

Udbredelse og bekæmpelse af signalkrebs i Alling Å

Pilotprojekt og anbefaling til fremtidige tiltag



Udgiver: DTU Aqua, Sektion for Ferskvandsfiskeri
Vejsøvej 39
8900 Silkeborg
Tlf.: 89 21 31 00
Fax: 33 96 31 50

Udgivelsesår: 2009

Titel: Udbredelse og bekæmpelse af signalkrebs i Alling Å.
Pilotprojekt og anbefaling til fremtidige tiltag.

Forfattere: Christian Skov +
Finn Sivebæk +
Kim Aarestrup +
Trude Vrålstad ++
Peter Gruth Hansen, +++
Søren Berg +

+ Medarbejdere ved DTU Aqua, Sektion for Ferskvandsfiskeri
++ Veterinærinstituttet; Oslo, Norge
+++ Dansk Ferskvandspleje

Emneord: Signalkrebs, krebsepest, Alling Å, udbredelse, bekæmpelse, invasiv art, flod-
krebs.

Kort: Grundmateriale: KMS Copyright

Sidetæl: 39

Internetversion: Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) på denne side:
<http://www.fiskepleje.dk/fiskebiologi/krebs/signalkrebs>

Omslag: Signalkrebs, hankrebs fra Alling Å
Foto: Finn Sivebæk & Henrik Baktoft

Finansiel støtte: Skov- og Naturstyrelsen
Randers Kommune
Favrskov Kommune
Syddjurs Kommune

Bedes citeret: Skov C., Sivebæk F., Aarestrup K., Vrålstad T., Hansen P.G. & Berg S. 2009.
Udbredelse og bekæmpelse af signalkrebs i Alling Å. Pilotprojekt og anbefaling
til fremtidige tiltag. DTU Aqua, Sektion for Ferskvandsfiskeri.

| | |
|---|----|
| Indeks | 3 |
| Resume | 4 |
| Introduktion | 6 |
| Baggrund for undersøgelsen | 6 |
| Krebs i Danmark, biologi | 6 |
| Krebs i Danmark, udbredelse | 8 |
| Hvorfor bekæmpe signalkrebsene i Alling Å? | 9 |
| Deltagere i undersøgelsen | 10 |
| Formål | 10 |
| Metode | 11 |
| Screening og monitorering | 11 |
| Bekæmpelsesfiskeri; Pilotforsøg | 12 |
| Oparbejdelse af fangsten | 13 |
| Analyse for krebsepest | 13 |
| Spredningskilder | 14 |
| Resultater | 15 |
| Screening og monitoringsfiskeri | 15 |
| Længde og kønsfordeling | 16 |
| Habitat og fangst | 17 |
| Bekæmpelsesfiskeriet | 17 |
| Længde og kønsfordeling | 17 |
| Krebsepest | 18 |
| Spredningskilder | 18 |
| Diskussion | 21 |
| Udbredelse af signalkrebs i Alling Å systemet | 21 |
| Udbredelse af signalkrebs i hovedløbet | 21 |
| Udbredelse af signalkrebs i Skader Å | 22 |
| Udbredelsen af de mindste krebs kan være underestimeret | 22 |
| Reproduktion af signalkrebs i Alling Å | 22 |
| Fremtidig udbredelse af signalkrebs uden bekæmpelse | 22 |
| Muligheder for bekæmpelse af signalkrebs | 23 |
| Mekaniske metoder | 23 |
| Biologiske metoder | 25 |
| Fysiske metoder | 25 |
| Kemiske metoder | 26 |
| Hvornår er en bekæmpelse succesfuld? | 27 |
| Forslag til bekæmpelsesplan for Alling Å | 27 |
| Kilder til spredning skal findes og stoppes | 28 |
| Intensivt fiskeri | 29 |
| Ødelæggelse af levesteder | 30 |
| Vandringsspærringer | 30 |
| Udsætning af rovfisk | 30 |
| Forundersøgelse til program for kemisk bekæmpelse | 31 |
| Flerårig indsats og opfølgning nødvendig | 31 |
| Konklusion | 33 |
| Signalkrebsen i Alling Å bør bekæmpes | 33 |
| Multidisciplinær og flerårig bekæmpelse anbefales | 33 |
| Tidsplan og forslag til konkret program for bekæmpelsesfiskeriet i Alling Å | 35 |
| Appendiks 1: Diskussion af metode til analyse af krebsepest | 36 |
| Litteraturliste | 37 |

Resume

Denne rapport indeholder resultater fra et projekt der har til formål at:

- kortlægge udbredelsen og bestandstæthed af signalkrebs og flodkreb i Alling Å og herunder at beskrive køns- og størrelsesstrukturen i bestanden.
- undersøge og kortlægge udbredelsen af krebsepest i Alling Å.
- præsentere relevante metoder til bekæmpelse af signalkrebs, herunder at give forslag til en bekæmpelsesplan.

I forbindelse med monitoring af udbredelse og bestandstæthed blev 270 stationer besøgt i Alling Å systemet i perioden den 2. september til den 26. september 2008. Fangsten af signalkrebs var i store træk begrænset til en cirka 9 km strækning centreret omkring udløbet af Skader Å tæt ved Clausholm Slot, mens flodkreb udelt fandtes på den nedre del af hovedløbet i betydeligt lavere tætheder end signalkrebsene ovenfor. Der blev også fanget signalkrebs i sideløbet Skader Å på strækningen fra udløbet af Halling Bæk til Skader Ås udløb i Alling Å, men sammenlignet med fangsterne i hovedløbet i lavere tæthed.

Et pilotforsøg på en 500 meter strækning tæt ved Clausholm Slot vurderede mulighederne for at bekæmpe signalkrebs via intensivt rusefiskeri. I løbet af en periode på 22 dage blev de 20 ruser (1 pr. 25 m vandløb) tømt 10 gange, og i perioden faldt den gennemsnitlige fangst af signalkrebsene fra knap 8 pr. ruse til knap 5 pr. ruse. Dette fald var signifikant, og pilotforsøget støtter således udenlandske undersøgelser der peger på, at intensivt fiskeri kan reducere tætheden og dermed sandsynligvis begrænse spredningen af signalkrebs.

60 individer (16 flodkreb, 44 signalkreb) blev indsamlet jævnt hen over udbredelsesområdet og analyseret for krebsepest ved hjælp af en nyudviklet molekylær metode. Der blev ikke detekteret krebsepest i de analyserede krebs.

Signalkrebsen er en invasiv art, der kan påvirke hjemmehørende flora og fauna i en negativ retning. Undersøgelser har vist, at det er overvejende sandsynligt, at signalkrebsen i løbet af en årrække udkonkurrerer flodkrebsen. Samtidig kan en bestand af signalkrebs i Alling Å resultere i at signalkrebsen spredes til andre vandsystemer, enten via menneskelig aktivitet eller ad naturlig vej. F.eks. er der risiko for at signalkrebsen, som tåler moderate saltkoncentrationer, vandrer til Gudenåen, via Randers Fjord. DTU Aqua anbefaler derfor, at aktiv bekæmpelse af signalkrebsen i Alling Å iværksættes hurtigst muligt.

Først og fremmest skal kilderne til signalkrebsens udbredelse opspores og stoppes, og udbredelsesområdet af yngel kortlægges. Bekæmpelsen indledes via en kombination af intensivt rusefiskeri og evt. elektrofiskeri. Dette fiskeri vil spille en vigtig rolle for at udbredelsen begrænses, men udenlandske undersøgelser peger på at fiskeri i sig selv ikke er tilstrækkelig til en egentlig udryddelse. Derfor skal der sideløbende iværksættes andre bekæmpelsestiltag.

En metode-gennemgang peger på at vandringsspærringer, ødelæggelse af levesteder og udsætning af rovfisk kan være relevante tiltag. Disse tiltag bør i første omgang afprøves i form af små pilotprojekter, hvor deres anvendelighed vurderes specifikt for Alling Å. Såfremt metoderne viser sig anvendelige, skal de opskaleres og implementeres i den samlede bekæmpelsesplan. DTU Aquas vurdering er at et succesfuldt bekæmpelsesprogram skal være flerårigt, og vil desuden være betinget af

en løbende evaluering. DTU Aqua mener også, at kemisk bekæmpelse kan overvejes i en bekæmpelsesplan, såfremt andre metoder slår fejl.



Signalkrebs (tv) har tydelige hvide områder i bunden af klørerne. Den almindelige flodkrebs (th) har ikke disse markeringer. Endvidere er flodkrebsens klør mere ru end signalkrebsens. *Illustration L. Østergaard.*

Introduktion

Denne rapport præsenterer resultaterne af en undersøgelse af udbredelsen af den invasive krebsart signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus*) i vandsystemet Alling Å. Rapporten præsenterer desuden relevante metoder til bekæmpelse af signalkrebs i Alling Å samt giver forslag til en bekæmpelseplan. Indledningsvis gennemgår vi centrale emner omkring krebsens biologi og giver en status for vores nuværende viden om krebsenes udbredelse i Danmark.

Baggrund for undersøgelsen

I 2005 blev der konstateret forekomst af signalkrebs i Alling Å på tre lokaliteter på den strækning af åen, som forløber omkring Clausholm Slot. Fundet skete tilfældigt i forbindelse med andet feltarbejde (elektrofiskeri) i åen (J. Almind, pers. comm.). DTU Aqua verificerede og offentliggjorde fundet i 2007 (DTU Aqua, 2007).

I foråret 2008 tog Randers Kommune kontakt til DTU Aqua for at få faglig bistand i forbindelse med planlægning og gennemførelse af et projekt, som kunne kortlægge udbredelse og bestandstæthed hos de fundne signalkrebs i Alling Å's vandsystem. Da det samtidig var uvist om der var flodkreb i åen, skulle deres eventuelle udbredelse naturligvis også kortlægges.

Ud over kortlægningen efterspurgte Randers Kommune også en vurdering af mulighederne for at gennemføre en egentlig bekæmpelse af signalkrebs i Alling Å. Spørgsmålet er aktualiseret af planerne om i de kommende år at gennemføre et VMP II våde enge projekt i den nedre del af Alling Å. Når projektet er gennemført antages det, at en bekæmpelse vil være betydeligt mere vanskelig end nu. Det er desuden muligt, at åens kvalitet som levested for krebs vil blive bedre og at resultatet af projektet dermed vil blive en langt større bestand af signalkrebs end nu, hvilket er uønsket.

Krebs i Danmark, biologi

Den danske fauna har kun én oprindelig hjemhørende art af storkrebs, nemlig flodkreb (*Astacus astacus*). Siden sidste halvdel af sidste århundrede har man også kunnet træffe to arter af introducerede krebsarter i Danmark, nemlig den nordamerikanske signalkrebs og den galizisk sumpkreb (*Astacus leptodactylus*), der stammer fra det sydøstlige Europa.

Signalkrebs og flodkreb har stort set de samme krav til levesteder og vandkvalitet (Westman *et al.* 1992). Begge trives i vand med relativt højt iltindhold som ikke er for surt, og begge arter er afhængige af, at der findes egnede skjulesteder, ikke mindst i forbindelse med skalskiftet, hvor krebs er særligt sårbar. Egnede skjul er sten, grus, vandplanter og trærodde hvor såvel yngel som større krebs kan finde sprækker og huller, hvor de kan krybe ind. Alternativt kan både flodkreb og signalkreb grave huller i brink og bund og finde skjul dér (Westman *et al.* 1992; Ribbens & Gramham, 2004). Hullerne kan blive op til en meter dybe og beboede huller kan kendes på, at der ligger små bunker af bundmateriale udenfor. Dette er sjældent tilfældet i strømmende vand, da vandet fører det udgravede materiale bort. Krebsene graver ved hjælp af kløerne, og benene bruges til at skubbe sedimentet ud. I områder uden sten og grus som skjul er det således bundmaterialet, der afgør om krebsene trives. Krebsene trives under sådanne forhold bedst i områder med fast bund som dog ikke må være alt for lerholdig (Westman *et al.* 1992 ; Johnsen *et al.*, 2006).

Også i livscyklus minder signalkrebs og flodkrebs meget om hinanden. Signalkrebs kønsmodner typisk når de er omkring 6-9 centimeter lange (målt fra pandetorn til haleviftens bagkant), det vil sige når de er 2-3 år gamle (Taugbøl & Johnsen, 2006). Krebsene parrer sig sidst på efteråret, hvor især hannerne er aktive og opsøger hunnerne. Efter parring er hunnen i stand til at opbevare sæden indtil æglægningen, som finder sted efter nogen tid. I den forbindelse aktiveres sæden og æggene befrugtes. Hunnen bærer først de befrugtede æg og siden sine unger fasthæftet på undersiden af bagkroppen fra klækningen og frem til juni/juli, og ungerne foretager normalt 2-3 skalskifter, mens de stadig sidder hos hunnen. Skalskifterne fortsætter livet igennem og er nødvendige for at krebs kan vokse. De unge krebs kan således foretage helt op til 11 skalskifter det første år, men det normale er omkring 8 skalskifter (Larsen, 1990). Når signalkrebsene er 3-4 år er antallet af skalskifter på 1 og 2 gange årligt for henholdsvis hunner og hanner (Lewis, 2002). De ældste signalkrebs, som er registreret, er omkring 20 år gamle og med en størrelse på 16-18 cm, men sådanne størrelser er meget sjældne (Taugbøl & Johnsen, 2006).



Hunkrebs med befrugtede æg fæstnet under halen (tv). På halens underside kan hunnen have op til 400 befrugtede æg fasthæftet (th).

Signalkrebsens biologi adskiller sig på visse områder fra flodkrebsens. Signalkrebs har både en hurtigere vækst og en højere frugtbarhed. Ved en given størrelse kan den producere næsten dobbelt så mange æg som en tilsvarende flodkrebs. En signalkrebs hun kan således bære op til 400 æg mod 100-150 hos flodkrebs (Larsen, 1990). Der er dog undtagelser fra dette, idet der er eksempler på at flodkrebs har båret over 300 æg (Peter Gruth, pers. comm.) Signalkrebsen er desuden mindre temperaturfølsom og kan vokse ved lavere temperatur end flodkrebsen (Nyström, 1999). Forsøg har tillige vist, at signalkrebs har et højere aktivitetsniveau i dagstimerne end flodkrebs, som primært er aktive om natten (Styrishave *et al.*, 2007). Det er også vist, at signalkrebs kan overleve i brakvand i op til 28 promille i minimum 9 uger (Holdich *et al.*, 1997). Derved er det potentielt muligt for krebs at vandre imellem vandløb, der har udløb til de fleste indre danske farvande.

Begge de i Danmark introducerede krebsearter (signalkrebs og galizisk krebs) kan betegnes som invasive, da de er fødekonkurrenter og mulige prædatorer i forhold til flodkrebsen (se f.eks. Hogger, 1988; Holdich 1999). For signalkrebsen gælder det desuden, at den kan være bærer af den parasitiske sygdom krebsepest (*Aphanomyces astaci*), som er dødelig for de europæiske krebsearter som f.eks. flodkrebs. Parasitten er en snyltende vandskimmelsvamp, som lever i et balanceret vært/parasit forhold med nordamerikanske krebs som eksempelvis signalkrebs (Vrålstad *et al.*, 2006). Det betyder, at signalkrebsen normalt er i stand til at overleve et udbrud af krebsepest, men bliver flodkrebsen eller en af de øvrige europæiske krebsearter angrebet, er udgangen så vidt vides altid dødelig (Peay, 2001).

