsuring. Det er sannsynlig at enkelte rødlistede arter av igler, muslinger, snegl og insekter forekommer, men datagrunnlaget (primært fra forsuredde innsjøer) er ikke egnet til å vurdere dette. Typiske fiskearter er ørret og røye, der sistnevnte er mest vanlig i Nord-Norge og i fjellområder i Sør-Norge. I innsjøer uten fisk vil arter som er sårbare for fiskepredasjon kunne forekomme, for eksempel marflo (*Gammarus lacustris*), skjoldkreps (*Lepidurus arcticus*) og småsalamander (*Triturus vulgaris*).

Denne naturtypen er sannsynligvis lik Natura 2000-typerne 3110 og 3120, eventuelt 3130 (EC 2007).

Delnaturtyper

Forskjeller i humusinnhold gir opphav til forskjellig artssammensetning, men vi har foreløpig ikke nok kunnskap til å skille ut delnaturtyper innenfor definisjonen av klare innsjøer. Likeså kan muligens variasjoner i kalkinnhold (innenfor definisjonen av svært kalkfattige innsjøer), og klima (veksts sesongens lengde) gi variasjoner. Fisketomme innsjøer kontra innsjøer med fiskebestander gir variasjoner i den øvrige faunaen i innsjøene. Det antas at de aktuelle vegetasjonstypene finnes i mosaikker innenfor den enkelte innsjøen. Det er derfor ikke aktuelt å skille ut egne delnaturtyper basert på Natura 2000 typerne eller vegetasjonstypene beskrevet i Fremstad (1997).

Det skilles mellom 2 delnaturtyper, basert på forekomst/manglende forekomst av fisk:

1) Naturlig fisketomme innsjøer

Dette er innsjøer som av naturlige årsaker ikke har forekomster av fisk. Det vil si innsjøer som er fisketomme pga. sin beliggenhet, isolert fra andre vannforekomster vha. vandringshindre som fosser og stryk, eller størrelse (areal og dyp), og der fiskebestander heller ikke har blitt satt ut ved menneskelig hjelp. Se Hesthagen & Østborg (2002) for mer informasjon.

2) Innsjøer med fisk

Dette er innsjøer som har et fiskesamfunn, enten som en følge av naturlig innvandring eller på grunn av utsettinger.

Avgrensning mot andre naturtyper

Svært kalkfattig klar innsjø avgrenses mot andre innsjøtyper ved hjelp av kalsiuminnholdet og humusinnholdet. I utgangspunktet er det ingen nedre arealgrense for svært kalkfattige så lenge de har permanent vannspeil. Temporære dammer er ikke inkludert i ferskvannstypene og kartlegges ikke som

svært kalkfattige innsjøer. Avgrensningen mot myr-, våtmarks- og fastmarkstyper går ved strandkanten (median-vannstand, tilsvarende normalvannstand på sommeren). Helofyttsonen kartlegges i henhold til eget fakta-ark *Helofyttsump*, mens kantvegetasjonen kartlegges i henhold til relevante faktaark for våtmarkstypene.

Innsjøer som er kraftig påvirket av hydromorfologiske endringer (sterkt modifiserte vannforekomster jf. Veileder 01:2014 *Sterkt modifiserte vannforekomster*) eller som har svært dårlig eller dårlig økologisk tilstand (jf. Veileder 02: 2013 *Klassifisering av miljøtilstand i vann*) inngår ikke i vanntypen.

Påvirkning/bruk

Innsjøer i Norge påvirkes negativt av en rekke forhold, slik som forurensninger (forsuring, overgjødsling), hydromorfologiske endringer (vannkraftutbygging, gjenfylling), fremmede arter og klimaendringer (Schartau m.fl. 2010). Forurensninger og vannkraftutbygging har vært de største påvirkningene fra slutten av 1800 tallet, men særlig etter 1950, og fram til nå. I framtiden antas det at invasjon av fremmede arter og klimaeffekter vil få en økende effekt på ferskvannsflora og fauna. Økte næringssalttilførsler (eutrofiering), enten som en følge av klimaendringer (økt nedbør gir økt avrenning og utfordringer for underdimensjonerte/ flomutsatte renseanlegg) eller økt hytteutbygging i områder uten tilknytning til kommunalt vann- og avløpsnett, vil også kunne utgjøre en trussel for svært kalkfattige innsjøer i framtiden. Omfanget av slike framtidige trusler er imidlertid dårlig kjent.

Svært kalkfattige innsjøer er særlig sårbare for forsuring da bufferkapasiteten er lav og hovedtyngden av slike innsjøer finnes i områder som mottar mye sur nedbør. Langtransportert forurensning i form av svovel- og nitrogen har ført til forsuring av store områder i Sør-Norge. Allerede på slutten av 1800 tallet ble det rapportert om skader på laksebestandene på Sørlandet og utover på 1900 tallet økte effektene med tap av fiskebestander og redusert biologisk mangfold av på ferskvannsflora og fauna (Eliassen 2002). Omfanget av forurensningen har avtatt fra 1990-tallet og utover, men selv om det er tegn til bedring vil det ta lang tid før biologien i tidligere forsurrede vassdrag er fullstendig gjenhentet. Med full effekt av internasjonale avtaler om reduserte utslipp, vil likevel tålegrensene for forsuring være overskredet for en betydelig del av Norges landareal i overskuelig framtid (Lund m.fl. 2012). Snegler og andre kalkkrevende dyr er spesielt følsomme for forsuring fordi kalsium-metabolismen forstyrres. Bestandene av snegler og amfibier er tapt fra store arealer på Sørlandet. For enkelte grupper av vannplanter er mer enn 50 % av de opprinnelige artene tapt fra deler av de mest forsurrede vassdragene i Sør-Norge. Forsuring har ført til tap av 9 600 fiskebestander i innsjøer og skader på ytterligere 5 400 bestander (se Schartau m.fl. 2010 for mer informasjon).

På grunn av forsuringsskader er en stor andel svært kalkfattige klare innsjøer kalket. Selv om kalking fører til at mange forsuringfølsomme arter reetableres vil likevel det biologiske mangfoldet avvike fra en tilsvarende ikke-forsuret innsjø som ikke er kalket.

Mange svært kalkfattige innsjøer, særlig i fjellet, er regulert til vannkraftmagasiner. Det finnes begrenset kunnskap om de biologiske effektene av slike reguleringer, men både omfang (reguleringshøyde) og frekvens (hvor hypping vannstanden endres) vil være av betydning. Hyppige og omfattende vannstandsendringer fører til redusert mangfold og mengde av invertebrater og vannvegetasjon i strandsonen og redusert fiskeproduksjonen. Det er imidlertid nødvendig å ta hensyn til naturlige vannstandsvariasjoner som en følge av variasjoner i nedbør- og tørkeforhold.

Svært kalkfattige innsjøer har naturlig lav produktivitet og lavt biologisk mangfold, og vil derfor være sårbare for tilførsel av næringssalter (overgjødsling). Dette er først og fremst et problem i tettbygde strøk og i jordbruksområder, mens omfanget av eutrofiering i fjellsjøer som følge av tilførsler fra hytteområder er dårlig kjent. I svært kalkfattige innsjøer vil moderat overgjødsling kunne føre til økt produksjon og økt biologisk mangfold med gradvis utbytting av opprinnelige flora og fauna med arter

som er tilpasset noe høyere næringsinnhold, nedslamming og eventuelt redusert innhold av oksygen i dypere vannlag.

En stor andel av innsjøene i Norge har fiskebestander som er manipulert (se Hesthagen & Østborg 2002), enten ved at det er satt ut fisk i innsjøer som opprinnelig var fisketomme eller ved at det er satt ut andre fiskearter enn de stedege fiskeartene. I noen tilfeller er det også satt ut fisk av stedege fiskearter som støtte- eller forsterkningstiltak. Alle typer fiskeutsettinger vil kunne ha effekter på det øvrige biologiske mangfoldet i innsjøen men omfanget avhenger av fiskeart og mengde, både når det gjelder utsettingene og det opprinnelige fiskesamfunnet, og dessuten om det finnes et naturlig rekrutteringspotensiale for den utsatte fisken. Dersom den utsatte fisken ikke er i stand til å reproducere seg i innsjøen, på grunn av manglende gyteområder i innsjøen med tilhørende bekker eller andre ugunstige miljøforhold, vil utsettingene ha en mindre og dessuten tidsmessig avgrenset effekt. Fiskeutsettinger har størst negativ effekt på stedege fiskearter, som en følge av predasjon og konkurranse, og større arter av invertebrater, som en følge av predasjon, men sekundært kan også annen fauna og flora påvirkes.

Verdisetting

For svært kalkfattige klare innsjøer er alle viktige parametere for verdisseting knyttet til menneskeskapt påvirkning. Verdien av denne naturtypen ligger primært i intaktheten, dvs. fravær av forurening, kalking, eutrofiering og vannkraftutbygging, og dernest i manglende forekomst av fremmede fiskearter. Naturlig fisketomme innsjøer har en egen verdi for spesialiserte arter som er sårbare for fiskepredasjon. Eutrofiering er per i dag ikke noen stor trussel for denne naturtypen men tas likevel med da det allerede er etablert et slikt verdikriterium for svært kalkfattige innsjøer iht. vannforskriften (se nedenfor). For svært kalkfattige innsjøer er det foreløpig ikke aktuelt å angi konkrete verdikriterier basert på forekomst av rødlistede arter. Vi foreslår en verdisseting basert på intakthet og manglende forekomst av fremmede fiskearter, men der funn av rødlistede arter bør kunne oppjustere verdien av innsjøen.

Viktige parametere for verdisseting

Eutrofiering og forurening angitt som økologisk tilstand jf. vannforskriften. For den enkelte innsjø hentes informasjon om økologisk tilstand fra Vann-Nett (www.vann-nett.no). I tilfeller der slik informasjon mangler (gjelder de fleste innsjøer < 0,5 km²) må trofi-indeks for planteplankton og vannvegetasjon (eutrofiering) og forureningsindekser for bunndyr og fisk (forurening) benyttes som beskrevet i klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2013). Innsjøer med dårlig eller svært dårlig økologisk tilstand får ingen verdi.

Fremmede fiskearter: Utsetting av ikke-stedege fiskearter kan føre til store endringer av det øvrige biologiske mangfoldet i innsjøen. Effekten vil avhenge både av det opprinnelige fiskesamfunnet (fisketom vs stedege fisk), hvilke fiskearter som er utsatt (fremmed fiskeart eller forsterkning av stedege fisk) og hvorvidt den utsatte fisken er selvreproduserende eller avhengig av gjentakende utsetting.

Med **hydromorfologisk endringer** menes vannstandsendringer, forbygning, utfylling av masse o.l. Det skiller mellom kraftig, moderat og lite påvirkning, samt upåvirket. Innsjøer som er kraftig påvirket av hydromorfologiske endringer får ingen verdi. Med kraftig påvirket menes innsjøer som vurderes som sterkt modifiserte vannforekomster jf. vannforskriften. Dette gjelder innsjøer der miljømålet for naturlige vannforekomster, god økologisk tilstand, ikke er oppnådd eller med rimelighet ikke kan nås gjennom avbøtende tiltak, jf. Veileder 01:2014. Informasjon om sterkt modifiserte innsjøer er angitt i Vann-Nett (www.vann-nett.no). Vurdering av moderat og liten påvirkning av vannstandsending settes med basis i effekter på vannplanter som angitt i klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2013), men det er også tatt hensyn til at kunnskapsgrunnlaget er begrenset og at det derfor kan være arter som er mer følsomme for vannstandsendinger («føre var prinsippet»). Det er videre tatt hensyn til naturlige

vannstandsendringer (anslått til maks. 1 m) for å skille mellom innsjøer som er upåvirket og innsjøer som er påvirket av menneskeskapt vannstandsendringer. For andre hydromorfologiske påvirkninger er det ikke utviklet egne kriterier. Enn så lenge må bruken av dette baseres på den enkelte kartlegger sitt faglige skjønn. Omfattende hydromorfologiske inngrep bør justere ned verdien av innsjøen.

Mindre viktige parametere for verdisseting

Røddlistearter: På grunn av kunnskapsmangel er det så langt ikke laget et konkret verdikriterium basert på forekomst av rødlistede arter. Bruken av dette må baseres på den enkelte kartleggers faglige skjønn. Funn av rødlistede arter bør kunne justere opp verdien av innsjøen.

Forslag til verdissetingskriterier

Parameter	Lav vekt	Middels vekt	Høy vekt
Eutrofiering (økologisk tilstand)	Moderat tilstand basert på trofi-indekser	God tilstand basert på trofi-indekser	Svært god tilstand basert på trofi-indekser
Forsuring (økologisk tilstand)	Moderat tilstand basert på forsuringindekser	God tilstand basert på forsuringindekser	Svært god tilstand basert på forsuringindekser
Fremmede fiskearter (innsjø med stedegen fisk)	Utsatt fremmed fisk som kan være selvreproduserende	Stedegen bestand med forsterkningstiltak OG/ELLER utsatt fremmed fisk som ikke har potensiale for å være selvreproduserende	Stedegen bestand uten forsterkningstiltak. Ingen fremmed fiskeart er utsatt
Fremmede fiskearter (naturlig fisketom innsjø)	Utsatt fisk som kan være selvreproduserende	Utsatt fisk som ikke har potensiale for å være selvreproduserende	Ingen fisk utsatt
Andre påvirkninger (hydromorfologiske endringer)	Vannstandsendring: 2-4 meter. Moderat påvirket av forbygning, masseutfylling mm.	Vannstandsendring: 1-2 meter. Lite påvirket av forbygning, masseutfylling mm.	Vannstandsendring: Under 1 m. Upåvirket av forbygning, masseutfylling mm.

Mulig kombinasjon kriterier og verdisseting:

Lokalt viktig – C: Lav vekt oppnådd for minst 2 parametere. Maksimum 1 parameter har høy vekt.

Viktig – B: Middels vekt oppnådd for minst 3 av 4 parametere.

Svært viktig – A: Høy vekt oppnådd for minst 3 av 4 parametere. Ingen parametere har dårligere enn middels vekt.

Råd om skjøtsel og hensyn

Kunnskapsgrunnlag: Det er ikke utført spesifikk forskning eller gitt konkrete forvaltningsråd for svært kalkfattige klare innsjøer. Der imot finnes mye forskning på effekter av ulike miljøpåvirkninger i ferskvann. Mest omfattende er forskningen på effekter av forsuring på vann og vassdrag generelt og i særdeleshet på forsuringfølsomme vann typer og deres tilhørende flora og fauna (se Eliassen 2002), hvorav svært kalkfattige klare innsjøer tilhører den mest forsuringfølsomme vann typen i Norge. Det viktigste forvaltningstiltaket mot forsuring i Norge er kalking. Effekter av kalking er også mye studert men med klar fokus på elver og spesielt lakseførende vassdrag (se bl.a. Miljødirektoratet 2013). Kun kalking av vassdrag som er påviselig forsuret som en følge av menneskelig aktivitet kan motta statelig tilskudd (se Direktoratet for naturforvaltning 2011). Ut over dette er det ingen spesifikke forvaltningsråd som sikrer at naturlig sure (svært kalkfattige) vannforekomster ikke kalkes. Utsetting av ikke-stedegne (fremmede) fiskearter er ikke tillatt i Norge, jf. *Forskrift om utsetting av fisk og andre ferskvannsorganismer* (<http://lovdata.no>). Likevel foregår dette i stor målestokk, ikke kun i et historisk perspektiv men også i dag (Hesthagen & Østborg 2002).

Generell vurdering: Skjøtsel er i liten grad relevant. For mange svært kalkfattige innsjøer er det tilstrekkelig å fokusere på nødvendige hensyn for å bevare naturverdiene, og slike viktige hensyn er:

Kalking: av ikke-forsura innsjøer må unngås for å kunne ivareta floraen og faunaen som er naturlig tilpasset slike svært kalkfattige forhold.

