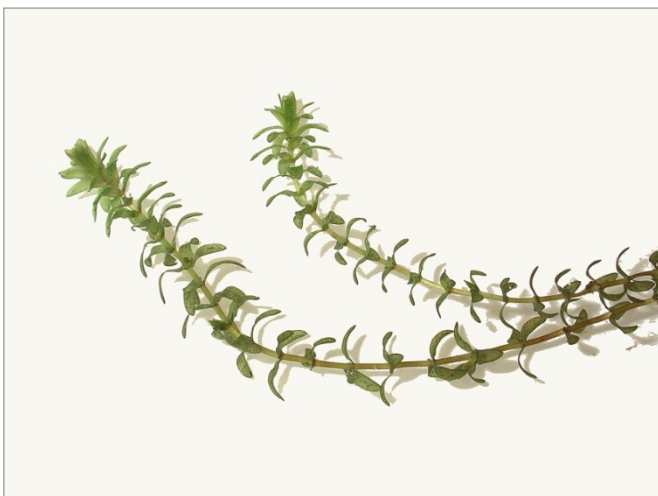


Kunnskapsgrunnlag for handlingsplan mot vasspest (*Elodea canadensis*) og smal vasspest (*Elodea nuttallii*) i Norge



RAPPORT

Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

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

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 55 31 22 14

NIVA Midt-Norge

Pirsenteret, Havnegata 9
Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 73 54 63 87

Tittel Kunnskapsgrunnlag for handlingsplan mot vasspest (<i>Elodea canadensis</i>) og smal vasspest (<i>Elodea nuttallii</i>) i Norge	Løpenr. (for bestilling) 6416-2012	Dato 1.11.2012
	Prosjektnr. Undernr. 10418	Sider Pris 59
Forfatter(e) Marit Mjelde Dag Berge Hanne Edvardsen	Fagområde ferskvann	Distribusjon
	Geografisk område Norge	Trykket NIVA

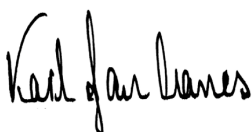
Oppdragsgiver(e) Direktoratet for Naturforvaltning (DN)	Oppdragsreferanse Jarl Koksvik og Tomas Holmern
--	---

<p>Sammendrag</p> <p>Den foreliggende rapporten utgjør kunnskapsgrunnlaget for Handlingsplan mot vasspest (<i>Elodea canadensis</i>) og smal vasspest (<i>Elodea nuttallii</i>).</p> <p>Rapporten gir en oppdatert oversikt over de to artenes biologi og økologi, utbredelse og spredningsveier, samt kjente effekter på vannøkosystemet. Kunnskapsbehov diskuteres, bl.a. knyttet til artenes økologiske krav og effekter på biologisk mangfold. Rapporten omtaler tiltak for å hindre videre spredning og tiltak for å redusere eller bekjempe bestander av vasspest.</p>
--

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. biologi og økologi 2. spredningsveier 3. kunnskapsbehov 4. tiltak 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. biology and ecology 2. dispersion pathways 3. knowledge gaps 4. management
--	---



Marit Mjelde
Prosjektleder



Karl Jan Aanes
Forskningsleder



Brit Lisa Skjelkvåle
Forskningsdirektør

Forord

NIVA fikk i desember 2010 i oppdrag fra Direktoratet for naturforvaltning (DN) å utarbeide utkast til nasjonal handlingsplan mot de fremmede artene vasspest (*Elodea canadensis*) og smal vasspest (*E. nuttallii*). Den nasjonale handlingsplanen skal brukes i arbeidet mot videre spredning og bekjempelse av vasspest og smal vasspest. Handlingsplanen skal også belyse mulige tiltak for å forhindre at arten (*E. callitrichoides*) og eventuelle andre beslektede arter spres til og etableres i Norge. Utkastet til handlingsplan ble lagt opp etter mal fra DN (utkast pr. 3.1.2011), og sendt DN 1. februar 2011.

Våren 2012 endret DN malene for handlingsplanene slik at den foreliggende rapporten nå danner Kunnskapsgrunnlag for handlingsplanen. Rapporten inkluderer også oppdatert kunnskap om vasspestens utbredelse, spredningsveier og økologiske krav, foretatt på oppdrag fra Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold, gitt i september 2010.

Rapporten er skrevet av Marit Mjelde, Dag Berge og Hanne Edvardsen, med førstnevnte som NIVAs prosjektleder. Mulig fuglespredning har vært diskutert med Bjørn Harald Larsen (Miljøfaglig Utredning), som også har gitt informasjon om viktige vannfugl-lokaliteter og trekk av vannfugl på Hadeland.

Oppdragsgivers kontaktpersoner har vært Jarl Koksvik og Tomas Holmern.

Takk til alle for godt samarbeid!

Oslo, 1. november 2012

Marit Mjelde

Innhold

Sammendrag	6
Summary	6
1. Innledning	7
1.1 Bakgrunn	7
1.2 Rapportens formål	7
2. Beskrivelse av artene	8
3. Biologi og økologi	9
3.1 Biologi	9
3.2 Økologiske krav	9
3.3 Klima	12
4. Utbredelse og spredning	13
4.1 Materiale	13
4.2 Utbredelse i Europa	13
4.3 Utbredelse i Norge	13
4.4 Generelt spredningsforløp i Norge	15
4.5 Spredningsveier	17
4.5.1 Generelt	17
4.5.2 Nedstrømsspredning i Drammensvassdraget	19
4.5.3 Spredningsveier på Hadeland	21
5. Vasspestens utvikling på enkeltlokaliteter	25
6. Effekter av vasspest	28
6.1.1 Vannmiljø	28
6.1.2 Biologisk mangfold	28
6.1.3 Friluftsliv	29
6.1.4 Endring av vernegrnlag?	29
7. Kunnskapsbehov	30
7.1 Hvor oppstår problemvekst og hvor lenge varer den?	30
7.2 Effekter på innsjøens biologiske mangfold	30
7.3 Klimaendringer og spredning av vasspest	30
7.4 Genetiske studier	30
8. Tiltak mot vasspest	31
8.1 Tiltak for å hindre spredning	31
8.1.1 Antatt sikre spredningsveier og spredningsmekanismer	31
8.1.2 Mulige spredningsveier og spredningsmekanismer	32
8.2 Tiltak mot etablerte vasspestbestander	34
8.2.1 Generelt om kontroll av vannvegetasjon	34
8.2.2 Mekanisk høsting	34

8.2.3 Manipulering med vannstand	43
8.2.4 Tildekking av sediment	44
8.2.5 Bruk av herbicider	46
8.2.6 Lysreduksjon	47
8.2.7 Biologiske bekjempingsmetoder	47
8.2.8 Næringssaltinaktivering	47
8.2.9 Salttilsetning	48
8.3 Anbefalte tiltak og undersøkelser	48
8.3.1 Hindre spredning	48
8.3.2 Bekjempe/ redusere massebestander	48
8.3.3 Forundersøkelser og effektstudier – evaluering av tiltak	49
8.4 Igangsatte og utførte tiltak	50
8.4.1 Bjårvatn	50
8.4.2 Østensjøvatn	51
9. Litteratur	52

Sammendrag

Den foreliggende rapporten utgjør kunnskapsgrunnlaget for Handlingsplan mot vasspest (*Elodea canadensis*) og smal vasspest (*Elodea nuttallii*).

Vasspest og smal vasspest er vannplanter som er naturlig hjemmehørende i Nord-Amerika og kom til Europa i 1836 og 1914. Vasspest ble første gang registrert i Norge i 1925, mens smal vasspest først ble registrert i 2006. Pr 1. oktober 2012 er vasspest registrert i 101 lokaliteter (innsjøer og sakteflytende elver) i 12 fylker, mens smal vasspest er kjent fra 3 lokaliteter i 2 fylker.

Problemvekst av vasspest kan forekomme i både næringsfattige og næringsrike vannforekomster, i kalkrike og svært kalkrike vann. Den ser ikke ut til å kunne etablere seg i kalkfattige eller humøse innsjøer.

I tillegg til nedstrømsspredning er spredning med mennesker den viktigste spredningsveien for vasspest. Flytting av båter og fiskeutstyr er sannsynligvis viktigst. Vi har ingen holdepunkter for at vasspesten spres med fugl, muligens bortsett fra svært korte strekninger.

Det gis en oversikt over kjente effekter på vannøkosystemet. Rapporten gir til slutt en oversikt over kunnskapsbehov, omtale av tiltak for å hindre videre spredning, samt diskuterer tiltak for å redusere eller bekjempe bestander av vasspest.

Summary

Title: Current knowledge about *Elodea canadensis* and *Elodea nuttallii* in Norway, as a basis for the action plan.

Year: 2012

Author: Marit Mjelde, Dag Berge, Hanne Edvardsen

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-6151-6

The report represents current knowledge of biology, ecology and distribution of *Elodea canadensis* and *E. nuttallii* in Norway. In addition, the report discuss' the effect of nuisance stands and suggested management. The report forms basis for the action plan against the two species.

1. Innledning

1.1 Bakgrunn

Norge har forpliktelser vedrørende tilsiktede og utilsiktede introduksjoner av fremmede arter etter blant annet Biomangfoldkonvensjonen, Havrettskonvensjonen, Bernkonvensjonen og Bonnkonvensjonen. I tillegg er det vedtatt retningslinjer og anbefalinger i henhold til Ramsarkonvensjonen. Også i henhold til EUs Vanndirektiv skal effekter av fremmede arter vurderes.

Tverrsektoriell nasjonal strategi om tiltak mot fremmede arter ble ferdigstilt våren 2007 (MD 2007). Første utgave av Svartelista for Norge ble utarbeidet samme år (Gederaas m.fl. 2007). Dette var den første offisielle oversikten over risikovurderinger for et utvalg av fremmede arter i Norge. Definisjon av fremmede arter er den samme som er brukt av Verdens naturvernorganisasjon (IUCN).

Det er i Norge registrert 115 vannplanter (inkludert karplanter og kransalger) i ferskvann (Mjelde, upubl). Av disse regnes 8 som fremmede arter (hvorav 3 sannsynligvis er utgått). Vasspest (*Elodea canadensis*) og smal vasspest (*E. nuttallii*) er de eneste vannplantene som er vurdert som arter med svært høy risiko, dvs. vurdert å ha negative effekter på stedegent biomangfold (Gederaas mfl. 2012). Forskrift om forbud mot import, utsetting, omsetning og hold av vasspest (*Elodea canadensis*) og smal vasspest (*Elodea nuttallii*) ble fastsatt av DN 17. februar 2009.

Vasspest-artene er inkludert og omtalt av NOBANIS (Nord-Europeisk og baltisk nettverk for fremmede invaderende arter) (www.nobanis.org) og faktaark er utarbeidet av Josefsson (2011). De inngår også i EU-prosjektet DAISIE (Delivering Alien Invasive Species In Europe) (www.europe-alien.org), med faktaark utarbeidet av Gollash (2006).

I Sverige er det utarbeidet en omfattende nasjonal handlingsplan mot fremmede arter og genotyper (Naturvårdsverket 2008). Dessuten finnes det en svensk handlingsplan mot fremmede invaderende vannplanter i ferskvann, hvor vasspest-artene er inkludert (Kyrkander & Örnborg 2010). Innenfor det svenske prosjektet AquAliens er det gjort omfattende arbeid på invaderende akvatiske arter i Sverige (www.aqualines.tmbi.gu.se).

På oppdrag fra Direktoratet for Naturforvaltning (DN) er regionale handlingsplaner for fylkene Oslo og Akershus (Fylkesmannen i Oslo og Akershus 2010), Østfold (Fylkesmannen i Østfold) og Rogaland (Fylkesmannen i Rogaland 2011) allerede utarbeidet. I tillegg foregår et tilsvarende arbeid med regionale handlingsplaner i Vest-Agder og Sogn og Fjordane. Fylkesmannen igangsatte i 2012 en oppdatering av utbredelsen av vasspest i Oslo og Akershus. Rapport herfra foreligger ikke ennå.

1.2 Rapportens formål

Formålet med den foreliggende rapporten er å utarbeide kunnskapsgrunnlaget for handlingsplanen, inkludert oppdatert kunnskap om utbredelse, spredningsveier og økologiske krav.

2. Beskrivelse av artene

Det finnes i dag to vasspest-arter i Norge; vasspest (*Elodea canadensis*) og smal vasspest (*E. nuttallii*) (figur 1). Begge artene er naturlig hjemmehørende i Nord-Amerika, i områder med et temperert klima. Vasspest er der vanlig i innlandet rundt de store sjøene, i St Lawrence-dalen og på Stillehavskysten. For øvrig finnes det en tredje vasspest-art i Europa; *E. callitrichoides*. Dette er en art som er naturlig hjemmehørende i tempererte områder i Sør-Amerika.

Vasspest-slekta tilhører froskebittfamilien (*Hydrocharitaceae*). Til samme familie hører også slektene *Egeria*, *Hydrilla* og *Lagarosiphon*, som alle inkluderer langskuddsarter med tilsvarende voksemåte som vasspest, bl.a. med god vegetativ spredning og rask vekst. De viktigste artene her er *Egeria densa*, *Hydrilla verticillata* og *Lagarosiphon major*, opprinnelig fra hhv. Sør-Amerika, Australia-Asia og Sør-Afrika. Alle disse er imidlertid registrert i sentrale deler av Europa. *Egeria densa* er også funnet i Nord-Europa; i Sverige og på Island (Thordarson 2010). På Island er den funnet i en varm kilde, mens forekomsten i Sverige er oppgitt til Indalsälven i Jämtland. På Island antar man at den kan spre seg til andre varme kilder, men ikke til vanlige vannforekomster. Vi har ingen opplysninger om lokaliteten i Sverige. Disse artene kan regnes som potensielle dørstokkarter i Norge.

Både vasspest og smal vasspest er vannplanter, og tilhører de såkalte langskuddsplantene (elodeidene). De vokser helt under vann og kan bli 2-3 meter lange. Begge artene har 3 flate, noe avlange blad i krans. Bladene er tynne, mørkegrønne og fint tagget. Hos vasspest er bladene 6-15 mm lange og 1,5-4 mm brede. Blomstene er lys fiolette, ca. 4 mm brede, og blomstrer i juni-august. Smal vasspest er svært lik vasspest, men med noe kortere (6-13 mm) og smalere (1,5 mm) blad. Bladene er foldet langs midtnerven og noe bakoverbøyd. Smal vasspest virker ofte spinklere enn vasspest. Begge plantene er særbu, dvs. med separate hann- og hunnplanter. Bare hunnplanter er registrert i Europa. Plantene har hvite, små og trådaktige røtter.



Figur 1. Vasspest (*Elodea canadensis*) (til venstre) og smal vasspest (*Elodea nuttallii*) (til høyre). Foto hhv. NIVA og Bjørn Rørslett.

3. Biologi og økologi

3.1 Biologi

Vasspestens turioner (kompakte skuddanlegg) regnes som primitive fordi de ikke er selvstendige enheter, mangler ekte hvilestadium og som regel fortsetter veksten mens de ennå er festet til morplanten (Cook & Urmi-König 1985). På denne måten får vasspesten flerårige skudd der temperaturen i vannet er avgjørende både for lengden av vekstsesongen og plantens livssyklus. På flere lokaliteter er overvintrende vasspest registrert, bl.a. i Steinsfjorden hvor den overvintrer flere steder som grønne, friske opprette bestander (Johansen 1987). Vekstsesongen starter imidlertid i april-mai med at plantene faller sammen og blir liggende som en mer eller mindre tykk matte på sedimentoverflata. Denne matta danner grunnlag for den nye veksten, men som regel vil bare noen få prosent av den eldre biomassen inngå i en ny bestand, slik at den overvintrende vasspest-bestanden kan betegnes som ettårig (annuell) eller vinter-annuell (Johansen 1987).

Vasspest spres med skuddfragmenter. For å fungere som spredningsenhet er det tilstrekkelig at plante-fragmentet er et par cm langt, og inneholder anlegg for sideskudd og adventivrøtter. Avrevne toppskudd ser ut til å ha størst spireevne (Rørslett 1969, Brandrud & Mjelde 1999).

Vasspest tåler frost og tørke dårlig og vil ikke kunne overleve i temporære lokaliteter, som er utsatt for lange tørkeperioder eller frost (Brandrud og Mjelde 1999). Hvor mye tørke eller frost vasspesten tåler, over hvor langt tidsrom, vet vi imidlertid lite om. Ifølge Rørslett (1969) tåler vegetative vasspestskudd noe uttørring. Han fant at skudd som var lufttørket i opptil tre døgn, kunne være i stand til å utvikle lateralskudd i bladhjørnene etter å ha ligget i vann noen døgn. Brandrud & Mjelde (1999) viste ved et enkelt vekstforsøk at fragmenter som var utsatt for uttørring i 2 døgn eller mer hadde tilnærmet ingen spiring. I forsøk i New Zealand fikk man tilsvarende respons på uttørring, og fant at vasspestartene var mindre motstandsdyktige mot uttørring enn andre vannplanter, f.eks. hornblad (*Ceratophyllum demersum*) (Johnstone et al. 1985).

Spredningsenhetene hos smal vasspest har sannsynligvis større koloniserings- og regenereringsevne enn hos vasspest. Smal vasspest ser også ut til å ha en hurtigere vekst. Disse faktorene gjør at smal vasspest har et større invasivt potensiale (Barrat-Segretain et al. 2002), dvs. den kan bli en større problemlante enn det vasspest er. Den hurtigere veksten hos smal vasspest regnes som en av de viktigste årsakene til at den nå fortrenger vasspest i en rekke lokaliteter ellers i Europa (Barrat-Segretain et al. 2002, James et al. 2006).

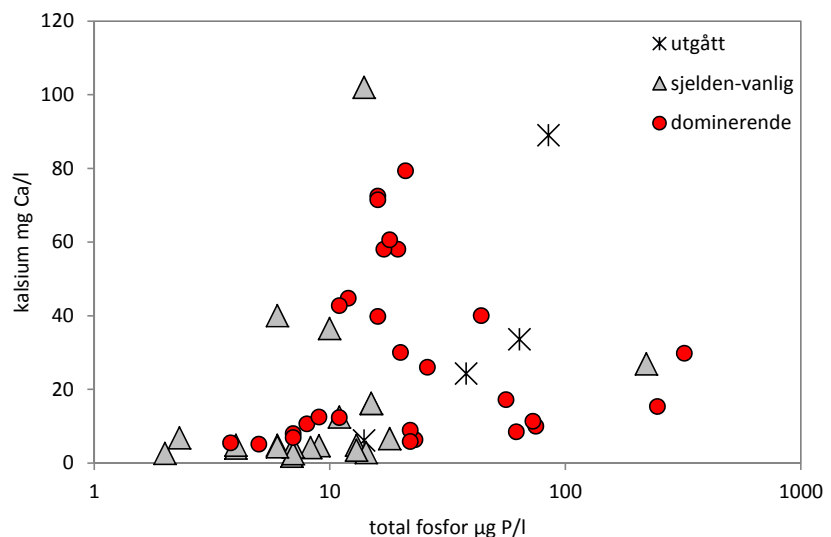
3.2 Økologiske krav

Begge vasspest-artene tåler forholdsvis kaldt vann, og vasspest har en optimal vanntemperatur på 10-25 °C (Cook & Urmi-König 1985). Plantene kan overleve under isen ved så lave temperaturer som 1-4 °C (www.frammandearter.se).

Vasspest er lite lyskrevende og kan vokse under dårlige lysforhold (Spicer & Catling 1988, Mielecki & Piecznska 2005). I Norge er den registrert ned til 6 m dyp i Steinsfjorden (Berge m.fl. 1989) og til 9,7 m dyp i Randsfjorden (Rørslett 1977). I Sverige er vasspest registrert ned til 16 m, mens man mener at smal vasspest kan vokse dypere (www.frammandearter.se). Vasspest tar næring fra sedimentet og foretrekker fast, sandig substrat med høyt innhold av næringsstoffer og mineraler, og synes å unngå mykt organisk sediment (Sand-Jensen 2000).

Vasspest kan benytte bikarbonat fra vannet som karbonkilde (referanser i Spicer & Catling 1988) og ser ikke ut til å greie seg i ionefattig eller forsuret vann. Et eksempel på dette er den nedre og relativt sure delen av Otra. Her har arten lenge forekommet nederst i en liten, næringsrik bekk/kanal som munnar ut i selve hovedelva (Blomdal & Egerhei 1983), men har ikke greid å etablere seg lenger ned i Otra hvor pH er 5,5-6,2 (Kroglund m.fl. 2008). I Norge er arten bare registrert på lokaliteter med alkalitet større enn ca. 0,1 mekv/l. Store bestander, som dominerer vannvegetasjonen, er bare registrert ved alkalitet mer enn 0,25 mekv/l (tilsvarende kalsium ca. 5 mg/l). Store bestander med vasspest er også funnet i kalkrike innsjøer og tjern, med kalsium opp til 80-90 mg Ca/l (figur 2).

Sammenholdt kunnskap om økologiske forhold viser fortsatt at det er en tendens til at problemvekst er vanligst i næringsrike innsjøer, men vasspesten kan også danne store bestander i næringsfattige innsjøer, f.eks. Fiskumvannet (Buskerud) (Mjelde & Larsen 2001) og nordenden av Harestuvatnet (Oppland) (Brandrud & Mjelde 1999), sannsynligvis på grunn av at sedimentet i gruntområdene er mer næringsrike enn de sentrale vannmassene. I de fleste oligotrofe innsjøer, som Nøklevatn og Lutvatn (Oslo), har imidlertid vasspesten sparsom utbredelse (Brettum m.fl. 1999).



Figur 2. Forekomst av vasspest i forhold til kalsium og fosfor.

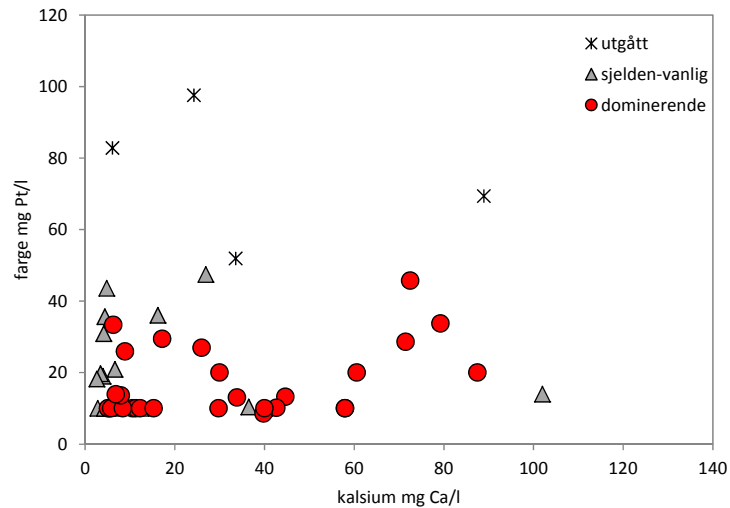
Dataene indikerer at store bestander av vasspest i svært kalkrike innsjøer (> 20mg Ca/l) først forekommer ved noe høyere fosfor-innhold enn hva som er tilfelle for kalkrike innsjøer (4-12 mg Ca/l) (figur 2). Dette kan skyldes at fosfor i svært kalkrike innsjøer bindes til kalsium og derved er mindre tilgjengelig for plantene.

Det finnes også eksempler på at forekomsten kan opptre med mye variasjon i hypereutrofe innsjøer. Østensjøvatn i Oslo er et eksempel på dette. I 2001 anslo man at vasspesten dekket 60 % av innsjøarealet (Mjelde 2002), mens planten et par år etter knapt ble funnet (Lombardo & Mjelde, pers.obs). Vasspest kan vokse under dårlige lysforhold og regnes som en tolerant art i forhold til eutrofiering (Direktoratsgruppa Vanddirektivet 2009). Den burde derfor kunne klare seg også i svært eutrofe innsjøer. Vi antar derfor at det er andre faktorer enn eutrofiering og dårligere lysforhold som spiller inn for utvikling av bestander i slike innsjøer, f.eks. klima- og konkurranseforhold på våren, dybdeforhold, utvikling av helofyttbelter, m.m.

Bestander med vasspest er ikke registrert i humøse innsjøer som har farge på mer enn 50 mg Pt/l (figur 3). I 2012 ble vasspest ikke gjenfunnet i innsjøene Dælivatn, Tjersrudtjern, Gjersrudtjern og Ulsrudvatn. Bare enkeltskudd med vasspest har vært registrert her tidligere og for noen av disse er det også tidligere år rapportert om manglende gjenfunn av vasspest (Rørslett 1969).

Alle innsjøene hvor vasspesten antas å være utgått har fargeverdier mellom 52 og 98 mg Pt/l (figur 3).