Krebsepest kom til Europa (Italien) første gang midt i 1800-tallet, men er formodentlig gentagne gange siden blevet indført. Spredningen af sygdommen i Europa antages normalt at være sket via ballastvand fra skibe eller kontamineret fiskeudstyr (Vrålstad *et al.*, 2006). En ny smittekilde blev introduceret, da Europæerne begyndte at handle med signalkrebs, og netop signalkrebs udgør i dag den største kilde til spredning af krebsepest i Europa (Vrålstad *et al.*, 2006). Signalkrebs blev indført til Sverige i slutningen af 1960'erne og blev udsat i stor stil. Derefter fulgte udsætninger i en lang række lande herunder Danmark. Udsætningerne blev iværksat for at supplere bestande af flodkrebssom på grund af krebsepest var i tilbagegang. Paradoksalt nok var disse udsætninger efterfølgende med til at accelerere udbrud af krebsepest i mange europæiske vande, for eksempel i Sverige (Taugbøl & Johnsen, 2006).

Der er ingen dokumenterede udbrud af krebsepest i Danmark. (Styrishave & Rasmussen, 1996), men signalkrebs fanget i Skovse Å på Sjælland i 1992 viste sig at være bærer af krebsepesten, hvilket kunne være forklaringen på at flodkrebssom i den nærliggende Bonderup Mose forsvandt (Styrishave & Rasmussen, 1996).

De få beretninger om udbrud af krebsepest i Danmark kan hænge sammen med at såvel udbredelse af flodkrebssom i Danmark som bestandenes tilstand, aldrig har været genstand for nogen systematisk overvågning.

Krebs i Danmark, udbredelse

Selvom der, DTU Aqua bekendt, aldrig er foretaget grundige, målrettede undersøgelser af hvor flodkrebssom forekommer i den danske natur, så antager man, at flodkrebssom tidligere har været ganske almindelig (Skurdal *et al.*, 1999). I dag antager man, at den er mindre udbredt og sandsynligvis er bestandstætheden i de områder hvor den findes, også reduceret i forhold til tidligere (Skurdal *et al.*, 1999). Kendskabet til udbredelsen af signalkrebs er ligeledes mangelfuld, da der som sagt aldrig er foretaget systematisk monitoring af krebs herhjemme. Der er gennem årene gjort mange observationer af forekomst af krebs i vandløb og søer. Men i mange tilfælde kan det ikke med sikkerhed fastslås, om der er tale om signalkrebs eller flodkrebssom (eller for den sags skyld galiziske sumpkrebssom), da kun ganske få personer i Danmark har kendskab til hvordan man sikkert artsbestemmer krebs. Da signal- og flodkrebssom ligner hinanden en del, kræver sikker artsbestemmelse også, at observatøren er bevidst om, at der skal skelnes mellem to arter. Det vides dog med sikkerhed, at der er observeret signalkrebs på Sjælland i Suså, Mern Å, Tude Å og Tuse Å og i Jylland i vandløbene Ansager Å (et tilløb til Varde Å) og Alling Å, men man må antage, at den findes flere steder. (Taugbøl & Johnsen, 2006). I løbet af 1980'erne blev signalkrebs udsat i en række små søer, med henblik på ekstensivt opdræt. Den praksis, som det skal understreges på det tidspunkt var lovlig, blev bl.a. fremmet gennem en nu nedlagt forening (Krebseforeningen Avl og Opdræt).

I Sjællands største vandsystem, Susåen, er der tidligere fundet individer af både flodkrebssom, signalkrebssom og galiziske sumpkrebssom. Sidstnævnte, som mest sandsynligt stammer fra udsætninger af krebs importeret levende til konsum fra Tyrkiet i 1970'erne, findes flere steder på Sjælland. Bl.a. er der en meget stor bestand i Furesøen. Derudover er der rapporteret om fund i en dam tæt ved Ribe Å samt i Ferup Sø tæt ved Vejle (Skurdal *et al.*, 1999).

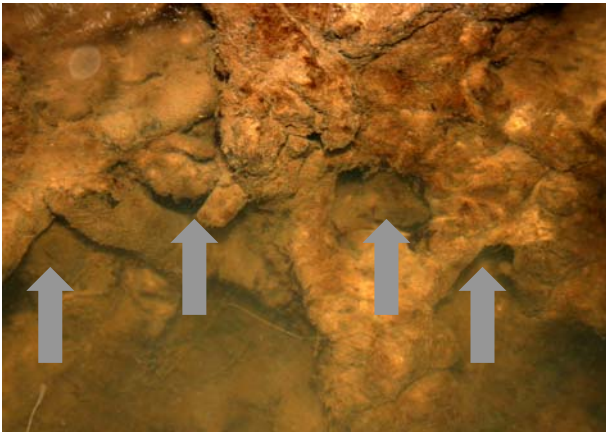
Hvorfor bekæmpe signalkrebsene i Alling Å?

Faren ved at fremmede arter etablerer sig i den danske natur er, at de nye arter kan forskyde den økologiske balance i de eksisterende økosystemer. De arter, som er i stand til dette, bliver kaldt for ”invasive arter”. For nogen af de mest aggressive invasive arter betragtes det som nødvendigt at igangsætte en bekæmpelse eller i det mindste forsøge at kontrollere udbredelsen af arterne. Signalkrebsen betegnes af Skov- og Naturstyrelsen som en invasiv art (Miljøministeriet, 2009).

Signalkrebsens tilstedeværelse kan resultere i en række uønskede negative effekter på den omgivende flora og fauna. Selvom der er eksempler på, at det kan tage årtier inden signalkrebsen fuldstændig udkonkurrerer flodkrebsen (Westman *et al.*, 2002), peger alle undersøgelser på, at flodkrebs på sigt ikke kan sameksistere med signalkrebsen (Southy-Grosset *et al.*, 2006)). Enten på grund af konkurrence (Skurdal *et al.*, 1999; Westman *et al.* 2002) eller, som nævnt ovenfor, gennem udbrud af sygdommen krebsepest, der tager livet af flodkrebsen, men kun i mindre grad påvirker signalkrebsen (Styrishave & Rasmussen, 1996). Netop risikoen for udryddelse af bestande af flodkrebs via indførelse af signalkrebs er hovedårsagen til at flodkrebsen er optaget på den danske rødliste (Stoltze & Pihl, 1998), den danske gulliste (Stoltze og Pihl, 1998b) samt beskyttet af følgende: Habitatdirektivets bilag V: Bern-konventionens liste III, og Natura 2000, hvilket betyder, at Danmark er forpligtiget til at tage hensyn til at bevare og beskytte denne art. Skov- og Naturstyrelsen har i tråd med dette betegnet signalkrebs som en af de 10 mest problematiske invasive dyrearter i Danmark (Miljøministeriet, 2009).

Signalkrebsen kan også påvirke andre elementer i den omgivende fauna og påvirkning fra signalkrebs er generelt stærkere på det omgivende miljø end flodkrebs (Taugbøl & Johnsen, 2006). Der er eksempel på at signalkrebs præderer på padder (Axelson *et al.*, 1997) samt påvirker laksefisk negativt via prædation på æg og larver (Southy-Grosset *et al.*, 2006) eller via konkurrence om levesteder (Griffith *et al.*, 2004; Peay, unpublished). Et studie fra Skotland viste, at en introduktion af signalkrebs reducerede biodiversiteten og antallet af makroinvertebrater i vandløb (Crawford *et al.*, 2006). En sammenligning mellem flodkrebs og signalkrebs afslørede, at signalkrebsene generelt set omsætter mere føde, da de vokser hurtigere og generelt spiser indenfor et større temperaturspektrum (Nyström *et al.*, 1999). Det betyder, at en bestand af signalkrebs generelt set påvirker det omgivende miljø hårdere end en bestand af flodkrebs. Det går blandt andet ud over ferskvandssnegle som signalkrebs relativt set tolder hårdere på end flodkrebs (Nyström *et al.*, 1999).

En tæt bestand af signalkrebs, som graver huller til skjul i brinken kan også medføre, at vandløbets karakter ændrer sig. De mange huller øger risikoen for at brinken nedbrydes (Southy-Crosset *et al.*, 2006). Signalkrebsene kan dermed potentielt være årsag til at vandløbets tværsnit og meandering ændres, hvilket igen kan lede til bl.a. en forøget sandvandring og deraf følgende negativ påvirkning af vandløbets invertebrater og fisk.



Udsnit af brinken i Alling Å, hvor pile markerer huller gravet af signalkrebs (tv). I undersøgelsen blev der anvendt denne traditionelle type af krebseruse (th).

Deltagere i undersøgelsen

Alling Å løber gennem Randers Kommune, Favrskov Kommune og Syddjurs Kommune og disse tre kommuner har, sammen med Skov- og Naturstyrelsen, bidraget økonomisk til projektet. DTU Aqua har været ansvarlige for projektafvikling og afrapportering. I den forbindelse har Dansk Center for Vildlaks (DCV) og Dansk Ferskvandspleje v./ Peter Gruth Hansen stået for det praktiske feltarbejde og Trude Vrålstad fra Veterinærinstituttet i Oslo, Norge har været samarbejdspartner omkring undersøgelse af indsamlede krebs for krebsepest.

Formål

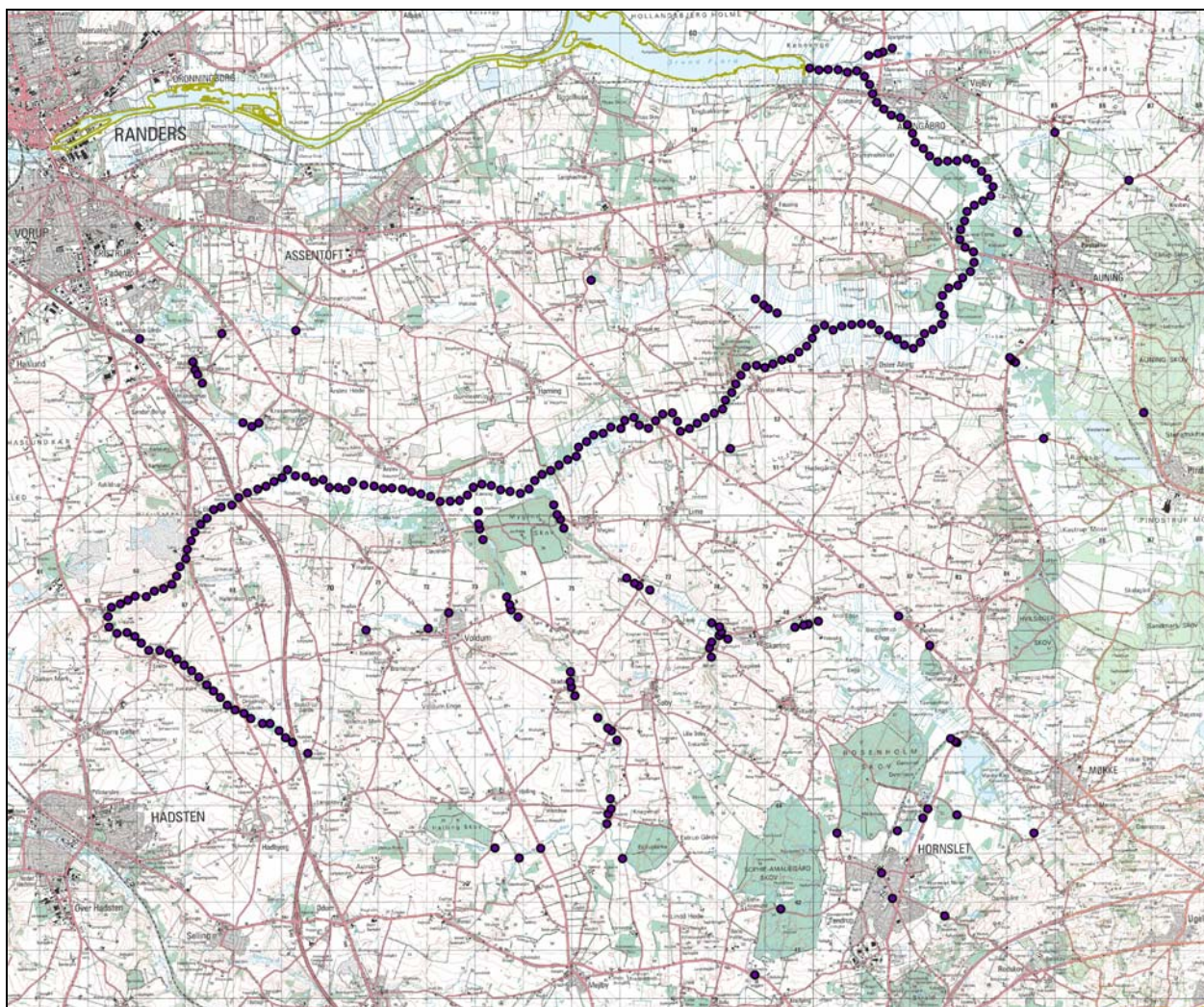
- At kortlægge udbredelsen og bestandstætheden af signalkrebs og flodkrebs i Alling Å og herunder at beskrive køns- og størrelsesstrukturen i bestanden.
- At undersøge og kortlægge udbredelsen af krebsepest i Alling Å.
- At præsentere relevante metoder til bekæmpelse af signalkrebs, herunder at give forslag til en bekæmpelsesplan.

Der er så vidt vides aldrig tidligere gennemført målrettede systematiske monitoringsprogrammer efter krebs i Danmark. Der lå derfor implicit en høj grad af udviklingsarbejde i dette projekt. Ønsket var, at de udviklede metoder til at fastlægge forekomst og eventuel bekæmpelse af signalkrebs i vandløb, kunne overføres til andre danske vandsystemer.

Metode

Screening og monitorering

Undersøgelsens udgangspunkt var, som tidligere nævnt, en observation om signalkrebs på en enkelt lokalitet tæt ved Clausholm Slot foretaget i 2005. For at få lidt større indsigt i udbredelsen og dermed ressourceomfanget i forbindelse med undersøgelsen, indledte vi med en grov screening, hvor vi satte 61 krebseruser fordelt i hele vandløbssystemet. Her blev der fanget signalkrebs på en strækning af hovedløbet fra udmundningen af Brusgård Møllebæk til Sjellebro og i den øvre del af Skader Å.



Figur 1. Oversigtskort over Alling Å system inklusiv markering af de stationer, som blev besøgt i forbindelse med monitoringsfiskeriet.