Vannkraftutbygging: Vannstandsendringer som fører til en permanent nedtapping eller en vannstandsvariasjon på > 4 m vil ha store negative effekter for floraen og faunaen i innsjøen og bør unngås.

Andre hydromorfologiske inngrep: Store forbygninger og utfyllinger o.l. i strandsonen vil lokalt ha stor effekt på det biologiske mangfoldet i strandsonen og bør unngås.

Tilførsel av næringsalter: Denne innsjøtypen er karakterisert ved lav naturlig produktivitet og vil være særlig sårbar for tilførsel av næringsalter (eutrofiering). Sannsynligvis vil vannforskriftens krav til 'god økologisk tilstand' med grenseverdier for fosfor-innhold og siktedyp (jf. klassifiseringsveilederen, Veileder 02:2013) gi gode føringer for minimumskrav, men ofte vil det være tilrådelig å sette noe strengere krav da disse grenseverdiene er utviklet for innsjøer med noe høyere produktivitet.

Utsetting av ikke-stedegne fiskearter: Dette er normalt ikke tillatt men det er nødvendig å øke oppmerksomheten omkring de negative effektene av slike utsettinger, spesielt gjelder dette fiskeutsetting i naturlig fisketomme innsjøer.

Kunnskapsnivå og viktige kilder

Kunnskapsnivået omkring forekomst og utbredelse av svært kalkfattige klare innsjøer samt effekter av ulike miljøpåvirkninger er middels til høyt. Kunnskapsnivået er dårligst for hydromorfologiske inngrep og da spesielt knyttet til andre typer inngrep enn vannstandsendringer. Kunnskap om forekomst og utbredelse av intakte innsjøer tilhørende typen er middels da informasjonen i Vann-Nett ikke er fullstendig og dessuten beheftet med en del feil. Vi forventer imidlertid at dette kunnskapsgrunnlaget vil øke i den nærmeste 5-10 års periode, men da primært for innsjøer > 0,5 km². Kunnskapsgrunnlaget for miljøvariasjon og arts mangfold i intakte svært kalkfattige klare innsjøer er noe begrenset da undersøkelser stort sett er gjennomført i innsjøer påvirket av forsuring eller vannkraftutbygging. Dette gjelder spesielt vannplanter og vannmoser men også invertebrater og amfibier. Kunnskapsnivået mht forekomst av sjeldne/rødlistede arter er for dårlig til foreløpig å kunne benytte dette som et verdikriterium.

Litteratur

Direktoratet for naturforvaltning. 2011. Plan for kalking av vassdrag i Norge 2011-2015. DN-rapport 2-2011. http://miljødirektoratet.no/old/dirnat/attachment/1949/DN-rapport-2-2011_net.pdf

EC 2007. Natura 2000. Interpretation Manual of European Union Habitats. EUR 27. European Commission DG Environment. Nature and biodiversity. July 2007.

Eliassen, A. (red.) 2002. Sur nedbør - tilførsel og virkning. Landbruksforlaget, 320 s.

Fremstad, E. 1997. Vegetasjonstyper i Norge. NINA temahefte 12: 1-279.

Hesthagen, T. & Østborg, G. 2002. Kartlegging av innsjøer med naturlige fiskesamfunn og fisketomme lokaliteter på Sørlandet, Vestlandet og i Trøndelag. NINA Oppdragsmelding 724: 1-48.

Miljødirektoratet. 2013. Kalking i laksevassdrag skadet av sur nedbør. Tiltaksobservasjon 2012. M18-2012.

Mjelde, M. 2011. Ferskvann. I: Lindgaard, A. og Henriksen, S. (red.) 2011. Norsk rødliste for naturtyper 2011. Artsdatabanken, Trondheim.

Kålås, J.A., Viken, Å., Henriksen, S. og Skjeseth, S. (red) 2010. Norsk Rødliste for arter 2010. Artsdatabanken, Norge.

Lund, E, Aas, W., Høgåsen, T. & Larssen, T. 2012. Overskridelser av tålegrenser for forsuring og nitrogen for Norge – oppdatering med perioden 2007-2011. NIVA Rapport 6448-2012, 20 s.

Schartau, A.K., Dolmen, D., Hesthagen, T., Mjelde, M., Walseng, B., Ødegård, F., Økland, J., Økland, K.A. og Bongard, T. 2010. Ferskvann, s. 97-106. I: Kålås, J.A., Henriksen, S., Skjelseth, S. & Viken, Å. (red). Miljøforhold og påvirkninger for rødlistearter, 136 s. Artsdatabanken, Trondheim.

Veileder 02:2013. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. . Direktorsgruppa for gjennomføring av vanddirektivet, 263 s.
<http://www.vannportalen.no/hoved.aspx?m=43463&amid=3645351>

Veileder 01:2014. Sterkt modifiserte vannforekomster: Utpeking, fastsetting av miljømål og bruk av unntak. Direktorsgruppa for gjennomføring av vanddirektivet, 26 s.
<http://www.vannportalen.no/enkel.aspx?m=31151&amid=1657299>



Atsjøen i Hedmark er en svært kalkfattig klar innsjø uten vesentlige miljøpåvirkninger. Den fremmede fiskearten ørekyte (*Phoxinus phoxinus*) er imidlertid introdusert til innsjøen, mest sannsynlig ved utsettinger. Foto: Gunnar Halvorsen

Middels kalkrik innsjø

Marit Mjelde. Oppdatert 25. november 2014.

Popularisert beskrivelse:

Middels kalkrike innsjøer er ferskvannslokaliteter hvor vannmassene har et middels høyt kalsiuminnhold.

Teknisk definisjon:

Middels kalkrike innsjøer tilhører naturtypekomplekset innsjø i ferskvann, dvs. områder som er dekket av ferskvann mer enn 50 % av tiden (medianvannstand) (Halvorsen m.fl. 2009). Innsjø er sammensatt av flere bunn- og vannmasse-naturtypesystemer (Halvorsen m.fl., under utarb.). Middels kalkrike innsjøer er innsjøer og tjern hvor kalsiuminnholdet i vannet er ca. 4-20 mg Ca/l (kalt intermediær innsjø i NiN).

Hvorfor er naturtypen viktig:

Naturtypen er blant de mest artsrike ferskvannsføremkomstene våre, og er viktigste habitat for flere kalkkrevende og næringskrevende planter og dyr.

Middels kalkrik innsjø er vurdert som en sårbar (VU) naturtype, fordi det totale arealet er lite og fordi en stor andel av naturtypen har fått sin økologiske tilstand redusert over de siste tiårene, hovedsakelig pga. eutrofiering (Mjelde 2011). Lite påvirkete middels kalkrike innsjøer er sjeldne også ellers i Europa og er derfor inkludert blant Natura 2000-typerne (Habitatdirektivet, EC 2007).

Lavlandstypen ligger ofte i kulturlandskapet og er utsatt for flere påvirkninger, bl.a. forurensninger fra jordbruk og bebyggelse (eutrofiering), samt senkning og drenering.

Lokaliteter med intakt naturlig biologisk mangfold er av den grunn regionalt sjelden. Lavlandstypen er viktigste habitat for en rekke rødlistearter og flere truede vegetasjonstyper. Delnaturtypen i fjellet er svært lite undersøkt, men antas å være sjelden og innehar sannsynligvis en særegen flora (og fauna?).

Utbredelse:

Middels kalkrike innsjøer finnes spredt over store deler av landet. Lavlandstypen er begrenset til områder under marin grense eller på noe kalkrik grunn (Blindheim 2011). Typen har tyngdepunkt omkring Oslofjorden, på Jæren, omkring Trondheimsfjorden, og mer spredte forekomster i Nord-Norge, først og fremst nord til søndre Troms(?), samt enkelte innsjøer i Finnmark.

Middels kalkrike innsjøer i fjellet forekommer først og fremst i marmor-områder, eks. Glomfjellet i Nordland.

Naturfaglig beskrivelse:

Middels kalkrike innsjøer er innsjøer (areal > 0,025 km²) og tjern (areal 0,001-0,025 km²) med forholdsvis høyt kalsiuminnhold i vannet, ca. 4-20 mg Ca/l. Også dammer inkluderes dersom de har et permanent vannspeil. Totalt areal for naturtypen i Norge er anslått til 2500 km² (Mjelde 2011, grunnlagsvurdering).

Delnaturtyper:

- Middels kalkrike innsjøer i lavlandet, ofte med frodige helofyttbelter og artsrik vannvegetasjon

- Middels kalkrike innsjøer på kalkrik berggrunn i fjellet («*Tolypella*-innsjøer»)

- 1) Middels kalkrike innsjøer i lavlandet («rik kulturlandskapssjø») har ofte næringsrike vannmasser med en frodig og artsrik vannvegetasjon og er ofte omkranset av frodige helofyttbelter. De fleste livsformgruppene av vannplanter er representert, og flere truede vegetasjonstyper har sin største forekomst i denne naturtypen.

Aktuelle vegetasjonstyper (jfr. Fremstad 1997) i middels kalkrike innsjøer vil være: Kortskuddsstrand, rik utforming (O1b) (pusleplanteeng), langskuddsvegetasjon, kalkrik tjønnaks-utforming (P1b), flytebladsvegetasjon, nøkkerose-utforming (P2b) og vanlig tjønnaks-utforming (P2c), samt kransalge-sjøbunn, vanlig kransalge-utforming (P5c).

Flere rødlistede vannplanter (jfr. Kålås 2010) har sin største utbredelse i denne delnaturtypen, f.eks. høstvasshår (*Callitriche hermaphroditica*), kranstusenblad (*Myriophyllum verticillatum*), bendeltjønnaks (*Potamogeton compressus*), broddtjønnaks (*P. friesii*), granntjønnaks (*P. pusillus*) og stivtjønnaks (*P. rutilus*). Samtidig er dette den naturtypen hvor vasspest (*Elodea canadensis*) har sin største forekomst.

En rekke snegle- og muslingarter er knyttet til naturtypen, også flere vann- og våtmarks-tilknyttede insekter. Denne naturtypen er sannsynligvis det viktigste habitatet for edelkreps (EN).

Dette er rike biotoper for mange vannfuglarter, og takrørbeltene rundt slike innsjøer er viktige biotoper for rødlistearter, f.eks. vannrikse (VU), sivhauk (VU) og toppdykker (NT) (se eget faktaark for *Vannkantsamfunn*).

Denne undertypen tilsvarer type 3150 Naturlig eutrofe innsjøer, tjern og dammer i Natura 2000.

- 2) Middels kalkrike innsjøer i fjellet. Middels kalkrike innsjøer i fjellet forekommer i områder med kalkrik berggrunn. Denne typen vet vi svært lite om og er det derfor et stort behov for kartlegging. Det vi vet er at mange av innsjøene på Glomfjellet i Nordland, hvor berggrunnen er dominert av kalkspatmarmor, og hvor vannmassene har et kalsiuminnhold på 15-18 mg Ca/l, har til dels store forekomster av kransalgen *Tolypella canadensis*, samt mindre forekomster av kransalgene *Chara contraria* og *Nitella opaca* (Langangen 2012). Hvorvidt middels kalkrike innsjøer i fjellet skal være en egen undertype bør vurderes når mer data foreligger.

Avgrensning mot andre naturtyper:

Middels kalkrik innsjø avgrenses mot andre innsjøtyper ved hjelp av kalsiuminnholdet.

Følgende unntak gjelder: middels kalkrike vannforekomster på elvesletter og deltaområder kartlegges ikke som middels kalkrike innsjøer, men som kroksjø, flomdam og meandrerende elveparti (se faktaark for dette, Kjærstad og Eriksen 2014). I utgangspunktet er det ingen nedre arealgrense for naturtypen så lenge de har permanent vannspeil. Temporære dammer er ikke inkludert i ferskvannstypene.

Avgrensningen mot myr-, våtmarks- og fastmarkstyper går ved strandkanten (medianvannstand, tilsvarende normalvannstand på sommeren). Selv om de ytre deler av helofyttsona går et stykke ut i vannet inkluderes helofyttene i vannkantsamfunn og kartlegges i henhold til faktaark for dette (se Olsen 2014).

Påvirkning/bruk:

Lavlandstypen ligger ofte i kulturlandskapet og er utsatt for flere påvirkninger, hvor *eutrofiering* (dvs. næringstilførsler fra jordbruk og bebyggelse) antas å være den viktigste påvirkningsfaktoren (Mjelde 1997, Schartau m.fl. 2008). Slik påvirkning gir seg utslag i økt planteplanktonbiomasse, som reduserer lysforholdene i vannet, og dermed medfører endringer i artssammensetning og eventuelt bortfall av vannplanter. Også store forekomster av begroingsalger (frittflytende matter eller festet på substrat og annen vegetasjon) kan være et tegn på eutrofiering og påvirke annen vegetasjon negativt. Særlig stor effekt får dårlige lysforhold dersom innsjøen er omkranset av tette helofyttbelter ut til et par meters dyp. Store helofyttbelter er nødvendigvis ikke et tegn på eutrofiering, men beltene blir ofte tettere og plantene mer høyvokste og frodige i næringsrike områder. Tilgroingen skjer også forttere her enn i næringsfattige områder (Mjelde 1986).

Middels kalkrike innsjøer i fjellet kan være påvirket av *vassdragsreguleringer*, med store, unaturlige vannstandsendringer, og forringelse av littoralsona.

Forbygninger og utfyllinger kan medføre forringelse, og evt. ødeleggelse, av lokalitetene eller deler av disse.

Store bestander av *fremmede arter*, særlig vasspest (*Elodea canadensis*), kan ha negativ påvirkning på opprinnelig artsinventar. Hvor stor betydning vasspesten har på enkeltarter er imidlertid lite undersøkt. I Steinsfjorden medførte de store vasspest-bestandene en kraftig nedgang i utbredelse for enkelte arter, bl.a. rødlistearten mjukt havfruegras (*Najas flexilis*) (Mjelde et al. 2012). Imidlertid viser nylige registreringer (2013) en viss økning igjen av mjukt havfruegras (Mjelde, unpubl.), til tross for fortsatt massebestander av vasspest.

Andre aktiviteter i nedbørfeltet som medfører endringer i de vannkjemiske forholdene i innsjøen, kan føre til nedgang, eventuelt bortfall av arter (Mjelde m.fl. 2012b).

Klimaendringer, med økte tilførsler av organisk stoff og næringsstoffer, anses å kunne få betydning for biologisk mangfold i denne naturtypen.

Verdisetting:

Verdisettingen baseres på sjeldenhet (trueete vegetasjonstyper og rødlistearter) av vannvegetasjon og/eller bunnfauna (inkl. vannboende insekter, snegler, muslinger og edelkreps).

Trueete vegetasjonstyper og rødlistearter i vannvegetasjonen (karplanter og kransalger)

Rødlisting av naturtyper i ferskvann (Mjelde 2011) er vurdert ut fra risikovurderinger for ikke å oppnå god økologisk tilstand for ulike vanntyper. Sjeldenhet og truethet for vegetasjon ble ikke vurdert i den forbindelse. For ferskvann representerer derfor Fremstad (1997) og Fremstad og Moen (2001) den mest oppdaterte sammenstilling av vegetasjonstyper og utforminger, og vurdering av truethet. Det er derfor viktig å benytte disse arbeidene som en del av verdissettingen for vannvegetasjon.

Man benytter en kombinasjon av forekomst og mengde/utforming av trueete vegetasjonstyper (iht Fremstad og Moen 2001) og antall rødlistarter (iht Kålås m.fl. 2010). For å vurdere om bestandene er store eller små, eller om det bare er spredte forekomster av vegetasjonstypene, vurderes hver art etter en semi-kvantitativ skala, 1-5, hvor 1=sjelden og 5=dominerer hele lokaliteten, se for øvrig Inventeringsveilederen (Mjelde m.fl. 2010). Store bestander av en truet vegetasjonstype brukes når en eller flere arter i typen har skalaverdi 4 eller 5. Små bestander brukes når en eller flere arter har

skalaverdi 3 og ingen har 4 eller 5. Spredte forekomster brukes når ingen arter har skalaverdi mer enn 1 eller 2.