Årsaken til at vasspest ikke danner bestander i humøse innsjøer er sannsynligvis for høyt innhold av organisk materiale i sedimentet. Dette gir dårlige oksygenforhold og dårlig feste for røtter (Sand-Jensen 2000, Raun et al 2010).



Figur 3. Forekomst av vasspest i forhold til kalsium og farge.

Basert på foreliggende data kan vi konkludere med følgende for forekomst av vasspest i ferskvann:

- vasspesten danner ikke massebestander i svært kalkfattige og kalkfattige innsjøer hvor kalsiuminnholdet er mindre enn 4 mg Ca/l.
- vasspesten kan ikke danne levedyktige bestander i humøse innsjøer, hvor fargen er mer enn 50 mg Pt/l.
- vasspesten kan danne massebestander i kalkrike innsjøer (kalsium 4-20 mg Ca/l) dersom totalt fosforinnhold er større enn 5 µg P/l.
- vasspesten kan danne massebestander i svært kalkrike innsjøer (kalsium > 20 mg Ca/l) dersom totalt fosforinnhold er større enn 10 µg P/l.
- vasspesten kan danne massebestander også i hypereutrofe innsjøer (total fosfor større enn 100 µg P/l), men her ser bestandene ut til å variere mye. Årsakene er ikke avklart.

Vasspest er sjelden funnet i brakt vann, men ifølge Josefsson (2011) er den funnet i kunstige innhegninger i bukter både langs den svenske og den finske kysten av Bottenviken. I Norge er arten foreløpig ikke registrert i brakkvann. Selv om vasspesten ble funnet nederst i Drammenselva i 1983, er den ennå ikke registrert i Drammensfjorden (Haugen m.fl. 2009). I de øvre vannlagene i indre deler av fjorden kan saltholdigheten variere mellom 0 til 5 promille gjennom året. Slike variasjoner i saltholdighet er sannsynligvis ugunstig for vasspest. Eksperimenter foretatt av A. Erlandsen (se Mjelde & Hvoslef 1986) viste at vasspesten kunne tåle en saltholdighet opp til ca. 2,8 promille, men her hadde den tydelig dårligere vekstforhold. I Østersjøen fant Luther (1951) vasspest i områder med saltholdighet opp mot 2,4 promille, og ifølge Sand-Jensen (2000) kan vasspest opptre i brakkvann og tåle saltholdighet opp mot 2,5 promille.

På grunn av den sparsomme forekomsten av smal vasspest har vi lite data på økologiske forhold i Norge. Masseforekomsten av smal vasspest i Bjårvatn (Rogaland) viser imidlertid at arten kan danne store bestander i innsjøer med et kalkinnhold noe lavere enn det som er registret for vasspest. Næringsinnholdet i Bjårvatn (20-30 µg P/l) ser ut til å være ypperlig for utvikling av bestander av arten. I Sverige har man registrert smal vasspest i brakkvannsområder (Josefsson 2011), og den kan muligens overleve i brakkvannsområdet like nedstrøms Bjårvatn.

3.3 Klima

Heikkinen et al (2009) har utviklet modeller for å kunne predikere utbredelsen av vasspest i Nord-Amerika og Europa. Disse modellene stemmer godt overens med den faktiske utbredelsen av vasspest, også i Norge. Vegetasjonsperiodens lengde var den viktigste enkeltparameteren for prediksjon av vasspestens utbredelse, og er vurdert som svært nyttig for å kunne vurdere nordgrensa for flere plantearter. Ut fra disse modellene er det, med dagens klima, 30-50 % sannsynlighet for forekomst av vasspest i Trøndelag og ytre Helgeland, mens sannsynligheten for forekomst i kyststrøk i Nord-Norge er lavere, 10-30 %. Imidlertid finnes det noen vasspest-lokaliteter i Nord-Sverige og Nord-Finland (ikke langt sør fra treriksrysa), i områder hvor modellene bare predikerer 10-30 % sannsynlighet for forekomst. For Finlands del ses dette i sammenheng med at de siste 15 år har vært uvanlig varme (Heikkinen et al 2009). Hvilke klimaforhold disse lokalitetene har, er ikke klarlagt, men vi regner med at vasspest-artene vil kunne overleve også enkelte steder i Nord-Norge.

Det antas at klimaendringene medfører flere tørre og varme somre, samt varmere vintre med mindre islegging (Framstad m.fl. 2006). I tillegg forventes det at tilførselen av næringsstoffer og organisk stoff til vassdragene vil øke. Økt temperatur og næring, samt forlenget vekstperiode og redusert isdekke, vil kunne føre til økte forekomster av vannplanter, bl.a. vasspest (Asaeda et al 2001, McKee et al 2002).

Mulighetene for etablering av andre fremmede arter, f.eks. de mer varmeelskende artene *Egeria densa* og *Hydrilla verticillata* vil trolig også bedres. Økt planteplanktonbiomasse og økt organisk materiale vil imidlertid kunne forverre lysforholdene for flere vannplanter. Dessuten vil økt organisk innhold i sedimentet kunne være negativ for utvikling av vasspest og andre langskuddsplanter (Sand-Jensen 2000, Raun et al 2010).

4. Utbredelse og spredning

4.1 Materiale

Utbredelse og spredningsforløp av vasspest er basert på sammenstilling av herbariebelegg pr okt 2011 (R. Elven, NHM, Tøyen), Artsdatabankens Artskart, NIVAs database for vannvegetasjon, nye feltregistreringer i 2012, samt opplysninger i litteraturen.

4.2 Utbredelse i Europa

Det finnes tre vasspest-arter i Europa; *E. canadensis*, *E. nuttallii* og *E. callitrichoides*. De to første er hjemmehørende i Nord-Amerika, mens *E. callitrichoides* kommer fra Sør-Amerika.

Vasspest (*E. canadensis*) ble først observert i Europa i 1836, i en dam i Irland, hvor den allerede hadde vokst en tid (Josefsson 2011). Arten er siden spredt til en rekke europeiske land og ble først rapportert fra Skottland i 1854, fra Tyskland, nær Berlin i 1859 og fra Polen omkring 1860. Det første funn av arten i Skandinavia er fra Danmark i 1870, Sverige i 1871 og Finland rundt 1870. I Finland ble vasspest plantet i den botaniske hagen i Helsinki og herfra har planten spredt seg videre til hele landet. Vasspest ble først observert i den europeiske delen av Russland i 1880, i Latvia i 1872, i Litauen i 1884 og i Estland i 1905. Vasspest er vidt utbredt over hele verden og betraktes som et skadelig ugras i hele Asia, Afrika, Australia og New Zealand (Bowmer et al. 1995).

Vasspest finnes nå i hele Europa med unntak av Island, Grønland, Færøyene og Svalbard og Jan Mayen. I Danmark er arten vanlig overalt (Moeslund et al. 1990). I Sverige finnes den i hele den sørlige og sentrale delen av landet og langs kysten av Nord-Sverige (Larson & Willén 2006). I Finland er vasspest svært vanlig i mange innsjøer og tjern i den søndre delen av landet, og utbredelsen øker stadig (Kurtto et al. 2001).

Smal vasspest (*E. nuttallii*) ble først rapportert fra England i 1914, men ble den gang identifisert som *Hydrilla verticillata* og først bestemt til smal vasspest i 1974 (Josefsson 2011). De første funn fra Belgia ble gjort i 1939, i Nederland i 1941, Tyskland i 1953 og Irland i 1984. Det første funn av arten i Skandinavia er fra Danmark i 1974, deretter Sverige i 1991 og i Norge i 2006 (Imslund 2008). Den er så langt ikke registrert i Finland.

De siste 20 årene har smal vasspest blitt mer og mer utbredt i Europa og på flere lokaliteter har den erstattet vasspest. For eksempel er den nå den vanligste av *Elodea*-artene ved bredden av Rhinen (Greulich & Tremolieres 2006). I England er det indikasjoner på at smal vasspest erstattes eller utkonkurreres av en annen fremmed art: *Lagarosiphon major* (Josefsson 2011).

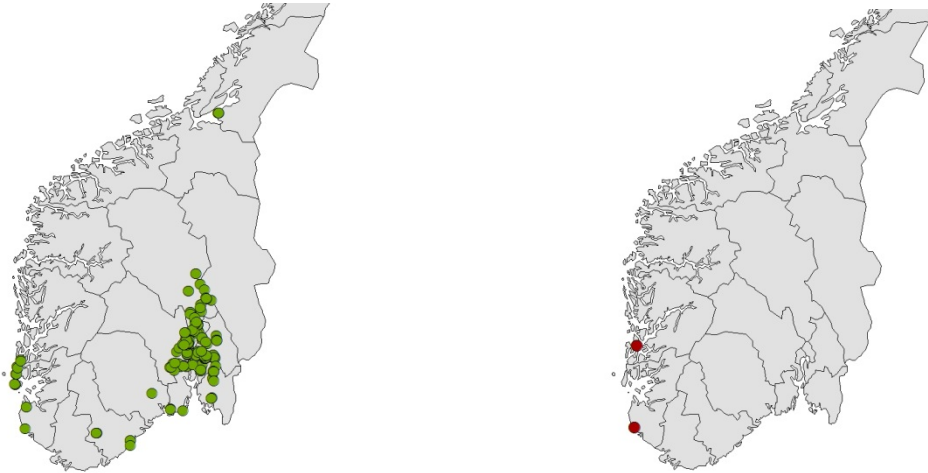
E. callitrichoides er en tredje *Elodea*-art som først ble rapportert fra Europa i 1958 fra Alsace-området i Frankrike, registrert i Østerrike, Tyskland, Frankrike, Irland og Storbritannia (Josefsson 2011). Det er usikkert om den kan etablere seg i Norge, men vi anser den som en dørstokk-art, som i hvert fall kan vokse her ved noe økte temperaturer. Arten blir ofte feilbestemt til smal vasspest (*E. nuttallii*) (Josefsson 2011).

4.3 Utbredelse i Norge

Vasspesten har sin hovedutbredelse på Østlandet (figur 4), men med spredte forekomster på Sør- og Vestlandet og i Sør-Trøndelag. På Østlandet er den spredt til flere lokaliteter i Drammensvassdraget

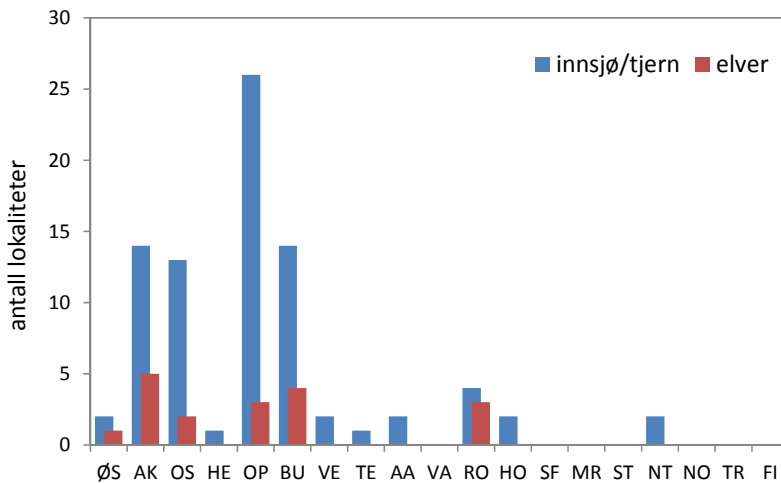
(fra Vigga-Randsfjorden og sørover) og Glåmavassdraget (fra Einavatnet-Mjøsa og sørover), samt i en rekke mindre vassdrag, først og fremst i Oslo-Akershus og Oppland-Buskerud.

Smal vasspest er bare registrert på tre lokaliteter i Norge; Bjårvatn og Fuglestadåna i Rogaland og Årdalsvatn i Hordaland (figur 4). Arten danner massebestand i Bjårvatn og er i spredning i Årdalsvatn.



Figur 4. Lokaliteter hvor vasspest (*Elodea canadensis*) (venstre) og smal vasspest (*Elodea nuttallii*) (høyre) er registrert. Kartene er oppdatert pr 1. oktober 2012.

Utbredelsen av vasspest er fordelt på 12 fylker (figur 5) og omfatter pr 1. oktober 2012 totalt 101 lokaliteter, hvorav 83 innsjøer, tjern og dammer og 18 sakteflytende elver. I de fleste elvene er det registrert flere stasjoner med vasspest. Oppland fylke har flest vasspest-lokaliteter med totalt 24 innsjøer/tjern og 3 elver. Deretter følger Akershus, Buskerud, Oslo og Rogaland, med henholdsvis 19, 18, 15 og 7 lokaliteter. I de øvrige fylkene er det registrert mindre enn 5 lokaliteter.



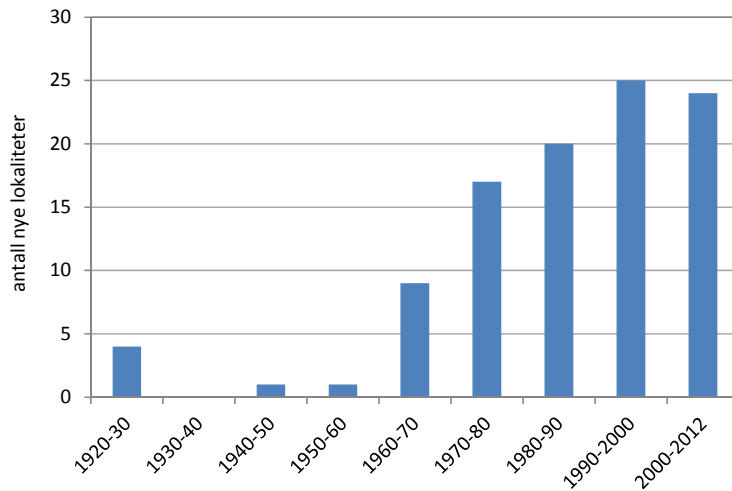
Figur 5. Vasspest-lokaliteter fordelt på fylker, pr 1. oktober 2012.

Oversiktene ovenfor viser alle lokaliteter hvor vasspesten er registrert en eller flere ganger. Hvorvidt planten fortsatt forekommer i alle 101 lokaliteter er ikke kjent. Imidlertid ble vasspesten ikke gjenfunnet i fire av lokalitetene som ble besøkt i forbindelse med det foreliggende prosjekt (se kap. 3.2).

4.4 Generelt spredningsforløp i Norge

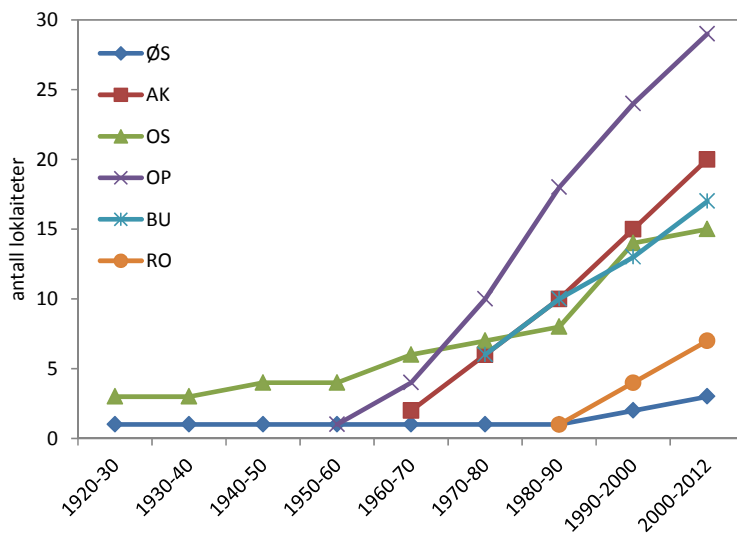
Vasspest

Vasspesten ble første gang registrert i Norge i Østensjøvatn (Oslo) i 1925. Det er usikkert hvordan vasspesten kom til Østensjøvatn, men temmelig sikkert ved hjelp av mennesker. I 1929 ble den så registrert i Lutvatn og Nøklevatn (Oslo), samt i en dam i Borregårdparken (Østfold). De neste ti-årene skjedde det svært lite, bare to nye lokaliteter kom til; Skraperudtjern (Oslo) i 1947 og Jarenvatn (Oppland) i 1956 (Rørslett 1977). Foruten Jarenvatn fantes vasspesten bare i små vassdrag med kort vei til havet eller i isolerte innsjøer/dammer. Fra 1960-70 økte antall vasspest-lokaliteter kraftig (figur 6), og i perioden 1990-2000 ble det registret hele 24 nye lokaliteter.



Figur 6. Utvikling av vasspest-lokaliteter. Antall nye lokaliteter pr 10-år.

Spredningsforløpet varierer mye fra fylke til fylke. I Østfold, hvor arten ble introdusert allerede i 1929, har det skjedd svært lite spredning de siste 90 år. I Oppland, derimot, hvor arten kom inn i 1956, har den hatt en dramatisk utvikling helt fra 60-tallet og fram til i dag (figur 7).



Figur 7. Spredningsforløpet i de viktigste vasspest-fylkene.

Også i Akershus og Buskerud er spredningen kraftig, mens den ser ut til å flate ut i Oslo. Utflatingen i Oslo anses som reell i og med at dette er et fylke hvor man har vært særlig oppmerksom på arten og flere botanikere har ettersøkt den. I 2012 foretas en oppdatering av utbredelsen i Oslo og Akershus (Sweco AS), uten at det til nå ser ut til at nye lokaliteter har blitt registrert.

I perioden 1980-90 ble vasspesten spredt til tre nye fylker; Telemark, Aust-Agder og Rogaland. De første forekomstene i Rogaland ble først registrert på begynnelsen av 1990-tallet, men ifølge Rørslett (1995) var bestandene i Hilleslandsvatn såpass store at de i 1993 ble vurdert å være minst 4-5 år gamle. Spredningen til Nord-Trøndelag skjedde i perioden 2000-2012 (tabell 1).

Potensielle lokaliteter i Rogaland, Hordaland og Nord-Trøndelag antas å være mange, og de nye lokalitetene i disse regionene vil være utgangspunkt for videre spredning. I og med at det ennå ikke har foregått noen spredning fra de første lokalitetene i Vestfold, Telemark og Aust-Agder, anses spredningsmulighetene her som små. For de to siste fylkene begrenses nok spredningen av at kalkfattige, forsurete lokaliteter dominerer. I Vestfold derimot, burde forholdene for spredning av vasspest være gode. Også i Østfold burde vasspesten ha et stort potensiale, uten at det har forekommet noen særlig spredning her. Man bør imidlertid være oppmerksom på mulig spredning fra Lyseren, og eventuelt fra Glåma.

Smal vasspest

Første lokalitet for smal vasspest i Norge var Fuglestadåna, utløpselva til Bjårvatn (Rogaland). Her ble arten registrert i 2006 (Imslund 2008). Sommeren 2006 ble den også funnet i selve Bjårvatn. Den store utbredelsen i Bjårvatn i 2006 tydet på at planten hadde vært i innsjøen noen år (Mjelde 2006). Sommeren 2009 ble en liten forekomst av arten registrert i Ådlandsvatn på Stord (Hordaland) (Mjelde, pers.obs.), og i 2012 fantes den flere steder i innsjøen (Ihlen & Eilertsen 2012). Begge de norske lokalitetene med smal vasspest har direkte utløp til havet gjennom korte utløpselver.

Tabell 1. Antall nye lokaliteter med vasspest og smal vasspest i ulike tidsperioder og fylker.

art	fylke	1920- 1930	1930- 1940	1940- 1950	1950- 1960	1960- 1970	1970- 1980	1980- 1990	1990- 2000	2000- 2012
<i>Elodea canadensis</i>	ØF	1							1	1
	AK					3	4	4	4	5
	OS	3		1		2	1	1	6	1
	HE									1
	OP				1	3	6	8	6	5
	BU						6	4	3	4
	VE					1				1
	TE							1		
	AA							1	1	
	VA									
	RO							1	4	2
	HO									2
	SF									
	MR									
	ST									
	NT									
NO										
TR										
FI										
<i>Elodea nuttallii</i>	RO									2
	HO									1

4.5 Spredningsveier

4.5.1 Generelt

Vasspest er påfallende ofte først rapportert fra botaniske hager og private hagedammer, og den ble trolig bevisst innført og spredt i Europa som hageplante og akvarieplante. En antar at arten har spredt seg videre herfra til naturlige vannområder, trolig først og fremst ved hjelp av mennesker, bevisst eller ubevisst. En annen mulig spredningsvei er ved import av tømmer (Cook & Urmi-König 1985), dessuten selges *Elodea*-arter fortsatt som prydblant i hagesentre og som akvarieplante over hele Europa (Brunel 2009). I Norge er det imidlertid innført forbud mot import og utsetting av vasspest og smal vasspest (DN 2009).

I Norge finnes bare hunnplanter av vasspest og smal vasspest, og spredningen skjer derfor med skuddfragmenter eller vinterskudd. Vasspest-plantene tåler lite tørrlegging, og dette er den kritiske faktoren ved spredning til nye vassdrag. For at vasspesten skal kunne spire og utvikle seg i nye lokaliteter må derfor planten eller deler av denne være fuktig under spredningen.

Når planten først er etablert i et vassdrag spres den med vannet og det skjer etablering fra drivmateriale og skuddfragmenter i vassdraget nedstrøms. Skudd kan rives løs ved flom, kraftig bølgeaktivitet o.l. og ved beiting fra svaner og andre vannfugl. Løsrevne skudd danner lett adventivrøtter og kan rotfeste seg på nye steder.

Spredning på grunn av menneskelig aktivitet har skjedd/skjer særlig i forbindelse med flytting av båter og fiskeredskap, bruk av levende agn (som fraktes i vann fra vasspest-lokaliteter), samt som blindpassasjer ved utsetting av fisk eller kreps. Ren utplanting og spredning fra hagedammer og gårdsdammer, samt ved tømning av akvarium, anses som et mindre problem etter at forskriften mot import, utsetting, omsetning og hold av vasspest trådte i kraft i 2009 (DN 2009). Imidlertid foregår det omsetning av vasspest-liknende arter, bl.a. *Egeria densa* (jfr. www.akvaforum.no).

Vi har ingen holdepunkter for at svaner og andre fuglearter sprer vasspest.

Vasspest

For å få en første oversikt over hvilke spredningsveier som kan være aktuelle eller viktige har vi fordelt vasspest-lokalitetene i 4 grupper: hovedlokaliteter, nedstrømslokaliteter, lokaliteter hvor vasspesten mest sannsynlig er spredt med mennesker, samt lokaliteter med usikker opprinnelse (kan inkludere mulig spredning med fugl eller mennesker). Vurderingene er basert på kart (nedstrømslokaliteter) og vurderinger fra tidligere sammenstillinger (f.eks. Rørslett 1977, 1995, Lye 1971, Blomdal & Egerhei 1983, Fremstad 2011), samt egne vurderinger.

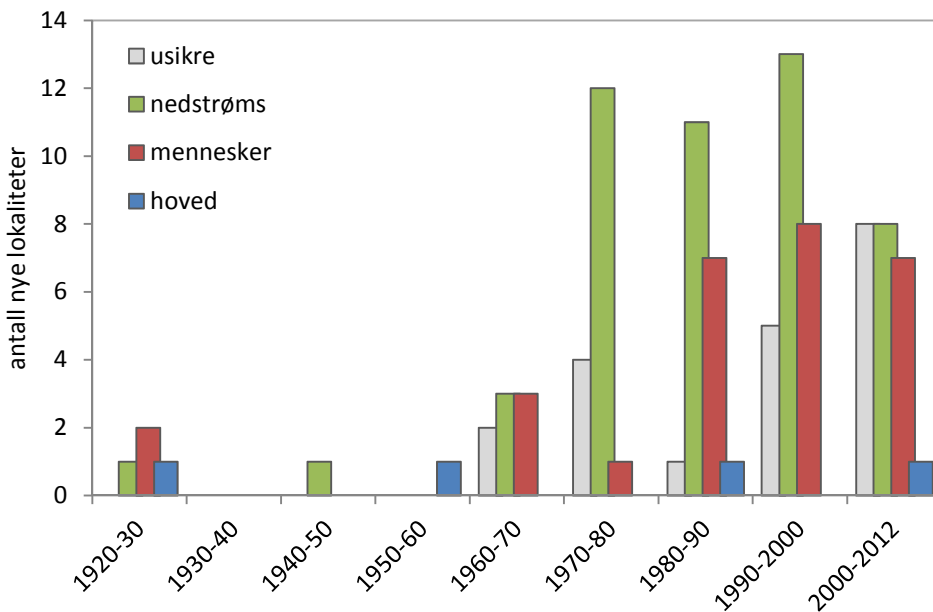
Foreløpig anslår vi at vi har 5 hovedlokaliteter for vasspest i Norge (figur 8), dvs. de første lokalitetene i et område, hvor vasspesten er introdusert fra en annen region, eventuelt direkte fra utlandet, og som gir grunnlag for videre spredning i nærområdene. For å få et sikkert anslag på hvor mange introduksjoner av vasspest vi har i Norge må man nok foreta genetiske analyser. Slike studier er startet opp både i Finland (Huatori et al. 2011) og New Zealand (Lambertini et al 2010), foreløpig uten entydige resultater.