Under den indledende screening stod det hurtigt klart, at det, ud fra de givne ressourcer, ikke var muligt at fiske så intensivt med krebseruser og elfiskeri som oprindeligt planlagt. Det blev derfor på

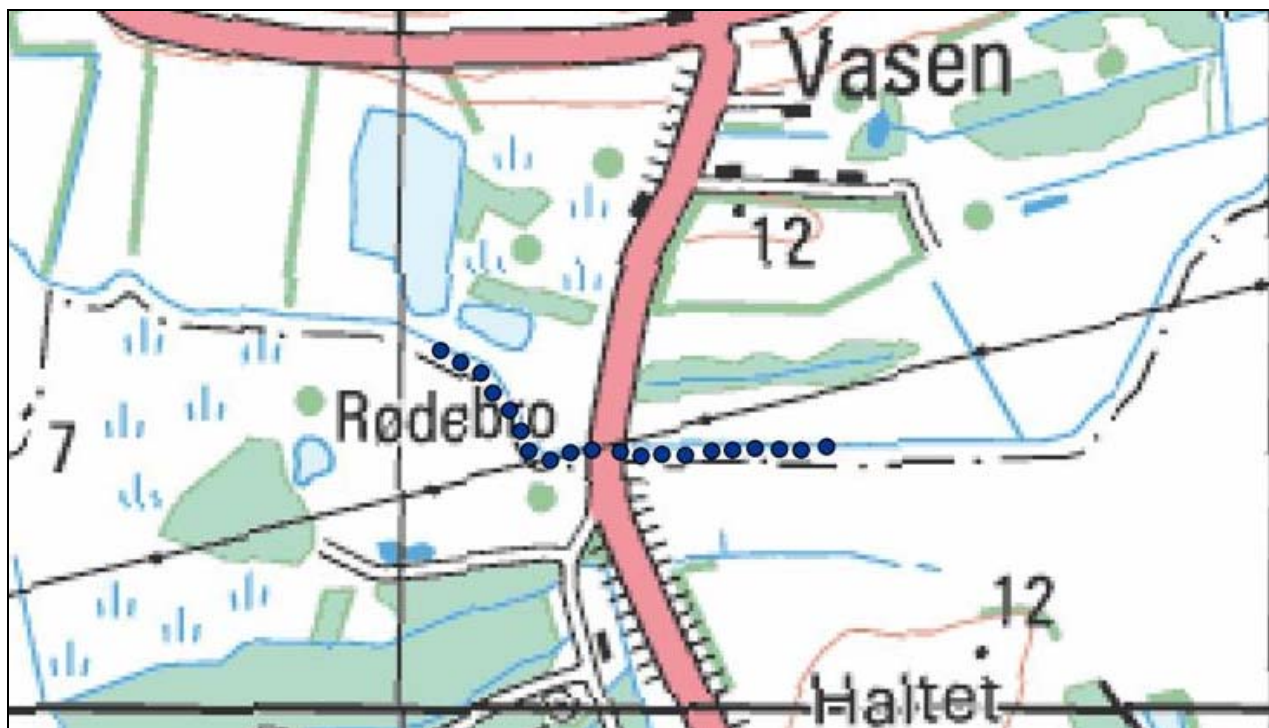
et planlægningsmøde den 1. september 2008 besluttet at gennemføre den egentlige monitorering efter følgende skabelon (figur 1).

- I Alling Å's hovedløb blev der fisket med en ruse pr. 200 m. vandløb.
- I sidegrenene til Alling Å blev der fisket med 4 ruser ved hver vejbro efter følgende mønster: 1 stk. umiddelbart opstrøms broen, 1 stk. 200 m. opstrøms broen, 1 stk. 50 m. nedstrøms broen og 1 stk. 250 m. nedstrøms broen.
- Alle ruser blev sat den ene dag og røgtet den næste.
- Den præcise placering af hver enkelt ruse blev valgt ud fra en subjektiv vurdering på stedet af hvor fangstchancen var størst.
- Hver ruses placering blev registreret med GPS. Desuden blev en række fysiske og biologiske data for vandløbets beskaffenhed på lokaliteten noteret.
- På vandløbsstrækninger hvor vanddybden var for lav til at en ruse kunne sættes, blev dette udeladt, mens øvrige data blev registreres.

Ruserne blev monteret med skalle (*Rutilus rutilus*) som madding.

Bekæmpelsesfiskeri; Pilotforsøg

Foruden selve monitoringsprogrammet blev der udført et pilotforsøg med bekæmpelsesfiskeri på en 500 m. lang strækning af hovedløbet omkring Rødebro nord for Clausholm Slot (figur 2). Der blev sat i alt 20 ruser med 25 meters mellemrum. Hver anden ruse var sat ved henholdsvis nord- og sydbredden. Testfiskeriet forløb over 22 dage fra den 13. september til den 5. oktober, hvor ruserne blev røgtet hver anden dag – i alt 10 røgtninger.



Figur 2. Oversigt over området ved Rødebro umiddelbart nord for Clausholm hvor bekæmpelsesfiskeriet foregik. Rusernes placering er markeret.

Oparbejdelse af fangsten

Krebsene blev opgjort for hver ruse med art, antal, køn og længde (fra pandetorn til bagkanten af midterste halevifte). Derudover blev der jævnt hen over udbredelsesområdet indsamlet krebs til analyse for krebsepest. Disse krebs blev konserveret i 96 % ethanol.



Hankrebs (tv) har to hvide parringsorganer, mens disse halevedhæng på hunnen er små og ligner de øvrige. Når man måler længden på en krebs, skal man måle fra pandetorn til haleviftens bagkant (th).

Analyse for krebsepest

Efter feltarbejdet var færdiggjort, udvalgte vi 60 individer, som blev sendt til Veterinærinstituttet i Oslo for analyse for krebsepest. Alle vandløbsstrækninger, hvor der var fundet signalkrebs og flodkrebs var repræsenteret i prøverne.

Analyserne for krebsepest blev udført via DNA baseret real-time PCR af internt transkribert spacer 1 (ITS1; nukleært ribosomalt DNA) (Vrålstad *et al.*, 2009) som er en metode designet til specifikt at påvise og kvantificere tilstedeværelse af vandskimmelsvampen som forårsager krebsepest (*Aphanomyces astaci*). Metoden er arts specifik og kvantificerer udelukkende tilstedeværelsen og mængden af ITS1 DNA kopier fra *A. astaci*. Påvisning af *A. astaci* DNA-sekvensen tolkes derfor som påvisning af at der findes *A. astaci* i prøvematerialet. Selve analysen inkluderer også tre negativ kontrolprøver: en miljøkontrol, en DNA-isoleringskontrol og en PCR kontrol. Resultaterne anses som pålidelige, og opgives kun, såfremt alle inkluderede negativ kontrolprøver forbliver negative efter real-time PCR analysen. Der bliver desuden også foretaget målinger af DNA koncentrationen på alle prøver for at undersøge om isoleringen af DNA har været succesfuld for alle inkluderede delprøver. Alle RT-PCR analyser køres i tillæg med positiv PCR kontrol.

DNA blev isoleret direkte fra 3 forskellige delprøver per individ. For flodkrebsen blev der undersøgt materiale fra: K = blød kutikula fra bugen. M = muskel. Ø = øje med øjestilk/nerve. For signalkrebs blev der undersøgt, K = blød kutikula fra bugen, L = lemmer (inderste led på 2 x gangben). T = telson. For hver vævstype blev følgende mængde materiale i gennemsnit undersøgt (\pm [SE]): Signalkrebs: 14,7 (\pm 1,2) mg. blød kutikula, 89,3 (\pm 7,1) mg. lemmer og 15,3 (\pm 1,3) mg. telson. Flodkreb: 14,4 (\pm 1,9) mg. blød kutikula, 78,6 (\pm 7,9) mg. muskel og 34,3 (\pm 3,1) mg. øje.

Påvisning og kvantificering

Real-time PCR metoden gør det muligt at dele resultatet op i syv kvantitative kategorier. Dette er baseret på antallet af PFU (PCR forming units) af sekvensstrengen AphAstITS som påvises i en prøve. Den endelige tolkning af resultater er baseret på en samlet vurdering af alle resultater, feltobservationer og andet tilgængelig viden. Kategorierne defineres som vist i tabel 1.

Tabel 1. Kvantitative kategorier (inficeringsgrader) baseret på antal PFU i en prøve.

| Inficerings-grad | PFU* påvist i prøven | Resultat | Tolkning |
|------------------|---|-------------------------------|--|
| A_0 | 0 | Ikke påvist | Negativ |
| A_1 | Påvist under LOD_{abs} ($PFU_{obs} < 5$ PFU) | Påvist under detektionsgrænse | Spore til stede, men ikke grundlag for positiv diagnose (se kommentar) |
| A_2 | $LOD_{abs} \leq PFU_{obs} < LOQ_{abs} = 50$ PFU | Påvist | Meget lave mængder <i>A. astaci</i> DNA i prøven (under kvantificeringsgrænsen). |
| A_3 | 50 PFU $\leq PFU_{obs} < 10^3$ PFU | Påvist | Lave mængder <i>A. astaci</i> DNA i prøven. |
| A_4 | 10^3 PFU $\leq PFU_{obs} < 10^4$ PFU | Påvist | Moderate mængder <i>A. astaci</i> DNA i prøven. |
| A_5 | 10^4 PFU $\leq PFU_{obs} < 10^5$ PFU | Påvist | Høje mængder <i>A. astaci</i> DNA i prøven. |
| A_6 | 10^5 PFU $\leq PFU_{obs} < 10^6$ PFU | Påvist | Meget høje mængder <i>A. astaci</i> DNA i prøven. |
| A_7 | 10^6 PFU $\leq PFU_{obs}$ | Påvist | Usædvanligt høje mængder <i>A. astaci</i> DNA i prøven. |

* PFU = PCR forming units. Termen refererer til amplificerbare DNA-kopier af sekvensstrengen (AphAst) i prøven.

** LOD = Limit of detection / påvisningsgrænse (defineret som 95 % sandsynlighed for påvisning): 5 PFU.

*** LOQ = Limit of quantification / kvantificeringsgrænse: 50 PFU

Spredningskilder

Baseret på resultaterne fra monitoringen af udbredelsen af signalkrebs blev der indenfor hovedudbredelsesområdet udvalgt vandområder, som står i åben forbindelse med Alling Å. Disse blev befisket ekstensivt i perioden den 25. oktober til den 10. november. Dette drejer sig om vandhuller og kanaler i et område beliggende omkring Clausholm Slot, som er forbundet med Alling Å via Alling Bæk. Derudover blev der fisket i et vandhul på den nordlige side af Alling Å.

Resultater

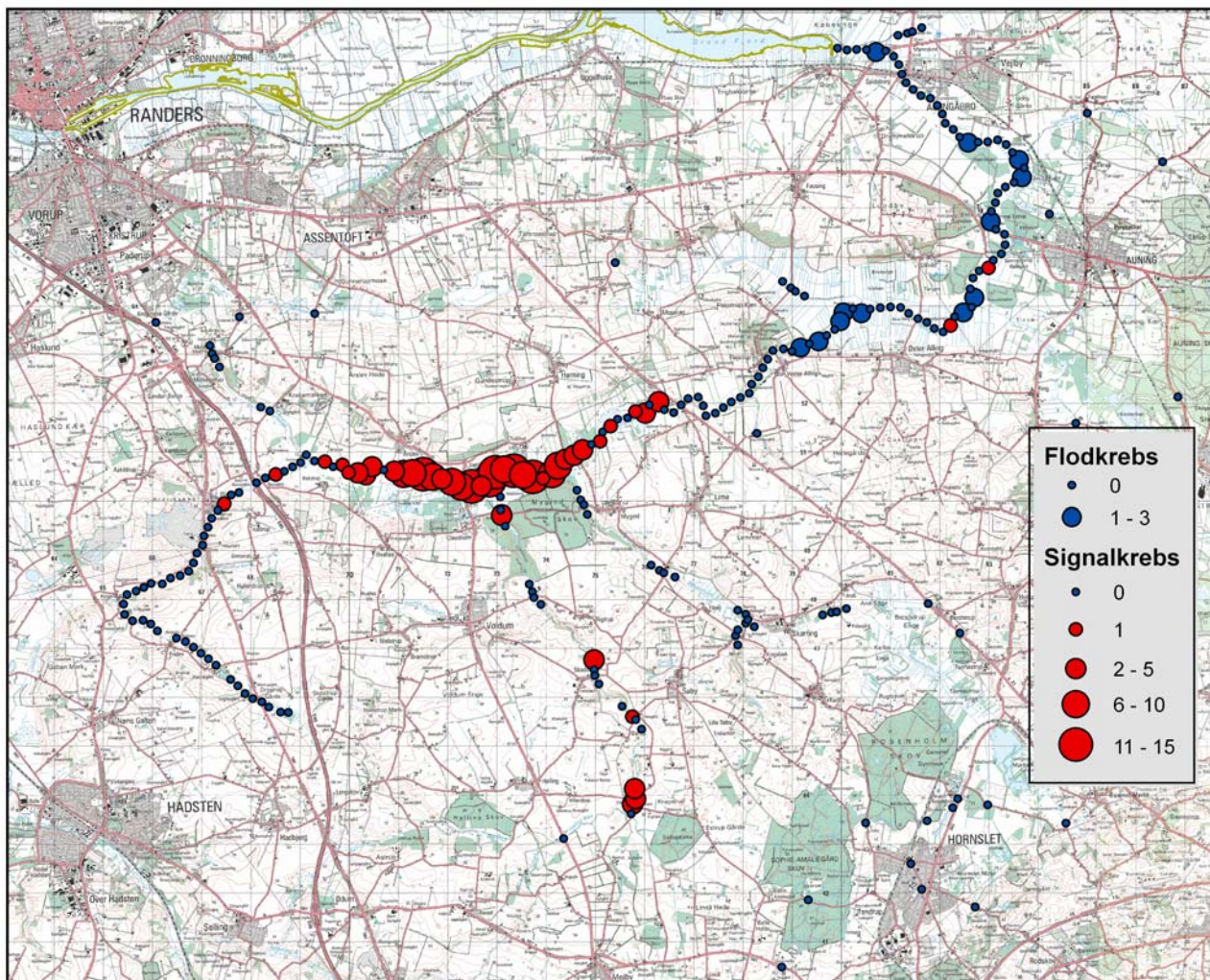
Screening og monitoringsfiskeri

I forbindelse med den indledende screening, der blev udført i dagene 25. - 29. august, blev der fanget 127 signalkrebs primært i hovedløbet på strækningen ved Clausholm Slot. I forbindelse

Tabel 2. Oversigt over fordeling af prøvestationer i Alling Å systemet, samt oversigt over fangsten i de forskellige vandløbsgrene. *Hovbækken er inkluderet i Brusgård Møllebæk strækningen. Vandløbslængder er fra Jørgensen (2004).

| Vandløb | Længde (km) | Stationer | | | | CPUE (pr befisket station) | |
|-----------------|-------------|-----------|----------|---------------|-----------------|----------------------------|-------------|
| | | I alt | befisket | med flodkrebs | med signalkrebs | flodkrebs | signalkrebs |
| Hovedløb | 36 | 179 | 170 | 12 | 37 | 0,1 | 1,1 |
| Brusgård M. bæk | 11 | 8 | 7 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Halling bæk | 9 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Hejbæk | 8 | 4 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Hornslet bæk | 7 | 3 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Krogsbæk | 3 | 4 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Oksenbæk | 7 | 6 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Tøjstrup bæk | 6 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Nibæk | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Hovbæk | * | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Gallebæk | 5 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Bjælbæk | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Vejle Å | 11 | 4 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Revens M. bæk | 5 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Rosenholm Å | 27 | 29 | 18 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Skader Å | 11 | 21 | 20 | 0 | 6 | 0 | 0,7 |

med den egentlige monitoring i perioden den 2. september til den 26. september blev 270 stationer besøgt i Alling Å systemet. Af disse kunne 230 befiskes med ruser. I disse fangede vi 223 krebs,



Figur 3. Fangsten af signalkrebs og flodkrebs i Alling Å. Cirkulens størrelse angiver antallet af krebs pr. ruse.

hvor 19 var flodkrebs og 204 signalkrebs. De fleste krebs, både flod- og signalkrebs, blev fanget i hovedløbet, mens der blev fanget signalkrebs i lavere mængde i Skader Å (tabel 2) Fangsten af signalkrebs var størst på en ca. 9 km. strækning af hovedløbet omkring udløbet af Skader Å tæt ved Clausholm, mens flodkrebs udelukkende fandtes på den nedre del af hovedløbet (figur 3). Der blev dog også fanget enkelte signalkrebs på strækningen med flodkrebs.