Aktuelle truete vegetasjonstyper i middels kalkrike innsjøer er: O1b) kortskuddsstrand, rik utforming (pusleplanteeng), P1b) langskuddsvegetasjon, kalkrik tjønnaks-utforming, og P5c) kransalge-sjøbunn, vanlig kransalge-utforming (både vanlig kransalge, *Chara globularis*, og den nærstående skjørkrans, *C. virgata*, inkluderes). Se beskrivelser i Fremstad (1997).

Alle rødlistearter vurdert som NT, VU, EN eller CR iht. Kålås m.fl. (2010) inkluderes. I tillegg inkluderes hybrider hvor en eller begge foreldreartene er rødlistede.

Bunnfauna

Her foreslår vi å benytte forekomst av rødlistearter som verdikriterium.

Verdisettingstabell:

Kriterier	Lav vekt	Middels vekt	Høy vekt
Vannvegetasjon: Truete vegetasjonstyper og Rødlistearter	1) <i>spredte</i> forekomster av en eller flere truete vegetasjonstyper og forekomst av NT/DD-arter <u>ELLER</u> 2) <i>små</i> bestander av truete vegetasjonstyper uten rødlistearter	1) <i>små</i> bestander av en eller flere truete vegetasjonstyper og NT/DD-arter <u>ELLER</u> 2) <i>store</i> bestander av en eller flere truete vegetasjonstyper uten rødlistearter <u>ELLER</u> 3) ingen truete vegetasjonstyper, men VU-arter	1) <i>store</i> bestander av en eller flere truete vegetasjonstyper og NT/DD-arter <u>ELLER</u> 2) rødlistearter i EN/CR-kategori
Bunnfauna	1-2 NT-arter	1) 1-2 VU-arter <u>ELLER</u> 2) >2 NT-arter	1) arter >VU-kategori <u>ELLER</u> 2) >2 VU-arter

Retningslinjer for samlet verdisseting:

Lokalt viktig – C: Lav vekt av vannvegetasjon ELLER lav vekt av bunnfauna

Viktig – B: Middels vekt av vannvegetasjon ELLER middels vekt av bunnfauna

Svært viktig – A: Høy vekt av vannvegetasjon ELLER høy vekt av bunnfauna

Råd om skjøtsel og hensyn:

Som grunnlag for en tiltaksvurdering bør økologisk tilstand for vannvegetasjon i forhold til eutrofiering beregnes. Her benyttes trofi-indeks for vannplanter (T1c), evt. indekser for andre organismegrupper dersom data for disse foreligger. For lokaliteter med dårligere økologisk tilstand enn god må det gjennomføres tiltak. Beskrivelse av indeksen og klassegrensene er gitt i klassifikasjonsveilederen (se Direktoratetsgruppe 2013).

Innføring av beitedyr for å redusere helofyttbeltene er ikke alltid gunstig i små vannforekomster. Dersom vannutskiftningen er liten vil beitedyr kunne føre til økt eutrofiering og en forverring av situasjonen. Ulike skjøtselstiltak i forhold til helofyttvegetasjon og effektene av disse er diskutert og vurdert i Mjelde m.fl. (2009), mens tiltak mot vasspest er omtalt av Mjelde m.fl. (2012a). Forbygninger, utfyllinger o.l. i strandsonen, som forringer eller ødelegger lokaliteten, bør unngås.

For å kunne komme med presise råd i forhold til hvor det skal settes inn tiltak (dersom tilstanden er dårligere enn god) må det foreslås en generell kartlegging (problemkartlegging) av mulige kilder til forurensningen, eventuelt andre påvirkninger, slik at disse kan identifiseres og reduseres.

Kunnskapsnivå:

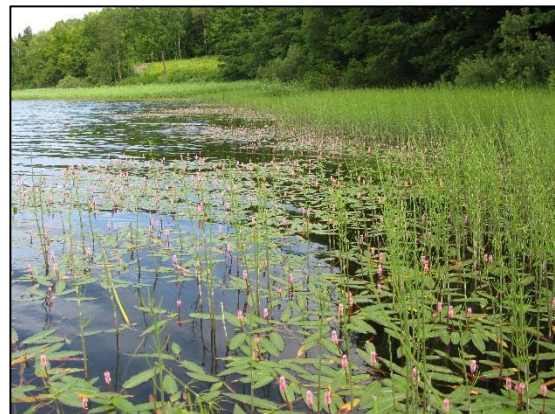
Pr. 2009 inneholdt Naturbase 613 lokaliteter av «rik kulturlandskapssjø», med et samlet areal på 116 km² (Blindheim 2011). Siden mange kommuner er dårlig kartlagt, særlig på ferskvannsobjekter, antok man i 2011 at det fantes en del lokaliteter, også med stor verdi, som ikke var fanget opp i Naturbase. Denne vurderingen er nok fortsatt gjeldende. Det har vært et sterkt fokus på fugler i forbindelse med denne naturtypen (Blindheim 2011) og mange av lokalitetene i Naturbase har mangelfulle registreringer av vannplanter og bunnfauna, som nå er foreslått som verdissettingkriterier.

I og med at de fleste lokalitetene for lavlandstypen ligger i jordbruksområder eller andre områder hvor de er utsatt for eutrofiering, antar vi at flere av disse hvor det tidligere er registrert rødlistearter kan være forringet eller ødelagt og dermed ville fått en annen verdissetting i dag.

For delnaturtypen i fjellet har vi noen registreringer av kransalger og stikkprøver av vannkjemi (Langangen 2012). Bortsett fra dette har vi svært lite data om typen. Her er det sterkt behov for kartlegging.



Goksjø i Vestfold. Store bestander med både helofytter og flytebladsvegetasjon dominert av hvit nøkkerose (*Nymphaea alba*). Foto: M. Mjelde



Helofyttbelte med elvesnelle (*Equisetum fluviatile*) og flytebladsbelte med vasslirekne (*Persicaria amphibia*) utenfor. Foto: M. Mjelde



Massebestand av krustjønna (*Potamogeton crispus*) i Børsesjø, Telemark. Foto: M. Mjelde



Massebestand av hornblad (*Ceratophyllum demersum*) i Borrevatn, Vestfold. Foto: M. Mjelde



Saravatnet på Glomfjellet i Nordland. "Tolypella-innsjø". Foto: Anders Langangen

Kartleggingsmetodikk

Innsjøtype kan hentes fra <http://vann-nett.no/>. Kalsiuminnholdet kan måles i felt eller ved å sende vannprøve til analyse. Vannvegetasjonen kartlegges i henhold til klassifikasjonsveilederen (Direktoratsgruppa 2013, se www.vannportalen.no). Vi foreslår kartlegging av bunndyr på samme måte som i kroksjø, flomdam og meandrerende elveparti (se faktaark for dette, Kjærstad og Eriksen 2014).

I tillegg noteres ulike forhold (forbygninger, forurensninger o.l.), som man anser har effekt på mangfoldet.

Litteratur:

Blindheim, T. 2011. Faktaark for verneevaluering på naturtypenivå: Rik kulturlandskapssjø (E08). I: Blindheim, T., Thingstad, P.G. & Gaarder, G. (red.) 2011. Naturfaglig evaluering av norske verneområder. Dekning av naturtyper og arter. NINA-rapport 539.

EC 2007. Natura 2000. Interpretation Manual of European Union Habitats. EUR 27. European Commission DG Environment. Nature and biodiversity. July 2007.

Fremstad, E. 1997. Vegetasjonstyper i Norge. NINA temahefte 12: 1-279.

Fremstad, E. & Moen, A. (red.) 2001. Truete vegetasjonstyper i Norge. – NTNU Vitenskapsmuseet Rapp. bot. Ser. 2001-4: 1-231.

Kjærstad, G., Eriksen, T.E. 2014. Faktaark: Kroksjø, flomdam og meandrerende elveparti. Revidert veileder for kartlegging, verdisetting og forvaltning av naturtyper på land og i ferskvann. Utkast pr. 28.5.2014.

Kållås, J.A., Viken, Å., Henriksen, S. og Skjeseth, S. (red) 2010. Norsk Rødliste for arter 2010. Artsdatabanken, Norge.

Langangen, A. 2012. Inventering av noen kalksjøer og tre sjøer med høyt kalkinnhold på Glomfjellet i Nordland. Fylkesmannen i Oppland, miljøvern avdelingen, Rapport nr. 12/12.

Mjelde, M. 1986. Tilgroing og vegetasjonsutvikling i 5 bynære vann, Oslo. NIVA-rapport LNR. 1819.

Mjelde, M. 1997. Virkninger av forurensning på biologisk mangfold: Vann og vassdrag i by- og tettstedsnære områder. Vannvegetasjon i innsjøer - effekter av eutrofiering. En kunnskapsstatus. NIVA-rapport Inr. 3755-97.

Mjelde, M. 2011. Ferskvann. I: Lindgaard, A. og Henriksen, S. (red.) 2011. Norsk rødliste for naturtyper 2011. Artsdatabanken, Trondheim.

Mjelde, M. Berge, D., Stabbetorp, O. 2009. Strandvegetasjonen i Vansjø. Kartlegging og forvaltnings-strategi. NIVA-rapport Inr 5813.

Mjelde, M., Berge, D., Edvardsen, H. 2012a. Kunnskapsgrunnlag for handlingsplan mot vasspest (*Elodea canadensis*) og smal vasspest (*Elodea nuttallii*) i Norge. NIVA-rapport 6416-2012.

Mjelde, M. Langangen, A., Edvardsen H. 2012b. Handlingsplan for kalksjøer. Utredning av miljøkrav for kransalger og tjønnaks i kalksjøer. NIVA-rapport Inr 6450-2012.

Mjelde, M., Lombardo, P., Johansen, S.W., Berge, D. 2012. Mass invasion of nonnative *Elodea canadensis* Michx. in a large, clear-water, species-rich Norwegian lake - Impact on macrophyte biodiversity. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 48: 225–240.

Olsen, K.M. 2014. Faktaark: Vannkantsamfunn. Revidert veileder for kartlegging, verdisetting og forvaltning av naturtyper på land og i ferskvann. Utkast pr. 9.6.2014.

Schartau, A.K., Dolmen, D., Hesthagen T., Mjelde, M., Walseng, B., Ødegaard, F., Økland, J., Økland, K.A., Bongard. 2008. Ferskvann – Miljøforhold og påvirkninger på rødlistearter. Artsdatabanken, Norge (www.artsdatabanken.no)

Kalkrik bekk og liten elv

Torleif Bækken. Oppdatert 7. januar 2015.

Definisjon

Kalkrike bekker og små elver avgrenses til lokaliteter på kalkrik berggrunn og de har nedbørfelt mindre enn 10 km² (Klassifiseringveilder 2013). De skal ha gjennomsnittlig kalsiumkonsentrasjon 20 mgCa/l eller høyere. Det skal ikke inkluderes kalkrike bekker og elver som går i kalkrik marin leire.

Hvorfor er naturtypen viktig

Fordi kalkrik berggrunn er sjelden i Norge, er naturtypen blant de mest sjeldne elve- og bekketyper i Norge (på linje med kalksjøer (DN2011)). Bekkene er svært lite undersøkt. Kunnskapen om artsinventar og mangfold i denne naturtypen er derfor meget begrenset. Dette er i seg selv en begrunnelse for å foreta en kartlegging av mangfoldet og vurdering av økologisk tilstand. Bekkene vil være gode habitater for edelkreps (*Astacus astacus*) (rødlistet EN) samt generelt for kalk-krevende arter av vannvegetasjon og begroingsalger samt bunndyrgrupper som snegler, muslinger og krepsdyr.

Utbredelse

Kalkrike bekker påtreffes i områder med kalkrike bergarter. Disse er først og fremst å finne på Østlandet hvor de fleste finnes i Oppland. Det finnes også flere områder i Troms og Nordland. Det finnes imidlertid også mindre områder i flere andre fylker (se DN2011).

Naturfaglig beskrivelse

Bekker på kalkrik berggrunn finnes bl.a. som utløp eller innløp til kalksjøer. Mange kalksjøer er i stor grad foret av grunnvann. I slike tilfeller kan både bekkeinnløp og utløp være små og utydelige. I kalkrike bekkedaler i slike områder forventes bekkene å være preget av kalkrikt grunnvann. Det kan også påtreffes kalkrike bekker der disse har utspring i kalkrike områder, men der selve bekken ikke går i kalkrik berggrunn. Vannforekomstenes størrelse avgrenses til å omfatte bekker og elver med mindre nedbørfelt enn 10 km². Dette er nedre størrelsesgrense som anvendes for strømmende vann i klassifiseringsveilederen for vanddirektivet (Klassifiseringveilder 2013). Samtidig er det sannsynlig at dette er stort nok til å omfatte de fleste/alle kalkrike bekker.

Plante og dyrelivet i kalkrike bekker og små elver er svært lite kjent fordi det i liten grad har vært tatt prøver fra denne naturtypen. Det finnes noen få undersøkelser fra bekker som ligger på kalkrik berggrunn. Noen av disse er imidlertid uten vannkjemisk bekreftelse på om det er kalkrik bekk (>20 mgCa/L) (Rustadbakken m.fl. 2011, Bækken 2012). Det forventes imidlertid at kalk-krevende arter av vannplanter, snegler, muslinger og krepsdyr finner gode livsbetingelser her. Mange arter, og i særlig grad snegl og muslinger er knyttet til kalkrike habitater. I de tilfeller der lokalitetene er nær utløpene til kalksjøer kan også «innsjøarter» innta bekkhabitater. Dette kan f.eks. være marflo (*Gammarus lacustris*) og ulike sneglearter.

Avgrensning mot andre naturtyper

Kalkrike bekker og små elver er avgrenset mot andre bekker ved at de ligger i områder med kalkrik berggrunn og har kalsiuminnhold større enn 20 mg/l. Det skal ikke inkluderes bekker eller små elver som går i marin leire. Begrunnelsen for dette er at biologiske samfunn i leirbekker er vesentlig forskjellige fra de i kalkrike bekker på berggrunn. Bekker og små elver avgrenses mot fastmark, våtmark og innsjøer ved å ha strømmende vann og steinsubstrat.

Påvirkning/bruk

Det finnes lite informasjon fra denne type bekker og små elver. Der bekkene ligger i jordbruksområder og tettsteder vil de være utsatt for eutrofiering/organisk belastning fra jordbruksaktiviteter og i noen tilfeller avrenning fra kloakkrenseanlegg. Generelt er forurensning fra kloakkrenseanlegg og jordbruk

til bekker avtatt de siste tiårene. For kalkrike bekker er dette vist for Vigga i Oppland (Kjellberg 2000). Bekkelukking vil være en trussel for de minste bekkene i jordbruksområder og tettsteder. I tillegg vil også denne type bekker være utsatt for ulike fysiske inngrep som kanalisering, forbygning m.m. på tilsvarende måte som andre typer bekker i bebodde områder.

Verdisetting

Verdisettingen baseres på 1) økologisk tilstand i henhold til Vanndirektivet (Klassifiseringsveileder 2013) og 2) på biologiske mangfold/artsrikhet av evertebrater (bunndyr) (se kartleggingsmetodikk), og 3) rødlistearter blant vannlevende planter og dyr (se kartleggingsmetodikk).

Viktige parametere for verdisseting:

Rødlistearter: Alle rødlistearter tilhørende strømmende vann inkluderes (Kålås m.fl. 2010).

Kjennetegnende arter: Det må opprettes en artsliste der antall arter av bunndyrgruppene døgnfluer (Ephemeroptera), steinfluer (Plecoptera), vårfluer (Trichoptera) og snegler (Gastropoda) angis som en «EPTG» indeksverdi. EPTG indeks anvendes som mangfoldsindeks.