Østensjøvatn (Oslo) er en opplagt hovedlokalitet, og man antar at den ble plantet ut her. Hvorvidt dammen ved Borregård (Østfold) (registrert 1929) har samme opphav som Østensjøvatn er uklart. Forekomsten i Østensjøvatn har sannsynligvis vært opphav til andre vasspest-lokaliteter i Oslo-området, og vi antar at spredning herfra til f.eks. Lutvatn og Nøklevatn skjedde ved hjelp av mennesker. Det er mulig at forekomsten i Jarevatn (Oppland) og Hilleslandsvatn (Rogaland) skyldes spredning fra øst-norske lokaliteter, men kanskje mer trolig er at de er spredt direkte hit fra utlandet. Vi antar at Jarevatn og Hilleslandsvatn er opphavet til mange av de øvrige lokalitetene i henholdsvis

Østlandsområdet (først og fremst Oppland og Buskerud) og Sør-Vestlandet (Rogaland og Hordaland). Ifølge Rørslett (1995) hadde man på lokalt hold i Rogaland oppdaget gjedde i de samme innsjøene hvor vasspest ble observert. Også Liavatn (Nord-Trøndelag) regnes som hovedlokalitet og introduksjonen skyldes sannsynligvis tømning av akvarium (Fremstad 2011). Spredning videre til Hovdalsvatn skjedde ved bygging av fangdammer og overføring av planter fra Liavatn.

I perioden 1930-1960 ble det registrert svært liten spredning av vasspest. En liten økning i 1960-70 skyldes nok spredning med mennesker, samt noen flere nedstrømslokaliteter (først og fremst fra Jarenvatn og nedover Drammensvassdraget). Den kraftige økningen i antall lokaliteter fra 1970 til midten av 1980-tallet skyldes først og fremst passiv spredning nedover vassdragene, særlig i Drammensvassdraget. I denne perioden ser det ut til å være liten spredning med mennesker.

Spredning med mennesker ser derimot ut til å bli særlig viktig fra 1970-80. Folk er blitt mer mobile og flytting av båter og fiskeredskap mellom vassdrag blir vanligere. Det ble også vanligere med private akvarier på 1970-tallet. I tillegg spres vasspesten med vannet nedover hele Drammensvassdraget, og ble registrert nederst i Drammenselva ved Bragernes i 1983. Utover 1990-tallet får vi nedstrømslokaliteter i mindre vassdrag (først og fremst i Oppland), samt første lokalitet i Glåmavassdraget (Einavatn). I 1998 ble vasspesten registrert i Mjøsa. Flere av lokalitetene med usikker opprinnelse skyldes sannsynligvis også menneskespredning.



Figur 8. Antatte spredningsveier for vasspest.

Det er noe færre nedstrømslokaliteter i 2000-2012, men det pågår fortsatt spredning nedover Glåmavassdraget og i mindre vassdrag både på Østlandet og i Rogaland. Antall lokaliteter med usikker opprinnelse er forholdsvis stort, men flere av disse skyldes nok spredning med mennesker.

Smal vasspest

Vi antar at smal vasspest er spredt til Norge med mennesker, kanskje med fuktige fiskeredskaper (garn, teiner og kuper) eller med levende agn (i bøtta hvor man oppbevarer agnfisken). Nærmeste lokalitet for smal vasspest utenfor Norges grenser ser ut til å være ved Ålborg i Danmark (www.fugleognatur.dk) og ved Gøteborg i Sverige (www.Artportalen.se). Vi anser spredning direkte fra utlandet til Årdalsvatn som like sannsynlig som spredning fra Bjårvatn, med mindre den selges til akvarier og parkdammer.

4.5.2 Nedstrømsspredning i Drammensvassdraget

Vasspest-artene spres lett med vannet nedover vassdragene, og spredning til nedstrømslokalteter var den viktigste spredningsveien for vasspest i perioden 1970-2000 (figur 8). For å illustrere en slik spredning langs et vassdrag har vi valgt Drammensvassdraget, hvor spredningen ble fulgt nøye fra år til år (tabell 2 og figur 9).

- a. Det første herbariebelegget fra Jarenavatn stammer fra 1968. Imidlertid fantes bestander over store arealer av innsjøen i 1966 (Lye 1971). Grunneierne mente på denne tiden at planten fantes i innsjøen allerede i 1958-60. Ifølge Rørslett (1977) ble innsjøen undersøkt av Økland i 1954 uten at vasspest ble rapportert, mens flybilder fra 1957 sannsynligvis viser bestander av vasspest. Flybildene fra 1961-62 viser sammenhengende bestander i hele innsjøen. Basert på dette mente Rørslett (1977) at vasspesten kunne ha kommet inn så tidlig som i 1955. Noe som er helt sikkert er at den kom inn en gang mellom 1955 og 1958. Vi har valgt å bruke **1956** som startpunkt, i og med at forekomstene på flybildene fra 1957 var såpass små.
- b. I 1968 ble vasspesten registrert på flere lokaliteter i Vigga, fra utløp Jarenavatn til Røykenvika i Randsfjorden, men siden planten ble registrert i Røykenvika i **1968** (Lye 1971) er nok flere av forekomstene i Vigga eldre enn 1968.
- c. I 1972 ble vasspesten registrert både i Hermannstjern og i Randsfjorden ved Jevnaker (Hongve 1973). Ifølge Rørslett (1977) kan den tidligst ha kommet hit i **1971**, da disse områdene ble nøye undersøkt av Rørslett i 1968-69 og av Lye i 1970. I 1976-77 var vasspest den vanligste vannplanten i Randsfjorden og dannet bestander ned til ca 8 m dyp i det meste av innsjøen (Faafeng m.fl. 1982).
- d. Planten ble forgivevs ettersøkt i Randselva av Hongve i 1972 (Hongve 1973). De første herbariebeleggene fra Randselva (Kistefoss og Lundstad) stammer fra 1976. For Storelva er det første herbariebelegget også fra 1976, og fra Juveren og Synneren i **1975**. Storelva og Juveren ble undersøkt av Rørslett i 1974 uten funn av vasspest (Rørslett 1977). Vi antar at vasspesten var i Randselva i **1974**.
- e. Første herbariebelegg fra Tyrifjorden er fra **1976**. Vasspesten kom inn ved Storelva i 1976 og spredte seg raskt til Steinsfjorden og til Vikersund ved utløpet av Tyrifjorden i **1977**. Spredning og dybdeutbredelse av vasspesten i Tyrifjorden og Steinsfjorden i perioden 1977-1986 er nøye kartlagt og rapportert av NIVA, bla. kom den til nordre del av Steinsfjorden, ved Åsa, i 1980 (se f.eks. Berge m.fl. 1986).
- f. Vasspesten ble registrert i Drammenselva ved Viksfoss og Bergsjø i 1982 (Mjelde & Hvoslef 1985a), men allerede i 1980-81 dannet den massebestander i Bergsjø. Det er en kort strekning mellom Vikersund og Bergsjøen og vi antar derfor at vasspesten har vært i Bergsjøen siden **1978**.
- g. I 1982 ble vasspesten registrert på flere lokaliteter i Drammenselva, ned til Langesøya. I 1977-78 ble vannvegetasjonen i elva undersøkt av Buskerud fylkeskommune uten at vasspest ble funnet, men det foreligger et herbariebelegg fra en meander ved Solberg (Herstrøm?) fra 1981. Vi regner derfor med at vasspesten i 1981 fantes ned til Solberg, mens den i 1982 var spredt ned til Langesøya, og at den kom til Bragernes i 1983. Her stopper spredningen da salinitet innerst i Drammensfjorden sannsynligvis er for høy for vasspesten (Mjelde og Hvoslef 1985b).

Tidspunkt for forekomsten i Røykenvika er noe usikker, sannsynligvis kom vasspesten hit før 1968, mens tidspunktet for spredning til utløpet av Randsfjorden anses som svært sikkert. Den sakte spredningen i starten (15 år fra Jarenavatn til utløp Randsfjorden) anses derfor som godt dokumentert.

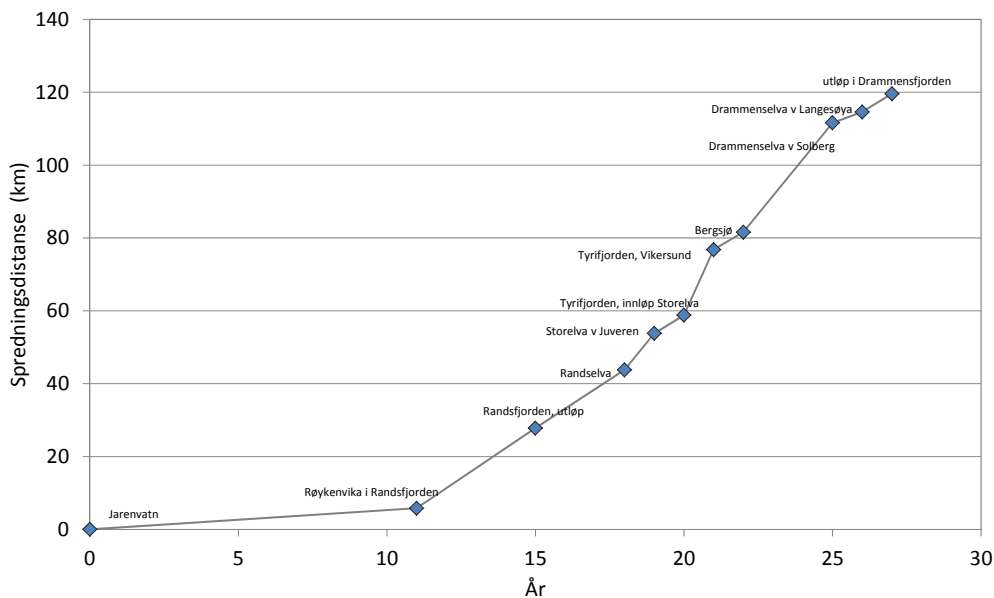
Den raske spredningen videre nedover i vassdraget kan også skyldes direkte spredninger, f.eks. ved flytting av båt fra Randsfjorden til Tyrifjorden eller Drammenselva. Imidlertid er det en klar sammenheng mellom distanse og år fra Røykenvika til Drammensfjorden, noe som kan type på en ren nedstrømsspredning.

Tabell 2. Spredning av vasspest nedover Drammensvassdraget.

Lokalitet	Første funn	Antatt innkomst	Antall år	Vassdragslengde (km)	Summerte lengder (km)
Jarenavtn OP	1966	1956	0	0,0	0
Vigga OP	1968	før 1968			
Røykenvika i Randsfjorden OP	1968	1967	11	5,8	5,8
Randsfjorden v Jevnaker OP	1971	1971	15	22,0	27,8
Randselva OP/BU	1976	1974	18	16,0	43,8
Storelva og Juveren BU	1975	1975	19	10,0	53,8
Tyrfjorden v innløp Storelva BU	1976	1976	20	5,0	58,8
Steinsfjorden BU	1977	1977			
Tyrfjorden v utløp Vikersund BU	1977	1977	21	18,0	76,8
Drammenselva v Viks foss BU	1982	1977			
Drammenselva Bergsjø BU	1980	1978	22	4,8	81,6
Drammenselva meander Solberg BU	1981	1981	25	30,0	111,6
Drammenselva Langesøya BU	1982	1982	26	3,0	114,6
Drammenselva, v Bragernes BU	?	1983	27	5,0	119,6

Det tok altså 27 år fra vasspest kom inn i Jarenavtn og til den ble registrert nederst i Drammenselva. Dette gir en spredningshastighet på 4,4 km/år.

Vi må anta at det var en stadig tilførsel av løse vasspest-skudd nedover Drammensvassdraget fra 1960-70-tallet. Vannmassene fra Jarenavtn til Drammen er blitt utskiftet ganske mange ganger i løpet av disse årene, så hvorfor tok det da så lang tid før den ble registrert og etablert lenger ned i vassdraget? Selv om plantedeler stadig rives løs og fraktes nedover vassdraget er det nok flere forhold som må være tilstede for at vasspesten skal etablere seg på nye lokaliteter, først og fremst at den fester seg på et sted som egner seg.



Figur 9. Skjematisk spredning av vasspest fra Jarenavtn til Drammensfjorden.

Det at det finnes flere kraftverksdammer med tapping fra dykket utløp (i Randselva finnes det tre elvemagasiner), kan være med på å forklare den lange spredningstiden.

Dessuten trenger fremmede arter å tilpasse seg nye levestrukturer, og de fleste arter som blir invaderende blir det først etter en betydelig latensperiode (Kowarik 1995, Elven m.fl. 2012). For enkelte terrestriske karplanter er latensperioden funnet å være over 100 år (Bjoreke 2007, Elven m.fl. 2012).

Genetisk endring i DNA (dvs. ved mutasjoner og delvis spredning i populasjonen) eller epigenetiske endringer (genets uttrykk endres uten at DNA-strukturen endres) anses som viktige årsaker for latensperioder. En genetisk endring i DNA skjer bare dersom arten reproducerer, og arter som formerer seg aseksuelt eller ved fragmentering anses å ha liten genetisk tilpasning (Elven m.fl. 2012). Vasspesten reproducerer bare vegetativt og genetisk endring i DNA er derfor lite trolig for denne arten.

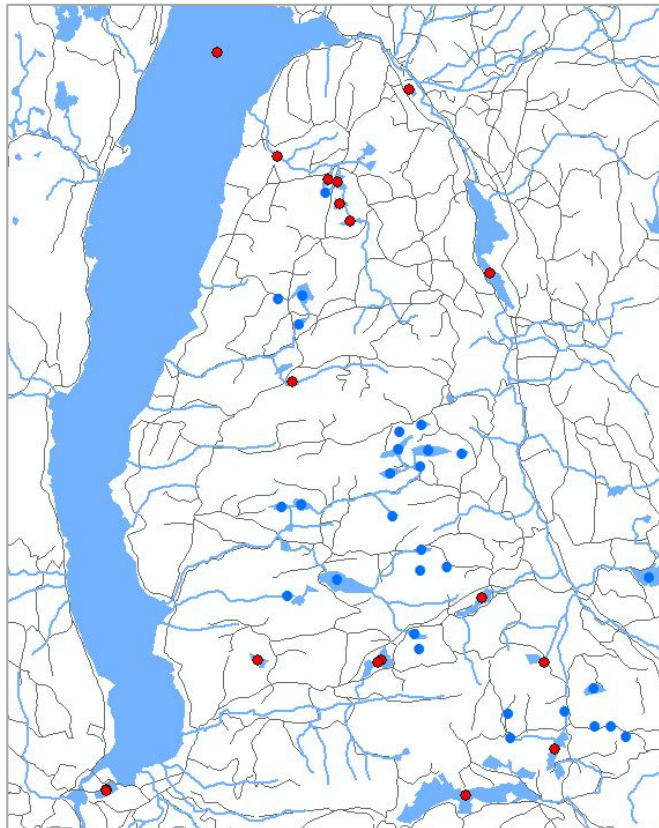
Uansett om vasspesten er spredt direkte til Jarenavatn fra utlandet eller fra Østensjøvatn, eventuelt fra dammen ved Borregård, er latensperioden mye kortere enn det som er funnet hos terrestre planter (Bjoreke 2007). Det er imidlertid usikkert om det er noen genetiske forskjeller i vasspest mellom de ulike landene i Europa, eller om hele den europeiske bestanden av vasspest er én klon. Dersom vi bare har én klon i hele Europa vil vasspesten ikke nødvendigvis ha behov for noen lang tilpasningsperiode i Norge, og muligens er en startperiode på 10 år, som i Drammensvassdraget, nok. En latensperiode på 10-12 år for vasspest understøttes også av forekomsten i Liavatn i Nord-Trøndelag. Opphavet til forekomsten her er antatt å være tømning av et akvarium (Fremstad 2010), dvs. opphav utenfor Norge. I 1995 fantes det ikke vasspest i Liavatn, mens den i 2009 dannet store bestander (Mjelde upubl.).

4.5.3 Spredningsveier på Hadeland

I tillegg til spredning med vann nedover vassdragene er spredning med mennesker antatt å være den viktigste spredningsveien for vasspest, mens spredning med fugl er usikkert.

I et forsøk på å komme nærmere svaret har vi gjort en grundigere studie av mulige spredningsveier på Hadeland. Totalt 45 lokaliteter er inkludert i studien, hvorav 15 med vasspest og 30 uten vasspest (figur 10). Følgende spredningsveier har vært vurdert: 1) med vannet langs vassdrag, 2) ved hjelp av mennesker (flytting av båter og fiskeredskaper), og 3) fuglespredning.

Det er tidligere vist at ferskvannsorganismer, både planter og dyr, kan spres når båter flyttes mellom vannforekomster (Johnstone et al 1985, Kelly et al 2012). For å vurdere denne spredningsveien har vi for hver lokalitet samlet informasjon om offentlig vei nær vannet, offentlig tilgjengelig båt plass, samt privat båt plass eller brygge (tabell 3). Disse opplysningene er tatt fra Norgeskart og Norge i bilder, samt registreringer i felt. Hvilke lokaliteter som er viktige for vannfugl er markert i tabellen, dessuten er dominerende fuglarter og viktige fugletrekk på Hadeland omtalt i teksten (B.H. Larsen, pers.medd.).



Figur 10. Hadeland. Lokaliteter med (rød) og uten (blå) vasspest.

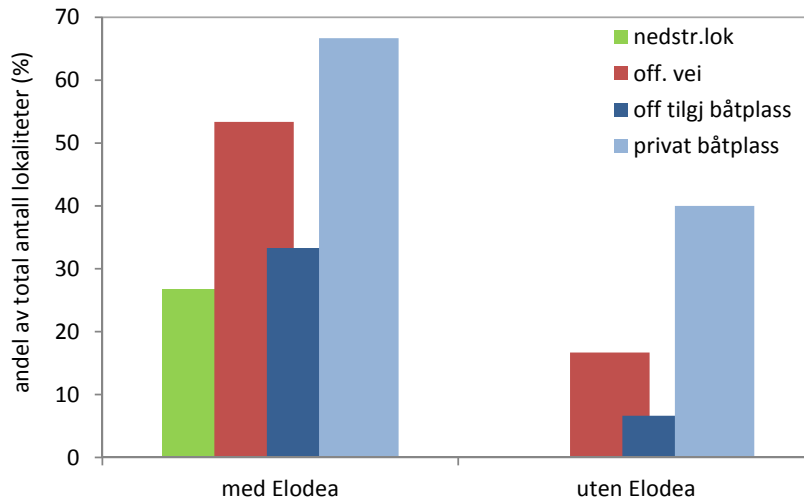
Vannkjemiske parametre er innhentet for å kunne vurdere om lokalitetene har en vannkvalitet som er egnet for utvikling av vasspest (jfr kap. 3.2), dersom vasspesten kommer dit.

Tabell 3. Viktige parametre for vurdering av spredning med vann, mennesker og fugl på Hadeland.

innsjø	Elod can	første registr.	nedstr. lok	off. vei	off. tilgj. båt plass	privat båt plass	viktige lok. vannfugl	dom. av Chara
Askjuntjern	x	2007	x	-	-	-	x	?
Bergstjern	x	1976	-	x	-	x	(x)	-
Breidtjern	x	1996	x	-	-	-	x	?
Elgtjern	x	1968	x	-	-	x	x	?
Grunningen	x	1976	-	x	x	x	x	-
Jarenvatn	x	1956	-	x	x	x	x	-
Kalvsjøtjern	x	1980	-	x	x	x	x	-
Kårstadtjern	x	1985	-	-	-	x?		-
Langtjernet	x	1975	-	-	-	-	x	-
Mylla	x	1984	-	x	x	x		-?
Nedre Falangtjern	x	2007	-	-	-	x		?
Oppentjern	x	2008	-	-	-	x		?
Storetjern	x	1980	-	x	x	x	x	-
Svea	x	1989	-	x	x	x		-
Vesletjern	x	1980	x	x	x?	x?	x	-
Bråtåtjern (Vienbråtåtjern)	-		-	-	-	x		-
Elgsjøen	-		-	x	x	x		-
Galtesdalstjern, vestre	-		-	-	-	-		x
Glorudtjern	-		-	-	-	?		x
Hallomtjern	-		-	-	-	x	x	-
Holteputten	-		-	-	-	-		-
Høltjern	-		-	-	-	x?		(x)
Høybytjern	-		-	-	-	-		x
Kalven	-		-	-	-	x		x
Karussputten	-		-	-	-	-		x
Kjevlingen	-		-	x?	x?	x		?
Korsrudputten	-		-	-	?	x		(x)
Korsrudtjern	-		-	-	-	x?		-
Lønntjern	-		-	-	-	-		x
Muttatjern	-		-	-	-	x		-
Mæna	-		-	x	x?	x		-
Nedre Kalstjern	-		-	x?	-	x		x
Nedre Småtjern	-		-	-	-	-		(x)
Nyborgtjern	-		-	-	-	-		(x)
Oksentjern	-		-	-	-	-		(x)
Omdalsvatn	-		-	-	-	x		-
Orentjern	-		-	-	-	-		-
Rokotjern	-		-	-	-	x		-
Skirstadtjern	-		-	-	-	?	x	(x)
Vassjøtjern	-		-	x	-	x?	x	-
Velotjern	-		-	-	-	-		-
Vientjern (Østtjern)	-		-	-	-	-?		-
Øvre Kalstjern	-		-	-	-	-		-
Øvre Småtjern	-		-	x	-	-		x
Øyskogtjern	-		-	-	-	x	x	(x)

Av de lokalitetene vi har vannkjemi for (de fleste med vasspest og alle uten vasspest), har alle, unntatt Karussputten, en vannkjemi som er gunstig for etablering og utvikling av vasspest.

Av de 15 lokalitetene som har vasspest er fire nedstrømslokaliteter. Mer enn halvparten av de resterende 9 lokalitetene har både offentlig vei og offentlig tilgjengelig båt plass (figur 11), dvs. lett adkomst for medbrakt båt. Tre lokaliteter; Kalvsjøtjern, Storetjern og Vesletjern, ligger langs en av hovedveiene (Rv 242 (nå E16)) mellom Vigga-dalen og Randsfjorden. Grunningen i nord ligger ved en annen av hovedveiene (Rv 240). Tilgjengeligheten for båt og fiske er klart mindre for lokalitetene uten vasspest.



Figur 11. Tilgjengelighet for båt og fiske ved lokalitetene i Hadelandsregionen. 15 lokaliteter med vasspest og 30 uten vasspest.

De viktigste vannfuglene på Hadeland er knoppsvane (*Cygnus olor*), sothøne (*Fulica atra*), storkand (*Anas platyrhynchos*), brunnakke (*Anas penelope*) og sangsvane (*Cygnus cygnus*) (B.H. Larsen, pers.medd.). Knoppsvane og storkender finnes i alle innsjøer og tjern, brunnakke mer eller mindre i alle, men først og fremst i Jarenavatn på høsten, mens sothøne bare er i Jarenavatn og Kalvsjøtjern, samt en del i Vassjøtjern. Sangsvane er ikke vanlig på Hadeland og finnes bare i mindre mengder i Jarenavatn.

Disse vannfuglene har vannplanter som sitt hovedføde. Storkand kan også spise animalsk føde, men på høsten spiser den først og fremst planter. De viktigste plantegruppene for vannfugl er undervannsplanter, f.eks. vasspest og tjønnaks (*Potamogeton* spp.), og frittflytende planter (som *Lemna minor*). Flytebladsplanter, som gul nøkkerose (*Nuphar lutea*) og hvit nøkkerose (*Nymphaea alba*) spises vanligvis ikke. De fleste kransalgene i *Chara*-slekta er sterkt kalkinkrusterte og er derfor dårlig føde for vannfugl. Kransalger med lite kalkutfelling, f.eks. vanlig kransalge (*Chara globularis*) og skjørkrans (*C. virgata*), samt *Nitella*-artene, spises imidlertid av vannfugl. Bestander med vasspest tiltrekker store mengder vannfugl (jfr Steinsfjorden, Berge m.fl. upubl) og anses som en viktig matressurs for vannfugl.