Længde og kønsfordeling

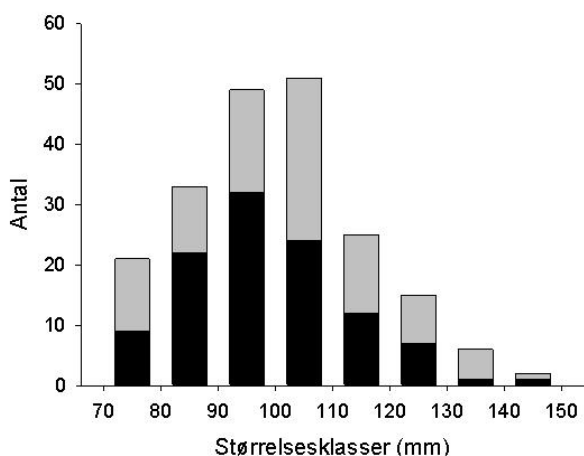
I forbindelse med monitoringen blev der fanget signalkrebs mellem 70 og 145 mm (figur 4) og flodkrebs mellem 74 og 120 mm. Længdefordelingen af signalkrebs var uafhængig af køn, og der var således ikke en overrepræsentation af f. eks hanner blandt de største individer (logistisk regression, $\chi^2=0,28$, $P=0,59$).

Habitat og fangst

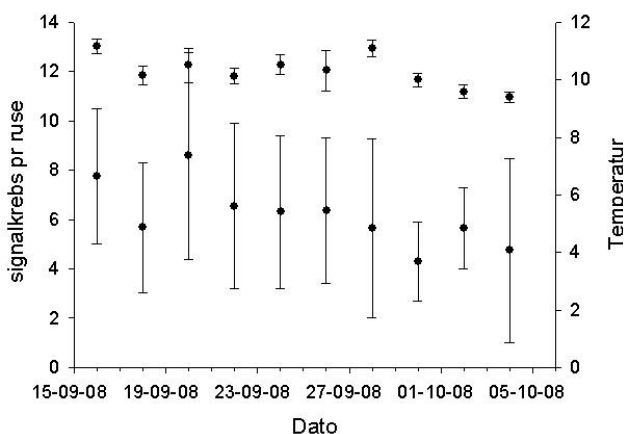
Habitattypen i udbredelsesområdet for signalkrebs i hovedløbet omkring Clausholm Slot var overvejende karakteriseret ved sandet bund, underskårne ler- og tørvholdige brinker og udhængende bredvegetation. Vandstrømmen var overvejende jævn. Vanddybden varierede fra 15-120 cm. Der hvor den største tæthed af signalkrebs blev observeret var der mange huller i brinken, skabt af signalkrebs, som under visse forhold er kendt for at grave huller til skjul. I Skader Å blev signalkrebsene fundet på blød såvel som stenet bund, i svag til jævn strømmende vand og på vanddybder fra 20-40 cm. Hovedløbets nedre del, hvor flodkrebene blev fundet var karakteriseret ved sandet bund, underskårne brinker og udhængende bredvegetation. Vandstrømmen var på denne strækning jævn, og vanddybderne var alle steder større end 100 cm.

Bekæmpelsesfiskeriet

I forbindelse med de 22 dages bekæmpelsesfiskeri blev der fanget 1205 signalkrebs mellem 55-139 mm. Fangsten pr. ruse varierede fra 0 til 19 signalkrebs. Gennemsnitsfangsten pr. ruse faldt i løbet af de 10 befiskninger fra knap 8 til knap 5 signalkrebs pr. ruse (figur 5), Faldet relaterede signifikant til fiskeriet (backwards regression; $P < 0,01$), mens den faldende temperatur i forsøgsperioden ikke i statistisk signifikant grad påvirkede den faldende fangst i ruserne (backwards regression; $P > 0,05$).



Figur 4. Størrelsesfordelingen og størrelsesspecifik kønsfordeling af signalkrebs fanget ved monitoringsfiskeriet med ruser i Alling Å september/oktober 2008. De sorte søjler er hunner og de lyse er hanner.

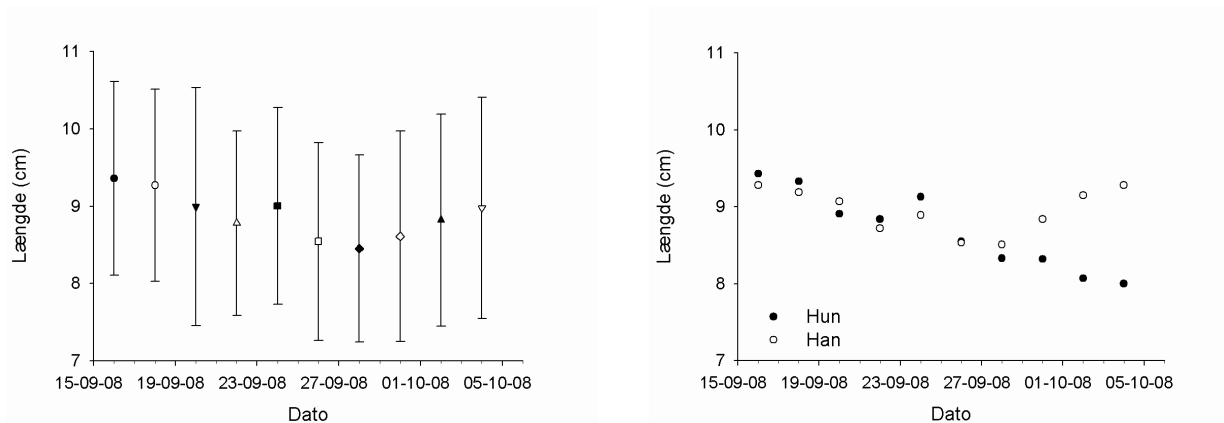


Figur 5. Udvikling i gennemsnitlig fangst af signalkrebs pr. ruse (nederst) og temperatur (øverst) (inkl. SD) i perioden hvor pilotprojektet omkring bekæmpelsesfiskeriet blev gennemført.

Længde og kønsfordeling

Kønsfordelingen i fangsten fra bekæmpelsesfiskeriet var konstant indtil sidst i perioden, hvor hannerne blev tydeligt mere dominerende i fangsten. Gennemsnitslængden for signalkrebsene i ruserne faldt i perioden hvor bekæmpelsesfiskeriet fandt sted. Udviklingen i længdefordeling varierede dog mellem hun- og hankrebs, idet der sidst i perioden sås en øgning i gennemsnitslængden for hanner-

ne, mens gennemsnitslængden for hunnerne var konstant faldende (figur 6). Både ændring i kønsfordeling og gennemsnitslængde kan forklares med at store kønsmodne hannernes aktivitet øges i forbindelse med at parringen indledes, mens de kønsmodne hunner bliver mindre aktive (Peay, 2001).



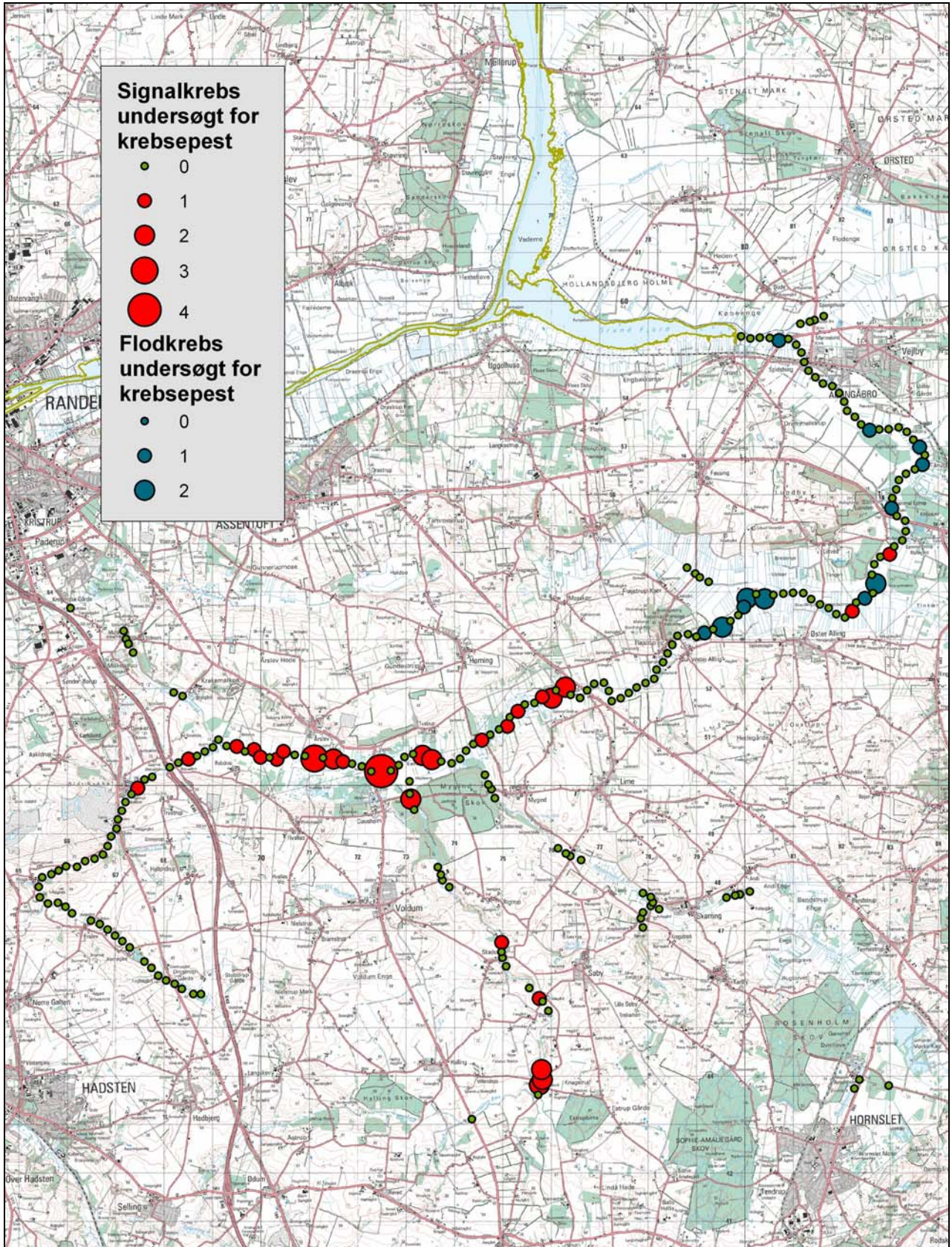
Figur 6. Udvikling i gennemsnitslængde for signalkrebs fanget i forbindelse med bekæmpelsesfiskeriet inkl. standard afvigelse (tv) og kønsspecifik udvikling i gennemsnitslængden (th).

Krebsepest

Der blev ikke påvist *A. astaci* i nogen af de 48 undersøgte vævsprøver af flodkrebs (16 individer) eller fra nogen af de 132 vævsprøver fra signalkrebs (44 individer), det vil sige alle krebs havde inficeringsgrad A_0 og var således fri for krebsepest (figur 7).

Spredningskilder

I forbindelse med eftersøgningen efter mulige kilder til forekomsten af signalkrebs, som foregik mellem den 26/10 2008 og 09/11 2008, blev der fundet signalkrebs 4 steder i Alling Bæk (figur 8). To af stederne blev krebsene fanget i vores krebseruser, mens det tredje sted blev fundet af signalkrebs gjort i en stålruse, som blev observeret i bækken den 7. november. Der blev således ikke konstateret signalkrebs i søen på nordsiden af Alling Å eller i dammene omkring Clausholm Slot (figur 8).



Figur 7. Oversigt over antallet af signalkrebs og flodkrebs udtaget til analyser for krebspest.



Figur 8. Område omkring Clausholm Slot, hvor der blev foretaget fiskeri udenfor Alling Å i et forsøg på at identificere mulige kilder til indvandringen af signalkrebs. Hvide (ingen krebs) og røde (signalkrebs fanget) prikker angiver steder, hvor der blev fisket efter krebs.

Diskussion

Signalkrebs findes for nuværende kun i en mindre del af Alling Å systemet. Såfremt signalkrebsen ikke udryddes vil signalkrebsen i løbet af en årrække med stor sandsynlighed sprede sig til hele vandsystemet. Det vil ligeledes med stor sandsynlighed medføre, at flodkrebssens forsvinder, samt potentielt at biodiversiteten af makroinvertebrater mindskes. Samtidig er det muligt, at også padde og fisk vil blive negativt påvirket, enten direkte som følge af prædation eller indirekte, som følge af signalkrebsens påvirkning af vandløbets fysiske form. Derudover vil bestanden i Alling Å udgøre en betydelig potentiel kilde til videre spredning af signalkrebs til andre vandløb og søer. Enten via mennesker, som med eller mod bedre vidende, opfisker og udsætter krebsene i nye systemer eller fordi krebsen vandrer ad naturlig vej, f.eks. via Grund Fjord/Randers Fjord til Gudenåen. I Grund Fjord er saltholdigheden i 80 % af tiden mindre end 20 promille (Sødmod *et al.* 1999), og det er vist, at voksne signalkrebs overlever ophold i op til 28 promille saltvand i minimum 9 uger. For yngel er salttolerancen endnu større (Holdich *et al.*, 1997).

Det kan således ikke med udgangspunkt i krebsens fysiologi afvises, at signalkrebs selv kan spredes fra Alling Å via Grund Fjord til Gudenåsystemet. Samlet set er der således en række tungtvejende argumenter for at forsøge at bekæmpe signalkrebs i Alling Å.

Med udgangspunkt i udbredelsen af signalkrebs i Alling Å diskuteres her mulighederne for en bekæmpelse. En succesfuld bekæmpelse af en invasiv art består overordnet af fire komponenter.

- Først fastlægges udbredelsen af populationen.
- Dernæst udvælges en eller flere metoder, som sikrer en succesfuld udryddelse af den invasive population med færrest mulig effekter på det omgivende miljø.
- Herefter gennemføres bekæmpelsen i praksis.
- Til slut demonstreres det, at den invasive population rent faktisk er forsvundet.