Økologisk tilstand: Vurderes for eutrofi/organisk belastning i henhold til klassifiseringsveilederen ved bruk av evertebrater (ASPT indeks) og begroingsalger (PIT indeks) (Klassifiseringsveilederen 2013 (www.vannportalen.no)).

Parameter	Lav vekt	Middels vekt	Høy Vekt
Mangfold			
Rødlistearter	-	1-3 NT/DD-arter	Minst 4 NT/DD-arter eller forekomst av VU/EN/CR-arter
EPTG	<15	15-20	>20
Økologisk tilstand	Moderat økologisk tilstand	God økologisk tilstand	God økologisk tilstand

Kombinasjon av kriterier og verdisseting:

Lokalt viktig – C: Høy vekt på EPTG indeks, men ingen rødlistearter registrert. Minimum god økologisk tilstand

Viktig – B: Middels vekt både på EPTG indeks og rødlistearter. Minimum god økologisk tilstand.

Svært viktig – A: Høy vekt både på både EPTG indeks og rødlistearter. Minimum god økologisk tilstand.

Råd om skjøtsel og hensyn

Kalkrik bekk og liten elv har i utgangspunktet ikke behov for skjøtsel. I de tilfeller hvor det er påvist trusler i form av forurensninger eller fysiske endinger, må disse identifiseres og utbedrende tiltak foreslås.

Kunnskapsnivå

Kunnskapsnivået for kalkrike bekker og elver er lavt. Det finnes svært få undersøkelser der naturtypen er dokumentert kjemisk (> 20mgCa/L). Det finnes også få biologiske undersøkelser i bekker som ligger på kalkrik berggrunn, og som potensielt kan være kalkrike. Sjeldne rødalger kan finnes i elver og bekker i Norge. Kunnskapen er imidlertid liten om utbredelse og foreløpig for liten til å inkludere dette i verdissetingen (Rueness et al 2011). For evertebrater er det to «sesonger»: sommer og

vinterpopulasjoner. I henhold til Klassifiseringsveilederen anvendes bare vinterpopulasjonene av evertebrater ved vurdering av økologiske tilstand. Inntil dette endres, utelates sommersesongen i undersøkelsen.

Kartleggingsmetodikk

Kalsiuminnholdet måles i felt med egnet instrument og i laboratorium ved innsending av vannprøve for analyse. Det tas bunndyr- og begroingsprøver på strykpartier etter gjeldende standarder gjengitt i Klassifiseringsveilederen (www.vannportalen.no). Økologisk tilstand beregnes i henhold til Klassifiseringsveilederen ved bruk av bunndyrindeks (ASPT) og begroingsindeks (PIT).

Bunndyrprøver for beregning av økologisk tilstand tas tidlig vår og/eller sein høst. Inntil ASPT indeksen tilstandsklassene er justert for anvendelse for bekker (<10 km²), anvendes gjeldene tilstandsklasser. Prøver av begroingsalger samles inn sommer eller tidlig høst.

Innsamlet bunndyrmateriale bestemmes til art der det er mulig, og minimum for døgnfluer (Ephemeroptera), steinfluer (Plecoptera) og vårfluer (Trichoptera), samt snegl (Gastropoda), stormusling (Bivalvia), øyestikkere (Odonata), igler (Hirudinea), samt større krepserdyr (Isopoda, Decapoda og Amphipoda). Fra artslisten for angitte grupper beregnes «EPTG» indeks (antall døgnflue-, steinflue-, vårflue- og sneglearter) som et uttrykk for biologisk mangfold. Det søkes spesielt etter forekomst av edelkreps og elvemusling. For undersøkelse av krepsebestand anvendes standard metodikk med krepseteiner (Johnsen 2010). For registrering av elvemusling gjøres visuelt søk med vannkikkert over større områder av elva.

Litteratur

Bækken, T. og Eriksen, T. E. 2012. Økologisk tilstand i Lenavassdraget og Heggshuselva i Østre og Vestre Toten kommuner 2011, basert på bunndyrsamfunn. – NIVA Rapport 6367

DN 2011. Handlingsplan for kalksjøer. Direktoratet for Naturforvaltning. Rapport 6-2011.

Johnsen S.I. 2010. Nasjonal overvåkning av edelkreps - presentasjon av overvåkningsdata og bestandsstatus NINA Rapport 492.

Kjellberg, G. 2000. Biologisk befaringsundersøkelse i Viggavassdraget i Gran og Lunner kommuner 16. og 17. september 2000. - NIVA Rapport 4305

Klassifiseringsveilederen 2013 (www.vannportalen.no)

Kålås, J.A., Viken, Å., Henriksen, S. og Skjelseth, S. (red) 2010. Norsk Rødliste for arter 2010. Artsdatabanken, Norge.

Løvik, J., Romstad, R 2006. Overvåking av vann og vassdrag i Randsfjordens nedbørfelt. Årsrapport for 2006 NIVA Rapport 5395

Rustadbakken, A., Eriksen, T., Bækken, T. 2011. Fisk og bunndyr i Vigga; undersøkelser i forbindelse med vurdering av flomsikringsalternativer gjennom Brandbu i Gran kommune NIVA Rapport 6162.

Rueness, J., Lindstrøm, E.A. og Kile, M.R. 2011. Ferskvannsrødalger I Norge. Kunnskapsstatus med oversikt over arter I Norge og Norden. – NIVA Rapport 6140.

Middels kalkrik bekk i lavlandet

Torleif Bækken. Oppdatert 7. januar 2015.

Definisjon

Bekkene har gjennomsnittlig kalsiumkonsentrasjon mellom 4 og 20 mgCa/l. De ligger i utpregede jordbruksområder eller i byområder i lavlandet (Klassifiseringsveilder 2013). Bekker i denne kategorien avgrenses til lokaliteter med nedbørfelt mindre enn 10 km². Dette tilsvarer nedre nedbørfeltgrense for bekker/små elver i vanddirektivet (Klassifiseringsveileder 2013).

Hvorfor er naturtypen viktig

Bekker og små elver i typiske jordbruksområder og i byområder har i lang tid vært utsatt for omfattende bekkelukkinger og andre morfologiske endringer. Fra tidligere å ha vært et nettverk av naturlige bekker, har urørte bekkestrekninger i slike områder blitt sjeldne. Eksempler kan være Oslos bekker der størstedelen er lagt i rør og bekkelukkinger på jordbruksarealer i Rakkestad (NOU 1994:12). Sammen med forurensninger har slike påvirkninger sannsynligvis redusert det biologiske mangfoldet i bekker i disse områdene vesentlig, og betydelig redusert gyte- og oppvekstområder for ørret. Ikke minst har det redusert populasjonene av sjøørret i kystnære bekker. Bekkene er mulige habitater for truede arter som edelkreps (*Astacus astacus*) og elvemusling (*Margarittifera margarittifera*).

Utbredelse

Middels kalkrike bekker finnes spredt over store deler av landet, men vil i liten grad påtreffes på Sør- og Vestlandet. Geografisk skal bekkene avgrenses til å gjelde bekker i lavlandet definert i henhold til vanddirektivet (under 200 moh.) der utpregede jordbruksområder og byområder vil være mest aktuelle.

Naturfaglig beskrivelse

Bekkene kan være hurtigstrømmende eller sakteflytende (og meandrerende). Bunnsubstratet kan variere i henhold til dette fra stor stein til leire. Bekkene kan være humuspåvirkede eller klare, men også leirpåvirkede. Artsinnholdet vil variere i forhold til miljøgradientene (strøm, substrat, vannkjemi, biogeografi). Der bekkene munner ut i marine områder er de svært viktige gyte- og oppvekstområder for sjøørret.

Plante og dyrelivet i bekker er lite kjent fordi det i liten grad har vært tatt prøver fra denne naturtypen. Det finnes imidlertid noen undersøkelser fra bekker i bystrøk og jordbruksområder. Noen eksempler her er Moss/Vansjø (Morsa), Romerike (Lindholm 2011), Vormabekker (Lindholm 2013), Oslobekker (Bækken et al. 2012). Undersøkelsene har alle et fokus på forurensninger. Undersøkelser av biologien i naturlige bekkesystemer er derfor sjeldne. De artsbestemte evertebratene i disse undersøkelsene består i stor grad av trivielle art, med det er også påvist rødlistede arter (edelkreps, enkelte vårfluer) så vel som svartelistede arter (bekkerøye i Hovinbekken, Oslo). I de tilfeller der lokalitetene er nær utløpene til innsjøer kan også «innsjøarter» innta bekkehabitatet. Dette kan f.eks. være marflo (*Gammarus lacustris*) og ulike sneglearter

Avgrensning mot andre naturtyper

Middels kalkrike bekker er avgrenset mot andre bekker og små elver ved hjelp av kalsiuminnholdet (4-20 mgCa/l). De finnes i lavlandet (lavere enn 200 m (Klassifiseringsveilederen 2013)) og vil være mest aktuelle i utpregede jordbruks- og tettbygde områder. Bekker avgrenses mot elver ved størrelsen (nedbørfelt < 10 km²). Bekker avgrenses mot fastmark, våtmark og innsjøer ved å ha strømmende vann og steinsubstrat.

Påvirkning/bruk

Bekkene er sjeldne fordi de i stor grad er nedbygd og lagt i rør og derved fjernet som økosystem. Påvirkningspress på resterende bekker er fortsatt nedbygging og andre morfologiske endringer (bl.a. kanalisering, forbygning, vandringshinder). Det gis ikke lengre samme støtte til bekkelukking som tidligere. Selv med reduserte utslipp av kloakk fra husholdninger og tiltak for å redusere avrenning fra jordbruksarealer, er bekkene fortsatt utsatt for forurensninger fra disse kildene. I bystrøk kan bekker også være sterkt påvirket av avrenning fra tette flater. Her vil trafikkrelaterte forbindelser være av betydning (f.eks. salt, metaller, organiske miljøgifter). Fordi bekker er små har de liten kapasitet til å håndtere forurensninger. Dette gjør bekker svært utsatte for forurensningstilførsler (nedslamming, eutrofiering, påvirkning av organisk stoff, miljøgifter). Det er å forvente at det de kommende år blir gjort ytterligere tiltak for å redusere forurensningstilførsler både fra kloakk og jordbruksavrenning. I bystrøk foregår det nå kostnadskrevenende arbeider for å gjenåpne lukkede bekketrekkninger (bl.a. Trondheim (Ilabekken), Oslo (Hovinbekken)).

Verdisetting

Viktige parametere for verdisseting:

Rødlistearter: Alle rødlistearter tilhørende strømmende vann inkluderes (Kålås m.fl. 2010).

Kjennetegnende arter: Det må opprettes en artsliste der antall arter av bunndyrgruppene døgnfluer (Ephemeroptera), steinfluer (Plecoptera), vårfluer (Trichoptera) og snegler (Gastropoda) angis som en «EPTG» indeksverdi. EPTG indeks anvendes som mangfoldsindeks (se kartleggingsmetodikken).

Økologisk tilstand: Vurderes for eutrofi/organisk belastning i henhold til klassifiseringsveilederen ved bruk av evertebrater (ASPT indeks) og begroingsalger (PIT indeks).

Parametere	Lav vekt	Middels vekt	Høy vekt
Mangfold			
Rødlistet	-	1-3 NT/DD-arter	Forekomst av VU/EN/CR-arter eller minst 4 NT-arter
EPTG	Under 15	15-20	Over 20
Økologisk tilstand	Moderat økologisk tilstand	God økologisk tilstand	God økologisk tilstand

Kombinasjon av kriterier og verdisseting:

Lokalt viktig – C: Høy vekt på EPT indeks, men ingen rødlistearter registrert. Minimum god økologisk tilstand

Viktig – B: Middels vekt både på EPTG indeks og rødlistearter. Minimum god økologisk tilstand.

Svært viktig – A: Høy vekt både på både EPTG indeks og rødlistearter. Minimum god økologisk tilstand.

Råd om skjøtsel og hensyn

Middels kalkrik bekk har i utgangspunktet ikke behov for skjøtsel. I de tilfeller hvor det er påvist trusler i form av forurensninger eller fysiske endringer, må disse identifiseres og utbedrende tiltak foreslås. Gjenåpning av lukkede bekketrekkninger bør vurderes der dette er mulig.

Kunnskapsnivå

Kunnskapsnivået for biologiske forhold bekker er lavt. Spesielt gjelder dette naturlige bekkeløp som er uten eller med ubetydelige forurensningstilførsler, eller ubetydelige morfologiske endringer, i jordbruksområder og bystrøk. Det finnes noen få undersøkelser der naturtypen er dokumentert kjemisk (4- 20mgCa/L). De aller fleste undersøkelsene er initiert p.g.a. forurensningstilførsler, og har som målsetning å måle økologisk tilstand (før eventuelle tiltak). Sjeldne rødalger kan finnes i elver og bekker i Norge. Kunnskapen er imidlertid liten om utbredelse, og foreløpig for liten til å inkludere dette i verdissetingen (Ruenes et al 2011). For evertebrater er det to «sesonger»: sommer og vinterpopulasjoner. I henhold til Klassifiseringsveilederen anvendes bare vinterpopulasjonene av evertebrater ved vurdering av økologiske tilstand. Inntil dette endres, utelates sommersesongen i undersøkelsen.

Kartleggingsmetodikk

Kalsiuminnholdet måles i felt med egnet instrument og i laboratorium ved innsending av vannprøve for analyse. Det tas bunndyr og begroingsprøver på strykpartier etter gjeldende standarder gjengitt i Klassifikasjonsveileder. Økologisk tilstand beregnes i henhold til Klassifiseringsveilederen ved bruk av bunndyrindeks (ASPT) og begroingsindeks (PIT).

Bunndyrprøver for beregning av økologisk tilstand tas tidlig vår eller sein høst. Inntil ASPT indeksen tilstandsklassene er justert for anvendelse for bekker (<10 km²), anvendes gjeldene tilstandsklasser. Begroingsalger prøvetas sommer eller tidlig høst.

Innsamlet bunndyrmateriale bestemmes til art der det er mulig, og minimum for døgnfluer (Ephemeroptera), steinfluer (Plecoptera) og vårfluer (Trichoptera), samt snegl (Gastropoda), stormusling (Bivalvia), øyestikkere (Odonata), igler (Hirudinea), samt større krepssdyr (Isopoda, Decapoda og Amphipoda). Fra artslisten for angitte grupper beregnes EPT indeks (antall døgnflue-, steinflue- og vårfluearter) som et uttrykk for biologisk mangfold. Det søkes spesielt etter forekomst av edelkreps og elvemusling. For undersøkelse av krepsebestand anvendes standard metodikk med krepseteiner. For registrering av elvemusling gjøres visuelt søk med vannkikkert over større områder av elva.

Litteratur

Bækken, T., Bergan, M. og Eriksen, T.E. 2012. Vurdering av økologisk tilstand i Osloelvene. Bunndyr og fisk i Lysaker-/Sørkedalsvassdraget og Mærradalsbekken vår og høst 2011. –NIVA Rapport 6323.

Klassifiseringsveilederen 2013 (www.vannportalen.no)

Kålås, J.A., Viken, Å., Henriksen, S. og Skjeseth, S. (red) 2010. Norsk Rødliste for arter 2010. Artsdatabanken, Norge.

Lindholm, M. , Haaland, S. , Gjemlestad, L.J. 2011. Overvåking av vassdrag på Romerike 2010 og samlet vurdering av økologisk tilstand for perioden 2008-2010. -NIVA Rapport 6121

Lindholm, M. 2013. Tilstandsklassifisering av vannforekomster i Vannområde Hurdalsvassdraget/Vorma. -NIVA Rapport 6463

Vannområde Morsa (<http://morsa.org/>)

NOU 1994:12 (<http://www.regjeringen.no/nb/dep/oed/dok/NOU-er/1994/nou-1994-12/26/2.html?id=333966>)

Ruenes, J., Lindstrøm, E.A. og Kile, M.R. 2011. Ferskvannsrødalger I Norge. Kunnskapsstatus med oversikt over arter I Norge og Norden. – NIVA Rapport 6140.