De viktigste fugletrekkene på Hadeland går langs Randsfjorden og langs Vigga-dalen. Det foregår lite regulært trekk på tvers i øst-vest-retning eller i nord-sør-retning mellom Randsfjorden og Vigga-dalen. Imidlertid forekommer det lokale næringstrekk, f.eks. med storkand mellom Kalvsjøtjern, Hallomtjern og Storetjern-Vesletjern. Vannfuglene som har tilhold på Hadeland om sommeren overvintrer enten sør i Randsfjorden, i Tyrifjorden eller i Drammenselva. Alle disse lokalitetene har bestander med vasspest. På våren foregår det rekognoseringstrekk fra Randsfjorden og nordøstover på Hadeland for å sjekke isforholdene, blant annet i retning Vassjøtjern. Da foreligger vasspest som gamle, nedsunkne matter, men nye skudd spirer som regel fra disse og vil være mulige spredningsenheter.

Man har observert at plantebiter kan henge på nebb og hals når fuglene spiser, men det er ikke observert at det henger plantedeler fast utenpå fuglekroppen når de flyr mellom vannforekomstene, og spredning på denne måten over en viss strekning anses som uaktuelt. Plantedeler som oppbevares i kroa hos fuglen ser ut til å være spiredyktig (D. Berge, pers.medd.), men det er ikke vanlig at fuglene gulper dette opp igjen, og spredning på denne måten anses også som lite sannsynlig. Vasspesten har ikke frø og turionene som består av sammenpressete blader, tåler nok ikke transporten gjennom fuglemagen. Vi antar at derfor at det ikke er spiredyktige planterester i fuglebæsj.

Av de 45 undersøkte lokalitetene på Hadeland regnes 13 som viktige vannfugl-lokaliteter. De fleste vannfugl-lokalitetene (9 lokaliteter) har også store bestander av vasspest. De øvrige viktige vannfugl-lokalitetene er de fire store kalksjøene, Skirstadtjern, Øyskogtjern, Rokotjern og Vassjøtjern. Ingen av disse har vasspest. Alle de 9 vannfugl-lokalitetene som har vasspest er enten nedstrømslokaliteter eller har offentlig tilgjengelig båt plass, mens ingen av de 4 store kalksjøene har offentlig tilgjengelig båt plass.

Basert på vurdering av spredningsforholdene på Hadeland anser vi spredning av vasspest med mennesker, først og fremst ved flytting av båter og fiskeutstyr, som den viktigste spredningsveien, i tillegg til nedstrømsspredning.

Spredning med vannfugl anses generelt som lite trolig. Imidlertid kan vasspesten muligens spres med fugl mellom vannforekomster som ligger tett og hvor det er mulig å svømme på bekkene mellom tjernene. Dette kan f.eks. gjelde tjern som ligger såpass tett som Langtjern, Breidtjern, Grunningen og Elgtjern. Her foregår det også nedstrømsspredning. Det at vasspest ikke er registrert i det nærliggende Oksentjern (150-200 m fra Elgtjern og Grunningen) kan skyldes at det bare skjer kortdistansespredning med fugl der det er mulig å padle på bekkene, eller at Oksentjern ikke oppsøkes av fugl på grunn av at vannvegetasjonen her er dominert av *Chara*-arter. Spredning med fugl foregår åpenbart ikke over litt lengre strekninger, f.eks. mellom Kalvsjøtjern, Hallomtjern og Storetjern. Her foregår det lokalt næringstrekk og avstanden er mindre enn 1,5 km mellom innsjøene. Kalvsjøtjern og Storetjern har hatt vasspest i mange år mens den ikke er registrert i Hallomtjern.

5. Vasspestens utvikling på enkeltlokaliteter

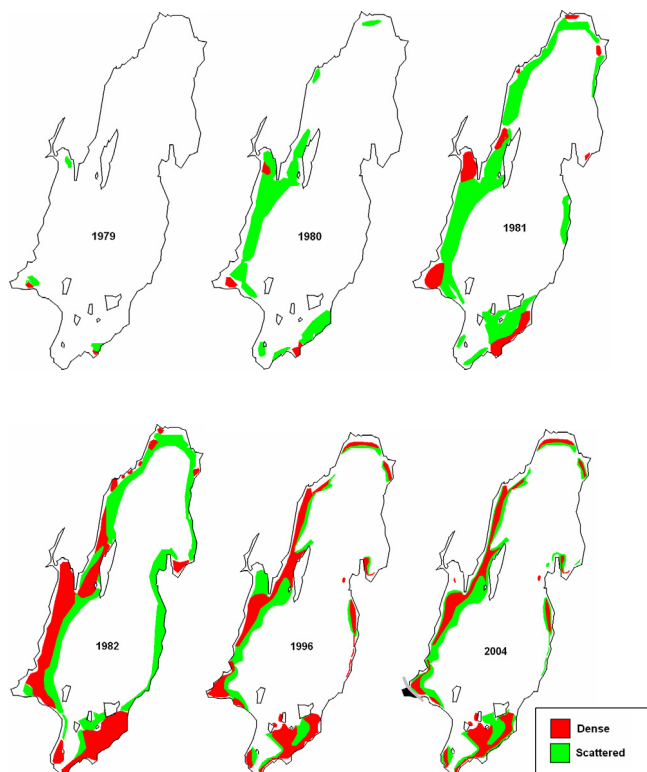
Det foreligger ikke oppdaterte opplysninger om vasspestens bestandsstørrelse for alle de norske lokalitetene, men vasspesten danner store bestander i hele eller deler av 40-50 % av innsjøene.

Vasspestens utvikling på enkeltlokaliteter er lite undersøkt i Norge. De fleste vurderingene er basert på mer eller mindre tilfeldige kvalitative eller semi-kvantitative undersøkelser.

Steinsfjorden

Steinsfjorden er den eneste lokaliteten hvor det er foretatt grundige kvantitative undersøkelser av vasspest (Rørslett 1983, Johansen 1987, Rørslett m.fl. 1985, Berge m.fl. 1989, Hessen et al. 2004, Larsen 2006, Berge m.fl. (upubl), Mjelde et al. 2012). Mye av vår nasjonale kunnskap om vekst og utvikling av vasspest, samt effekter på innsjøens økosystem, inkludert biologisk mangfold, er basert på undersøkelsene i Steinsfjorden.

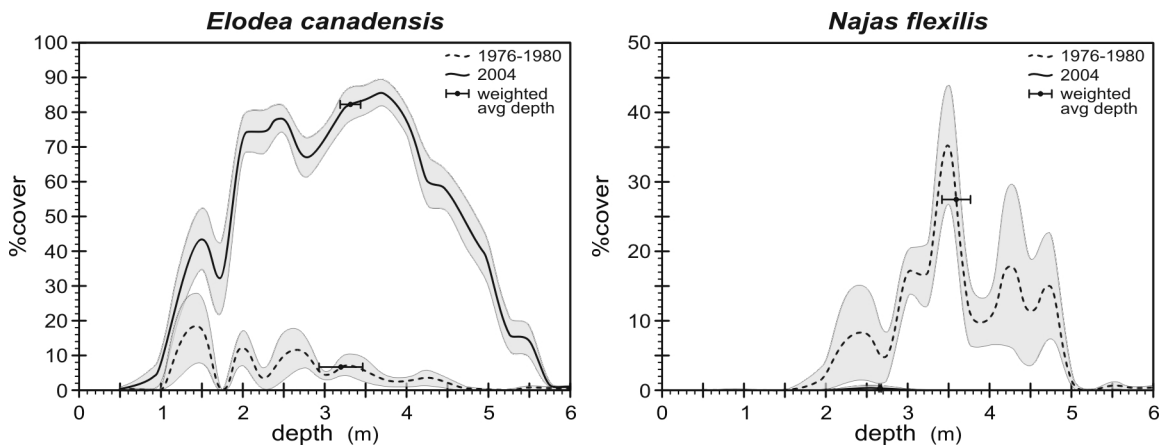
Steinsfjorden er en middels kalkrik, klar og oligo-mesotrof innsjø. Vasspest ble observert i innsjøen i 1978, og har siden 1979-80 dannet massebestander i store deler av innsjøen (Berge m.fl. 1989, Berge m.fl., upubl) (figur 12). Siste undersøkelse i Steinsfjorden ble foretatt i 2003-2004 (Berge m.fl. upubl, Mjelde et al. 2012). Selv om arealutbredelsen var noe redusert i 2004 i forhold til på 1980-tallet, var fortsatt store deler av littoralsona dekket med vasspestbestander. Bestandshøydene og biomassen var imidlertid klar redusert i forhold til tidligere.



Figur 12. Arealutbredelse av vasspest (*Elodea canadensis*) i Steinsfjorden 1979-2004 (etter Berge m.fl., upubl)

Vasspesten etablerte seg raskt ut til 5-6 m dyp i Steinsfjorden. I 2004 dannet den fortsatt massebestander ned til ca 5 m dyp, noe som sannsynligvis er hovedårsaken til at forekomsten av rødliste-

arten. mjukt havfruegras (*Najas flexilis*) er kraftig redusert (figur 13) (Mjelde et al. 2012). Det er antatt at vasspesten først og fremst påvirker mjukt havfruegras gjennom redusert CO₂ i vannmassene og næringsutarming av sedimentet (Mjelde et al 2012).



Figur 13. Endringer i dekning av vasspest (*Elodea canadensis*) og mjukt havfruegras (*Najas flexilis*) i Steinsfjorden i 1976-80 og i 2004 (fra Mjelde et al. 2012).

Nordbytjern

For Nordbytjern (Akershus) foreligger det data fra flere perioder, slik at man her har en viss kunnskap om utviklingen av vasspest i et kalkrikt system (Hongve 1972, Brandrud 1995a, 1995b, Hongve & Løvstad 1991, Hiltun 1997, Mjelde, unpubl).

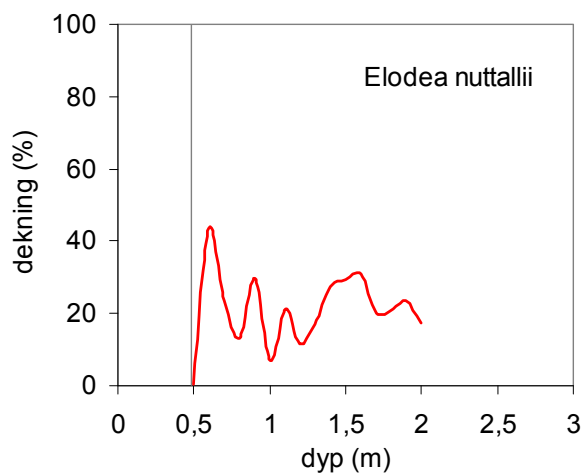
Nordbytjern er en svært kalkrik og forholdsvis næringsfattig innsjø. Vasspest ble første gang registrert her i 1991 (Hongve og Løvstad 1991). I 1997 var arten vanlig i hele innsjøen, først og fremst på noe dypere vann (Hiltun 1997), mens den i 2009 bare fantes svært spredt (Hongve, pers.obs., Mjelde, pers.obs.). Reduksjon i vasspest-bestanden i Nordbytjern kan muligens skyldes for lavt innhold av næringsstoffer i sedimentet, men dette er ikke nærmere undersøkt.

Bjårvatn

I Bjårvatn (Rogaland) ble det i 2009 foretatt en kvantitativ undersøkelse av utbredelsen av smal vasspest (Mjelde 2009). Dette er den eneste undersøkelsen av denne type vi har av smal vasspest i Norge.

Bjårvatn er en liten og svært grunn innsjø, som ligger like ved kysten. Innsjøen er noe kalkrik og eutrofiert.

Smal vasspest ble observert i området i 2006 (Imslund 2008). I 2008 dannet den bestander fra 0,6 m og ut til mer enn 2 m dyp (figur 14) (Mjelde 2009). De lengste plantene og frodigste bestandene fantes på 1,5 m dyp. Vannvegetasjonen var forøvrig dominert av kortskuddsvegetasjon, først og fremst stivt brasmegras (*Isoetes lacustris*), som hadde størst forekomst på 1-1,6 m dyp. Verken smal vasspest eller stivt brasmegras ble registrert i innsjøen i 1963 (Helvig 1963).



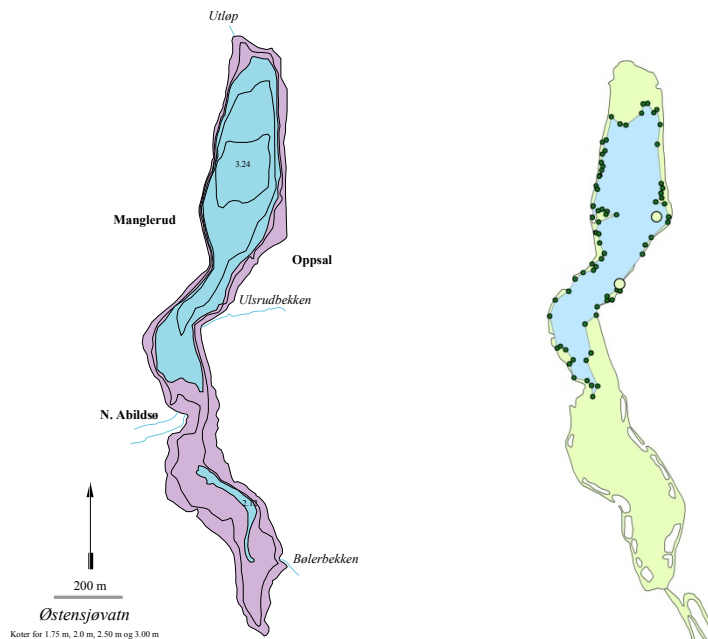
Figur 14. Dybdefordeling av smal vasspest (*Elodea nuttallii*) i Bjårvatn 2008 (figur fra Mjelde 2009).

Østensjøvatn

Østensjøvatn er en grunn, svært eutrof innsjø, som er vernet først og fremst på grunn av den spesielle fuglefaunaen. Vannvegetasjonen i Østensjøvann er undersøkt ved flere anledninger; Tveter ca. 1925 (beskrivelsen inkludert i Rørslett 1975), Høeg 1965, Rørslett 1975, Wesenberg 1995, Mjelde 1999 og Mjelde & Berge 2011.

Tveter (1925) beskrev vegetasjonen i og rundt Østensjøvann som artsrik og frodig, men undervannsvegetasjonen ble sannsynligvis lite undersøkt den gang. I 1964 var vannvegetasjonen fortsatt artsrik, og det fantes tette bestander av vasspest flere steder, særlig i søndre deler, men også nær utløpet i nord (Høeg 1965). Undersøkelsene i 1972 viste de samme dominansforholdene som på 60-tallet (Rørslett 1975), men antall arter ute i de frie vannmassene var noe redusert. Undervannsvegetasjonen var dominert av spredte forekomster av vasspest og hornblad (*Ceratophyllum demersum*). I 1995 var undervannsvegetasjonen svært sparsom og hverken vasspest eller hornblad ble registrert i selve innsjøen, derimot fantes de i Bogerudkanalene (Wesenberg 1995).

Undervannsvegetasjonen var i 1999 igjen dominert av vasspest, som hadde stor forekomst i kanalene og i ytterkant av helofyttene (Mjelde 1999). Det ble anslått at vasspest i 1999 hadde omtrent samme utbredelse som vasspest og hornblad hadde tilsammen i 1965 og 1972. Høsten 2001 gikk vasspesten ut til ca 2 m dyp og overflatematter og undervannsbestander dekket ca. 60 % av innsjøarealet (figur 15) (Mjelde 2002). I tillegg fantes enkelte såtter ut til 2.8 m dyp. I 2003 fantes bare helt spredte forekomster av vasspest (Mjelde & Lombardo, pers.obs.). I 2010 ble det imidlertid igjen observert stor forekomst av vasspest og allerede tidlig på våren 2011 ble det rapportert om store overflatematter (S.W. Johansen, pers.medd.). I september 2011 dannet den igjen bestander over ca. 60 % av innsjøarealet (figur 15) (Mjelde & Berge 2011).



Figur 15. Anslått utbredelse av vasspest (overflatematter og undervannsbestander) i Østensjøvatn i 2001 (venstre) og 2011 (høyre). Utbredelsen i 2001 er vist med lilla farge, mens den i 2011 er markert med lys grønn farge. Ytterpunktene av bestandene er vist med grønne punkter. Figurer hentet fra Mjelde (2002) og Mjelde & Berge (2011).

Forekomsten av vasspest i Østensjøvatn varierer svært fra år til år uten at vi kjenner årsaken til dette. Mulige årsaker kan være endringer i vannkvalitet og siktedyp, konkurranse mellom planteplankton og vannplanter på våren, is- og temperaturforhold på sen vinter og vår.

6. Effekter av vasspest

Vannplanter er viktige for livet i vann og vassdrag. Imidlertid vil massebestander av vasspest, som kan dekke hele vannsøylen og også danne flytematter, ha negativ innvirkning på selve økosystemet og for rekreasjon og friluftsliv. Begge vasspest-artene er inkludert i den norske svartelista, i kategorien svært høy risiko (Gederaas m.fl. 2012).

Det typiske mønsteret for vasspest-koloniseringen er tre-faset: 1) «eksplosjon», 2) dominering og 3) reduksjon (se f.eks. Nichols & Lathrop 1994, Simberloff and Gibbons 2004).

I Norge skilles det mellom tre vekststadier for vasspest (se bl.a. Rørslett m.fl. 1984, Johansen 1987, Berge 1989). Initial-stadiet: I områder som ikke er kolonisert tidligere vil planten danne en krypende «matte» på bunnen, som forankrer seg til sedimentet med tallrike adventivrøtter fra bladhjørnene. Planten kan kolonisere store arealer på denne måten før det dannes skudd mot overflaten. Rankevekst-stadiet: Plantene står med tettstilte, ugreinete skudd som vokser «i takt» oppover mot vannoverflaten. Når plantene nærmer seg overflaten, kan blomstring og forgreining initieres. Vasspest-koloniene kan holde seg i dette stadiet gjennom flere vekstsesonger, noe varierende etter dybdeforholdene på voksestedet. Slutt-stadiet: Plantene forgreiner seg sterkt nær overflaten og danner en tettpakket, flytende matte, ofte med intens blomstring. I velutviklede massebestander ligger mer enn $\frac{3}{4}$ av biomassen i dette øvre laget. Slike bestander blir gjerne overgrodd med begroingsalger, som sammen med skum og drivmateriale gjør at overflatebestandene utvikler seg til en grøtaktig masse som raskt reduserer plantens vitalitet. Etter en tid bryter disse såtene sammen.

I Steinsfjorden fantes massebestander med overflatematter i 6 år (Berge, unpubl), og pr 2004 var det fortsatt massebestander i hele dybdeområdet 1-5 m dyp, men overflatematter fantes ikke (Mjelde et al. 2012).

6.1.1 Vannmiljø

Undersøkelsene i Steinsfjorden viste at nedråtningen av vasspest sommerstid de først årene etter etablering førte til økt algebiomasse og høy pH i vannet, som igjen førte til at sedimentbundet fosfor ble frigjort til vannmassene. Steinsfjorden ble mer eutrof. Imidlertid tiltrakk de store vasspest-bestandene seg store mengder vannfugl. Kombinasjonen av vasspest som tar fosfor ut av sedimentet og fugl som spiser vasspest, har på lang sikt renset de littorale sedimentene i Steinsfjorden og bidratt til å bedre vannkvaliteten (Berge et al. 2009).

6.1.2 Biologisk mangfold

I flere av innsjøene med store bestander av vasspest er det observert endring og nedgang i annen vannvegetasjon (Brandrud & Mjelde 1999). I de fleste lokalitetene har det også skjedd en eutrofiering og uten grundigere undersøkelser er det vanskelig å si hva som har hatt størst negativ innvirkning på mangfoldet; vasspest eller eutrofiering eller en kombinasjon, eventuelt andre faktorer. Undersøkelser i Steinsfjorden viste en endring både i mengde og sammensetning av annen vannvegetasjon, bl.a. en kraftig reduksjon av rødlistarten mjukt havfruegras (*Najas flexilis*) (se kap. 5).

Kraftig tilgroing med vasspest fører sannsynligvis til betydelige endringer i bunndyrsamfunn, selv om dette er lite undersøkt. Erfaringer fra tilgroing med vannplanten krypsiv (*Juncus bulbosus*) tilsier at produksjonen av endel insektsarter øker kraftig på grunn av økt næringstilgang, og økt mikro-habitat-areal og heterogenitet (Mikkelsen 1997). Samtidig må en regne med at forholdene blir vanskeligere for arter som krever åpne områder og fast, mineralsk bunn. Så vidt vi kjenner til, foreligger det ingen undersøkelser på dette.

Steinsfjorden er en av Norges beste lokaliteter med hensyn til bestand og fiske av edelkreps (*Astacus astacus*). Fylkesmannen i Buskerud finansierer overvåking av krepsefisket i innsjøen og avkastningen av dette. Avkastningen har etter 1998 ligget nokså stabilt på ca. 2000 kg pr år, noe som er under halvparten av det som ble tatt ut tidlig på 1980-tallet. Det kan være flere årsaker til dette, men den viktigste antas å være den tette vasspestbestanden som har gjort mange områder uproduktive for kreps (Skurdal m.fl. 2003). Endrete levevilkår for bunnfauna og yngel vil opplagt påvirke fiskepopulasjonene i innsjøer med vasspest, men eventuelle effekter er lite kjent og vanskelig å skille fra andre økologiske endringer som påvirker fiskefaunaen.

Svanepopulasjonene økte kraftig i Steinsfjorden da vasspest-bestanden var på sitt største (Larsen 2006). Det samme var tilfelle i enkelte andre innsjøer på Ringerike og Hadeland. Det er ikke kjent om de store vasspest-bestandene har hatt noen betydning for mer sjeldne vannfugler.

Selv om svaner er et framtreddende element i de grunne innsjøene på New Zealand, fant Mitchell & Wass (1996) at beitingen hadde liten effekt på biomassen av vannvegetasjon. Metoden tok imidlertid bare hensyn til hva svanene spiste og ikke ødeleggelser av bestandene ved oppriving o.l. Van Donk et al. (1994) antydte at endenes beiting på bestandene av smal vasspest (*Elodea nuttallii*) om høsten og vinteren, med oppriving og fjerning av hele planter, kunne være en årsak til at vannvegetasjonen året etter ble dominert av hornblad (*Ceratophyllum demersum*) og ikke av smal vasspest.

6.1.3 Friluftsliv

Vasspest danner store bestander opp mot overflata i strandnære områder (særlig i bukter og vikar), hvor stangfiske og bading ofte foregår, slik at det mange steder blir umulig å utføre fisket på tradisjonelt vis. Også båttrafikk blir vanskelig i områder med store bestander (Mjelde 1997).

6.1.4 Endring av vernegrnlag?

Vasspestbestandene finnes først og fremst i kalkrike-svært kalkrike og middels næringsrike-næringsrike lokaliteter. Disse innsjøtypene inkluderer blant annet den utvalgte naturtypen kalksjøer (Naturmangfoldloven, MD 2009) og naturtyper viktige for biologisk mangfold, f.eks. kulturlandskapssjøer (DN 2007). Hvorvidt vasspesten kan ha negative konsekvenser for f.eks. kransalgene i kalksjøene er ikke kjent (jfr. Mjelde m.fl. 2009).

7. Kunnskapsbehov

7.1 Hvor oppstår problemvekst og hvor lenge varer den?

Vasspesten har dannet massebestander i Steinsfjorden i over 20 år. Dette er en mye lengre tidsperiode enn det som antas som normalt for vasspest-lokaliteter i andre europeiske land. Hva som er årsaken til dette er ikke klarlagt, men det er åpenbart at denne lange perioden med massebestander vil ha betydning for hele økosystemet. Det er også forventet at bestandsutviklingen vil være forskjellige i ulike typer innsjøer. Utvikling av massebestander i utvalgte innsjøer bør derfor følges opp med jevne mellomrom.

7.2 Effekter på innsjøens biologiske mangfold

I 1999 ble det foretatt en generell og enkel vurdering av artens effekter på biologisk mangfold (Brandrud & Mjelde 1999). En langt mer omfattende studie er senere foretatt i Steinsfjorden. Her ble vasspestens effekter på vannkjemi, vannfugl og øvrig vannvegetasjon i Steinsfjorden studert ved hjelp av en omfattende datamengde fra perioden 1976-2004 (Berge et al 2009, Mjelde et al 2012). Dette er en av få undersøkelser, også internasjonalt, som finnes om vasspestens effekter på hele økosystemet, inkludert biologisk mangfold. Mye av den nasjonale kunnskap vår om vekst av vasspest og dens effekter på biologisk mangfold er basert på undersøkelsene i Steinsfjorden. Erfaringene herfra kan imidlertid ikke uten videre overføres til andre typer lokaliteter.