Første del af den efterfølgende diskussion er således en gennemgang af disse fire punkter i forhold til signalkrebsen i Alling Å. Dernæst gives der forslag til en bekæmpelsesplan for Alling Å, og endelig afsluttes rapporten med en konklusion.

Udbredelse af signalkrebs i Alling Å systemet

Udbredelse af signalkrebs i hovedløbet

Som forventet, ud fra observationerne i 2005, blev der også i nærværende undersøgelse fundet signalkrebs i Alling Å. Hovedudbredelsen af signalkrebs viste sig at være begrænset til en strækning i hovedløbet på ca. 9 km. fra Sjellebro og opstrøms forbi Clausholm Slot indtil omkring udløbet af Brusgård Møllebæk. Derudover blev der fundet enkelte signalkrebs længere nedstrøms i hovedløbet samt en spredt og tynd udbredelse i Skader Å. I Alling Å er signalkrebsen som nævnt kendt fra området siden 2005, men der er i nærværende undersøgelse fundet størrelser af krebs op til næsten 15 cm., som formodentlig er minimum 5-6 år gamle. Det er derfor sandsynligt, at indvandringen er sket inden 2004. Der blev faktisk observeret krebs på den aktuelle strækning i 2003 (Jørgensen, 2004), men det vides ikke med sikkerhed om der var tale om signalkrebs eller flodkrebs. Antager vi f.eks. at introduktionen er sket senest i 2003 er et udbredelsesområde på 8-9 kilometer forventelig ud fra udenlandske undersøgelser, som har vist, at krebs koloniserer med ca. en kilometer om året (Peay, 2001). Dette kan selvfølgelig variere. Fra England findes der et eksempel på, at det tog sig-

nalkrebs 17 år at udbrede sig over 12 km. vandløb (The World Conservation Union, Species Survival Commission, 2009). Undersøgelser af individuelle signalkrebs har vist, at de kan vandre over 300 meter på et døgn, men at de normalt vandrer betydeligt mindre afstande (Bubb, Thom & Lucas, 2006). Der findes tilsyneladende ingen undersøgelser som har beskrevet hvilken betydning drift af yngel har for koloniseringen, men vurderet ud fra den forholdsvis langsomme koloniseringstid (ca. 1 km. pr. år), tyder meget på, at kolonisering ikke foregår fordi ynglen drifter i vandfasen, men snarere fordi ynglen eller de juvenile vandrer langs bunden (Peay, 2001).

Udbredelse af signalkrebs i Skader Å

Tætheden af signalkrebs i Skader Å var betydelig mindre end i hovedløbet. Til gengæld blev der fundet krebs så langt oppe som ved udløbet af Halling Bæk. Fiskeriindsatsen i form af antal ruser sat var mindre end i hovedløbet, men på trods af dette peger resultaterne på, at signalkrebsen findes over det meste af Skader Å nedstrøms Halling Bæk. Den nuværende bestand af signalkrebs kan dog være blevet begrænset af et gylleudslip, som fandt sted i foråret 2008 nedstrøms Skader by. (Jens Albert Hansen, Favrskov Kommune, pers. comm.)

Udbredelsen af de mindste krebs kan være underestimeret

Der er dog grund til at være varsom med at konkludere på den præcise udbredelse af signalkrebs i hovedløbet, idet udbredelsen kan være større end vi var i stand til at konstatere med rusefiskeriet. Det er observeret, at det især er ynglen og unge krebs som er de første til at kolonisere nye områder (Peay, pers. comm.) og eftersom ruserne netop ikke fanger de mindre krebs kan vi have underestimeret udbredelsesområdet, specielt i nedstrøms retning. Det er også muligt, at de relativt få signalkrebs, som blev fanget længere nedstrøms, rent faktisk er vandret fra hovedudbredelsesområdet og dermed repræsenterer de første kolonisatorer på den nedre del af hovedløbet. Det er dog også muligt, og måske mest sandsynligt, at de få individer er drevet ned af vandløbet i forbindelse med grødeskæring, som fandt sted i tidspunktet omkring undersøgelsen. Øget fiskeri i randzonerne med alternative redskaber som f.eks. elektrofiskeri, samt måske undervandsobservationer ved hjælp af vandkikkert eller dykning kan give mere information om dette, og bør foretages inden det endelige område for bekæmpelsesfiskeri afgrænses. Ligeledes bør udbredelsen i Skader Å undersøges med en højere detaljeringsgrad end det var muligt i forbindelse med denne undersøgelse. Endelig kan det overvejes at genbesøge Rosenholm Å, også kaldet Skørring Å, for at få yderligere bekræftet, at denne del af Alling Å systemet rent faktisk er friholdt for signalkrebs.

Reproduktion af signalkrebs i Alling Å

Det må betragtes som sikkert, at bestanden af signalkrebs reproducerer sig i Alling Å, idet der blev fanget flere størrelsesklasser af krebs og ægbærende hunner i forbindelse med rusefiskeriet. Derudover blev der fanget en overraskende stor mængde krebseyngel (ca. 25 stk. på 20-30 mm) i forbindelse med en ekstensiv (ca. en times elektrofiskeri) undersøgelse i åen ud for Clausholm Slot den 7. november 2008.

Fremtidig udbredelse af signalkrebs uden bekæmpelse

I forbindelse med fiskeriet efter krebs foretaget i nærværende undersøgelse blev også vandstrøm, vegetation, bundforhold m.m. noteret for hver ruseposition. En analyse af disse (data ikke vist) åbenbarer ikke de store forskelle i disse fysiske forhold på strækninger med og uden forekomst af signalkrebs. På baggrund af denne analyse, er det DTU Aquas vurdering, at det nuværende udbredelsesområde ikke er udtryk for at åens øvrige dele ikke egner sig som levested for signalkrebs samt at signalkrebsen derfor de kommende år støt og roligt vil invadere resten af Alling Å systemet.

Muligheder for bekæmpelse af signalkrebs

I forsøg på at eliminere populationer af signalkrebs har man i udlandet forsøgt en række forskellige tilgange. Disse kan deles op i mekaniske, biologiske, fysiske og kemiske metoder (Peay, 2001; Sandodden & Bjøru, 2007).

Mekaniske metoder

Krebseruser

Fiskeri med krebseruser har potentialet til at nedbringe antallet af krebs, såfremt der fiskes intensivt over flere måneder og i en årrække. Krebseruser var også den primære fangstmetode i nærværende undersøgelse. Fangsteffektiviteten i ruserne er aktivitetsbetinget og dermed sæsonpræget. Således fanges der flest krebs i sommerhalvåret og specielt i parringstiden (september/oktober) hvor især hannerne er aktive (Ribbens & Graham, 2004; Peay, 2001). I nærværende forsøg så vi tilsvarende, at fangsten af hanner ved det eksperimentelle bekæmpelsesfiskeri steg sidst i perioden, formodentlig fordi hannerne i de tilstødende områder, hvor der jo ikke blev fisket, blev mere aktive som led i parring og vandrede ind i området med bekæmpelsesfiskeri. Denne aktivitetsforøgelse skete samtidig med at vandtemperaturen faldt næsten 2 grader, hvilket støtter, at aktiviteten og dermed fangsten ikke i særlig høj grad har været temperaturstyret i perioden.

Overordnet set er krebseruser effektive til at fange især større krebs, fordi maskestørrelserne i ruserne tillader de mindste krebs at undslippe. Det er muligt at modificere krebseruserne således at mindre individer ikke undslipper så let, men stadig vil ruserne kun i mindre omfang fange de mindste individer (Ribbens & Graham, 2004; Holdich, 1999). Fiskeri med ruser kan derfor med fordel suppleres med metoder som i højere grad retter sig mod yngel og mindre individer.

Selvom intensivt fiskeri med krebseruser kan begrænse udbredelsen af signalkrebs, findes der ingen eksempler på at det er lykket fuldstændig at udrydde en bestand alene ved hjælp af intensivt rusefiskeri. I England har man i flere tilfælde forsøgt bekæmpelse udelukkende ved hjælp af krebseruser og selvom man har lagt mange resurser i bekæmpelsen er det endnu ikke lykket (Peay, 2001; David Holdich pers. comm.). Et eksempel findes fra River Stour i Essex, hvor man i løbet af to års intensivt fiskeri fjernede godt 3000 krebs fra en 250 meter strækning for at forhindre yderligere spredning nedstrøms i et vandløb. Man fiskede hvert år flere måneder i træk med i alt 24 ruser, og fiskeriet har formodentlig medført, at spredningen af krebs nedstrøms er blevet forsinket, men der er i dag stadig betydelig mængder af krebs i systemet (Dr. Ros Wright, pers. comm.).

I forbindelse med pilotprojektet med intensivt bekæmpelsesfiskeri, som blev udført i nærværende undersøgelse, så vi tilsvarende de engelske erfaringer, at antallet af signalkrebs i ruserne faldt i løbet af de 20 dage, forsøget kørte. Den svagt faldende temperatur i samme periode så ikke ud til at spille en afgørende rolle for de faldende fangster, så noget tyder på at det vil være muligt at reducere bestandstætheden mærkbart gennem intensivt fiskeri. Det støttes også af de ændringer i længdefordelingen som blev observeret i forbindelse med bekæmpelsesfiskeriet. Bortset fra stigningen i den gennemsnitlige størrelse hos hannerne sidst i perioden med bekæmpelsesfiskeri, som formodentlig var forårsaget af indvandring af parringsaktive store hanner, så ses der overordnet set et fald i gennemsnitstørrelsen. Eftersom det normalt er de største og derfor mest aggressive individer som fanges først, peger det overordnede fald i gennemsnitsstørrelse på, at der blev tyndet så meget ud i bestanden, at de største individer forsvandt.

Skjulfælder

Princippet bag skjulfælder er at nedsænke kunstige skjul i vandet som krebsene benytter sig af i stedet for huler i brinken eller huller mellem sten m.m. Efterfølgende kan skjulene tages ud af vandet og tømmes for krebs. Disse kan være konstrueret af rørstykker med forskellig diameter, hvilket vil betyde, at krebs i forskellige størrelser i princippet kan søge skjul. Der findes ingen evaluering af skjulfælders effekt i forhold til f.eks. krebseruser, men det må antages at være et godt supplement til disse, da skjul fanger et bredere udsnit af størrelsesfordelingen (Peay, 2001).

Håndfiskeri

I lavvandede områder med mange skjul i form af flytbare sten eller lignende kan håndfiskeri være et alternativ til at fjerne mange krebs. Princippet er at krebsene observeres i deres skjul og fanges med hånden. Denne metode har været brugt i mange engelske vandløb (Peay, 2001). Nogle steder er metoden suppleret med at personer sparker til vandløbets bundmateriale (sten og grus), hvorved krebsene forsøger at undslippe nedstrøms, mens et hold går længere nedstrøms og fanger krebsene i et net. Metoden fungerer kun i klart vand med en vanddybde på max. 60 cm. og helst i områder med stenbund og uden vegetation (Peay, 2001). Heller ikke med denne metode er det lykkedes at bekæmpe uønskede krebsebestande fuldstændigt.

Elfiskeri

Elfiskeri kan være et supplement til krebseruserne og kan være ganske effektiv til at fange betydelige mængder af både store og små krebs (Ribbens & Graham, 2004). Eftersom elfiskeri i nogen omfang immobiliserer individer vil f.eks. krebs, der sidder i skjul blive fanget i mindre omfang ved elfiskeri. I forbindelse med nærværende undersøgelse elfiskede vi, som tidligere nævnt, i hovedudbredelsesområdet i forbindelse med et besøg den 7. november 2008. Vi fangede en del små krebs (yngel), som tydeligvis var for små til at blive fanget af ruserne, men kun ganske få større krebs. Dette skal formodentlig forklares med at krebsene opholdt sig i skjulene i brinken og derfor ikke lod sig fange. Metoden vil sikkert være mere effektiv på tidspunkter hvor krebsene er mere aktive, dvs. i sommerhalvåret når vandtemperaturen er højere, evt. om natten.

Vodfiskeri

Et andet alternativ er vodfiskeri. I vandløb kan dette bruges hvis vandløbet har en veldefineret profil, og der ikke findes for mange fysiske forhindringer i vandet (f.eks. store sten og vandplanter) (Holdich *et al.*, 1999). For danske vandløbs vedkommende vil metoden derfor kun kunne anvendes på udvalgte strækninger.

Påvirkning af det omgivende miljø

Bortset fra vodfiskeriet, som kan slide på vandløbsbunden og de organismer som er knyttet dertil (Ribbens & Graham, 2004), er mekaniske metoder som ruser og elfiskeri formodentlig de mest skånsomme metoder af alle. Det kan dog ikke afvises at der vil opstå et mindre mekanisk slid af bund og brink når der gentagne gange skal vades/sejles i vandløbet i forbindelse med langvarigt fiskeri med jævnlig røgtning af ruserne. På samme måde kan mange gange gentaget elfiskeri muligvis medføre et mindre mekanisk slid, foruden naturligvis den forstyrrelse, fisk og andre organismer udsættes for ved den elektriske påvirkning.

Biologiske metoder

Udsætning af rovfisk

I teorien kunne man forestille sig, at udsætning af rovfisk, som specifikt kan fouragere på krebs, er en mulig metode til bekæmpelse (Holdich *et al.*, 1999). I den forbindelse er ål blevet nævnt som en mulighed (Holdich *et al.*, 1999), men der findes ingen undersøgelser som kan bekræfte at ål har udryddet en bestand af krebs (Ribbens & Graham, 2004). Omvendt er det ofte beskrevet, at krebsbestande sjældent trives når der er tæt bestand af ål (Holdich *et al.*, 1999), og ålen kan tilsyneladende spille en betydelig bestandsregulerende rolle (Qvenild *et al.*, 1987). I tråd med det fandt Schultz *et al.*, (2006) en tydelig negativ sammenhæng mellem intensiteten af åleudsætninger i forskellige polske søer og tætheden af flodkrebs i de samme søer.

I svenske vandløb fandt Nyström *et al.*, (2006) en negativ sammenhæng mellem tætheden af potentielle rovfisk og tætheden af krebs, hvilket støtter at rovfisk har en regulerende rolle for bestandudviklingen hos krebs. I samme undersøgelse fandt Nyström *et al.*, (2006), at aborre er en betydelig prædator på krebs i svenske søer.

Udsætning af ål, aborre eller i princippet andre rovfisk har således potentialet til at reducere mængden af krebs, men der ligger et stort udviklingsarbejde i at fastlægge hvilke arter og størrelser som vil være mest effektive, og hvordan man fastholder en tilstrækkelig tæthed af rovfisk i udsætningsområdet (Ribbens & Graham, 2004). I den forbindelse udgør vandløb en særlig udfordring, idet det kan være vanskeligt at fastholde rovfisk i udsætningsområdet i åbne systemer (Peay, 2001).

Bakteriel bekæmpelse

Biologisk bekæmpelse ved hjælp af sygdomme eller forskellige bakterier er også blevet overvejet i udenlandske undersøgelser, og selv om det kunne være en effektiv metode, så er det næppe en farbar vej at bekæmpe en introduceret art med en anden (Sandodden & Bjøru, 2007). Samtidig er det sandsynligt, at sygdomme som angriber signalkrebs også vil påvirke flodkrebsen.