Kalkfattig og klar bekk eller elv

Torleif Bækken. Oppdatert 7. januar 2015.

Definisjon

Elver og bekker i denne kategorien avgrenses til lokaliteter med nedbørfelt $<100\text{km}^2$ (Klassifiseringsveilederen 2013). De er beliggende i geografiske områder utsatt for sterk forsurening. Bare de to gruppene med lavest konsentrasjoner av kalsium er utsatt for forsurening ($<1\text{ mg/l}$ og $1\text{-}4\text{ mg/l}$), og skal derfor inkluderes her. Lokalitetene skal ikke være kalket eller være påvirket av kalking fra områder oppstrøms.

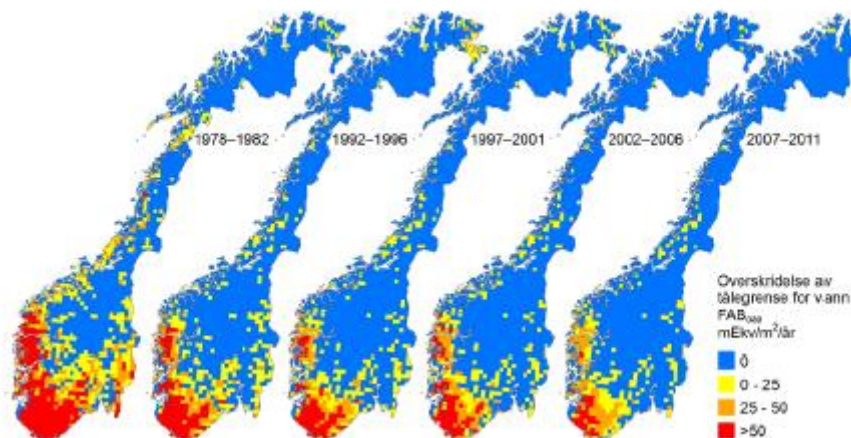
Hvorfor er naturtypen viktig

I store deler av Sør-Norge er artsinventaret i elver og bekker endret og flere arter har forsvunnet på grunn av sur nedbør. Derfor er opprinnelige biologiske samfunn sjeldne i slike områder. Der slike finnes vil det bare være restområder med bekker og elver som har tilnærmet intakte plante og dyresamfunn. Slike refugier er svært viktige kilder for reetableringen av arter når forsureningen avtar.

Utbredelse

Bekkene og elvene påtreffes i områder sterkt påvirket av sur nedbør sammen med kalkfattige/sure bergarter og tynt jordsmonn. Bekkene kan være hurtigstrømmende eller sakteflytende. Bunnsubstratet kan variere i henhold til dette fra grov stein til finere materiale. Artsinnholdet vil variere i forhold til miljøgradientene (strøm, substrat, vannkjemi, biogeografi).

Det er utarbeidet tålegrensekart som angir forsureningsskadede områder i Norge (Figur 1). Det er også laget modeller som på forholdsvis liten skala kan modellere graden av forsureningsskade (Wright 2013).



Figur 1. Forsuringsutvikling. Overskridelse av tålegrensen for vann siden 1976. Etter FAB -modell (kart etter Lund et al. 2012). Orange og rødt angir sterk forsurening.

Naturfaglig beskrivelse

Restområder av lite eller ikke forsurede bekker og elver vil som regel være basert på større naturlig kjemisk bufferkapasitet i nedbørfeltet enn i de omkringliggende forsurede områdene. Dette kan skyldes lokal berggrunn og/eller jordsmonn. Gjennom flere år har arealene med overskridelse av naturens tålegrense i Norge med hensyn på sur nedbør blitt redusert. Det viser seg imidlertid at den biologiske reetableringen ikke klarer å følge med på den naturlige vannkjemiske forbedringen eller forbedret tilstand etter kalking.

I Norge beregnes naturens tålegrense i forhold til virkningen på ørretpopulasjoner. Over meget store arealer i Sør-Norge har ørreten blitt utryddet. Ørret er imidlertid en art som forholdsvis lett kan gjeninnføres ved utsettinger der det ikke er mulig med naturlig innvandring. Andre arter, både av evertebrater (f. eks. *Baetis rhodani*) og begroingsalger (f. eks. *Spirogyra sp.*) kan være mer følsomme for forsurening, og derfor i større grad være utradert (Lindstrøm et al. 2004, Schneider and Lindstrøm 2009, Moe et al 2010, Klassifiseringsveilederen 2013). De vil ikke være like enkle å gjeninnføre. Arter som har hele livssyklusen i vann kan det være svært arbeidskrevende og kanskje umulig å gjeninnføre dersom det ikke finnes naturlige spredningsmuligheter fra nærliggende refugier. Insekter med larver/nymfer i vann har mer eller mindre mobile voksenstadier på land. For disse er det prinsipielt mulig å spre seg over land, men det er store artsforskjeller i spredningsevne. Refugier i forsuringssatte områder er derfor svært viktige for restaurering av forsuredde bekker og elver. Det er ukjent i hvor stort omfang slike refugier finnes.

Avgrensning mot andre naturtyper

Naturtypen skal avgrenses geografisk til elver og bekker som ligger i forsuringssatte områder eller i randsonen til disse.

Påvirkning

Ikke marine avsetninger av svoveloksider og nitrogenoksider i form av sur nedbør er den viktigste påvirkningsfaktoren for naturmangfoldet i svært kalkfattige og kalkfattige bekker og elver i forsuringssatte områder. Som et restaureringstiltak er mange forsuredde elver og bekker kalket. Det vil øke pH og derved gi mulighet for reetablering av planter og dyr. Selv om kalking overveiende anses som et klart positivt tiltak, gir tilført kal endret vannkjemi i forhold til naturtilstanden. Det kan ha sideeffekter på det biologiske mangfoldet som en ikke har oversikt over i dag (DN 2003). Ut over sur nedbør kan bekkene og elvene også være utsatt for hydromorfologiske endringer som reduserer den økologiske kvaliteten (se Klassifiseringsveileder 2009 (www.vannportalen.no)).

Verdisetting

Forekomst av forsuringfølsomme arter i disse elvene og bekkene er hele begrunnelsen for utvelgelse og prioritering av disse. Uten dem har bekkene ingen verdi som refugier. Det er imidlertid en gradient i forsuringstoleranse blant organismene og en variasjon i mangfoldet av følsomme arter.

Bunndyrmaterialet anvendes til å vurdere tilstand i henhold til klassifiseringsveilederen for vandedirektivet. Ved «god tilstand» eller «svært god tilstand» kan det være få eller mange arter som bidrar til tilstanden. Denne variasjonen i biologisk mangfold angis ved å telle opp antall arter med liten forsuringstoleranse (Klassifiseringsveilederen 2013). Ved bruk av artsliste for RAMI indeksen inkluderes arter med toleranseverdi større eller lik 6. Alternativt brukes toleranselisten for Raddum indeksen (Klassifiseringsveilederen 2013) Her inkluderes arter med toleranseverdi 1. Både kriteriene for mangfold og økologisk tilstand skal oppfylles.

Parametere	Lav vekt	Middels vekt	Høy vekt
Mangfold av forsuringfølsomme arter	Opptil 1	2-5	Over 5
Økologisk tilstand mht. forsuring	God tilstand	Svært god tilstand	Svært god tilstand

Råd om skjøtsel og hensyn

Bekkene/elvene har utgangspunktet ikke behov for skjøtsel. I de tilfeller hvor det er påvist trusler i form av forurensninger eller fysiske endringer, må disse identifiseres og utbedrende tiltak foreslås. Kalking kan vurderes som tiltak mot ytterligere forsuring, men bør unngås i lokaliteter som har et tilnærmet intakt bunndyrsamfunn.

Kunnskapsnivå

Kunnskapsnivået på biologiske forhold i bekker er generelt lavt, også for forsurede bekker. Kunnskap om slike forhold i (små)elver er imidlertid god. Det er gjort mange studier over lang tid av forhold for fisk, evertebrater, begroing og vannvegetasjon i forsuringutsatte områder. De kjemiske forholdene er også godt undersøkt. Med tiden er det utviklet flere indekser for vurdering av forsuringsskader. Disse baserer seg på at forsuringstoleransen hos ulike arter varierer. Derved oppstår en gradient i toleransenivå mot vanlige kjemiske forsuringsskader som pH. De vanligste indeksene som anvendes i Norge er gitt i Klassifiseringsveilederen (2013). For evertebrater er det to «sesonger»: sommer og vinterpopulasjoner. I henhold til Klassifiseringsveilederen anvendes bare vinterpopulasjonene av evertebrater ved vurdering av økologiske tilstand. Inntil dette endres, utelates sommersesongen i undersøkelsen.

Kartleggingsmetodikk

Kjemiske variable: Kjemiske støtteparametere som pH og kalsium bør måles innledningsvis for å få en indikasjon på den økologiske tilstanden. Dersom pH er lavere enn 5,5 er det lite sannsynlig at bekken/elva er refugium for forsuringfølsomme organismer. Videre registrering av bekken kan da avsluttes. Når pH er høyere enn 5,5, skal det gjøres en vurdering av økologisk tilstand med hensyn til forsuring i henhold til Klassifiseringsveileder 2013.

Biologiske variable: Det skal tas bunndyrprøver med standard metodikk i henhold til Klassifiseringsveileder 2013 (sparkeprøver, NS-ISO-7828). Bunndyrprøvene bearbeides etter standard metodikk og det utføres en beregning av forsuringsskadeindeks i henhold til klassifiseringsveilederen.

Det tas kjemiske og biologiske prøver om våren (mars-mai) og høsten (oktober-november). De undersøkte elve- eller bekkestrekningene skal være dominert av strykpartier.

Litteratur

Direktoratet for Naturforvaltning 2003. Mulige skadevirkninger av vassdragskalking på biologisk mangfold. – DN utredning 2003-3

Moe, J., Schartau, A.K., Bækken, T., McFarland, B. 2010. Assessing macroinvertebrate metrics for classifying acidified rivers across northern Europe. - Freshwater Biology 55 (7) - 2010

Lund, E. Aas, W. (NILU), Høgåsen, T. Larssen, T. 2012. Statlig program for forurensningsovervåking. Overskridelser av tålegrenser for forsuring og nitrogen for Norge – oppdatering med perioden 2007–2011. MD TA-2991/2012, NIVA 6448-2012

Klassifiseringsveilederen 2013 (www.vannportalen.no)

Lindstrøm, E.A., Brettum, P., Johansen, S.W. og Mjelde, M. 2004. Naturens tålegrenser. Vannvegetasjon i norske vassdrag. Kritiske grenseverdier for forsuring. Effekter av kalking. – NIVA Rapport 4821.

Richard F. Wright 2013. Klassifisering av vannforekomster som ikke har målte data-forsuring av innsjøer. –NIVA Rapport 6558-2013.

Brakkvannssjø

Marit Mjelde. Oppdatert 25. november 2014.

Popularisert beskrivelse:

Kystnære innsjøer, tjern og dammer med brakt vann.

Teknisk definisjon:

Brakkvannssjøer tilhører naturtypekomplekset innsjø, dvs. områder som er dekket av ferskvann mer enn 50 % av tiden (medianvannstand) (Halvorsen m.fl. 2009). Innsjø er sammensatt av flere bunn- og vannmasse-naturtypesystemer (Halvorsen m.fl. under utarb.). Brakkvannssjøer er innsjøer og tjern som tilføres saltvann og hvor vannet er brakt (salinitet >0,5 promille).

Hvorfor er naturtypen viktig:

Dette er en svært sjelden naturtype (potensielt areal anslått til < 180 km²), som antas utsatt for både areal- og tilstandsreduksjon, siden de stort sett ligger i områder som er attraktive for bebyggelse og industri. Naturtypen er blant de mest sjeldne og særpregete av ferskvannstypene, og eneste leveområde for en del karplanter og kransalger som krever svakt brakt vann. Brakkvannssjøer er sannsynligvis en truet naturtype i Norge, men pga. uklar definisjon og manglende data kunne typen ikke verdivurderes i forbindelse med Norsk Rødliste for naturtyper (Lindgaard & Henriksen (red.) 2011), men se omtale av ferskvannstyper i Rødlista (Mjelde 2011). Vi antar at naturtypen vil bli vurdert som sterkt truet i en senere rødlistevurdering. Havstrandstypen undervannseng, som sannsynligvis også er vanlig i brakkvannssjøer, er av Fremstad og Moen (2001) regnet som noe truet (VU) i sin helhet, men med varierende trusselsgrad for de ulike utformingene. Naturtypen er ikke omtalt i Natura2000, men brakkvann inngår i flere av de marine typene (Habitatdirektivet, EC 2007).

Naturtypen inkluderes her i henhold til kriteriene sjeldenhet, sterk tilbakegang og viktig biologisk funksjon.

Utbredelse:

Innsjøer med brakt vann er registrert bl.a. i Nord-Norge og langs kysten av Sør- og Østlandet, men finnes sannsynligvis langs hele kysten, i ulik utstrekning.

Naturfaglig beskrivelse:

Brakkvannssjøer er innsjøer (areal > 0,025 km²) og tjern (areal 0,001-0,025 km²) som tilføres saltvann mer eller mindre regelmessig og hvor vannet er brakt (brakkvann defineres som vann med salinitet 0,5-18 promille). Også dammer inkluderes dersom de har permanent vannspeil.

Både vannforekomster med direkte kontakt med havet via bekk/elv og vannforekomster uten utløp til havet, men som ligger såpass nært havet at de mer eller mindre jevnlig tilføres saltvann, f. eks. ved uvær, inkluderes.

Brakkvannssjøene ligger ofte 1-3 m over havet (avhengig av landsdel). En første tilnærming til naturtypen brakkvannssjøer kan være å besøke vannforekomster som ligger mellom middelvann og høyeste astronomiske tidevann (HAT, dvs. høyeste vanlig flo)(se www.sehavniva.no), inkludert gjentakelsesintervall på 5 år. I dette begrepet er det ikke tatt hensyn til været som under flo og pålandsvind kan skape springflo. Basert på dette vil sannsynligvis de mest aktuelle lokaliteter på Sørlandet være vannforekomster som ligger opp til ca. 1 moh., mens aktuelle brakkvannsforkomster i Finnmark vil kunne finnes opp til ca. 3 moh. (se tabell).

	Oslo	Stavanger	Trondheim	Bodø	Vardø
Avstand middelvann-HAT (m)	0,4	0,5	1,8	1,7	2,8
Inkl gjentakelse 1år (m)	1,2	0,8	1,9	1,9	2,9
Inkl gjentakelse 5år (m)	1,4	0,9	2,2	2,1	3,0

(data fra www.vannstand.no)

Eksempler på brakkvannssjøer er Langangsvatn (=Langanesvatn) (AA) (1 moh.), Rossfjordvatn (TR) (1-2 moh.), og kanskje Hanangervatn (VA) (2 moh.).

I tillegg bør enkelte mer høyereliggende, men kystnære, innsjøer, som ligger på marine avsetninger, sjekkes ut i forhold til naturtypen. Dette gjelder f.eks. flere innsjøer i Fieområdet i Risør (Fievatn, Kvannevatn og Åkvågvatn) som ligger 8-10 moh., hvor saliniteten ser ut til å variere mellom 0,3 og 0,7 (beregnet ut fra data i Nilssen 1974), og hvor *Najas marina* er registrert (Brandrud 2002).