Hvilken effekt vasspesten vil få på det biologiske mangfoldet vil variere avhengig av innsjøens vannkvalitet, hvilke arter som finnes og hvilke miljøkrav disse har (se diskusjon i Mjelde et al 2012). Det bør derfor gjøres undersøkelser, tilsvarende det som er gjort i Steinsfjorden, i andre typer innsjøer. Også innsjøer med smal vasspest bør undersøkes.

7.3 Klimaendringer og spredning av vasspest

Spredningspotensialet for vasspest i Norge i dag og med endringer i klima er ikke avklart. Her er det et klart behov for forskning.

7.4 Genetiske studier

Når vasspesten først er kommet inn i et vassdrag regnes den som nærmest umulig å bli kvitt igjen. Det viktigste tiltaket mot vasspest er derfor å hindre spredning til nye lokaliteter. Da er det svært viktig å få kunnskap om hvorfra den spres. Genetiske analyser vil kunne gi grunnlag for å beskrive fylogeografisk struktur innen denne arten, og belyse om vasspest bare spres fra den/de opprinnelige introduksjonene i landet, eller om det stadig foregår nye introduksjoner.

8. Tiltak mot vasspest

8.1 Tiltak for å hindre spredning

Når det gjelder tiltak for å hindre eller begrense spredning av vasspest er det naturlig å ta utgangspunkt i det man vet om hvordan vasspesten spres, samt kvalifiserte antakelser der man ikke er helt sikker. Følgende spredningsveier og spredningsmekanismer antas som sikre: nedstrømsspredning; spredning med båter, båthengere, dregg, tauverk og kjettinger, fiskegarn og teiner, traktorer og anleggsmaskiner, akvarier, gårdsdammer og hagedammer. Mulige spredningsveier og spredningsmekanismer kan være: vannfugl, fiskeutsettinger, bruk av levende agn, overføringer i vannkraftanlegg, større jordvanningsanlegg, spredning ved sjøfly.

8.1.1 Antatt sikre spredningsveier og spredningsmekanismer

Nedstrømsspredning

Når vasspesten først er kommet inn i et vassdrag er det vanskelig å hindre spredning videre nedover vassdraget. Ved vasspestlokaliteter hvor det er mye ferdsel (båttrafikk, fiske mm) bør man vurdere informasjonstavler. Ingen andre tiltak foreslås her.

Flytting av båter og fiskeredskaper etc

Flytting av fiskeredskaper og båter har vært ansett som den viktigste spredningsveien mellom norske vassdrag. I lokaliteter som har massebestander av vasspest, er løse små og store vasspestbiter vanlig. Har man vært i en slik lokalitet med båt, båthenger, ankertau/kjetting, dregg, fiskegarn, teiner, forskningsmessig feltarbeid, eller liknende, er det overveiende sannsynlig at en har med seg vasspestbiter når man forlater lokaliteten. Vi foreslår derfor at det fokuseres på informasjon om spredning av vasspest ved flytting av fiskeredskaper og båter.

Båt må øses og både båt og utstyr må plukkes ren for vasspest. Man bør være særlig oppmerksom på motorbrønnen og bunnen av båten, under bunnplatene. Helst bør både båt og utstyr spyles rent og tørke i minst 2 dager før det settes ut i ny lokalitet.

Tiltak:

- Ved marinaer og båtutsettingsplasser plasseres det informasjonsplakater, med informasjon om spredningsfaren og anbefalt renseprosess for båter og fiskeredskaper
- Brosjyre om det samme utarbeides
- Spyleslange for rengjøring settes opp på store marinaer med infiltrert avløp
- Annonser i båtblader, Jakt og Fiske, Villmarksliv etc.
- Oppslag på butikker, bensinstasjoner, etc.

Traktorer og anleggsmaskiner

Dersom det foregår anleggsarbeid i strandsonen av en vasspestlokalitet er det trolig at vasspestbiter følger med på maskinene. Det er viktig at maskiner og utstyr gjøres ordentlig rent før det flyttes til annen lokalitet eller ut av nedbørfeltet. Om arbeidet pågår en tid, kan tauverk og kjettinger o.l., som fraktes fram og tilbake i åpne biler og lasteplan, være en mulig spredningsvei. Alle som deltar i arbeidet må undervises, samt at det utleveres brosjyre om spredningsfare og anbefalt renseprosess.

Tiltak:

- Plukke rent og spyle alt utstyr som har vært benyttet i vasspestlokaliteten

Akvarier, gårdsdammer og hagedammer

I 2009 trådte "Forskrift om forbud mot import, utsetting, omsetning og hold av vasspest (*Elodea canadensis*) og smal vasspest (*Elodea nuttallii*)" i kraft. Etter dette kan spredning fra akvarier og dammer muligens anses som et mindre problem. Vi antar imidlertid at disse plantene fortsatt kan finnes i private akvarier og dammer.

Ved rengjøring av private akvarier er det mest vanlig å slå planterester i toalettet. Toalettavløp havner på renseanlegg, og vasspestbiter vil normalt tas hånd om i slambehandlingen. Dette overlever de neppe. I større akvarier, med mye vegetasjon, er det vanlig å hive dette i naturen eller i nærmeste overvannssluk. Da kan det lett havne i vassdrag.

Gårdsdammer står ofte i forbindelse med vassdrag ved flom, enten via bekk eller samlegrøft til vassdrag (flomoverløp). I slike perioder vil skjøre planter som vasspest lett kunne spres nedstrøms. Dammene kan også fungere som spredningsveier via fugl over korte strekninger.

Tiltak:

- Forby salg av og all bruk av fremmed vannvegetasjon som kan spire i norske vannforekomster
- Gjennomføre kontroller i akvariebutikker og hagesentre
- Informere i lokalaviser, akvarieblader og TV om faren ved å slå fremmede vannplanter ut i overvann eller direkte i vassdrag
- Føre jevnlig kontroll med vegetasjon i hage, park og golfdammer
- Utrydde vasspesten i de dammene den måtte finnes
- Lage overløpsfilter av fin hagesingel fra alle slike dammer

Norges Zoohandlers Bransjeforening foretok i 2010 en vurdering av hvilke akvatiske organismer (planter, evertebrater og fisk) innenfor norsk zoobransje som kan tillates for import til Norge og potensielle problemarter som ikke bør tillates (Fosså, 2010). Flere av disse er vannplanter. Man bør være oppmerksom på en økende spredningsfare av slike arter, særlig ved klimaendringer og økte temperaturer.

Det er også viktig å være oppmerksom på at andre uønskede organismer kan spres sammen med vannplantene. De fleste rotfaste plantene selges med vannholdig sedimentklump, som kan inneholde mange uønskede organismer, både planter og dyr. Et eksempel er den forhatte krepsen *Procambrus clarkii* (red swamp crayfish) spredd over hele verden ved risplanter (rice-seedlings) som kommer i plastpose med vann og sediment. Krepselarvene ligger i sedimentet.

8.1.2 Mulige spredningsveier og spredningsmekanismer

Fugl

Fuglespredning har tidligere vært antatt å være en spredningsvei for vasspest. Det er imidlertid få undersøkelser på dette, og det er svært usikkert i hvor stor grad dette skjer.

Fiskeutsettinger

Tidligere hadde settefiskanlegg gjennomstrømning fra nærliggende vassdrag uten noen form for filtrering av vann fra inntakskilden. Er vannkilden en vasspestlokalitet vil man få vasspestbiter i anlegget av og til. Sekken med settefisk fylles med vann fra anlegget, og her kan det lett følge med vasspestbiter.

Tiltak: Installere filter på inntaksvann ved alle settefiskanlegg

Flytting av attraktive fiskeslag mellom vassdrag

Flytting av fisk fra et vann til et annet er forbudt (jfr. Lov 1992-05-15 nr. 47: Lov om laksefisk og innlandsfisk). I visse miljøer er det attraktivt å fiske på spesielle fiskeslag og flytting av slik fisk fra et vann til et annet foregår nok fortsatt. Dette kan også medføre spredning av vasspest.

Tiltak: Informere om forbudet og risikoen ved populære fiskeplasser etc.

Fiske med levende agn

I motsetning til flere andre land er fiske med levende agn forbudt i Norge (Lov om dyrevelferd, §14d). Vi antar imidlertid at dette foregår i større eller mindre grad, f.eks. av turister som ikke er klar over eller omgår dette forbudet. Dersom agnet samles inn eller kjøpes fra lokaliteter med massebestander av vasspest er det lett av løsrevne skudd av planten følger med. Fiske med levende agn har vært antydnet som en mulig årsak til forekomst av smal vasspest i Bjårvatn og Ådlandsvatn.

Tiltak: Informere om forbudet mot levende agn i fiskeblader, på nettsider for fiskere, ved populære fiskeplasser etc.

Vannkraftanlegg

Overføringer ved vannkraftanlegg har stått for flere kjente spredninger av uønskede arter i norsk vassdragsnatur. Her finnes ikke den samme filtrering og desinfisering som ved drikkevannsoverføringer. Foreløpig er de fleste reguleringer med overføringer i høyereliggende strøk hvor man ennå ikke har fått vasspest, men i fremtiden kan det bli mer aktuelt med pumpekraftverk, også fra lavlands-vassdrag, f.eks. Drammensvassdraget og Glommavassdraget, hvor vasspest er vanlig.

Tiltak: Forby overføringer og pumpekraftverk fra vasspestlokaliteter

Større jordvanningsanlegg

Dersom et felles jordvanningsanlegg har en vasspestlokalitet som kilde kan planten spres til andre lokaliteter og nedbørfelt. Det er ikke noen filtrering eller vannbehandling i slike jordvanningsanlegg, og medfølgende vasspestbiter kan lett nå bestemmelsesjordet og nye vannforekomster herfra.

Tiltak: Kontroll med at større jordvanningsanlegg fra vasspestlokaliteter ikke får ha avrenning til vasspestfrie lokaliteter eller andre nedbørfelt.

Sjøfly

Pontongene på sjøfly er utstyrt med ror som manøvreres ved to vaiere og et tverrstag. Dette vil kunne bli befengt med vasspestbiter ved taxing i vasspestlokaliteter. Mesteparten vil kanskje falle av ved take off, men noe vil muligens kunne bli hengende.

Tiltak: Taxe ut til dypt vann og sjekke om det henger vasspest på pontonger, ror og vajere før take off.

Flytting av redskap i forbindelse med skjøtsel av vegetasjon

Oppsamling og bortkjøring av vegetasjon i forbindelse med skjøtsel i vasspestlokaliteter medfører en potensiell spredning.

Tiltak: Utstyr, båter og biler må renses for vasspestbiter. Dersom plantematerialet skal fraktes ut av nedbørfeltet bør det være behørig innpakket. Deponeringsstedet må ligge slik til at vasspest-biter ikke kan komme ut i andre lokaliteter. Dessuten må man påse at næringsalter fra de råtnende bestandene ikke lekker ut i innsjøer og forårsaker eutrofiering.

8.2 Tiltak mot etablerte vasspestbestander

Igangsettelse og utførelse av tiltak for å redusere eller bekjempe vasspesten kan være svært kostnads-krevende. Det er derfor viktig at effekter av ulike tiltak vurderes grundig, inklusive kostnader i forbindelse med oppkjøp/leie av maskiner og tidsbruk. Det bør alltid foretas forundersøkelser og oppfølgende studier av tiltakene. Forundersøkelser er viktig også for å unngå at tiltakene fører til andre uønskete problemer, f.eks. kan fjerning av vannplanter fra næringsrike lokaliteter føre til en uønsket oppblomstring av planteplankton. Likeså bør lokalbefolkningens syn på forekomsten, og hvilke negative konsekvenser den eventuelt har for ulike brukerinteresser, kartlegges. I denne sammenheng er det også viktig å klargjøre lokale ressurser og kompetanse til bruk i bekjempning, f.eks. i lokale jeger- og fiskeforeninger, ornitologiske foreninger, velforeninger, o.l.

8.2.1 Generelt om kontroll av vannvegetasjon

De viktigste metodene som har vært brukt for å redusere vegetasjonsproblemer i ferskvann, inklusive vasspest, er: 1) mekanisk høsting, 2) manipulering med vannstand, 3) tildekking av sediment, 4) mudring, 5) biologisk kontroll (gresskarpe, insekter), 6) lysmanipulering, 7) herbicider, og 8) næringsinaktivering.

Fjerning av vannvegetasjonen kan føre til uønskede effekter, f.eks. habitatødeleggelse for fisk, invertebrater og andre dyr, endringer i det fysiske-kjemiske miljøet (Carpenter and Lodge 1986, Engel 1990, Nichols 1991), samt mobilisering av spredningsmateriale av den planten man ønsker å fjerne. Å la plantematerialet ligge og råtne i vannmassene kan forårsake oksygenvinn, frigivelser av nærings-salter, samt være estetisk sjenerende. Omfanget av disse påvirkningene er bestemt av arealet som behandles, samt biomassen av planter som tiltaket omfatter, og hvor lettnedbrytbart det aktuelle plantematerialet er. Behandling av store områder med massiv plantevekst har potensiale til å gi store effekter, mens behandling av mer begrensede områder vil kunne ha minimal eller ingen negativ effekt på hele innsjøen.

Når man har en lokalitet der det planlegges tiltak for vegetasjonskontroll, har man gjerne i lengre tid hatt en situasjon som ikke er tilfredsstillende. Enten er omfanget av vannvegetasjonen blitt for stor og har negativ innvirkning på innsjøen forøvrig, eller den gir praktiske problemer knyttet til menneskenes bruk av innsjøen. Tiltakenes potensielle negative og positive effekter bør diskuteres ikke bare i forhold til dagens situasjon, men også ut fra antatt framtidig utvikling av vegetasjonen, dersom intet gjøres.

8.2.2 Mekanisk høsting

Mekanisk høsting er den mest benyttede metoden for å kontrollere vannvegetasjon i innsjøer, elver og kanaler over hele verden. Metoden gir få negative økologiske effekter utover på det området som høstes. Hovedproblemet med metoden er at den er svært arbeidskrevende. Den blir derfor i første rekke benyttet i mindre områder.

Mange av maskinene har stor kapasitet til å slå vegetasjonen, men det som ofte begrenser metodens kapasitet er å fjerne vegetasjonen fra vannet. Som regel er det relativt få steder ved en innsjø det er mulig å komme til med traktor eller lastebil for å hente opp vegetasjonen. Det kan ta tid før vegetasjonen råtner og synker (avhengig av art), noe som kan være et estetisk problem. Dessuten vil nærings-salter kunne lekke ut i vannet fra de råtne bestandene og kunne forårsake eutrofiering hvis biomassen er stor.

Høstingsutstyr

Dorotea Mekaniska AB (Sverige) (www.doroteamekaniska.se) lager utstyr for vegetasjonshøsting i innsjøer og elver (figur 16). De lager alt fra små klippeaggregat til å feste på siden av en lett-båt, til mer profesjonelt utstyr for større høstingsoperasjoner.



1. Klipperen "Hymo" er beregnet til å sette på lett-båt



2. Amfibietraktoren "Truxdor" påmontert klipper 3090



3. Dorotea Truxdor maskiner, m/klipper og silosvans



4. Sjørydding AS under klipping av sjøsvaks i Vansjø



5. Det høstede materialet lesses i land på egnede steder



6. Å få vegetasjonen i land kan være et problem

Figur 16. Utstyr for høsting av strandvegetasjon levert av Dorotea Mekaniska AB i Sverige. Alle fotos: Dorotea Mekaniska og Sjørydding AS.

I Grennesvannet i Vestfold har Velforeningen Vassås Vel kjøpt inn en liten Hymo-klipper av typen vist i figur 16 (bilde 1). Klipperen virker fint i de fleste vegetasjonstyper. Et problem er imidlertid at propellen på påhengsmotoren har en tendens til å gå full av plantemateriale slik at båten raskt mister framdriften. Dette er særlig et problem når man slår vannvegetasjon, som tjønnaks o.l. Det hjelper

betydelig å utstyre påhengsmotoren med siv-propell, men fremdriften er heller ikke da problemfri. I takrør- og sjøsivaks-vegetasjon fungerer den bedre. Til båten fås også kjøpt en rive til å montere i fronten. Denne kan brukes til å dytte vegetasjon inn mot land. Blir det for store plantemengder, blir båten nokså puslete til å dytte. Tar man bare litt av gangen, går det greit.

Bilde 2, figur 16, viser amfibietraktoren Truxdor påmontert Dorotea-klipperen 3090. En slik er i drift hos firmaet Sjørydding AS i Moss. Denne traktoren driftes av en slags «skovlebelter» som glir rundt to store langsgående flytepontonger. Ribbene på beltet er så store at de sørger for effektiv fremdrift når maskinen er flytende. Den styres også med en «silosvans» som kan benyttes til å dytte materialet til land, eller laste det ombord i en båt. Det finnes annet utstyr til denne maskinen, som mudringshode, gravemaskin, etc., som ikke er så aktuelt for vegetasjonshøsting.

Aquamarine (USA). USA har mer enn 50 års erfaring med høstingsmaskiner for problematisk vegetasjon. En mengde firmaer har levert utstyr, men de fleste er konkurs i dag. En av de som har overlevd og som fortsatt lager slikt utstyr er Aquamarine. Aquamarine med utstyr til større høstingsarbeider er vist i figur 17.



1. Høstingsmaskin fra Aquamarine USA. Skjærebord bestående av to vertikale og en horisontal slåmaskin-kniv. Plantene transporteres opp av vannet ved et nettingtransportbånd. Fremdriften er skovlehjul.



2. Aquamarine maskin under høsting av *Hydrilla verticillata*, en vasspestliknende plante



3. En egen selvgående lekter for i landkjøring av det høstede materiale. Legg merke til at lekteren er koplet til høstemaskinen i det innfeldte bildet. Bunnen av høstemaskinen og lekteren er utstyrt med transportbånd, slik at lasting og lossing går på få minutter.



4. Lekteren tømmes over på et nytt transportbånd som lesrer materialet opp i en lastebil.

Figur 17. Vegetasjonshøstingsutstyr fra Aquamarine (USA). Alle fotos: Aquamarine.

Mud Cat (USA) er verdens største produsent av mudrings- og strandsone-entreprenørutstyr. De har lenge laget høstemaskiner som den Aquamarine lager, men har nå også et nytt patentert system som er vist i figur 18. Dette er et spesielt vegetasjonssklippe-hode som kan benyttes på deres tradisjonelle mudringsmaskiner. Gjengene på mateskruen er kuttet opp, og i hvert «kutt» er det en knivskarp herdet egg. I kåpa bak er det vertikale faste kniver som treffer i knivåpningene i mateskruens gjenger når denne roterer. Vegetasjonen blir kuttet i 10-15 cm lange biter, samt at systemet hindrer mateskruen i å tette seg med vegetasjon. Vegetasjonen skrues inn mot midten av kåpa hvorfra den går inn i samme pumpa som transporterer slammet under mudring. Materialet kan sprutes på land som fra en snøfreser, eller det kan pumpes på land i en avvanningsinnhegning, til en avvanningslekt, lenger ut etc. Materialet kan pumpes opptil 1 km. Denne maskinen kan også fjerne rotsystemet på plantene ved at den kjøres ned i mudderoverflaten.



1. Mud Cat mudringsmaskin påmontert et spesialhode for vegetasjonshøsting



2. Materialet kan sprutes eller pumpes på land eller til en avvanningslekt

Figur 18. Vegetasjonshøstemaskin fra Mud Cat (USA). Fotos: Mud Cat.

Vasspest-høsteren «Slurpen». Etter vasspest-invasjonen i Steinsfjorden i slutten av 1970-åra satte Miljøverndepartementet i verk et prosjekt for å se på mulighetene for å høste vasspest, samt utnytte det høstede materialet. Da det ikke var satt av nok midler til innkjøp av høstingsutstyr, samt at det ikke fantes maskiner som høstet dypt nok, ble det laget en høstingsmaskin av en ombygget Mud-Cat mudringsmaskin. Utstyret ble utviklet i samarbeid av NIVA, Geoservice og Grimstad Maskin. Utstyret er vist i figur 19.

«Slurpen» kunne høste helt ned til 4 m dyp, noe som var nødvendig da vasspesten vokste tette i dypsonen 1-3.5 m. Det ble høstet flere forsøksfelter i Steinsfjorden sommeren 1985, det største feltet var på 16 dekar. Fra dette feltet ble det høstet hele 103 tonn vasspest. De fleste feltene ble bare høstet én gang, og disse feltene hadde like tette vasspestbestander året etter. Ett felt ble høstet 3-4 ganger samme sommeren, og her hadde vasspesten senere problemer med å etablere massebestander.



Figur 19. Vasspesthøsting i Steinsfjorden med maskinen «Slurpen». Skjærehodet består av to vertikale og en horisontal slåmaskinkniv. Et transportbånd av netting fører vegetasjonen opp av vannet, over båten og ned i en container som henger bak. En «supply-båt» kan henge på en ny container og transportere den høstede vegetasjonen til land der det hentes av en bil med container-lift. Maskinen kan høste kontinuerlig uten å måtte avbryte arbeidet for å transportere plantemateriale til land (Berge et al 1989). Alle fotos: Dag Berge.

Krypsivprosjektet på Sørlandet, i regi av Fylkesmannen i Vest-Agder, har prøvd ut høsting som tiltak mot problemvekst av krypsiv. Krypsiv (*Juncus bulbosus*) er en flerårig plante som kan vokse både i vann og i strandområder, helst i kalkfattige, næringsfattig vann. Særlig frodig har veksten vært i enkelte regulerte og kalkete vassdrag på Sørlandet (Johansen m.fl. 2000). Høsting ble tidligere utført ved hjelp av maskinen vist i figur 20, men nå benytter de utstyr av Dorotea-typen tilsvarende det som Sjørydding AS har. Gravemaskin benyttes også til å høste krypsiv da elvene har hard og stabil bunn.



Figur 20. Venstre: En Watermaster RS 2000 (finsk-produsert) ble benyttet av Krypsivprosjektet i 1996. Høyre: Gravemaskin er også benyttet for å ta opp krypsiv. Fotos: B. Rørslett (venstre bilde) og <http://vestagder.miljostatus.no> (høyre bilde).

Utnyttelse/disponering av høstet materialet

Høsting av vannvegetasjon i en næringsrik innsjø krever en plan for videre disponering av materialet. Det blir store mengder plantemateriale, som ikke bare kan henlegges i hauger langs land. I tillegg til å finne en effektiv metode for høsting, er det viktig å planlegge:

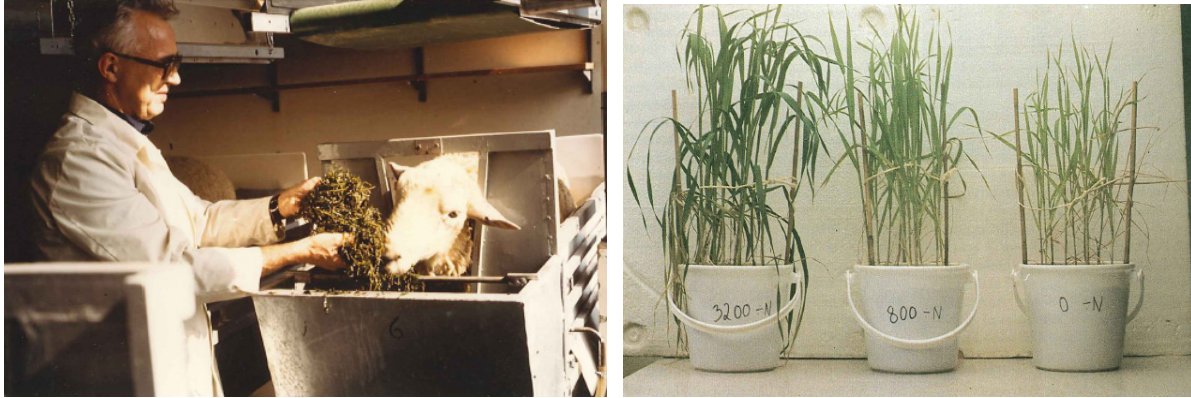
- Ilandskipping
- Mellomlagring
- Endelig disponering av det høstede materialet

Ilandskippingen ble diskutert i kapitlet om høstingsmetodene. Det bør være en vei ned til vannet, og god og fast grunn der man skal ta materialet i land. Det vil bli mye kjøring med tungt utstyr, også i perioder med regnvær. Mellomlageret bør ligge slik at man kan komme ned med lastebil for å kjøre materialet til endelig disponering.