Påvirkning af det omgivende miljø

Udsætning af fisk vil potentielt påvirke økosystemet, idet de udsatte fisk vil prædere på andet end blot krebsene. Denne påvirkning kan være specifik for udsætningsområdet, eller såfremt de udsatte fisk vandrer til andre områder også gælde udenfor udsætningsområdet. Brugen af biologiske metoder vil formodentlig også kræve, at evt. flodkrebs i systemet fjernes og genudsættes efter endt ”behandling”.

Fysiske metoder

Tørlægning

Denne metode består normalt af tørlægning eller vandstandsændringer, og har især potentiale i mindre søer og damme. Der er dog eksempler på, at tørlægninger ikke har haft den fornødne effekt. I et tjekkisk forsøg udtørrede man en dam i tre måneder og på trods af 20 grader frost i udtørningsperioden, var der igen signalkrebs i dammen det følgende efterår, formodentlig fordi krebsene under tørlægningen gravede sig ned i bunden, og derved kom i kontakt med tilstrækkeligt fugtigt miljø til at de kunne overleve tørlægningen (Kozak & Polizar, 2003 cf. Sandodden & Bjøru, 2007). Denne metode må dog formodes at virke betydeligt bedre om sommeren, hvor krebsenes metaboliske krav er væsentlig højere. Samtidig skal det selvfølgelig sikres, at tørlægningen er fuldstændig.

Mekanisk ødelæggelse af brinker og skjul

Denne metode er kun i ringe omfang beskrevet i litteraturen, men specifikt for Alling Å kan det være en mulighed mekanisk at ødelægge eksisterende skjul i brinkerne ved at grave krebsene ud, eller i en periode tildække den eksisterende brink med et materiale som gør det umuligt at grave skjul. I River Gwash i England blev bekæmpelse forsøgt ved at grave i brinken og metoden blev vurderet som en effektiv metode til at fjerne voksne signalkrebs (David Holdich, pers. comm.).

Vandringsspærre

Denne metode er rettet mod at forhindre spredning i vandløb og kan bestå af fuldstændige eller delvise spærringer af vandløbet. I Norge har man, for at forhindre indvandring af signalkrebs fra Sverige, i 2007 opsat vandringsspærringer i vandløb, som forbinder Sverige med Norge (Johnsen *et al.*, 2008). Foreløbige data peger på at disse spærringer indtil videre har været effektive. Eftersom signalkrebs primært spreder sig gennem vandring, og således sjældent svømmer gennem vandfasen (Peay, 2001), vil en spærring i form af en ikke passabel tærskel som minimum begrænse og muligvis helt forhindre krebsenes vandringmuligheder. Metoden vil kræve vedligeholdelse for at forhindre underskylning eller tilsanding af tærsklen.

Påvirkning af det omgivende miljø

Specielt udtørringen, men også vandstandssænkninger har selvsagt store konsekvenser for akvatiske miljøer. Praktisk set er disse metoder nemmest at gennemføre i lukkede systemer som i damme og småsøer. Også denne metode vil kræve, at evt. flodkrebs i systemet fjernes og genudsættes efter endt ”behandling”. Mekanisk ødelæggelse af brinker vil også være forbundet med omkostninger for andre organismer, som er tilknyttet dette levested. Vandringsspærringer er problematiske, da de også kan forhindre fri bevægelse af andre organismer. F.eks. er livscyklus hos diadrome laksefisk afhængig af fri passage mellem havet og gydeområderne (Aarestrup *et al.*, 2006).

Kemiske metoder

En lang række kemikalier har været anvendt i forsøg på at udslutte uønskede krebsebestande ved forgiftning (Holdich *et al.*, 1999).

Ændring i pH og ilt

Laboratorieforsøg har vist, at ændringer i vandets pH eller iltforhold til lethale niveauer kan være effektivt. Peay (2001) peger på, at man kan øge pH til 12 eller højere ved hjælp af natrium hydroxid (kaustisk soda) eller, alternativt, af-ilt vandet ved at tilsætte natrium sulfid eller sucrose (sukker). Begge metoder er formodentlig både billige og effektive, men ikke helt enkle at udføre i strømmende vand.

Rotenon, klor- og fosfatforbindelser

Biocider som organokloriner og eller organofosfater kan være effektive, men er bioakkumulerende og derfor uønskede i naturen (Ribbens & Graham, 2004; Sandodden & Bjørn, 2007). Rotenon er en naturlig plantegift, som ofte er blevet brugt i bekæmpelse af uønskede organismer i vandmiljø, især fisk, men krebs er tilsyneladende ganske modstandsdygtige overfor rotenon og kan overleve koncentrationer 500 gange højere end fisk (Holdich *et al.*, 1999).

Syntetiske og naturlige pyrethroider

Bekæmpelse via syntetiske eller naturlige pyrethroider er den metode som i øjeblikket anses som den mest lovende, i det mindste i damme og småsøer. Syntetiske pyrethroider bruges hyppigt som

sprøjtemiddel i landbruget (www.wikipedia.org) og dets effekter på invertebrater er således velkendte. Pyrethroider er bionedbrydelige og opholder sig forholdsvis kort tid i vandfasen, det vil sige normalt kun få uger og under visse forhold kun dage, og efter en behandling vil det oprindelige økosystem typisk være reetableret indenfor et år (Sandodden & Bjøru, 2007). Samtidig har man i laboratorieundersøgelser vist, at krebs omkommer af pyrethroider ved koncentrationer der er lavere end det niveau man generelt i Europa tillader i drikkevand for mennesker (Holdich *et al.*, 1999), og den nødvendige dosis er derfor relativt lav.

I et norsk forsøg på at fjerne signalkrebs fra Dammarne (et vandsystem bestående af småsøer forbundet med korte vandløb) brugte man pyrethroidet Betamax (Sandodden & Bjøru, 2007), som også anvendes til bekæmpelse af lakselus i norske lakseopdræt. I Skotland har man anvendt et naturligt pyrethroid udvundet af blomsterhoveder fra *Chrysanthemum spp* (Pyblast) til at bekæmpe signalkrebs i små damme (Peay & Hiley, 2006). Det antages i den forbindelse, at det forholdsvis dyre naturlige pyrethroid er mere skånsomt mod det omgivende miljø, da det nedbrydes hurtigere end det betydeligt billigere syntetisk pyrethroid. Fælles for disse forsøg er, at det endnu er for tidligt at sige noget om hvorvidt bekæmpelsen rent faktisk er lykkedes, men foreløbig er forventningerne store.

Påvirkning af det omgivende miljø

Brugen af kemisk metoder har konsekvenser for det omgivende miljø, idet det som udgangspunkt må forventes, at også andre organismer i vandet udryddes (Ribbens & Graham, 2004). Pyrethroider er skånsomme overfor pattedyr og fugle, men fisk, akvatiske insekter og formodentlig også padder rammes (Sandodden & Bjøru, 2007). Det forventes dog, at det oprindelige dyreliv kan være reetableret indenfor et år efter behandlingen, dog med undtagelse af flerårige fisk, som det derfor kan være nødvendigt at opfiske og opbevare mens behandlingen gennemføres.

Hvornår er en bekæmpelse succesfuld?

En vigtig del af processen omkring bekæmpelse af en invasiv art er, at kunne fastslå hvornår bekæmpelsen har haft den fornødne effekt. Det vil sige hvornår tætheden af individer er blevet reduceret i en sådan grad, at det ikke længere er sandsynligt at kønsmodne individer finder sammen og parring finder sted. Bestanden vil herefter uddø. Det er langt fra trivielt at fastslå et sådant estimat for "Minimum Viable Population Density" (MVPD), men Peay, (2001) foreslår, at tætheden af signalkrebs skal være mindre end 11 individer pr. km vandløb for at parring sandsynligvis undgås. Ved afslutningen af et bekæmpelsesprojekt skal det således konstateres, at denne tæthed er nået. Hvad angår krebs vil det være vanskeligt at fastslå dette, især fordi de metoder der i dag findes til at monitorere krebs ikke er specielt effektive ved så lav bestandstæthed og som regel størrelses- eller aktivitetsspecifikke og uden den fornødne præcision til at kortlægge så små bestande (Peay, 2001). I praksis betyder det at selvom der fiskes intensivt og ikke fanges signalkrebs, så kan der eventuelt stadig være en bestand til stede som er større end MVPD. Det er blandt andet derfor nødvendigt at lave en flerårig opfølgning for derved at kunne detektere om bestanden på ny vinder terræn.

Forslag til bekæmpelsesplan for Alling Å

Metoder til udryddelse af invasive arter kan opdeles i metoder, der specifikt rammer den invasive art og metoder som tillige rammer en række andre organismer. Som gennemgået ovenfor, vil de fleste metoder til udryddelse af signalkrebs have en effekt på det omgivende miljø, hvorfor en vigtig del af beslutningen omkring udryddelse ligger i en stillingtagen til, hvor radikal en tilgang man kan acceptere, eller sagt på en anden måde, hvor meget af den omgivende flora og fauna man vil tillade

påvirkes eller forsvinder i en periode mens signalkrebsen bekæmpes. I samme forbindelse bør det også nævnes, at mange af bekæmpelsesmetoderne vil kræve dispensation fra anden lovgivning herunder Naturbeskyttelsesloven og Miljøbeskyttelsesloven.

Der findes eksempler på, at det er lykkedes at kontrollere en bestand af krebs, men indtil videre ikke nogen dokumenterede eksempler på at det er lykkedes fuldstændigt at udrydde invasive krebsbestande (Souty-Grosset *et al.*, 2006). Dette understreger tydeligt hvor udfordrende en opgave, bekæmpelse af signal krebs i Alling Å vil være.

På trods af risikoen for at et bekæmpelsesprogram ikke har det ønskede resultat, er det DTU Aquas vurdering, at bekæmpelse er muligt og et forsøg på dette bør iværksættes hurtigst muligt. Det er dog vigtigt, at denne bekæmpelse er multidisciplinær for på den måde at ramme bestanden så bredt som muligt i forhold til krebsenes forskellige livsstadier. Eftersom de fleste metoder til bekæmpelse af krebs kun er testet i udlandet, er det DTU Aquas vurdering, at det i bekæmpelsens første fase vil være nødvendigt at afsætte tid og ressourcer til metodeudvikling/tilpasning til danske forhold og specifikt til Alling Å.

Første skridt i bekæmpelsen vil være en nærmere fastlæggelse af spredningskilderne og bekæmpelse af disse. Selve bekæmpelsen skal hurtigst muligt iværksættes og skal, som nævnt tidligere, i første omgang indeholde en opdateret og endelig fastlæggelse af udbredelsesområdet i hovedløbet og Skader Å. Dernæst iværksættes intensivt bekæmpelsesfiskeri gennem en kombination af fiskeri med krebseruser, skjulfælder og elektrofiskeri for at begrænse bestandens størrelse og den forventelige spredning til nye vandløbsstrækninger. Vel vidende at dette tiltag i sig selv ikke vil føre til udryddelse af signalkrebsen, skal der sideløbende iværksættes andre bekæmpelsestiltag. Specifikt foreslår vi, at der i første omgang fokuseres på præliminære undersøgelser af effekten af vandringsspærringer, ødelæggelse af levesteder, udsætning af aborre og ål som rovfisk samt af mulighederne for at anvende kemisk bekæmpelse. Sidstnævnte fire tiltag bør i første omgang afprøves i form af små pilotprojekter hvor deres anvendelighed vurderes specifikt for Alling Å, hvorefter relevante metoder skal implementeres i bekæmpelsesprogrammet.

DTU Aquas forslag til et bekæmpelsesprogram er flerårig og betinget af en løbende evaluering. Samtidig forventes det, at de indsamlede erfaringer fra Alling Å ville kunne danne grundlag for såvel monitoring som egentlige bekæmpelsesinitiativer i andre danske vandssystemer.

Kilder til spredning skal findes og stoppes

Det vurderes som mest sandsynligt, at forekomsten af signalkrebs i Alling Å skyldes udvandring fra en eller flere små søer i åens opland, hvor krebsene er udsat med henblik på ekstensivt opdræt. Udsætninger direkte i åen synes mindre sandsynlige. Der kan både være tale om søer med permanent forbindelse til åen eller søer som i forbindelse med store afstrømninger eller egentlig oversvømmelse, har periodevis forbindelse til denne. Udbredelsesmønsteret peger på at der er mindst to kilder, den ene beliggende i nærheden af Clausholm Slot (se nedenfor), den anden i den øvre del af Skader Å. Det kan dog ikke udelukkes, at der er tale om flere end to kilder. Det ligger implicit, at en succesfuld bekæmpelse er betinget af, at kilderne til spredningen i både hovedløbet og Skader Å identificeres og bekæmpes effektivt, hvilket DTU Aqua foreslår iværksættes hurtigst muligt.

I slutningen af oktober blev der sat ruser i flere damme og kanaler omkring Clausholm Slot samt i Alling Bæk, som afvander flere af disse og udmunder i Alling Å umiddelbart nedstrøms Rødebro. I

den forbindelse blev der fanget signalkrebs på fire positioner i Alling Bæk, den øverste beliggende mere end 1500 m fra Alling Å. Det kan derfor ikke afvises at udsætninger i bækken eller mere sandsynligt i en af dammene i Hvalløs Kær vest for Clausholm, kan være en kilde til forekomst af signalkrebs i hovedløbet, på trods af at der ikke blev fanget nogen signalkrebs i selve dammene. Undersøgelsen af mulige spredningskilder i form af søer og damme er ikke tilbunds gående i nærværende undersøgelse, bl.a. fordi fiskeriet blev udført meget sent på sæsonen og krebsene var derfor formodentlig mindre aktive og rusernes effektivitet reduceret.

Det er derfor en højt prioriteret opgave at få alle potentielle kilder undersøgt grundigt og de egentlige kilder identificeret. Opsporingen af kilder bør derfor iværksættes så snart vandtemperaturen i foråret er tilstrækkelig høj. Dette gælder også i Skader Å, som sandsynligvis har sin egen kilde til spredning. Den vurdering bygger på det forhold, at der blev fundet signalkrebs i Skader Å, men ikke i Rosenholm Å, på trods af at de begge udmunder i Alling Å midt i udbredelsesområdet. Det er usandsynligt, at signalkrebs er vandret fra hovedløbet ca. 9 km. op i Skader Å, men slet ikke i Rosenholm Å. Begge åer er sammenlignelige med hensyn til skjul og vandføring. Ud fra kort materialet på Google Earth® ser det ud til, at mængden af søer og damme langs udbredelsesområdet i hovedløbet er begrænset til dammene omkring Clausholm Slot, samt søen på den nordlige side af Alling Å modsat Clausholm Slot. I forbindelse med monitoringen i Skader Å blev der blandt andet observeret søer med forbindelse til Halling Bæk (opstrøms Skader Å) og der kan ses en række damme og søer beliggende klods op ad Skader Å og Halling Bæk. Disse søer bør monitoreres og ifald der konstateres signalkrebs i disse søer, bør der meget hurtigt iværksættes bekæmpelsesinitiativer.