Vi har lite data og kunnskap om sammenhengen mellom salinitet og artssammensetning i disse lokalitetene, men de biologiske forholdene i brakkvannssjøer antas å være klart forskjellige fra innsjøer med ferskvann, f.eks. er det noen få arter som bare lever i brakt vann, mens andre, både blant ferskvannsarter og marine arter, har ulike toleransegrenser i forhold til salinitet. Vi tror også at flere av brakkvannsartene har smale salinitetspreferanser, dvs. at de vil kunne være sårbare for små endringer i saliniteten.

Vannplanter som bare finnes i brakkvann (brakkvannsdeltaer, fjorder, brakkvannssjøer) er karplantene dvergsivaks (*Eleocharis parvula*) (NT), stivt havfruegras (*Najas marina*) (EN), korshesterumpe (*Hippuris tetraphylla*) (NT) og *Hippuris x lanceolata* (NT), og kransalgene grønnkrans (*Chara baltica*) (NT), hårkrans (*C. canescens*) (EN), piggkrans (*C. polyacantha*) (EN), vormglattkrans (*Lamprothamnium papulosum*) (EN), sjøglattkrans (*Tolypella nidifica*) (EN) og nordlandsglattkrans (*T. normaniana*) (EN). Naturtypen er sannsynligvis viktigste habitat for *Stuckenia pectinata* (NT) og *Zannichellia palustre* (EN) (sistnevnte sannsynligvis helst i svakt brakt vann). Bustkrans (*Chara aspera*) (NT) kan også opptre her, i tillegg til i kalksjøer. De mer salttålende/saltkrevende artene *Ruppia* spp. (og *Zostera* spp.) er sannsynligvis vanligere ved høyere salinitet enn 5 (og ikke i de svakt brakke områdene).

Mulige vegetasjonstyper (jfr. Fremstad 1997) i brakkvannssjøer vil være alle 9 utformingene av Havgras/tjønnaks-undervannseng (U2). Hvorvidt de forskjellige utformingene har klare avgrensninger i forhold til salinitet er uavklart.

Det er gjort funn av brakkvannsreken *Palaemonetes varians* (VU) i brakkvannssjøer på Sørlandet (Dolmen et al. 2004). Den er senere også funnet i Telemark og Vestfold (Kjærstad, pers. medd.).

Brakkvannssjøene er også viktige tilholdssteder for vannfugl, f.eks. andefugler (svaner, gjess og ender) som spiser kransalger og tjønnaks. Trolig også oppholdssted for en del dykkender, som lever på muslinger og smådyr.

Biologiske forhold i disse vannforekomstene er forøvrig lite kartlagt og det er et stort behov for innhenting og sammenstilling av data, både for botaniske og zoologiske grupper.

Delnaturtyper:

Vi har svært lite kunnskap om hvor høy saliniteten kan bli i innsjøer med brakt vann. Noen innsjøer vil sannsynligvis kunne ha høy salinitet i bunnvannet, mens overflatevannet neppe vil overskride 5, sannsynligvis en god del lavere. Vi antar at det er store forskjeller på artssammensetningen i vannforekomster med salinitet 0,5 i forhold til nærmere 5, men dette har vi svært lite data på. Foreløpig har vi derfor ikke definert noen delnaturtyper.

Avgrensning mot andre naturtyper:

Brakkvannssjøer avgrenses mot andre ferskvannstyper ved hjelp av saliniteten. Følgende unntak gjelder: saltvannspåvirkede vannforekomster på elvesletter og deltaområder kartlegges ikke som brakkvannssjø, men som kroksjø, flomdam og meandrerende elveparti (se faktaark for dette, Kjærstad og Eriksen 2014). Avgrensning mot poll («vannforekomst som er fysisk avgrenset fra havet, som regelmessig, men ikke permanent, tilføres havvann, som er skilt fra havet av en terskel ovenfor laveste fjærenivå, og som har permanent utløp til (og innløp fra) havet», jfr. NiN2-Ordliste) er noe uklar, men poll har vannoverflate i flukt med havet ved middelvann. Brakkvannssjøer avgrenses mot littoralbasseng (vannansamling på berg) ut fra substratet.

Avgrensningen mot myr-, våtmarks- og fastmarkstyper går ved strandkanten (medianvannstand, tilsvarende normalvannstand på sommeren). Selv om de ytre deler av helofyttsona går et stykke ut i vannet inkluderes helofyttene i vannkantsamfunn og kartlegges i henhold til faktaark for dette (se Olsen 2014).

Påvirkning/bruk:

Naturtypen ligger i områder som er attraktive for bebyggelse og industri, og er sterkt utsatt for nedbygging og arealreduksjon, samt forurensning, først og fremst eutrofiering.

Som for havstrandstypen undervannseng (Gaarder og Stabbetorp 2011), er kanskje direkte *nedbygging* den vanligste trusselsfaktoren for brakkvannssjøer. *Forbygninger og utfyllinger* kan medføre forringelse og evt. ødeleggelse av lokalitetene eller deler av disse. Nye forbygninger og fjerning av gamle forbygninger vil kunne påvirke salinitetsforholdene i naturtypen og dermed endre naturgrunnlaget for flere viktige arter.

Eutrofiering (dvs. næringstilførsler fra jordbruk og bebyggelse) gir seg utslag i økt planteplankton-biomasse, som reduserer lysforholdene i vannet, og dermed medfører endringer i artssammensetning og eventuelt bortfall av vannplanter (Mjelde 1997). Også store forekomster av begroingsalger (frittflytende matter eller festet på substrat og annen vegetasjon) kan være et tegn på eutrofiering og påvirke annen vegetasjon negativt. Særlig stor effekt får dårlige lysforhold dersom innsjøen er omkranset av tette helofyttbelter ut til et par meters dyp. Store helofyttbelter er nødvendigvis ikke et tegn på eutrofiering, men beltene blir ofte tettere og plantene mer høyvokste og frodige i næringsrike områder. Tilgroingen skjer også fortere her enn i næringsfattige områder (Mjelde 1986).

Andre aktiviteter i nedbørfeltet som medfører endringer i de vannkjemiske forholdene, kan føre til nedgang, eventuelt bortfall av arter.

En antatt relativ *havnivåstigning* på 40-70 cm fram mot år 2100 (Gaarder og Stabbetorp 2011) vil kunne ha stor negativ betydning for naturtypen. *Klimaendringer*, med økte tilførsler av organisk stoff og næringsstoffer, anses å kunne få betydning for biologisk mangfold i brakkvannssjøer.

Verdisetting:

På grunn av manglende data er det pr i dag vanskelig å foreslå verdsettungskriterier og grenseverdier for denne naturtypen. Som en første tilnærming foreslår vi en verdisseting primært basert på sjeldenhet av vannvegetasjon (trueete vegetasjonstyper og rødlistearter).

Trueete vegetasjonstyper og rødlistearter i vannvegetasjonen (karplanter og kransalger)

Rødlisting av naturtyper i ferskvann (Mjelde 2011) er vurdert ut fra risikovurderinger for ikke å oppnå god økologisk tilstand for ulike vanntyper. Sjeldenhet og truethet for vegetasjon ble ikke vurdert i den forbindelse. For ferskvann representerer derfor Fremstad (1997) og Fremstad og Moen (2001) den mest oppdaterte sammenstilling av vegetasjonstyper og utforminger, og vurdering av truethet. Det er derfor viktig å benytte disse arbeidene som en del av verdissetingen for vannvegetasjon.

Man benytter en kombinasjon av forekomst og mengde/utforming av trueete vegetasjonstyper (iht Fremstad og Moen 2001) og antall rødlistarter (iht Kålås m.fl. 2010). For å vurdere om bestandene er store eller små, eller om det bare er spredte forekomster av vegetasjonstypene, vurderes hver art etter en semi-kvantitativ skala, 1-5, hvor 1=sjelden og 5=dominerer hele lokaliteten, se for øvrig klassifikasjonsveilederen (Direktoratsgruppa 2013). Store bestander av en trueet vegetasjonstype brukes når en eller flere arter i typen har skalaverdi 4 eller 5. Små bestander brukes når en eller flere arter har skalaverdi 3 og ingen har 4 eller 5. Spredte forekomster brukes når ingen arter har skalaverdi mer enn 1 eller 2.

Aktuelle trueete vegetasjonstyper i brakkvannssjøer er: U2) brakkvannsundervannsenseng, alle utforminger (se beskrivelse i Fremstad 1997). Alle rødlistearter vurdert som NT, VU, EN eller CR iht. Kålås m.fl. (2010), eller senere rødlistearter, inkluderes. I tillegg inkluderes hybrider hvor en eller begge foreldreartene er rødlistede.

Verdsettingstabell:

Parameter	Lav vekt	Middels vekt	Høy vekt
<u>Vannvegetasjon:</u> Trueete vegetasjonstyper og Rødlistearter	1) <i>spredte</i> forekomster av en eller flere trueete vegetasjonstyper og forekomst av NT/DD-arter <u>ELLER</u> 2) <i>små</i> bestander av trueete vegetasjonstyper uten rødlistearter	1) <i>små</i> bestander av en eller flere trueete vegetasjonstyper og NT/DD-arter <u>ELLER</u> 2) <i>store</i> bestander av en eller flere trueete vegetasjonstyper uten rødlistarter <u>ELLER</u> 3) ingen trueete vegetasjonstyper, men VU-arter	1) <i>store</i> bestander av en eller flere trueete vegetasjonstyper og NT/DD-arter <u>ELLER</u> 2) forekomst av EN/CR-arter

Retningslinjer for samlet verdi:

Lokalt viktig – C: Lav vekt av vannvegetasjon

Viktig – B: Middels vekt av vannvegetasjon

Svært viktig – A: Høy vekt av vannvegetasjon

Råd om skjøtsel og hensyn:

Som grunnlag for en tiltaksvurdering bør økologisk tilstand for vannvegetasjon i forhold til eutrofiering beregnes. For andre ferskvannstyper kan trofi-indeks for vannplanter (TIC), evt. indekser for andre organismegrupper dersom data for disse foreligger, benyttes (klassifikasjonsveilederen, Direktoratgruppen 2013). For vannvegetasjon i brakkvannslokalteter er det ennå ikke utviklet indekser for økologisk tilstand, og det er usikkert om indeksene utviklet for ferskvann kan benyttes. Det foretas derfor en subjektiv vurdering av tilstand (dårlig, middels og god). Denne må begrunnes, og kriterier oppgis. Disse vurderingene vil kunne være en del av grunnlaget for utarbeidelse av indekser for brakkvann.

Innføring av beitedyr for å redusere helofyttbeltene er ikke alltid gunstig i små vannforekomster. Dersom vannutskiftningen er liten vil beitedyr kunne føre til økt eutrofiering og en forverring av situasjonen. Ulike skjøtselstiltak i forhold til helofyttvegetasjon og effektene av disse er diskutert og vurdert i Mjelde m.fl. (2009). Nye forbygninger/utfyllinger eller fjerning av gamle forbygninger, som antas å kunne påvirke salinitetsforholdene i naturtypen eller på annen måte forringe eller ødelegge lokaliteten bør unngås.

For å kunne komme med presise råd i forhold til hvor det skal settes inn tiltak (dersom tilstanden er dårligere enn god) må det foreslås en generell kartlegging (problemkartlegging) av mulige kilder til forurensningen, eventuelt andre påvirkninger, slik at disse kan identifiseres og reduseres.

Kunnskapsnivå

Naturtypen brakkvannssjøer har ikke vært inkludert i naturtypekartlegging tidligere. Imidlertid ble noen brakkvannssjøer kartlagt i forbindelsen med den nasjonale kartleggingen av havstrand i Norge, og mulige datakilder vil kunne være bl.a. Elven m.fl. 1988, Elven og Johansen 1983, Fjelland m.fl. 1983, Holten m.fl. 1986, Kristiansen 1988, Lundberg og Rydgren 1994a, b. Det er også mulig at enkelte brakkvannssjøer er inkludert i kartleggingen av havstrandstypen «undervannseng». Blindheim m.fl. (2011) vurderer undervannseng som sterkere truet enn mange andre naturtyper tilknyttet saltvann, og flere påpeker at typen er for dårlig undersøkt (se også Fremstad 1997, Fremstad og Moen 2011). Her er det altså et sterkt behov for gjennomgang og systematisering av eldre data, samt nykartlegging.



Stivt havfruegras (*Najas marina*) er en typisk art i brakkvannssjøer på Sørlandet (foto hentet fra botanikk.no)

Kartleggingsmetodikk:

Biologiske forhold i denne naturtypen er svært lite kjent. Det viktigste nå er å få oversikt over aktuelle lokaliteter og få samlet inn data på antatt viktige organismegrupper og arter. I første omgang bør fokus legges på vannplanter (karplanter og kransalger), som bør kartlegges i henhold til klassifikasjonsveilederen (Direktoratsgruppa 2013, se www.vannportalen.no). Bunndyr bør inkluderes etter hvert. Salinitetsmålinger foretas samtidig med vegetasjonskartleggingen (kan variere mye, men gir et øyeblikksbilde). Vannprøver, med i første rekke analyse av totalt fosfor, totalt nitrogen, kalsium og farge, vil være svært nyttig. I tillegg noteres ulike forhold (forbygninger, forurensninger o.l.), som man anser har effekt på mangfoldet.

Litteratur

Brandrud, T.E. 2002. Kartlegging av verdifulle naturtyper for biomangfold i Risør kommune. Generell del. Upublisert rapport.

EC 2007. Natura 2000. Interpretation Manual of European Union Habitats. EUR 27. European Commission DG Environment. Nature and biodiversity. July 2007.

Direktoratsgruppa 2013. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Veileder 02:2013 (vannportalen.no).

Dolmen, D., Hindley, J.D., Kleiven, E. 2004. Distribution of *Palaemonetes varians* (Leach) (Crustacea, Decapoda) in relation to biotope and other caridean shrimps in brackish waters of southern Norway and southwestern Sweden, *Sarsia*, 89:1, 8-21.

Gaarder, G. og Stabbetorp, O. 2011. Faktaark for verneevaluering på naturtypenivå: Undervannseng (G0202).

I: Blindheim, T., Thingstad, P.G. & Gaarder, G. (red.) 2011. Naturfaglig evaluering av norske verneområder. Dekning av naturtyper og arter. NINA-rapport 539.

Kålås, J.A., Viken, Å., Henriksen, S. og Skjeseth, S. (red) 2010. Norsk Rødliste for arter 2010. Artsdatabanken, Norge.

Nilssen, J.P. 1974. Inventeringsundersøkelser i Aust-Agder sommer/høst 1973. Zoologisk institutt, Universitetet i Oslo. Upublisert?

Elven, R., Alm, T., Edvardsen, H., Fjelland, M., Fredriksen, K. E. & Johansen, V. 1988. Botaniske verdier på havstrender i Nordland. D Kriterier og sammendrag. Økoforsk rapport 1988: 2D. 196 s.

Elven, R. & Johansen, V. 1983. Havstrand i Finnmark. Flora, vegetasjon og botaniske verneverdier. Miljøverndepartementet. Rapp. T-541: 1-357.

Fjelland, M., Elven, R. & Johansen, R. 1983. Havstrand i Troms. Botaniske verneverdier. Miljøverndepartementet Rapp. T-551. 291 s.

Holten, J. I., Frisvoll, A. A. & Aune, E. I., 1986: Havstrand i Møre og Romsdal. Flora, vegetasjon og verneverdier. Økoforsk rapport 1986:3A: 253 s.

Kjærstad, G., Eriksen, T.E. 2014. Faktaark: Kroksjø, flomdam og meanderende elveparti. Revidert veileder for kartlegging, verdisetting og forvaltning av naturtyper på land og i ferskvann. Utkast pr. 28.5.2014.

Kristiansen, J. N. 1988. Havstrand i Trøndelag. Flora, vegetasjon og verneverdier. Økoforsk rapport 1988:7A. 186 s.

Lindgaard, A. og Henriksen, S. (red.) 2011. Norsk rødliste for naturtyper 2011. Artsdatabanken, Trondheim.

Lundberg, A. & Rydgren, K. 1994a: Havstrand på Sørlandet. NINA Forskningsrapport 59: 1-127.