Endelig disponering kan være:

- Deponi
- Fyringspellets
- Oppkutting og tilsats til aerob kompostering av f.eks. kloakkslam hvis man har denne prosessen i slambehandlingen
- Oppkutting og tilsats til anaerob nedrøtning, f.eks. i kommunale RA hvis man her har denne slambehandlingsprosessen (biogassproduksjon)
- Oppkutting og nedpløying på jorder som grøntgjødsel
- Oppkutting og tilsats til blomsterjord
- Dyrefôr (kun enkelte planter, vasspest er velegnet)

Ved vasspesthøstingen i Steinsfjorden var utnyttelse av materialet en viktig del av prosjektet. Det ble gjort forsøk med to anvendelser, nemlig husdyrfôr og grøntgjødsel. Forsøkene med husdyrfôr ble utført ved Institutt for husdyrernæring på NLH under ledelse av professor Asmund Ekern, mens forsøk med grøntgjødsel ble gjort ved Institutt for plantefag under ledelse av Einar Vigerust, se figur 21.



Figur 21. Venstre: professor Ekern fôrer sauen med ensilert vasspest. Litt skeptisk i begynnelsen, men etter hvert ble dette en delikatesse for sauen. Høyre: pottes hvor havre ble dyrket med ulike mengde vasspest. Fotos: fra Berge m.fl. 1989.

Lam ble fôret opp til voksne dyr med vasspest som hovedfôr. Næringsverdien var meget god, på linje med første gangs siloslått. Som grøntgjødsel var vasspesten også meget god. Det var bare mulig å øke avlingen 10 % med ekstra tilsats av kunstgjødsel (Berge et al 1989).

Effekter av høsting

Hvoslef (1988) utredet behovet for et forskningsprogram om suksessprosesser og praktisk skjøtsel i næringsrike innsjøer, men bortsett fra NIVAs undersøkelser i forbindelse med vasspest i Steinsfjorden (se bl.a. Berge m.fl. 1989) har det i Norge vært lite forskning på effekter av skjøtsel på vann- og strandvegetasjon.

Næringssaltdynamikken. Høsting vil redusere frigiving av fosfor til vannmassene fra råtnende bestander. Det var lenge hevdet at de gjenstående plantestilkene kunne fortsette å pumpe næringssalter ut i vannet etter høsting, men dette er tilbakevist (Boyle and Allan 1978, Carpenter and Gasith 1978, Peverly and Brittain 1978), i alle fall er en slik eventuell effekt så kortvarig at den kan ses bort fra.

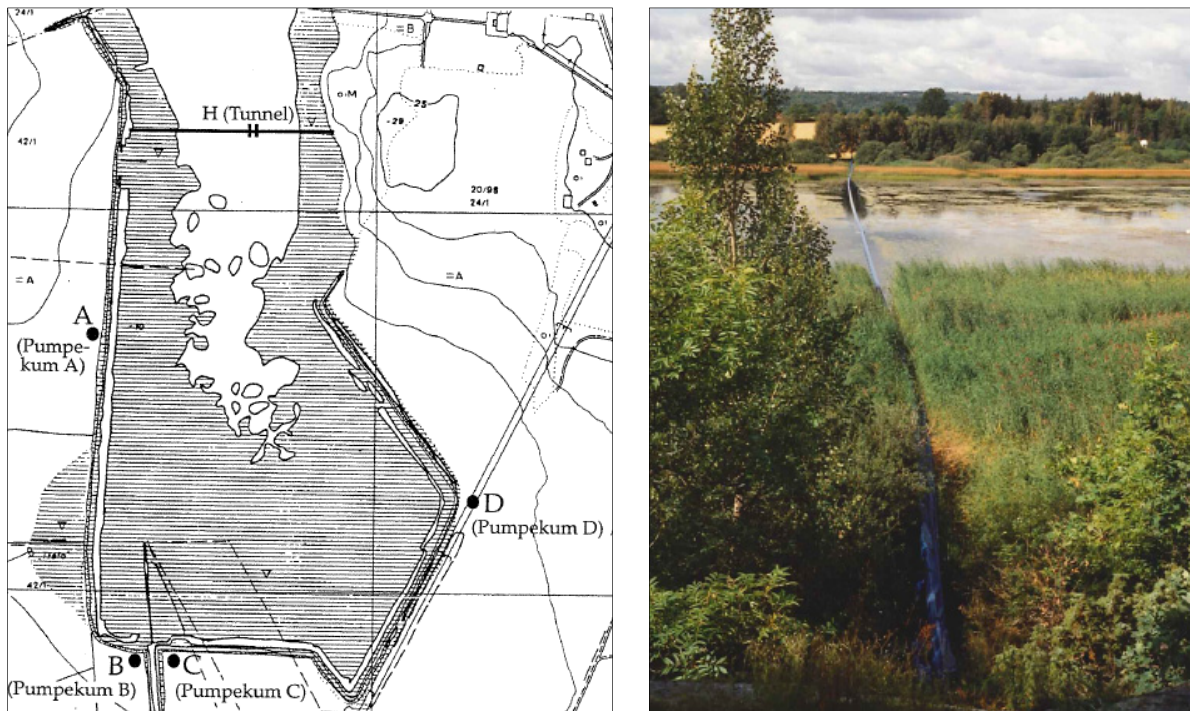
Berge m.fl. (unpubl) fant at i løpet av de 30 årene vasspesten har vært i Steinsfjorden er fosforinnholdet i littoralsedimentene i vasspestbevokste strender redusert mellom 3 og 35 %. Denne utarming har resultert i kortere vasspeststengler og redusert biomasse. Vasspestens biomasse i 2004 var ca. 30 % av biomassen som ble registrert like etter invasjonen. Tilsvarende forhold er funnet for *Elodea nuttalli* i Frankrike (Fiorant et al 2005) og Japan (Nagasaka 2004). For å maksimere nærings-saltfjerning bør høstingen foregå på sensommeren (Carpenter & Adams 1977, Wile et al 1979) når innholdet av fosfor i plantene er størst. Tidspunkt for høyest fosforinnhold vil variere mellom arter og sannsynligvis mellom ulike innsjøer/innsjøtyper.

En annen effekt som bør vurderes, særlig i innsjøer med mye langskuddvegetasjon som vasspest, er plantenes evne til å øke pH i vannet. Flere av langskuddsplantene benytter bikarbonat fra vannet som karbonkilde. For å opprettholde elektrisk nøytralitet skiller de ut OH^- , og pH øker. Dette er av betydning da sedimentets evne til å binde fosfor er sterkt avhengig av pH. pH over 9 fører til betydelig fosforlekkasje. Steinsfjord-sedimentet begynte å lekke fosfor ved pH 8.4 (Erlandsen et al. 1980).

Rørslett m.fl. (1986) fant at vasspest bidro til en kraftig økning av pH i Steinsfjorden og antall dager med pH over 8.4 økte fra 30 før invasjonen til 100 etter vasspest-invasjonen.

Vegetasjonsbeltenes næringsfiltrering. Det har vært hevdet at vegetasjonsbeltene med deres assosierte begroingsalger filtrerer diffuse næringsstofftilførsler fra landbruksområder. Det finnes imidlertid svært få direkte målinger på dette. Bratli et al. (1997) sperret i en 2-årsperiode av våtmarka i Vassbotn i Borrevannet med en 250 m lang og 4 m dyp armert PVC duk, se figur 22. Alt vannet fra landbruksområdene innenfor ble ledet kontrollert gjennom våtmarka. Ved innløp og utløp av våtmarka var det montert vannføringsmålere og prøvetakere for vannkvalitet. Resultatene viste at våtmarka reduserte partikulært materiale med 95 %, total fosfor med 65 %, og nitrogen noe mindre enn fosfor. Vassbotn er imidlertid en meget stor våtmark med liten vanngjennomstrømming, se figur 16. En må regne med mye større retensjon i en våtmark av denne størrelse i forhold til et vanlig vegetasjonsbelte med normal bredde.

Tilbakeholdelse av næringsstoffer i vegetasjonsbelter ble også undersøkt i forskningsprosjektet Nitrogen fra Fjell til Fjord, der man målte renseeffekten ved input-output budsjetter over en 3-årsperiode i flere våtmarkspregede vassdragsavsnitt i Eikerenvassdraget i Vestfold. Resultatene var nokså variable, retensjon av fosfor varierte mellom 0 og 30 %. Noen vegetasjonsbelter avga mer nitrogen enn de fjernet (Berge mfl. 1997), noe som hadde sammenheng med at vannstanden var blitt senket. Dette medfører frigivelse av organisk bundet nitrogen.



Figur 22. Avstenging av våtmarka i Vassbotn i Borrevatn (Bratli m.fl. 1997).

Fisk, bunndyr og fugl. Mange fiskeslag gyter i vegetasjonsbeltene, samt at småfisk lever der den første fasen av livet. I tillegg er dette et viktig habitat for bunndyr og insekter, samt fugl, både andefugler, vadefugler, og småfugl. Hvis man fjerner store deler av makrovegetasjonen i en innsjø, risikerer man å fjerne mange viktige biotoper og habitater. Dette vil trolig gjøre stor skade på mengde og mangfold av ulike grupper, langt ut over hva man kan forutsi.

En begrenset høsting kan derimot være positivt, og kan gi mer variasjon i habitattilbudet. Ubrukte strender i eutrofe vann har tendens til å gro til og bli nokså uniforme. Denne uniformheten reduserer biodiversiteten. Dessuten kan det føre til alt for gode oppvekstforhold for uønsket småfisk.

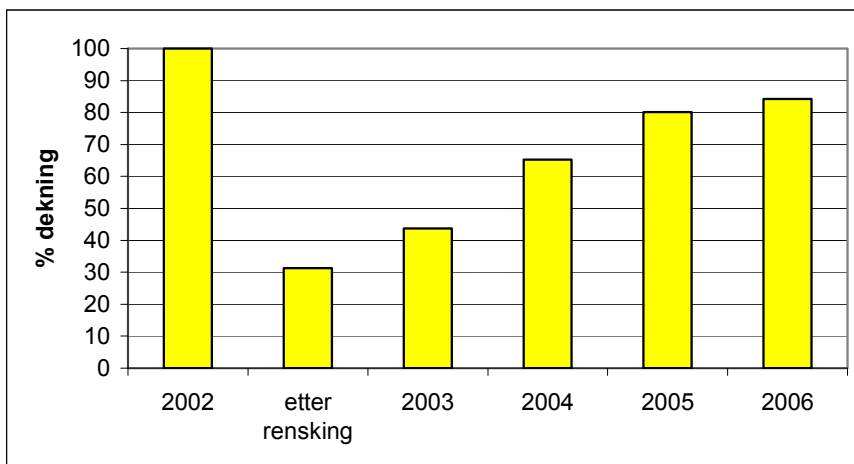
Erosjon og resuspensjon. Makrovegetasjonsbeltene i en innsjø reduserer bølgeerosjonen langs strendene. Dersom man høster vegetasjonen jevnlig helt inn til land på et eksponert sted, kan man tenke seg at man her vil få større grad av bølgegenerert erosjon enn tidligere. Erosjonen kan påvirke de frie vannmasser negativt med partikulært materiale, som også inneholder fosfor. Det oppvirvlede materiale vil sedimentere lenger ut, og det som er tilbake på den bølgeeksponerte stranden vil etter hvert bli mindre eroderbart. Ved anlegging av en badestrand, gruses den opp for å få en mer behagelig strand å bade fra. Sanden vil dekke over eroderbar silt og leire, dvs. grusen tar bort mye av erosjonspotensialet.

Fangdammer med tette vegetasjonsbestander fremmer sedimentasjonen av innkommende jordpartikler (Braskerud 2005). Man bør således ikke høste veletablert vegetasjon utenfor en innløpsbekk som frakter mye erosjonsmateriale. Det kan resultere i at bekkens innhold av jordpartikler transporteres ut i innsjøens frie vannmasser før det sedimenterer.

Reduserer høstingen gjenveksten? Det har kommet nokså motstridende resultater med hensyn til høstingens effekt på gjenveksten. Dette skyldes at de fleste undersøkelsene av gjenvekst omfatter kortvarige eksperimenter, samt at høstingen ikke alltid har vært foretatt for å stresse plantene mest mulig (Nichols 1991).

Fiorant et al (2005) gjorde forsøk med smal vasspest (*Elodea nuttallii*) og fant at to høstinger samme vekstsesong var nok til at planten nesten forsvant, mens én høsting hadde liten effekt. Abernethy et al (1996) fant det samme for vasspest (*Elodea canadensis*), der to kuttinger ga kraftig reduksjon av gjenveksten. I Steinsfjorden førte gjentakende høsting av vasspest samme sesong (3-4 høstinger i perioden juli-november) til betydelig redusert gjenvekst året etter, mens én høsting ga liten eller ingen synlig reduksjon av bestanden året etter (Berge m.fl. 1989).

Krypsivprosjektet på Sørlandet har drevet forsøkshøsting av krypsiv (*Juncus bulbosus*) ved ulike teknikker i flere elver på Sørlandet. I 2002 ble 70 % av krypsiv-vegetasjonen fjernet i et felt ved Sveindal i Mandalselva og fulgt opp med gjenvekststudier i årene etter. Året etter rensking var dekningen 30 % av opprinnelig, mens den fire-fem år etter var 85 % (Johansen 2006) (se figur 23). Krypsiv er svært frosttolerant og bladbiomassen eller deler av denne ser ut til å kunne overvintre.



Figur 23. Arealdekning av krypsiv på rensket areal ved Sveindal i Mandalselva i perioden 2002-2006. Arealet ble rensket vinteren 2002 med gravemaskin (etter Johansen 2006).

8.2.3 Manipulering med vannstand

Manipulering med vannstand er også en metode som har vært benyttet til vegetasjonskontroll i innsjøer. Vannet kan bli hevet eller senket, men senkning er den mest benyttede metoden for vegetasjonskontroll. Vannstands senkning utføres oftest på vinteren og utsetter plantene for tørking og innfrysning. Vannstands heving utføres i vekstsesongen, helst tidlig i sesongen, og medfører dårligere lysforhold for plantene, først og fremst i ytre deler av vegetasjonsbeltene.

Senking av vannstand vinterstid

Internasjonalt refereres det til mange forsøk med vannstandsmanipulasjon som metode for vegetasjonskontroll (Cooke et al 1986, Nichols 1991). For at senking skal være effektiv, må reproduktive strukturer i bestanden bli kraftig eksponert for enten tørking eller frysing (Nichols 1991). Det er flere eksempler på at nedtappinger kan være effektive mht. å redusere vegetasjonsbeltene i amerikanske innsjøer, f.eks. 40 % reduksjon i littorale vegetasjonsbelter i Mondeaux Flowage, Wisconsin (Nichols 1974), 70 % reduksjon i Murphy Flowage, Wisconsin (Beard 1973), 50-90 % reduksjon i innsjøer i Louisiana (Lantz et al. 1964), 90 % reduksjon i Candlewood Lake, Connecticut, og 44-57 % reduksjon i Blue Lake, Oregon (Silver et al. 1986). Senking i vinterhalvåret anbefales da tiltaket er minst i konflikt med andre brukerinteresser.

Den delen av vegetasjonsbeltene som ikke blir tørrlagt, blir mye mindre skadelidende. Cook et al (1986) referer tilfeller av moderate senkninger, der bare deler av vegetasjonsbeltene er tørrlagt i korte perioder. Disse har liten effekt mht. å redusere vegetasjonsbeltene.

I Norge har vi ikke brukt senking av vannstand som målrettet metode for å redusere vegetasjonsbeltene i innsjøer, men erfaring viser at regulerte innsjøer (særlig vannkraftmagasiner) har dårlig utviklede vegetasjonsbelter (både strand- og vannvegetasjon) sammenliknet med uregulerte (se bl.a. Rørslett 1984, Hellsten et al. 1996, Mjelde et al. 2012). Et godt eksempel er Eikerenvassdraget i Vestfold som består av en rekke eutrofe og mesotrofe innsjøer. En av disse, Bergsvannet i Eidsfoss, er regulert til vannkraftformål og har en regulerings høyde på 6 m. Denne innsjøen har bare svakt utviklede vegetasjonsbelter, mens de øvrige alle har massive vegetasjonsbelter, karakteristisk for eutrofe innsjøer i lavlandet (se Berge 1990, Mjelde 1994). Tilsvarende forhold er vist i Finland (bl.a. Hellsten et al. 2001, 2002). Ved mindre regulerings høyder er effekten på makrofyttvegetasjonen mindre. En viss vannstandsvariasjon over året (1-3 m) begunstiger visse vegetasjonselement, mens vannstandsvariasjoner over 3-4 m virker negativt på både strand- og vannvegetasjonen (Rørslett 1994, Hellsten et al. 1996, Mjelde et al. 2012).

Forsøk med tørrelgging og innfrysning av krypsiv i Otra (Rørslett 1991) har vist seg å være effektivt hvis det skjer i en kald periode vinterstid, og man oppnår god innfrysning av plantene. Korte perioder med tørrelgging i mildværsperioder om vinteren hadde liten effekt. Innfrysningsforsøk for å redusere vekst av vasspest har også vært foreslått, men ikke blitt forsøkt i praksis.

Heving av vannstand på sommeren

Heving av vannstand har i langt mindre grad blitt benyttet som vegetasjonskontrollerende tiltak. Dette fordi tiltaket setter arealer under vann, noe som er i konflikt med jordbruk og annen arealbruk. Lysforholdene i innsjøen er viktig for effekten av tiltaket; i innsjøer med turbid vann kreves mindre vannstands heving før lysforholdene blir for dårlige for vegetasjonen. Heving av vannstanden i begynnelsen av vekstsesongen vil kunne gi problemer for rotfast vegetasjon i startfasen, da skuddene er korte. Det er særlig ytre del av vegetasjonsbeltet som vil kunne holdes nede ved denne teknikken. I Alte Donau i Wien (en avsnørt bit av Donau), hvor all makrovegetasjonen var forsvunnet på grunn av hypereutrofi, med høy planteplanktonbiomasse og svært dårlige lysforhold, har man fått reetablert vegetasjonen ved å holde vannstanden lav om våren for å få lys ned til sedimentoverflaten og de nye skuddene. Utover i sesongen økes vannstanden til normalt nivå.

I ris-marker har det vist seg at økt vannstand i tidlig fase etter planting er en effektiv måte å kontrollere ugress på (Sen et al 2002). Årsaken til suksessen er at ugresset, som må spire helt fra bunnen av til forskjell fra den plantede risen, ikke får nok lys.

Det har ikke lyktes oss å finne noe litteratur om systematisk bruk av periodevis vannstandsøkning som tiltak for å redusere vegetasjonsbeltene i innsjøer. Dette kan tyde på at tiltaket ennå ikke er utprøvd.

Det er når plantene spirer på bunnen om våren at lysforholdene kan være begrensende, og det er trolig på dette tidspunkt at en svak heving kan ha størst effekt. Et slikt tiltak vil virke på hele innsjøen samtidig, og vil således være forbundet med lite arbeid. Den første månedens vekst av de nye skuddene er for mange vannplanter drevet av næring fra rotreservene (kfr Graneli and Solander 1988), men undersøkelser av veksten til nye skudd av sjøsivaks viste at veksten ble klart hemmet av skygging og at de vokste raskere på grunt vann enn på dypt vann (Clevering et al 1996). Trolig er det slik også for andre arter. Dette indikerer at metoden kan være effektiv.

8.2.4 Tildekking av sediment

Tildekking av sediment med geo-tekstiler (fiberduk) er prøvd flere steder i Norge. I 1987 ble det lagt ut fiberduk i vasspest- og takrør-bestander i Steinsfjorden, og i bestander av vanlig tjønnaks og sjøsivaks i Hillestadvatn (Berge 1987). Det ble prøvd ut forskjellige utleggingsteknikker. Det mest praktiske var å merke ut feltene man skulle behandle om sommeren, for deretter å legge ut fiberduken på isen om vinteren. Duken rulles ut på isen og overdekkes med et jevnt lag sand (eller hagesingel) på 3-5 cm tykkelse, se figur 24 og 25. Duken synker gjennom isen ca. to uker før isgang og legger seg jevnt og pent på bunnen. Bruk av armeringsnett for å få duken til å legge seg flatt på bunnen var ikke nødvendig. Når man legger ut duken om vinteren, er det heller ikke nødvendig å fjerne vegetasjon først. Vegetasjonen under duken brytes ned anaerobt og gir opphav til metangass, som vil lage gasslommer under duken. For å hindre dette ble det tidlig på sommeren det første året stukket hull de stedene det var tendens til gasslomme dannelse.

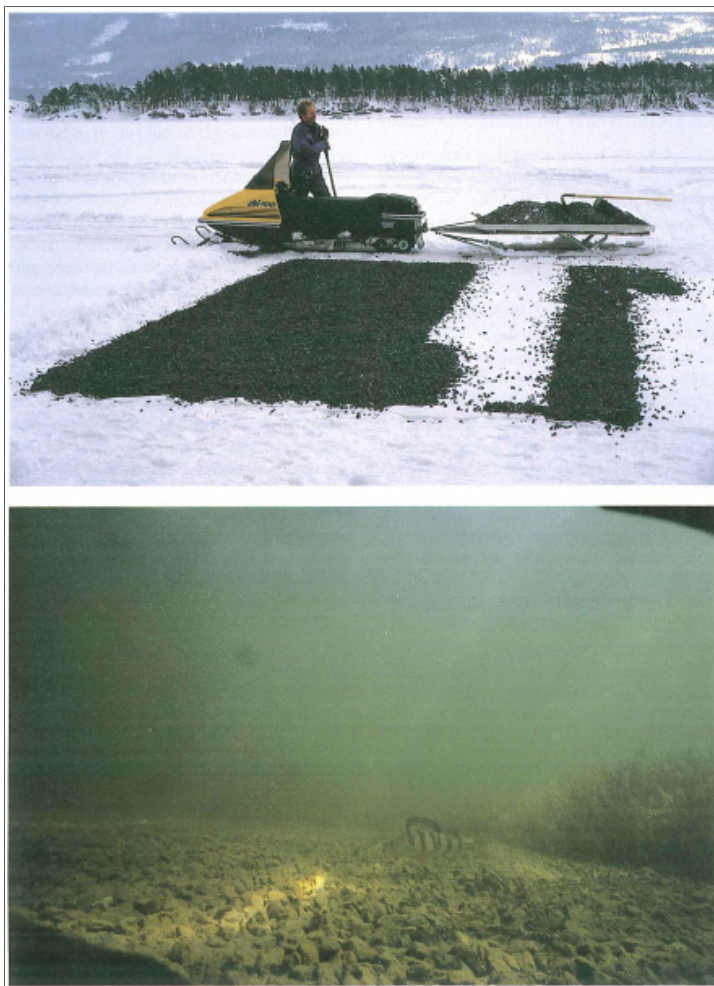
De forskjellige vegetasjonstypene reagerte svært forskjellig med hensyn til gjenvekst. Vasspest var i gang allerede året etter, og etablerte i løpet av første sommeren omtrent like tette bestander som før tiltaket. De fleste forsøksfeltene i vasspest var smale (5 m brede) og rotskudd etablerte seg på duken fra sidene. For vasspest skjedde det etterhvert også frittstående etablering i grusen på duken. Planterøttene gikk ikke gjennom duken, men klorte seg fast i fibrene på oversiden, og i grusen. Gassdannelse i underliggende sediment siver gjennom den permeable duken og tar med seg næringssalter som vasspesten kan utnytte. I 1988 la Hole kommune ut et stort felt på den vasspest-tilgrodde badeplassen i Bjørnsrudvika i Steinsfjorden, men tiltaket var bare effektivt første og delvis andre sommeren.

I de andre vegetasjonstypene varte tiltaket mye lenger, anslagsvis 5-10 år (D. Berge, NIVA, unpubl.). Etter hvert vil det også blandes organisk materialet inn i grusen på duken og det vil bli levedyktig sediment for planter igjen. Tiltaket er altså ikke vedlikeholdsfrritt. Feltet som ble lagt ut i en bestand av sjøsivaks i Hillestadvannet i 1987, var imidlertid fortsatt nesten vegetasjonsfritt i de ytre deler etter 20 år (inspisert av Dag Berge 2007).

I Ballangen i Nordland er tiltaket benyttet i større skala for å gjenåpne Børselva. Børselva er regulert og som et resultat av stor tilførsel av erosjonsmateriale og næringssalter fra landbruket hadde elva over store strekninger grodd helt igjen med makrovegetasjon (Aanes 2003). Etter at vannløpet ble gjenåpnet er ørreten igjen begynt å gå opp i elven og viktige våtmarksfugler kommet tilbake til vassdraget.



Figur 24. Utlegging av fiberduk i bestand av takrør (*Phragmites australis*) Steinsfjorden 1987.
Foto: Dag Berge.