Når kilderne til spredning er endelig identificeret, kan der tages stilling til hvorledes en bekæmpelse af disse iværksættes. Stammer signalkrebsene fra forholdsvis små damme med tilknytning til å systemet sådan som det formodentlig er tilfældet i Skader Å, bør disse i første omgang afskæres fra vandløbet for at minimere yderligere spredning. Dernæst bør dammene udtørres i en årrække eventuelt i kombination med en form for kemisk behandling med f.eks. pyrethroider (Peay & Hiley, 2006). I hovedløbet, hvor det er sandsynligt, at spredningen stammer fra Alling bæk eller de damme og søer som afvander hertil, skal der på tilsvarende måde iværksættes intensiv bekæmpelse og yderlig spredning til hovedløbet skal forhindres via spærringer eller lignende.

Intensivt fiskeri

Pilotforsøget omkring bekæmpelsesfiskeri præsenteret i nærværende rapport peger på, at det er muligt at nedbringe mængden af signalkrebs gennem intensivt fiskeri. DTU Aqua foreslår, at bekæmpelsesfiskeri iværksættes som en del af en bekæmpelsesplan for Alling Å. Udgangspunktet er, at bekæmpelsesfiskeriet skal foregå over en årrække på minimum 4 år for at få størst mulig effekt på signalkrebsebestanden. Iværksættes der i løbet af perioden andre bekæmpelsesmetoder, tages det op til overvejelse om en fortsættelse af bekæmpelsesfiskeriet er relevant.

Bekæmpelsesfiskeriet skal evalueres minimum en gang om året, for at vurdere om den metodik, der anvendes er den rigtige og om omfanget er passende. Fiskeriet skal primært foregå ved hjælp af krebsruser, herunder både standard ruser samt ruser modificeret med mindre maskestørrelser sådan at mindre individer end ellers kan tilbageholdes. Som et supplement bør også elfiskeri afprøves som en metode, især for at få ram på mindre individer end ruserne er effektive overfor. Fangsten i forbindelse med elfiskeri foretaget i Alling Å i november 2008 var begrænset, men vi formoder at dette primært var relateret til begrænset aktivitet og derved begrænset fangbarhed på grund af årstiden (eller temperaturen) og tidspunktet på døgnet. Elfiskeri om sommeren og gerne om natten forventes at resultere i en betydelig bedre fangst, idet udenlandske undersøgelser peger på, at elfiskeri kan

være et effektivt supplement til rusefiskeri (Ribbens & Graham, 2004). Vi anbefaler, at elektrofiskeri testes i sommerhalvåret, og såfremt metoden vurderes brugbar i Alling Å inkluderes i et eventuelt bekæmpelsesfiskeri. Ligeledes vurderer DTU Aqua, at det er relevant at afprøve brugen af skjulfælder, da denne metode også vil kunne fange mindre individer.

Det er dog også klart, at muligheden for succes, dvs. en fuldstændig udryddelse af signalkrebsene vil være stærkt begrænset, såfremt der kun satses på opfiskning. Intensivt fiskeri i en årrække vil utvivlsomt reducere den kønsmodne andel af signalkrebsene, og være med til at reducere yderlig udbredelse af kønsmodne krebs under bekæmpelsesperioden. Til gengæld vil det formodentlig kun i mindre grad påvirke de mindste krebs, og disse vil til stadighed vokse ind i fiskeri i løbet af et par år. Muligheden for at et intensivt fiskeri vil have en betydelig effekt knytter sig til, at fangst af de kønsmodne krebs vil være så effektiv, at rekrutteringen efterhånden vil mindskes og i bedste fald ophøre. Der findes dog som nævnt tidligere ingen dokumenterede eksempler på at bekæmpelsesfiskeri alene kan udrydde en bestand af signalkrebs (Holdich, pers. comm; Peay, 2001; Ribbens & Graham, 2004.), hvorfor andre bekæmpelsesmetoder bør indgå i den samlede bekæmpelsesplan. I et samlet bekæmpelsesprogram kan fiskeriet dog være vigtigt for at undgå yderligere spredning af signalkrebs i bekæmpelsesperioden.

Ødelæggelse af levesteder

Selvom der ikke er megen erfaring med denne metode synes det logisk, at en decimering af signalkrebsens levesteder gennem opgravning/destruktion/fysisk blokering af deres huler i brinkerne har potentialet til at eliminere et betydeligt antal krebs. DTU Aqua foreslår derfor at der iværksættes et pilotprojekt, som kan belyse hvor ressourceeffektiv denne metode vil være, både i form af økonomi, logistik og skader på brink og kantvegetation.

Vandringsspærringer

For at forhindre opstrøms spredning kan der i teorien etableres spærringer, som tillader en fri vandstrøm, men som forhindrer signalkrebsen i at kravle forbi. En vandringsspærring kunne være relevant opstrøms for udbredelsesområdet og ved udmundingen af Rosenholm Å for derved at forhindre yderlig spredning af signalkrebsene fra hovedudbredelsesområdet i Alling Ås hovedløb op i Rosenholm Å. En nedstrøms spærring vil være meget ønskværdig, idet det kunne forhindre spredning via Randers fjord til Gudenåen. Nedstrøms-spærringer vil dog formodentlig være mindre effektfulde, idet disse kan passeres ved passiv drift i vandfasen, som, selvom det muligvis ikke er den dominerende vandringsform, må antages at finde sted. DTU Aqua har for indeværende ingen erfaring med endelig form og dimensionering af sådanne spærringer, hvilket vil kræve sparring med ingeniører og hydrologer. DTU Aqua foreslår derfor, at der hurtigst muligt udarbejdes konkrete forslag til spærringer inklusiv en konsekvensberegning af spærringers effekt på det omgivende miljø. Vandringsspærringer kan potentielt medføre tab af flora og fauna i en periode, hvis disse spærringer forhindrer f.eks. laksefisk i at foretage naturlige vandringer. En vis stuvningseffekt vil også kunne påvirke opstrøms beliggende strækninger af vandløbet samt indebære en øget risiko for oversvømmelse af vandløbsnære arealer. Der ligger derfor en udfordring i at udvikle spærringer, der virker selektivt for krebs uden at have alvorlige følgevirkninger.

Udsætning af rovfisk

Der findes ingen dokumenterede eksempler på, at udsætning af rovfisk har haft en effekt i bekæmpelsen af uønskede krebsebestande. Omvendt er der fra naturlige bestande flere eksempler på at tætheden af krebsebestande reduceres, når mængden af potentielle rovfisk øges. Det er derfor rimeligt at antage, at såfremt det kan lykkes at øge antallet af rovfisk, f.eks. ål i Alling Å, så kan disse

medvirke til at nedbringe antallet af signalkrebs. En af udfordringerne ligger dog i at sikre, at rovfiskene bliver i Alling Å og ikke vandrer bort. DTU Aqua foreslår der iværksættes et pilotforsøg hvor der i afspærrede delstrækninger udsættes aborre og ål i forskellige størrelser og efterfølgende undersøges det hvor stationære fiskene er samt hvad de vælger at spise. I forhold til aborre kan der specifikt fokuseres på at time udsætningerne med tidspunktet hvor krebseynglen forlader moderen, det vil sige formodentlig i juni måned.

Forundersøgelse til program for kemisk bekæmpelse

Der findes i dag ikke nogen dokumenterede eksempler på, at det er lykkedes at udrydde invasive krebsebestande via aktiv bekæmpelse (Peay, 2001; Souty-Grosset *et al.*, 2006), men de mest lovende igangværende forsøg ser ud til at være dem som inkluderer en eller anden form for kemisk behandling. I øjeblikket ses for eksempel forsøg med kemisk bekæmpelse med biocider i Norge (Sandodden & Johnsen, 2008) og Skotland (Peay & Hiley, 2006) og der er tilsvarende forsøg i gang i Sverige (Peay, pers. comm.). I Norge anvendes syntetiske pyrothroider (Sandodden & Johnsen, 2008) mens man i Skotland har valgt naturlige pyrethroider (Pyblast) i en forventning om at dette er mere skånsomt mod andre organismer. Uanset vil et insekticid utvivlsomt dræbe andre organismer ud over krebsen og samtidig er der ingen garanti for at insekticid behandlingen er 100 % effektiv, idet de krebs som sidder gravet ned i hullerne i brinken (eksempelvis under skalskifte) måske kun i mindre omfang er udsat for giften. Det er også fælles, at bekæmpelsesområderne i det skotske og norske forsøg har været relativt afgrænsede i form af småsøer og damme, og ikke åbne systemer som f.eks. Alling Å.

Kemisk behandling i et vandløb vil kræve en anden tilgang og det formodes, at ikke alle vandløb er lige egnede til en behandling med pyrethroider. Især vil de fysiske dimensioner være en begrænsende faktor (Peay & Hiley, 2006). En grundig forundersøgelse vil således være nødvendig for at kortlægge om Alling Å vil være egnet til en sådan behandling (Peay, pers. comm.). Det er DTU Aquas vurdering at kemisk bekæmpelse kan være nødvendig, hvis en fuldstændig bekæmpelse ønskes og de andre bekæmpelsesmetoder viser sig ikke at have den ønskede effekt. DTU Aqua er klar over at brugen af kemiske metoder kan synes kontroversiel, men som nævnt ovenfor er det den bekæmpelsesmetode som i øjeblikket ser mest lovende ud, og den er derfor relevant at overveje. Det er dernæst op til de ansvarlige myndigheder at beslutte om brug af kemisk bekæmpelse er acceptabel. I første omgang kan en forundersøgelse iværksættes. Dette bør ske i samarbejde med personer med erfaring på området, og hovedformålet skal være at fastslå om kemisk bekæmpelse i Alling Å er praktisk muligt, og dernæst at udfærdige en mere detaljeret konsekvensberegning. Derved vil der skabes et brugbart grundlag for at vurdere om kemisk bekæmpelse på sigt kan implementeres i bekæmpelsesplanen såfremt det skønnes acceptabelt og relevant, det vil sige hvis andre bekæmpelsesinitiativer ikke er tilstrækkelige.

Flerårig indsats og opfølgning nødvendig

Ribbens & Graham, (2004) peger på at kontrol og potentiel bekæmpelse i teorien kun er muligt hvis krebsen har en begrænset udbredelse og bekæmpelsen udføres meget intensivt og over en årrække. Muligheden for at en bekæmpelse i Alling Å kan lykkes ligger derfor især i det faktum, at udbredelsen af signalkrebsen i vandløbssystemet for nuværende stadig er forholdsvis begrænset, og ikke mindst at der bliver iværksat et flerårigt intensivt bekæmpelsesprogram. I den forbindelse vil DTU Aqua vurdere, at der som minimum skal være en periode på fire år til rådighed til bekæmpelsen.

I den periode, hvor der foregår aktiv bekæmpelse, vil det være nødvendigt at lave opfølgende monitoring/evaluering mindst én gang årligt, for dels at vurdere hvorledes bestandstæthed og størrelses-

fordeling udvikler sig og dels at sikre at indsatsen altid er optimalt tilrettelagt med hensyn til metode og omfang. Monitoringen kan integreres i selve bekæmpelsesindsatsen.

Når bekæmpelsen er afsluttet skal der desuden/yderligere afsættes ressourcer til at monitere om bekæmpelsen rent faktisk er lykkedes. Da metoderne til monitorering af krebs er så relativt upræcise ved lave bestandstætheder, vil det formentlig være nødvendigt at monitere i en relativ lang årrække, for at fastslå endeligt om bekæmpelsen var tilstrækkelig. Det er sandsynligt, at der går flere år inden en hårdt nedfisket, men ikke udryddet, bestand kommer så meget på fode igen, at der med rimelig sandsynlighed vil blive fanget krebs.

Konklusion

Signalkrebsen i Alling Å bør bekæmpes

Signalkrebsen er en ikke hjemhørende art i Danmark. Tilstedeværelse i den danske natur har negative konsekvenser for den omgivende flora og fauna og arten betragtes med rette som en invasiv art. Findes der signalkrebs i et vandsystem, er det overvejende sandsynligt, at naturligt forekommende flodkrebss på sigt fuldstændig forsvinder. Samtidig kan andre makroinvertebrater, fisk og planter påvirkes i negativ retning. Udenlandske undersøgelser peger på, at findes der først signalkrebs i et vandsystem, så bliver udbredelsen som oftest total (Peay, 2001; Westman *et al.*, 2002). Skulle der ske udbrud af krebsepest i Alling Å vil udryddelsen af flodkrebsene blive betydelig accelereret, og genintroduktion af flodkrebss formodentlig umulig så længe signalkrebsen er til stede.

Såfremt der ikke iværksættes bekæmpelse vil signalkrebsen som sagt med alt overvejende sandsynlighed sprede sig til hele Alling Å vandsystemet og påvirke flora og fauna i negativ retning. Samtidig vil bestanden udgøre en betydelig kilde til mulig videre spredning til andre vandløb og søer, enten fordi mennesker med eller mod bedre vidende opfisker og udsætter krebsene i nye systemer eller fordi krebsene spredes ad naturlig vej, f.eks. via Grund Fjord til Gudenåen.

Der er således mange argumenter for, at en bekæmpelse af signalkrebsen i Alling Å bør iværksættes og noget vil være vundet hvis bekæmpelsen iværksættes hurtigst muligt. For det første vil udbredelsen i de kommende år øges, hvilket vil reducere chancerne for en total udryddelse. Dertil vil det planlagte VMP II våde enge-projekt for Alling Å dalen skabe et betydelig mere varieret forløb af vandløbet med stryg og høller, omgivet af mere eller mindre våde engarealer, og DTU Aqua vurderer at en fuldstændig bekæmpelse under dette scenarie vil være langt vanskeligere end i det nuværende regulerede vandløb da kvaliteten af vandløbet som habitat for signalkrebs vil øges.

Multidisciplinær og flerårig bekæmpelse anbefales

DTU Aqua vurderer at omfanget af en effektiv bekæmpelse af bestanden af signalkrebs i Alling Å i dens nuværende form vil blive betydeligt og at muligheden for at det ikke lykkes er til stede. Dette især fordi der ikke findes dokumenterede eksempler hverken i Danmark eller i udlandet på, at det er lykkedes at udrydde en uønsket bestand af signalkrebs. Når det på trods heraf vurderes som muligt at gennemføre en fuldstændig bekæmpelse med succes, skyldes det at signalkrebsenes udbredelse i Alling Å stadig er forholdsvis begrænset.

DTU Aqua vurderer, at de bedste muligheder for succesfuld bekæmpelse opnås via en multidisciplinær strategi, således at krebsen bekæmpes på alle livsstadier og fra flere vinkler. Første skridt i bekæmpelsen vil være en nærmere fastlæggelse af spredningskilderne og bekæmpelse af disse. Selve bekæmpelsen skal hurtigst muligt iværksættes og skal i første omgang ske via en kombination af intensivt rusefiskeri og elektrofiskeri. Vel vidende at disse tiltag i sig selv ikke er tilstrækkelig til en endelig udryddelse, skal der sideløbende iværksættes andre bekæmpelsestiltag.