Lundberg, A. & Rydgren, K. 1994b: Havstrand på Sørøstlandet. NINA Forskningsrapport 47: 1-222.

Mjelde, M. 1986. Tilgroing og vegetasjonsutvikling i 5 bynære vann, Oslo. NIVA-rapport LNR. 1819.

Mjelde, M. 1997. Virkninger av forurensning på biologisk mangfold: Vann og vassdrag i by- og tettstedsnære områder. Vannvegetasjon i innsjøer - effekter av eutrofiering. En kunnskapsstatus. NIVA-rapport Inr. 3755-97.

Mjelde, M. 2011. Ferskvann. I: Lindgaard, A. og Henriksen, S. (red.) 2011. Norsk rødliste for naturtyper 2011. Artsdatabanken, Trondheim.

Mjelde, M. Berge, D., Stabbetorp, O. 2009. Strandvegetasjonen i Vansjø. Kartlegging og forvaltnings-strategi. NIVA-rapport Inr 5813.

Olsen, K.M. 2014. Faktaark: Vannkantsamfunn. Revidert veileder for kartlegging, verdisetting og forvaltning av naturtyper på land og i ferskvann. Utkast pr. 9.6.2014.

Vannkantsamfunn

Kjell Magne Olsen. Oppdatert 24. november 2014.

Definisjon

Naturtypen omfatter vegetasjonsrike gruntvannsområder i elver og innsjøer, nærmere spesifisert sonen som inneholder karplanter som har røttene i vann, men blomster, samt større eller mindre deler av stengel og blad, over vannflaten (sumpplanter, telmatofytter eller *helofytter*). Grensen mot dypere vann går der flytebladsplanter overtar, ofte på rundt en meters dyp, og mot land avgrenses naturtypen av middelvannstand (i innsjøer) eller middelvannføring (i vassdrag).

Vannkantsamfunn opptrer oftest i NiN-type F7, *Eufotisk ferskvannsbløtbunn*. Innen denne typen er det skilt ut *helofyttsump* (5) og *helofytt-kalksump* (6), og i hvert fall disse to er det aktuelt å kartlegge med dette faktaarket. I tillegg finnes *helofytt-brakkvannssump* og *helofytt-saltsump* i NiN-systemet (M12 Helofytt-saltvannssump) og i hvert fall den første av disse kan det være aktuelt å kartlegge med dette faktaarket.

Hvorfor er naturtypen viktig?

Vegetasjonsrike gruntvannsområder er produktive og fremviser i mange tilfeller et høyt artsmangfold, ofte inkludert sjeldne og truede arter. På slike steder møtes flora og fauna fra dypere vann, fra vannkanten og fra fuktige habitater på land. Overgangen mellom rennende og stillestående vann, samt overgangen mellom land og vann, er to viktige gradienter som skaper et stort mangfold. I tillegg finnes her et mangfold av mikrohabitater nede mellom plantenes røtter, stengler og blader. Mange dyrearter har ulike stadier i livssyklusen tilpasset ulike habitater – eksempelvis er det mange insektarter som har larver i vann og pupper og voksne dyr mer tilknyttet habitater på land – og for slike er det viktig at begge miljøene ivaretas og finnes i nærheten av hverandre.

Naturfaglig beskrivelse

De dominerende karplantene i vannkantsamfunnene er ofte trivielle arter som elvesnelle, diverse starrarter, sjøsvaks og takrør, blandet med for eksempel vassgro, myrhatt og bukkeblad. I tillegg kan en finne mindre vanlige arter, inkludert arter som regnes som sjeldne eller truede (jf. Kålås mfl. 2010). I tilknytning til disse samfunnene finnes i mange tilfeller også flyteplanter (*lemnider*), flytebladsplanter (*nymphaeidae*), vannskuddsplanter (*elodeider*) og kortskuddsplanter (*isöetider*) – ofte vokser de i mosaikk eller det er en gradvis overgang fra det ene til det andre. Det kan derfor falle naturlig å inkludere noe areal utenfor selve vannkantsamfunnet i naturtypeavgrensingen. Tilsvarende er det en gradvis overgang til tørrere vegetasjonstyper innenfor vannkantsamfunnet, og av både

praktiske og forvaltningsmessige grunner vil det ofte være naturlig å innlemme deler av disse arealene i avgrensingen. En av de praktiske grunnene kan være vanskeligheter med å fastslå hvor grensen for middelvannstand går. Generelt er både flora og fauna rikere i lavlandet enn i høyereliggende strøk.

Flora: Blant de egentlige sumpplantene er det ikke mange sjeldne og truete arter en kan regne med å finne uten å oppsøke de få kjente voksestedene (mer eller mindre gode eksempler er vasskjeks, brudelys, kjempestarr, rankstarr, dronningstarr, nikkebrønsle, vassveronika, storak, buesøtgras, sprikesøtgras, hestekjørvel, evjeslirekne, kjempesoleie, kjempehøymole, buesivaks). Blant øvrige vannplanter som ofte opptrer i eller i tilknytning til vannkantsamfunnene er det noe lettere å finne interessante arter: stor andmat, hornblad, høstvasshår, skaftevjeblom, trefelt evjeblom og andre pusleplanter, og i noen tilfeller kransalger.

Fauna: Sjeldne dyrearter som lever, yngler eller jakter i eller over vannkantsamfunn inkluderer svamper (rydersvamp), bløtdyr (glattskivesnegl, rundskivesnegl, glansskivesnegl, slimdamsnegl, sjøtusen-snegl og vannravneggl), igler (liten hundeigle, gråbrun bruskgigle, damigle, vorteigle, fireøyet flatigle, mørk andeigle og blodigle), mosdyr (hakkmosdyr), døgnfluer (bl.a. horndøgnflue), øyestikkere (noen arter har larver i dette miljøet og mange flere jakter her som voksne), vannteger (flere arter av både undervannsteger og overflateteger), biller (flere familier, som vanntråkkere, vannkalver, virvlere og vannkjærer, lever hele livet i eller på vann (men mange er gode flygere som voksne) – i tillegg er det flere familier som har larver i vann eller lever amfibisk som voksne), mudderfluer (*Sialis sibirica*), svampefluer (ribbesvampeflue og *Sisyra jutlandica*), vårfluer (mange arter har larver, til dels flerårige, i vannet, mens de voksne holder til i vegetasjonen over vann), sommerfugler (hvit dammott og vasspestdammott), tovinger (rundt 40 rødlistearter er tilknyttet ferskvannssystemer, og i hvert fall en del av disse lever i vannkantsamfunn), amfibier (spissnutfrosk, småsalamander (og storsalamander men sjelden utenom dammer)), fisker (ål) og flere fugle- og flaggermusarter. Muligens er også noen av de rødlistete hoppekrepsene og vannloppene å finne i vannkantsamfunnene. Mange av de nevnte artene har imidlertid en svært begrenset utbredelse i Norge, og kun et fåtall er aktuelle å registrere i forbindelse med naturtypekartlegging. Vannkantsamfunnene utgjør ofte viktige deler av kartlagte viltområder.

NiN: Viktige kilder til variasjon innen vannkantsamfunn er først og fremst og oversvømmingsvarighet (OV), kalkinnhold (KA) og primær suksesjon (PS). Kornstørrelse (KO) vil kunne ha noe å si for hvilke plante og dyrearter som opptrer i området. I den grad brakkvannsmiljøer kan/skal inkluderes i naturtypen vil også marin salinitet (SA) kunne trekkes inn.

Delnaturtyper

Det er naturlig å dele inn naturtypen basert på vegetasjon, selv om det i mange tilfeller er faunaen som inneholder de mest interessante artene. Et greit utgangspunkt blir da vegetasjongruppen (O) *Vannkantvegetasjon* hos Fremstad (1997/1998), som omfatter det meste av sumpplantevegetasjon i ferskvann. Naturtypen deles i tre delnaturtyper:

- *Elvesnelle–starr-sump* utgjøres av som regel artsfattige samfunn dominert av elvesnelle og/eller middels høye starrarter, ofte i mer eller mindre renbestand. Denne tilsvarer vegetasjonstypen O3 hos Fremstad (1997/1998).
- *Rikstarr-sump* har vegetasjon av høyvokste og ofte tueddannende starrarter, som kvasstarr, rankstarr, bunkestarr, toppstarr, dronningstarr, blærestarr og kjempestarr, og ofte med større eller mindre innslag av sennegras. Kun kvasstarrutformingen har en nokså vid utbredelse i Sør-Norge, de andre finnes kun i begrensede områder på Sør- og Østlandet. Denne tilsvarer vegetasjonstypen O4 hos Fremstad (1997/1998). Vegetasjonstypen ble rødlistet som EN av Fremstad og Moen (2001).
- *Takrør–sivaks-sump* utgjøres av samfunn med høyvokste sumpplanter, ofte i renbestand, men også gjerne med innslag av lavere urter på grunt vann og vannplanter på dypere vann. Denne tilsvarer vegetasjonstypen O5 hos Fremstad (1997/1998).

Avgrensning mot andre naturtyper

Naturtypen er skilt ut for å kunne fange opp viktige lokaliteter i vann og vassdrag hvor det ikke er aktuelt å kartlegge hele vannflaten eller hele vannstrengen. Vannkantsamfunn vil imidlertid i mange tilfeller ikke i seg selv utgjøre landskapsøkologisk og forvaltningsmessig gunstige enheter, og bør kartlegges i sammenheng med arealer på dypere vann og på land, gjerne som mosaikk innenfor et større område.

De vanligste stedene å finne vannkantsamfunn er i evjer, bukter og vikene i større elver og innsjøer. Det kan defineres tre grupper av tilfeller hvor avgrensning/innlemmelse må vurderes:

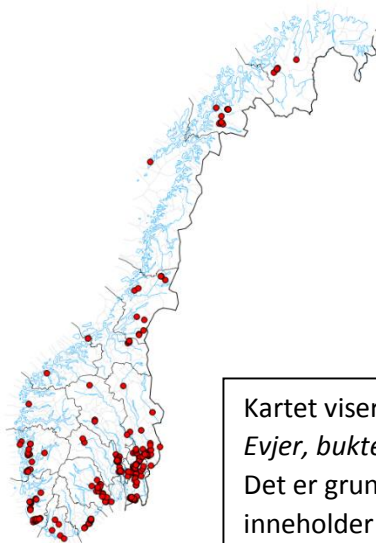
- 1) I tilfeller hvor det er rik vegetasjon rundt *hele* tjernets/innsjøens bredd, så kartlegges vannforekomstene som *Innsjø*, hvor også dammer inngår, eller som kroksjøer, og i tilfeller hvor det er rik vegetasjon over betydelige avstander langs elvebredder, så kartlegges disse som *Elv*, hvor også bekker inngår. Alternativt kartlegges slike områder etter de overordnede faktaarkene *Elveslette* eller *Deltaområde*. Da vil *Vannkantsamfunn* kun kartlegges som mosaikk innenfor det større naturtypeområdet.
- 2) I tilfeller hvor omkringliggende arealer, både i vann og på land, i seg selv ikke er aktuelle å kartlegge som selvstendige naturtypeområder, kartlegges *Vannkantsamfunn* som egen naturtype. Avgrensningen mot dypere vann bør da inkludere tilstøtende partier med flyteblads- og undervannsvegetasjon (ettersom disse ikke inkluderes i andre naturtyper), og mot innsiden bør en av samme grunn inkludere tilstøtende mudderflater og arealer på land, selv om disse områdene ikke inneholder egentlige sumpplanter. Faunaen går ofte helt på tvers av disse grensene og er like avhengige av alle delene.
- 3) Vannkantsamfunn, slik de defineres her, kan opptre som del av større flommarksystem der naturtypene åpen flommark og flomskogmark forekommer. Når det er snakk om små areal med vannkantsamfunn med helofyttplanter eller en finskala mosaikk vil det da være naturlig å kartlegge disse som felles enheter.
- 4) Særlig langs ferskvann kan i noen tilfeller vannkantsamfunn med helofyttsummer gå over i flommyr og annen myr. Vanligvis vil det da være klare overganger i dominans av helofyttplanter (som elvesnelle, bukkeblad mv – legg til her KMO) på den ene siden og myrplanter (som torvmoser, diverse starr unntatt flaskestarr) på den andre siden som gjør grensetrekningen enkel, men i noen tilfeller er grensene flytende. Siden begge naturtyper er viktige

kartleggingsenheter bør ikke dette by på praktiske avgrensingsproblemer (enten må det settes en nokså skjønnsmessig grense, eller en må slå dem sammen til en naturtypefigur).

- 5) Forslag nytt punkt 5: Våtenger regnes som en viktig delnaturtype under kulturmark (enten som del av slåtteeng eller del av naturbeitemark) og disse kan være dannet på opprinnelige vannkantsamfunn med helofyttsummer. Ved aktiv hevd eller manglende hevd over lengre tid vil det normalt ikke være vanskelig å føre slike lokaliteter til sine respektive naturtyper, men ved svak hevd eller nylig opphørt bruk, så vil tvilstilfeller kunne oppstå. Hovedregelen vil da være å vurdere kritisk hvor hevdsbetinget eksisterende artsmangfold virker, ikke minst eventuelle sjeldne og truede arter, og så plassere arealet som våteng hvis dette gir høyest naturverdi, respektive plassere det som vannkantsamfunn med helofyttsump hvis dette gir høyest naturverdi.

Utbredelse

Elvesnelle–starrsummer finnes i hele landet; nordlandsstarrutformingen finnes langs fjellkjeden, og, sammen med stolpestarrutformingen og sennegrasutformingen, er den ellers noe østlig. *Rikstarrsump* finnes på Sørlandet og på Østlandet opp til Mjøsa. *Takrør–sivaks-sump* finnes i store deler av landet, men mest rundt og langs sjøer og elver i lavlandet. De best utviklele vannkantsamfunnene finnes i lavlandet i Sør-Norge, ofte i tilknytning til kulturlandskap og på marine avsetninger.



Kartet viser forekomster av naturtypen *Evjer, bukter og viker* i Naturbase pr. 2013. Det er grunn til å anta at nesten alle disse inneholder naturtypen *Vannkantsamfunn*.

Påvirkning/bruk

Vegetasjonen i vannkantsamfunn kan være kulturbetinget, og både slått og beite kan ha spilt en rolle for utformingene vi ser i dag. Slått av elvesnelle og andre sumpplanter har nesten i sin helhet opphørt – noen steder dog for såpass kort tid siden at arealene antakelig ennå er i endring som følge av opphøret (se f.eks. Blindheim og Olsen 2014). Mange steder er vannkantsamfunnene tilgjengelige for beitedyr også i dag. Er beitetrykket for sterkt, vil det ha negative konsekvenser i form av nedtråkking og erosjon, er det for svakt kan det føre til gjengroing. Et moderat beite vil imidlertid i

mange tilfeller gi noe mer variasjon i naturtypen, og dermed også potensial for et høyere artsmangfold. Flere sjeldne og truede arter, både planter og dyr, er begunstiget av noe beite og tråkk.

Generelle trusler mot vannkantsamfunn:

- gjengroing (utskifting av artsinventaret som følge av ytre påvirkninger, eller opphør av slike, mot én eller noen få mer dominerende arter (som takrør, dunkjevle eller elvesnelle), vil redusere det biologiske mangfoldet på lokaliteten)
- eutrofiering (bunnlevende organismer er utsatt for oksygenvinn som følge av eutrofiering og algeoppblomstringer)
- forurensing (som kloakk, søppel og avrenning fra jordbruket)
- fremmede arter (kanskje særlig vasspest kan forringe et områdes verdi)
- gjenfylling
- store og uregelmessige vannstandsendringer
- mudring
- båtferdsel

Verdisetting

Vannkantsamfunnene utgjør oftest de artsrikeste delene av en ferskvannsförekomst, og det er derfor disse delene som er viktigst å ta hensyn til i forvaltning og arealplanlegging. Det legges mest vekt på förekomst av sjeldne og truede arter, samt på områdenes størrelse og tilstand.