Figur 25. Utlegging av overgruset geo-tekstil over vasspestbestander i Steinsfjorden vinteren 1987 (øvre panel), og hvordan det tok seg ut på bunnen etter at isen har gått (nedre panel). Legg merke til tett sammenklappet vasspestbestand utenfor det tildekkede feltet. Foto: Dag Berge.

8.2.5 Bruk av herbicider

Det finnes en rekke herbicider som benyttes til vegetasjonskontroll i innsjøer i andre land. Den vanligste har vært kobbersulfat, som har vært benyttet for å fjerne algevekst bl.a. i drikkevannsreservoarer i USA og Australia i mer enn 100 år. I Norge benyttes ofte kobbersulfat for å holde gårdsdammer o.l. rene for vegetasjon og alger. Planter er svært følsomme overfor kobber og dør ved konsentrasjoner som er så lave at de ikke påvirker fisk eller annet liv i innsjøen, eller er til skade for drikkevann.

Kobbersulfat fungerer imidlertid som et fellingskjemikalium, det danner fnokker og sedimenterer sammen med algematerialet. Dette råtner og forbruker oksygen og det kan derfor oppstå oksygenvinn og fiskedød ved bruk av kobbersulfat. Dessuten har det vist seg at etter lang tids årlig bruk oppkonsentreres kobber i sedimentet til nivåer som kan påvirke ulike organismegrupper på en uheldig måte.

Etter hvert har man gått over til å benytte chelaterte kobberforbindelser som holder seg mye lenger i vannmassene, slik at man trenger lavere konsentrasjoner (Anderson 2003). Cutrine Plus produsert av Applied Biochemists inc, er det mest benyttede av disse. I fonteneanlegg benyttes et liknende preparat som kalles ”Algenstop” (Oslo kommune, Oase Fontener AS).

Triaziner (tidligere brukt i Norge som brakkingsmiddel i landbruket) benyttes flere steder. Likeledes glyfosat, fluoridone, diquat, 2-4-D, m.fl. (Cooke et al 2005, Anderson 2003). Disse har størst effekt når de kommer i direkte kontakt med vegetasjonen, og benyttes derfor vesentlig til å bekjempe planter som har blader på overflaten eller over vann. På vasspesten, som for det meste lever neddykket, vil det ha liten effekt.

Såkalte Slow Release Pesticides har blitt populære for å redusere vekst av vannplanter. Dette er vesentlig fluoridine. De leveres i store pellets som synker til bunnen og legger seg på/i sedimentet, lekker ut gift sakte og hindrer vegetasjonen i å spire om våren. I den kunstige innsjøen ved Middelalderparken i Oslo benyttes klor for å holde alger, bakterier og vegetasjon borte (jfr. Oslo kommune). Imidlertid er ikke plantevernmidler- og klorforbindelser uten bivirkning for annet liv i vann og sediment, jfr. uhellet med klor i Akerselva i 2011 (Bækken m.fl. 2011).

I Norge er det forbudt å benytte kjemiske plantevernmidler uten spesiell tillatelse fra Klif (Klima- og forurensningsdirektoratet) og Mattilsynet. I Akersvannet ved Tønsberg fikk Vestfold Interkommunale Vannverk tillatelse til å bekjempe blågrønnalgeoppblomstringer ved hjelp av Cutrine Plus (chelatert kobbersalt) siden de var alvorlig plaget av giftig *Microcystis aeruginosa*, noe som utgjorde en stor helsetrusel. Stoffet ble imidlertid ikke benyttet fordi de skiftet vannkilde (Sverre Mollatt, VIV, pers. medd).

I private jorddammer uten overflateavrenning, kan det imidlertid benyttes ugressmidler. Kobbersulfat er et vanlig produkt som selges på Felleskjøpet.

I offisiell vannforvaltning i verden er det i dag mindre aktiv bruk av plantevernmidler direkte i vannet, vesentlig fordi man ikke har kontroll på spredning til nedstrømslokaliteter, samt at det har uønskede bivirkninger. Bruk av plantevernmidler på undervannsplanter som vasspest vil være lite effektivt. Plantevernmidlene vil bli svært fortennet og det vil være vanskelig å oppnå tilstrekkelig høye konsentrasjoner rundt planten til at den dør.

En mulighet er å tappe ned innsjøen til under vegetasjonsnivå, og deretter sprøyte de blottlagte bestandene med Glyphosate (den aktive ingrediensen i Roundup som selges fritt i norske hagesentra). Dette er et systemisk plantevernmiddel som brer seg i planten til alle soner som har vekst. Der blokkerer det for syntesen av livsviktige aminosyrer slik at planten etterhvert dør. Imidlertid må planten ha aktiv vekst for at midlet skal virke. Det vil si at man må fylle opp igjen nokså snart. En kan

da tenke seg at en god del av de underste vasspestplantene, som ikke har blitt dusjet, brekker og gir opphav til ikke-behandlede spredningsenheter som spirer når de sedimenterer. De færreste innsjøer kan tappes ned til vasspestens dybdegrense. For Steinsfjorden på Ringerike ville et slikt tiltak medføre en nedtapping på 6-7 m. For mindre tjern og dammer vil tiltaket kunne være mulig. NIVA mener imidlertid at Norge ikke bør åpne for bruk av pesticider mot vasspest før det er skikkelig utredet og utprøvd i liten skala i kontrollerte felter.

8.2.6 Lysreduksjon

Det er gjort forsøk med å legge flytende mørk plastduk i vegetasjonsbelter for å hindre at vegetasjonen får nok lys. Metoden virker ok, men det er mye arbeid forbundet med den og den vil aldri få noe stort omfang (Nichols 1986).

8.2.7 Biologiske bekjempingsmetoder

Fisk

Gresskarpe (*Ctenopharygdon idella*) og vanlig karpe (*Cyprinus carpio*) har vært benyttet i mange år verden over for å holde makrovegetasjonen nede. Vasspest står meget høyt oppe på deres favorittmeny, og beites ned effektivt. Det har imidlertid vært problemer med å holde fiskebestandene på rett nivå. Ofte har de formert seg og blitt så tallrike at vegetasjonen blir helt utryddet. I dag benyttes derfor bare den sterile triploide varianten av gresskarpe (Nichols 1991, Anderson 2003, Cook et al 2005). Imidlertid har det vært en del problemer knyttet til spredning av fiskeparasitter, slik at de fleste land har blitt mer restriktive til bruken av gresskarpe. I tillegg bidrar fiskene til økt overføring av nærings-salter fra vegetasjonen til de frie vannmasser ved avføring, noe som kan gi eutrofieringsproblemer.

Lien (1981) gjorde en utredning om bruk av gresskarpe til vegetasjonskontroll i Norge, og kom til at det ikke var aktuelt, bl.a. fordi karpefiskene ikke spiste ved temperaturer lavere enn 15 grader. Norge har dessuten strenge regler for innføring av nye arter, og vi anser utsetting av karpe eller gresskarpe i norske innsjøer som uaktuelt for vasspestbekjempelse. Tiltaket belyses derfor ikke videre. For øvrig er det forbudt å sette ut fisk uten spesiell tillatelse (jfr. Lov 1992-05-15 nr 47: Lov om laksefisk og innlandsfisk).

Insekter

Insekter har vært benyttet en del steder. En spesiell type snutebiller (*Neochetina eichorniae* og *N. bruchi*) har vært benyttet mot vannhyasinter (*Echornia* spp.) (Anderson 2003). Ved å spre snutebiller over bestandene vil disse legge egg i plantene, formere seg og etter hvert redusere vannhyasintbestandene betydelig. Flere steder har dette nærmest utryddet planten. Men når plantene er borte, blir også billene borte, og etter en stund kommer plantene igjen og man må innføre billene på nytt.

En annen problemløst i amerikanske vannforekomster, vannsalat (*Pistia stratiotes*), har også blitt bekjempet med insekter, nærmere bestemt en mølltype *Spodoptera pectinicornis* (Wheeler et al 1988, Dray et al 2001).

Det forskes mye på biologisk kontroll av uønskede planter (Anderson 2003), men det vil sannsynligvis ta lang tid før dette kan bli noe praktisk verktøy i vegetasjonskontroll i innsjøer. Biologiske bekjempningsmetoder anses ikke som aktuelle i Norge.

8.2.8 Næringsaltinaktivering

Aluminiumsulfat har vært benyttet direkte i innsjøene for å binde fosfor. Tiltaket har vært effektivt mot planteplankton og for planter som tar næring fra vannet. De fleste norske vannplanter tar mesteparten av fosforet fra sedimentet (Graneli and Solander 1988), og for disse plantene har tiltaket liten effekt.

I Norge er tiltaket lite benyttet. Langevannet i Lørenskog ble behandlet med aluminiumsulfat, men etter tilsetning av 30 tonn, ble det observert omfattende fiskedød, og forsøket ble stoppet (H. Rensvik, MD, pers.med). Fellingen er relativt følsom for pH og må foregå mellom pH 6 og 7.5. Fellingsreaksjonen forbraker alkalitet og virker forsurende. Ved høye pH-verdier dannes Al(OH)_4 som er giftig for fisk. Ved pH mindre enn ca. 5.5 blir aluminium igjen giftig for fisk.

Midtsommers er trolig pH for høy i vasspestbestander, slik at det kan oppstå giftige aluminiumsformer. En eventuell felling må foregå umiddelbart etter vårsirkulasjonen og vårflommen før pH øker som følge av høy algeproduksjon. Erfaringer viser at behandling må foretas 2-3 ganger i løpet av sommeren. Tiltaket egner seg best for vann typer med høy alkalitet. I innsjøer med gjennomsnittlig norsk vannkvalitet vil det lett kunne bli problemer som følge av at man ikke greier å holde pH i det ufarlige området. Tiltaket anses derfor som uaktuelt for vasspestbekjempelse, men også fordi vasspesten ved typiske norske næringssaltnivåer tar det aller meste av nærings saltene fra sedimentet.

8.2.9 Salttilsetning

I et fordrøyningsbasseng oppstrøms Skas-Heigre-kanalen i Rogaland forsøkte man i 2008 å bli kvitt vasspesten ved en kombinasjon av tørrlegging og tilsetning av salt, for deretter å fjerne restene fra bassenget. Vi har ingen opplysninger om resultatene herfra.

8.3 Anbefalte tiltak og undersøkelser

8.3.1 Hindre spredning

Når vasspesten først er kommet inn i et vassdrag er det vanskelig å hindre spredning av løse vne plantedeler videre nedover vassdraget. Spredningen til nye vassdrag kan derimot begrenses ved tiltak.

I og med at ufrivillig spredning med mennesket ser ut til å være den klart viktigste årsaken til spredning av vasspest er det naturlig å **fokuserer på informasjon og vurdere restriksjoner** for båtbruk og fiske i vann med vasspest. Dette tiltaket vil være det viktigste også for å hindre at *Elodea callitrichoides* og andre vasspest-liknende arter spres og etableres i Norge.

8.3.2 Bekjempe/ redusere massebestander

Dersom forekomstene er små kan det fortsatt være mulig å fjerne vasspest-eksemplarer fra lokaliteter, men generelt sett anser vi det som meget vanskelig og kostnads krevende å bekjempe vasspest. Fullstendig fjerning av vasspest fra lokaliteter over en viss størrelse, er sannsynligvis umulig. Imidlertid vil en bestandsreduksjon kunne minske de økologiske effektene, samt redusere sjansene for videre spredning.

Vi anbefaler at følgende metoder prioriteres med hensyn til bekjempelse av problemvekst av vasspest:

1. slåing
2. (høsting)
3. senking og tørrlegging
4. reduksjon i næringstilførsler

Slåing

Dette er en metode som er forholdsvis lite arbeidskrevende og ser ut til å fungere. Gjentakende kutting vil kunne påskynde tilbakegangen av bestandenes tetthet og høyde. Feltstudier av bivirkninger mangler imidlertid.

Slåing med opptaking av vegetasjonen (høsting) vil være det beste, men siden det er en såpass arbeidskrevende metode anses den som uaktuell å bruke for en hel innsjø. For innsjøer foreslår vi derfor å

prøve slåing uten oppsamling. Hvis plantene slås midtsommers vil de sannsynligvis råtne etter forholdsvis kort tid. Dette er lite undersøkt ute i naturen, men forsøk i Grennesvatn (Vestfold) med slåing av flyteblads- og undervannsvegetasjon (tjønnaks, nøkkeroser, m.fl.) kan tyde på at plantematerialet råtner ned forholdsvis raskt.

Dette tiltaket er nå igangsatt i **Bjårvatn** (Rogaland) (se kap. 11). På bakgrunn av resultatene herfra kan man tenke seg utprøving/testing i andre innsjøtyper.

Videre foreslår vi at det foretas oppfølgende undersøkelser i **Grennesvatn (Vestfold)**. I denne innsjøen har man slått vannvegetasjonen i 4 år (Berge og Mjelde 2012). Det er ikke vasspest i Grennesvatn, men etterundersøkelser så langt viser at undervannsvegetasjonens gjenvekst er redusert med 80 %. Videre oppfølging her vil gi viktig informasjon om effekter av slåingen, både på vegetasjonen og økosystemet forøvrig.

Høsting

Høsting (dvs. slåing, oppsamling og borttransportering av plantematerialet) er sannsynligvis det mest effektive tiltaket mot massebestander av vasspest, men det er også svært arbeidskrevende. Dessuten vil transport og deponering av vasspestmaterialet trolig medføre en større spredningsfare enn ved å la den høstede vegetasjonen være igjen i den innsjøen. Vi forslår derfor at man avventer dette tiltaket til man har vurdert hvor effektivt slåing er.

Senkning og tørrlegging

Dette er en metode som kan fungere i små lokaliteter der tilstrekkelig senkning er mulig uten store negative effekter på annet liv. Ved forsøk med vannstandsengkninger er det viktig å studere effekten av periodevise senkninger, både i tørrvær om sommeren (uttørking) og i kaldvær om vinteren (innfrysing).

Delvis tørrlegging ble forsøkt i **Stordammen** (Drammen) i 2006 (W. Tanberg, pers.medd.), for å redusere vasspesten. Effektene av tørrleggingen er ikke kartlagt. Vi foreslår derfor en oppfølging her.

Reduksjon i næringstilførslene

Dette er et langsiktig tiltak. Næringsinnholdet i sedimentet vil reduseres saktere enn i vannet og sannsynligvis holde liv i store vasspestbestander mange år etter tilførselsreduksjonene. Tiltaket vil heller ikke kunne fjerne vasspest fra en lokalitet, men sannsynligvis redusere bestandene, og derigjennom redusere muligheten for spredning.

Dette tiltaket kan være aktuelt for små og næringsrike innsjøer hvor næringstilførslene er oversiktlige.

8.3.3 Forundersøkelser og effektstudier – evaluering av tiltak

Vi har liten kunnskap om effektene av tiltak som er gjennomført i norske vannforekomster. I gangsettelse og utførelse av tiltak for å redusere eller bekjempe vasspesten kan være svært kostnads-krevende. Det er derfor viktig at man i forkant foretar en grundig vurdering av effekter av de ulike tiltakene, inklusive kostnader i forbindelse med oppkjøp/leie av maskiner og tidsbruk. Det må alltid foretas forundersøkelser og oppfølgende studier av tiltakene.

For å kunne vurdere effektene av tiltakene er det en forutsetning at utbredelse og biomasse av vasspestbestanden og nødvendig vann- og sedimentkvalitet kartlegges gjennom forundersøkelser. Forundersøkelser er viktig også for å unngå at tiltakene fører til andre uønskete problemer, f.eks. kan fjerning av vannplanter fra næringsrike lokaliteter føre til en uønsket oppblomstring av planteplankton. Likeså bør lokalbefolkningens syn på forekomsten, og hvilke negative konsekvenser den eventuelt har for ulike brukerinteresser, kartlegges. I denne sammenheng er det også viktig å klargjøre lokale

ressurser og kompetanse til bruk i bekjempning, f.eks. i lokale jeger- og fiskeforeninger, ornitologiske foreninger, velforeninger, o.l.

Det er dessuten viktig at forsøkene følges nøye slik at både positive effekter og eventuelle negative effekter kartlegges. Studiene må bl.a. inkludere endringer i bestandens tetthet og høyde, hvor lang nedråtningstid slått plantemateriale har, endringer i oksygen- og næringsforhold i vann og sediment, samt endringer i planteplanktonbiomasse. Studier i forbindelse med slåingsforsøkene bør gi klarhet i når og hvor ofte det må slås/høstes.

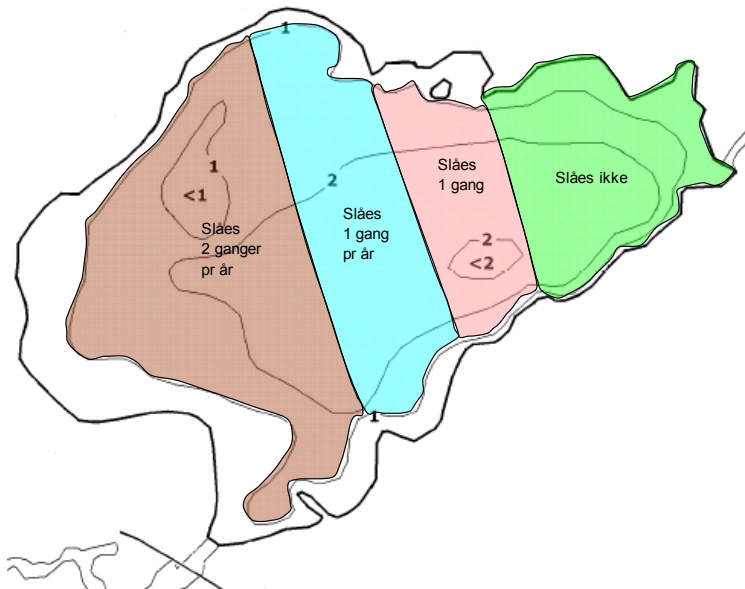
I Østensjøvatn er det fra år til år store variasjoner i vasspestbestandene (se kap. 5). En klarlegging av hva disse variasjonene skyldes vil gi oss viktig informasjon om hva som styrer utvikling av vasspestbestandene. Det vil være svært nyttig ved utforming av tiltak i andre lokaliteter. Vi foreslår derfor en undersøkelse i **Østensjøvatn (Oslo)**.

8.4 Igangsatte og utførte tiltak

8.4.1 Bjårvatn

Miljøverndepartementet bevilget i 2010 1 million kroner til Hå kommune for slåing av smal vasspest i Bjårvatn. Samtidig ble det stilt krav om struping av næringstilførslene til innsjøen, gjennom sanering av avløp fra tettstedet Brusand (jfr. brev fra Fylkesmannen i Rogaland 1.9.2011).

Det er utarbeidet en plan for slåingen (D. Berge, NIVA, brev av 21.9.2011), med utgangspunkt i det foreliggende kunnskapsgrunnlaget. Slåingen skal foregå i 3 år, med oppstart i 2011. For å kunne vurdere effekten av tiltaket er innsjøen delt inn i soner, med områder som ikke slås i det hele tatt (referanseområde), områder som slås kun 1 gang i hele perioden, områder som slås 1 gang hvert år, og områder som slås 2 ganger hvert år (se figur 26).



Figur 26. De ulike slåttefeltene og slåttefrekvens i prosjektets 3 år.

Effekten av tiltaket kartlegges ved hjelp av biomassekartlegging og sedimentprøver før og etter slåing, dvs. første og siste år. Slått og oppfølgingsundersøkelser foretas av Bombus Natur. Første slått startet 30.9.2011 og ble foretatt ved hjelp av et amfibiefartøy av merket Tuxor. Før slåttstart ble det foretatt kartlegging av bestandens ytre grense, samt gjort biomasseanslag. Sedimentprøver ble innhentet i februar 2012 (Johnsen 2012).

8.4.2 Østensjøvatn

I 2011 ble det foretatt en faglig vurdering av hvorvidt tiltak for å begrense vasspest i Østensjøvatn kan gjennomføres (Mjelde & Berge 2011). Etter tillatelse fra Fylkesmannen i Oslo og Akershus fortok Østensjøvannets Venner i oktober-november 2011 et prøveprosjekt med manuell høsting i nordre del av Østensjøvatn (Kveim 2011). Høstingen ble utført på dugnad ved hjelp av båt påmontert en hjemmelaget grind av gjengestål. I løpet av totalt 46 timer over 5 dager ble vasspest fjernet i et område på ca. 600 m², dvs. total 5 % av anslått vasspest-dekket areal i innsjøen. Rundt 25 tonn vasspest (våtvekt) ble trukket på land. Teknikken som ble prøvd ut fungerte effektivt på sammenpresset flytematte av vasspest, men var arbeidskrevende. Dersom vasspest skal høstes i større kvanta anbefales at maskinell slått benyttes (Kveim 2011).

9. Litteratur

- Aanes, K.J. 2003. Børselvprosjektet. Rapport nr. 10. Søknad Rehabilitering av Børselv-vassdraget i Ballangen kommune, Nordland Fylke. Arbeid knyttet til en åpning av vassdraget og gjennomføring av ulike biotopiltak. Prosjektperiode 2003-2005. NIVA-rapport OR-4691: 52 sider.
- Abernethy, V. L., M.R. Sabbatini, and K.J. Murphy 1996. Response of *Elodea canadensis* Michx. and *Myriophyllum spicatum* L. to shade, cutting and competition in experimental culture. *Hydrobiologia* 340: pp 219-224.
- Anderson, L W.J., 2003: A review of aquatic weed biology and management research conducted by the United States Department of Agriculture. – Agricultural research Service. *Pest manag Sci* 59:801-813.
- Asaeda, T., Trung, V.K., Manatunge, J., Bon, T.V., 2001. Modelling macrophyte-nutrient-phytoplankton interactions in shallow eutrophic lakes and the evaluation of environmental impacts. *Ecol. Eng.* 16, 341–357.
- Barko, J.W., M.S. Adams, and N.L. Clesceri, 1986: Environmental factors and their consideration in the management of submersed aquatic vegetation: A review. *J. Aquat. Manage.* 24: 1-10.
- Barrat-Segretain, M-H., Elger, A., Sagnes, P., Puijalon, S. 2002. Comparision of three life-history traits of invasive *Elodea canadensis* Michx. And *Elodea nuttallii* (Planch.) H. St.John. *Aquatic Botany* 74: 299-313.
- Beard, T. D., 1973. Overwinter drawdown, impact on aquatic vegetation in Murphy Flowage. *Wis. Tech. Bull.* No 61. Wisconsin dept. Nat. resources, Madison: 14 pp.
- Berge, D. 1984: Vasspest i Steinsfjorden. Utredning omkring utstyr som kan nyttes til den forestående prøve-høstingen av vasspest i Steinsfjorden høsten 1984. NIVA-notat O-82132, 17 sider.
- Berge, D. 1987. Vegetasjonskontroll i vann ved tildekking. Fremdriftsrapport nr. 1. NIVA rapport lnr. OR-2066.
- Berge, D. 1990. Konsekvensvurdering av senkningen av Hillestadvannet, Hagestadvannet og Vikevannet i 1989, samt vurderinger for fastsettelse av vannstand i Bergsvannet. NIVA-rapport lnr 2422-1990: 30 pp.
- Berge, D. m.fl. 1989. Vasspest - Problem og ressurs. Sammenfattende sluttrapport fra vasspestprosjektene. Spesialrapport fra Norsk Institutt for vannforskning, O-86238; 32 sider.
- Berge, D., E. Fjeld, A. Hindar and Ø. Kaste 1997. Nitrogen retention in two Norwegian watercourses of different trophic status. *Ambio* Vol 26(5): 282-288.
- Berge, D., Johansen, S.W., Mjelde, M., Larsen, B.H., Lombardo, P., Källqvist, T., Halstvedt, C. 2009. *Elodea canadensis* in Lake Steinsfjord (S-E Norway). Long term Implications for Biodiversity, Waterfowl and Lake Productivity. Foredrag på ASLO-konferansen i Nice, januar 2009.
- Berge, D., Mjelde, M. 2012. Slåing av vannvegetasjon i Grennesvannet, Hof i Vestfold, som tiltak mot gjengroing. NIVA-rapport lnr OR-6321.
- Bjureke, K. 2007. Russesvalerot *Vincetoxicum rossicum* på øyene i indre Oslofjord – fra rødlistestatus til pest-status. – *Blyttia* 65: 76-85.
- Blomdal, E. & Egerhei, T. 1983. Vasspest (*Elodea canadensis*) i Evie og Hornnes kommune, Aust-Agder fylke. *Blyttia* 41: 58-60.
- Bole, J.B. and J.R. Allan, 1978: Uptake of phosphorus from sediments by aquatic plants, *Myriophyllum spicatum* and *Hydrilla verticillata*., *Water Res* 12:353-358.