Indledningsvis skal der derfor fokuseres på præliminære undersøgelser af metoderne: i) vandrings-spærringer, ii) ødelæggelse af levesteder, iii) udsætning af rovfisk samt såfremt det vurderes som en acceptabel metode, af iv) mulighederne for at anvende kemisk bekæmpelse. Disse tiltag skal i første

omgang afprøves i form af pilotprojekter, hvor deres anvendelighed vurderes specifikt for Alling Å. Såfremt metoderne viser sig anvendelig kan de opskaleres og implementeres i den samlede bekæmpelsesplan. Det er DTU Aquas vurdering, at et succesfuldt bekæmpelsesprogram skal være flerårigt og desuden skal det være betinget af en løbende evaluering.

Det er DTU Aquas vurdering, at en bekæmpelse vil tage minimum 4 år. Dertil bør lægges en årrække hvor det løbende monitoreres, at bekæmpelsen rent faktisk er lykkedes.

Tidsplan og forslag til konkret program for bekæmpelsesfiskeriet i Alling Å

2009 Fase 1; supplerende indledende undersøgelser og bekæmpelse

- Primo; Planlægning og udførelse af pilotforsøg med andre bekæmpelsesmetoder (behandling af brinker, udsætning af rovfisk, vandringsspærringer).
- Primo; Mulighederne for brugen af kemisk bekæmpelse i Alling Å undersøges nærmere.
- April-august; kildeopsporing og –bekæmpelse.
- April-august; Endelig bestemmelse af udbredelsesområde i hovedløbet og Skader Å.
- April-oktober; Begrænsning af udbredelse/bekæmpelse via krebseruser/elfiskeri i hovedløb og Skader Å.
- August/September; monitoringsfiskeri.
- Ultimo; Evaluering af bekæmpelsesindsats samt beslutning om hvilken metoder der skal anvendes i 2010.

2010-2012 Fase 2; fuld skala bekæmpelse

- Bekæmpelsesprogrammet vil afhænge af erfaringerne fra 2009

Eftersom mange af bekæmpelsesmetoderne vil kræve dispensation fra Naturbeskyttelsesloven/Miljøbeskyttelsesloven, kan bekæmpelsestiltag evt. blive udskudt såfremt disse dispensationer påklages. I forbindelse med en eventuel udtørring af nærliggende vandhuller som del af kildebekæmpelse, kan der påregnes et tidsforbrug til eksempelvis at kortlægge tilstedeværelsen af særligt beskyttede arter. Den type af tidsforbrug er der ikke taget højde for i den foreslåede tidsplan.

Appendiks 1: Diskussion af metode til analyse af krebsepest

Det er nødvendigt at analysere et betydeligt antal individer fra en lokalitet for at give en tilstrækkelig vurdering af infektionsniveauet i en population og specielt for at kunne erklære en population for fuldstændig smittefri. Internationalt er der foreløbigt ikke foretaget mange undersøgelser i den forbindelse, og der foreligger ingen retningslinier eller anbefalinger. Der er dog en begyndende forståelse for at infektionsgraden kan variere betydeligt på både individ og populationsniveau. Mens det tidligere har været normalt at antage at alle Nordamerikansk krebs er kroniske bærere, så peger nyere undersøgelser på at en population kan bestå af både smittefri og smittebærende individer (Oidtmann *et al.*, 2006; T. Vrålstad, ikke offentliggjorte data). En population af signalkrebs kan også være helt smittefri. For at kunne sige noget om det generelle infektionsniveau må et stort antal individer derfor undersøges.

I denne undersøgelse er der undersøgt et betydeligt antal individer, og resultaterne viser, at alle undersøgte vævsprøver af flodkrebs og signalkrebs ikke indeholder spor af *A. astaci*. Resultaterne gælder dog kun for det undersøgte prøvemateriale, og det kan derfor ikke garanteres, at andre vævsprøver fra samme individ eller at andre krebs fra samme lokalitet, som ikke blev inkluderet i disse analyser, er smittefrie. En infektion av *A. astaci* er ikke jævnt fordelt, og på symptomfrie individer kan man således tilfældigt komme til at tage fra områder uden *A. astaci*. Det er imidlertid vist at blød kutikula, telson, og lemmer er de væv som langt oftest inficeres med *A. astaci* hos signalkrebs og følgelig også de mest sandsynlige steder at påvise *A. astaci* hos individer som er bærere. Det er vist, at i smittebærende populationer af signalkrebs er påvisningsfrekvensen i disse væv > 70 % (se Oidtmann *et al.*, 2006).

Set i lyset af det ganske store prøvemateriale, som blev analyseret, er det derfor meget sandsynligt, at *A. astaci* ville være blevet påvist et betydeligt antal gange såfremt signalkrebsene i Alling Å var bærere af *A. astaci*. Samtidig er det usandsynligt, at *A. astaci* er eller har været til stede i vandløbet når der stadig findes raske, ikke inficerede flodkrebs. Sameksistens mellem flodkrebs og signalkrebs er i sig selv et tegn på lavt eller manglende smittepotentiale hos signalkrebsene (Westman *et al.*, 2002), og fraværet af *A. astaci* kan derfor forklare hvorfor signalkrebs og flodkrebs sameksisterer i Alling Å. I andre Europæiske lande er der lavet molekylære studier, som viser, at nordamerikanske krebs som sameksisterer med Europæiske krebs er smittefrie (Mainwald *et al.*, 2008). Ved Veterinærinstituttet i Oslo er der ligeledes for nylig blevet foretaget en undersøgelse af smittestatus hos et betydeligt antal signalkrebs som sameksisterede med flodkrebs, og heller ikke der blev der fundet spor af smitte hos signalkrebs (Vrålstad, ikke publicerede data).

Sandsynligheden for at der på sigt ikke udbryder krebsepest i systemet er selvsagt vanskelig at vurdere. Såfremt der ikke findes andre kilder til krebsepest i nærheden, det vil sige vand som indeholder inficerede signalkrebs, er der gode udsigter til at bestanden forbliver smittefri. Dette forhold vil forlænge perioden for sameksistens mellem signalkrebs og flodkrebs i Alling Å men formodentlig ikke forhindre, at flodkrebsen på sigt forsvinder (se f.eks. Westman *et al.*, 2002).

Litteraturliste

Axelsson, E., Nyström P., Sidenmark, J. & Brönmark, C. 1997: Crayfish predation on amphibian eggs and larvae. *Amphib-Reptilia*, 18: 217–228.

Bubb, D.H., Thom, T.J. & Lucas, M. 2006: Movement patterns of the invasive signal crayfish determined by PIT telemetry. *Canadian Journal of Zoology*. 84 (8): 1202-1209.

Crawford, L., Yeomans, W.E. & Adams, C.E. 2006: The impact of introduced signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* on stream invertebrate communities. *Aquatic Conservation: Marine and freshwater Ecosystems* 16: 611-621.

DTU Aqua, 2007. <http://www.fiskepleje.dk/nyheder/arkiv.aspx?guid={23D64EEE-2C12-437D-BA0A-4D0A5D3123A4}>. Date of Access; 23. Februar 2009.

Griffiths, S.W., Collen, P. & Armstrong, J.D. 2004: Competition for shelter among overwintering signal crayfish and juvenile Atlantic salmon. *Journal of Fish Biology*, 63: 436-447.

Hogger, J.B. 1988: Ecology, Population Biology and Behaviour i “Freshwater crayfish, Biology, management and exploitation” (D.M.Holdich & R.S.Lowery (redaktører)). pp.114-145. Croom Helm, London & Sydney.

Holdich, D.M. 1999: The negative effects of established crayfish introductions. i “Crayfish in Europe as Alien species. How to Make the Best of a Bad Situation?” (F.Gherardi & D.M. Holdich (redaktører)), pp. 31–47. A.A. Balkema, Rotterdam and Brookfield.

Holdich, D., M, Harlioglu, M. M. & Firkins, I. 1997: Salinity adaptations of crayfish in British Waters with particular reference to *Austropotamobius pallipes*, *Astacus leptodactylus* and *Pacifastacus leniusculus*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 44:147-154.

Holdich, D.M., Gydemo, R. & Rogers, W.D. 1999: A review of possible methods for controlling nuisance populations of alien crayfish. i “Crayfish in Europe as Alien species. How to Make the Best of a Bad Situation?” (F.Gherardi & D.M. Holdich (redaktører)). pp. 31–47. A.A. Balkema, Rotterdam and Brookfield.

Johnsen, S.I., Andersen, O. & Museth, J. 2006: Introdusert signalkrebs i Porsgrunn kommune, Telemark-Kartlegging og forslag til tiltak. NINA Rapport 194, pp 17.

Johnsen, S.I, Jansson, T., Høye, J.K & Taugbøl, T. 2008: Vandringsperre for signalkrebs i Buåa, Eda kommun, Sverige. Overvågning av signalkrebs og krebspestsituasjonen-NINA rapport 356, pp. 15.

Jørgensen, K. 2004: Udsætningsplan for mindre vandsystemer med tilløb til Randers Fjord, FFI rapport, Danmarks Fiskeriundersøgelser, Silkeborg. pp. 21.

- Larsen, K. 1990: Den nye krebsebog. Forlag: Pinus. ISBN: 87-7722-024-2. pp. 159
- Lewis, S.D. 2002: *Pacifastacus*. i Biology of Freshwater Crayfish.(Holdich D.M. (redaktør)) Blackwell Science Ltd., Oxford: pp. 511-540.
- Maiwald, T., Vrålstad, T., Jaraus, W., Schulz, H.K., Smietána, P. & Schulz, R. 2008: Status of crayfish plague *Aphanomyces astaci* in lakes with coexistence between indigenous crayfish species *Astacus astacus* and alien species *Orconectes limosus*. Oral presentation at the International Association of Astacology (IAA17) 17th Symposium, Kuopio, Finland. August 4-8, 2008.
- Miljøministeriet, 2009. <http://www.skovognatur.dk/Natur/invasivearter/Dyrearter>. Date of access 23/02/2009.
- Nyström, P. 1999: Ecological impact of introduced and native crayfish on freshwater communities. i "Crayfish in Europe as Alien species. How to Make the Best of a Bad Situation?" (F.Gherardi & D.M. Holdich (redaktører)). pp. 63–85. A.A. Balkema, Rotterdam and Brookfield.
- Nyström, P., Stenroth P, Holmqvist N, et al. 2006: Crayfish in lakes and streams: individual and population responses to predation, productivity and substratum availability. *Freshwater Biology* 51: 2096-2113.
- Oidtmann, B., Geiger, S., Steinbauer, P., Culas, A. & Hoffmann, R.W. 2006: Detection of *Aphanomyces astaci* in North American crayfish by polymerase chain reaction. *Diseases of Aquatic Organisms* 72: 53-64.
- Peay, S. 2001: Eradication of alien crayfish populations. R&D Technical Report W1-037/TR1, pp. 116.
- Peay, S. & Hiley, P. 2006: Biocide trial to eradicate signal crayfish in the North Esk catchment. Scottish Natural Heritage Commissioned Report No. 122 (Purchase Order No. 9725).
- Qvenild T., Bohl E., Fürst, M. & Skurdal, J. 1987: Broodstock, stocking and ecological impact. I "Crayfish Culture in Europe. Report from the EIFAC Workshop on Crayfish Culture, 16–19 November 1987, Trondheim", (Norway, Skurdal, J, Westman K, Bergan PI (redaktører)). The Norwegian Directorate for Nature Management; EIFAC, Trondheim, pp. 28–39.
- Ribbens, J.C.H. & Graham, J.L. 2004: Strategy for the containment and possible eradication of American signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) in the River Dee catchment and Skyre Burn catchment, Dumfries and Galloway. Scottish Natural Heritage Commissioned Report No. 014. (ROAME No. F02LK05).
- Sandodden, R, & Bjøru, B. 2007: Bekjempelse af signalkrebs I Dammane landskapsvernområde. Veterinærinstituttets rapportserie 3-2007. Oslo: Veterinærinstituttet. pp. 28.
- Sandodden R, & Johnsen, S.I . 2008: Bekjempelse af signalkrebs (Pacifastacus leniusculus) og sørv (Scardinius erythrophthalmus) Dammane landskapsvernområde. Veterinærinstituttets rapportserie 15-2008. Oslo: Veterinærinstituttet. pp. 34.

- Schulz, H.K., Smietana, P. & Schulz, R. 2006: Estimating the human impact on populations of the endangered noble crayfish (*Astacus astacus* L.) in north-western Poland. *Aquatic Conserv: Mar. Freshwater Ecosystems* 16: pp. 223–233.
- Souty-Grosset, C., Holdich, D.M., Noël P.Y., Reynolds J.D. & Haffner P. (redaktører.) 2006: *Atlas of Crayfish in Europe*. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, pp.187.
- Skurdal, J., Taugbøl, T., Burba, A., Edsman, L., Söderbäck, B., Styrishave, B., Tuusti, J. & Westman, K. 1999: Crayfish introductions in the Nordic and Baltic countries. i “Crayfish in Europe as Alien species. How to Make the Best of a Bad Situation?” (F.Gherardi & D.M. Holdich (redaktører)). pp. 63–85. A.A. Balkema, Rotterdam and Brookfield.
- Stoltze, M. & Pihl S, 1998: Gulliste 1997 over planter og dyr i Danmark. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser og Skov- og Naturstyrelsen. pp. 47
- Styrishave, B., Bojsen, B., Witthøfft, H., & Andersen, O. 2007. Diurnal variations in physiology and behaviour of the noble crayfish *Astacus astacus* and the signal crayfish *Pacifastacus leniusculus*. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, 40(1), pp. 63-77.
- Styrishave, B., & Rasmussen A.D. 1996. Kребsepest hos flodkrebs og signalkrebs. *Vand & jord*. Årg. 3, nr. 1. pp. 34-37
- Sømod, B, Larsen, J.E., Hansen, D.F., Düvel, L. & Andersen, P. 1999: Vandmiljøet i Randers Fjord 1997. *Natur og Miljø, Århus Amt. Teknisk rapport*, pp. 152.
- Taugbøl, T. & Johnsen, S.I. 2006: NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Pacifastacus leniusculus*. – From: Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org, Date of access 23/02/2009.
- The World Conservation Union, Species Survival Commission, 2009. <http://www.issg.org>
- Vrålstad, T., Håstein, T., Taugbøl, T. & Lillehaug, A., 2006: Kребsepest-smitteforhold i norske vassdrag og forebyggende tiltak mot videre spredning. *Veterinærinstituttets rapportserie 6 – 2006*, Oslo: Veterinærinstituttet. pp. 25.
- Vrålstad, T., Knutsen, A.K., Tengs, T. & Holst-Jensen, A., 2009: A quantitative TaqMan[®] real-time polymerase chain reaction based assay for detection of the causative agent of crayfish plague *Aphanomyces astaci*. *Veterinary Microbiology*. In press. doi:10.1016/j.vetmic.2008.12.022
- Westman K., Ackefors H., & Nylund V. 1992: *Kräftor - biologi, odling, fiske*. Kiviksgårdens förlag, Ystad. pp. 152.
- Westman, K., Savolainen, R. & Julkunen, M. 2002: Replacement of the native crayfish *Astacus astacus* by the introduced species *Pacifastacus leniusculus* in a small, enclosed Finnish lake: a 30-year study. *Ecography* 25: 53-73.
- Aarestrup, K., Koed, A. & Olesen, T.M. 2006: Opstrøms vandring og opstemninger. *Fisk og Hav* 60: 44-53.