Viktige parametre for verdisseting

Størrelsen til et område er viktig, og kan i seg selv kvalifisere til A- eller B-område, også dersom ingen spesielle arter eller elementer er registrert (som en ser i flytskjemaet, kan naturtypens hyppighet i regionen anvendes for å skille mellom A og B). Dernest må det tas hensyn til artsinventaret i området, enten det gjelder förekomst av truede arter, i henhold til den til enhver tid gjeldende rødliste, eller det generelle artsmangfoldet. Det kan godt være stort artsmangfold uten at det finnes en eneste rødlisteart, og det kan godt finnes høyt rødlistete arter uten at området har et stort artsmangfold. Det er viktig å skille mellom arter med fast förekomst og mer tilfeldige gjester når det gjelder rødlistearter, og inndelingen nedenfor baserer seg kun på arter med fast förekomst. Det er dessuten ikke strengt nødvendig å faktisk påvise artene i felt – det er lov å vurdere et områdes verdi på grunnlag av *potensial* for slike arter. Et område vil alltid inneholde langt flere arter enn det som ved en standard naturtypeundersökelse kan påvises (f.eks. mikroorganismer), og under artsmangfold menes med "lett påviselig" grupper som enten kan observeres direkte, eller som det er enkelt å samle inn (og siden artsbestemme) ved hjelp av diverse håvtyper eller stangsil (se lister i kapittelet *Naturfaglig beskrivelse*). Her vil kartleggers kompetanse kunne ha mye å si, og de absolutte tallene er av mindre betydning enn den enkelte kartleggers "interne rangering" av kartlagte områder, gitt noenlunde lik kartleggingsmetodikk. Påvirkning tar hensyn til faktorer som enten bidrar til å heve eller å senke et områdes verdi. I vannkantsamfunnene er først og fremst moderat slått og/eller beite positivt, mens over- eller underbeite (som gjerne medfører hhv. tråkkslitasje og gjengroing), samt øvrige generelle trusler nevnt i forrige kapittel, er negativt. I trussellisten ligger også förekomst av fremmedarter, men denne er skilt ut som en egen parameter i verdimatrisen. Förekomst av

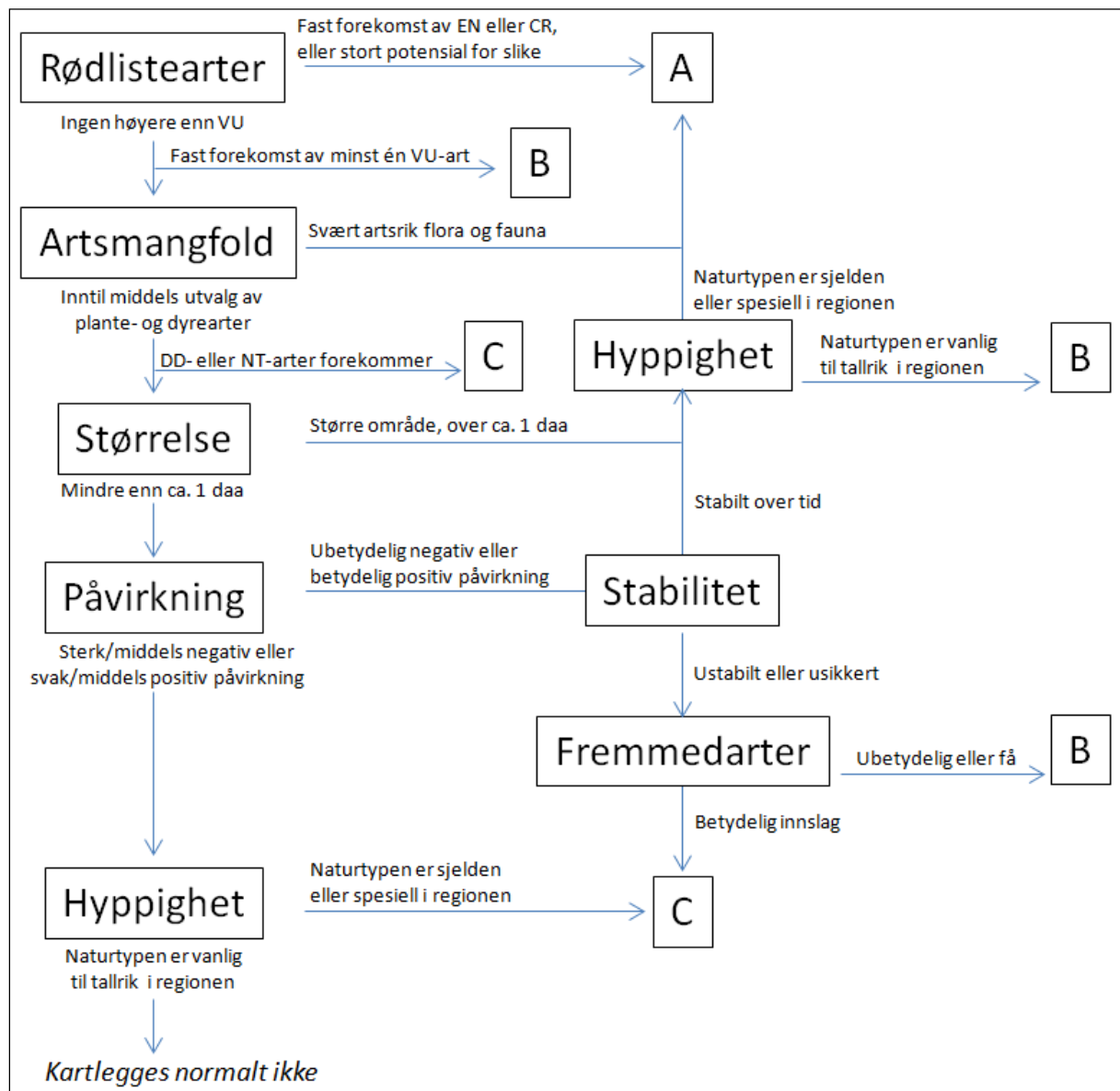
fremmedarter gir helst utslag når et område er lite eller når naturtypen er sjelden eller spesiell i regionen. Vannkantsamfunn er ofte i endring, enten på grunn av opphørt drift eller på grunn av endrede hydrologiske forhold, som vannstandsendringer og erosjon langs breddene. Det er derfor viktig å forsøke å vurdere tilstanden i henhold til dette, jf. parameteren "stabilitet", og på det grunnlaget også vurdere fremtidig potensial for naturtypen innenfor det kartlagte arealet. Det kan være aktuelt å inkludere bufferarealer for å ivareta en fremtidig utbredelse av naturtypen. Parameteren "hyppighet i regionen" ivaretar landskapsøkologiske hensyn, både med hensyn til den enkelte naturtypes utforming i forhold til andre i regionen, og med hensyn til tettheten mellom arealer av mer eller mindre samme type i regionen. Den enkelte kartlegger må skjønnsmessig vurdere grenseverdier, basert på oppdatert kunnskap om naturtypen i regionen.

Mindre viktige parametre for verdisetting

For en ytterligere differensiering eller hjelp til verdisetting av kartlagte områder kan det være aktuelt å ta hensyn til forekomst av *rødlistete naturtyper* i henhold til Lindgaard og Henriksen (2011). Et stort antall av de rødlistete naturtypene der er mer eller mindre vanlig forekommende i eller i nær tilknytning til vannkantsamfunnene, men vil sjelden eller aldri være heldekkende. Naturtyper med verdi NT eller NT° vil kunne bidra til å oppnå eller forsterke en C-verdi, VU° vil kunne gi B-verdi og EN eller EN° vil kunne gi A-verdi. *Variasjon i NiN-typer* vil likeledes kunne bidra til å oppnå eller forsterke en naturtypeverdi. Eventuelt kan også *vannkvalitet* påvirke en verdisetting oppnådd ved hjelp av verdimatrisen nedenfor, men det er ikke tatt stilling til eventuelle grenseverdier i denne sammenheng.

Parameter	Lav vekt	Middels vekt	Høy vekt
Størrelse	0,5–1 daa	1–10 daa. Dersom naturtypen er sjelden eller spesiell i regionen, kan den allikevel føres til A.	Over 10 daa
Rødlistearter	Minst én DD- eller NT-art	Minst én VU-art	Minst én EN- eller CR-art
Artsmangfold	Generelt få karplanter (< 10 arter) og dyrearter av lett påviselige grupper	Middels utvalg av karplanter (10–50 arter) og lett påviselig fauna	Svært rik flora (mer enn 50 arter) og fauna
Påvirkning	Området er sterkt påvirket av negative faktorer eller for lite påvirket av positive faktorer	Området er middels påvirket av både negative og positive faktorer	Området er ubetydelig påvirket av negative faktorer, eller betydelig påvirket av positive faktorer
Stabilitet	Området er opplagt i utvikling, og det er grunn til å tro at artsinventaret vil endres i nær fremtid	Vanskelig å spå om stabilitet og utvikling	Området er rimelig stabilt og kan forventes å opprettholde sitt biologiske mangfold over tid dersom ingen ytterligere påvirkninger tilkommer

Hyppighet i regionen	Naturtypen opptrer mange steder og med mange ulike utforminger og verdier i området, eller den aktuelle naturtypen er svakt utviklet i forhold til øvrige i området	Det er gjennomsnittlig tetthet av naturtypen i området eller den aktuelle naturtypen er gjennomsnittlig utviklet i forhold til øvrige i området	Naturtypen er svært sjelden i området, eller den aktuelle naturtypen skiller seg sterkt (i positiv retning) fra øvrige i området
Fremmede arter	Fremmedarter utgjør en betydelig del av flora og/eller fauna	Middels innslag av fremmedarter	Ingen eller ubetydelige mengder fremmedarter



Samlet lokalitetsverdi

Henholdsvis C-, B- og A-verdi kan i hovedsak oppnås på nedenforfølgende måter. De mindre viktige parametrene for verdisetting er ikke implementert, og vil kunne påvirke verdiene i både negativ og positiv retning.

Lokalt viktig – C: Kan oppnås på følgende måter:

ENTEN områder med fast forekomst av eller stort potensial for DD- eller NT-arter,

ELLER områder mindre enn 1 daa som har ubetydelig negativ eller betydelig positiv påvirkning *og* som regnes som ustabile (eller usikre) *og* som har et betydelig innslag av fremmedarter,

ELLER områder mindre enn 1 daa som har sterk/middels negativ eller svak/middels positiv påvirkning *og* hvor naturtypen er sjelden eller spesiell i regionen.

Viktig – B: Kan oppnås på følgende måter:

ENTEN områder med fast forekomst av eller stort potensial for VU-arter,

ELLER områder med inntil middels utvalg av plante- og dyrearter *og* større enn 1 daa *og* som har en beskaffenhet som er vanlig til tallrik i regionen,

ELLER mindre områder (< 1 daa) som har ubetydelig negativ eller betydelig positiv påvirkning *og* som er stabile over tid *og* opptrer vanlig til tallrikt i regionen,

ELLER som forrige, men som er ustabile (eller usikre) *og* med ubetydelig eller lite innslag av fremmedarter.

Svært viktig – A: Kan oppnås på følgende måter:

ENTEN områder med fast forekomst av eller stort potensial for EN- eller CR-arter,

ELLER områder med svært artsrik flora og fauna,

ELLER områder større enn 1 daa *og* som har en beskaffenhet som er sjelden eller spesiell i regionen,

ELLER mindre områder (< 1 daa) med ubetydelig negativ eller betydelig positiv påvirkning *og* som regnes som stabile *og* som har en beskaffenhet som er sjelden eller spesiell i regionen.

Råd om skjøtsel og hensyn

For å bevare mangfoldet i et velfungerende vannkantsamfunn er det først og fremst viktig at faktorer som er nevnt i avsnittet om påvirkning og bruk holdes mest mulig stabile. En av de raskest virkende faktorene er formodentlig forurensing/eutrofiering, og særlig avrenning fra jordbruksarealer er det viktig å holde under oppsikt. De færreste vannkantsamfunn har imidlertid behov for aktiv skjøtsel. Unntakene er områder som har kvaliteter basert på et moderat beitetrykk. Kartlegger bør vurdere mulighetene for restaurering av områder som er i ferd med å forringes.

Kunnskapsnivå og viktige kilder

Vannkantsamfunn kan vanligvis identifiseres ved hjelp av kartverk og flyfoto, men vannstandsforskjeller og gjengroing kan i noen grad gi et annet bilde enn det som finnes på (eldre) kart og fotografier.

Siden naturtypen *Evjer, bukter og viker* ble opprettet i 2007 har minst 263 områder blitt registrert i Naturbase med denne betegnelsen (mange er eldre områder som senere har blitt omdefinert til *Evjer, bukter og viker*). Fra før 2007 har de kommunale biomangfoldkartleggingene i høyst varierende grad inkludert arealer med vannkantsamfunn i sine systemer, og da ofte under diverse betegnelser og ofte innenfor større kartleggingsobjekter. Antallet vannkantområder som er med i Naturbase er derfor formodentlig større.

I hvilken grad naturtypen som sådan er fanget opp i eksisterende verneområder er vanskelig å avgjøre. Det er grunn til å tro at mange verneområder som er opprettet med tanke på våtmarksfugler kan inneholde naturtypen, og vernet rike kulturmarkssjøer har et betydelig innslag av vegetasjonstypene som inngår i naturtypen. Se også Olsen og Blindheim (2011).

Det trengs mer data på påvirkningsfaktorer, både negative og positive, og også på regionale forskjeller, inkludert forskjeller basert på høyde over havet og klima.

Litteratur

- Blindheim T. og Olsen K.M. 2014. Kartlegging av naturtyper (NiN) i Gjølsjøen NR, Marker kommune, Østfold. – BioFokus-rapport 2014-3. (42 s.)
- Brandrud T.E. 2002. Kartlegging av biologisk mangfold (naturtypekartlegging) i ferskvann. Innsjøer. Fylkesoversikt i Oslo og Akershus. – NINA Oppdragsmelding 764. (63 s.)
- Dolmen D. og Strand L.Å. 1991. Evjer og dammer langs Glomma (Hedmark) og Gaula (Sør-Trøndelag). En zoologisk undersøkelse over status og verneverdi, med hovedvekt på Tjønnområdet, Tynset. Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet, Rapport Zoologisk Serie 1991-3. (23 s.)
- Dolmen D. (red.) 1995. Ferskvannslokaliteter og verneverdi. – Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet, Rapport Zoologisk Serie 1995-6. (105 s.)
- Fremstad E. 1997 (2., reviderte opplag 1998). Vegetasjonstyper i Norge. – NINA Temahefte 12. (279 s.)
- Lindgaard A. og Henriksen S. (red.) 2011. Norsk rødliste for naturtyper 2011. – Artsdatabanken, Trondheim. (109 s.)
- Olsen K.M. 2009. Biologiske registreringer i evjer langs Vorma og bekker langs Mjøsa i Eidsvoll og Stange 2009. – BioFokus-rapport 2009-29. (26 s.)
- Olsen K.M. og Blindheim T. 2011. 5.5.11 Evjer, bukter og viker (E12). S. 98–99 i Blindheim T., Thingstad P.G. og Gaarder G. (red.): Naturfaglig evaluering av norske verneområder. Dekning av naturtyper og arter. – NINA rapport 539. (340 s.)
- Olsen K.M. og Reiso S. 2005. Viktige naturtyper og artsmangfold i ferskvann i Akershus. – Siste Sjanse-rapport 2005-5. (30+24 s.)
- Reiso S. og Olsen K.M. 2007. Kartlegging og oppdatering av ferskvannstilknyttede naturtyper rundt østre del av Selbusjøen, Selbu kommune, Sør-Trøndelag. – BioFokus-rapport 2007-15. (45 s.)