- Bowmer, H. K., Jacobs, S. W. L., Sainty, G. R. 1995. Identification, biology and management of *Elodea canadensis*, Hydrocharitaceae. *Journal of Aquatic Plant Management* 33: 13-19.
- Brandrud, T.E. 1995a. Vannvegetasjonen i verneverdige grytehullsjøer på Romerike. Status, verneverdi og trusselfaktorer. NIVA-rapport lnr OR-3182.
- Brandrud, T.E. 1995b. Vannvegetasjonen i verneverdige grytehullsjøer på Romerike. Supplerende undersøkelser 1995, samt en vurdering av vasspestutviklingen i Nordbyjern. NIVA-rapport lnr OR-3368.
- Brandrud, T.E. 2002. Kartlegging av biologisk mangfold (naturtypekartlegging) i ferskvann. Innsjøer. Fylkesoversikt i Oslo og Akershus. – NINA Oppdragsmelding 764: 1-97.
- Brandrud, T.E. og Mjelde, M. 1999. Vasspest (*Elodea canadensis*). Effekter på biologisk mangfold. Spredningsmønstre og tiltak. NIVA-rapport lnr. 4075-99.
- Brandrud, T.E. og S.W. Johansen, 1997. Tiltak mot krypsiv. Vegetasjonsfjerning i Sveindalsområdet i Mandalsvassdraget 1996. NIVA-rapport lnr 3759, 26 sider.
- Braskerud, B. C., 2005: design of Norwegian Wetlands for optimal sedimentation. Proc. NJF –Seminar no 374, pp: 76-81.
- Bratli, J.L., A. Gjølstain og M. Mjelde, 1997. Restaurering av Borrevannet. Selvrensing av næringssalter og suspendert stoff gjennom naturlige sivbelter. Sluttrapport., NIVA-rapport lnr 3741: 46 sider.
- Brettum, P. Berge, D. Løvik, J.E. Mjelde, M. Saltveit, Svein (LFI) Brabrand, Åge (LFI) Bremnes, Trond (LFI). 1999. Undersøkelse av vannkvalitet og økologiske forhold i Østmarka berørt av lekkasjene til Romeriksporten NIVA-rapport lnr. 4016.
- Brunel, S. 2009. Pathway analysis: aquatic plants imported in 10 EPPO countries. Bulletin OEPP/EPPO Bulletin 39:201- 213.
- Carignan, R. and J Kalf, 1980: Phosphorus sources for aquatic weed – Water or sediments. Science Vol 207, No 4434, pp:987-989
- Carpenter, S.R. and A.Gasith 1978. Mechanical cutting of submersed macrophytes: Immediate effects on littoral water chemistry and metabolism. *Water Res* 12 55-57.
- Carpenter, S.R. and M.S. Adams, 1977. The Macrophyte tissue nutrient pool of a hardwater eutrophic lake: Implication for nutrient harvesting. *Aquat. Bot.*, 3: pp 239-255.
- Clevering, O.A., C.W.P.M. Blom and W. van Vierssen 1996: Growth and morphology of *Scirpus lacustris* and *S. maritimus* seedling as affected by water level and light availability. *Functional ecology* vol.10, No 2:pp 289-296.
- Cook, C.D.K and Urmi-König, K. 1985. Range extension of aquatic vascular plant species. *Journal of Aquatic Plant Management* 23:1-6.
- Cooke, G.D., E. B. Welch, S.A. Peterson, & P.R. Newroth 1986. *Lake and Reservoir Restoration*. Butterworths, Boston, 392 pp.
- Cooke, G.D., E.B. Welch, S.A. Peterson, & S.A. Nichols, 2005. *Restoration and Management of Lakes and Reservoirs*, Third Edition, Taylor & Francis Group, Boca Raton, London, New York, Singapore. 591 pp.
- Direktoratsgruppa Vanndirektivet, 2009. Veileder 01:2009 Klassifisering av miljøtilstanden i vann.
- DN 2007. Kartlegging av naturtyper. Verdisetting av biologisk mangfold. Direktoratet for naturforvaltning. DN-håndbok nr. 13.
- DN 2009. Forskrift om forbud mot import, utsetting, omsetning og hold av vasspest (*Elodea canadensis*) og smal vasspest (*Elodea nuttallii*). Fastsett av Direktoratet for naturforvaltning 17. februar 2009.

- DN 2011. Handlingsplan for kalksjøer. Direktoratet for Naturforvaltning. DN-rapport 6-2011.
- Dray, R.A., T.D. Center and G.S. Wheeler, 2001. Lessons from unsuccessful attempts to establish *Spodoptera pectinicornis*, a biological control agent for water lettuce. *BioControl Sci Technol* 11: 301-316.
- Elven, R., Ødegaard, F., Oug, E., Sandvik, H. 2012. Fremmede arter: introduksjon, etablering, spredning i norsk natur. S. 17-54 i: Gederaas, L., Moen, T.L., Skjelseth, S. & Larsen, L.-K. (red.) 2012. *Fremmede arter i Norge – med norsk svarteliste 2012*. Artsdatabanken, Trondheim.
- Erlandsen, A., Grøterød, O., Skogheim, O.K. 1980. Intern tilførsel av fosfor i innsjøer ved høy pH. Stensiltrykk nr 7/1980, Inst. Hydrotek., Norges landbrukskøleskole.
- Faafeng, B., Brabrand, Å., Gulbrandsen, T., Lind, O., Løvik, J.E., Løvstad, Ø. og Rørslett, R. 1982. Jarevatnet. NIVA-rapport lnr. 1411.
- Fiorant, D. N., G. Thiebaut and S. Muller 2005: Response of *Elodea nuttallii* (Planch.) H.St. John to manual harvesting in the North East of France., *Hydrobiologia* 551: pp 147-157.
- Fosså, S.A. 2010. Vurdering av akvatiske organismer for positivlister Norges Zoohandleres Bransjeforening. DN ref. 08040055.
- Framstad, E., Hanssen-Bauer, I., Hofgaard, A., Kvamme, M., Ottesen, P., Toresen, R. Wright, R. Ådlandsvik, B., Løbersli, E. & Dalen, L. 2006. Effekter av klimaendringer på økosystem og biologisk mangfold. DN-utredning 2006-2.
- Fremstad, E. 2011. Vasspest *Elodea canadensis*: første funn i Midt-Norge. - *Blyttia* 69: 56-58.
- Fylkesmannen i Oslo og Akershus, 2010. Handlingsplan mot fremmede skadelige arter i Oslo og Akershus. Rapport 2/2010.
- Fylkesmannen i Rogaland, 2011. Handlingsplan mot framande skadelege artar i Rogaland. Rapport 3/2011.
- Fylkesmannen i Østfold, 2011. Handlingsplan mot fremmede arter i Østfold. Rapport 6/2011.
- Gederaas, L., Moen, T.L., Skjelseth, S., Larsen L.-K. 2012. Fremmede arter i Norge – med norsk svarteliste 2012. Artsdatabanken, Trondheim
- Gederaas, L., Salvesen, I & Viken, Å. 2007. Norsk svarteliste 2007 – Økologiske risikovurderinger av fremmede arter. 2007 Norwegian Black List – Ecological Risk Analysis of Alien Species. Artsdatabanken, Norway.
- Gollash, S. 2006. *Elodea canadensis*. DAISE Factsheet.
- Graneli, W. and D. Solander, 1988. Influence of macrophytes on phosphorus cycling in lakes. *Hydrobiologia* 170: pp 245-266.
- Haugen, T. O., E. Lund, T. Bækken, M. Mjelde, og K. Nordling. 2009. Biologisk undersøkelse av indre Drammensfjord -med spesielt fokus på gruntvannsområdene. . NIVA-rapport lnr 5798.
- Heikkinen, R. K., Leikola, N., Fronzek, S., Lampinen, R., Toivonen, H., 2009. Predicting distribution patterns and recent northward range shift of an invasive aquatic plant: *Elodea canadensis* in Europe. *BioRisk* 2: 1–32. doi: 10.3897/biorisk.2.4.
- Hellsten, S. 2002. Aquatic macrophytes as indicators of water-level regulation in Northern Finland. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 28: 601-606.
- Hellsten, S., & Riihimäki, J., 1996. Effects of lake water level regulation on the dynamics of aquatic macrophytes in northern Finland. - *Hydrobiologia* 340:85-92.

- Hellsten, S., 2001. Effects of lake water level regulation on aquatic macrophytes stands and options to predict these impacts under different conditions. - Acta Bot. Fenn. 171. 47 p.
- Helvig, H. 1963. En limnologisk undersøkelse av Bjårvatnet. Hovedfagsoppgave i fysisk geografi, Universitetet i Oslo.
- Hessen, D., Skurdal, J., Braathen, J.E. 2004. Plant exclusion of a herbivore; crayfish population decline caused by an invading waterweed. *Biological Invasions* 6: 133–140.
- Hiltun, E-B. 1997. Vasspest i Nordbytjern – sjøens tilstand med hensyn på makrovegetasjon. En botanisk-økologisk undersøkelse av Nordbytjern i Romerike. Semesteroppgave. NLH, Ås.
- Hongve, D. & Ø. Løvstad 1991. Verneverdige innsjøer i Gardermoområdet. Limnoconsult, rapport. 43 sider.
- Hongve, D. 1972. Nordbytjernet. En limnologisk undersøkelse med hovedvekt på makrovegetasjon og avhengighetsforholdet mellom hydrografi og primærproduksjon. - Hovedfagsoppgave i limnologi (upubl.), Univ. Oslo.
- Hongve, D., 1973. Vasspest, *Elodea canadensis* Michx. i Jevnaker. *Blyttia* 31: 17-18.
- Hvoslef, S. og Mjelde, M. 1983. Strandvegetasjonen i Vansjø, vannstandsvekslingers virkning på strandvegetasjonen. NIVA-rapport 1596.
- Imsland, S. 2008. Smal vasspest *Elodea nuttallii* ny for Norge i Fuglestadåna på Jæren – og generelt om vasspest på Jæren. *Blyttia* 66(2): 134-135.
- James, C.S., Eaton, J.W., Hardwick 2006: Response of three invasive aquatic macrophytes to nutrient enrichment do not explain their observed field displacements. *Aquatic Botany* 84: 347-353.
- James, W.F., J.F. Barko, and H.L. Eakin 2002. Water quality impacts of mechanical shredding of aquatic macrophytes., *J. Aquat. Plant Management* 40: 36-42.
- Johansen, S.W. 1987. *Elodea canadensis* i Steinsfjorden. En undersøkelse av plantens vekst og livssyklus i relasjon til de fysiske og kjemiske forhold i littoralsonen. Cand.scient.oppg. Univ. Oslo.
- Johansen, S.W. 2006. Overvåking av krypsiv i Mandalsvassdraget 2006, Krypsivprosjektet på Sørlandet, Fylkesmannen i Vest-Agder.
- Johnsen, L.R. 2012. Slått av smal vasspest (*Elodea nuttallii*) i Bjårvatn, Hå commune 2011. Notat fra Bombus Natur AS, Bryne.
- Johnstone I.M., Coffey B.T. and Howard-Williams C., 1985. The role of recreational boat traffic in interlake dispersal of macrophytes: A New Zealand case study. *J. Environ. Manag.* 20: 263–279.
- Josefsson, M. 2011. NOBANIS - Invasive Species Fact Sheet – *Elodea canadensis*, *Elodea nuttallii* and *Elodea callitrichoides* – NOBANIS www.nobanis.org.
- King, D.L. and T.M. Burton 1980. The efficacy of weed harvesting for lake restoration. In: Restoration of lakes and inland waters., US Environmental Protection Agency., EPA 440/5-81-100, Washington DC, pp: 158-161.
- Kowarik, I. 1995. Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species. – side 15-38 i: Pysek, P., Prach, K., Rejmánek, M. & Wade, M. (red.). Plant invasions: General aspects and special problems. SPB Academic Publishing, Amsterdam.
- Kroglund, F., Høgberget, R., Hindar, K., Østbord, G., Balstad, T. 2008. Laks og vannkvalitet i Otra 1990-2006. NIVA-rapport lnr 5531-2008.

- Kurtto, A., Tomminen, J., Leppäkoski, E., and Nummi, P. 2001. Alien Species in Finland, Ministry of the Environment. <http://www.vyh.fi/luoso/lumo/lumonet/aliens.htm> Date of access: 2001-02-01.
- Kveim, A. 2011. Manuell høsting av vasspest i Østensjøvannet 2011. Notat fra Østensjøvannets Venner, v. Amund Kveim, 14.11.2011.
- Kyrkanger, T. & Örnborg, J. 2010. Åtgärder mot främmande invasiva vattenväxter i sötvatten- Kunnskapsläget i dag och råd för framtiden. Naturvårdsverket.
- Lambertini, C., Riis, T., Olesen, B., Clayton, J.S., Sorrell, B.K., Brix, H. 2010. Genetic diversity in three invasive clonal aquatic species in New Zealand. BMC Genetics 2010, 11:52.
- Lantz, K. E., J.T. Davis, J.S. Hughes and H.E. Schafer 1964: Water level fluctuation – its effect on vegetation control and population management., Proc. 18th annual Conf. S.E. Assoc. Game Fish Commissioneres, 18:483-394.
- Larsen, B. H. 2006. *Elodea*-prosjektet Steinsfjorden. Sammenstilling av data om vannfugl: Bestandsutvikling og konsum av vasspest. Miljøfaglig Utredning Rapport 2006-12: 1-17.
- Larson, D. and Willén, E. 2006. Främmande och invasionsbelägna arter i Sverige, 2006, Svensk botanisk tidskrift, 100: 5 – 15.
- Lien, L., 1981. Bruk av gresskarper (*Ctenopharyngidon idella*) til å redusere makrovegetasjon i norske vannforekomster., NIVA-rapport Lnr FR-419: 18 sider.
- Luther, H. 1951. Verbreitung und ökologie der höheren Wasserpflanzen im Brackwasser. II. Spezieller Teil. – Acta bot. fenn. 50:1-370.
- Lye, K.A. 1971. Spreiinga av *Elodea canadensis* i Noreg. Blyttia 29: 19-24.
- McKee, D., Hatton, K., Eaton, J. W., Atkinson, D., Atherton, A., Harvey, I., Moss, B. 2002. Effects of simulated climate warming on macrophytes in freshwater microcosm communities. Aquatic Botany 74: 71–83.
- MD 2007. Tverrsektoriell nasjonal strategi om tiltak mot fremmede skadelige arter. Miljøverndepartementet.
- MD 2009. Lov om forvaltning av naturens mangfold (naturmangfoldloven). LOV 2009-06-19 nr 100.
- Mielecki, M. and Peiczynska, E. 2005. The influence of fragmentation on the growth of *Elodea canadensis* Michx. in different light conditions. Polish Journal of Ecology 53:155-164.
- Mikkelsen, K.O. 1997. Effects of *Juncus bulbosus* L. Proliferation on the Epibenthic Insect Fauna in some limed, SW Norwegian Lakes. Thesis Cand. Scient. Inst. of Zoology, Univ. of Bergen.
- Mitchell, S.F.; Wass, R.T. 1996. Grazing by black swans (*Cygnus atratus* Latham), physical factors, and the growth and loss of aquatic vegetation in a shallow lake. Aquatic Botany 55 (3): 205-215.
- Mjelde, M. 1994. Nitrogen fra fjell til fjord. Makrovegetasjon i bergsvatn i Vassås, Eikenesvatn, Grennesvatn, haugestadvatn og Vikevatn i Eikerenvassdraget., NIVA-rapport Lnr 3054-1994: 31 pp.
- Mjelde, M. 1997. Status for vasspest (*Elodea canadensis*) i Norge. Spredningsomfang og eksempler på effekter. NIVA-rapport Lnr. 3607.
- Mjelde, M. 2002. Vasspest i Østensjøvatn. Foredrag på seminar om Østensjøvann. Oslo kommune, Vann- og avløpsetaten.
- Mjelde, M. 2006. Vasspest (*Elodea canadensis*) og Smal vasspest (*Elodea nuttallii*) Jæren 2006. NIVA Rapport 5295-2006.

- Mjelde, M. 2009. Smal vasspest (*Elodea nuttallii*) i Bjårvatn. Forekomst og dybdeutbredelse av vannvegetasjon 2008. NIVA-rapport lnr. OR-5731.
- Mjelde, M. Berge, D., Stabbetorp, O. 2009. Strandvegetasjonen i Vansjø. Kartlegging og forvaltningsstrategi. NIVA-rapport lnr 5813.
- Mjelde, M. og Larsen, B.H. 2001. Eikeren som ny drikkevannskilde for Vestfold og nedre Buskerud. Konsekvenser for naturreservatet i Fiskumvannet. NIVA-rapport lnr. 4432.
- Mjelde, M., Berge, D. 2011. Betenkning om mulige tiltak mot vasspest i Østensjøvatn, Oslo kommune. NIVA-rapport lnr 6278-2011.
- 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.
- Mjelde, M.; Hvoslef, S. 1985a. Undersøkelser i Drammenselva 1982-84. Fagrapport: Høyere vegetasjon. NIVA-rapport LNR. 1766.
- Mjelde, M.; Hvoslef, S. 1985b. Undersøkelser i Drammensfjorden 1982-84. Delrapport: Høyere vegetasjon. NIVA-rapport LNR. 1818.
- Moeslund, B. *et al.* 1990. Danske vandplanter. Vejledning i bestemmelse af planter i søer og vandløb. Danmarks miljøundersøkelser. Miljønyt nr. 2. Miljøstyrelsen.
- Nagasaka, M. 2004. Changes in biomass and spatial distribution of *Elodea nuttallii* (Planch.) St. John, an invasive submerged plant, in oligomesotrophic Lake Kizaki from 1999 to 2002. *Limnology* 5:129-139.
- Naturvårdsverket 2008. Nationell strategi och handlingsplan för främmande arter och genotyper. Stockholm. Rapport 5910.
- Nichols, S. A. and Shaw, B. H. 1986. Ecological life histories of the three aquatic nuisance plants, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton crispus* and *Elodea canadensis*. *Hydrobiologia* 131: 3-21.
- Nichols, S.A. 1974. Mechanical and habitat manipulation for aquatic plant management., Tech. Bull. No. 77, Wisconsin Dept. Nat. Resources, Madison: 34 pp.
- Nichols, S.A., 1991. The interaction between biology and the management of aquatic macrophytes., *Aquatic Botany*, 41 (1991): 225-252.
- Persson Ledje, U. 1995. Vasspest-kartlegging av spredningsfare i Rogaland. Fylkesmannen i Rogaland. Miljøvernnavdelingen. Miljørapport nr. 3 - 1995.
- Peverly, J. and J.Brittain, 1978: The effect of millfoil (*Myriophyllum spicatum*) on phosphorus movement between sediments and water., *J. Gt. lakes Res.* 4:62-68.
- Prentki, R.T., T.D. Gustavson, and M.S. Adams, 1978: Nutrient movements in lakeshore marshes., In: R.E. Good, D.F. Whigham, and R.L. Simpson (eds), *Freshwater Wetlands. Ecological processes and management potential.* Academic Press, New York, pp:169-194.
- Raun, A. L., Borum, J., Sand-Jensen, K. 2010. Influence of sediment organic enrichment and water alkalinity on growth of aquatic isoetid and elodeid plants. *Freshwater Biology* 55: 1891–1904.
- Rørslett, B. 1969. Spredningen av vasspest, *Elodea canadensis* Michx., på Østlandet 1961-1968. *Blyttia* 27: 185-193.
- Rørslett, B. 1977. Vasspest (*Elodea canadensis*) på Østlandet fram til 1976. *Blyttia* 35: 61-66.

- Rørslett, B. 1983. Tyrifjord og Steinsfjord. Undersøkelse av vannvegetasjon 1977-1982. 1. Tekstdel. NIVA-rapport lnr. 1510.
- Rørslett, B. 1991. Krypsiv i Otra nedstrøms Brokke: Storskala innfrysningforsøk i 1991. NIVA-Rapport Lnr 2660: 11 sider.
- Rørslett, B. 1994. Langtidsendringer i makrovegetasjon i innsjøer i Sør-Norge. Eksempler fra Sørlandet og Maridalsvannet i Oslo. NIVA-rapport lnr 3179, 42 sider.
- Rørslett, B. 1995. Vasspest, *Elodea canadensis* Michx, funnet på Vestlandet. Blyttia 53: 169-175.
- Rørslett, B., Berge, D. & Johansen, S.W. 1985. Mass invasion of *Elodea canadensis* in a mesotrophic, South Norwegian lake - impact on water quality. Ver. Internat. Verein. Limnol. 22: 2920-2926.
- Rørslett, B., Berge, D., Erlandsen, A., Johansen, S.W. & Brettum, P. 1984. Vasspest i Steinsfjorden, Ringerike. Innvirkning på vannkvalitet 1978-83 og behov for tiltak. NIVA-rapport lnr. 1582.
- Rørslett, B., D. Berge and S.W. Johansen, 1986: Lake enrichment by submerged macrophytes: A Norwegian whole-lake experience with *Elodea canadensis*., Aquat. Botany 26:325-340.
- Sand-Jensen, K. 2000. An introduced vascular plant – the Canadian waterweed (*Elodea canadensis*). In: Weidema, I. (ed.). 2000 Introduced species in the Nordic countries. NordTema 2000:13 pp. 96-100.
- Sen, L. T. H., S.L. Ranamukhaarachchi, M.A. Zoebisch, M.M. Hasan and W. Meskuntavon, 2002: Effects of early-inundation and water depth on weed competition and grain yield of rice in the Central Plains of Thailand. Proceedings from Conference on International Agricultural Research for Development, Deutscher Tropentag 2002, Witzhausen, October 9-11, 2002: 8 pp.
- Silver, P.A., A.M. Coleman, G.A. Benson, and J.T. Simpson 1986: The effect of winter drawdown on macrophytes in Candlewood Lake, Connecticut. Lake and reservoir management Vol II. Proceedings of the 5th Annual Conference and International Symposium of the North American Lake Management Society, Washington, DC, pp: 69-73.
- Simberloff, D. & Gibbons, L. 2004. Now you see them, now you don't!—population crashes of established introduced species. Biological Invasions 6: 161–172.
- Skurdal, J., Taugbøl, T. og E. Garnås 2003: Overvåking av krepsebestanden i Steinsfjorden, Hole og Ringerike kommuner, Buskerud fylke., Rapport nr 3 – 2003, Fylkesmannen i Buskerud, Miljøvernnavdelingen., ISBN 82-7426-251-4, 31 sider + vedlegg.
- Spicer, K.W. & Catling, P.M. 1988. The biology of Canadian weeds. 88. *Elodea canadensis* Michx. Can. J. Plant. Sci. 68: 1035-1051.
- Tarr, J. A., M.W. van Rooyen, and J du P. Bothma 2004. The response of *Phragmites australis* to harvesting pressure in the Muzi Swamp of the Tembe Elephant Park, South Africa. Land Degr. develop. 15: pp 487-497.
- Thordarson, T. 2010. Forekomst av *Egeria densa* på Island. Blyttia 68(4): 231-244.
- Toet, S., M. Bouwman, A. Cevaal, and J.T.A. Verhoeven 2005. Nutrient removal through autumn harvest of *Phragmites australis* and *Thypha latifolia* shoots in relation to nutrient loading in a wetland system used for polishing sewage treatment plant effluent., J. Env. Sci. Health 40: pp 1133-1156.
- Van der Linden, M.J.H.A. 1986. Phosphorus economy of reed vegetation in the Zuidelijk Flevoland (The Netherlands): Seasonal distribution of phosphorus among shoots and rhizomes and availability of soil phosphorus., Acta Oecologie Plant. 7: 397-405.
- Van Donk, E., De Deckere, E., Klein Breteler, J.G.P., Meulemans, J.T. 1994. Herbivory by waterfowl and fish on macrophytes in a biomanipulated lake: effects on long-term recovery. Verh. Internat. Verein. Limnol. 25: 2139-2143.

Wheeler, G. S., T.K. Van, and T.D. Center 1998. Fecundity and egg distribution of the herbivore *Spodoptera pectinicornis* as influenced by quality of the floating aquatic plant *Pistia stratiotes*. Entomol Exper Appl 86: 295-304.

Wile, I., G. Hitchin, and G. Beggs, 1979. Impact of mechanical harvesting on Chemmung Lake. In: J.E. Breck, R.T. Prentki and O.L. Loucks (eds), Aquatic Plants, Lake Management, and Ecosystem Consequences of Lake Harvesting., Inst. Environ. Stud. Univ. Wisconsin, Madison: pp 145-159.

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

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



Norsk institutt for vannforskning

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